

CONSEIL SCIENTIFIQUE

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

RAPPORTS

SUR LES ÉTUDES
ET RECHERCHES ENTREPRISES
DANS LE BASSIN LÉMANIQUE

PROGRAMME QUINQUENNAL 2011-2015
CAMPAGNE 2015

*Rapp. Comm. int. pour la protec. des eaux du Léman contre la pollution
Campagne 2015, 2016*

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 - 00 41 58 / 460 46 69

E-mail : cipel@cipel.org

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

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

SOMMAIRE

I.	FICHE SIGNALÉTIQUE DU LÉMAN ET DE SON BASSIN VERSANT	5
II.	CONCLUSIONS GÉNÉRALES	8
III.	GENERAL CONCLUSIONS	12
RAPPORTS SUR LES ÉTUDES ET RECHERCHES ENTREPRISES DANS LE BASSIN LÉMANIQUE ...		16
IV.	ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN ET DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES .	16
1.	INTRODUCTION	18
2.	METHODES.....	18
3.	RÉGIME THERMIQUE : INFLUENCE SUR LA STRATIFICATION ET LE MÉLANGE DES EAUX.....	20
4.	CARACTÉRISATION PHYSICO-CHIMIQUE DU LÉMAN	24
5.	ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES	28
6.	ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES PROFONDES	38
7.	ÉVOLUTION INTERANNUELLE DES PRINCIPAUX PARAMÈTRES	42
8.	CONCLUSIONS	45
9.	DONNEES MÉTÉOROLOGIQUES	52
V.	MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES EAUX DU LÉMAN	64
1.	INTRODUCTION	65
2.	ÉCHANTILLONNAGE	65
3.	MÉTHODOLOGIE	66
4.	MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU LÉMAN	67
5.	CONCLUSIONS	73
VI.	PHYTOPLANCTON DU LÉMAN	75
1.	INTRODUCTION	76
2.	METHODES.....	76
3.	RESULTATS	77
VII.	BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE ET PRODUCTION PRIMAIRE DANS LE LÉMAN	87
1.	INTRODUCTION	88
2.	MÉTHODES.....	88
3.	RÉSULTATS ET DISCUSSION	89
4.	CONCLUSION	93
VIII.	ZOOPLANCTON DU LÉMAN	95
1.	INTRODUCTION	96
2.	MÉTHODOLOGIE	96
3.	RÉSULTATS	97
4.	CONCLUSION	100
IX.	RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE	101
1.	INTRODUCTION	102
2.	MÉTHODOLOGIE	102
3.	RÉSULTATS	102
4.	CONCLUSION	107

X.	LES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE ET LEUR QUALITE	108
1.	GÉNÉRALITÉS ET MÉTHODES	109
2.	DEBITS ET APPORTS ANNUELS DES AFFLUENTS DU LÉMAN ET EXPORTATIONS ANNUELLES DU RHÔNE AVAL ET DE SES PRINCIPAUX AFFLUENTS.....	110
3.	CONCLUSIONS	111
XI.	MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE.....	115
1.	INTRODUCTION	116
2.	ECHANTILLONNAGE	116
3.	METHODOLOGIE	116
4.	RESULTATS	117
5.	CONCLUSIONS	126
XII.	EVOLUTION DU ZOOBENTHOS PROFOND DU LÉMAN	132
1.	INTRODUCTION	133
2.	STATIONS ET MÉTHODES	133
3.	RESULTATS	135
4.	CONCLUSIONS	138
XIII.	BACTERIOLOGIE	142
1.	INTRODUCTION	143
2.	ÉCHANTILLONNAGE	143
3.	RESULTATS	145
4.	COMPARAISON AVEC LES MESURES RÉALISÉES DANS UNE INSTALLATION DE POTABILISATION	153
5.	OCCURRENCE DES GERMES INDICATEURS FECAUX	155
6.	CONCLUSIONS	155
	RAPPORTS TECHNIQUES	157
XIV.	ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES	159
1.	INTRODUCTION	160
2.	PROGRAMME POUR LE TRAITEMENT DES RÉSULTATS	160
3.	MÉTHODE DE TRAITEMENT DES RÉSULTATS RETENUE ET EXPLICATION DES TABLEAUX RÉCAPITULATIFS	161
4.	RÉSULTATS	162
5.	CONCLUSIONS	163
6.	PERSPECTIVES	163
XV.	CONTRÔLE ANNUEL DES STATIONS D'ÉPURATION (STEP)	171
1.	INTRODUCTION	173
2.	SITUATION DE L'ASSAINISSEMENT.....	173
3.	BILAN DU FONCTIONNEMENT DES STEP.....	176
4.	MICROPOLLUTION.....	185
5.	CONCLUSIONS	186
XVI.	ADRESSES DES AUTEURS DES RAPPORTS	191

FICHE SIGNALÉTIQUE DU LÉMAN ET DE SON BASSIN VERSANT

LE LÉMAN

Position géographique moyenne :	46°27' lat. N	6°32' long. E de Greenwich
Altitude moyenne annuelle du plan d'eau (1943-2008) * :	372.05 m	mini : 371.78 (1949) maxi : 372.19 (1977)
Longueur des rives * * :	200.2 km	France : 58.0 km Suisse : 142.2 km • Vaud : 102.0 km • Valais : 7.6 km • Genève : 32.6 km
Superficie du plan d'eau * * :	580.1 km ²	France : 234.8 km ² Suisse : 345.3 km ² • Vaud : 298.0 km ² • Valais : 10.6 km ² • Genève : 36.7 km ²
Volume moyen :	89 milliards m ³ soit 89 km ³	
Débit moyen annuel du Rhône amont (à la Porte du Scex) (1935-2008)* :	182 m ³ /s	maxi (1999) : 227 m ³ /s mini (1976) : 127 m ³ /s
Débit moyen annuel du Rhône à l'exutoire (à Genève) (1935-2008)* :	250 m ³ /s	maxi (1995) : 327 m ³ /s mini (1976) : 166 m ³ /s
Temps de séjour théorique des eaux (volume/débit moyen) :	11.3 ans	
Longueur de son axe :	72.3 km	
Profondeur maximale :	309.7 m	
Profondeur moyenne :	152.7 m	

Caractéristiques morphométriques du Grand Lac et du Petit Lac :

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

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

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

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

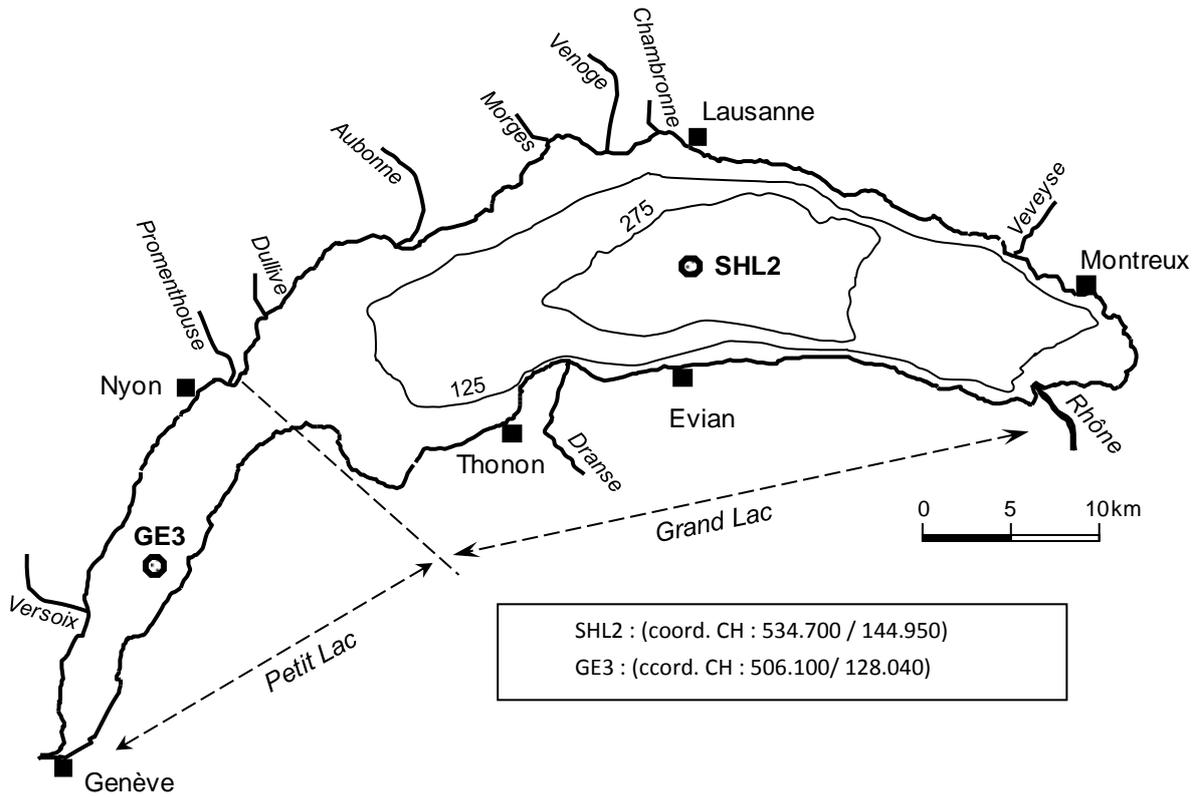


Figure 1 : Le Léman et la situation des stations de prélèvements



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

LE BASSIN VERSANT DU LÉMAN

Surface du bassin versant (lac compris) * :	7'999 km ²	
Surface du bassin versant (sans le lac) :	7'419 km ²	France : 893 km ² Suisse : 6'526 km ²
Altitude moyenne * :	1'670 m	
Altitude maximale (Pointe Dufour) :	4'634 m	
Indice de glaciation (par rapport à la superficie totale) * :	9.40 %	
Population permanente (2011) :	1'083'431	France : 142'229 Suisse : 941'202
Population touristique (capacité d'accueil – 2006/2012) :	556'227	France : 162'360 Suisse : 393'867
Répartition des modes d'utilisation des sols les plus importants :	Surfaces en eau :	7 %
	Surfaces d'habitat et infrastructures :	7 %
	Surfaces agricoles utiles (incluant les alpages) :	26 %
	Surfaces boisées :	31 %
	Surfaces improductives :	29 %
Données :		
Suisse : Office Fédéral de la Statistique (1985, 1997, 2004/2009)		
France : Union Européenne, SOeS, Corine Land Cover (1990, 2000, 2006)		
La surface agricole utile se répartit de la manière suivante :	62% d'herbages (dont alpages)	
	22% de terres arables	
	4% de viticulture	
	2% d'arboriculture	
	10% de zones agricoles hétérogènes	
Sources :		
Office fédéral de la statistique, 2004/2009 ;		
Union européenne, SOeS, Corine Land Cover, 2006		

LE BASSIN VERSANT DU RHÔNE À CHANCY

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

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

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

CONCLUSIONS GÉNÉRALES

CAMPAGNE 2015

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE

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

LÉMAN

1. EVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE

Un hiver relativement doux et donc un brassage hivernal partiel ne permettant qu'une réoxygénation incomplète des couches profondes et une redistribution limitée des nutriments aux couches superficielles. La concentration moyenne en phosphore poursuit sa lente tendance à la baisse.

L'année climatique 2015 sur les rives du Léman peut être considérée comme chaude et ensoleillée, faiblement venteuse, avec une pluviométrie qui présente un déficit de 20 % par rapport à la moyenne 1981-2010. L'été a été très chaud et sec.

L'hiver 2015 a donné lieu à un brassage partiel de la colonne d'eau jusqu'à 140 m réduisant la réoxygénation des couches d'eau profondes du Léman et la distribution des nutriments dans l'ensemble de la colonne d'eau. Le relargage du phosphore à partir des sédiments ainsi que la réduction de l'azote nitrique en azote ammoniacal au fond du lac sont peu marqués en fin d'année 2015 tel qu'en 2014.

La mise en place d'une stratification thermique précoce début mars induit une reprise avancée de l'activité phytoplanctonique et conduit à la diminution des nutriments conjointement à l'augmentation de la matière organique particulaire. Cette année a été marquée par la présence de biomasses importantes du fait de la prolifération d'une algue filamenteuse non toxique (*Mougeotia gracillima*). La transparence des eaux est donc restée faible durant tout le printemps et aucune phase des eaux claires n'a pu être mise en évidence.

En 2015, la concentration moyenne annuelle en azote nitrique est de $574 \mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$, ce qui représente un stock du même ordre de grandeur qu'en 2014, avec 49'880 tonnes (exprimée en azote), il reste relativement stable depuis les années 1980.

La concentration moyenne en phosphore total semble poursuivre sa tendance générale à la baisse avec une valeur annuelle moyenne de $19.0 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$ (19.7 et $20.5 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$ en 2013 et 2014, respectivement). Le stock moyen en phosphore total est en baisse avec 1'634 tonnes de P.

Enfin, le stock de chlorure dans le Léman continue d'augmenter et atteint 894'400 tonnes en 2015. La concentration moyenne annuelle, dorénavant supérieur à $10 \text{mgCl}\cdot\text{L}^{-1}$, tend de plus en plus vers les teneurs moyennes des apports par les affluents du Léman.

2. EVOLUTION BIOLOGIQUE

Malgré des teneurs en phosphore relativement basses, une biomasse phytoplanctonique élevée lié à un bloom printanier atypique. Biomasse chlorophyllienne et production primaire comparable à celles observées depuis 2008 et cohérentes avec le statut mésotrophe du lac.

L'année 2015 est caractérisée par un développement massif et précoce d'une algue filamenteuse, *Mougeotia gracillima* avec des biomasses maximales fin juin. La précocité de son développement est à rapprocher du début de l'année assez clémente et des températures chaudes du mois de juin. Cette algue se développe à l'interface entre l'épilimnion et le métalimnion dans la zone des 15 m de profondeur.

A partir du mois de juillet, la biomasse algale du phytoplancton et de *M. gracillima* va progressivement diminuer. La dynamique interannuelle du phytoplancton montre que les biomasses annuelles moyennes de 2014 et 2015 sont nettement plus élevées que celles des années précédentes et dépassent l'objectif de 1000 µg/l (biomasse annuelle moyenne) fixé par la CIPEL pour le Léman. La prolifération de *Mougeotia* déprécie le statut trophique du lac selon l'indice de Brettum et le classe dans un état médiocre selon les critères européens.

L'année 2015 a été remarquable par sa dynamique atypique, marquée par l'absence de phase des eaux claires. La transparence des eaux a été faible et les biomasses chlorophylliennes élevées tout au long du printemps, en lien avec l'apparition précoce de *Mougeotia*.

Les valeurs moyennes de biomasse chlorophyllienne et de production primaire observées en 2015 restent toutefois comparables aux années précédentes et sont cohérentes avec le statut mésotrophe du Léman. L'année 2015 a été la plus chaude jamais observée à l'échelle planétaire, il serait donc possible de relier cette dynamique atypique avec les conditions thermiques exceptionnelles et une mise en place très précoce d'une stratification forte de eaux.

Les microcrustacés cladocères restent une proie privilégiée des corégones

L'abondance exceptionnelle de l'algue filamenteuse, *Mougeotia gracillima*, d'avril à juillet dans la colonne d'eau, limite fortement en 2015 la pertinence du comptage du zooplancton. Par conséquent, en l'absence de données de densités pour cette période, la dynamique du zooplancton ne peut faire l'objet d'une analyse pertinente en 2015. Elle ne peut non plus être comparée à celle des années précédentes.

La pêche des corégones représente toujours le plus fort tonnage de capture dans le Léman. Comme les années précédentes, les corégones présentent une forte sélectivité dans le choix de leurs proies. Ils exercent une pression sélective sur trois taxons de cladocères : *Bythotrephes*, *Leptodora* et daphnies. Leurs contributions au bol alimentaire des corégones varient au cours des saisons en suivant un patron relativement similaire à celui observé les années précédentes. Toutefois, en hiver, printemps et automne 2015, les *Bythotrephes* sont relativement plus abondants que lors des années précédentes. L'été 2015 semble se singulariser par la forte contribution des daphnies et l'automne par une contribution moindre de *Leptodora*.

Zoobenthos profond de meilleure qualité, excepté aux très grandes profondeurs

Le zoobenthos est collecté sur trois zones de profondeurs différentes (sublittorale – 22 m, profondeur moyenne – 150 m et maximum – 309 m) afin de suivre l'évolution de la structure des communautés benthiques. L'abondance des vers oligochètes est similaire en zone sublittorale et en zone de profondeur moyenne, mais trois fois moins grande à 309 m. Les larves d'insectes chironomides colonisent les fonds jusqu'à 150 m. Les différents indices de qualité des sédiments montrent un potentiel métabolique moyen des sédiments à assimiler et recycler les éléments nutritifs dans la plaine centrale (309 m) avec une absence d'espèces sensibles aux pollutions et augmente dans la zone de profondeur moyenne. La comparaison des résultats entre la période 2005, 2006, 2010 et l'année 2015 montre qu'à la profondeur moyenne, les espèces sensibles de vers oligochètes sont présentes dans 85% des échantillons en 2015 (43.7 % en 2005). De plus, l'abondance relative de deux espèces très sensibles de chironomides augmente significativement (15 %). Ces résultats confirment l'amélioration de la qualité biologique des sédiments amorcée en 2005. En 2006 et 2015, à la profondeur maximum (309 m), cohabitent uniquement des vers oligochètes très tolérants aux pollutions. L'effet de fosse dans la plaine centrale, accentué par une stagnation pluriannuelle des eaux suite à des brassages incomplets depuis 2012, peuvent expliquer ces résultats. L'utilisation de plusieurs approches descriptives et de bioindication de la faune benthique des sédiments constitue un outil approprié pour apprécier l'évolution du fonctionnement métabolique et trophique à long terme du Léman.

Synthèse des données bactériologiques (1998-2015)

Le programme de surveillance de base des eaux du Léman comprend également l'analyse de paramètres microbiologiques. Germes indicateurs de contaminations fécales (*Escherichia coli*, entérocoques), flore hétérotrophe ainsi que coliformes totaux et spores de clostridies sulfite-réducteurs sont investigués le long de la colonne d'eau (à 15 profondeurs différentes) lors de deux campagnes annuelles (en fin de période hivernale, après homogénéisation des eaux et en fin de période de stratification estivale). Les résultats obtenus pour les campagnes de 1998 à 2015 indiquent que la stratification thermique des eaux ralentit fortement la diffusion des matières fécales en-dessous de la thermocline (30 m).

Il n'en va pas de même pour les spores de bactéries (anaérobies) dont la survie est bien plus longue ; celles-ci sont mises en évidence à toutes les profondeurs. Après homogénéisation hivernale, les germes « indicateurs fécaux » sont également mis en évidence en profondeur. La flore hétérotrophe (germes totaux) par contre, semble obéir à une autre dynamique puisqu'elle est beaucoup plus représentée aux grandes profondeurs (jusqu'à 300 m). Les analyses réalisées dans l'eau brute d'une installation de potabilisation sont présentées à fin de comparaisons et montrent l'importance de pouvoir disposer d'une eau provenant des couches situées en-dessous de la thermocline ainsi que d'un traitement désinfectant pour éviter les épisodes de pompage d'eaux contaminées par des matières fécales.

3. EVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE ET BIOLOGIQUE DU PETIT-LAC ENTRE 2011 ET 2015

La dynamique des couches superficielles du Petit Lac est proche de celle du Grand Lac avec une forte consommation des nutriments dès le brassage. Le Petit Lac étant chaque année complètement homogénéisé et réoxygéné, les concentrations d'oxygène au fond restent supérieures aux exigences légales (> 4 mg/L). La concentration moyenne en phosphore total tend à se stabiliser autour de 12 µgP.L⁻¹.

Les biomasses annuelles du phytoplancton ont fortement fluctué entre 2011 et 2015. Le microplancton reste largement dominant. L'algue filamenteuse, *Mougeotia gracillima*, continue à se manifester de manière occasionnelle et donne encore lieu à de très fortes biomasses. En dehors des années à forte production de *Mougeotia gracillima*, la diversité phytoplanctonique augmente. Les cyanobactéries n'ont entraîné aucun problème de toxicité pour la période 2011-2015.

4. METAUX ET MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX

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

La surveillance des micropolluants dans les eaux du Léman est un enjeu majeur du plan d'action 2011-2020 et comprend le suivi des pesticides, 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 a pour but principal de connaître le plus précisément possible la qualité de l'eau brute qui permettra, après traitement, 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. La metformine (antidiabétique) dépasse de plus d'un ordre de grandeur les concentrations des autres résidus détectés. Quant aux autres substances (carbamazépine, carisoprodol, mépivacaïne, prilocaïne), bien que n'étant pas souhaitable, notamment dans des eaux destinées à l'alimentation en eau potable, leur présence se confirme année après année au sein du Léman.

BASSIN VERSANT DU LEMAN ET RHONE AVAL

1. MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE

Malgré la diminution des charges en produits phytosanitaires et une légère baisse des quantités de résidus médicamenteux, des concentrations toujours trop élevées.

111 produits phytosanitaires, 28 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 2015. Deux produits phytosanitaires (le glyphosate et l'amidosulfuron) dépassent les exigences de l'Ordonnance sur la protection des eaux (0.1 µg/L).

Sur les 26 principes actifs pharmaceutiques recherchés, un seul a été retrouvé dans les eaux du Rhône à des concentrations plus faibles que les années précédant 2014. Un maximum de 0.84 µg/L a été mesuré pour la metformine d'origine domestique. L'industrie reste active dans la mise en place de mesures correctives et a décidé de s'équiper d'un traitement complémentaire en 2016.

En termes de flux annuels, les quantités totales de produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône en 2015 ont diminué avec 277 kg par rapport à 414 kg en 2014. La charge en 1,4-dioxane a été estimée à plus de 750 kg pour l'année 2015 alors qu'elle était de 6 tonnes en 2014.

2. APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE AVAL

Baisse des apports en phosphore au lac mais apports stables en azote depuis 20 ans.

Les apports en azote, phosphore et chlorure peuvent présenter des variations annuelles parfois importantes en lien avec la pluviométrie, mais l'évolution sur le long terme montre l'influence significative de la déphosphatation dans les stations d'épuration (STEP) du bassin lémanique sur la baisse des apports en phosphore au lac. Cependant, l'absence de dénitrification dans les STEP conjuguée à une fertilisation agricole azotée relativement stable depuis 20 ans, montre des apports stables en azote minéral total. Les apports en chlorure n'ont cessé d'augmenter progressivement depuis les années 1980, mais montrent pour la première fois, une baisse des apports du Rhône amont.

Les rivières (le Rhône amont et aval, la Dranse, l'Aubonne, la Venoge, la Versoix, l'Arve et l'Allondon) sont toutes de qualité bonne à très bonne selon les concentrations mesurées en nitrate, ammonium et phosphate.

3. EPURATION DES EAUX USÉES

Bonnes performances d'épuration des stations d'épuration (STEP) conformément à la réglementation mais des efforts nécessaires pour atteindre les objectifs du plan d'action 2011-2020. Un premier état des lieux à l'échelle du territoire sur la connaissance des déversements des réseaux de transport des eaux usées et des STEP, qui souligne la nécessité de mieux les appréhender pour caractériser l'impact des systèmes d'assainissement sur les milieux aquatiques.

Les performances des STEP sont globalement bonnes à l'échelle du territoire de la CIPEL et respectent les exigences légales en vigueur pour ce qui concerne le phosphore total, la DBO₅ et la DCO. En 2015, 222 STEP étaient en service dans le territoire de la CIPEL. Plus spécifiquement dans le bassin versant du Léman, 143 STEP ont mesuré le phosphore total, ce qui représente pour les milieux aquatiques un apport de 95 tonnes, dont 69 rejetées après traitement et 26 tonnes déversées en entrée ou en cours de traitement. Le rendement moyen d'épuration pour le phosphore total est stable ces dernières années (91% en 2015).

L'estimation des déversements reste toutefois parcellaire du fait de l'équipement lacunaire en systèmes de mesure de débit des points de déversement (by-pass, déversoirs d'orage, déversoirs sur les réseaux). Une enquête de 2015 permet de supposer que les charges déversées en entrée de station sont sous-estimées d'au moins un facteur 2. Elle confirme aussi l'importance d'une meilleure connaissance des déversements sur les réseaux dans la qualification de l'impact des systèmes d'assainissement sur les milieux : avec une représentativité de 63% de la capacité totale sur le territoire, les réponses ont permis de dénombrier 637 déversoirs (dont 74 d'une capacité de plus de 10'000 EH), dont 78% sont entretenus (maintenance régulière), et 37% sont équipés d'un détecteur de surverse, d'un système de suivi du débit ou encore modélisés.

Concernant la qualité des réseaux d'assainissement, le débit spécifique diminue en 2015 et atteint un minimum sur la chronique 2001-2015 avec une valeur moyenne de 250 L·EH⁻¹·j⁻¹ à l'échelle du territoire de la CIPEL. Cette valeur, qui reste toutefois élevée, semble être malgré tout influencée par la pluviométrie en baisse.

4. ASSURANCE QUALITÉ DES MESURES CHIMIQUES

Au cours de l'année 2015, le groupe de travail "Qualité analytique" de la CIPEL a organisé 5 essais interlaboratoires concernant des analyses d'éléments nutritifs majeurs (cycles de l'azote et du phosphore, matière organique, ions majeurs), de métaux, de micropolluants d'origine agricole et domestique contenus dans l'eau naturelle.

Le traitement statistique montre que l'ensemble des essais peut être considéré comme bon. La dispersion correspond à une dispersion "typique" de ces essais (préparation des échantillons, techniques analytiques utilisées, etc.). Le nombre de résultats suspects ou aberrants est faible. La récupération des ajouts sur les échantillons "dopés" est en général satisfaisante.

5. QUALITÉ DES EAUX DE BAIGNADE

Le contrôle sanitaire des eaux de baignade effectué durant la saison estivale par les services compétents des 3 cantons suisses (Vaud, Valais, Genève), le département de la Haute-Savoie, et les communes riveraines, a porté en 2015 sur 111 plages. Le contrôle microbiologique portant sur les germes test de contamination fécale (*Escherichia coli* et les entérocoques intestinaux) montre que toutes les eaux de baignade sont conformes à la réglementation. Selon la quantité de germes présents dans l'eau, les résultats montrent que 85% des plages ont des eaux de qualité excellente à bonne et 15% sont de qualité bonne à moyenne.

GENERAL CONCLUSIONS

CAMPAIGN 2015

BY

THE SCIENTIFIC COUNCIL OF THE INTERNATIONAL COMMISSION

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

LAKE GENEVA

1. PHYISCO-CHEMICAL TREND

A relatively mild winter and so a partial winter mixing only allowing incomplete re-oxygenation of the deep layers and limited redistribution of nutrients in superficial layers. The average phosphorus concentration is continuing its slow downward tendency.

For the year 2015, the climate may be considered to have been warm and sunny with a slight breeze on the banks of Lake Geneva, showing a rainfall deficit of 20% by comparison with the 1981-2010 average. The summer was very hot and dry.

Winter 2015 gave rise to partial mixing of the water column down to 140 m reducing the re-oxygenation of the deep layers of Lake Geneva and the distribution of nutrients in the whole of the water column. The release of phosphorus from the sediments as also the reduction of nitrate nitrogen to ammoniac nitrogen at the bottom of the lake was not very significant for the end of 2015, nor for 2014.

The early establishment of thermal stratification at the beginning of March induced an advanced re-growth of phytoplankton activity and led to the diminution of nutrients at the same time as an increase in certain organic matter. This year has been distinguished by the presence of significant biomasses due to the proliferation of a non-toxic, filamentous algae (*Mougeotia gracillima*). For this reason, water transparency was not good during the whole of the spring and it has not been possible to show any period where the waters were clear.

In 2015, the average annual concentration of nitrate nitrogen was $574 \mu\text{gN.L}^{-1}$, which represents a similarly large quantity to 2014, of 49,880 tonnes (expressed in nitrogen), it has remained relatively stable since the 1980s.

The average concentration of total phosphorus seems to be continuing its downward tendency, with an average annual value of $19.0 \mu\text{gP.L}^{-1}$, (19.7 and $20.5 \mu\text{gP.L}^{-1}$ in 2013 and 2014 respectively). The average quantity of total phosphorus is going down, with 1,634 tonnes of P.

Finally, the quantity of chlorine in Lake Geneva continues to increase and reached 894,400 tonnes in 2015. The average annual concentration, which, is now more than 10mgCl.L^{-1} , tends more and more towards average concentrations of the intake from the tributaries of Lake Geneva.

2. BIOLOGICAL TREND

In spite of the relatively low concentrations of phosphorus, there is an increased phytoplankton biomass associated with an atypical spring bloom. The chlorophyll biomass and primary production was comparable to those observed since 2008 and consistent with the mesotrophic status of the lake.

The year 2015 is distinguished by a huge, early development of the filamentous algae *Mougeotia gracillima* with maximum biomasses at the end of June. The precocity of its development is associated with the fairly mild beginning of the year and high temperatures in the month of June. This algae develops at the interface between the epilimnion and the metalimnion in the zone at a depth of 15 m.

From the month of July, the algal biomass of phytoplankton and of *M. gracillima* would diminish gradually. The year-to-year dynamics of the phytoplankton shows that the average annual biomasses for 2014 and 2015 are distinctly higher than those of preceding years and exceed the target of $1000 \mu\text{g/l}$ (average annual biomass) set by the CIPEL for Lake Geneva. The proliferation of *Mougeotia* diminishes the trophic status of the lake according to the Brettum index and classifies it as in a mediocre state according to European criteria.

Its atypical dynamics made 2015 stand out, distinguished by the absence of a phase of clear water. Water transparency was not good and there were high chlorophyll biomasses all through the spring in conjunction with the early appearance of *Mougeotia*.

The average values of chlorophyll biomass and of primary production observed in 2015 nevertheless remain comparable to previous years and are consistent with the mesotrophic status of Lake Geneva. The year 2015 was the hottest ever recorded on a global scale. It would, therefore, be possible to connect this atypical dynamic with the exceptional thermal conditions and very early establishment of a distinct stratification of the water.

The cladocera microcrustaceans remain the preferred prey of whitefish.

The exceptional abundance of the filamentous algae, *Mougeotia gracillima*, from April to July in the water column, severely limited the adequacy of the zooplankton count. Consequently, in the absence of density data for this period, the zooplankton dynamic cannot form the subject of an adequate analysis in 2015. Neither can it be compared with those of preceding years.

Fishing for whitefish still represents the greatest tonnage caught in Lake Geneva. As in preceding years, whitefish shows a strong selectivity in its choice of prey. They have the effect of exerting a selective pressure on three taxa of *Cladocera*: *Bythotrephes*, *Leptodora* and *Daphnias*. Their contribution to the alimentary bolus in whitefish varies according to the seasons and a relatively similar pattern to that observed in previous years. At all events, in winter and autumn 2015, the *Byotrepes* were relatively more abundant than throughout previous years. Summer 2015 appears to stand out due to the strong contribution of *Daphnias* and autumn by the lowest contribution of *Leptodora*.

Deep zoobenthos of superior quality, except at very great depths

The zoobenthos are collected in three different depth zones (sublittoral – 22 m, average depth – 150 m and maximum – 309 m) in order to monitor development of the structure of benthic communities. The abundance of oligochaete worms is similar in sublittoral zones and in zones of average depth, but three times less at 309 m. The larvae of chironomid insects colonise the bottom down to 150 m. The different quality indices for sediments show an average metabolic potential of the sediments to assimilate and recycle the nutritive constituents in the central plain (309 m) with an absence of species sensitive to pollution and an increase in the medium depth zone. Comparison of the results for the periods 2005, 2006, 2010 and the year 2015 shows that at medium depth, sensitive species of oligochaetes were present in 85% of samples in 2015 (43.7% in 2005). What is more, the relative abundance of very sensitive species of chironomids increased significantly (15%). These results confirm the improvement in the biological quality of the sediments initiated in 2005. In 2006 and 2015, the maximum depth (309 m), is populated only by oligochaetes that are very tolerant to pollution. The effect of the pit in the central plain accentuated by a multi-year stagnation of water following incomplete mixing since 2012, could explain these results. The use of many descriptive approaches and of bioindication of the benthic fauna in the sediments constitute appropriate tools to assess the development of the metabolic and trophic long term functioning of Lake Geneva.

Summary of bacteriological data (1998-2015)

The basic monitoring programme for the waters of Lake Geneva also includes analysis of the microbiological parameters. Microbes that are indicative of faecal contamination (*Eschericia coli*, enterococci), heterotrophic flora as also total coliforms and sulphite-reducing clostridia spores were investigated throughout the length of the water column (at 15 different depths) in two annual phases (at the end of the winter period, after homogenisation of the water and at the end of the summer stratification period). The results obtained for the 1998 to 2015 phases show that the thermal stratification of the water considerably slowed the diffusion of faecal matter below the thermocline (30 m).

The same does not apply for the bacterial spores (anaerobic ones) which survive for much longer; the latter were found at all depths. After winter homogenisation, the microbes – ‘faecal indicators’ – were also found at depth. The heterotrophic flora (total microbes) on the other hand, appeared to follow a different dynamic, since they are represented far more at great depth (up to 300 m). The analyses carried out in the untreated water in a drinking water treatment station were presented, for comparative purposes, and show the importance of having water available from the layers situated below the thermocline as also of a disinfectant treatment to avoid the occurrence of water being pumped out when it is contaminated with faecal matter.

3. PHYSICOCHEMICAL AND BIOLOGICAL DEVELOPMENT OF THE 'PETIT LAC' (SMALL LAKE) BETWEEN 2011 AND 2015

The dynamic of the superficial layers of the 'Petit Lac' is close to that of the 'Grand Lac' (Large Lake) with a high consumption of nutrients from the time of the mixing. The 'Petit Lac' being completely homogenised and re-oxygenised each year, the concentrations of oxygen at the bottom remain higher than legal requirements (> 4 mg/L). The average concentration of total phosphorus tends to stabilise at around $12\mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$.

The annual biomasses of phytoplankton fluctuated enormously between 2011 and 2015. Micro plankton remained largely dominant. The filamentous algae, *Mougeotia gracillima*, continues to occur occasionally and, again, gives rise to considerable biomasses. Apart from the years of profuse production of *Mougeotia gracillima*, phytoplankton diversity increased. Cyanobacteria did not cause any toxicity problem for the period 2011-2015.

4. METAL AND MICROPOLLUTANTS IN THE WATER

Low, stable quantities of heavy metals, slight diminution of pesticides which is in line with regulatory stipulations for drinking water. Recurrent presence of medicinal residues.

Monitoring micro pollutants in the water of Lake Geneva is an important concern in the action plan for 2011-2020 and includes the monitoring of pesticides, medicinal residues and metals (total and dissolved) from the surface right to the bottom, as also with the monitoring of manganese at the bottom of the lake. The main aim of this programme of monitoring is to know in as much detail as possible the quality of raw water which, once treated, will enable the provision of drinking water supplies for more than 900,000 people.

The quantities of pesticides and of metals easily meet the requirements for the environment as also for drinking water as stipulated in Swiss and French legislation.

For medicinal residues, there are not, at present, reference values making it possible to estimate their impact. Metformin (antidiabetic) exceeds the concentrations of other residues detected by more than one order of magnitude. As for other substances (Carbamazepine, Carisoprodol, Carbocaine (Mepivacaine), Prilocaine), although not desirable, especially in water intended for drinking water supplies, their presence is confirmed year after year in Lake Geneva.

DRAINAGE BASIN OF LAKE GENEVA AD LOWER RHONE

1. MICROPOLLUTANTS IN THE WATERS OF THE RHONE

In spite of the diminishing load of phytosanitary products and the quantities of medicinal residues being slightly diminished, concentrations are still too high.

111 phytosanitary products, 28 pharmaceutical active ingredients, two corrosion inhibitors and one solvent (1,4 dioxane) have been systematically analysed in the waters of the Rhone upstream from Lake Geneva for the whole year 2015. Two phytosanitary products (glyphosate and amidosulfuron) exceed the requirements of the Ordinance on Water Protection ($0.1\mu\text{g/L}$).

Of the 26 active ingredients studied, only one was found in the waters of the Rhone at lower concentrations than in the years preceding 2014. A maximum concentration of $0.84\mu\text{g/L}$ was found for metformin of domestic origin. The industry remains active in establishing corrective measures and has decided to provide equipment for additional treatment in 2016.

In terms of annual fluctuation, the total quantities of phytosanitary products which transited through the Rhone in 2015 have diminished: 277 kg by comparison with 414 kg in 2014. The 1,4-dioxane load was estimated to be more than 750 kg for the year 2015 where it was 6 tonnes in 2014.

2. INTAKE FROM TRIBUTARIES TO LAKE GENEVA AND THE LOWER REACHES OF THE RHONE.

Lower intake of phosphorus in the lake but stable intake of nitrogen for the past 20 years

The nitrogen, phosphorus and chlorine intakes may present sometimes significant annual variations in connection with rainfall, but the long term development shows the significant effect of dephosphatation in the Lake Geneva basin's water treatment stations (STEP) on the lowering of phosphorus intake to the lake.

However, the absence of denitrification in the STEP combined with relatively stable agricultural fertiliser nitrates for the past 20 years, shows intakes stable in total mineral nitrogen. The intakes of chlorine have continued their progressive increase since the 1980s, but show for the first time a lowering of intakes for the Rhone upstream.

The rivers (the Rhone upstream and downstream, the Dranse, the Aubonne, the Venoge, the Versoix, the Arve and the Allondon) are all of good and very good quality according to the concentrations of nitrates, ammonium and phosphates measured.

3. QUALITY OF BATHING WATER

The sanitary monitoring of bathing water carried out in the summer season by the relevant authorities of the 3 Cantons (-Swiss administrative areas: Vaud, Valais and Geneva), the Department of Haute-Savoie (French administrative area), and the coastal communes, included 111 beaches in 2015. Microbiological monitoring concerning microbes used to test for faecal contamination (*Eschericia coli* and intestinal enterococci) shows that all the bathing waters are in accordance with regulations. According to the quantity of microbes present in the water, the results show that 85% of the beaches have water of excellent to good quality and 15% are of good to average quality.

4. WASTEWATER TREATMENT

Treatment efficiency of wastewater treatment plants (WWTP) was satisfying according to legal requirements but more efforts are required to meet the objectives of the 2011-2020 Action Plan. A first cross-territory assessment of the state of knowledge of spills through by-passes and storm overflows along sewage networks and at WWTP entrances underlined the necessity to better evaluate overflows to characterise the impact of wastewater systems on aquatic environments.

The WWTP treatment efficiency are good at the scale of CIPEL's territory and meet legal requirements regarding total phosphorus, BOD₅ and COD. In 2015, 222 WWTP were operating within the territory. In Lake Geneva's drainage basin specifically, 143 WWTP measured total phosphorus and accounted for a discharge of 95 tons, among which 69 post treatment and 26 through bypasses at the entrance or during treatment. The average treatment efficiency for total phosphorus has been stable for the past years (91% in 2015).

The estimation of the spills is nevertheless fragmented due to a lack of flow measuring systems in by-passes and storm overflows within the sewage networks. A survey, carried out across the territory in 2015, suggested that the spills at the plants entrances were underestimated by a factor of at least 2. The survey confirmed the importance of an improved knowledge of overflows along sewage networks when evaluating the impact of wastewater systems on aquatic environments : with a representativeness of 63% of the total treatment capacity of the territory, answers accounted for 637 points of overflow, among which only 37% were equipped by a spill detector, a flow monitoring system or modelled.

Regarding the quality of sewage collection systems, the specific flow rate in dry weather reached a minimum across the 2001-2015 span with a computed $250 \text{ L} \cdot \text{PE}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ average for the territory. This rate remains high however, and could be linked to the particularly low pluviometry that year.

5. QUALITY ASSURANCE OF CHEMICAL MEASUREMENTS

During 2015, the CIPEL "Analytical Quality" working organised 5 interlaboratory comparisons assays concerning analyses of the main nutrient elements (nitrogen and phosphorus cycles, organic matter and major ions), pesticides and other micropollutants carried out on the natural water networks.

Statistical tests show that the results can all be considered to be good. The scatter corresponded to a "typical" scatter for these tests (samples preparation, analytical methods). There were only a few suspect or aberrant results. The recovery of additions to "spiked" samples was generally good for all parameters.

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

Campagne 2015

ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN (éléments majeurs) ET DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES

PHYSICO-CHEMICAL CHANGES IN THE WATERS OF LAKE GENEVA (major-elements) AND METEOROLOGICAL DATAS

CAMPAGNE 2015

PAR

Christine BARBIER et Philippe QUETIN

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

RÉSUMÉ

L'année climatique 2015 sur les rives du Léman peut être considérée comme chaude et ensoleillée, faiblement venteuse, avec une pluviométrie de 808.7 mm de précipitations qui présente un déficit de 20 % par rapport à la moyenne 1981-2010. L'été a été très chaud et sec.

L'hiver 2015 a donné lieu à un brassage partiel de la colonne d'eau jusqu'à 140 m réduisant la réoxygénation des couches d'eau profondes du Léman et la distribution des nutriments dans l'ensemble de la colonne d'eau. Le relargage du phosphore à partir des sédiments ainsi que la réduction de l'azote nitrique en azote ammoniacal au fond du lac sont peu marqués en fin d'année 2015 tel qu'en 2014.

*La reprise précoce de l'activité phytoplanctonique en mars conduit à la diminution des nutriments conjointement à l'augmentation de la matière organique particulaire. Cette année a été marquée par la présence de biomasses importantes du fait de la présence marquée de *Mougeotia gracillima*.*

En 2015, le stock d'azote nitrique dans le lac est un peu plus élevé qu'en 2014, avec 49'880 tonnes de N.

La concentration moyenne en phosphore total semble poursuivre sa tendance générale à la baisse avec une valeur annuelle moyenne de 19.0 µgP.L⁻¹ (19.7 et 20.5 µgP.L⁻¹ en 2013 et 2014, respectivement) ;

Le stock de chlorure dans le Léman continue d'augmenter et atteint 894'400 tonnes en 2015.

ABSTRACT

The climate year 2015 on the banks of Lake Geneva can be seen to have been hot and sunny, slightly breezy, with rainfall of 808.7 mm precipitation, which is a deficit of 20% by comparison with the 1981-2010 average. The summer was very hot and dry.

Winter 2015 gave rise to a partial mixing in the water column down to a depth of 140 m reducing re-oxygenation of the deep layers of water in the lake and the distribution of nutrients in the entire water column. The release of phosphorus from the sediments as also the reduction in nitrate and ammoniac nitrogen at the bottom of the lake was not very significant for the end of year 2015 nor for the end of 2014.

*The early resumption of phytoplankton activity in March led to the diminution of nutrients at the same time as the increase in certain organic matter. This year was marked by the presence of considerable biomasses as a result of a significant presence of *Mougeotia gracillima*.*

In 2015, the quantity of nitrate nitrogen in the lake increased slightly by comparison with 2014, with 49,880 tonnes of N.

The average concentration of total phosphorus appears to continue the general tendency to decrease with an annual value of 19.0 µgP.L⁻¹ (19.7 and 20.5 µgP.L⁻¹ in 2013 and 2014 respectively).

The quantity of chlorine in Lake Geneva continues to increase and reached 894,400 tonnes in 2015.

1. INTRODUCTION

Ce rapport présente les résultats du suivi physico-chimique du Léman en 2015, plus précisément du Grand Lac à la station SHL2. L'évolution de 18 paramètres (température, pH, conductivité, titre alcalimétrique complet, oxygène dissous, phosphore total, orthophosphate, phosphore total particulaire, azote total, azote ammoniacal, nitrate, nitrite, azote organique particulaire, chlorure, carbone organique particulaire, silice, chlorophylle *a* et transparence) est décrite.

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

L'ensemble des conditions météorologiques de l'année 2015 (température de l'air, pluviométrie, insolation, rayonnement global et vents) est intégrée à ce rapport et figure en annexe V. Cette annexe prend en compte les données des quatre stations météorologiques de Genève-Cointrin, Changins, Pully et Thonon-INRA.

2. METHODES

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

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

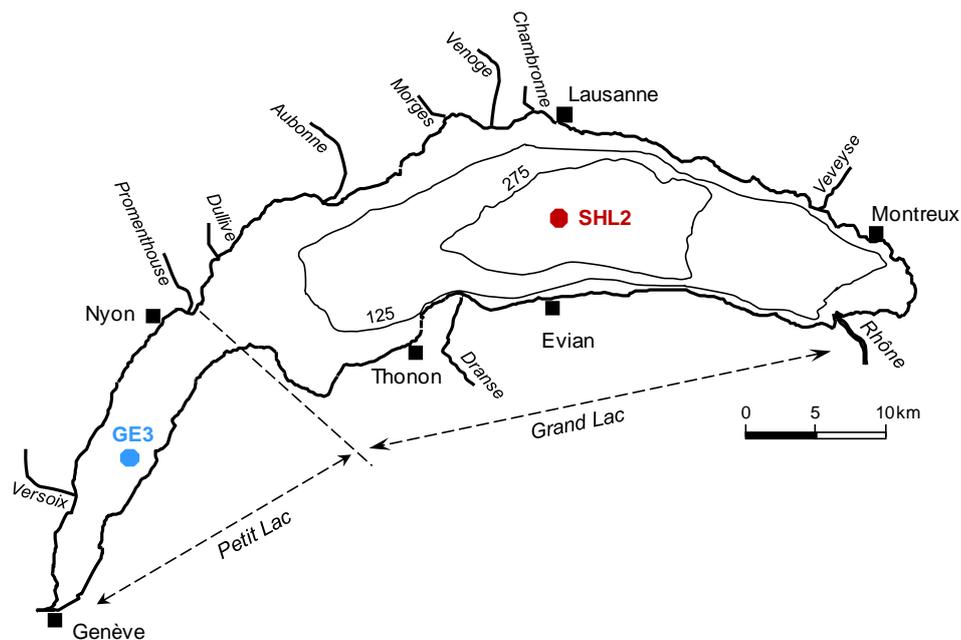


Figure 1 : Situation des points de prélèvement sur le Léman

Figure 1 : Location of the sampling stations in lake Geneva

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

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

La fréquence d'échantillonnage est adaptée au cycle biologique du lac : le suivi est réalisé à une fréquence mensuelle en hiver (de décembre à février) et bi-mensuelle en période d'activité phytoplanctonique (de mars à novembre).

Il y a eu 19 campagnes de prélèvements en 2015, 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	27.01.2015
2	19.02.2015
3	09.03.2015
4	23.03.2015
5	13.04.2015
6	29.04.2015
7	11.05.2015
8	28.05.2015
9	18.06.2015
10	29.06.2015
11	16.07.2015
12	05.08.2015
13	18.08.2015
14	09.09.2015
15	05.10.2015
16	26.10.2015
17	16.11.2015
18	02.12.2015
19	17.12.2015

Les prélèvements sont effectués selon des techniques uniformisées par l'UMR CARTELL 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 des 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 des écarts toujours inférieurs à 2 m par rapport à la profondeur théorique et une variabilité allant de 0 à 4 m. Ces écarts sont considérés comme acceptables pour la présente étude.

Les échantillons sont analysés par le laboratoire de chimie de l'UMR CARTELL INRA de Thonon-les-Bains. Les méthodes utilisées sont validées deux fois par an par des analyses inter-laboratoires auxquelles participent environ 20 laboratoires. Les résultats obtenus en 2015 par les différents laboratoires sont concordants (VARGAS, 2016). Les analyses sont validées par des cartes de contrôle de justesse et de fidélité. Les incertitudes élargies des méthodes sont indiquées dans l'annexe III.

Lors de chaque campagne, des profils verticaux (mesures à chaque mètre) de température, oxygène dissous, conductivité électrique, pH et chlorophylle *a in vivo* sont réalisés à l'aide d'une sonde multi-paramètres immergeable (BLANC et al., 1993). Dans le même temps, une mesure de la transparence est effectuée en observant la profondeur de disparition d'un disque de Secchi « INRA » (disque blanc d'un diamètre de 30 cm) et normalisé (disque noir et blanc, 20 cm). De 1957 à mi-2009, cette mesure était effectuée uniquement avec le disque de Secchi non-normalisé. Une comparaison de la transparence entre les deux types de disque de Secchi a été présentée dans les précédents rapports d'activité (SAVOYE et al., 2015). L'analyse par régression linéaire montre que les valeurs obtenues pour les deux types de disques sont significativement corrélées ($R^2 = 0,93$; $n > 100$).

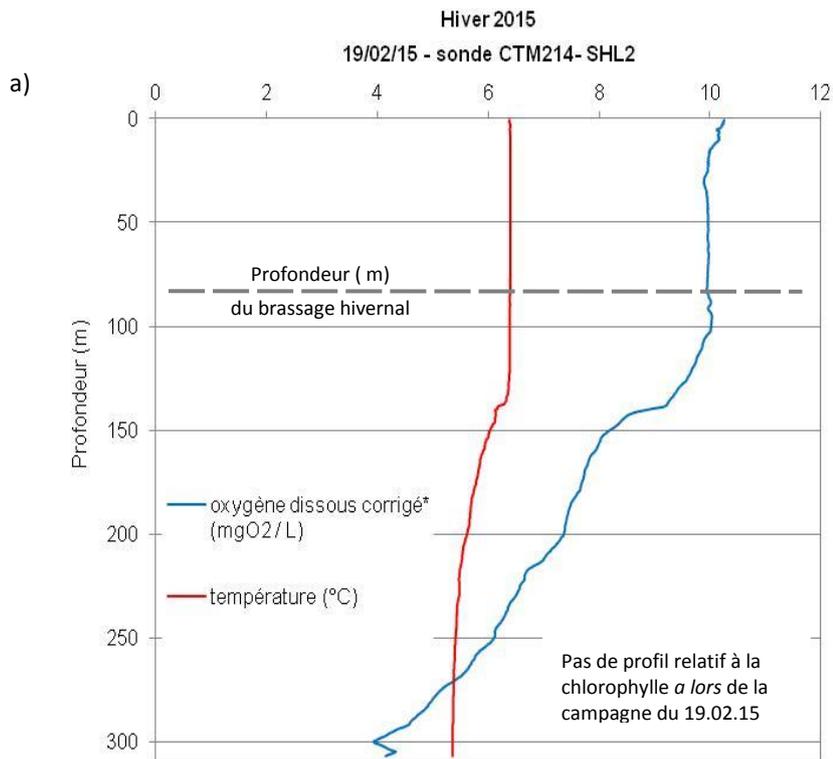
3. RÉGIME THERMIQUE : INFLUENCE SUR LA STRATIFICATION ET LE MÉLANGE DES EAUX

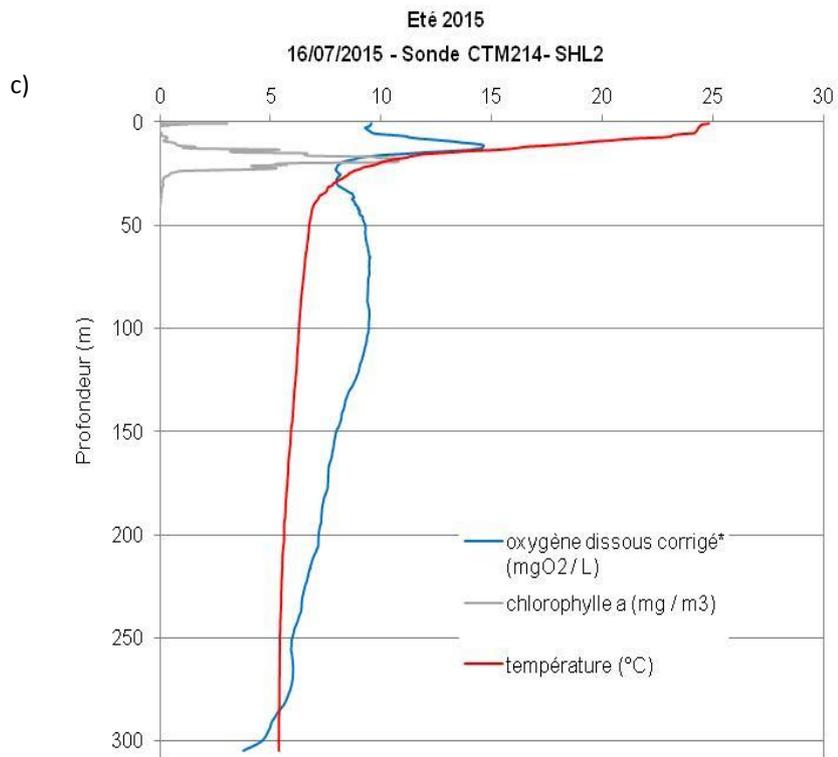
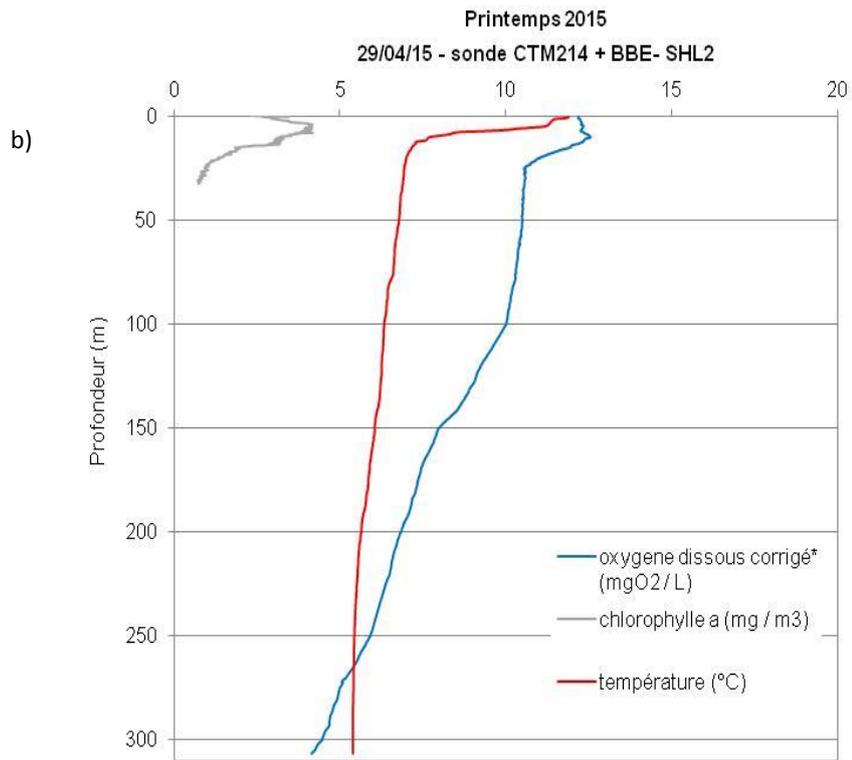
Les températures des mois d'été (juin, juillet, août) sont plus élevées que les moyennes inter-stations, l'été 2015 peut être considéré comme chaud (Annexe V).

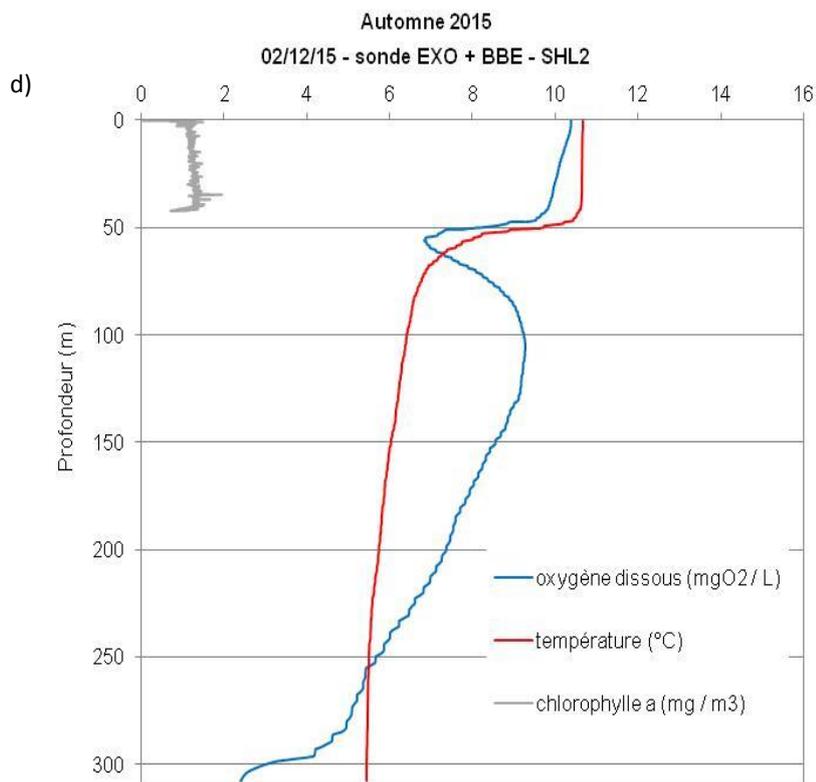
En 2015, la température moyenne annuelle inter-stations est de 11.7 °C, soit la même qu'en 2003.

Durant l'hiver, la température la plus basse observée au fond du lac est de 5.4 °C le 27 janvier 2015 soit 0.2 et 0.1 °C de plus qu'en 2013 et 2014, respectivement. Les conditions météorologiques de l'hiver 2015, n'ont pas permis un brassage complet de la colonne d'eau. D'après les campagnes de suivi du Léman, un brassage partiel a eu lieu jusqu'à 140 m de profondeur à la date du 19 février 2015 (Figure 2a). Par conséquent, l'eau des couches profondes du lac n'a pas été réoxygénée. La valeur d'oxygène dissous mesurée au fond du lac au mois de février lors du brassage partiel maximal est égale à 3.94 mgO₂·L⁻¹.

Au printemps, les couches superficielles se réchauffent rapidement. Une stratification thermique précoce (9 mars 2015) se met en place induisant une reprise avancée de l'activité phytoplanctonique (PERGA et al, 2016) qui permet une augmentation de l'abondance phytoplanctonique au cours du printemps et conduit au pic d'oxygène épilimnique (Figure 2b). La température maximale en surface est observée le 16 juillet 2015 avec 24.8 °C contre 21.8 °C à la même période de l'année précédente. Ces températures estivales élevées sont probablement dues à un été exceptionnellement chaud en 2015 (Figure 2c). L'arrivée de l'automne engendre une destratification thermique de la masse d'eau et (Figure 2d). La température de l'eau à la surface le 17 décembre 2015 est égale à 9.7 °C contre 10.5 °C en 2014.







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

Figure 2 : Profil physico-chimique réalisé à l'aide de sondes multi-paramètres, Léman - Grand Lac (SHL2) :
a) en hiver lors du brassage partiel maximal (19.02.2015),
b) au printemps (29.04.2015),
c) en été (16.07.2015),
d) en automne (02.12.2015).

Figure 2 : Physico-chemical profile made using multi-parameters probes, Lake Geneva - Grand lac (SHL2) :
a) in winter after maximal water mixing (19.02.2015),
b) in spring (29.04.2015),
c) in summer (16.07.15),
d) in autumn (02.12.2015).

Les figures 3 à 5 représentent l'évolution saisonnière et interannuelle de la température des eaux du lac. La température annuelle moyenne à différentes profondeurs de la colonne d'eau en 2015 confirme globalement la tendance au réchauffement observée ces vingt dernières années (Figures 3 et 4). Les températures moyennes des eaux de la couche 0-20 mètres sont cohérentes avec les températures de l'air (Annexe V).

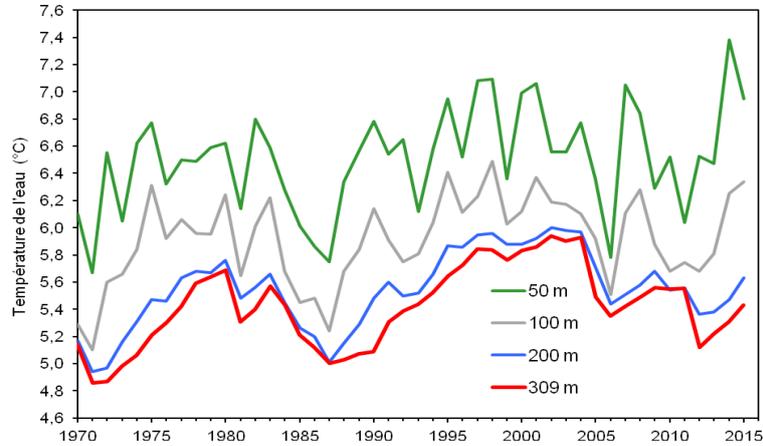


Figure 3 : Evolution de la température moyenne annuelle de l'eau dans le lac aux profondeurs de 50, 100, 200 et 309 mètres de 1970 à 2015, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 3 : Inter-annual changes in annual mean water temperature in the lake at depths of 50, 100, 200 and 309 meters from 1970 to 2015, lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

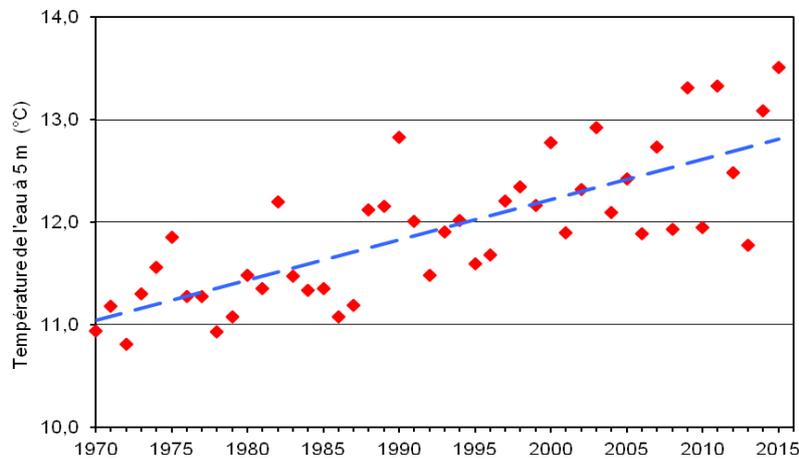


Figure 4 : Evolution de la température moyenne annuelle de l'eau du lac à 5 mètres de profondeur de 1970 à 2015, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 4 : Inter-annual changes in the annual mean water temperature of the lake at a depth of 5 meters from 1970 to 2015, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

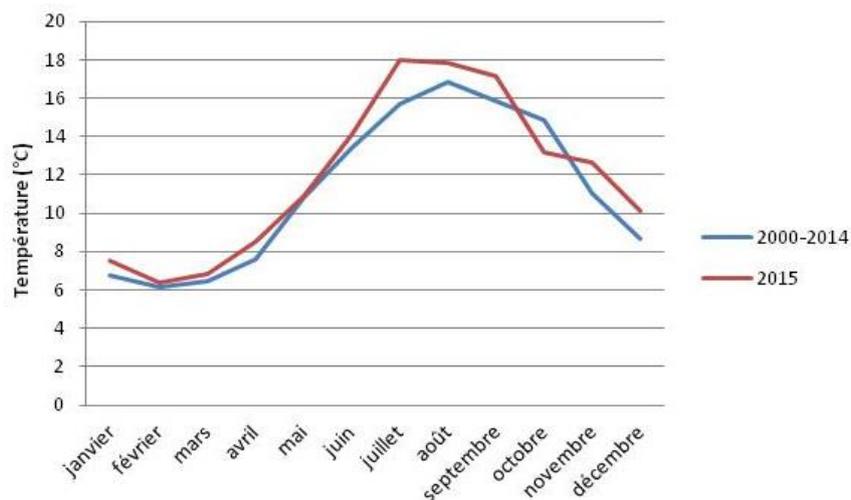


Figure 5 : Température moyenne mensuelle de l'eau du lac en 2015 et de 2000 à 2014 à entre 0 et 20 mètres de profondeur, Léman - Grand Lac (SHL2)

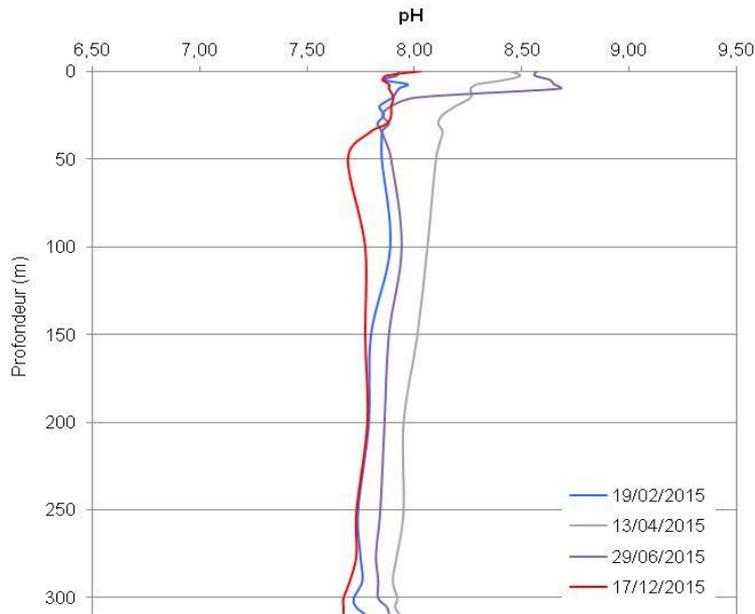
Figure 5 : Mean monthly water temperature in 2015 and from 2010 to 2014 at a depth of 0 et 20 meters, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

4. CARACTÉRISATION PHYSICO-CHIMIQUE DU LÉMAN

4.1. PH

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

La figure 6 représente l'évolution saisonnière du pH dans la colonne d'eau du lac. A l'issue du brassage hivernal partiel jusqu'à 140 m, le pH de la colonne d'eau oscille globalement entre 7.72 et 7.97, tel que l'on peut l'observer sur le profil du 19 février 2015 en bleu sur la figure 6. La reprise précoce de l'activité phytoplanctonique printanière conduit à une augmentation très marquée du pH dès le milieu du mois d'avril 2015. 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. Un pH maximum de 8.73 a été mesuré en surface le 29 avril 2015, beaucoup plus précocement qu'en 2014. Ceci est dû à la présence d'une biomasse phytoplanctonique importante consécutive notamment au développement de *Mougeotia gracillima*.



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

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

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

La figure 7 représente l'évolution du pH dans les couches d'eau superficielles (0 - 20 m) de 1980 à nos jours. On constate qu'il n'y pas de changement global de gamme de valeur du pH sur la chronique, même si la gamme de variabilité tend à se réduire.

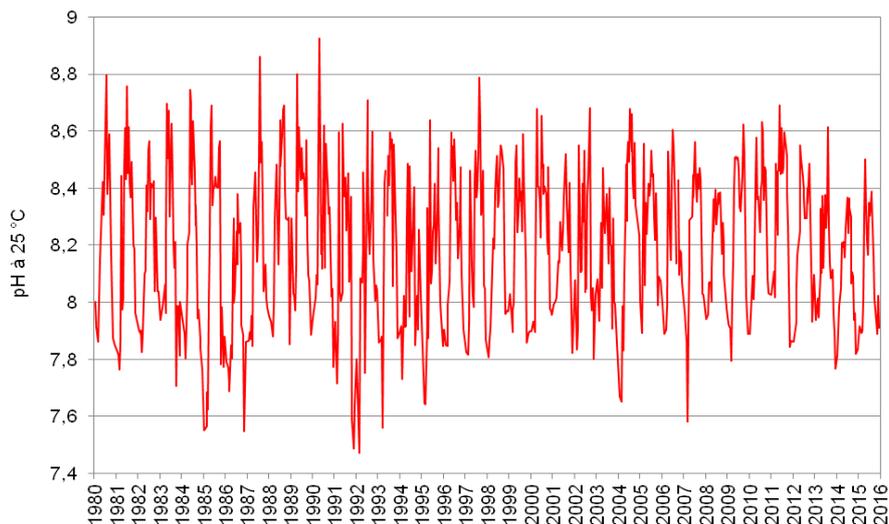


Figure 7 : Evolution du pH à 25°C dans l'eau de la couche superficielle (0 - 20 m) de 1980 à 2015, Léman - Grand Lac (SHL2)

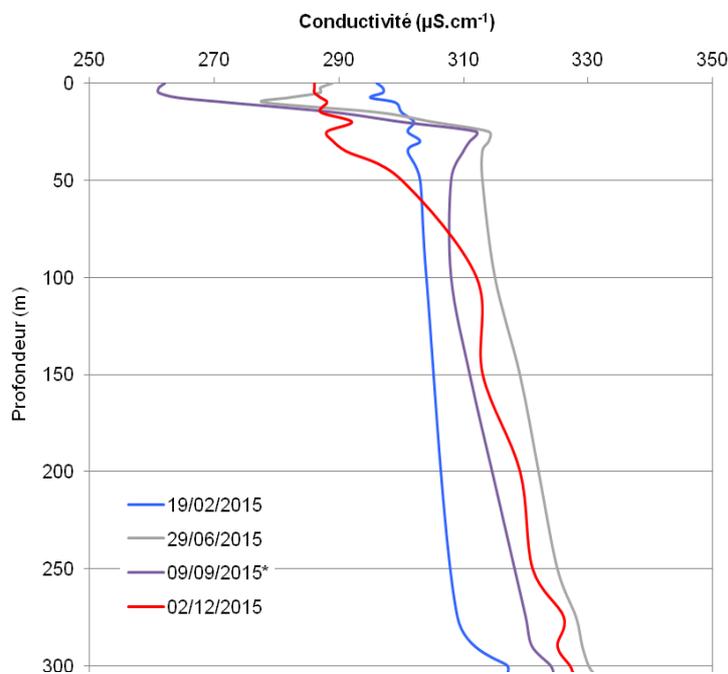
Figure 7 : Change in pH at 25°C in lake's water surface layer (0 - 20 m) from 1980 to 2015, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

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 8 représente l'évolution saisonnière de la conductivité dans la colonne d'eau du lac. On peut noter que la conductivité n'est pas homogène dans l'ensemble de la masse d'eau le 19 février 2015 au moment du brassage hivernal partiel et varie entre 304 et 324 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Par la suite, la conductivité commence à diminuer de manière significative à partir du mois de juin dans l'épilimnion à l'issue d'une activité phytoplanctonique intense. La photosynthèse induite par le développement du phytoplancton entraîne donc l'augmentation du pH qui modifie à son tour l'équilibre calco-carbonique et favorise la précipitation et la sédimentation de carbonate de calcium. Le calcium influençant significativement la conductivité, sa précipitation donne lieu à une diminution de cette dernière. On constate un décalage temporel entre l'augmentation du pH dans les couches d'eau superficielles qui débute dès le printemps, et la diminution de la conductivité qui commence en été. La conductivité minimale dans l'épilimnion est observée en septembre avec 262 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ à 0 m tel que cela est représenté en violet sur la figure 8.

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



*** valeurs à 200, 250 et 305 m interpolées.**

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

Figure 9 : 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 9 : Conductivity in the lake as a function of depth after maximal water mixing (—), during the beginning of significant calcium carbonate precipitation (—), during maximal calcium carbonate sedimentation (—) and after thermocline hollow (—), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

La figure 9 représente l'évolution de la conductivité dans les couches d'eau superficielles (0 - 20 m) sur la chronique de 1980 à 2015. De même que le pH, la conductivité ne reflète pas de modification temporelle sur le long terme.

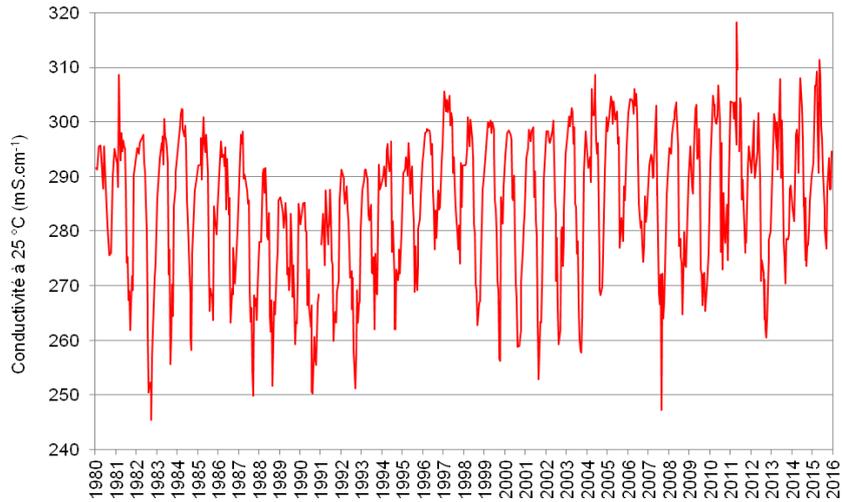


Figure 9 : Evolution de la conductivité à 25°C dans l'eau de la couche superficielle (0 - 20 m) de 1980 à 2015, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 9 : Change in the conductivity at 25°C in lake's water surface layer (0 - 20 m) from 1980 to 2015, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

4.3. TITRE ALCALIMÉTRIQUE COMPLET

Le titre alcalimétrique complet (TAC) est la grandeur utilisée pour mesurer la teneur d'hydrogencarbonate, de carbonates et d'hydroxydes. A l'issue du brassage partiel du lac durant l'hiver 2015, le TAC est hétérogène dans la colonne d'eau et fluctue entre 1.71 et 1.96 meq·L⁻¹. A partir du mois de juin 2015, on peut observer que le TAC diminue dans les eaux superficielles (0 - 20 m) parallèlement à la baisse de la conductivité ce qui s'explique par la précipitation des ions carbonates avec le calcium (Figure 10). Le titre alcalimétrique complet minimum dans l'épilimnion est minimal en fin d'été avec environ 1.50 meq·L⁻¹. Finalement, le TAC augmente à nouveau dans les couches d'eau de surface à partir du mois d'octobre 2015.

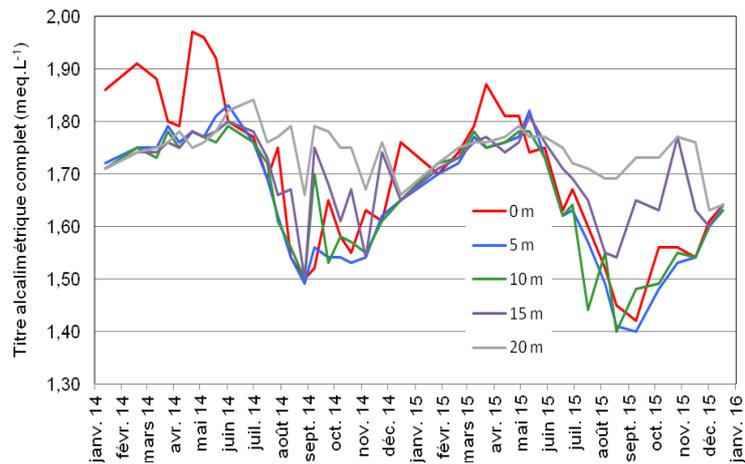


Figure 10 : Titre alcalimétrique complet dans l'eau de la couche superficielle (0 - 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

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

La figure 11 représente l'évolution du titre alcalimétrique des eaux superficielles (0 - 20 m) de 1980 à 2015. La même observation que pour le pH et la conductivité peut être faite à savoir que ce paramètre ne présente pas de tendance évolutive globale au fil de la chronique.

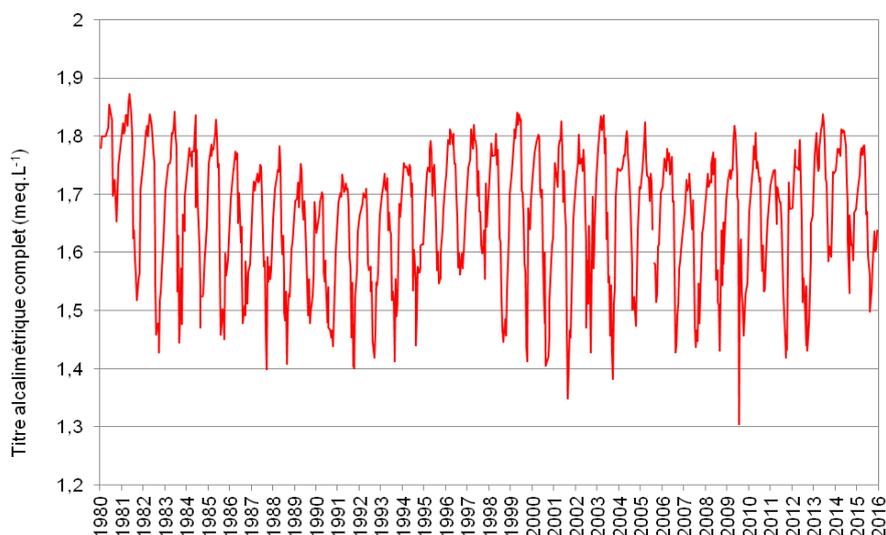


Figure 11 : Evolution du titre alcalimétrique complet dans l'eau de la couche superficielle (0 - 20 m) de 1980 à 2015, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 11 : Change in total alkalinity in lake's water surface layer (0 - 20 m) from 1980 to 2015, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

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 2015 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 présente l'évolution des concentrations en phosphore réactif soluble, c'est-à-dire en orthophosphates dans la zone 0-20 m. Les variations de concentrations sont liées essentiellement à l'activité phytoplanktonique.

A l'issue du brassage partiel du lac en 2015, une concentration moyenne maximale en phosphore réactif soluble de $7.2 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$ est détectée le 19 février 2015 entre 0 et 20 m (Figure 12). Cette valeur est plus faible que celle observée l'année précédente, avec $11.9 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$ à la suite d'une homogénéisation partielle de la colonne d'eau.

A la fin de l'été, les concentrations en orthophosphates sont minimales avec des valeurs de l'ordre de $1 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$ à 5 et 10 m en raison du pic de biomasse phytoplanktonique.

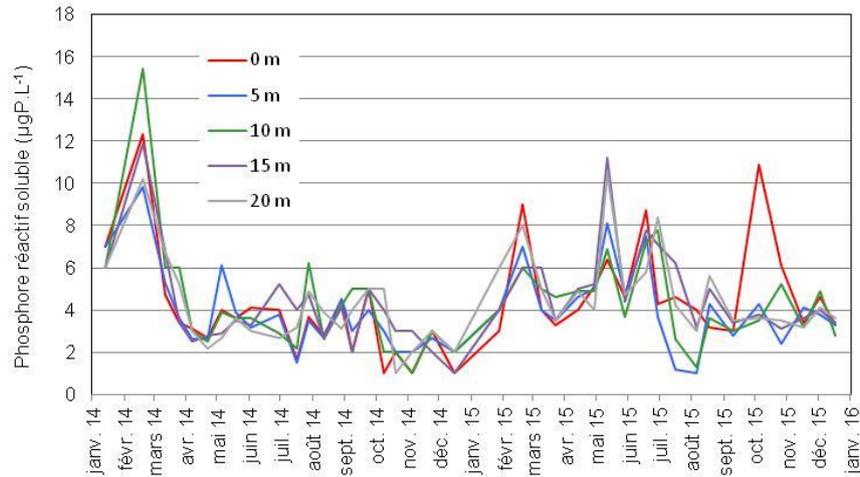


Figure 12 : Concentration en phosphore réactif soluble ($P-PO_4^{3-}$) dans l'eau des couches superficielles du lac (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

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

La figure 13 représente l'évolution depuis 1996 du stock en phosphore total et en orthophosphate dans la couche 0 - 30 m lors du brassage hivernal, soit dans la couche où il est disponible pour l'activité phytoplanctonique. Le stock en orthophosphate, directement biodisponible, est plus faible que l'année précédente du fait de trois années consécutives sans brassage complet. Cette évolution est dépendante de l'intensité du brassage de l'année en cours mais aussi de celui de l'année précédente.

On constate une tendance globale à la baisse du stock de phosphore sur cette chronique de 1996 à nos jours, qui se confirme aussi à travers l'évolution de la concentration en phosphore réactif soluble dans la couche d'eau de 0 à 100 m (figure 29). 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.

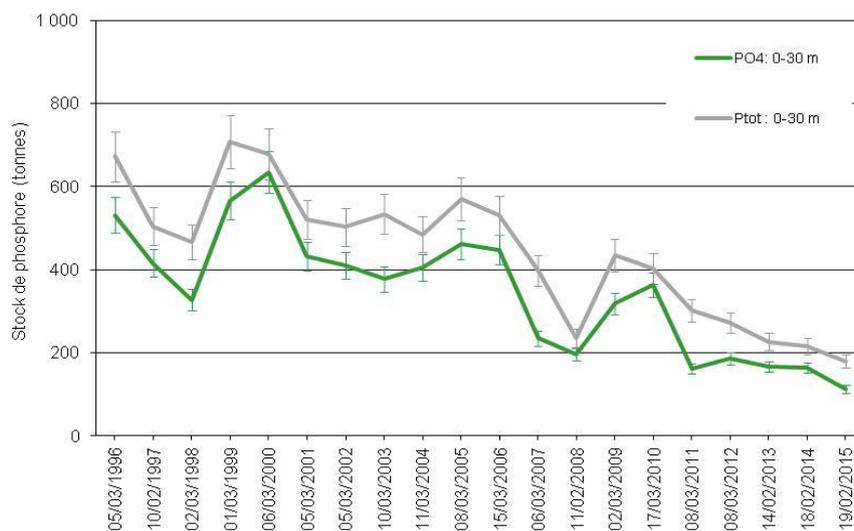


Figure 13 : Stock de phosphore réactif soluble ($P-PO_4^{3-}$) et phosphore total dans les eaux de la couche 0 - 30 m (avec barres d'incertitudes) de 1996 à 2015 à l'issue du brassage hivernal, Léman - Grand Lac (SHL 2)

Figure 13 : Stock of soluble reactive phosphorus ($P-PO_4^{3-}$) and total phosphorus in the lake's water surface layer of 0 - 30 m (with error bars) from 1996 to 2015 after winter mixing, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

5.2. AZOTE TOTAL, AZOTE NITRIQUE ET AZOTE AMMONIACAL

La concentration en azote nitrique atteint son maximum à l'issue du brassage partiel, le 19 février 2015, avec en moyenne 602 $\mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$ entre 0 et 20 m ce qui est comparable à l'année antérieure avec environ 600 $\mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$ (Figure 14).

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 14. Par la suite, la consommation de l'azote nitrique continue et la concentration de cet élément atteint un minimum le 09 septembre 2015 avec 180 $\mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$ à la surface du lac. L'azote nitrique est consommé de manière significative jusqu'à 15 m.

L'abaissement de la concentration de l'azote nitrique est plus important qu'en 2014 où des concentrations de l'ordre de 250 $\mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$, étaient mesurées à 0 et 5 m au mois d'août. Cette différence peut s'expliquer en partie par la présence d'une biomasse importante due à *Mougeotia gracillima*.

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

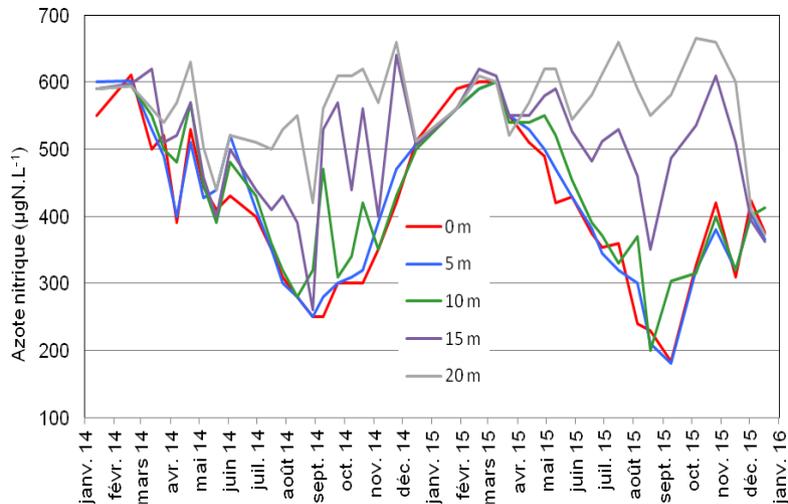


Figure 14 : Concentration en azote nitrique (N-NO_3^-) dans l'eau des couches superficielles du lac (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

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

La figure 15 représente l'évolution du stock d'azote total et d'azote nitrique dans la couche 0 - 30 m lors du brassage hivernal de 1996 à 2015. On observe une relative stabilité du stock d'azote sur cette chronique de 1996 à nos jours.

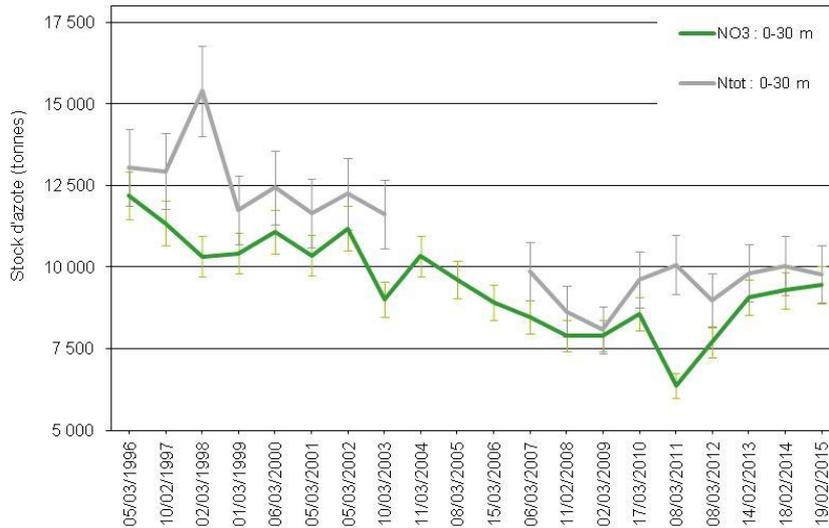


Figure 15 : Stock d'azote nitrique (N-NO₃) et d'azote total dans les eaux de la couche 0 - 30 m (avec barres d'incertitudes) de 1996 à 2015 lors du brassage hivernal, Léman - Grand Lac (SHL 2)

Figure 15 : Stock of nitrate (N-NO₃) and total nitrogen in the lake's water surface layer of 0 - 30 m (with error bars) from 1996 to 2015 during winter mixing, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

L'activité zooplanctonique entraîne une augmentation significative de la concentration en azote ammoniacal du fait des excréments de ces organismes mais également des poissons et de la dégradation microbienne de la matière organique (LAINE et PERGA, 2016). Cette activité printanière est supérieure à celle observée l'année précédente sur la même période mi-avril mi-juin 2015 : les valeurs atteignent 39 µgN.L⁻¹ à 15 m le 11 mai 2015 alors qu'à la même période en 2014, la valeur maximale était de 22 µgN.L⁻¹ à 15 et 20 m le 5 mai 2014. (figure 16). Ceci est probablement dû à une activité zooplanctonique importante liée à l'importance de la biomasse phytoplanctonique à cette période.

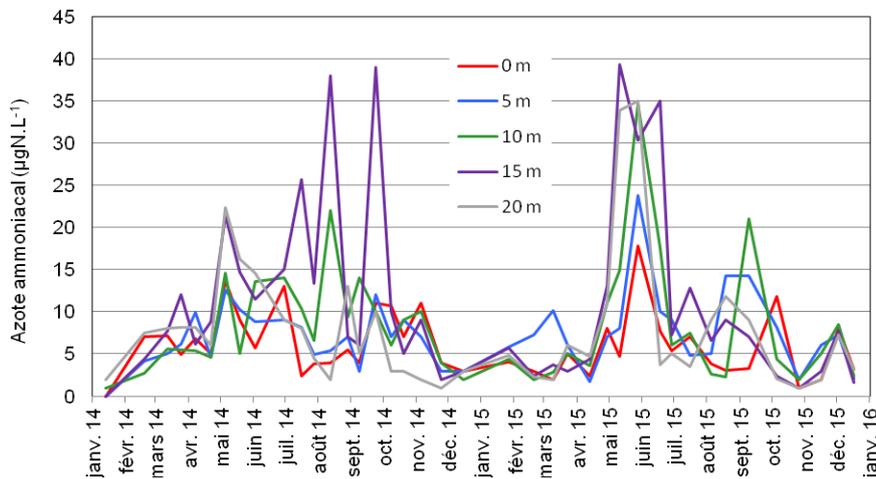


Figure 16 : Concentration en azote ammoniacal (N-NH₄⁺) dans l'eau des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

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

5.3. SILICE

L'homogénéisation partielle de l'hiver 2015, telle qu'en 2013 et 2014, n'a pas permis de redistribuer la silice présente dans l'eau des couches profondes dans l'ensemble de la colonne d'eau comme cela avait été le cas en 2005, 2006 et 2012 lors de brassages complets (Figure 17). La plus forte concentration en silice dans les couches d'eau superficielles est tout de même observée le 19 février 2015 à l'issue du brassage partiel maximal. La teneur moyenne en silice est alors égale à $1.03 \text{ mgSiO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ entre 0 et 20 m contre $1.14 \text{ mgSiO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ en 2014 à la même période de l'année (Figure 18).

Dès la campagne suivante, le 9 mars 2015, la silice commence à être consommée par l'activité phytoplanctonique précoce des algues diatomées (RIMET, 2016) pour atteindre au milieu du mois de mai des concentrations non détectables analytiquement de 0 à 10 m.

La concentration en silice reste faible ensuite jusqu'au début du mois de septembre 2015 du fait de la présence de diatomées. Finalement, avec la consommation décroissante et l'enfoncement de la thermocline qui s'accompagne d'une remobilisation des concentrations en silice du métalimnion, on constate dès mi-octobre, une nouvelle hausse des teneurs en silice en surface du lac.

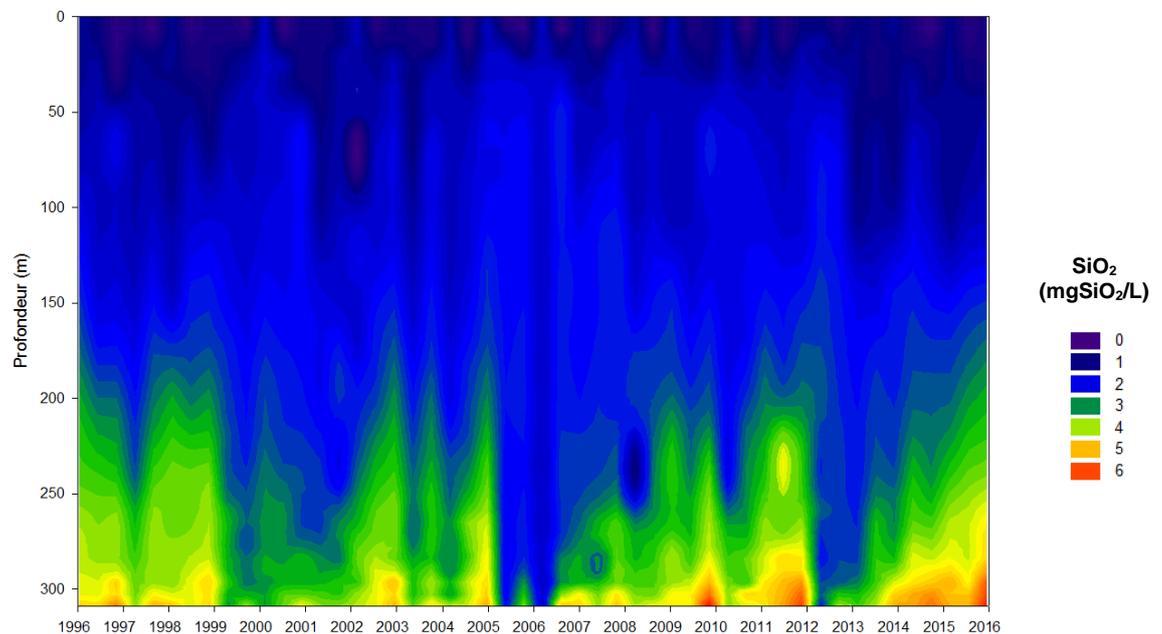


Figure 17 : Concentration en silice (SiO_2) dans les eaux du lac en fonction de la profondeur de 1996 à 2015, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 17 : Concentration of silica (SiO_2) in lake's water as a function of depth from 1996 to 2015, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

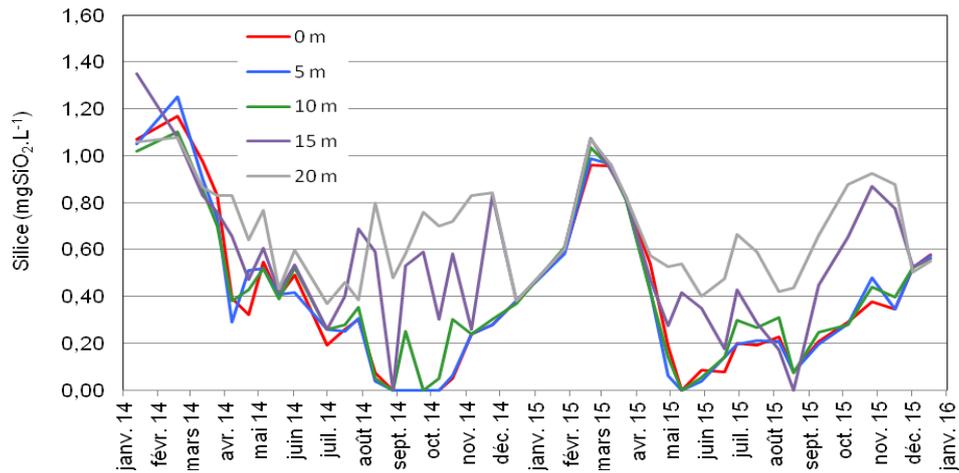


Figure 18 : Concentration en silice (SiO₂) dans l'eau des couches superficielles du lac (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

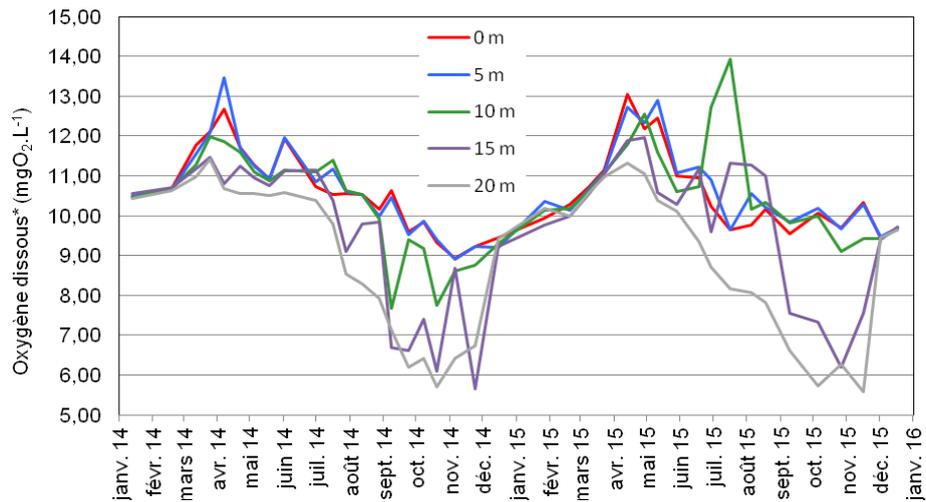
Figure 18 : Concentration of silica (SiO₂) in lake's water surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

5.4. OXYGÈNE DISSOUS

Les figures 19 et 25 mettent en évidence la production d'oxygène par la photosynthèse dans les couches supérieures du lac au printemps. Ce phénomène entraîne une sursaturation en oxygène des couches superficielles, dont le pic printanier est observé le 13 avril 2015 avec 13.04 mgO₂·L⁻¹ en surface.

La concentration en oxygène dissous dans les couches superficielles diminue ensuite à partir du milieu du mois de mai, principalement à cause d'une activité photosynthétique moins intense liée au fléchissement des diatomées (RIMET, 2016).

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. Par la suite, on peut observer un second pic important d'oxygène dissous à 10 m le 16 juillet 2015, probablement consécutif à la présence importante de *Mougeotia gracillima*. La désoxygénation de l'épilimnion induite par le transfert d'oxygène vers les couches plus profondes est relativement marquée en 2015. Les concentrations minimales sont alors, au mois d'octobre, égale à 5.73 mgO₂·L⁻¹. Ces valeurs sont du même niveau que l'année précédente avec 5.71 mgO₂·L⁻¹ en octobre 2014.



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

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

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

5.5. TRANSPARENCE

La dynamique de transparence pour l'année 2015 est représentée sur la figure 20. L'hiver 2015 entraîne une transparence importante jusqu'à 14 m le 19 février 2015 lors du brassage hivernal (12.2 m le 13 janvier 2014). Par la suite, la reprise avancée de l'activité photosynthétique, qui induit l'augmentation de la biomasse phytoplanctonique, provoque une diminution progressive de la transparence jusqu'à une valeur de 3.6 m le 11 mai 2015 qui perdure jusqu'au 18 juin 2015. Ce phytoplancton printanier est essentiellement constitué de diatomées et de *M. gracillima* (RIMET, 2016), qui consomme les nutriments présents en abondance mais n'est guère consommé.

De la fin juin à la mi-juillet, on observe une augmentation de la transparence avec un pic à 9.7 m le 16 juillet 2015. Ce phénomène est dû à la raréfaction des nutriments et l'accroissement de l'activité des organismes brouteurs qui engendrent un abattement drastique des formes consommables du phytoplancton.

Puis, la transparence diminue pour atteindre 6.8 m début août 2015, ce qui est très différent des valeurs basses de l'année précédente avec 2.4 m le 28 août 2014. La biomasse de phytoplancton en général, et de *M. gracillima* en particulier, diminue fortement de mi-août à mi-septembre (RIMET 2016) conduisant à une augmentation de la transparence.

Puis la destratification, qui débute significativement en novembre, fait remonter des nutriments vers les eaux de surface. Etant donné que les conditions lumineuses sont encore favorables à l'activité photosynthétique, le phytoplancton croît à nouveau mais comme les températures encore élevées stimulent le broutage, ce sont des espèces résistantes à la prédation qui vont se développer. La transparence atteint 10.5 m le 17 décembre 2015.

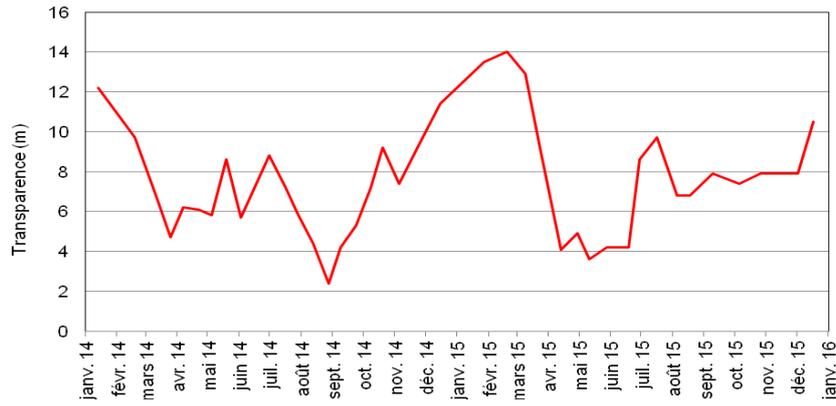
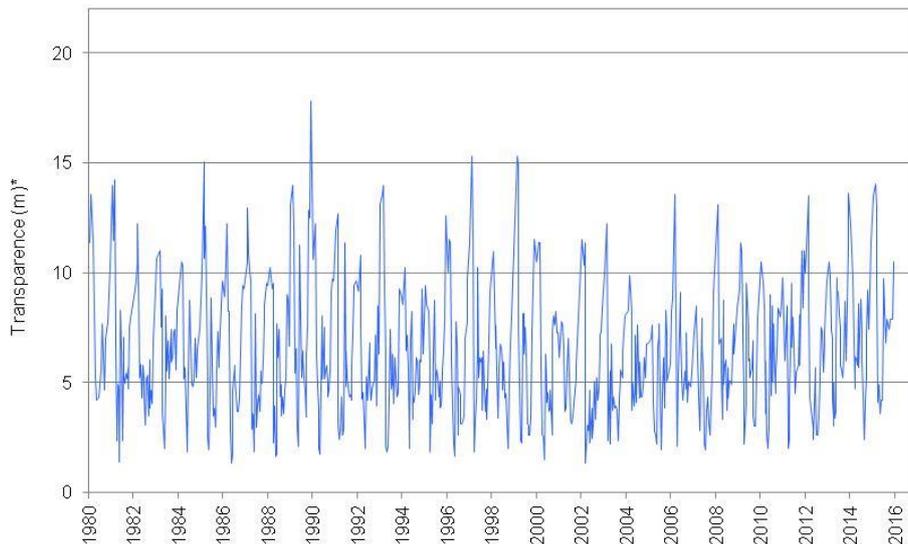


Figure 20 : Transparence avec le disque de Secchi (noir et blanc, 20 cm), Léman - Grand Lac (SHL2)

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

La figure 21 permet d'observer l'historique de la transparence de 1980 à nos jours. L'année 2015 présente des valeurs de transparence du même ordre de grandeur que l'ensemble de la chronique.



*De 1980 à 2009, valeurs de transparence calculées par l'application d'un modèle aux valeurs de transparence du disque de Secchi 30 cm.

(Transparence disque normalisé = 0.8742 * transparence disque 30 cm)

Figure 21 : Evolution de la transparence avec le disque de Secchi (noir et blanc, 20 cm) de 1980 à 2015, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 21 : Long-term changes in transparency using Secchi disk (black and white, 20 cm) from 1980 to 2015, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

5.6. MATIÈRE PARTICULAIRE

La matière particulaire est un indicateur de l'abondance phytoplanctonique en suspension dans l'eau. Le carbone et l'azote organiques particuliers ainsi que le phosphore total particulaire représentent plus précisément la fraction de nutriments en phase dissoute dans l'eau assimilés par le phytoplancton. Par conséquent, les concentrations en carbone organique particulaire (COP) dans les couches superficielles évoluent inversement à la teneur en nutriments dissous dans l'eau et ceci dès le début de l'activité phytoplanctonique (Figure 22).

Ainsi, le pic le plus marqué de carbone organique particulaire de l'année 2015 est le pic printanier qui apparaît au mois de mars jusqu'à fin mai 2015 et est marqué par un maximum le 13 avril 2015 en surface avec $643 \mu\text{gC}\cdot\text{L}^{-1}$. Il est à corrélérer avec une diminution de la transparence. Par la suite, un deuxième pic moins marqué est observable de fin juin à mi-juillet 2015 avec une concentration de $435 \mu\text{gC}\cdot\text{L}^{-1}$ à 10 et 15 m correspondant à la période de biomasse phytoplanctonique maximale, dominée par *Mougeotia gracillima* (RIMET, 2016).

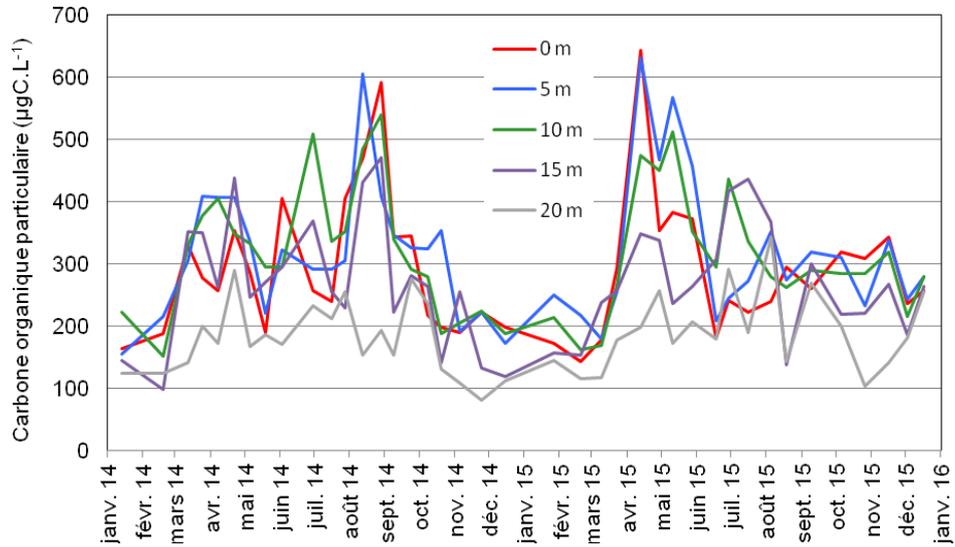
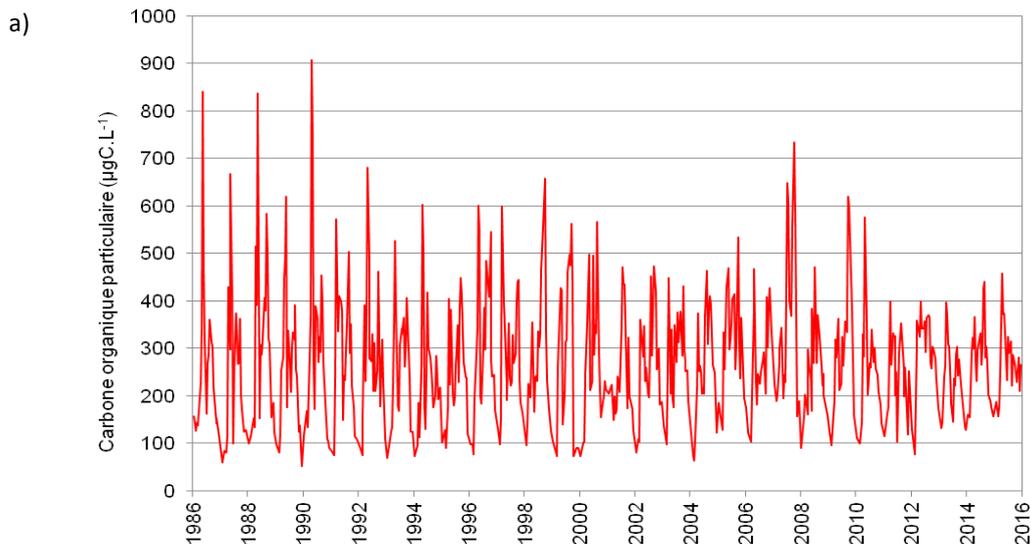


Figure 22 : Concentration en carbone organique particulaire dans l'eau des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 22 : Concentration of particulate organic carbon in lake's water surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

Les figures 23a, b et c mettent respectivement en évidence la dynamique annuelle de la matière particulaire : COP, azote organique particulaire (NOP) et le phosphore particulaire (Ppart). Les concentrations en COP, NOP et Ppart en 2015 sont parmi les plus basses de la chronologie de 1986 à nos jours.



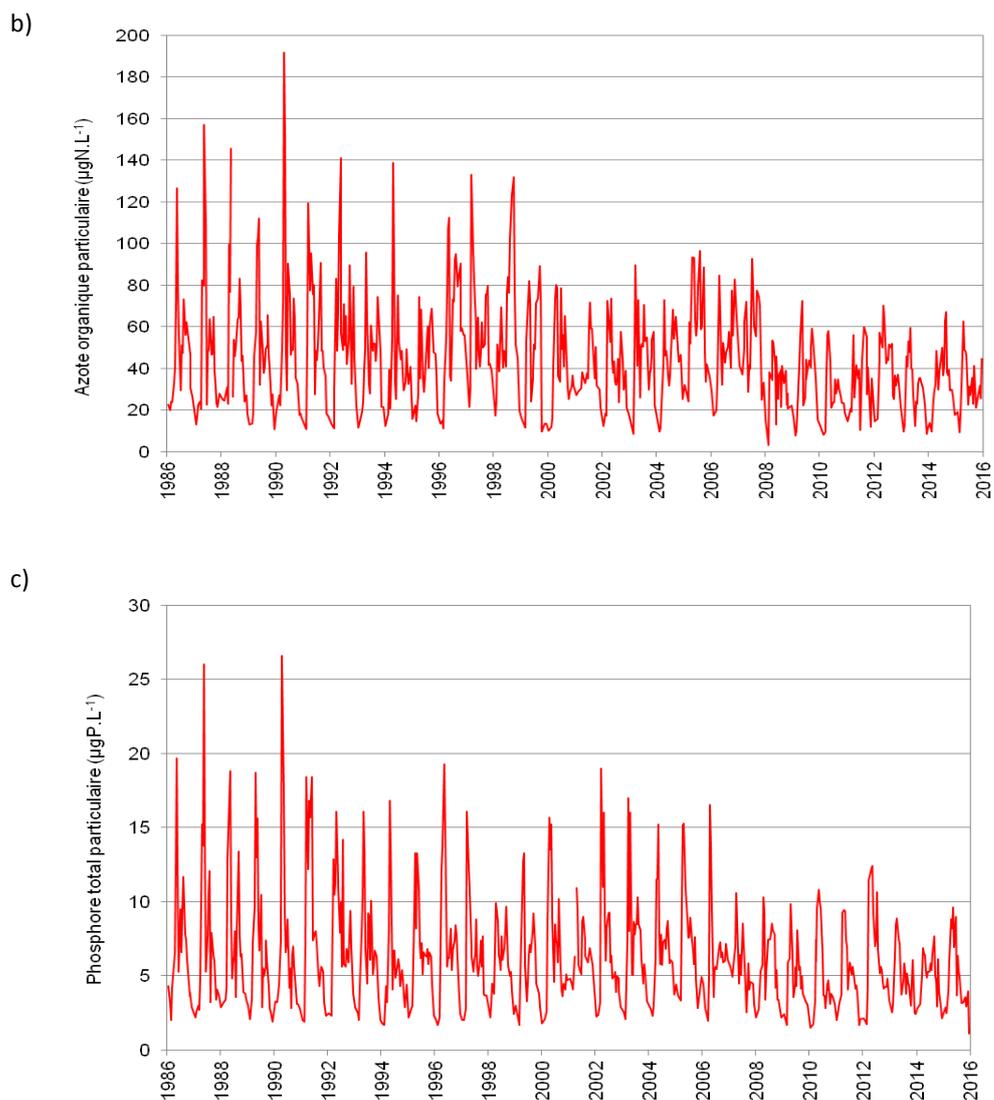


Figure 23 : Evolution de la concentration en matière particulaire dans l'eau de la couche superficielle (0 - 20 m) de 1986 à 2015, Léman - Grand Lac (SHL2) :

- 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 2015, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

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

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

A noter une valeur du rapport de 41 le 17 décembre 2015 du fait de valeurs très basses de phosphore particulaire.

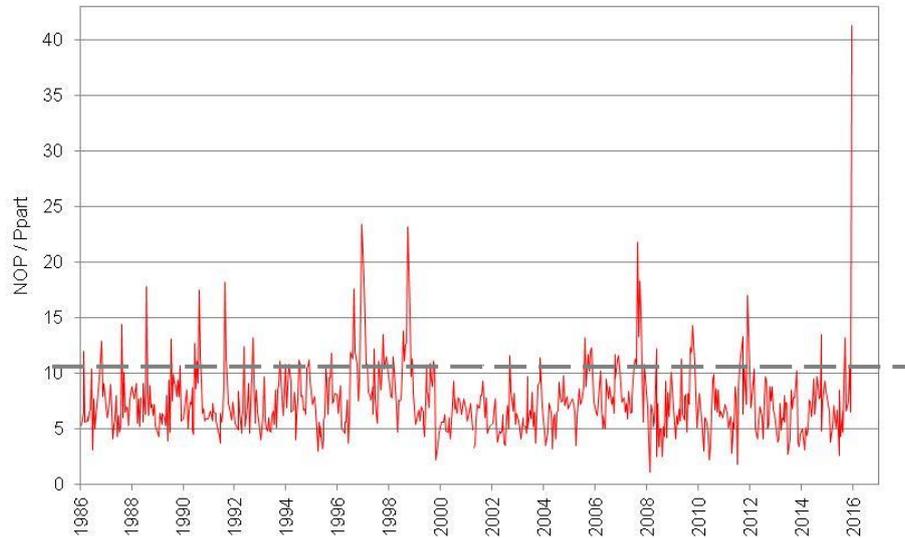
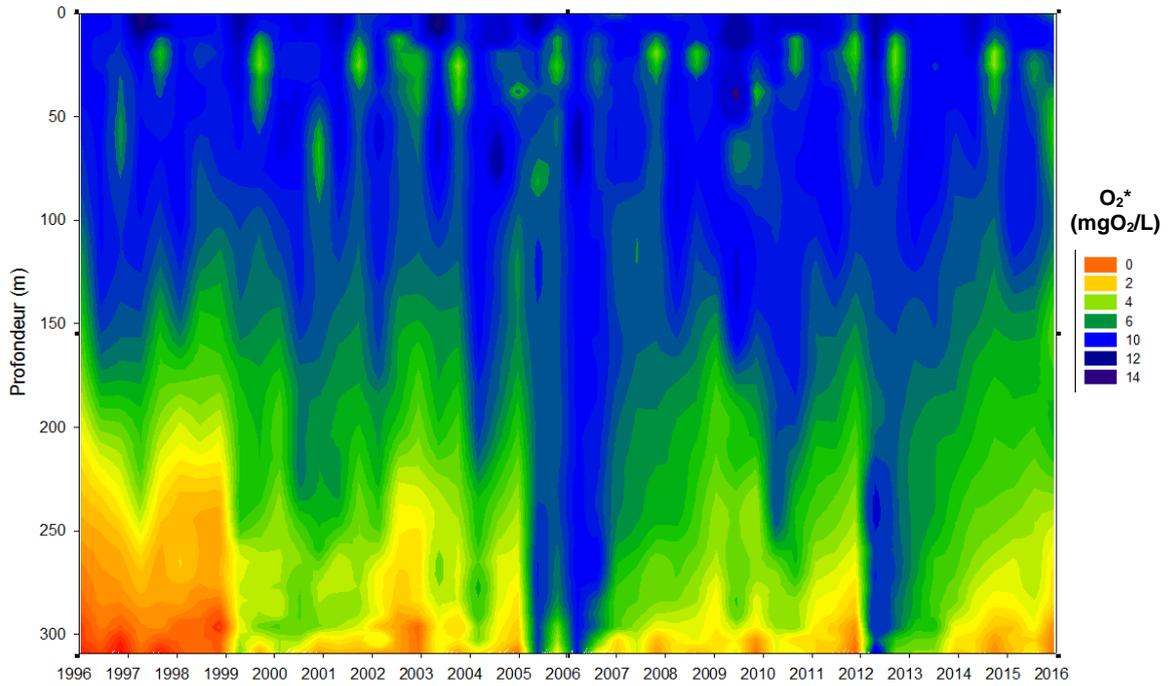


Figure 25 : Evolution du rapport NOP / Ppart dans l'eau de la couche superficielle (0 - 20 m) de 1986 à 2014, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 25 : Change in PON / Ppart ratio in lake's water surface layer (0 - 20 m) from 1986 to 2014, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

6. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES PROFONDES

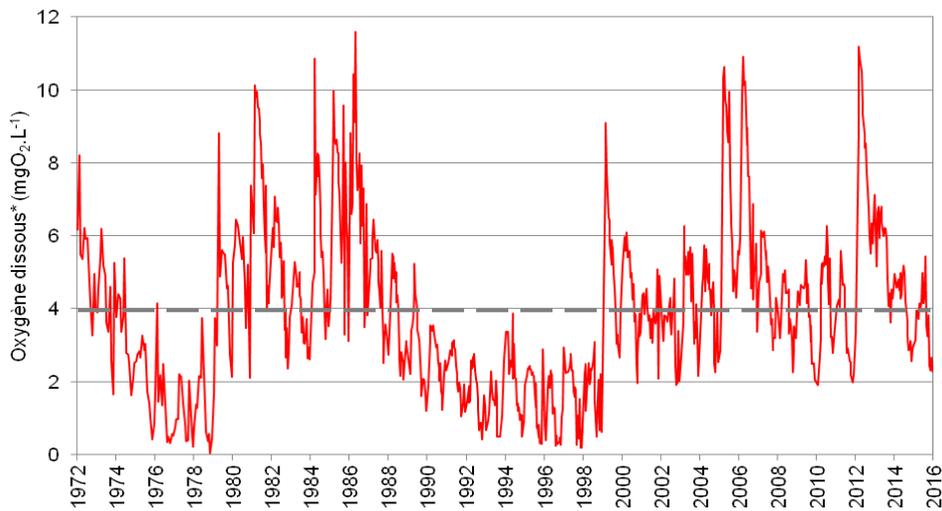
L'hiver 2015 n'a pas permis de ré-oxygéner l'ensemble de la colonne d'eau contrairement à l'année 2012 (Figure 25). A l'issue du brassage partiel maximal, le 19 février 2015, la concentration en oxygène dissous au fond du lac est égale à $3.94 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ (Figure 26). La teneur en oxygène dissous à 309 m diminue ensuite de manière progressive à partir du mois d'août 2015 et continue jusqu'à la fin de l'année, principalement du fait de la minéralisation de la matière organique sédimentée. Le minima est observé le 17 décembre 2015 avec $2.29 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, ce qui est peu différent de la valeur minimale de 2014 de $2.56 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$.



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

Figure 25 : Evolution de la concentration en oxygène dissous dans les eaux du lac en fonction de la profondeur de 1996 à 2015, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 25 : Change in the concentration of dissolved oxygen in lake's water as a function of the depth from 1996 to 2015, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)



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

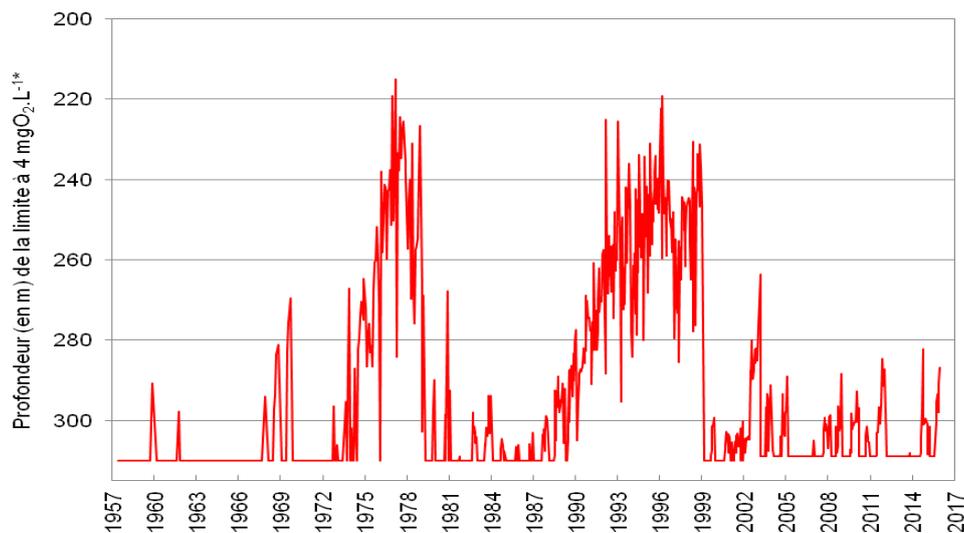
Figure 26 : Evolution de la concentration en oxygène dissous dans les eaux au fond du lac à 309 m de 1972 à 2015, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 26 : Long-term changes in dissolved oxygen concentrations measured at 309 m from 1972 to 2015, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

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

La ligne pointillée sur la figure 26 indique le seuil à $4.0 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ relative aux exigences sur la qualité des eaux en Suisse.

La figure 27 indique l'évolution de la couche d'eau de concentration inférieure à $4.0 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ de 1957 à nos jours. Depuis 1998, il y a une nette augmentation de la teneur en oxygène dissous dans les couches profondes du Léman. On peut noter qu'à l'identique de l'année 2014, pour l'année 2015, la couche d'eau « désoxygénée » ($< 4.0 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$), s'accroît progressivement de mi-août jusqu'à la fin de l'année.



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

Figure 27 : Evolution de la profondeur de la limite à 4 mg d'oxygène dissous par litre de 1957 à 2015, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 27 : Change in threshold's depth at 4 mg of dissolved oxygen per liter from 1957 to 2015, 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. Etant donné qu'il y a eu uniquement un brassage partiel de la colonne d'eau et par conséquent une réoxygénation faible des couches d'eau profondes en 2015, il devrait y avoir un relargage de phosphore au fond du lac. Les figures 28 et 29 montrent des teneurs en orthophosphates dans le fond du lac qui restent modérées, même si elle sont un peu plus élevées qu'en 2005, 2006 et 2012 après des brassages complets de la colonne d'eau. Il est possible d'émettre l'hypothèse selon laquelle, la concentration en phosphore dans les sédiments à l'interface avec l'eau est relativement faible, ce qui limite le relargage de cet élément. La concentration maximale de phosphore réactif soluble est notée le 2 décembre 2015, lorsque la teneur en oxygène dissous est la plus faible, avec $63 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$ contre $53 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$ en 2014. Les valeurs de concentration du manganèse total analysé dans la couche profonde du lac restent également faibles (KLEIN, 2016).

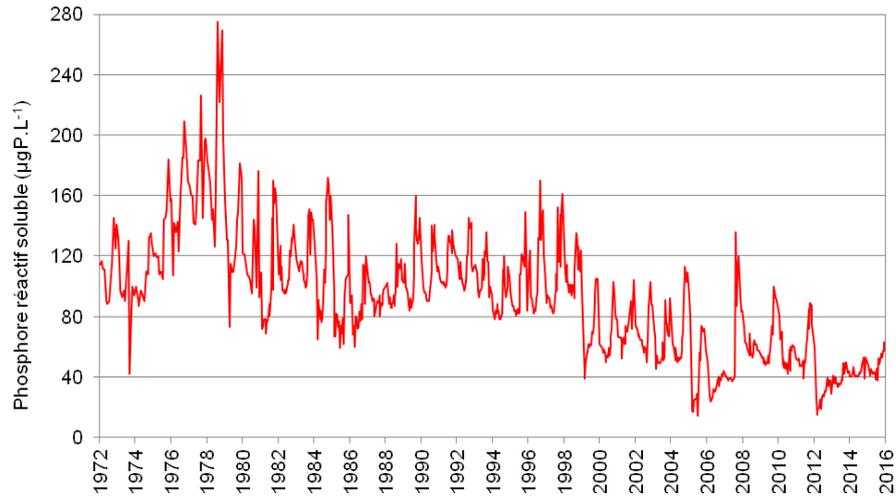


Figure 28 : Evolution de la concentration en phosphore réactif soluble ($P-PO_4^{3-}$) dans les eaux au fond du lac à 309 m de 1972 à 2015, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 28 : Change in the concentration of soluble reactive phosphorus ($P-PO_4^{3-}$) in the bottom of lake's water at 309 m from 1972 to 2015, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

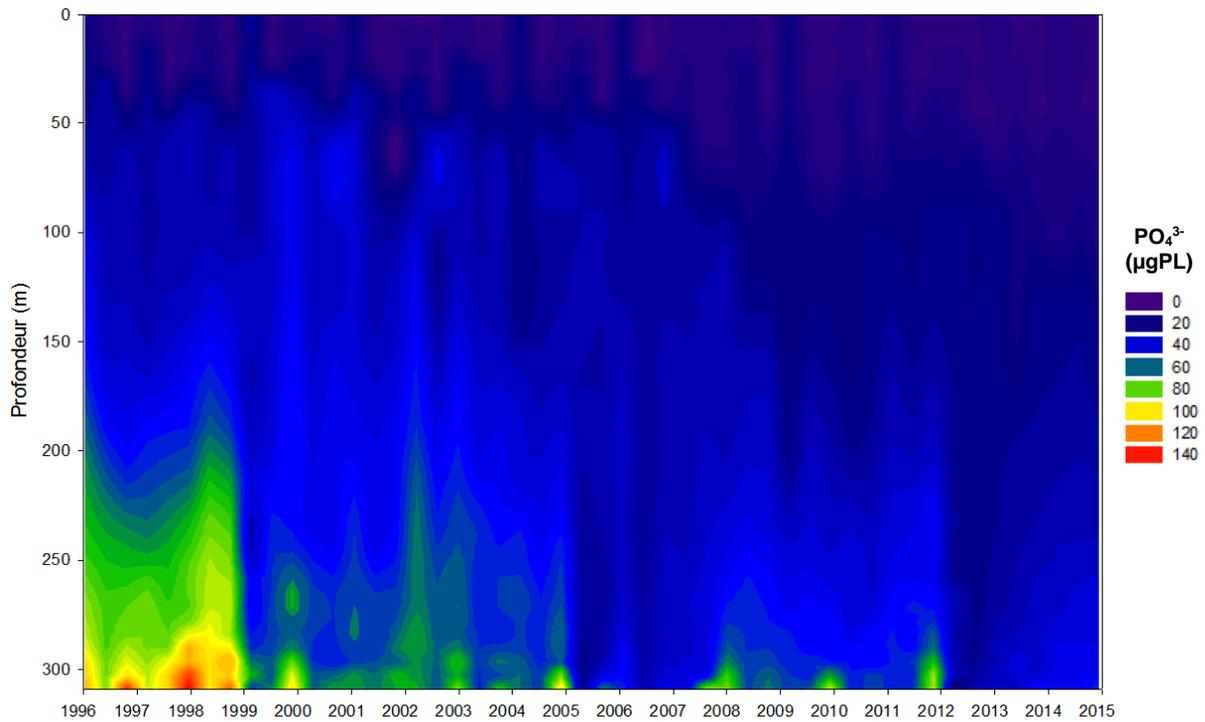


Figure 29 : Evolution de la concentration en phosphore réactif soluble ($P-PO_4^{3-}$) en fonction de la profondeur de 1996 à 2015, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 29 : Change in the concentration of soluble reactive phosphorus ($P-PO_4^{3-}$) in lake's water as a function of depth from 1996 to 2015, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

La faible concentration en oxygène dissous dans les eaux profondes n'engendre pas d'augmentation significative de la concentration en azote ammoniacal au fond du lac en 2015 par rapport à l'année 2014 (Figure 30).

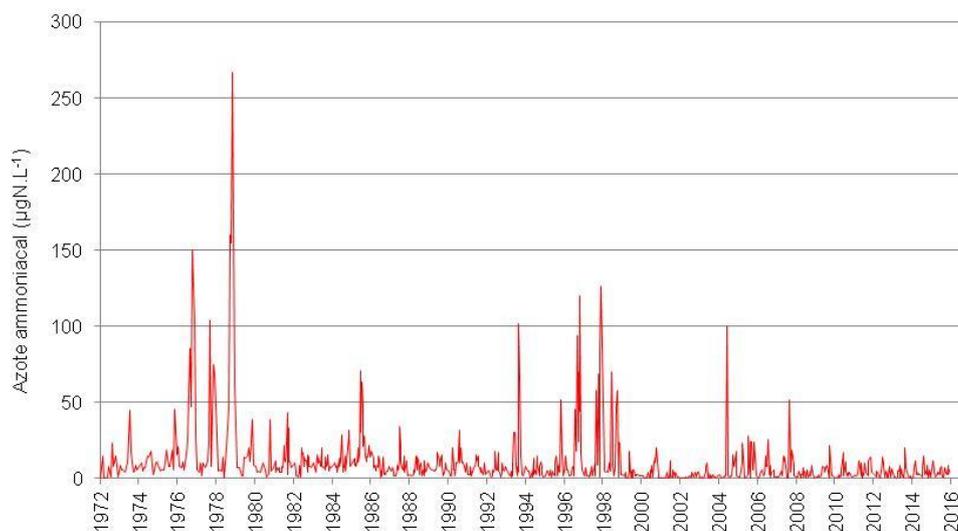


Figure 30 : Evolution de la concentration en azote ammoniacal (N-NH_4^+) dans les eaux au fond du lac à 309 m de 1972 à 2015, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 30 : Change in the concentration of ammoniacal nitrogen (N-NH_4^+) in the bottom of lake's water at 309 m from 1972 to 2015, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

7. ÉVOLUTION INTERANNUELLE DES PRINCIPAUX PARAMÈTRES

7.1. PHOSPHORE RÉACTIF SOLUBLE ET PHOSPHORE TOTAL

Le stock moyen en phosphore total est en baisse en 2015 avec 1'634 tonnes de P contre respectivement 1'696 et 1'762 en 2013 et 2014 (Figure 31). La concentration moyenne annuelle pondérée est égale à $19.0 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$.

En ce qui concerne le phosphore réactif soluble, c'est-à-dire l'orthophosphate, le stock n'évolue guère en 2015 avec 1'359 tonnes de P contre 1'438 en 2014. Ainsi, la concentration moyenne annuelle pondérée est de $15.8 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$.

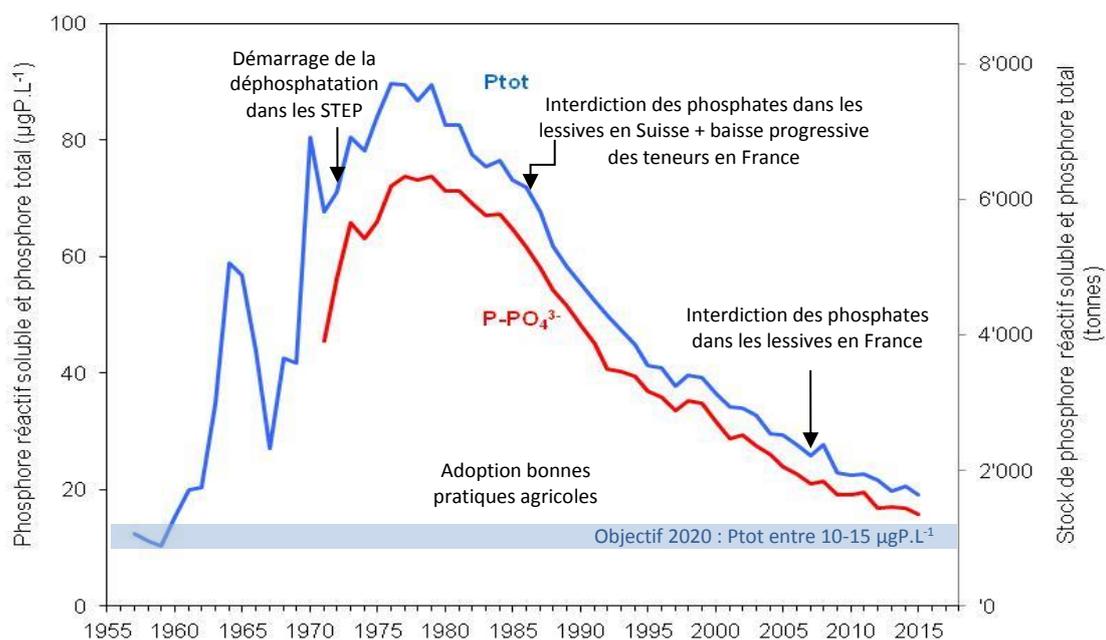


Figure 31 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et du stock de phosphore réactif soluble et de phosphore total pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1957 à 2015, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 31 : Change in weighted mean annual total concentration and stock of soluble reactive phosphorus and total phosphorus in the entire mass of lake's water from 1957 to 2015, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

7.2. AZOTE NITRIQUE ET AZOTE TOTAL

Les concentrations moyennes en azote total et en azote nitrique sont du même ordre que celles de l'année précédente. En 2015, la concentration moyenne en azote total est de $633 \mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$, soit un stock de 54'438 tonnes de N. La concentration moyenne annuelle en azote nitrique, quant à elle, est égale à $574 \mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$, ce qui représente un stock de 49'364 tonnes de N contre $572 \mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$ et 49'180 tonnes en 2014 (Figure 32). Cette teneur en nitrates d'environ $0.57 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ dans les eaux du Léman, soit $2.53 \text{ mgNO}_3\cdot\text{L}^{-1}$, reste très inférieure et donc conforme à la norme d'eau de consommation en Suisse qui édicte une valeur de tolérance de $40 \text{ mgNO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ et en France, une limite de qualité qui est de $50 \text{ mgNO}_3\cdot\text{L}^{-1}$.

L'évolution du stock d'azote total et nitrique dans le Léman est relativement stable depuis les années 80.

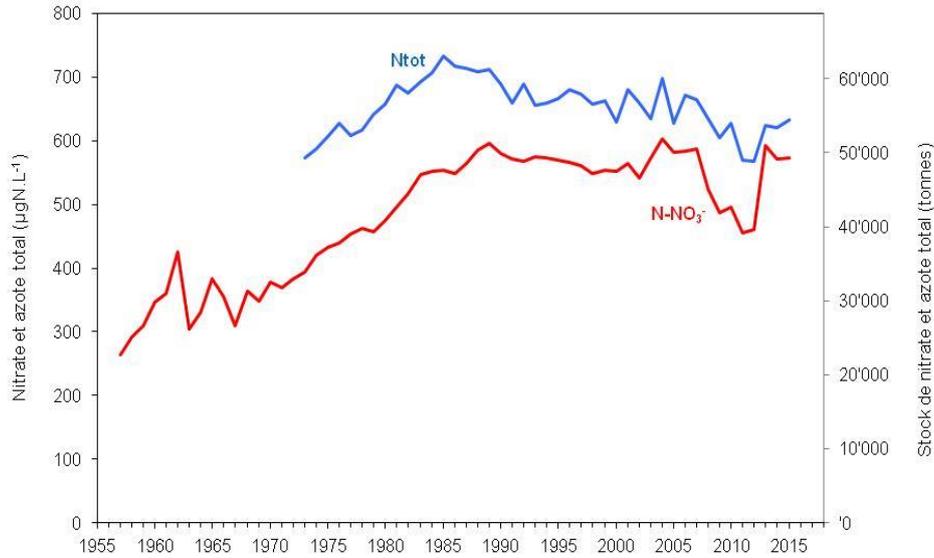


Figure 32 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et des stocks d'azote total et d'azote nitrique pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1957 à 2015, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 32 : Change in the weighted mean annual total concentration and stock of total nitrogen and nitrate in the entire mass of lake's water from 1957 to 2015, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

7.3. CHLORURE

Le suivi des ions chlorures dans le Léman de 1971 à nos jours montre une constante augmentation de la concentration de ce paramètre dans le Grand Lac (Figure 33). En 2015, le stock de chlorure est égal à 894'400 tonnes soit une teneur moyenne annuelle pondérée qui atteint 10.40 mgCl·L⁻¹ contre 872189 tonnes et 10.14 mg Cl·L⁻¹ en 2014. Ce phénomène s'explique en majeure partie par les apports via les affluents du Léman (KLEIN, 2016) qui reflètent une utilisation croissante de produits chimiques à base de chlorure dans le secteur industriel (saline, métallurgie et industrie pharmaceutique ...) et l'usage de sel de déneigement dans le bassin versant du lac (GUMY et DE ALENCASTRO, 2001).

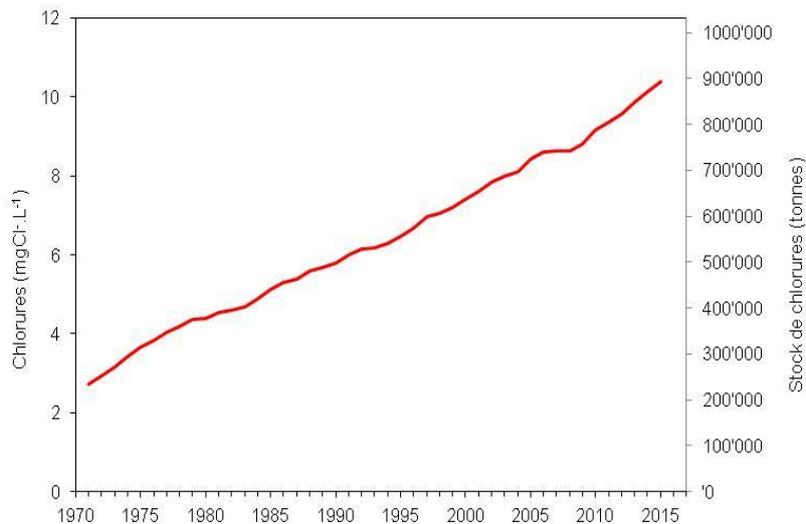


Figure 33 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et du stock de chlorures pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1971 à 2015, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 33 : Change in the weighted mean annual concentration and stock of chloride in the entire mass of lake's water from 1971 to 2015, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

8. CONCLUSIONS

L'année climatique 2015 sur les rives du Léman peut être considérée comme chaude et ensoleillée avec une température moyenne annuelle de 11.7 °C, faiblement venteuse, avec une pluviométrie qui présente un déficit de 20 % par rapport à la moyenne 1981-2010 avec 808.7 mm de précipitations. L'été a été très chaud et sec.

Les faits marquants de l'évolution physico-chimique des eaux du Léman en 2015 sont les suivants :

- L'hiver 2015 a donné lieu à un brassage partiel de la colonne d'eau jusqu'à 140 m réduisant la réoxygénation des couches d'eau profondes du Léman et la distribution des nutriments dans l'ensemble de la colonne d'eau ;
- La consommation des nutriments débute au printemps et se poursuit jusqu'à atteindre des concentrations en phosphore réactif soluble et silice à l'état de trace dans les couches épilimniques. Par opposition, l'azote nitrique n'est pas un facteur limitant du développement du phytoplancton ;
- Le relargage du phosphore à partir des sédiments ainsi que la réduction de l'azote nitrique en azote ammoniacal au fond du lac est faible en fin d'année 2015 tel qu'en 2014 et ce malgré deux années successives de brassage partiel qui ont occasionné une réoxygénation limitée des eaux profondes ;
- En 2015, le stock d'azote nitrique dans le lac est un peu plus élevé qu'en 2014, avec 49'880 tonnes de N ;
- La concentration moyenne en phosphore total semble poursuivre sa tendance générale à la baisse avec une valeur annuelle moyenne de 19.0 µgP.L⁻¹ (19.7 et 20.5 µgP.L⁻¹ en 2013 et 2014, respectivement) ;
- Le stock de chlorure dans le Léman continue d'augmenter et atteint 894'400 tonnes en 2015.

BIBLIOGRAPHIE

- BLANC, P., PELLETIER, J.P. et MOILLE, J.P. (1993) : Variabilité spatiale et temporelle des paramètres physico-chimiques et biologiques dans l'eau du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1992, 113-162 et 162b-162p.
- GUMY, D. et DE ALENCASTRO, L.F. (2001) : Origine de la pollution du Léman par le chlorure. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, 261-278.
- KLEIN, A. (2016) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux du Léman. Campagne 2015, 67-80.
- LAINE, L. et PERGA, M. (2016) : Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2015, 101-106.
- OEaux (1998) : Ordonnance sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (Suisse).
- PERGA, M., LEBERRE, B., PERNEY, P. (2016) : Biomasse chlorophyllienne et production primaire dans le Léman, Campagne 2015, 93-100.
- RIMET, F. (2016) Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2015, 81-92.
- SAVOYE, L., QUETIN, P. et KLEIN, A. (2015), Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eau Léman contre pollut., Campagne 2014, 19-67.
- VARGAS, S. (2015) Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2015, 165-176.

ANNEXE I

Tableau I : Concentrations annuelles moyennes pondérées de 1957 à 2015, Léman - Grand Lac (SHL2)

Table I : Mean annual weighted concentrations from 1957 to 2015, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

Année	Oxygène mg·L ⁻¹	Ptot µgP·L ⁻¹	PO ₄ ³⁻ µgP·L ⁻¹	Ntot µgN·L ⁻¹	Σ Nmin µgN·L ⁻¹	NH ₄ ⁺ µgN·L ⁻¹	NO ₂ ⁻ µgN·L ⁻¹	NO ₃ ⁻ µgN·L ⁻¹	Cl ⁻ mgCl·L ⁻¹	COP µgC·L ⁻¹	NOP µgN·L ⁻¹	Ppart µgP·L ⁻¹	Transparence ^a 12 mois mètre	Transparence ^a mai-septembre mètre
1957	9,66	12,4			266	0,3	1,0	265					10,80	6,74
1958	10,32	11,2			297	0,9	1,7	294					9,50	5,20
1959	9,59	10,4			312	0,3	1,1	311					9,70	6,74
1960	9,57	15,4			349	1,2	1,1	347					11,10	10,46
1961	9,36	20,0			366	3,4	0,9	362					9,50	8,06
1962	10,33	20,4			392	9,0	1,5	381					9,70	6,80
1963	10,3	34,7			314	6,0	1,5	306					9,80	6,26
1964	10,21	58,8			342	8,8	1,3	332					9,50	7,30
1965	10,25	56,8			391	4,4	1,3	385					9,50	7,10
1966	10,44	43,9			362	4,8	1,4	356					8,10	5,74
1967	9,72	27,0			314	2,1	1,0	311					9,80	6,30
1968	9,43	42,5			372	5,4	0,7	366					10,30	6,52
1969	9,01	41,7			354	4,2	1,1	349					9,60	7,24
1970	9,69	80,5	50,5		383	2,9	1,3	379					8,63	4,86
1971	9,69	67,6	45,6		382	9,0	1,6	371	2,73				9,49	6,02
1972	9,25	71,1	56,3		401	14,6	1,6	385	2,93				8,45	6,88
1973	9,36	80,5	66,1	574	412	13,8	2,4	396	3,16				9,33	5,48
1974	9,12	78,2	63,2	588	438	13,8	1,9	422	3,44				8,46	5,98
1975	8,96	84,0	66,1	606	447	10,6	1,9	434	3,66				7,30	3,78
1976	8,36	89,6	72,3	628	454	11,7	1,4	441	3,84				8,18	4,00
1977	8,31	89,4	74,0	608	468	11,2	1,8	455	4,05				7,95	5,18
1978	8,55	86,8	73,4	617	474	7,0	1,8	465	4,18				7,27	5,64
1979	8,93	89,5	74,0	641	466	5,5	1,5	459	4,35				10,42	5,86
1980	9,06	82,5	71,5	657	485	7,4	1,9	476	4,39				8,88	6,04
1981	9,32	82,6	71,6	688	507	8,0	1,1	498	4,53				8,10	5,80
1982	9,24	77,5	69,5	675	529	8,4	1,2	519	4,60				7,54	5,52
1983	9,19	75,4	67,3	693	560	10,2	1,2	549	4,70				8,23	6,04
1984	9,46	76,4	67,6	706	566	11,2	1,0	554	4,88				7,59	5,55
1985	9,54	73,1	65,0	734	571	14,0	0,6	556	5,12				8,44	4,94
1986	9,83	71,8	61,9	718	558	6,8	1,0	550	5,30	106,7	19,0	3,1	7,50	4,31
1987	9,62	67,7	58,3	713	573	6,6	0,8	566	5,40	72,9	14,0	2,9	8,00	4,70
1988	9,33	61,7	54,5	709	594	5,4	0,9	588	5,60	115,3	17,2	2,5	7,18	5,19
1989	8,65	58,3	51,7	712	605	5,6	0,9	598	5,68	93,3	14,2	2,1	8,85	6,22
1990	8,33	55,3	48,3	689	589	5,8	0,9	582	5,79	101,7	16,4	2,4	7,82	6,08
1991	8,49	52,3	45,3	660	580	5,9	0,9	572	6,00	91,5	15,1	2,5	7,79	5,86
1992	8,42	49,9	40,8	690	577	5,4	1,2	570	6,16	91,2	17,7	2,8	6,77	5,19

Année	Oxygène mg·L ⁻¹	Ptot µgP·L ⁻¹	PO ₄ ³⁻ µgP·L ⁻¹	Ntot µgN·L ⁻¹	Σ Nmin µgN·L ⁻¹	NH ₄ ⁺ µgN·L ⁻¹	NO ₂ ⁻ µgN·L ⁻¹	NO ₃ ⁻ µgN·L ⁻¹	Cl ⁻ mgCl·L ⁻¹	COP µgC·L ⁻¹	NOP µgN·L ⁻¹	Ppart µgP·L ⁻¹	Transparence ^a 12 mois mètre	Transparence ^a mai-septembre mètre
1993	8,29	47,3	40,4	656	581	3,2	0,9	577	6,18	88,1	13,3	2,3	8,24	5,42
1994	8,33	44,8	39,4	660	580	3,9	1,1	575	6,29	83,6	14,0	2,2	7,10	5,87
1995	8,22	41,3	37,0	667	576	3,5	1,2	571	6,47	90,1	13,1	2,3	7,47	5,89
1996	8,27	40,9	36,0	681	575	4,5	1,1	569	6,68	107,4	22,3	2,3	7,17	4,56
1997	8,41	37,7	33,7	673	568	4,2	1,1	563	6,96	107,4	23,1	2,2	8,82	6,73
1998	8,26	39,6	35,2	658	557	5,1	0,9	551	7,06	100,3	22,1	2,2	7,36	5,65
1999	8,79	39,2	34,9	662	560	3,3	0,8	556	7,19	92,3	13,2	2,3	8,99	5,72
2000	9,09	36,5	31,8	629	550	2,9	1,3	546	7,42	109,8	14,7	2,5	7,42	4,96
2001	8,48	34,2	28,8	680	570	1,8	0,8	567	7,60	94,1	12,9	2,3	6,29	5,06
2002	8,45	34,0	29,5	659	547	2,1	0,8	544	7,85	97,1	11,2	2,0	6,78	4,28
2003	8,60	32,8	27,7	634	579	2,4	1,3	575	7,98 ^b	93,8	14,1	2,3	6,70	4,86
2004	9,10	29,5	26,1	698	609	2,0	1,3	605	8,12	94,6	14,9	2,5	7,14	5,95
2005	9,28	29,4	24,1	628	589	2,4	1,6	585	8,44	138,2	22,0	3,0	6,17	5,39
2006	9,80	27,7	22,6	671	591	2,5	1,2	587	8,61	107,5	18,6	2,4	7,01	6,57
2007	8,99	25,7	20,9	665	594	2,7	1,0	590	8,63	114,7	17,6	2,3	6,23	5,11
2008	8,86	27,6	21,4	635	531	3,3	1,5	526	8,65	103,4	11,9	2,1	8,13	6,30
2009	9,30	22,8	19,3	605	492	3,1	1,1	488	8,81	113,9	10,9	1,8	7,90	6,41
2010	9,18	22,4	19,3	628	503	3,0	2,0	498	9,15	110	8,7	2,0	6,83	5,52
2011	8,96	22,6	19,7	570	463	4,1	1,4	457	9,37	86,6	9,7	2,1	6,84	6,42
2012	9,25	21,6	16,9	568	471	5,4	2,5	463	9,56	99,7	10,1	2,6	6,47	4,24
2013	9,20	19,7	17,1	625	597	3,1	1,5	592	9,86	92,5	9,4	2,2	7,98	7,63
2014	8,55	20,5	16,7	620	577	3,6	1,3	572	10,14	95,9	10,7	2,0	7,57	5,83
2015 ^b	8,58	19,0	15,8	633	580	4,6	1,7	574	10,40	101,3	9,0	2,2	8,50	6,83

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

b : valeur interpolée

ANNEXE II

Tableau II : Stocks annuels en tonnes de 1955 à 2015, Léman - Grand Lac (SHL2)

Table II : Annual total content in metric tons from 1955 to 2015, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

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

Année	Oxygène tonnes	Ptot tonnes	P-PO ₄ ³⁻ tonnes	Σ Ntot tonnes	Nmin tonnes	N-NH ₄ ⁺ tonnes	N-NO ₂ ⁻ tonnes	N-NO ₃ ⁻ tonnes	Cl ⁻ tonnes	COP tonnes	Ppart tonnes	Npart tonnes
1993	710'190	4'050	3'460	56'210	49'814	274	80	49'460	529'700	7'548	197	1'142
1994	714'185	3'835	3'380	56'550	49'701	334	92	49'275	538'930	7'166	185	1'203
1995	704'075	3'535	3'170	57'140	49'348	302	101	48'945	554'670	7'722	193	1'123
1996	708'680	3'505	3'085	58'350	49'205	382	93	48'730	572'410	9'205	198	1'913
1997	721'005	3'230	2'885	57'690	48'701	357	94	48'250	596'140	9'207	185	1'981
1998	707'750	3'395	3'020	56'430	47'764	434	80	47'250	604'630	8'596	186	1'897
1999	753'185	3'360	2'990	56'780	48'002	283	64	47'655	615'910	7'905	193	1'134
2000	778'880	3'130	2'725	53'910	47'815	250	115	47'450	635'650	9'413	212	1'263
2001	726'525	2'930	2'465	58'270	48'818	152	66	48'600	651'600	8'065	197	1'105
2002	724'005	2'915	2'530	56'460	46'875	178	67	46'630	672'320	8'322	172	'962
2003	737'325	2'805	2'370	54'310	49'550	206	114	49'230	684'220 ^b	8'034	200	1'205
2004	779'535	2'530	2'235	59'790	52'161	174	107	51'880	696'130	8'108	217	1'280
2005	795'590	2'520	2'065	53'820	50'453	210	133	50'110	722'920	11'840	253	1'888
2006	839'395	2'370	1'940	57'460	50'589	211	98	50'280	738'040	9'210	204	1'594
2007	770'580	2'205	1'795	57'010	50'890	232	88	50'570	739'090	9'826	198	1'506
2008	759'470	2'370	1'835	54'420	45'464	285	129	45'050	740'860	8'864	177	1'018
2009	797'005	1'955	1'650	51'860	42'189	262	97	41'830	754'990	9'761	154	935
2010	787'035	1'915	1'650	53'710	43'143	258	175	42'710	784'240	9'429	175	749
2011	767'596	1'938	1'684	48'805	39'667	355	116	39'196	802'776	7'424	176	832
2012	792'869	1'853	1'445	48'710	40'330	463	212	39'655	819'208	8'575	224	868
2013	790'941	1'696	1'467	53'708	51'342	270	133	50'939	848'029	7'952	191	808
2014	735'593	1'762	1'438	53'299	49'603	309	114	49'180	872'189	8'248	173	916
2015 ^b	737'880	1'634	1'359	54'438	49'880	396	146	49'364	894'400	8'712	189	774

b : valeur interpolée

ANNEXE III

Tableau III : Incertitudes élargies des principales analyses physico-chimiques

Table III : Expanded uncertainties of main physico-chemical analysis

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

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

ANNEXE IV

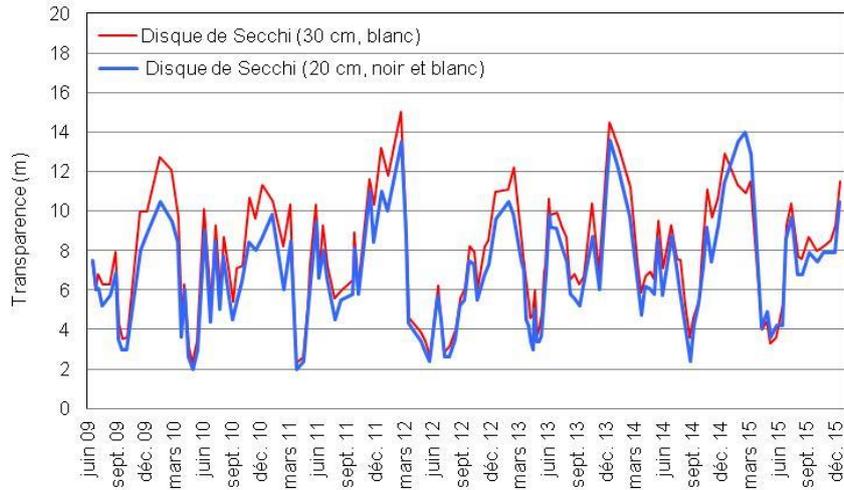


Figure IV.1 : Représentation graphique de la comparaison entre la mesure de la transparence avec le disque de Secchi « INRA » (disque blanc d'un diamètre de 30 cm) et normalisé (disque noir et blanc, 20 cm) de mi-2009 à 2015, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure IV.1 : Graph of comparison between transparency measurement with « INRA » Secchi disk (white disk at 30 cm of diameter) and normalized (black and white, 20 cm) from 2009 to 2015, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

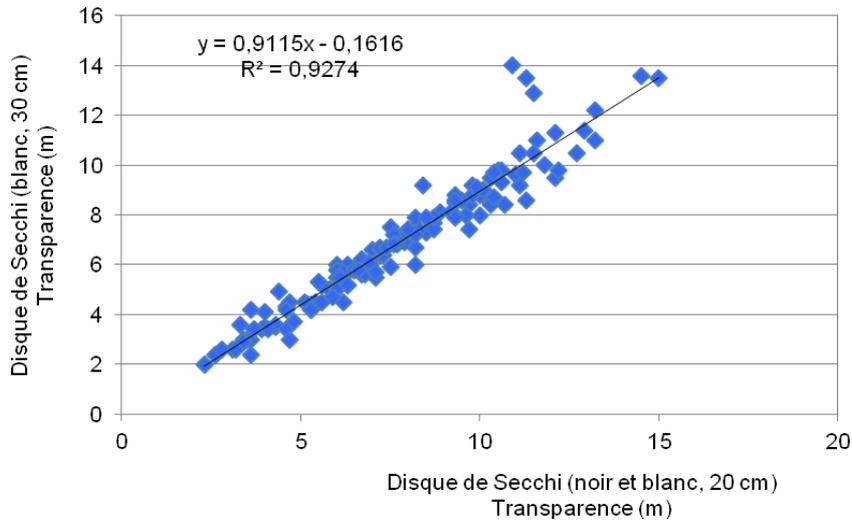


Figure IV.2 : Régression linéaire entre la mesure de la transparence avec le disque de Secchi « INRA » (disque blanc d'un diamètre de 30 cm) et normalisé (disque noir et blanc, 20 cm) de mi-2009 à 2015, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure IV.2 : Linear regression between the transparency measurement with « INRA » Secchi disk (white disk at 30 cm of diameter) and normalized (black and white, 20 cm) from 2009 to 2015, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

ANNEXE V

DONNEES MÉTÉOROLOGIQUES

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 2015, les températures des mois de février, et dans une moindre mesure septembre et octobre, furent inférieures à leur moyenne inter-stations sur la période 1981 - 2010. Les températures des mois d'été (juin, juillet, août) peuvent être classifiées comme chaudes. (tableau 1.1, figure 1.1).

Tableau 1.1 : Température moyenne mensuelle de l'air à chaque station en 2015 (°C).

Table 1.1 : Monthly mean air temperature for each station in 2015 (°C).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1981 - 2010
Janvier	2.6	2.6	3.5	3.7	2.2
Février	1.7	1.3	1.9	2.3	2.9
Mars	7.3	7.5	7.6	7.3	6.5
Avril	11.2	10.9	11.3	10.7	9.9
Mai	15.3	14.9	15.2	14.6	14.4
Juin	19.9	19.4	19.8	18.8	17.7
Juillet	24.2	23.7	24.0	23.0	20.1
Août	20.8	20.4	21.0	20.6	19.7
Septembre	14.8	14.7	15.0	15.0	15.8
Octobre	10.1	10.2	10.7	10.9	11.5
Novembre	7.1	7.5	8.4	8.1	6.0
Décembre	3.9	4.1	5.7	5.0	3.3
Moyenne annuelle	11.6	11.4	12.0	11.7	10.8

En 2015, la température moyenne annuelle inter-stations est de 11.7 °C, soit la même qu'en 2003 et 2014. Avec cette température, l'année 2015 se classe au 3^e rang (la plus chaude étant 1994 avec 11.9 °C) de la période 1980 - 2015. (tableau 1.2, figure 1.2).

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

Table 1.2 : Annual mean air temperature at the inter-stations (°C).

Années	Température moyenne annuelle	Années	Température moyenne annuelle
1980	9.2	1998	11.0
1981	9.9	1999	11.0
1982	10.6	2000	11.6
1983	10.4	2001	11.0
1984	9.7	2002	11.5
1985	9.4	2003	11.7
1986	10.0	2004	11.0
1987	10.1	2005	10.6
1988	10.9	2006	11.3
1989	11.0	2007	11.4
1990	11.2	2008	10.9
1991	10.4	2009	11.3
1992	10.9	2010	10.3
1993	10.4	2011	11.8
1994	11.9	2012	11.1
1995	10.9	2013	10.3
1996	10.2	2014	11.7
1997	11.1	2015	11.7

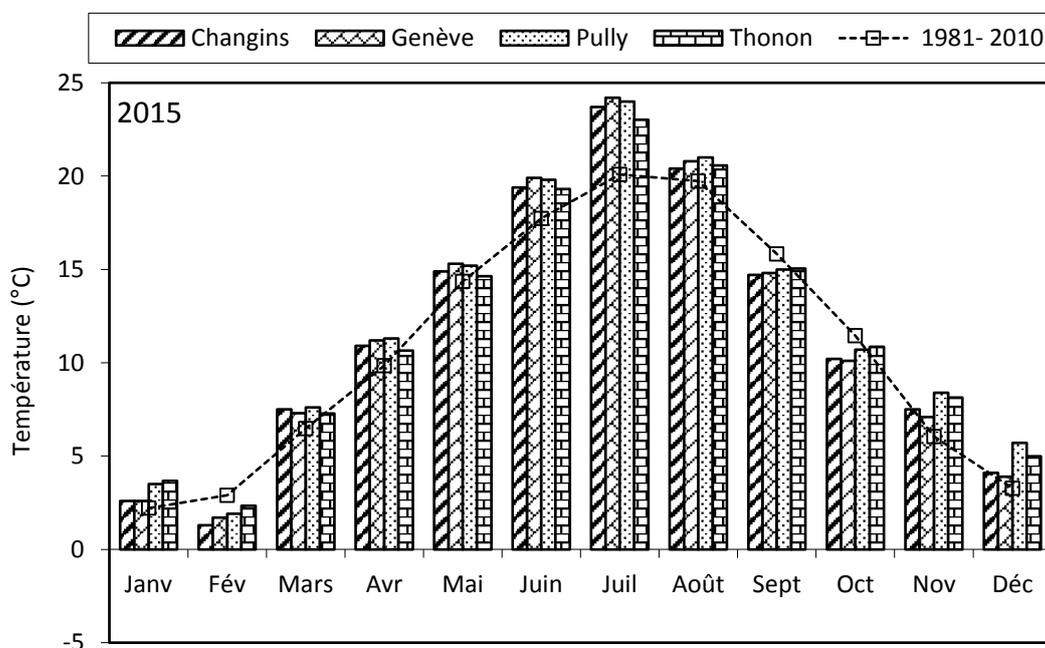


Figure 1.1 : Moyenne mensuelle de la température de l'air de chaque station en 2015 (histogramme) et celle de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 1.1 : Mean monthly air temperature at each station in 2015 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

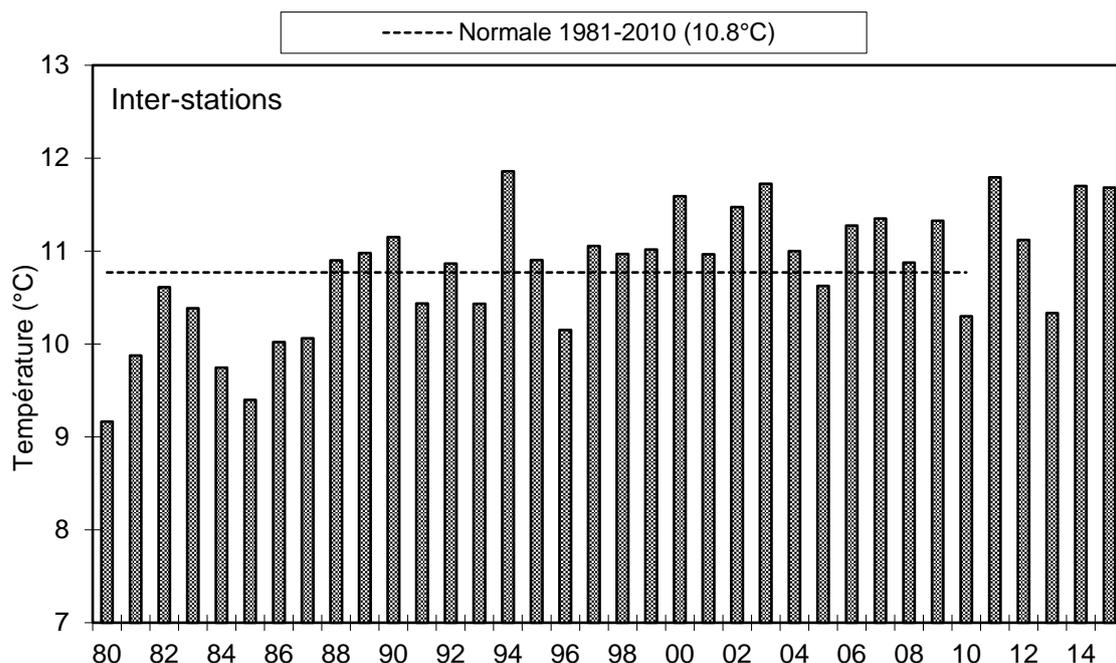


Figure 1.2 : Température moyenne annuelle de l'air pour l'inter-station (°C).

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

3. PLUVIOMÉTRIE

La pluviométrie de l'année 2015 sur le bassin lémanique est de 808.7 mm, très inférieure à la normale inter-stations (1'008.9 mm) relevée sur les 4 stations entre 1981 et 2010. Changins est la station la plus arrosée avec 876.6 mm. Genève avec 685.5 mm a les précipitations les moins importantes (tableau 2.1, figure 2.1).

Les mois d'été (juin, juillet, août) et le dernier trimestre furent particulièrement secs. Par contre les mois de janvier, avril, mai, et septembre furent eux excédentaires. Ce qui donne pour l'année 2015 un déficit de 19.6 % par rapport à la normale 1981 - 2010.

Tableau 2.1 : Pluviométrie mensuelle (mm) à chaque station en 2015.

Table 2.1 : Monthly rainfall (mm) at each station in 2015.

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1981 - 2010
Janvier	80.6	92.9	94	96.5	72.9
Février	52.2	59.4	55.9	45.5	60.8
Mars	52.0	66.6	51.5	45.0	68.5
Avril	63.5	69.4	102.0	97.0	73.5
Mai	96.1	106.8	142.7	110.0	92.8
Juin	44.9	54.5	36.7	62.5	94.3
Juillet	28.7	66.6	30.9	41.0	83.8
Août	63.4	94.2	74.1	63.5	86.6
Septembre	117.8	132.1	121.1	149.0	99.0
Octobre	35.6	40.9	59.0	56.0	102.5
Novembre	37.9	70.6	67.8	38.5	83.0
Décembre	13.4	17.6	20.9	16.5	88.9
Total Annuel	685.5	876.6	856.6	821.0	1'008.9

En inter-stations, l'année 2015 se classe au 32^e rang (sur 36) de la chronologie pluviométrique 1980 - 2015 (le 1^{er} 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	1998	924.6
1981	1'082.8	1999	1'266.0
1982	1'037.5	2000	1'028.2
1983	1'022.3	2001	1'298.7
1984	911.8	2002	1'169.5
1985	957.1	2003	760.6
1986	964.2	2004	980.0
1987	1'044.8	2005	775.1
1988	1'078.0	2006	1'069.2
1989	660.7	2007	1'135.7
1990	1'093.9	2008	1'047.8
1991	860.3	2009	849.9
1992	1'057.8	2010	815.5
1993	1'060.5	2011	750.1
1994	1'124.1	2012	1'092.3
1995	1'194.7	2013	1'219.0
1996	972.8	2014	1'068.1
1997	1'022.9	2015	808.7

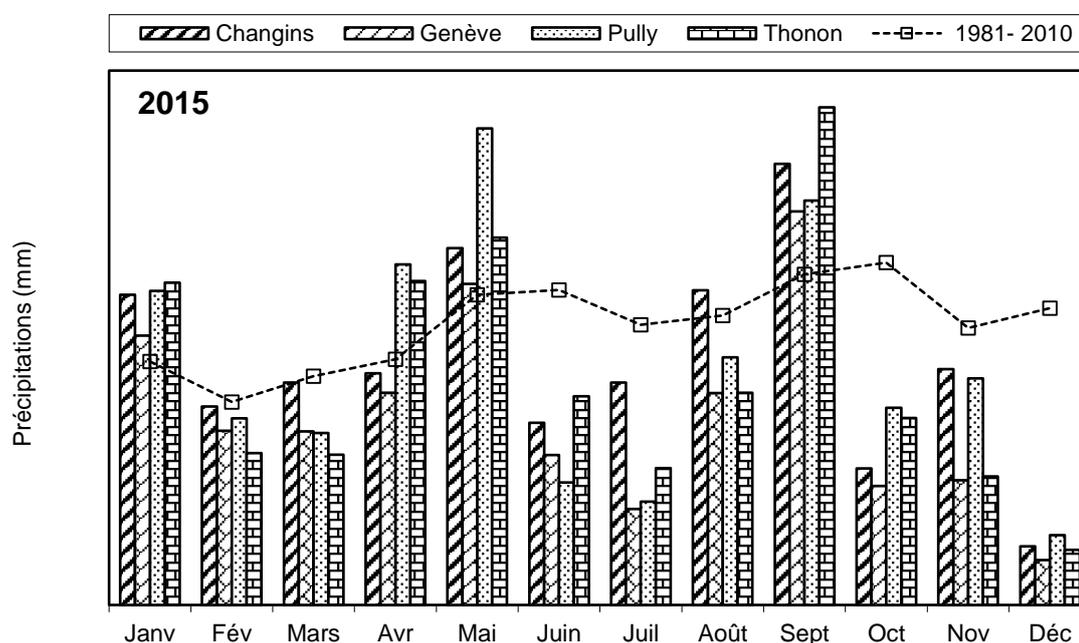


Figure 2.1 : Pluviométrie mensuelle de chaque station en 2015 (histogrammes) et de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 2.1 : Monthly rainfall at each station in 2015 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

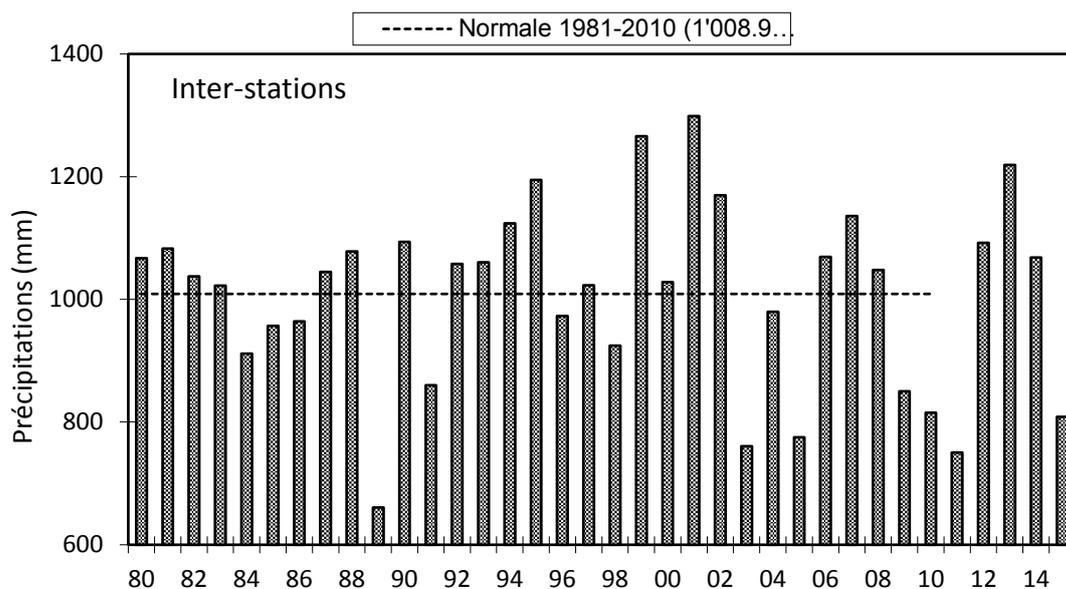


Figure 2.2 : Pluviométrie annuelle pour l'inter-stations (mm).

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

4. INSOLATION

A part le mois d'octobre et dans une moindre mesure ceux de janvier et février, l'année 2015 fut ensoleillée (tableau 3.1, figure 3.1).

Tableau 3.1 : Insolation mensuelle à chaque station en 2015 (h).

Table 3.1 : Monthly insolation at each station in 2015 (h).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1981 - 2010
Janvier	54	62	74	51	62.4
Février	82	90	100	85	90.7
Mars	161	184	175	166	156.4
Avril	209	223	222	212	182.1
Mai	235	246	220	228	208.1
Juin	263	265	256	293	236.7
Juillet	332	338	320	323	258.6
Août	230	236	229	229	236.8
Septembre	166	181	176	174	183.6
Octobre	90	109	106	98	120.0
Novembre	113	123	120	87	69.2
Décembre	61	65	90	47	49.8
Total annuel	1'996	2'122	2'087	1'992	1'841.5

L'année 2015 avec une moyenne inter-stations de 2'029 heures est une année ensoleillée. Elle se classe 5^e sur la période 1980 - 2015 (la 1^e étant 2003 avec 2'290 h, la dernière étant 1987 avec 1'442 h) (tableau 3.2, figure 3.3).

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

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

Années	Insolation total annuel	Années	Insolation total annuel
1980	1'672.3	1998	1'981.7
1981	1'557.5	1999	1'770.1
1982	1'730.8	2000	1'998.9
1983	1'635.7	2001	1'837.6
1984	1'713.3	2002	1'828.6
1985	1'829.2	2003	2'290.5
1986	1'611.0	2004	2'000.1
1987	1'442.5	2005	2'138.4
1988	1'652.7	2006	1'992.4
1989	1'864.4	2007	2'096.7
1990	1'973.2	2008	1'961.9
1991	1'870.0	2009	2'028.4
1992	1'676.1	2010	1'817.3
1993	1'669.2	2011	2'203.0
1994	1'707.5	2012	2'008.4
1995	1'896.5	2013	1'813.2
1996	1'769.3	2014	1'902.8
1997	1'948.4	2015	2'051.5

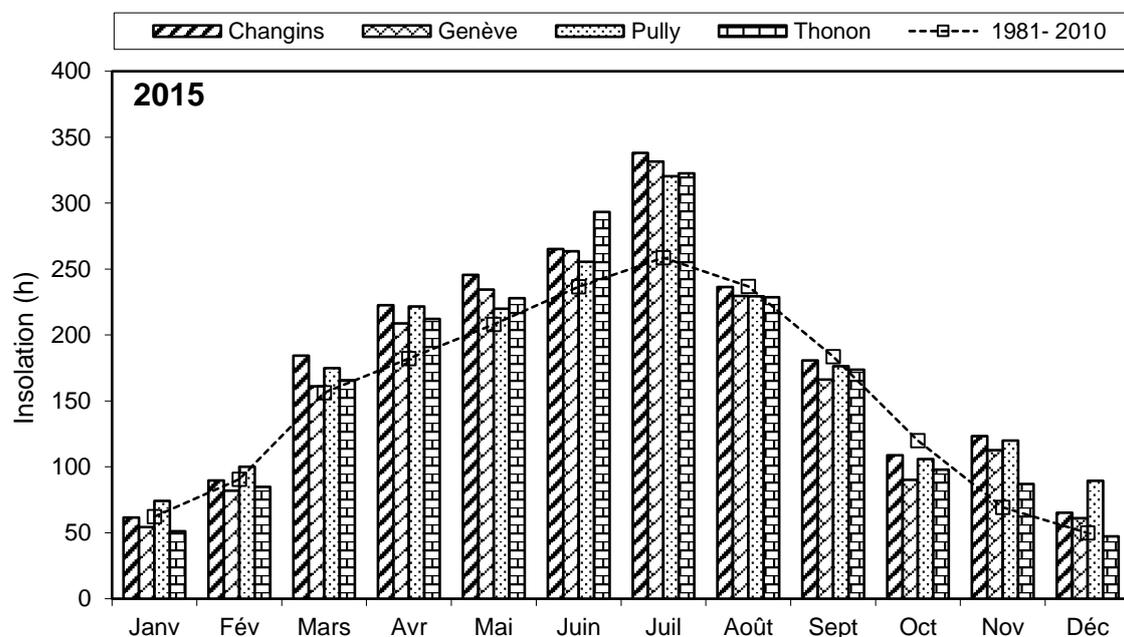


Figure 3.1 : Moyenne mensuelle de l'insolation de chaque station en 2015 (histogramme) et celle de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 3.1 : Monthly insolation at each station in 2015 (histogram), and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

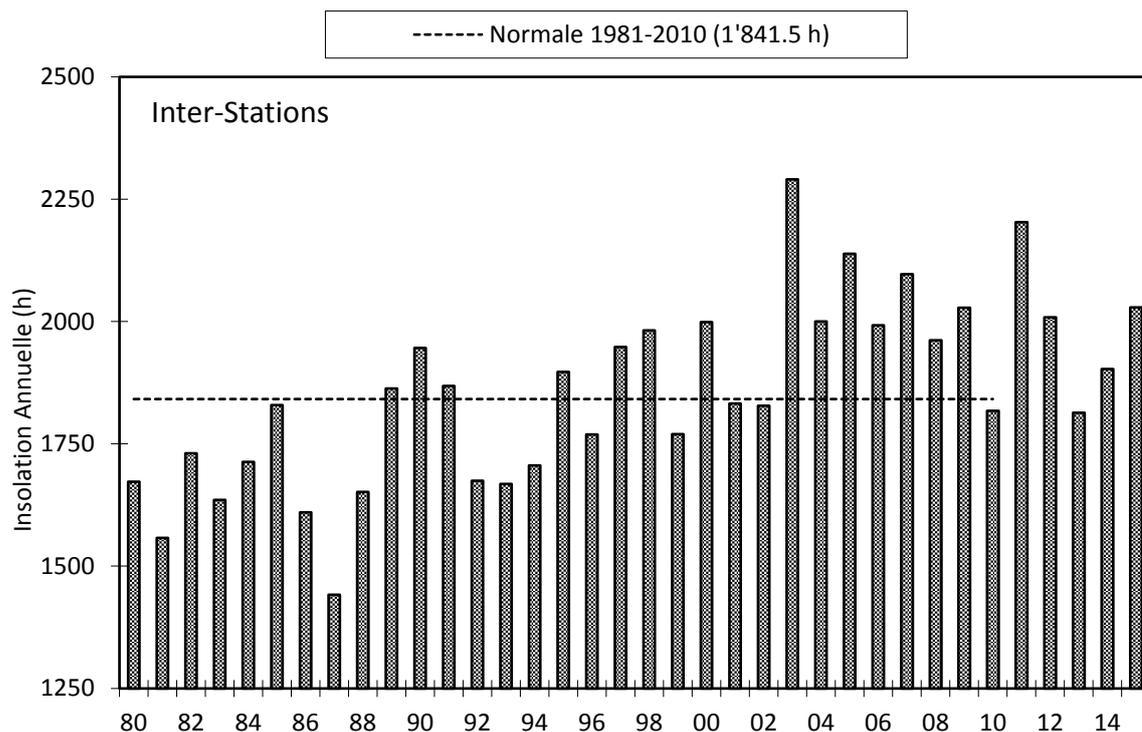


Figure 3.2 : Insolation annuelle de l'inter-stations.

Figure 3.2 : Annual insolation at the inter-stations.

5. RAYONNEMENT

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

La moyenne inter-stations pour l'année 2015 est de $13.3 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$.

Tableau 4.1 : Rayonnement global mensuel à chaque station en 2015 (moyenne journalière en $\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$).

Table 4.1 : Global monthly solar radiation at each station in 2015 (daily mean radiation in $\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1981 - 2010
Janvier	3.6	3.8	4.2	3.2	3.6
Février	6.7	7.3	7.7	5.7	6.5
Mars	12.2	12.7	12.0	11.3	11.2
Avril	18.5	18.5	17.9	16.8	15.6
Mai	21.0	21.3	19.4	18.8	18.8
Juin	25.0	24.8	24.0	23.9	21.3
Juillet	25.9	26.2	24.8	24.5	21.3
Août	19.3	19.1	17.8	17.8	18.2
Septembre	14.6	14.6	13.7	13.2	13.4
Octobre	8.0	8.5	8.6	7.0	7.9
Novembre	5.7	5.9	6.0	4.8	4.3
Décembre	3.2	3.5	4.3	2.7	2.9
Moyenne Annuelle	13.6	13.8	13.4	12.5	12.04

Pour l'inter-stations en 2015, le rayonnement global annuel obtenu est de $4'869 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-2}$, ce qui classe l'année, 3^e sur la période 1980 - 2015 (tableau 4.2, figure 4.2).

Tableau 4.2 : Rayonnement global annuel en inter-stations ($\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}$).

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

Années	Rayonnement global total annuel	Années	Rayonnement global total annuel
1980	4'153	1998	4'378
1981	4'263	1999	4'188
1982	4'391	2000	4'488
1983	4'239	2001	4'310
1984	4'274	2002	4'337
1985	4'485	2003	4'894
1986	4'178	2004	4'858
1987	3'956	2005	4'712
1988	4'139	2006	4'593
1989	4'325	2007	4'671
1990	4'401	2008	4'486
1991	4'415	2009	4'837
1992	4'219	2010	4'575
1993	4'126	2011	5'000
1994	4'100	2012	4'747
1995	4'339	2013	4'547
1996	4'310	2014	4'653
1997	4'405	2015	4'869

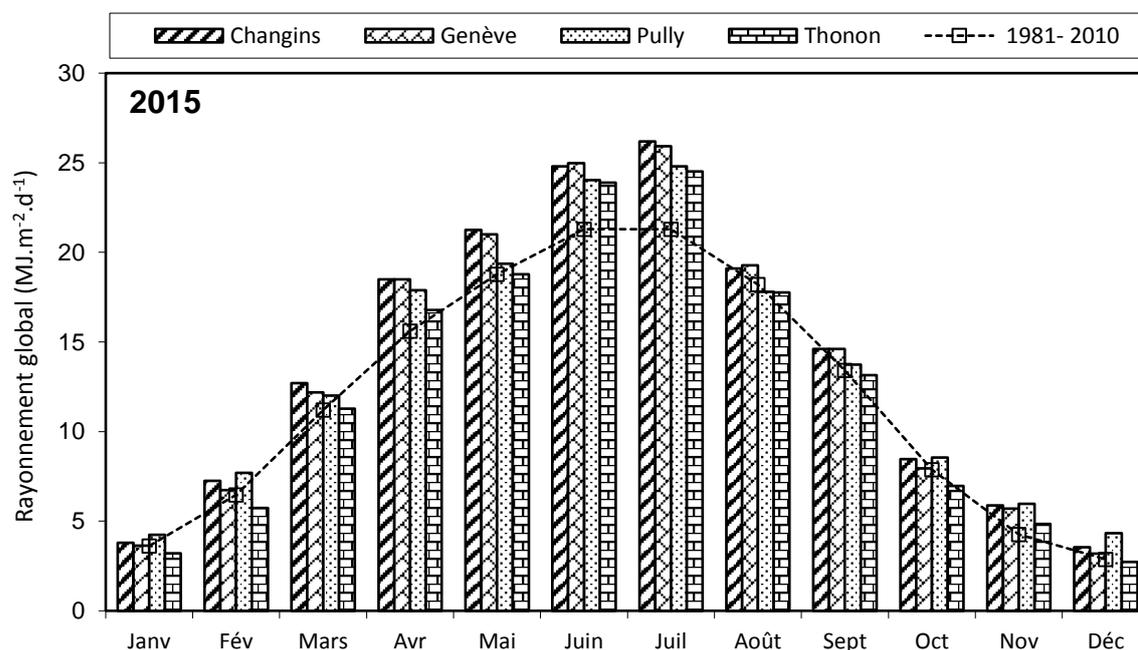


Figure 4.1 : Moyenne mensuelle du rayonnement global de chaque station en 2015 (histogrammes) et de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 4.1 : Mean monthly global solar radiation at each station in 2015 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

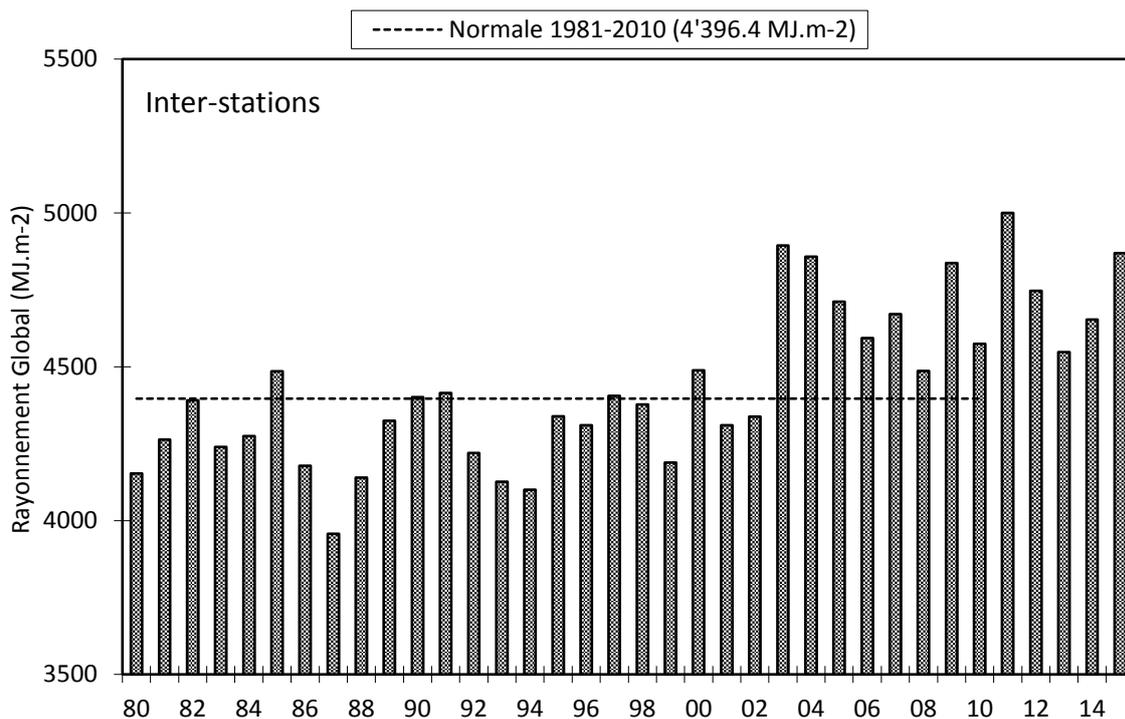


Figure 4.2 : Rayonnement global annuel de l'inter-stations (MJ.m⁻²).

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

6. VENT

6.1 VITESSE DU VENT

En 2015 à Changins, station de référence, les mois de février, mai et septembre furent venteux. (tableau 5.1, figure 5.1 et tableau 5.2).

Tableau 5.1 : Moyenne mensuelle de la vitesse du vent en 2014 (m.s⁻¹)

Table 5.1 : Monthly mean wind speeds in 2014 (m.s⁻¹).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Changins 1981-2010
Janvier	2.5	2.5	1.7	1.6	2.4
Février	3.0	3.3	1.7	2.6	2.8
Mars	2.8	3.0	1.1	1.5	3.3
Avril	3.0	2.8	1.4	1.6	3.3
Mai	2.8	3.0	1.4	1.5	2.8
Juin	2.5	2.2	1.4	1.3	2.8
Juillet	2.5	2.8	1.7	1.3	2.7
Août	1.9	1.9	1.1	0.8	2.6
Septembre	2.8	2.8	1.9	1.5	2.6
Octobre	1.7	1.9	1.4	1.3	2.4
Novembre	1.9	2.2	1.4	1.1	2.5
Décembre	1.1	1.1	1.1	0.6	2.6
Moyenne annuelle	2.4	2.5	1.4	1.4	2.7

Pour l'année 2015 à Changins, il a été enregistré 23 jours de vent fort ($> 5 \text{ m.s}^{-1}$) dont simplement 2 (+1) jours durant le 4^e trimestre (figure 5.2). Le maximum de vent moyen journalier a été relevé pour l'année 2015 le 05 février (avec 10.25 m.s^{-1}). De plus, il y a eu en 2015, 4 jours où la vitesse du vent a été enregistrée à 4.99 m.s^{-1} (que l'on peut intégrer au nombre de jours à vent fort, car les données de vent sont fournies arrondies et en km/h).

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

Table 5.2 : Annual mean wind speed at Changins (m.s^{-1}).

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

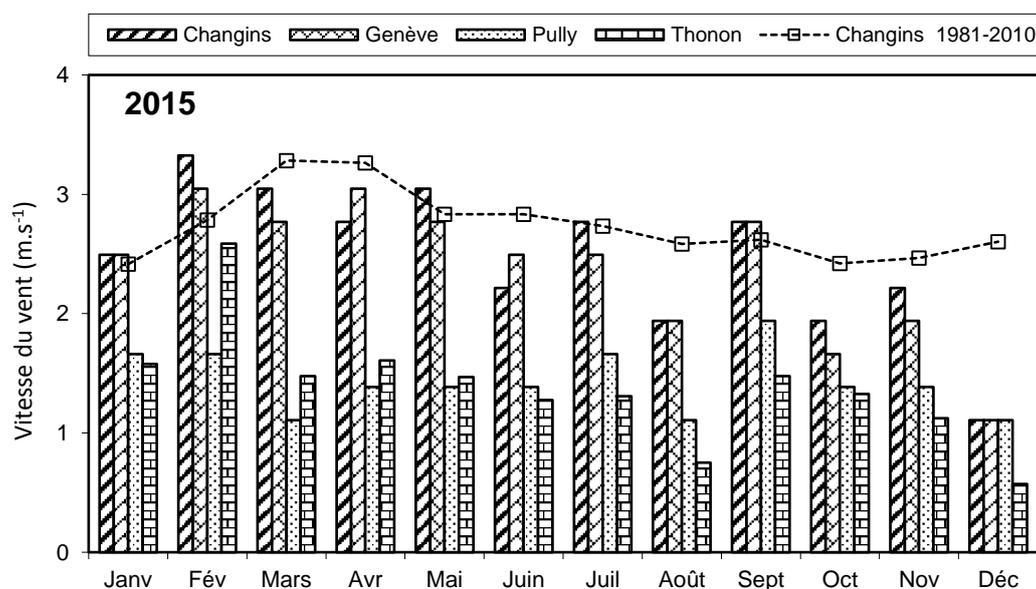


Figure 5.1 : Moyenne mensuelle de la vitesse de vent de chaque station en 2015 (histogramme) et celle de Changins pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 5.1 : Mean monthly wind speeds at each station in 2015 (histogram), and at Changins for the period 1981 - 2010 (curve).

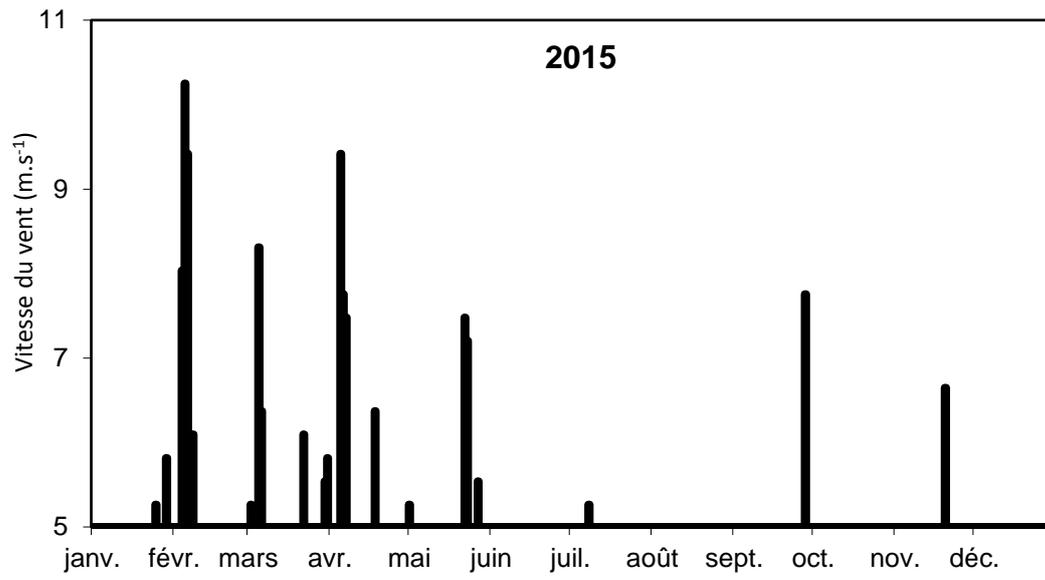


Figure 5.2 : Répartition annuelle (en 2015) des vents forts (> 5 m·s⁻¹) à Changins.

Figure 5.2 : Annual distribution (in 2015) of strong winds (> 5 m·s⁻¹) at Changins.

MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES EAUX DU LÉMAN

METALS AND ORGANIC MICROPOLLUTANTS IN GENEVA LAKE WATERS

CAMPAGNE 2015

PAR

Audrey KLEIN

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

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

RÉSUMÉ

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

Ce programme de surveillance de la qualité de l'eau brute a 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 le Léman.

ABSTRACT

Monitoring of micropollutants in the waters of Lake Geneva is an important concern in the action plan for 2011-2020 and includes monitoring of pesticides, medicinal residues and metals (total and dissolved) from the surface to the bottom as also the monitoring of manganese at the bottom of the lake.

This program for monitoring the water quality for untreated water has an objective basically of "drinking water testing", to enable provision of drinking water for more than 900,000 people.

The levels of pesticides and metals easily meet the requirements for the environment as also those for drinking water stipulated by the legal requirements for Switzerland and France.

Where medicinal residues are concerned, there have not been, up until the present day, reference values enabling evaluation of their impact. Their presence in the environment is, in any case, undesirable, in particular in water which is for drinking water supplies, like Lake Geneva.

1. INTRODUCTION

La présence de micropolluants dans les eaux du bassin versant lémanique et du lac est une préoccupation majeure de la CIPEL. Une veille consacrée aux micropolluants dans les eaux 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 lourds et en produits phytosanitaires, des échantillons sont prélevés deux fois par année au centre du Léman, à la station SHL2 (figure 1) à quatre profondeurs, après brassage éventuel des eaux (printemps) et en période de stratification (automne).

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

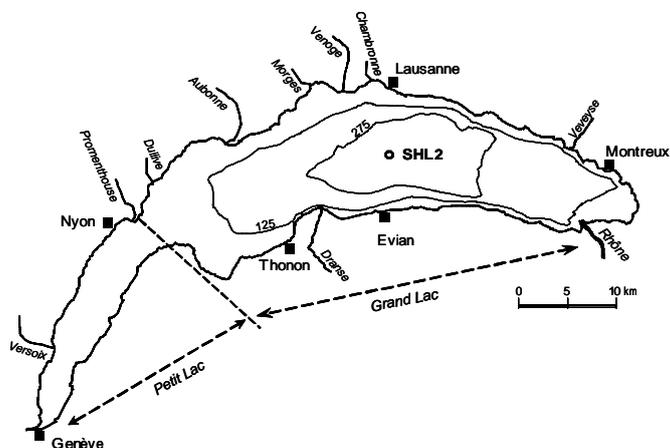


Figure 1 : Situation du point de prélèvement - station SHL2.

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

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

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

Substances	Profondeurs	23.02.2015	09.03.2015	18.06.2015	11.09.2015	26.10.2015
métaux lourds totaux	mélange 1:1 des niveaux 1 m + 30 m et des niveaux 200 m + 305 m		x		x	
manganèse	275, 300, 305 et 309 m		x		x	
métaux lourds dissous	mélange 1:1 des niveaux 1 m + 30 m et des niveaux 200 m + 305 m		x			x
pesticides	1, 30, 100 et 305 m		x		x	
résidus de produits pharmaceutiques	15, 100 m	x		x	x	

3. MÉTHODOLOGIE

3.1. ANALYSES CHIMIQUES

Métaux

Les analyses de métaux totaux sont effectuées par le service de consommation et des affaires vétérinaires (SCAV) à Genève. Le dosage s'effectue par absorption atomique sur les échantillons d'eau brute acidifiée sans filtration préalable.

Les analyses de métaux dissous sont effectuées par le laboratoire de la protection des eaux et de l'environnement du service de l'écologie de l'eau du canton de Genève après filtration à 0.45 µm et acidification des échantillons. Le dosage des métaux lourds (cuivre, cadmium, chrome et plomb) s'effectue par ICP-MS (spectrométrie par torche à plasma couplée à la spectrométrie de masse) et le mercure est dosé par la méthode FIMS (Spectromètre à absorption atomique en vapeur froide).

Pesticides

La recherche de pesticides a été 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 (HPLC-MS/MS). La liste des substances recherchées est similaire depuis 2011 et comprend 399 molécules d'intérêt : 144 herbicides, 93 fongicides, 128 insecticides, 14 acaricides, 4 régulateurs de croissance et 16 métabolites. La liste complète figure en annexe du rapport de la campagne 2011 (ORTELLI *et al.* 2012).

Médicaments

Les échantillons ont été analysés par le laboratoire SCITEC (Lausanne) par HPLC MS/MS sur une palette de 61 résidus médicamenteux (RAMSEIER *et al.* 2015).

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 2016).

4. MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU LÉMAN

4.1. MÉTAUX

Les concentrations mesurées en métaux lourds totaux sont présentées dans le tableau 2. Les teneurs mesurées dans la couche superficielle (mélange 1 et 30 m) demeurent faibles et respectent les valeurs de références suisse et française pour l'eau potable (OSEC 1995 et Directive européenne CE/1998/83).

Concernant les analyses de manganèse effectuées dans la couche profonde du lac (mélange 200 et 305 m), pour mettre en évidence un éventuel risque de relargage par les sédiments dans des conditions d'anoxie, celles-ci demeurent faibles également (tableau 3).

Depuis 2014, des analyses sont effectuées sur les métaux dissous pour vérifier la conformité des teneurs aux normes qui figurent dans l'Ordonnance fédérale sur la protection des eaux (OEaux 1998). Les résultats de la campagne d'analyse du 26 octobre 2015 sont conformes aux normes (tableau 4).

Tableau 2 : Métaux totaux - Campagnes du 09 mars 2015 et du 11 septembre 2015. Léman - Grand Lac (Station SHL 2).

Table 2 : Survey done on 09 March, 2015 and on 11 September 2015. Lake Geneva - Grand Lac (SHL 2).

Date	Profondeur (m)	Plomb (µg/L)	Cadmium (µg/L)	Chrome (µg/L)	Cuivre (µg/L)	Mercure (µg/L)
09.03.2015	mélange 1 et 30	< 0.5	0.60 ± 0.01	< 0.1	1.20 ± 0.07	< 0.2
09.03.2015	mélange 200 et	< 0.5	< 0.02	< 0.1	0.80 ± 0.05	< 0.2
11.09.2015	mélange 1 et 30	< 0.5	< 0.02	0.10 ± 0.01	< 0.5	< 0.2
11.09.2015	mélange 200 et	< 0.5	< 0.02	0.30 ± 0.04	< 0.5	< 0.2

Tableau 3 : Manganèse - Campagnes du 09 mars 2015 et du 11 septembre 2015. Léman - Grand Lac (Station SHL 2).

Table 3 : Survey done on 09 March, 2015 and on 11 September 2015. Lake Geneva - Grand Lac (SHL 2).

Profondeur (m)	09.03.2015	11.09.2015
	Teneurs en µg/L	
275 m	< 1.0	< 1.0
300 m	2.9 ± 0.5	2.5 ± 0.4
305 m	2.2 ± 0.4	< 1.0
309 m	2.7 ± 0.4	7.5 ± 1.2

Tableau 4 : Métaux dissous - Campagne du 26 octobre 2015. Léman - Grand Lac (Station SHL 2).

Table 4 : Survey done on 26 October 2015. 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	0.1	0.05	2	2	0.01
26.10.2015	mélange 1 et 30	< 0.06	< 0.006	0.06	< 0.5	n.d.
26.10.2015	mélange 200 et	< 0.06	< 0.006	< 0.06	< 0.5	n.d.

4.2. PESTICIDES (PHYTOSANITAIRES)

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

Dès 2011, le nombre de substances déterminables s'est accru notablement du fait de nouvelles techniques analytiques (ORTELLI *et al.* 2012). Toutefois le nombre de substances détectées n'a quant à lui pas forcément augmenté. Sur un total de 399 pesticides, une cinquantaine de substances sont détectées (tableau 5), selon les méthodes analytiques en vigueur et les limites de détection des appareils de mesure.

En 2015, les teneurs en pesticides totaux oscillent entre 0.068 et 0.258 µg/L (tableau 5 et figure 2). Ces valeurs s'inscrivent dans la continuité de ce qui est observé depuis 2008. Ces valeurs peuvent être interprétées, du point de vue de la santé publique et du point de vue environnemental selon les réglementations actuelles en vigueur :

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

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

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

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

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

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

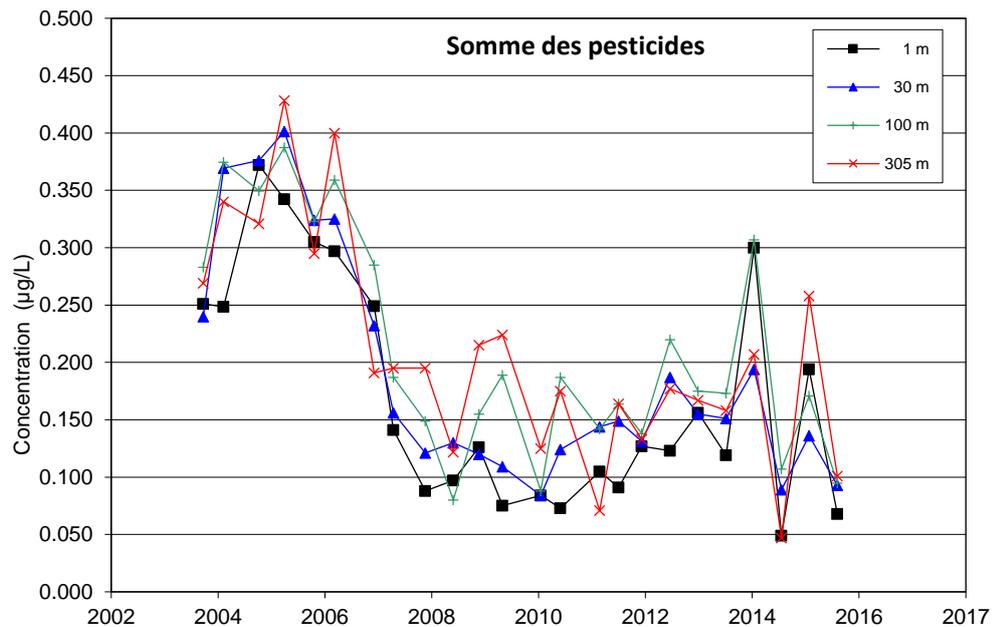


Figure 2 : Evolution des concentrations en pesticides totaux recherchés au centre du Léman (station SHL2) de 2004 à 2015 pour 4 profondeurs.

Figure 2 : Change in the total concentrations of the pesticides surveyed in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2004 and 2015 at 4 depths.

4.2.2. Evolution des concentrations individuelles à 30m de profondeur

En 2015, seuls quelques composés de la classe des triazines et leurs métabolites, l'amidosulfuron, le chlorobromuron, le foramsulfuron et le metalaxyl, ont été quantifiés à des teneurs très légèrement supérieures ou égales à 0.010 µg/L. Ces valeurs restent inférieures d'un facteur entre 5 et 10, à la limite maximale autorisée par substance individuelle dans les eaux potables, qui est fixée à 0.1 µg/L (en bleu et rouge dans le tableau 5).

Toutes les autres concentrations individuelles mesurées demeurent, et ce à toutes les profondeurs investiguées, à des teneurs inférieures à 0.01 µg/L.

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

L'augmentation progressive de la concentration en metalaxyl observée depuis 2009 est arrivée à son terme en automne 2012, sans qu'aucune explication n'ait pu être trouvée. Quant à l'augmentation de l'amidosulfuron constatée en 2014, celle-ci a pu être expliquée grâce aux analyses effectuées dans le Rhône amont (BERNARD et MANGE 2015). L'augmentation des teneurs était d'origine industrielle. La situation est revenue à la normale en 2015.

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

Compte-tenu de la marge d'erreur analytique (erreur moyenne standard de 20%, représentative de l'incertitude de mesure obtenue en validation pour l'atrazine et ses métabolites comprise entre 12 et 31% selon les substances et le niveau de concentration), on peut considérer que les teneurs en atrazine et ses métabolites sont stables depuis 2008. La valeur recalculée (du 9 septembre 2014) en atrazine-mère produisant les métabolites mesurés est sans doute une erreur due à des difficultés analytiques de détermination de la palette des 6 métabolites pris en compte pour ce calcul. En tout état de cause, l'atrazine est à nouveau bien mise en évidence dans les eaux du Léman alors qu'elle avait pourtant disparu dès la fin 2010 (ORTELLI et al. 2011). Aussi, malgré son interdiction de vente (depuis 2002 dans l'Union Européenne et 2008 en Suisse), les distributeurs d'eau détectent encore cet herbicide dans l'eau pompée du Léman en vue de sa potabilisation (S. RAMSEIER, comm. pers.).

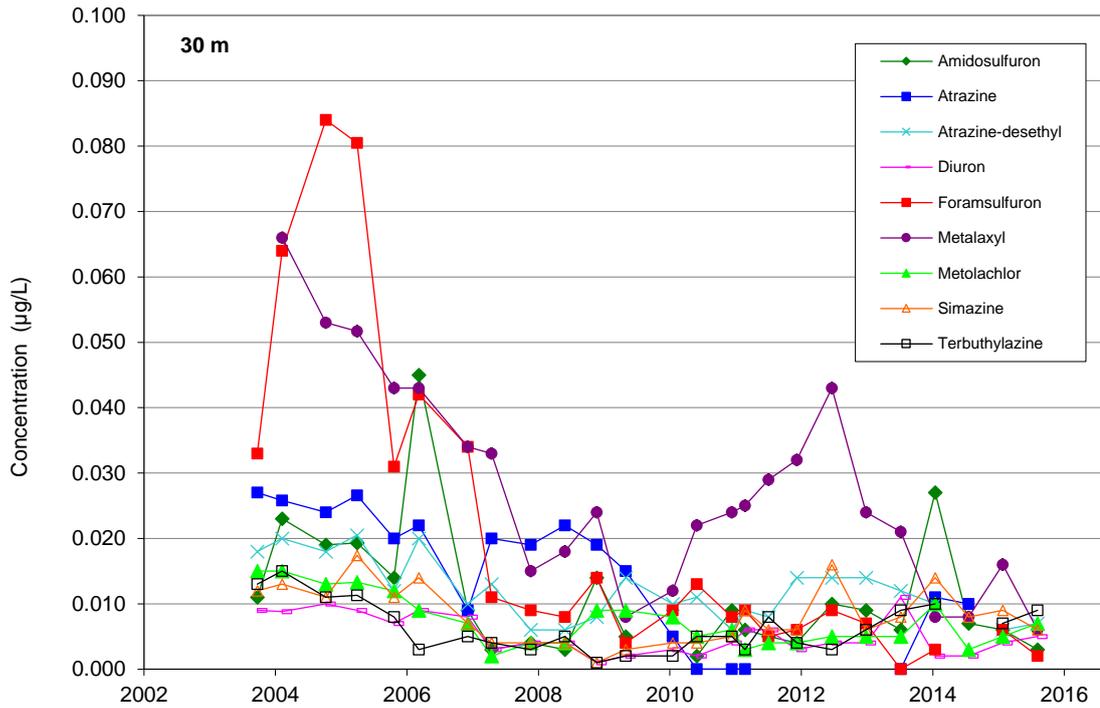


Figure 3 : Evolution des concentrations en divers pesticides au centre du Léman à 30 m (station SHL2) de 2004 à 2015.

Figure 3 : Change in the concentrations of some pesticide at 30 m in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2004 and 2015.

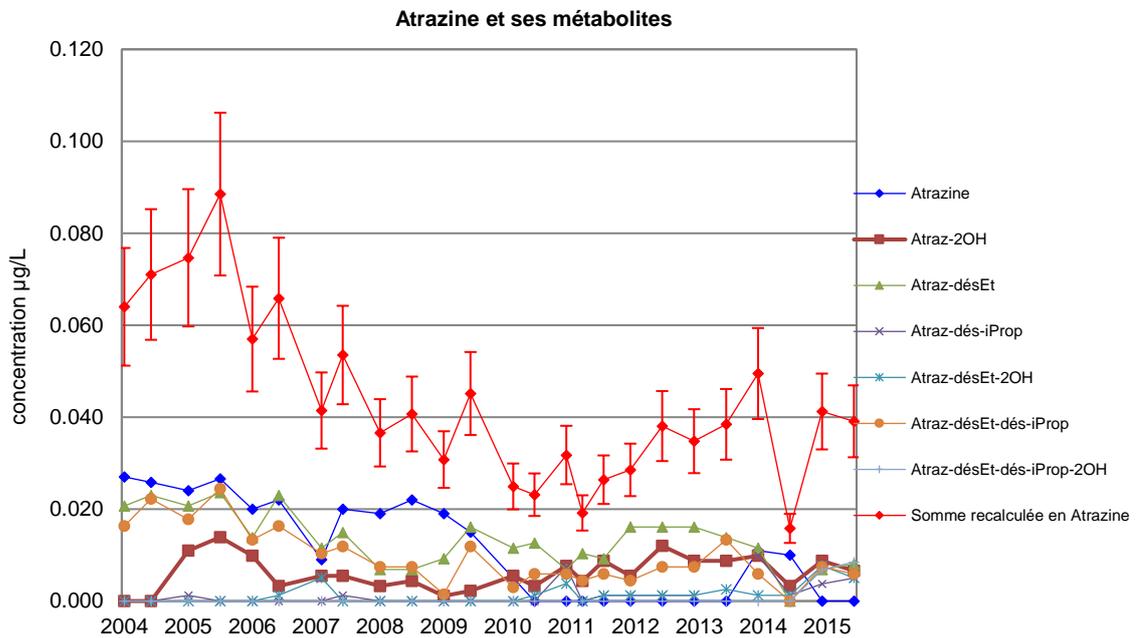


Figure 4 : Evolution des concentrations de l'atrazine et de trois de ses principaux métabolites ainsi que de la somme des teneurs en atrazine mère et de ses cinq métabolites convertis en atrazine à 30 m (station SHL2) de 2004 à 2015. Les barres d'erreur représentent un pourcentage de 20%.

Figure 4 : Change in the concentrations of atrazine and three of its main metabolites at 30 m in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2004 and 2015 and sum of atrazine and its five metabolite concentrations all expressed in atrazine content at 30 m depth.

Tableau 5 : Produits phytosanitaires (et leurs métabolites*) décelés dans le Léman à SHL2 le 9 mars et le 09 septembre 2015 à quatre profondeurs.

Table 5 : Pesticides (and their metabolites*) detected in Lake Geneva samples at SHL2 of 9 March and 09 September 2015 at four depths.

Pesticides et concentrations en µg/L	09.03.15	09.09.15	09.03.15	09.09.15	09.03.15	09.09.15	09.03.15
	1m	1m	30m	30m	100m	100m	305m
Ametryn	0.002	0.001	0.002	0.001	0.002	0.001	0.003
Amidosulfuron	0.010	0.002	0.006	0.003	0.009	0.003	0.016
Atrazine	0.010						
Atrazine-2-hydroxy*	0.010	0.004	0.008	0.006	0.012	0.006	0.020
Atrazine-desethyl*	0.007	0.006	0.006	0.007	0.008	0.008	0.014
Atrazine-desethyl-2-hydroxy*	0.003	0.003	0.003	0.004	0.004	0.003	0.008
Atrazine-desethyl-desisopropyl*	0.007	0.004	0.006	0.004	0.007	0.004	0.009
Atrazine-desisopropyl*	0.006	0.004	0.005	0.004	0.006	0.005	0.010
Atrazine-desethyl-desisopropyl-2-hydroxy*	0.006	0.005	0.004	0.005	0.005	0.005	0.005
Azoxystrobine			0.007				
Benzamide, 2,6-Dichloro-	0.003	0.002	0.004	0.005	0.005	0.005	0.007
Chlorobromuron	0.009		0.005		0.005		0.010
Chlorotoluron	0.004	0.001	0.003	0.002	0.004	0.002	0.006
Cyproconazole		0.001		0.002		0.002	
Cyprodinil	0.007						
Diuron	0.005	0.003	0.004	0.005	0.005	0.005	0.006
Ethiofencarbe	0.003						
Ethoxysulfuron		0.001	0.002	0.001	0.002	0.001	0.003
Foramsulfuron	0.010	0.001	0.006	0.002	0.009	0.002	0.017
Iodosulfuron-méthyl	0.004	0.001	0.003	0.002	0.005	0.003	0.007
Isoproturon	0.002		0.001	0.001	0.001	0.001	0.003
Metalaxyl	0.024	0.003	0.016	0.006	0.023	0.008	0.018
Métolachlore	0.008	0.005	0.005	0.007	0.006	0.005	0.013
Metsulfuron-méthyl	0.001		0.001	0.001	0.001		
Propazine							0.001
Propiconazole	0.008	0.002	0.006	0.001	0.008	0.002	0.009
Simazine	0.013	0.004	0.009	0.006	0.012	0.006	0.022
Simazine, 2-Hydroxy-*	0.001		0.001		0.001		0.002
Terbumeton	0.002	0.001	0.001	0.001	0.002	0.001	0.003
Terbutylazine	0.010	0.007	0.007	0.009	0.010	0.009	0.013
Terbutylazine-2-hydroxy*	0.004	0.003	0.004	0.004	0.005	0.004	0.009
Terbutylazine, Deséthyl-*	0.013	0.004	0.010	0.003	0.012	0.003	0.022
Terbutryne	0.002		0.001	0.001	0.002	0.001	0.002
Somme des pesticides	0.194	0.068	0.136	0.093	0.171	0.095	0.258
max	0.024	0.007	0.016	0.009	0.023	0.009	0.022
nombre de substances détectées	29	23	28	26	27	25	27

En italique rouge : concentration maximale mesurée par campagne et par profondeur

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

4.3. MÉDICAMENTS

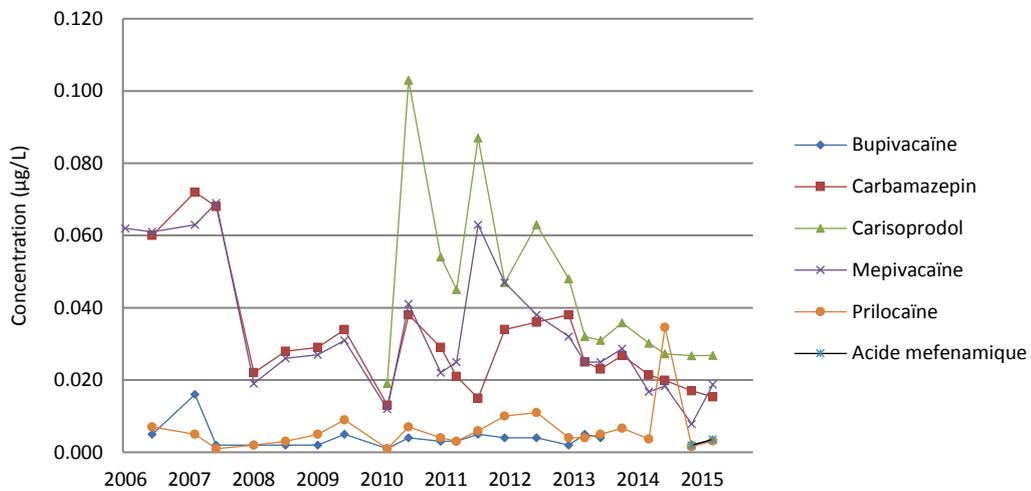
Comme lors de la campagne précédente, 3 prélèvements ont été effectués à 15 et 100 m de profondeur et 61 molécules à caractères pharmaceutiques (et autres stupéfiants) ont été recherchées (RAMSEIER *et al.* 2015). Les résultats sont présentés dans le tableau 6.

Une nouvelle substance a été détectée en 2015, il s'agit de l'acide méfenamique (figure 5a).

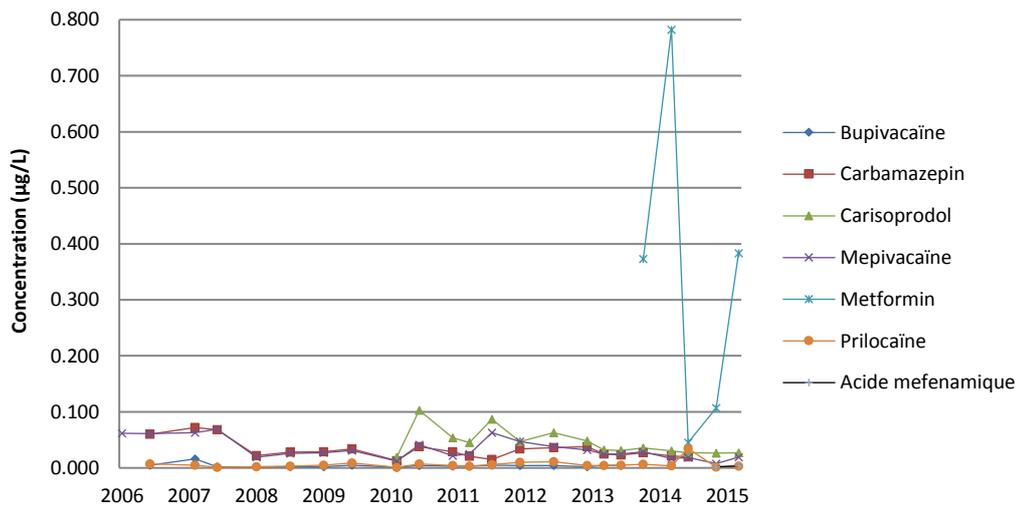
La metformine (antidiabétique), mise en évidence lors des campagnes précédentes a pu être intégrée dès 2014 dans le programme de surveillance du lac. Celle-ci dépasse de plus d'un ordre de grandeur celle des autres résidus détectés (figure 5b). Quant aux autres substances (carbamazépine, carisoprodol, mépivacaïne, prilocaïne), leur présence se confirme année après année au sein du lac.

D'autres substances constatées en 2015 en grande quantité dans les eaux du Rhône amont (BERNARD et MANGE, 2016), devront être intégrées dès 2016 dans le suivi du Léman. Il s'agit notamment de la mémantine (substance active utilisée pour le traitement de la maladie d'Alzheimer).

Résidus médicamenteux dans le Léman à 100 m



Résidus médicamenteux dans le Léman à 100 m (avec metformin)



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

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

Tableau 4 : Résidus médicamenteux décelés dans le Léman à SHL2 le 23 février, le 18 juin et le 09 septembre 2015 à 15 et 100 m de profondeur.

Concentrations en résidus médicamenteux (µg/L)		15 m			100 m		
Substance	Type	23.02.2015	18.06.2015	09.09.2015	23.02.2015	18.06.2015	09.09.2015
Bupivacaïne	Anesthésiant	0.0025	0.0021	0.0035	0.0022	0.0033	0.0038
Carbamazépin	Anti-épileptique	0.0181	0.0134	0.0111	0.017	0.0153	0.0143
Carisoprodol	Myorelaxant	0.028	0.0215	0.0208	0.0267	0.0268	0.0263
Mepivacaïne	Anesthésiant	0.0089	0.0097	0.0055	0.0078	0.0188	0.0149
Metformine	Antidiabétique	0.305	0.472	0.174	0.107	0.383	0.229
Prilocaine	Anesthésiant	0.0019	0.0021	0.0061	0.0015	0.0031	0.0051
Acide méfénamique	Anti-inflammatoire	0.0025	0.0011	0.0012	0.0019	0.0036	0.0011

5. CONCLUSIONS

Les résultats du programme 2015 de surveillance des eaux du lac confirment les résultats des années précédentes :

- les teneurs en métaux lourds des eaux du Léman demeurent stables et faibles ;
- les concentrations individuelles en pesticides restent faibles et les teneurs totales oscillent, en fonction de la période de l'année et de la profondeur, entre 0.068 et 0.258 µg/L.

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

Pour ce qui est des résidus de médicaments, il n'existe pas à ce jour de valeurs de référence permettant d'estimer leur impact. Leur présence dans l'environnement n'est toutefois pas souhaitable, notamment dans des eaux destinées à l'alimentation en eau potable, comme le Léman. Le traitement des rejets de l'industrie pharmaceutique située le long du Rhône amont, annoncé pour 2016 par les autorités cantonales valaisannes (BERNARD et MANGE, 2016), devrait mettre un terme à la présence des résidus d'origine industrielle. Quant à la présence des substances d'origine domestique (comme la metformine), il faudra attendre la mise en place des traitements quaternaires dans les stations d'épuration du bassin lémanique pour voir leurs teneurs diminuer.

BIBLIOGRAPHIE

- BERNARD, M. et MANGE, P. (2015) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 144-162.
- BERNARD, M. et MANGE, P. (2016) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2015, 115-131.
- CONDAMINES (2015) : Caractérisation des risques de transfert de pesticides d'origine agricole dans le bassin lémanique. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 218-245.
- DIRECTIVE 98/83/CE relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine.
- DIRECTIVE 200/105/EC fixant des normes de qualité environnementale pour les eaux de surface.
- EDDER, P., ORTELLI, D. et RAMSEIER GENTILE, S. (2006) : Métaux et micropolluants organiques dans les rivières et les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2005, 65-87.
- METTLER, S., GÖTZ, C., VERMEIRSEN, E., KLEIN, A. (2014) : Modélisation du flux des micropolluants issus des rejets des stations d'épuration dans le territoire de la CIPEL. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut. Campagne 2013,175-197.
- OEaux (1998) : Ordonnance du 28 octobre 1998 sur la protection des Eaux (état au 1er janv. 2008) (Suisse).
- ORTELLI, D., EDDER, P., RAPIN, F., RAMSEIER, S. (2011) : Métaux et micropolluants organiques dans les rivières et les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2010, 65-86.
- ORTELLI, D., EDDER, P., KLEIN, A., RAMSEIER GENTILE, S. (2012) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut. Campagne 2011, 51-66.
- OSEC (1995) Ordonnance du DFI sur les substances étrangères et les composants dans les denrées alimentaires du 26 juin 1995.
- RAMSEIER GENTILE S., KLEIN, A., BOUCHEZ A. (2015) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 68-83.
- VARGAS, S. (2016) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2015, 159-170.

PHYTOPLANCTON DU LÉMAN

THE PHYTOPLANKTON OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2015

PAR

Frédéric RIMET

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

RÉSUMÉ

En début de l'année 2015 ce sont les diatomées qui vont dominer le compartiment algal. Il s'agit de taxons indicateurs de milieux brassés et tolérant les faibles luminosités.

*Ce qui caractérise surtout l'année 2015 c'est un développement massif et précoce d'une algue filamenteuse non-toxique, *Mougeotia gracillima*. Dès le mois de mai, les pêcheurs professionnels français se sont plaints du colmatage de leurs filets par cette algue. Les biomasses maximales sont atteintes le 29 juin. Cette espèce se développe d'habitude plutôt en fin d'été/automne. La précocité de son développement est probablement due à des conditions météorologiques plus clémentes dès le mois de mars. Ceci a favorisé une stratification rapide de la masse d'eau et a permis à *M. gracillima* d'y trouver sa niche écologique et de se développer tôt dans la saison. Cette algue se développe à des profondeurs de 15 m à l'interface entre l'épilimnion et le métalimnion. A partir du mois de juillet, la biomasse algale du phytoplancton et de *M. gracillima* va progressivement diminuer.*

En fin d'année, plusieurs classes algales vont coexister (Dinophycées, Chrysophycées, Cryptophycées, Cyanobactéries), les biomasses de cette période sont proches de celles du début d'année.

*Pour l'évolution interannuelle sur la période 1974-2015, on observe que 2014 et 2015 ont des biomasses nettement plus élevées (2633 µg/l et 2112 µg/l respectivement pour 2014 et 2015) que les années précédentes et dépassent l'objectif de 1000 µg/l (biomasse annuelle moyenne) fixée par la CIPEL pour le Léman. Bien que ces biomasses soient similaires en termes de quantité, leurs compositions en espèce est très différente. Les facteurs environnementaux expliquant ces différences sont, pour 2014 liés aux crues apportant des espèces caractéristiques de milieux littoraux de faibles profondeurs en zone pélagique, tandis que pour 2015 se sont les températures chaudes du début d'année qui ont favorisé le développement de *M. gracillima*.*

Enfin, l'indice de Brettum qui évalue le niveau trophique du lac en se basant sur la composition en espèce du phytoplancton, permet de qualifier le lac en état écologique médiocre pour l'année 2015, alors que l'état moyen avec été atteint les années précédentes (classification selon intercalibration lake type).

ABSTRACT

At the start of the year in 2015 it was the diatoms which would dominate the algal compartment. It is a matter of taxon indicators from the areas that are mixed and tolerant of low light levels.

*What particularly distinguishes the year 2015 is a huge, early development of the non-toxic filamentous algae, *Mougeotia gracillima*. Since the month of May, professional French fishermen complained of their nets being clogged up with this algae. Maximum biomasses were reached on 29th June. This species normally develops more at the end of summer/in autumn. The precocity of its development should be seen in the context of the fairly mild start of the year and of high temperatures in the month of June. This promoted a rapid stratification of the water body and enabled *M. gracillima* to find its ecological niche within this and to develop early in the season. This algae develops at depths of 15 m at the interface between the epilimnion and the metalimnion. Starting from the month of July, the algal biomasses of phytoplankton and *M. gracillima* would progressively diminish.*

At the end of the year, many algal classes would co-exist (Dinophyceae, Chrysophyceae, Cryptophyceae, and Cyanobacterias), the biomasses for this period are close to those for the beginning of the year.

*In terms of interannual development for the period 1974-2015, it is apparent that 2014 and 2015 have biomasses that are clearly higher (263 µg/l and 2112 µg/l, respectively, for 2014 and 2015) than preceding years and exceed the target of 1000 µg/l (average annual biomass) set by CIPEL for Lake Geneva. Although these biomasses may be similar in terms of quantity, their species composition is very different. The environmental factors explaining the differences are, for 2014, associated with floods carrying species characteristic of the shallow littoral environments to the pelagic zone, while for 2015 it was the high temperatures at the beginning of the year which promoted the development of *M. gracillima*.*

So, the Brettum index which assesses the trophic level of the lake based on the species composition of phytoplankton, makes it possible to classify the lake as being in a mediocre ecological state for the year 2015, whereas an average state had been reached in preceding years (classification according to lake type intercalibration).

1. INTRODUCTION

Le compartiment phytoplanctonique a fait l'objet d'un suivi durant l'année 2015 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 (1974-2015). 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 2015 dans les 18 premiers mètres de la colonne d'eau à l'aide d'une cloche intégratrice d'eau brute (Pelletier & Orand 1978 a et b). Ces prélèvements ont été effectués une fois par mois en janvier, février, juillet, septembre, novembre et deux fois par mois pour les autres mois de l'année. Au final, 19 campagnes ont été menées en 2015.

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 2015

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

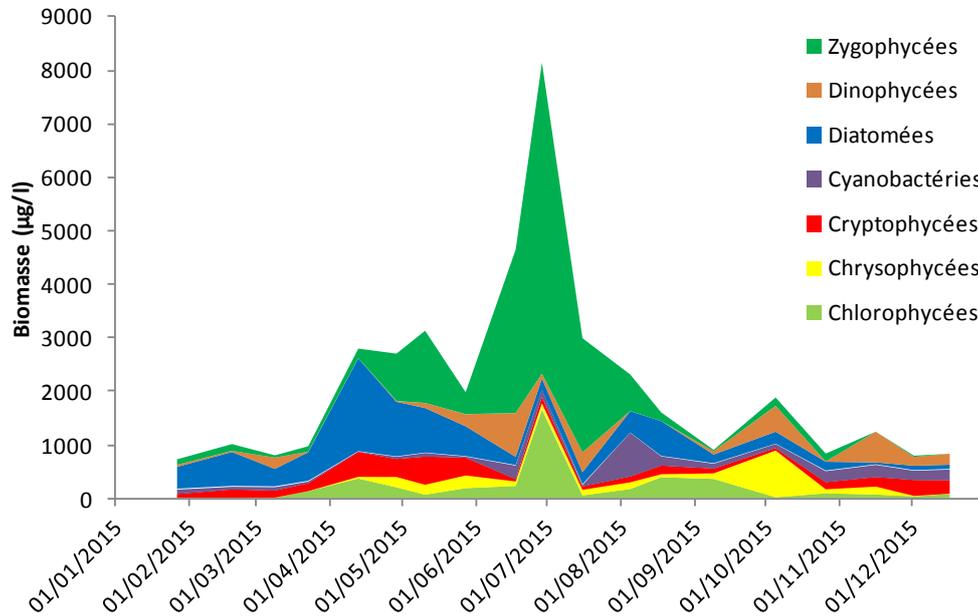


Figure 1 : Variations de la biomasse du phytoplancton par classe algale (sensus Bourrelly 1972, 1981, 1985) dans le Grand Lac (SHL 2) en 2015.

Figure 1 : Annual change in the biomass of phytoplankton groups (sensus Bourrelly, 1972, 1981, 1985) in Upper Lake Geneva (SHL 2) during 2015.

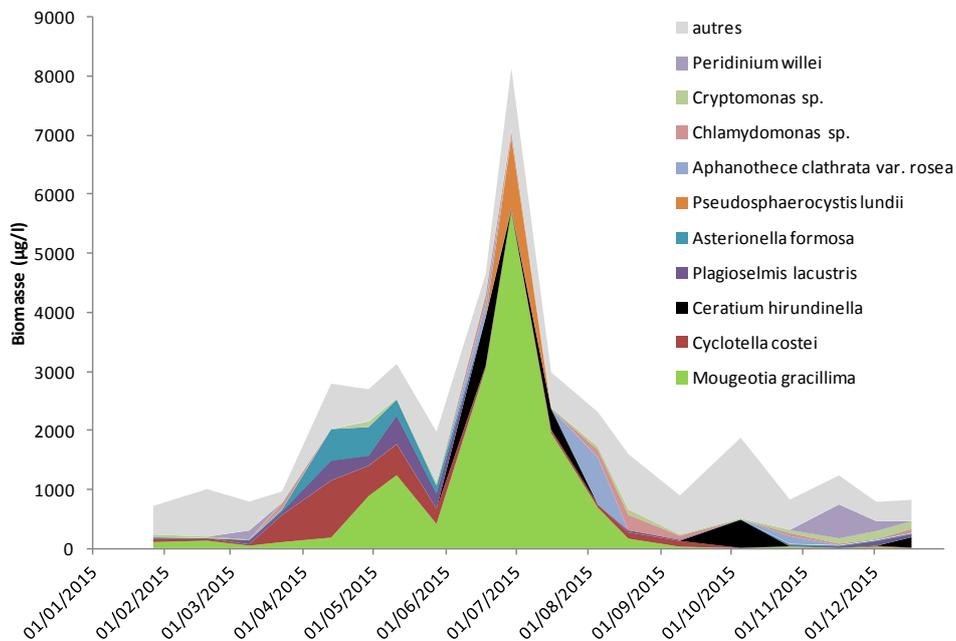


Figure 2 : Variations de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le Grand Lac (SHL 2) en 2015.

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

Pour le Grand Lac, plusieurs phases peuvent être distinguées au cours de l'année 2015 (figures 1 et 2) :

- Une phase hivernale (27 janvier au 23 mars), avec des biomasses faibles, dominées par les diatomées. Plusieurs espèces de diatomées sont dominantes à cette période : des centriques (*Cyclotella costei*, *Stephanodiscus neoastraea*), des centriques filamenteuses (*Aulacoseira islandica* spp. *helvetica*) indicatrices de milieux brassés et tolérant les faibles intensités lumineuses et également des pennées formant des colonies en zig-zag (*Tabellaria flocculosa*) classiquement observée en période hivernale (Rimet et al. 2009).
- Une phase printanière (13 avril au 28 mai) : la biomasse algale augmente fortement entre la phase hivernale et la phase printanière (la biomasse double, voire triple). En début de cette phase, ce sont les diatomées centriques (*Cyclotella costei*) qui dominent le compartiment, il s'agit d'une espèce indicatrice de milieux brassés et relativement pauvre en nutriments.

La biomasse de cette espèce décroît en faveur de *Mougeotia gracillima*. Il s'agit d'une Zygothécée filamenteuse qui en règles générales, dans le Léman, se développe plutôt en fin d'été/automne à des profondeurs de 15 m (Tapolczai et al. 2015). Pour l'année 2015, le développement est précoce, et des plaintes des pêcheurs professionnels français ont été collectées dès le mois de mars puisque leurs filets étaient colmatés par cette algue. Ce colmatage entraîne une gêne importante puisque les captures de poissons sont fortement réduites.

- Une phase estivale (18 juin au 16 juillet), largement dominé par *Mougeotia gracillima*. Des biomasses maximales ont été observées le 29 juin, avec 8125 µg/l, dont 5719 µg/l composé uniquement de *M. gracillima*. Cette biomasse est la 11ème plus élevée enregistrée sur toute la chronique pour *M. gracillima*. On peut donc qualifier ce développement de bloom. Ce qui caractérise le bloom de *M. gracillima* pour l'année 2015 c'est sa précocité.

Cette algue filamenteuse non-toxique, présente régulièrement des développements massifs dans le Léman (2001, 2007, 2009, cf. Tapolczai et al. 2015). Les raisons de ses forts développements sont liées à plusieurs facteurs environnementaux. Il faut tout d'abord que la masse d'eau soit bien stratifiée thermiquement, ensuite que les couches de surface (entre 0 et 10 mètres soient bien transparentes) et que les couches d'eau plus profondes (en dessous de 10-15 mètres) soient riches en nutriments. *Mougeotia gracillima* se développe alors à l'interface de ces deux couches, entre 10 et 15 mètres de profondeur.

Ces conditions sont habituellement rencontrées en fin d'été, début d'automne. Mais pour l'année 2015, ce croisement de facteurs s'est réuni de manière très précoce. En effet, le printemps cléments ainsi que le mois de juin chaud ont favorisés une bonne stratification de la masse d'eau (cf. rapport physico-chimie et profil de température au 29/06/2015).

- Une phase de fin d'été (5 août au 9 septembre) : la biomasse du phytoplancton et de *Mougeotia gracillima* diminuent fortement à cette période. On note des biomasses importantes d'*Achnanthes catenatum*, diatomées indicatrice de milieu de profondeur à cette période, ainsi que d'*Aphanotece clathrata* var. *rosea*, Cyanobactérie non-toxique formant des colonies mucilagineuses.
- Une phase automnale (5 octobre au 17 décembre) : la biomasse à cette période est assez homogène et proche de celle du début de l'année. Plusieurs classes algales vont co-dominer la biomasse du compartiment algal : les Dinophycées (25% de la biomasse en moyenne), les Chrysophycées (20%), les Cryptophycées (16%) et les Cyanobactéries (16%).

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 2015.

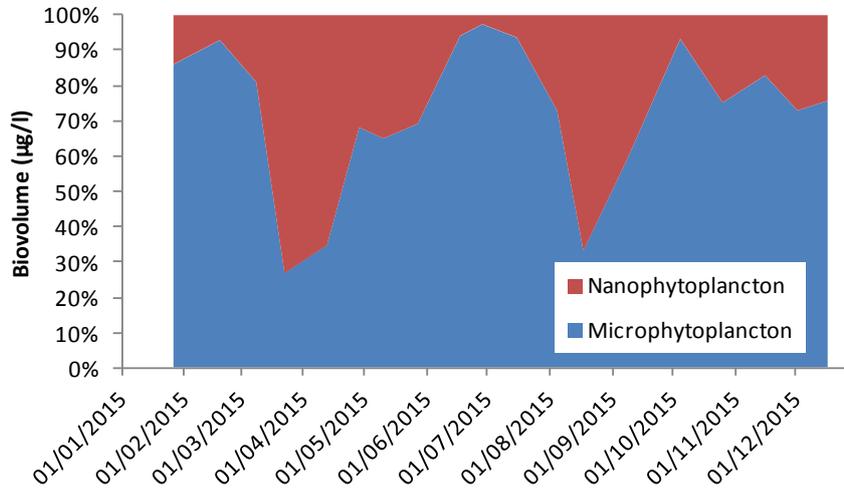


Figure 3 : Variations de la biomasse par classes de taille dans le Grand Lac (SHL 2) en 2015.

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

Pour l'année 2015, le microphytoplancton domine largement la biomasse toute l'année (en général plus de 70% de la biomasse), sauf du 23 mars au 13 avril, ainsi que le 18 août.

3.2 EVOLUTION INTERANNUELLE

3.2.A. Evolution des classes d'algues

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

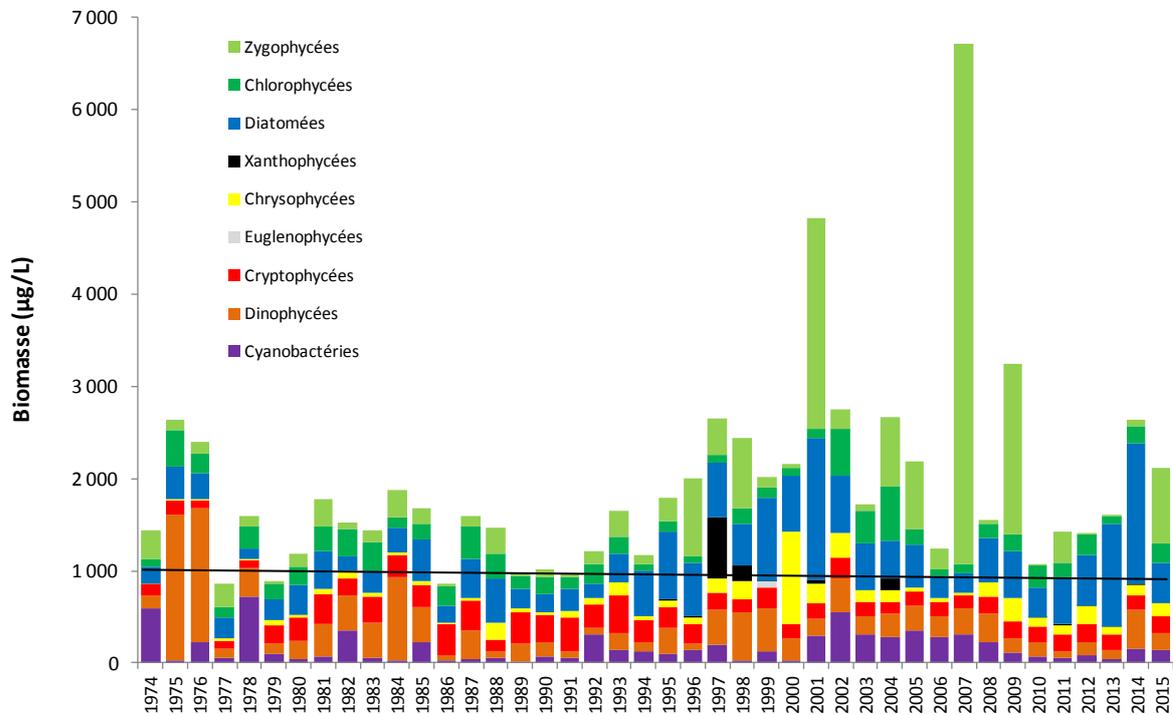


Figure 4 : Evolution interannuelle des principales classes algales (biomasse annuelle moyenne) dans le Grand Lac. La CIPEL a fixé à 1000 µg/l la biomasse annuelle moyenne à ne pas dépasser pour le Léman.

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

Pour le Grand Lac, l'année 2015 présente des biomasses proches de 2014 et nettement supérieures à celles des années précédentes (2010-2013). Il faut souligner que, même si les biomasses sont proches, la composition de la biomasse de 2015 est très différente de 2014. Le bloom observé en 2014 est lié aux fortes biomasses de *Ulnaria acus* (mois d'août), diatomées pennée indicatrice de milieu de faible profondeur ; ce bloom a été relié à l'impact de crues apportant des diatomées de la zone littorale en milieu pélagique. Les fortes biomasses de 2015 sont à relier à la présence *Mougeotia gracillima* qui a une écologie très différente : l'hypothèse la plus probable pour expliquer le bloom de 2015 réside dans la douceur des températures du début d'année qui a permis à cette algue filamenteuse de se développer.

3.2.B Evolution de la diversité

Un indice de diversité annuelle a été calculé sur la chronique 1974-2015. 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 2015 est donnée sur la figure 5.

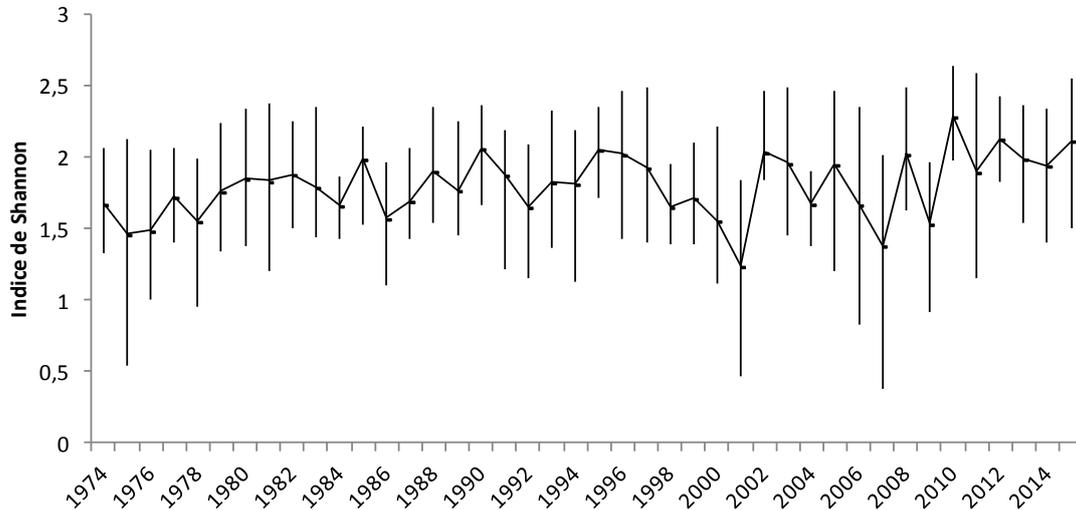


Figure 5 : Evolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon. La ligne représente l'évolution de la moyenne, les extrémités de la barre verticale 10e et 90e centile.

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

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

Certaines années récentes (2001, 2007 et 2009), présentent de faibles diversités : ceci correspond aux blooms de *Mougeotia gracillima* qui a dominé fortement le peuplement phytoplanctonique ces années. L'année 2015 ne présente pas de faible diversité, malgré un bloom de *Mougeotia gracillima* car ce bloom a été de plus courte durée (1 mois en demi avec des biomasses supérieures à 100 µg/l, contre 7 à 3 mois pour les autres années), ce qui fait moins ressentir son effet sur la diversité à l'échelle annuelle.

3.2.C. Evolution de l'indice trophique phytoplancton Brettum

L'état trophique des lacs peut aussi être évalué à partir d'indices basés sur la composition taxonomique et la biomasse phytoplanctonique. Une étude (Kaiblinger 2008, Kaiblinger *et al.* 2009) a montré que l'indice de Brettum (1989) est bien adapté pour évaluer le niveau trophique des grands lacs alpins. Cet indice donne pour 133 taxons leur préférence par rapport à une concentration en phosphore. Plus cet indice est élevé plus l'état trophique est faible.

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

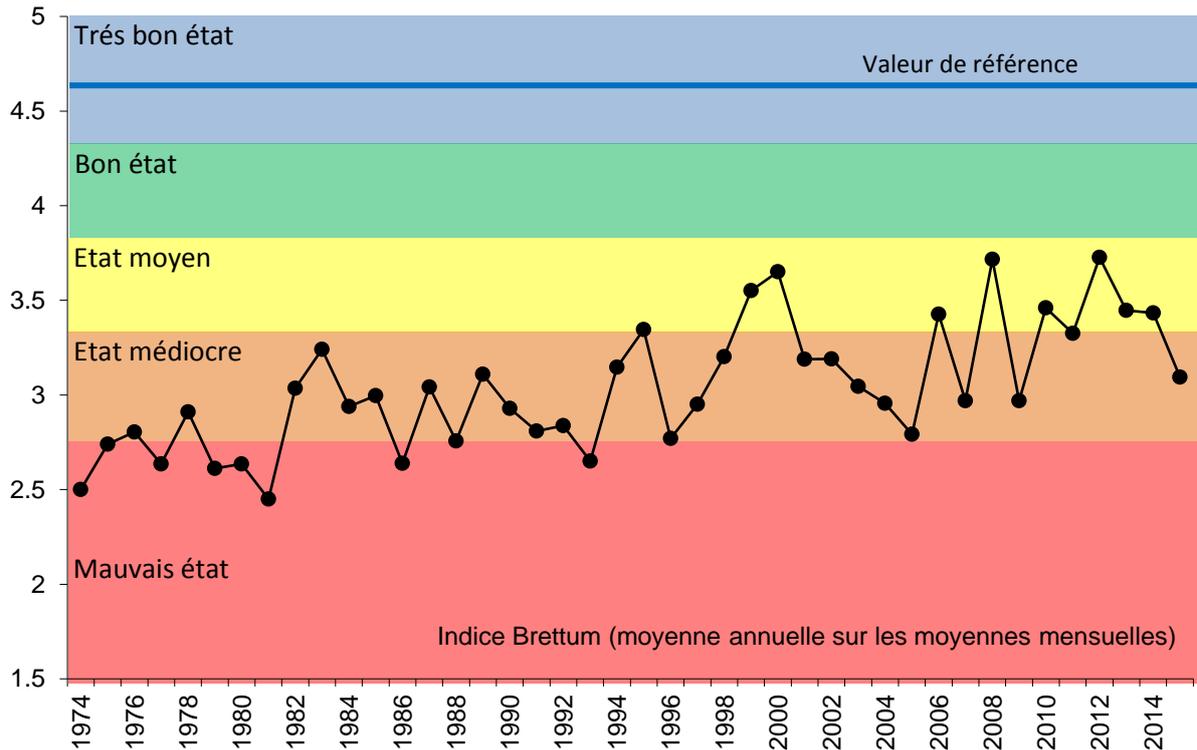


Figure 6 : Evolution de l'indice trophique phytoplancton Brettum (1989) dans le Grand Lac. Les valeurs des limites de classes de qualité écologiques correspondent aux lacs du type L-AL-3 (Large alpine lakes) selon l'intercalibration lake type (Wolfram et al. 2007). La CIPEL a fixé à 4 l'objectif à atteindre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

Figure 6 : Inter-annual changes in the values of Brettum index. Classes boundaries of the ecological quality are taken from lakes type L-AL-3 (Large alpine lakes) according to the intercalibration lake type (Wolfram et al. 2007). The CIPEL fixed to 4 the objectif to acheive for the Léman.

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

Cependant, l'année 2015 présente une valeur nettement plus faible que les 5 années précédentes. Ceci est lié au bloom de *Mougeotia gracillima* et à l'écologie de cette espèce considérée comme indicatrice de milieux riches en nutriments (30 à 60 µg/L de Ptot).

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).

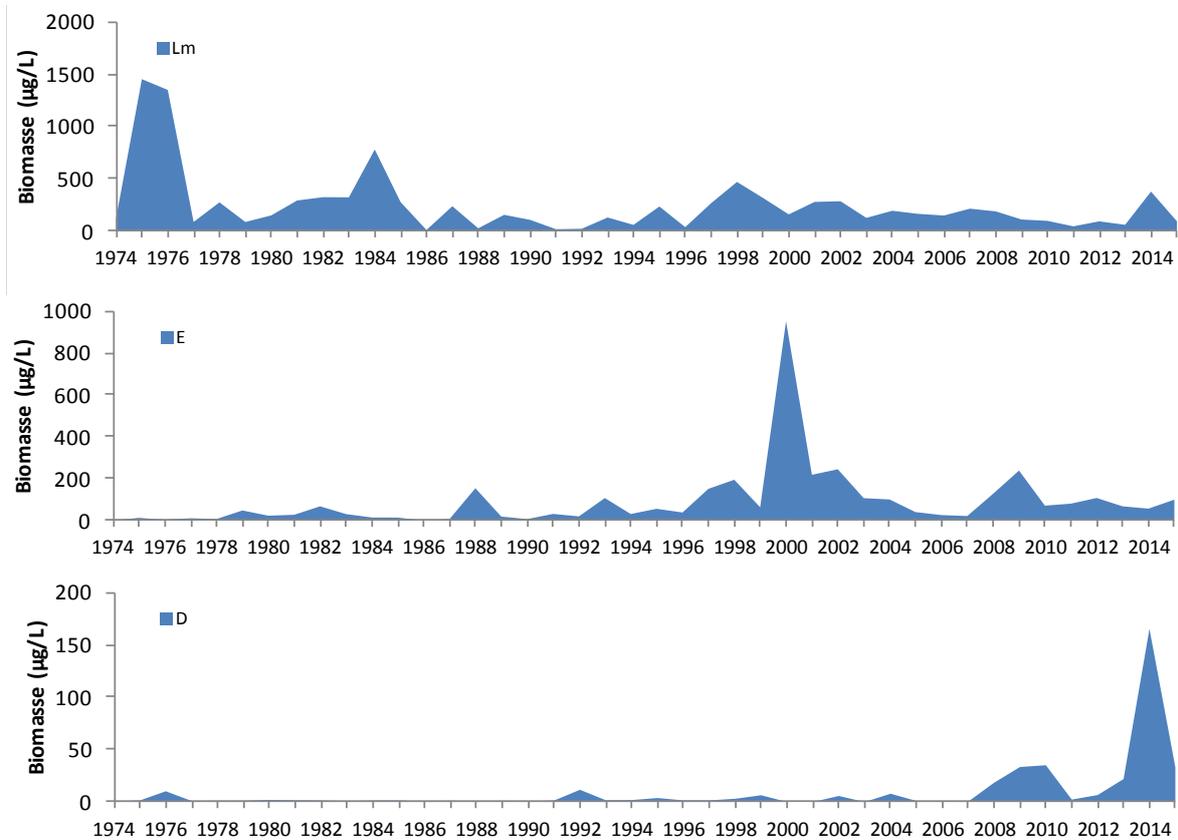


Figure 7: Evolution de la dynamique interannuelle des groupes fonctionnels Lm, E et D de Reynolds et al. (2002).

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

Les différents groupes fonctionnels de Reynolds sont présentés dans l'annexe 1.

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 2015 (figure 7). Le groupe E, qui rassemble des taxons caractéristiques des milieux oligotrophes, présente une dynamique inverse (figure 7). Ces dynamiques indiquent une ré-oligotrophisation de la masse d'eau.

Le groupe D rassemble les taxons indicateurs (dont *Ulnaria acus*, *Achnanthydium catenatum*) des milieux turbides/faible profondeur selon Reynolds et al. (2002). On observe une augmentation de leur biomasse dans les années récentes.

BIBLIOGRAPHIE

- AFNOR, 2006. NF EN 15204. Qualité de l'eau - Norme guide pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée (méthode Utermöhl). Afnor: 41 pp.
- Bourrelly, P., 1972. Les Algues d'eau douce, Tome I: Les Algues vertes. 1-572pp.
- Bourrelly, P., 1981. Les Algues d'eau douce, Tome II: Les Algues jaunes et brunes. 1-517pp.
- Bourrelly, P., 1985. Les Algues d'eau douce, Tome III: Les Algues bleues et rouges. 1-606pp.
- Brettum, P., 1989. Algen als Indikatoren für die Gewässerqualität in norwegischen Binnenseen. Norsk Institutt for vannforskning NIVA, Norway: 102 pp.
- Druart, J.C. & Rimet F., 2008. Protocoles d'analyse du phytoplancton de l'INRA : prélèvement, dénombrement et biovolumes. INRA Thonon, Rapport SHL 283 – 2008, 96 pp.
- Kaiblinger, K., 2008. Water quality assessment in lakes with special focus on Phytoplankton indices used within the EU Water Framework Directive (WFD). Rapport I.L. 277/08, DEC0470, INRA Thonon, France: 45 pp.
- Kaiblinger, C., Anneville, O., Tadonleke, R., Rimet, F., Druart, J. C., Guillard, J. & Dokulil, M. T. 2009. Central European water quality indices applied to long-term data from peri-alpine lakes: test and possible improvements. *Hydrobiologia* 633: 67-74.
- Pelletier, J. P. & Orand, A., 1978a. Appareil de prélèvement d'un échantillon dans un fluide. Brevet d'invention 76.08579.
- Pelletier, J. P. & Orand, A., 1978b. Bouteille à prélèvement intégré - Mode d'emploi. INRA Thonon, France: 9 pp.
- Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L. & Melo, S. 2002. Toward a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.* 24: 417-428.
- Russel-Hunter, 1970, Aquatic productivity, New-York.
- Schelske and E. F. Stoermer, 1971, Eutrophication, silica depletion, and predicted changes in algal quality in Lake Michigan. *Science* 173 : 423-424.
- Tapolczai K., Anneville O., Padisak J., Salmaso N., Morabito G., Zohary T., Tadonleke R., Rimet F., 2015. Occurrence and mass development of *Mougeotia* spp. (Zygnemataceae) in large, deep lakes. *Hydrobiologia*, 745: 17-29.
- Utermohl, H., 1958. Zür Vervollkommung der quantitative Phytoplankton Methodik. *Mitt. Internat. Ver. Theor. Anqew. Limnol.* 9: 1-38.
- Weaver, W. & Shannon, C. E., 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. Urbana, Illinois University of Illinois Press.
- Wolfram, G., Dokulil, M., Pall, K., Reichmann, M., Schulz, L., Argillier, C., de Bortoli, J., Martinez, J. P., Rioury, C., Hoehn, E., Riedmuller, U., Schaumburg, J., Stelzer, D., Buzzi, F., Dalmiglio, A., Morabito, G., Marchetto, A., Remec-Rekar, S. & Urbanic, G., 2007. Intercalibration Exercise, Technical Report + Annexes, Alpine GIG (Lakes). Vienna - Ispra.

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

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

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

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

Table I: continued

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

BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE ET PRODUCTION PRIMAIRE DANS LE LÉMAN

CHLOROPHYLL A BIOMASS AND PRIMARY PRODUCTION IN LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2015

PAR

Marie-Elodie PERGA, Brigitte LEBERRE et Pascal PERNEY

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

RÉSUMÉ

*Au cours de l'année 2015, 19 campagnes de prélèvement ont été effectuées à la station SHL2 du Léman afin d'évaluer l'évolution temporelle et verticale de la biomasse chlorophyllienne et de la production primaire. Il s'agit d'autre part de la première année du protocole de mesure de la production primaire avec la méthode d'incubation au ^{13}C . Les valeurs moyennes de biomasses chlorophylliennes ou de production primaire observées en 2015 sont comparables aux années précédentes et sont cohérentes avec le statut mésotrophe du Léman. L'année 2015 a été remarquable par sa dynamique atypique, marquée par l'absence de phase des eaux claires. La transparence des eaux a été faible et les biomasses chlorophylliennes élevées tout au long du printemps, en lien avec l'apparition précoce des zygothécées *Mougeotia gracillima*. L'année 2015 a été la plus chaude jamais observée à l'échelle planétaire, il est donc tentant de relier cette dynamique atypique avec les conditions thermiques exceptionnelles et une mise en place très précoce d'une stratification forte des eaux.*

ABSTRACT

*In 2015, 19 sampling campaigns have been carried out at the SHL 2 sampling point of Lake Geneva, in order to evaluate the vertical and temporal dynamics of chlorophyll a concentrations and primary production. 2015 was the first year for which primary production was measured from the new protocol based on ^{13}C incubation. Averaged annual chlorophyll concentration and primary production fell within the range of values observed over the latest 20 years and expected for an mesotrophic trophic status. 2015 had however a remarkably atypical seasonal dynamics, without any clear-water phase. Water transparency remained low for the 3 months of spring, as a consequence of the accumulation of high biomasses of the filamentous algae *M. gracillima*. Because 2015 has been the warmest year ever observed at the global scale, it is tempting to relate such an atypical dynamic to these exceptional thermal conditions, and the fast and early settlement of a strong thermal stratification in 2015.*

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 2015. L'évolution des mêmes caractéristiques phytoplanctoniques au cours des 20 années précédentes est également présentée pour comparaison avec l'année 2015.

2. MÉTHODES

L'échantillonnage a été réalisé au cours de 19 campagnes entre le 27 janvier et le 17 décembre 2015 aux profondeurs habituelles (0, 1, 2, 3.5, 5, 7.5, 10, 15, 20, 30 m). La transparence de l'eau a été mesurée à l'aide d'un disque de Secchi noir et blanc de 20 cm de diamètre.

Les méthodes de mesures des concentrations en chlorophylle *a* sont les mêmes que celles utilisées lors des années précédentes, mais 2013 a fait l'objet de modifications dans les méthodes de calculs des concentrations en Chlorophylle *a* (ici notée Chl *a*). La concentration en Chl *a* utilisée ici comme estimateur de la biomasse phytoplanctonique, a été analysée au spectrophotomètre. Historiquement, la concentration brute en Chlorophylle *a* (ici notée Chl A) a été calculée suivant l'équation de STRICKLAND et PARSONS (1968) à partir des absorbances mesurées aux longueurs d'ondes suivantes (750, 665 ; 645 et 630 nm ; Norme NF T90-117 AFNOR 1999). L'adoption de la méthode de SCOR-UNESCO depuis 2013 nécessite de mesurer en plus l'absorbance à 410 nm, correspondant aux phéopigments, dans l'objectif de corriger la concentration brute pour la dégradation de la chlorophylle (notée Chl *a*, NF T90-117 AFNOR 1999). Le taux de dégradation étant en moyenne <3%, les deux mesures de la concentration en chlorophylle *a* (Chl A et Chl *a*) sont intimement corrélées ($R^2 > 97\%$). Les deux mesures seront donc présentées pour le suivi de l'année 2015, tandis que l'évolution des biomasses chlorophylliennes sera quantifiée à partir des valeurs moyennes de Chl A sur les eaux de surface (0-20m).

La production primaire a été mesurée selon le nouveau protocole établi en 2014 (PERGA, TADONLEKE & PERNEY, 2015), par méthode d'incubation et d'incorporation du $\text{NaH}^{13}\text{CO}_3$. La production primaire est exprimée, par unité de surface ou de volume, en quantité de C fixée par incubation et par heure. Il est important de noter que la méthode de mesure de la production primaire a été modifiée entre 2013, date jusqu'à laquelle elle reposait sur l'incorporation de ^{14}C , et 2015, année pour laquelle l'utilisation des isotopes radioactifs a été abandonnée, au bénéfice du ^{13}C . Les résultats obtenus par les deux protocoles finaux n'ont pu être strictement comparés (cf PERGA, TADONLEKE & PERNEY, 2015), biais potentiel qui sera explicitement pris en compte dans l'interprétation des tendances interannuelles.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 DYNAMIQUE SAISONNIERE

Tableau 1 : Principaux paramètres de la biomasse et production phytoplanctoniques dans le Léman en 2015. Concentrations moyennes et maximales volumiques en Chl A dans la zone de production (0-20 m) et de mesure (0-30m), production primaire moyenne par temps d'incubation, estimation de production journalière et horaire ; transparence des eaux pour chaque date de prélèvement.

Table 1 : Main parameters of phytoplankton biomass and production in Lake Geneva in 2015. Maximum and average concentrations of Chl A in the productive surface layer (0-20 m) and layers of measure (0-30m), measured primary production during incubation, and estimated daily and hourly production, water transparency at each sampling date.

Date	CHL A moyenne (0-20 m)	CHL A moyenne (0-30 m)	CHL A max (0-30 m)	PP moyenne	PP moyenne journalière	PP moyenne	Transparence des Eaux
	mg.m ⁻³			mgC.m ⁻² .inc ⁻¹		mgC.m ⁻³ .h ⁻¹	m
27/01/15	3,6	3,6	3,6	295	648	18,06	13,5
19/02/15	1,9	1,9	2,0	198	435	9,82	14
09/03/15	2,1	2,0	2,5				12,9
23/03/15	3,4	3,3	3,5	156	344	8,19	9,2
13/04/15	6,4	5,6	11,9	1203	2646	92,58	4,1
29/04/15	6,9	6,2	7,7	443	975	31,97	4,9
11/05/15	6,9	5,6	13,5	687	1511	51,15	3,6
28/05/15	5,3	4,4	7,3	577	1268	37,66	4,2
18/06/15	6,8	6,0	10,2	423	930	29,22	4,2
29/06/15	5,6	4,5	9,7	295	650	18,94	8,6
16/07/15	4,2	4,0	7,5	293	645	16,35	9,7
05/08/15	3,9	4,4	7,5	281	619	15,75	6,8
18/08/15	6,0	5,2	9,0	516	1136	32,55	6,8
09/09/15	2,2	2,0	2,5	675	1486	34,17	7,9
05/10/15	3,7	3,3	4,3	388	853	26,53	7,4
26/10/15	2,4	1,9	3,5	290	638	22,28	7,9
16/11/15	2,5	2,1	4,5	336	739	26,00	7,9
02/12/15	3,5	3,4	3,8	253	556	19,46	7,9
17/12/15	5,8	5,2	6,6	193	425	17,54	9,8

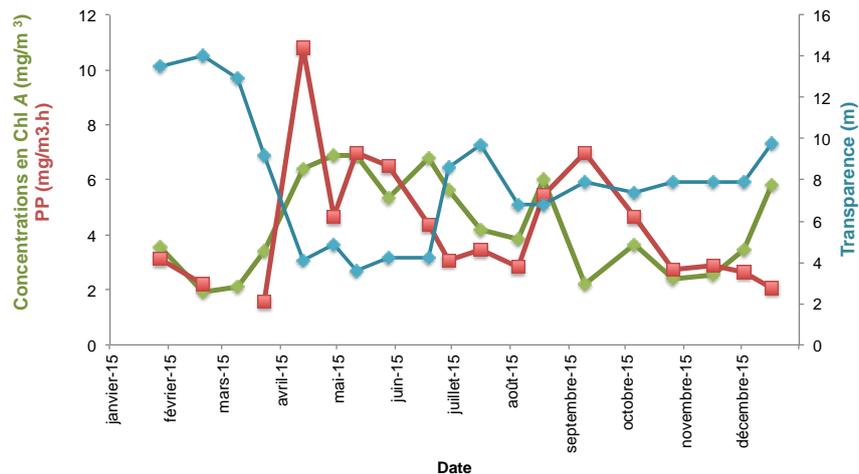


Figure 1 : Variations saisonnières de la concentration en Chl A et de la production primaire horaire dans les eaux de surface (0-20m) et relations avec la transparence des eaux du Léman en 2015.

Figure 1 : Seasonal dynamics of Chl A concentrations and primary production in Lake Geneva surface waters (0-20m) in 2015 and relationships to water transparency.

Dans les grands lacs clairs et profonds, la présence de phytoplancton en suspension est le facteur principal d'atténuation de la lumière dans les eaux, et donc le principal facteur de régulation de la transparence des eaux, surtout en printemps et début d'été (PERGA, ANNEVILLE & LAFORGUE, 2015). En 2015, comme pour les années précédentes, les dynamiques saisonnières de ces deux variables sont en opposition de phase (ou corrélation négative, $r=-0,7$, $p=0,001$; Figure 2). La transparence hivernale est maximale (14 m) alors que la biomasse chlorophyllienne est basse (2 mg.m⁻³). Les eaux deviennent rapidement plus opaques lors de croissance algale printanière pour atteindre des valeurs minimales de 4 m entre avril et juin. Ce minimum de transparence est globalement plus élevé qu'au cours des années précédentes (pour lesquelles une transparence minimum de 2 m n'est pas rare). Par contre, ce minimum est traditionnellement très transitoire car vite interrompu par la phase des eaux claires en mai. En 2015, ce minimum de transparence printanier est remarquable par sa durée (3 mois) et induit une absence totale de phase des eaux claires. Cette dynamique particulière est à relier à la dynamique thermique exceptionnelle de 2015, conduisant au développement massif et précoce d'algues filamenteuses (RIMET, 2016). La relation entre transparence et biomasse algale est typiquement moins forte à partir du milieu de l'été, et ce en raison de la stagnation sur la thermocline de la biomasse algale (Fig 1-2).

La biomasse et la production algales sont aussi corrélées ($r=0,5$, $p=0,03$) mais dans une moindre mesure. L'augmentation printanière de la biomasse chlorophyllienne résulte bien évidemment de la stimulation de la production primaire en avril par le renouvellement des nutriments sur les couches superficielles, l'allongement de la photopériode et la mise en place de stratification thermique, particulièrement rapide en 2015. Les périodes pendant lesquelles la biomasse reste élevée en dépit de la diminution de la production primaire, comme en juin 2015 par exemple, correspondent à des phases d'accumulation d'algues difficilement consommables par le zooplancton (telle que la zygophycée *Mougeotia gracillima*). A contrario, les phases pour lesquelles la production primaire est élevée mais les biomasses décroissantes correspondent à des périodes pendant lesquelles la communauté phytoplanctonique est composée d'espèces plus petites et consommables (disparition de *M. gracillima* au bénéfice des petites dinophycées et chrysophycées en septembre 2015, RIMET 2016).

3.2 REPARTITION VERTICALE

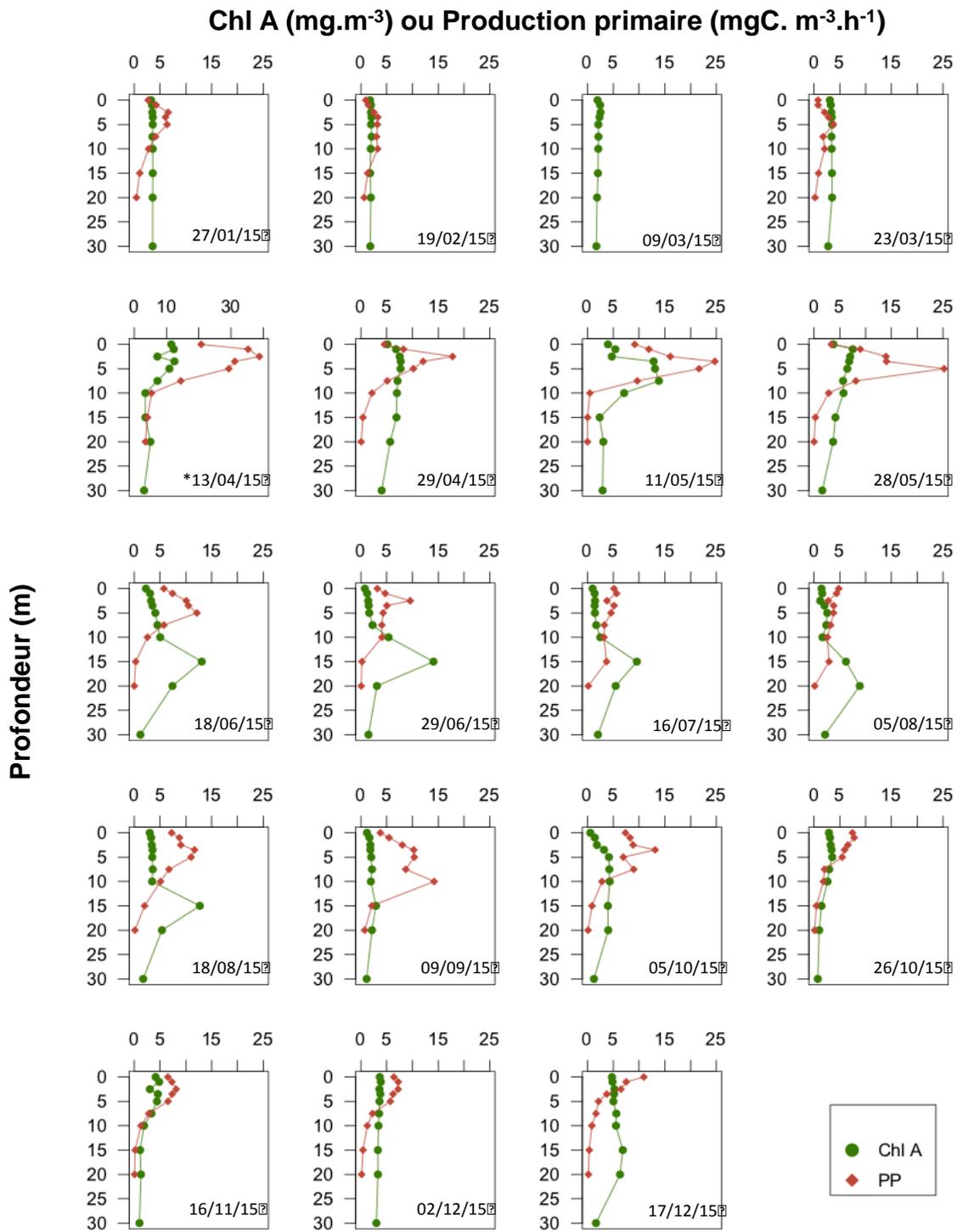


Figure 2 : Profils verticaux de la biomasse chlorophyllienne (Chl A) et de la production primaire au point SHL2 en 2015. Noter que les échelles de concentration et de production sont différentes à la date du 13/04/2015.

Figure 2 : Vertical profiles of chlorophyll a (Chl A) concentrations and primary production at the SHL 2 sampling point in Lake Geneva in 2015. Note that concentration and production scales are different for 13/04/15.

L'analyse des profils verticaux permet de mieux relier la dynamique de croissance phytoplanctonique et de l'accumulation de biomasse chlorophyllienne avec le développement de la stratification des eaux (Figure 2, cf BARBIER et al, 2016).

En 2015, la production primaire a essentiellement eu lieu sur les couches les plus superficielles (<10m) tout au long de l'année. En période de brassage des eaux (jusqu'à fin mars), la biomasse phytoplanctonique, constamment remise en suspension, est uniformément répartie sur les 20 premiers mètres, mais la production primaire n'est pas négligeable ($5 \text{ mgC}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$; équivalente à celle observée en juillet à la surface). L'explosion de la production primaire correspond à la période de mise en place de la stratification, le 13/04/15, et avec l'accumulation de biomasse chlorophyllienne en surface. La production primaire reste élevée jusqu'à la fin du mois de juin, sur les couches >10 m, puisque la transparence des eaux est faible, tandis que le maximum de la biomasse chlorophyllienne s'enfonce rapidement, suivant l'épaississement progressif de la couche épilimnétique.

La production primaire est faible en juillet et août, notamment en raison de la déplétion en nutriments des couches de surface par la consommation phytoplanctonique printanière, même si les biomasses accumulées à la thermocline restent significatives. L'automne voit la reprise typique de la croissance algale, un peu plus en profondeur (>10m), et pourtant sans maximum profond de thermocline suggérant la mobilité et de la « digestibilité » des cortèges algaux automnaux.

La répartition verticale uniforme de la chlorophylle en décembre atteste du brassage superficiel, avec cependant des niveaux de production primaire notable en surface.

3.3 TENDANCE INTERANNUELLE DE LA BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE (1986-2014)

Comparaison des dynamiques saisonnières

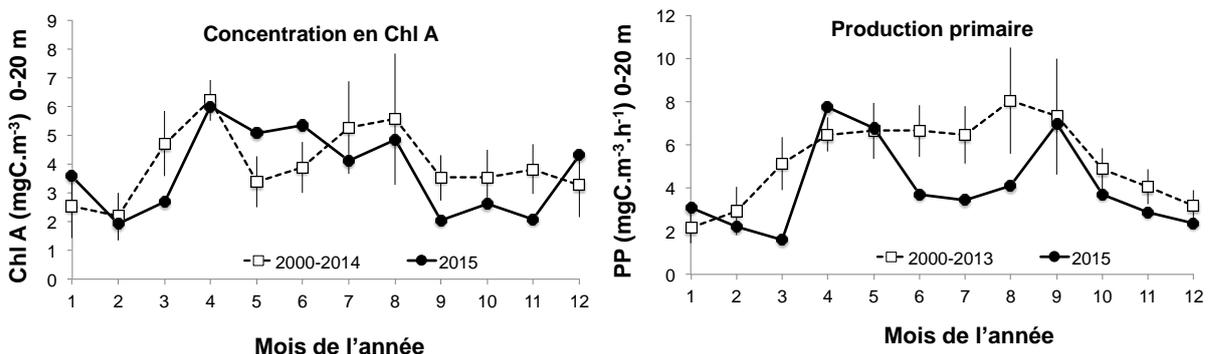


Figure 3 : Dynamique mensuelle moyenne (\pm écart-type) des concentrations en chlorophylle a et de la production primaire sur la couche 0-20m du point SHL2 du Léman entre 2000 et 2014 (noter l'absence de données de PP pour l'année 2014) et comparaison à la dynamique observée en 2015.

Figure 3 : Average monthly dynamics of chlorophyll a (Chl A) concentrations and primary production at the SHL 2 sampling point in Lake Geneva (0-20 m depths) over 2000-2014 (note the absence of PP data for 2014) and comparison to the dynamics observed in 2015.

La dynamique chlorophyllienne 2015 est atypique, par rapport à celle constatée en moyenne sur les 15 dernières années (Figure 3). Le maximum de concentrations en chlorophylle correspond en 2015, comme sur la dynamique moyenne, à la reprise phytoplanctonique printanière (visible par l'augmentation de la production primaire), avec des valeurs en 2015 tout à fait cohérentes à celle observées en moyenne sur 2000-2014. Par contre, le minimum de biomasse chlorophyllienne de fin de printemps, marquant traditionnellement la phase des eaux claires en mai/juin, n'a pas eu lieu en 2015, et ce en dépit d'un minimum local évident de la production primaire. Comme mentionné précédemment, cette incohérence entre dynamique de la biomasse chlorophyllienne et production primaire résulte de l'accumulation d'une biomasse algale non consommable par les organismes zooplanctoniques, qui échappe de la zone euphotique progressivement par sédimentation et dégradation microbienne au cours de la période estivale.

Tendances interannuelles

Les concentrations en phosphore dans le Léman ont été réduites de moitié au cours des 20 dernières années, mais, comme mentionné dans les rapports précédents, cette diminution n'est que marginalement reflétée à l'échelle des biomasses chlorophylliennes et productions primaires moyennes annuelles (Figure 4). La diminution des biomasses chlorophylliennes moyennes annuelles est en limite de significativité (test de Mann Kendall, $\tau = -0,3$, $p = 0,06$) tandis que la production primaire n'a pas d'évolution temporelle claire (test de Mann Kendall, $\tau = 0,07$, $p = 0,67$). Cette absence de relation directe entre concentrations en nutriments et réponses phytoplanctoniques a été partiellement expliquée par les facteurs climatiques et trophiques (ANNEVILLE ET AL, 2002, TADONLÉKÉ ET AL, 2009). Deux tendances saisonnières ressortent toutefois au cours des 20 dernières années. Si les biomasses chlorophylliennes printanières, estivales et hivernales ne montrent pas de tendance monotone claire, la diminution marginale des biomasses annuelles serait liée à la diminution significative des biomasses automnales ($\tau = -0,5$, $p = 0,003$). Puisque cette tendance ne s'accompagne pas d'une baisse de la production primaire correspondante, elle résulterait plutôt de l'amélioration de la qualité nutritionnelle des cortèges algaux automnaux sous l'effet de l'apparition d'une limitation par les nutriments à cette saison (pas d'accumulation). A aucune saison, la production primaire ne semble répondre à la diminution des concentrations en nutriments. On observe au contraire une tendance à l'augmentation de la production primaire hivernale ($\tau = 0,31$, $p = 0,06$), qui serait ainsi une conséquence des forçages climatiques plutôt que liés aux nutriments.

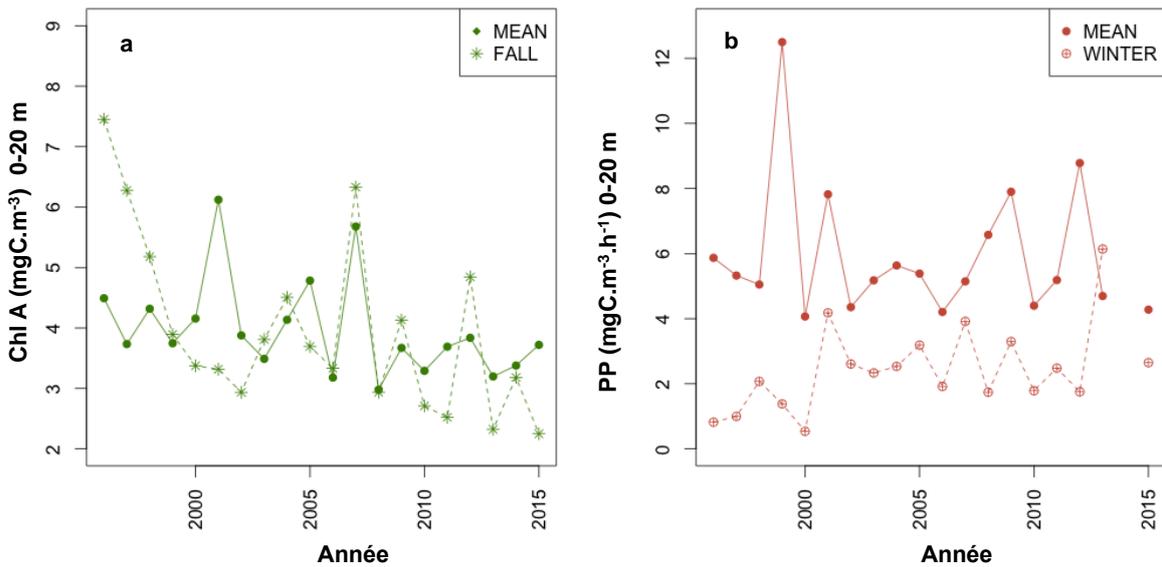


Figure 4 : a) Evolution annuelle et automnale des concentrations en chlorophylle a sur la couche 0-20 m du point SHL2 du Léman entre 1996 et 2015. b) Evolution annuelle et hivernale de la production primaire sur la couche 0-20 m du point SHL2 du Léman entre 1996 et 2015.

Figure 4 : a) Changes in surface (0-20 m depths) chlorophyll a concentrations averaged over the year or in fall in Lake Geneva between 1996 and 2015. B) Changes in surface (0-20 m depths) primary production averaged over the year or in winter in Lake Geneva between 1996 and 2015.

4. CONCLUSION

L'année 2015 a été remarquable, non pas par les valeurs moyennes de biomasses chlorophyllienne ou de production primaire observées, mais par leur dynamique atypique marquée par l'absence de phase des eaux claires. La transparence des eaux a été faible et les biomasses chlorophylliennes élevées tout au long du printemps, en lien avec l'apparition précoce des zygothécées *M. gracillima*. L'année 2015 a été la plus chaude jamais observée à l'échelle planétaire, il est donc tentant de relier cette dynamique atypique avec les conditions thermiques exceptionnelles et une mise en place très précoce d'une stratification forte des eaux.

BIBLIOGRAPHIE

- ANNEVILLE O, GINOT V, DRUART JC, ANGELI, N. 2002. Long-term study (1974-1998) of seasonal changes in the phytoplankton in Lake Geneva: a multi-table approach. *J. Plankton Res.* **24**: 993-1007.
- BARBIER C, QUETIN P (2016) Evolution physico-chimique des eaux du Léman (SHL2) Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2015, p. 17-63.
- PERGA ME, ANNEVILLE O., LAFORGUE M. 2015. A quoi est due la couleur des eaux d'un lac?, in *Le tour des grands lacs alpins naturels en 80 questions*, edited by B. C. Montuelle, A., pp. 48-49, ZABR, Lyon, France.
- PERGA ME, TADONLEKE R. PERNEY P. 2015. Mesures de la production primaire : Transition des protocoles ^{14}C - ^{13}C . *Rep.*, Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2014. 163-171 pp.
- RIMET F. 2016. Le phytoplancton du Léman, Suivi 2015. CIPEL
- TADONLEKE RD, LAZZAROTTO J, ANNEVILLE O, *et al.* 2009. Phytoplankton productivity increased in Lake Geneva despite phosphorus loading reduction. *J. Plankton Res.* 31: 1179-1194.
- STRICKLAND, J.D.H. et PARSONS, T.R. 1968. A practical handbook of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Board Canada*, 167, 311 p.

ZOOPLANCTON DU LÉMAN
THE ZOOPLANKTON OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2015

PAR

Leslie LAINE et Marie-Elodie PERGA

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

RÉSUMÉ

L'abondance exceptionnelle d'une algue conjuguée filamenteuse, Mougeotia gracillima, d'avril à juillet dans la colonne d'eau, limite fortement en 2015 la pertinence des comptages zooplanctoniques. Sur les 19 échantillons collectés en 2015, cinq ne sont pas comptables. Ces échantillons correspondent à la fin du printemps et à l'été, période critique de dynamique zooplanctonique. Par conséquent, en l'absence de données de densités pour cette période, la dynamique du zooplancton ne peut faire l'objet d'une analyse pertinente en 2015. Elle ne peut non plus être comparée à celle des années précédentes. L'étude de la dynamique saisonnière zooplanctonique de 2015 est donc partielle.

SUMMARY

The relevance of zooplankton monitoring in 2015 was compromised by high abundances, of the conjugate algae, Mougeotia gracillima in the water column, as early as April and continuing until July. Five zooplankton samples, out of the nineteen collected in 2015, could not be counted. These samples corresponded to spring and early in the year, a critical period for zooplankton dynamics. Hence, as density data were lacking for this time period, zooplankton dynamics could neither be relevantly studied in 2015 nor be compared to previous years' dynamics. The study of zooplankton seasonal dynamics for 2015 is, then, very restricted.

1. INTRODUCTION

En faisant le lien entre producteurs primaires et consommateurs secondaires, le zooplancton joue un rôle clé dans le fonctionnement et la dynamique de l'écosystème. Le zooplancton comprend deux principales classes : les crustacés et les rotifères. Le suivi de la CIPEL porte sur les microcrustacés (i.e. les crustacés entomostracés dont la taille est supérieure à 200 µm) récoltés dans le domaine pélagique. D'autres organismes zooplanctoniques, tels que les rotifères ou les larves véligères de la moule zébrée d'eau douce (*Dreissena polymorpha*), sont toutefois récoltés par cette méthode d'échantillonnage même si la maille de filet utilisée est trop large pour les échantillonner de façon adéquate. Ces groupes planctoniques feront donc l'objet d'une partie complémentaire en fin de ce rapport.

En 2015, 19 campagnes de prélèvements ont été réalisées. Cinq prélèvements de printemps et début d'été (29/04 ; 11/05 ; 18/06 ; 29/06 et 16/07) n'ont toutefois pas pu faire l'objet de comptage en raison de trop fortes abondances d'algues filamenteuses de type *Mougeotia gracillima* à cette même période (RIMET, 2016). L'apparition d'algues filamenteuses à de fortes densités se produit régulièrement dans le Léman depuis les 15 dernières années. Comme la présence de ces algues filamenteuses dans les échantillons de zooplancton empêche leur comptage, un protocole de « tri » des algues filamenteuses avait été établi en 2006 (PERGA & LAINE 2007). Cependant, l'efficacité de ce protocole semble dépendant de l'espèce filamenteuse présente. Le protocole s'était révélé efficace lorsque les algues filamenteuses étaient dominées par *Aphanizomenon flos aquae* et *Planktothrix rubescens*, comme en 2006, mais inopérant en 2007 ou 2015, années à très forte prolifération de *M. gracillima*. Si le fort développement, dès le printemps, d'algues filamenteuses, telles que *M. gracillima*, persiste et devient fréquent, la poursuite du suivi de l'évolution du zooplancton du Léman nécessitera de repenser totalement les protocoles de prélèvement du zooplancton.

Cette absence de données, à une saison particulièrement importante de la phénologie crustacéenne, limite fortement la compréhension de leur dynamique en 2015. Dans les rapports précédents, les évolutions inter-annuelles des abondances zooplanctoniques étaient décrites à partir des moyennes annuelles des effectifs calculées de mai à septembre. En raison de l'absence de nombreux comptages au cours de cette période en 2015, nous avons exclu du rapport 2015 les analyses de tendance inter-annuelle.

Ce document traite (i) des biovolumes sédimentés, (ii) de la composition spécifique de la communauté zooplanctonique et (iii) des autres groupes planctoniques observés dans les échantillons 2015.

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 à l'aide d'un filet de vide de maille de 200 µm, lors de traits verticaux réalisés depuis 50 mètres de profondeur jusqu'en surface.

Les échantillons sont fixés au formol à 5% puis 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. L'absence de données au 23/03/15 correspond à une erreur de manipulation. Par la suite, les microcrustacés sont dénombrés par espèce et stade de développement. Le dénombrement est réalisé au microscope standard sur lame de comptage à partir d'un sous-échantillon. Pour chaque catégorie taxonomique, le nombre d'individus a été ramené à l'unité de surface selon la formule suivante :

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

3. RÉSULTATS

3.1 BIOVOLUME SÉDIMENTÉ

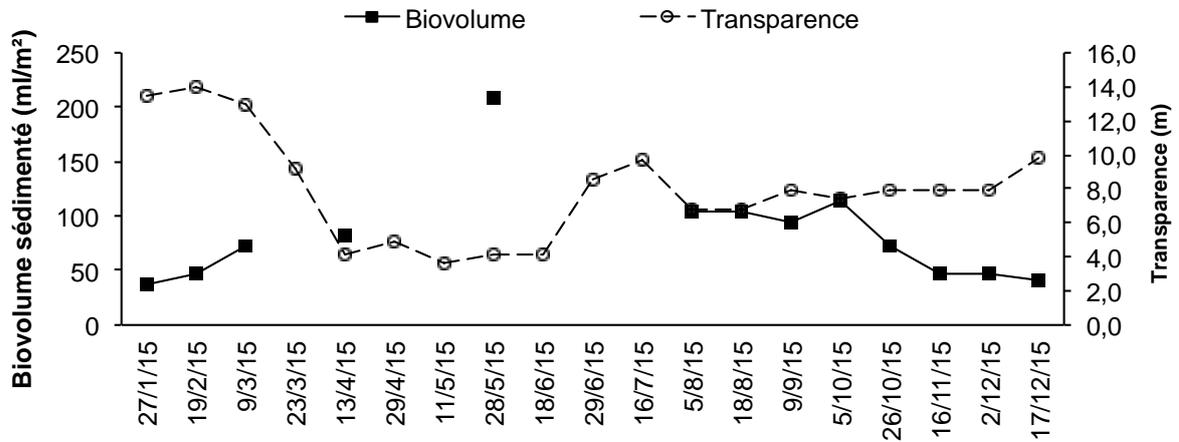


Figure 1 : Evolution saisonnière comparée des biovolumes de zooplancton sédimenté et de la transparence des eaux 2015 (Léman, SHL2)

Figure 1 : Compared seasonal changes in sedimented zooplankton biovolumes and water transparency in 2015 (Lake Geneva, SHL2)

La comparaison des biovolumes de zooplancton avec la transparence des eaux en 2015 reflète l'atypicité de la dynamique planctonique en 2015 (figure 1). Si un pic de biovolume zooplanctonique est observé le 28/5, et correspond effectivement à un maximum local d'abondance crustacéenne, il ne coïncide pas, en 2015, avec une augmentation de la transparence des eaux. Cette absence de phase des eaux claires a été observée tant sur les biomasses chlorophylliennes (concentrations élevées et stables pendant les 3 mois de printemps-début d'été ; PERGA & al, 2016) que sur les communautés phytoplanctoniques (pic d'abondance des zygophycées *M. gracillima*, RIMET, 2016) et est une caractéristique majeure de la dynamique planctonique en 2015.

3.2 COMPOSITION SPÉCIFIQUE DE LA BIOCÉNOSE CRUSTACÉENNE

Le zooplancton crustacéen est, chaque année, largement dominé par les copépodes, qui en 2015 représente 92% de l'abondance totale des crustacés. La sous-classe des copépodes se compose des cyclopoïdes et des calanoïdes. Comme au cours des années précédentes, les calanoïdes, représentés par une unique espèce, *Eudiatomus gracilis* (figure 2), sont plus abondants avec une contribution de 59% de l'abondance crustacéenne totale en 2015. Traditionnellement, les cyclopoïdes et les cladocères représentent des proportions relativement équivalentes des effectifs totaux (entre 20 et 30%). En 2015, la proportion observée des cladocères aux crustacés totaux est particulièrement faible (<8%). Toutefois, les cladocères montrent des maxima d'abondance typiquement en printemps/début d'été. L'absence de données pour ces périodes critiques en 2015 pourrait expliquer cette faible proportion observée des cladocères en 2015, plutôt qu'une exceptionnelle rareté de ce taxon pour cette année.

3.3 DYNAMIQUE SAISONNIÈRE DU ZOOPLANCTON EN 2015

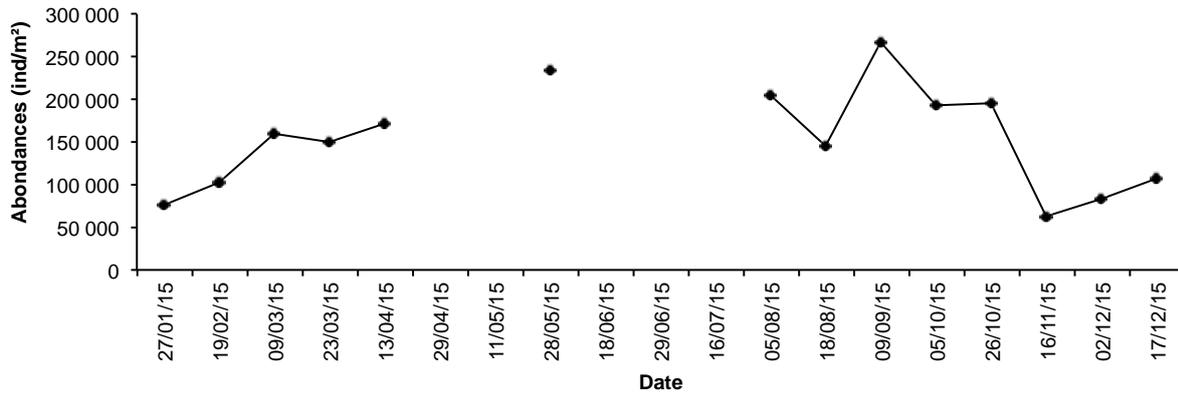


Figure 2 : Evolution saisonnière de l'abondance du calanoïde *Eudiaptomus gracilis* en 2015 (Léman, SHL2)

Figure 2 : Seasonal changes in the abundance of the calanids *Eudiaptomus gracilis* in 2015 (Lake Geneva, SHL2)

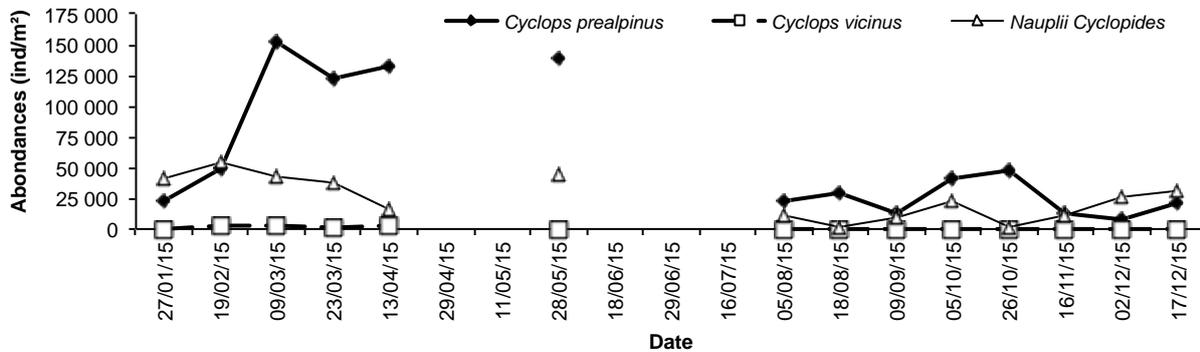


Figure 3 : Evolution saisonnière de l'abondance des cyclopoïdes en 2015 (Léman, SHL2)

Figure 3 : Seasonal changes in the abundance of cyclopids in 2015 (Lake Geneva, SHL2)

La reprise de croissance, dès février 2015 pour deux taxons copépodes (Fig 2 et 3) et traditionnellement un peu plus tardif pour les cladocères (Mars, Fig 4a), correspond à la phase de dominance de la communauté phytoplanctonique par les diatomées (RIMET, 2016). Un seul point de mesure a pu être obtenu d'avril à juillet (le 28/5) et correspond, pour tous les taxons à une valeur d'abondance relativement élevée par rapport à celles relevées pour 2015 (240 000, 200 000 et 65 000 ind.m⁻² respectivement pour calanoïdes, cyclopoïdes et cladocères). Cette valeur printanière est toutefois particulièrement faible au regard des valeurs typiquement observées pour ces périodes au cours des années précédentes (plutôt de l'ordre de 500 000 ind.m⁻² pour chacun des taxons copépodes, et 250 000 ind.m⁻² pour les cladocères). Le biais dans les mesures de 2015 ne permet cependant pas de savoir si ces faibles valeurs résultent réellement de faibles abondances dues notamment à la très faible qualité nutritionnelle de la production printanière algale en 2015, ou de l'impossibilité d'obtenir des mesures fréquentes et fiables en cette année particulière.

Les abondances de calanoïdes et de cladocères (uniquement du genre *Daphnia*) sont à nouveau élevées en août et septembre, au moment de la succession phytoplanctonique de *M. gracillima* aux cortèges automnaux de diatomées, chlorophycées et chrysophycées.

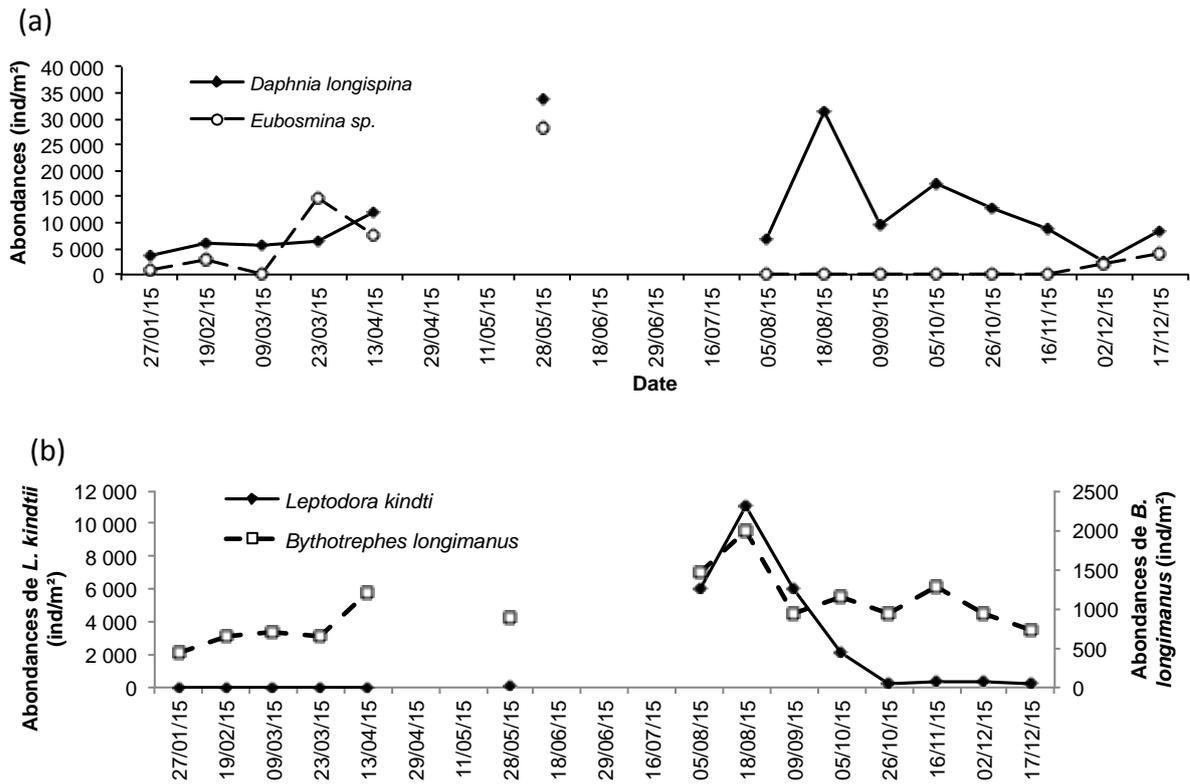


Figure 4 : Evolution saisonnière de l'abondance des Branchiopes Cladocères a) herbivores b) carnivores en 2015 (Léman, SHL2)

Figure 4 : Seasonal changes in the abundance of herbivorous (a) and carnivorous (b) Branchiopoda in 2015 (Lake Geneva, SHL2)

Les grands cladocères prédateurs, *B. longimanus* et *L. kindtii*, se caractérisent quant à eux par un développement en saison chaude (figure 4b) avec un maximum local observé mi-août à des abondances de respectivement 12000 et 2500 ind.m⁻² pour *L. kindtii* et *B.longimanus*, valeurs comparables aux maxima observés les années précédentes.

3.4 AUTRES GROUPES PLANCTONIQUES

Quatre espèces de rotifères sont typiquement observées dans les prélèvements, tandis que les larves véligères de la moule zébrée *Dreissena polymorpha* n'ont été observées qu'à deux occasions (les 18/8 et 9/9 à 1000 et 2000 ind.m⁻² respectivement).

Asplanchna priodonta et *Notholca caudata* sont des espèces typiquement printanières dont la dynamique n'a pu être correctement observées en 2015 (figure 5) et les abondances printanières relevées en 2015 sont bien en-deça de celles classiquement constatées pour le Léman (150 000 et 40 000 ind.m⁻² en moyenne).

Kellicottia longispina et *Conochilus unicornis* ont une dynamique moins dépendante de la saison, avec des effectifs importants même au début de l'hiver en 2015, contrairement à 2014 où ces espèces n'avaient été observées qu'au printemps (figure 5b).

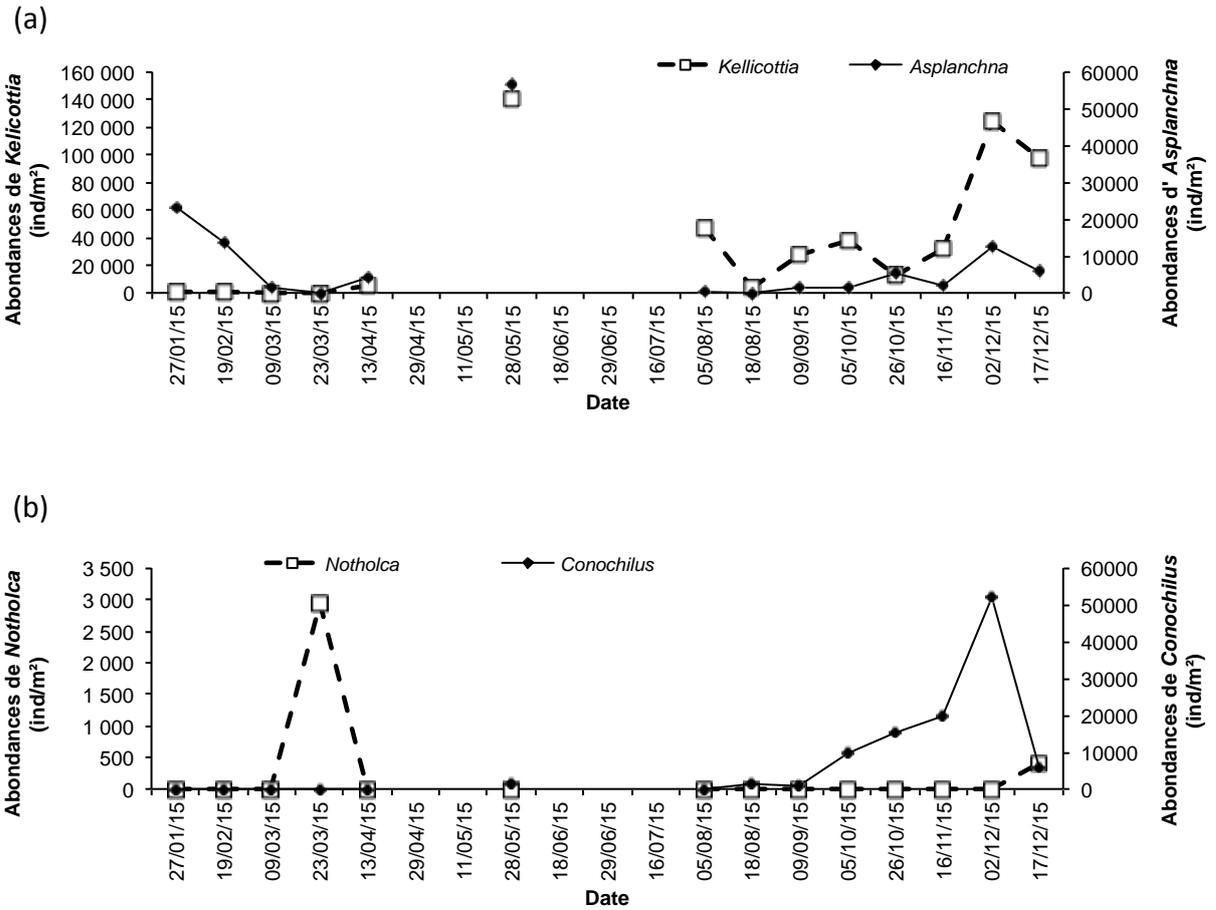


Figure 5 a et b : Evolution saisonnière de l'abondance de quelques rotifères en 2015.

Figure 5 a and b : Seasonal patterns in the abundance of some Rotifera taxa in 2015.

4. CONCLUSION

Le suivi zooplanctonique de 2015 a été considérablement gêné par la prolifération précoce des algues filamenteuses *M. gracillima*. Ni la dynamique saisonnière, ni les tendances inter-annuelles n'ont pu être étudiées de façon probante.

BIBLIOGRAPHIE

PERGA ME, LAINE, L (2007). Zooplancton du Léman, Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2006.

PERGA ME, PERNEY P & LEBERRE B (2016) Biomasse Chlorophyllienne et production primaire dans le Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2015, p. 87-94.

RIMET F (2016). Phytoplancton du Léman, Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2015, p. 75-87.

RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE

WHITEFISH DIET IN THE PELAGIC ZONE OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2015

PAR

Orlane ANNEVILLE et Valérie HAMELET

Avec la collaboration technique de Laurent ESPINAT

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

RÉSUMÉ

L'échantillonnage et l'analyse des contenus stomacaux d'adultes de corégones ont été réalisés selon le même protocole depuis 1999. La taille moyenne des corégones échantillonnés au cours de l'année 2015 était de 43.4 cm. En 2015, les copépodes ne furent pratiquement pas consommés par cette espèce qui se nourrit principalement de cladocères : daphnies, Bythotrephes et Leptodora. Nos observations témoignent d'un comportement sélectif du corégone et d'une pression de prédation qui s'exerce principalement sur ces 3 taxons. Les contributions des daphnies, Bythotrephes et Leptodora au bol alimentaire varient au cours des saisons en suivant un patron relativement similaire à celui observé les années précédentes. Toutefois, en hiver, printemps et automne 2015, les Bythotrephes sont relativement plus abondants que lors des années précédentes. L'été 2015 semble se singulariser par la forte contribution des daphnies et l'automne par une contribution moindre de Leptodora.

SUMMARY

The sampling and stomach content counting protocols have been used since 1999. In 2015, the mean length of the sampled fish was 43.4 cm. Cyclopoids make an extremely low contribution to the diet. Whitefish feed preferentially on Cladocera: Daphnia, Bythotrephes and Leptodora were the main prey. Our observations indicate that whitefish has a selective feeding behaviour and exerts predation pressure upon Daphnia, Bythotrephes and Leptodora. The relative contribution of these zooplankton taxa to the stomach content changed within the year. The seasonal pattern in diet composition was similar to the one observed in previous years. However, in 2015, the relative contribution of Bythotrephes to the diet was higher than in previous years in winter, spring and autumn. In 2015, the Daphnia contribution to the diet seems to have been higher than usual during summer. Finally, in autumn 2015, Leptodora made a lower contribution than the one observed in previous years.

1. INTRODUCTION

Les communautés pélagiques du Léman présentent des modifications qualitatives et quantitatives qui pour certaines, s'observent à l'échelle de l'année alors que d'autres se révèlent sur des échelles de temps plus grandes. Ces modifications d'abondance et de biodiversité sont la conséquence d'ajustements et d'adaptations des populations à des pressions anthropiques locales et/ou à des forçages climatiques qui s'exercent sur un domaine spatial s'étendant au-delà du bassin versant du Léman. Parmi les changements majeurs observés ces dernières décennies, on constate d'importantes fluctuations d'abondance au sein de la communauté phytoplanctonique (RIMET, 2016), la baisse de l'abondance des branchiopodes (PERGA et LAINE, 2016), et l'augmentation du stock de corégone (*Coregonus lavaretus*) (ANNEVILLE et al., 2009 ; VOGEL, 2014). Le corégone est un poisson qui consomme du zooplancton durant toute sa vie. Compte tenu de l'évolution de l'abondance de cette espèce zooplanctonophage, la pression de prédation potentielle exercée sur la communauté zooplanctonique a donc fortement augmenté. Le suivi du régime alimentaire du corégone permet, d'une façon générale, 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 2015 et l'évolution interannuelle, saison par saison, survenue depuis 2003.

2. MÉTHODOLOGIE

Le régime alimentaire des corégones est étudié à partir d'individus mis à disposition par un pêcheur professionnel pendant la période de pêche (janvier-octobre). Les poissons sont pêchés avec des filets dérivants dont la maille est égale à 48 mm de côté. La profondeur de pose du filet n'est pas fixe au cours de l'année mais varie en fonction du positionnement du poisson. Les filets sont relevés en fin de nuit, ce qui rend ces poissons utilisables pour l'étude des contenus stomacaux (PONTON, 1986). Etant donné la faible variabilité inter-individuelle, un échantillon de 10 poissons peut être considéré comme représentatif (PONTON, 1986, MOOKERJI et al., 1998, GERDEAUX et al., 2002). Chaque mois, un total de 20 poissons sont récoltés pour avoir 10 estomacs suffisamment remplis. Le prélèvement du mois d'août n'a pas pu être réalisé. Deux échantillonnages ont alors été effectués en septembre. En 2015, 200 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 ou 50 ml en fonction du poids du contenu stomacal. Après agitation, un sous-échantillon est prélevé pour le comptage 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 2015 est de 43.4 cm, le plus petit poisson mesurant 32.5 cm et le plus gros 57.0 cm. Les tailles des corégones demeurent relativement stables sur toute l'année (figure 1a). En juin, en raison de la présence d'individus âgés, l'entrée dans la pêche des 2+ ne se répercute pas de façon significative sur les tailles moyennes des captures. On note toutefois une légère baisse de la taille moyenne en début du mois de juillet lorsque l'échantillon est essentiellement composé de 2+ et 3+ (figure 1b). Enfin, en octobre, les tailles des poissons échantillonnés présentent une variabilité plus grande que celle observée les mois précédents. Cette gamme de taille plus importante, est probablement due à une structure en âge plus hétérogène de l'échantillon (figure 1b).

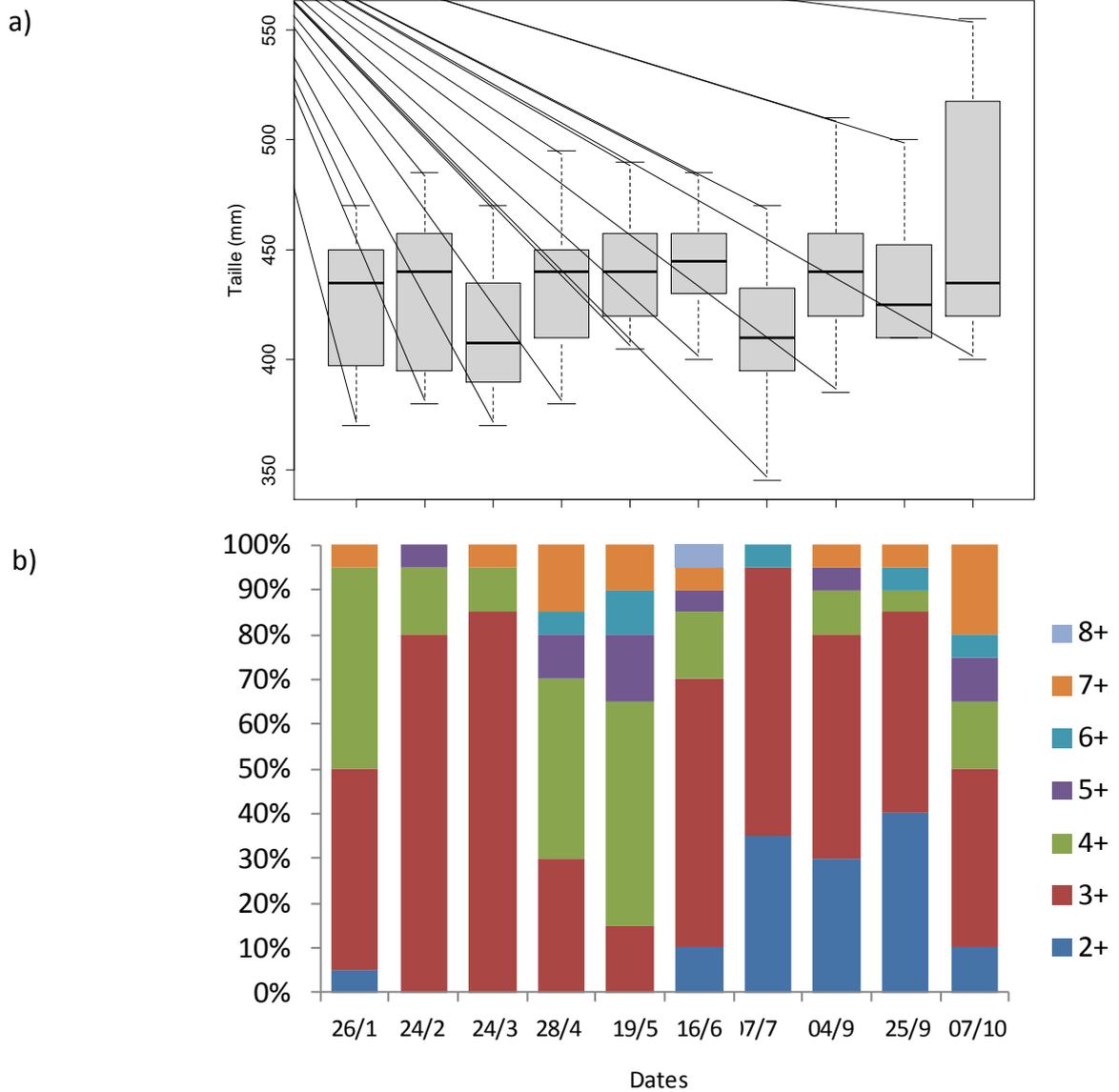


Figure 1 : A. Répartition des tailles des poissons prélevés en 2015. Représentation en « boîte à moustache » où la barre en gras au travers de la boîte représente la médiane, le bas et le haut de la boîte correspondant respectivement au premier et troisième quartile. B. Evolution annuelle des structures en âge des prélèvements mensuels.

Figure 1 : A. Distribution of the sizes of fish sampled in 2015. 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. B. Annual changes in age class structure of the monthly samples.

3.2 EVOLUTION MENSUELLE DU TAUX DE VACUITÉ

Des estomacs vides ont été observés en faibles quantités tout au long de l'année, excepté durant le mois de mars où l'ensemble des poissons prélevés avait un estomac plein. En janvier, la présence d'estomacs vides est probablement liée à la faible activité écologique du corégone mais dès le mois de février, le taux de vacuité diminue. Cette diminution semble précéder le démarrage de l'activité planctonique (PERGA et LAINE, 2016). En mai, début septembre et octobre, les taux de vacuité sont équivalents à ceux observés en hiver. Il est difficile de relier ces fluctuations à l'abondance zooplanctonique dans le milieu car beaucoup d'échantillons zooplanctoniques n'ont pu être analysés en raison de la présence de *Mougeotia gracillima* (PERGA et LAINE, 2016).

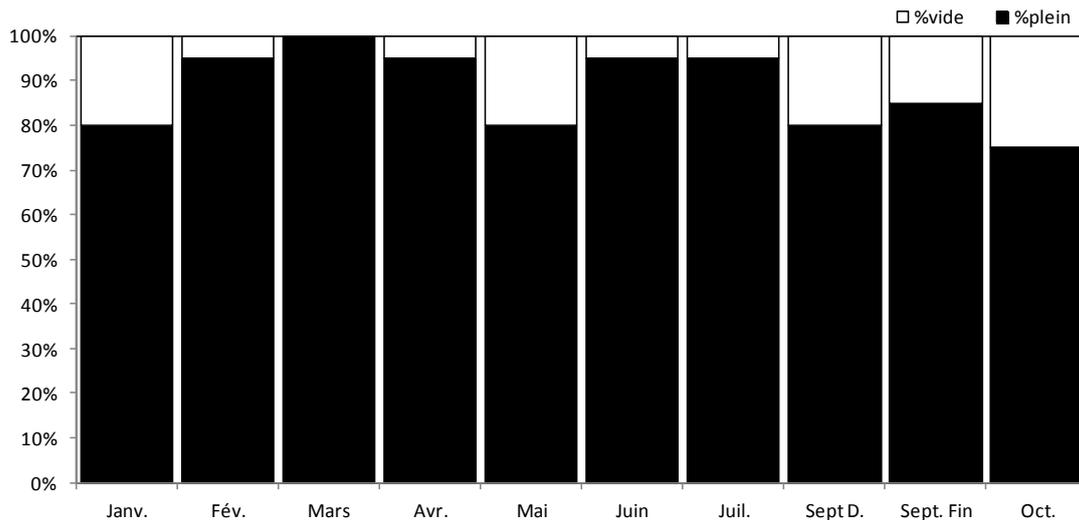


Figure 2 : Evolution mensuelle du taux de vacuité des estomacs analysés (20 individus pour chaque mois) de corégone en 2015 au Léman.

Figure 2: Monthly change in the degree of emptiness of the whitefish stomachs (20 per month) analyzed in 2015 in Lake Geneva.

3.3 COMPOSITION DU RÉGIME ALIMENTAIRE

3.3.A. L'échelle annuelle

En janvier et février (figure 4), la contribution des *Bythotrephes* dans l'alimentation du corégone est plus importante qu'au cours des années précédentes. Mais globalement, la composition du régime alimentaire est semblable à celle observée depuis 2007 et contraste avec la structure observée entre 2003 et 2006. En effet, ces 9 dernières années, les daphnies constituent une part importante du bol alimentaire. Au printemps 2015 (figure 4), comme en 2014, les daphnies demeurent le taxon dominant (61%) et les *Bythotrephes* présentent une contribution moyenne (37%) supérieure à celle observée entre 2008 et 2013. En été, l'alimentation du corégone se caractérise habituellement par la forte contribution des *Bythotrephes*, une contribution qui en 2015 est plus faible que celle observée en 2014. La contribution des daphnies est en revanche une des plus élevées et semblable à celle de 2010. Toutefois, il faut relativiser ces différences puisqu'en été 2015, le prélèvement du mois d'août n'a pu être réalisé. La comparaison inter-annuelle pour la période estivale doit donc être interprétée avec prudence. En automne 2015 (figure 4), la contribution des *Leptodora*, a fortement diminué mais le bol alimentaire est composé de mêmes taxons qu'en 2014 et diffère fortement de ceux généralement observés entre 2003 et 2010 en raison de la sous représentation des nymphes de Chironomes.

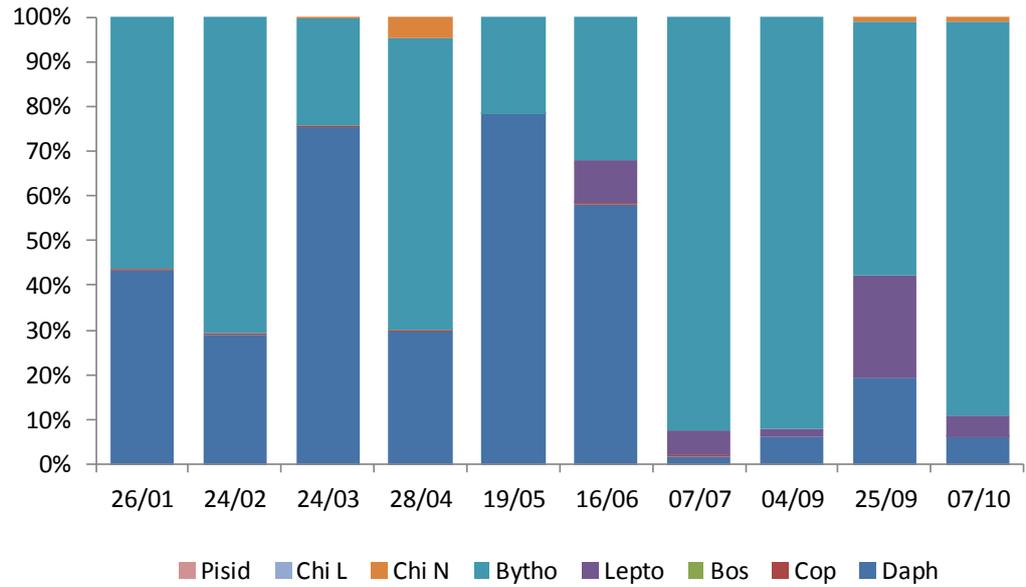


Figure 3 : Evolution mensuelle des pourcentages volumétriques dans les estomacs de corégone (n=10 pour chaque mois) en 2015 au Léman.

Figure 3: Monthly change in the percentages volume of the prey species in the stomachs of the whitefish (n=10 for each month) in 2015 in Lake Geneva.

3.3.B. L'échelle de la décennie

De janvier à février (figure 4a), la composition du régime alimentaire est semblable à celle observée depuis 2007 et contraste avec la structure observée entre 2002 et 2006. En effet, ces 8 dernières années, les daphnies constituent une part importante du bol alimentaire (60.1% en 2014) et la contribution des *Bythotrephes* a fortement diminué, ce taxon ne représentant plus que 39.7% du volume des proies ingérées en 2014. Au printemps 2014 (figure 4b), les daphnies demeurent le taxon dominant et les *Bythotrephes* présentent une contribution moyenne supérieure à celle observée ces 6 dernières années. L'alimentation du corégone en été 2014 se caractérise par la forte contribution des *Bythotrephes* et la faible contribution des daphnies et *Leptodora*. Enfin, l'automne 2014 se distingue de l'année précédente par la présence plus importante des daphnies (figure 4d), mais le régime alimentaire reste dominé par les *Bythotrephes*.

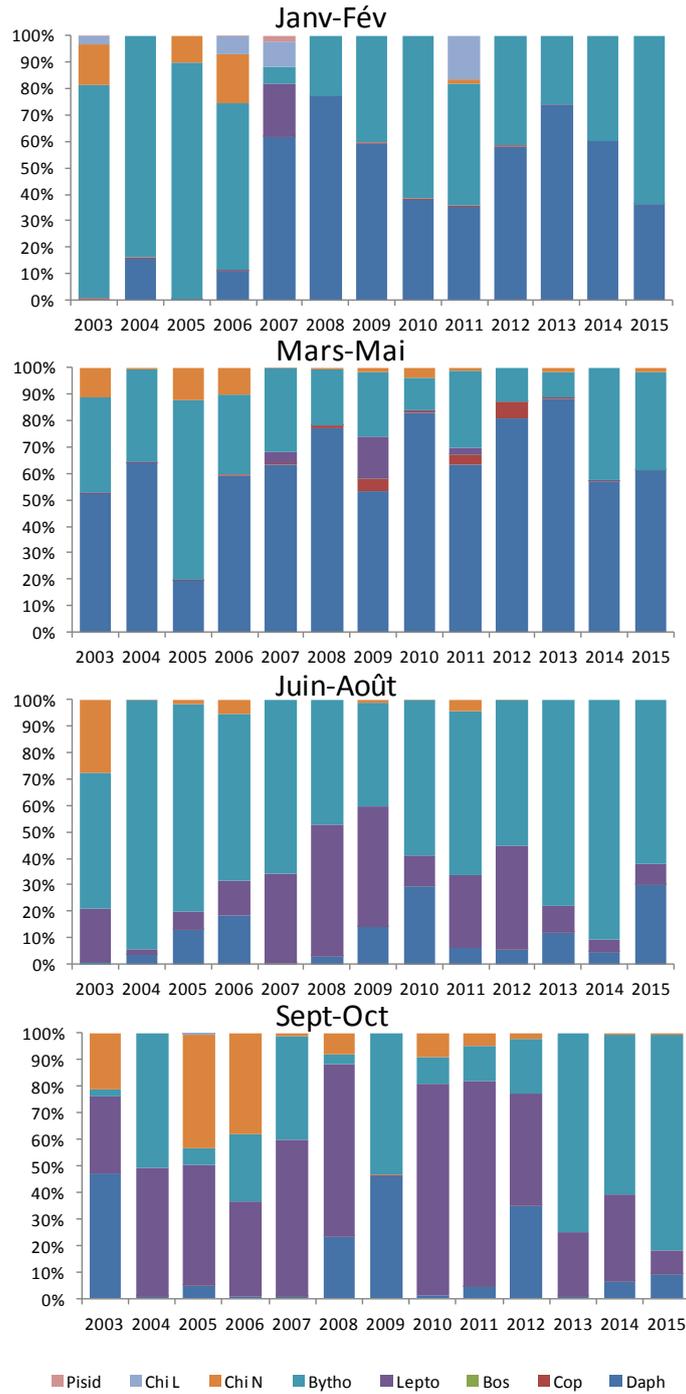


Figure 4 : Evolution saisonnière de 2003 à 2015 des contenus stomacaux de corégones au Léman. Pour les années 2003 et 2015, le mois d'août n'a pas été pris en compte dans le calcul de la moyenne saisonnière, il en fut de même pour le mois d'octobre en 2009 et 2010 et de janvier des années 2004, 2005, 2009 et 2010.

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

4. CONCLUSION

La composition du régime alimentaire du corégone ne présente pas de modification majeure par rapport aux années précédentes. Le régime alimentaire reste dominé par les cladocères sur lesquels le corégone exerce une pression de prédation préférentielle. Comme pour 2014, on note l'importance prise par les *Bythotrephes*. En 2015, ce taxon présente de fortes contributions y compris en saison hivernale. L'été 2015 semble être marqué par une contribution exceptionnelle des daphnies alors que l'automne 2015 se caractérise par une sous représentation des *Leptodora* en faveur des *Bythotrephes*.

En raison d'une alimentation sélective et d'un positionnement dans la colonne d'eau (MEHNER et al. 2010) qui influence l'accessibilité relative aux différentes proies, à l'échelle de l'année, il est difficile de faire le parallèle entre les fluctuations du régime alimentaire et les variations d'abondance des différentes proies estimées à partir de l'échantillonnage au filet sur 0-50m. Cette comparaison étant d'autant plus difficile que pour 2015, un nombre important d'échantillons de zooplancton n'ont pu être analysés.

REMERCIEMENTS

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

BIBLIOGRAPHIE

- ANNEVILLE, O., SOUISSI, S., MOLINERO, J.C. et GERDEAUX, D. (2009): Influences of human activity and climate on the stock-recruitment dynamics of whitefish, *Coregonus lavaretus*, in Lake Geneva. Fisheries Manag. Ecol., 16, 492-500.
- GERDEAUX, D., BERGERET, S., FORTIN, J. et BARONNET, T. (2002): Diet and seasonal patterns of food intake by *Coregonus lavaretus* in Lake Annecy, comparison with the diet of the other species of the fish community. Arch. Hydrobiol., 57 (Spec. Iss. Advanc. Limnol.), 199-207.
- HYSLOP, E. J. (1980): Stomach content analysis – a review of methods and their application. J. Fish. Biol., 17, 411-429.
- KITCHELL, J.F., et CARPENTER S.R. (1993) : Cascading trophic interactions. In : The trophic cascade in lakes ed., Cambridge studies in ecology. Cambridge University Press, 1-14.
- PERGA, M. et LAINE, L. (2016): Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2015, p. 95-100.
- MEHNER, T., BUSCH, S. HELLAND, I.P., EMMRICH, M. Et FREYHOF, J. (2010): Temperature related nocturnal vertical segregation of coexisting coregonids. Ecol. Freshw. Fish, 19, 408-419.
- 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. (2016) : Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2015, p. 75-87.
- 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.

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

INTAKE FROM THE TRIBUTARIES TO LAKE GENEVA AND THE RHONE DOWNSTREAM GENEVA AND THEIR QUALITY

CAMPAGNE 2015

PAR

Audrey KLEIN

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

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

Résumé

Les apports en azote, phosphore et chlorure, ont été suivis en 2015 comme chaque année depuis 1963 aux embouchures des principaux affluents du Léman (le Rhône amont, la Dranse, l'Aubonne, la Venoge et la Versoix depuis 1986) ainsi que dans le Rhône à l'aval de Genève (Rhône émissaire et Rhône à Chancy depuis 1963) et ses affluents (l'Arve depuis 1989 et l'Allondon depuis 1988).

Les résultats peuvent présenter des variations annuelles parfois importantes en lien avec la pluviométrie, mais l'évolution sur le long terme montre l'influence significative de la déphosphatation dans les stations d'épuration (STEP) du bassin lémanique sur la baisse des apports en phosphore au lac, tandis que l'absence de dénitrification dans les STEP conjuguée à une fertilisation agricole azotée relativement stable depuis 20 ans, montre des apports stables en azote minéral total. Les apports en chlorure n'ont cessé d'augmenter progressivement depuis les années 1980, mais montrent pour la première fois, une baisse des apports du Rhône amont.

Les rivières sont toutes de qualité bonne à très bonne selon les concentrations mesurées en nitrate, ammonium et phosphate.

Abstract

Intake of nitrogen, phosphorus and chlorine were monitored in 2015, as in every year since 1963, at the mouths of the main tributaries of Lake Geneva (the upper reaches of the Rhone, the Dranse, the Aubonne, the Venoge and the Versoix, since 1986) as also the lower reaches of the Rhone, below Geneva (the Rhone outlet stream and the Rhone at Chancy since 1963) and its tributaries (the Arve since 1989 and the Allondon since 1988).

The results make it possible to show annual variations that are sometimes considerable in relation to the rainfall, but the long term development shows the significant influence of dephosphatation in the water treatment stations (STEP/Station d'Épuration – water treatment plant) of the Lake Geneva basin on lowering the intake of phosphorus to the lake, while the absence of denitrification in the water treatment stations, combined with the use of nitrates for agricultural fertilisation which has been relatively consistent for the last 20 years, shows consistent total intakes of mineral nitrogen. Intakes of chlorine have not ceased to steadily increase since the 1980s, but, for the first time, show a diminishing intake for the upper reaches of the Rhone.

The rivers are all of good to very good quality according to the concentrations of nitrates, ammonium and phosphates measured.

1. GÉNÉRALITÉS ET MÉTHODES

Le programme de surveillance de l'année 2015 comprend le suivi de plusieurs rivières principales : le Rhône amont, la Dranse, la Venoge, l'Aubonne, la Versoix, le Rhône émissaire, l'Arve, l'Allondon et le Rhône à Chancy (Figure 1). Toutes les autres rivières du bassin lémanique sont suivies dans le cadre de programmes cantonaux ou des réseaux de surveillance français (réseau de contrôle RCO et Réseau du contrôle de surveillance RCS) mais ne font pas l'objet du présent rapport.

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

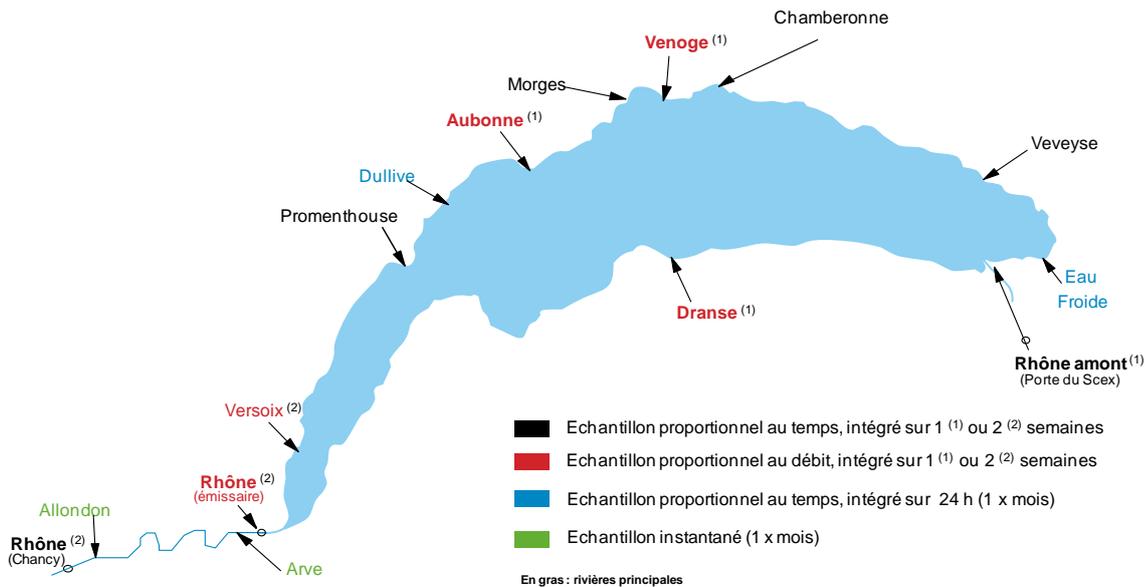


Figure 1 : Situation des diverses rivières étudiées.

Figure 1 : Locations of the various rivers investigated.

Pour le bassin versant du Rhône en aval du lac, les analyses concernent le Rhône émissaire, le Rhône à Chancy dans le cadre du programme NADUF (programme de surveillance nationale des cours d'eau suisses), l'Arve et l'Allondon (Figure 1).

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

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

La validité des résultats est testée deux fois par année par des analyses interlaboratoires organisées dans le cadre de la CIPEL auxquelles participent environ 20 laboratoires accrédités pour ce type d'analyses (VARGAS, 2016).

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

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

Les débits moyens annuels des affluents du Léman et de l'émissaire à Genève montrent une stabilité sur le long terme, mais présentent des fluctuations d'une année à l'autre, liées à la pluviométrie. Par rapport à la moyenne interannuelle 1965-2015, les débits 2015 sont légèrement plus élevés (Tableau 1).

Tableau 1 : Débits moyens annuels des affluents et de l'émissaire à Genève (m³·s⁻¹).

Table 1 : Mean annual flow rates of the tributaries and of the effluent river in Geneva (m³·s⁻¹).

Année	Rhône amont	Dranse	Aubonne	Venoge	Versoix	Rhône émissaire	Arve	Allondon	Rhône Chancy
2014	171.2	18.5	4.7	4.8	3.6	229.9	92.1	4.9	331.2
2015	207.6	17.2	6.5	3.8	3.4	261.6	69.6	3.8	331.3
Moyenne 1965-2015	184.3	20.1	5.3	4.5	3.2	244.5	71.1	3.4	336.7

Les apports et les concentrations en azote, phosphore et chlorure mesurés en 2015 sont synthétisés dans les tableaux 2 et 3 et la figure 2. L'analyse des flux de nutriments des principaux affluents du territoire de la CIPEL montre certaines différences selon les bassins versants de rivières, ainsi que des fluctuations annuelles parfois assez importantes liées généralement à l'influence des conditions météorologiques. L'observation des apports sur le long terme permet toutefois de dégager les tendances suivantes :

Rivières du bassin versant du Léman : Rhône amont, Dranse, Venoge, Aubonne, Versoix

- Les apports en phosphore total par les principaux affluents du Léman ont diminué depuis 2008 et restent relativement stables. Les apports du Rhône amont ont augmenté de manière significative en 2015 par rapport à 2014 (KLEIN, 2015), en lien avec des débits plus élevés qu'en 2014 (Tableau 1).
- Les apports en phosphore réactif soluble sont relativement stables depuis le milieu des années 90 et fluctuent autour des 70 tonnes par an. Une baisse significative est à constater pour le Rhône amont, qui voit les apports diminuer, à l'inverse de l'augmentation des apports en phosphore total.
- Les apports en azote minéral total sont relativement stables depuis 1980 et s'expliquent par l'absence de dénitrification dans la majeure partie des STEP du bassin du Léman et par une fertilisation azotée stable depuis près de 20 ans.
- Les quantités de chlorure en hausse depuis 1980 semblent montrer une relative stabilité depuis 2010. Les apports par le Rhône amont ont baissé en 2015, pour la 1^{ère} fois depuis 1980, alors que les débits ont augmenté par rapport à 2014.

Rivières du bassin Rhône aval : Arve, Allondon, Rhône à la sortie du territoire suisse à Chancy

- Pour ces bassins versants, les apports en phosphore réactif soluble sont relativement stables ces dernières années. Pour les chlorures, l'augmentation progressive est à relier à l'arrivée des eaux du Léman, qui présentent une hausse continue des teneurs dans le lac (BARBIER et QUETIN, 2016).

Concernant la qualité des eaux des rivières suivies, les concentrations mesurées en nitrates, ammonium et phosphates (tableau 2), se situent toutes dans les classes de qualité bonne (en vert) à très bonne (en bleu) (RAPIN et KLEIN, 2011).

3. CONCLUSIONS

Le suivi des apports en nutriments au lac et à l’aval de Genève donne des informations relativement stables d’une année à l’autre et a surtout permis de suivre l’influence de l’assainissement domestique mis en place dans le bassin lémanique dès les années 1970.

Aujourd’hui le rendement des STEP atteint un palier à 90% (CONDAMINES, 2015), et l’enjeu se situe davantage au niveau des réseaux d’assainissement et déversoirs d’orage, qui peuvent avoir localement des impacts conséquents sur la qualité des plus petits cours d’eau du territoire.

Un suivi des apports en nutriments au lac par les principaux affluents doit être poursuivi sur le long terme mais pourrait être espacé dans le temps. En revanche, la connaissance de la qualité des eaux des rivières du bassin lémanique vis-à-vis des micropolluants mériterait d’être améliorée, car il s’agit d’un enjeu majeur du plan d’action 2011-2020 de la CIPEL. La CIPEL dispose d’une bonne connaissance des apports en micropolluants par les eaux du Rhône en amont du lac (BERNARD et MANGE, 2016), mais la connaissance des apports des autres affluents du Léman est plus hétérogène.

Les entités de la CIPEL ont mis en place des programmes de surveillance régulier des micropolluants dans les eaux de rivière qu’il s’agirait de valoriser dans le présent rapport afin de donner une vision globale et coordonnée de cette problématique à l’échelle du bassin versant du Léman et du bassin versant du Rhône à l’aval de Genève.

Tableau 2 : Concentrations moyennes en 2015.

Table 2 : Mean concentrations in 2015.

Nom Rivière	Débit (m ³ /sec)	N-NH ₄ (mgN/L)	N-NO ₃ (mgN/L)	Ntot (mgN/L)	P-PO ₄ (mgP/L)	PtotBrut (mgP/L)	Cl (mg/L)
Rhône amont	207.6		0.46	0.52	0.003	0.10	8.3
Dranse	17.2	0.04	0.69	0.74	0.01	0.05	6.0
Aubonne	6.5	0.04	1.36	1.61	0.02	0.09	5.1
Venoge	3.8	0.23	3.03	3.54	0.03	0.12	16.6
Versoix	3.4	0.05	1.17	1.43	0.02	0.05	10.7
Rhône émissaire	261.6	0.03	0.42	0.61	0.01	0.04	9.9
Arve	69.9	0.11	0.59	0.77	0.04	0.24	7.9
Allondon	3.8	0.01	1.34	1.38	0.01	0.02	7.0
Rhône Chancy	331.3		0.64	0.81	0.01	0.04	10.25

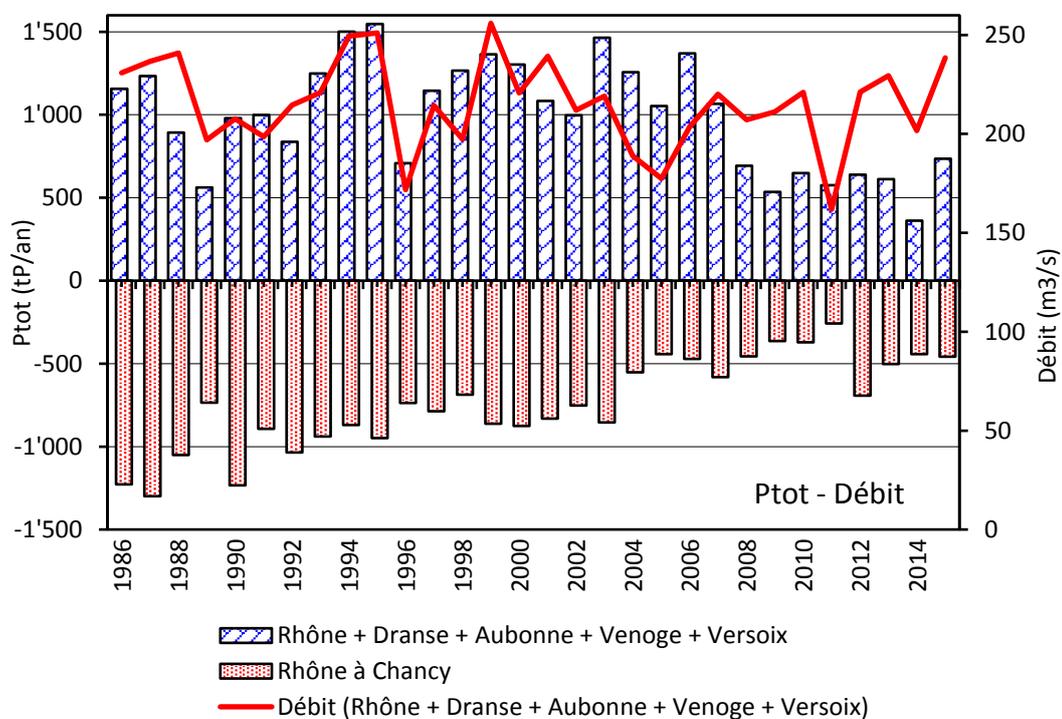
Bleu : très bonne qualité

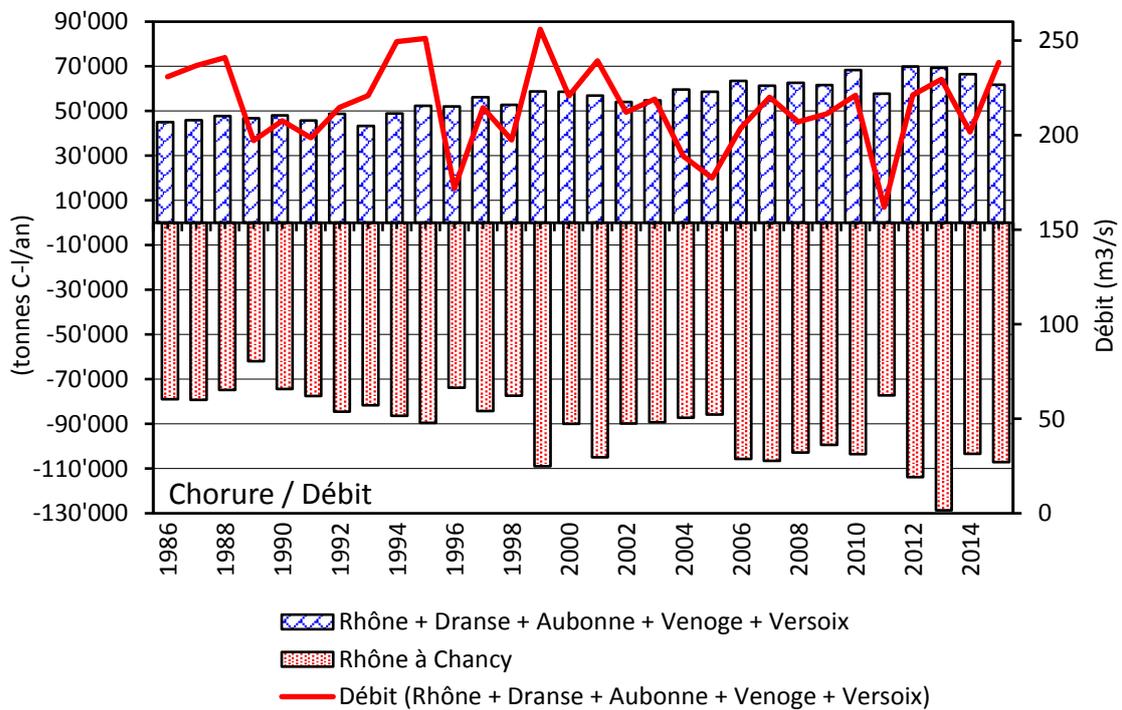
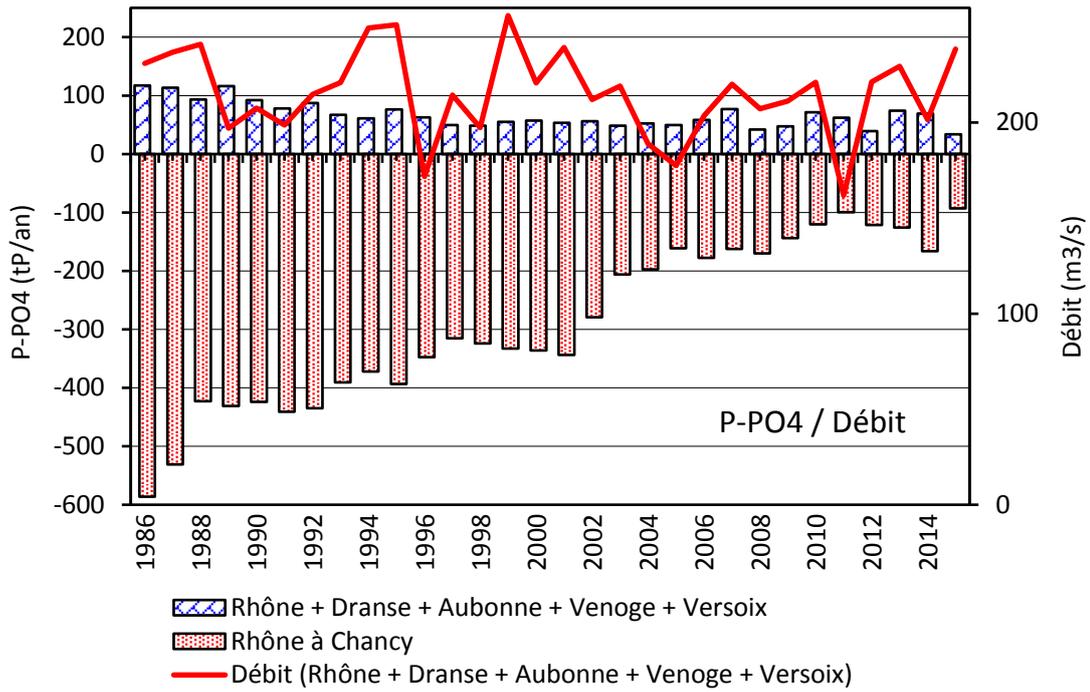
Vert : bonne qualité

Tableau 3 : Flux en 2015.

Table 3 : Flows in 2015.

Nom Rivière	Débit (m ³ /sec)	N-NO ₃ (tN/an)	Ntot (t/an)	P-PO ₄ (tP/an)	PtotBrut (tP/an)	Cl (t/an)
Rhône amont	207.6	2'994	3'393	21.4	676	54'325
Dranse	17.2	371	399	3.8	27	3'273
Aubonne	6.5	277	329	3.9	19	1'041
Venoge	3.8	365	426	3.2	14	2'003
Versoix	3.4	126	154	2.1	6	1'158
Total BV Léman		4'133	4'701	34.4	742	61'800
Rhône émissaire	261.6	3'471	5'044	48.5	358	82'027
Arve	69.9	1'295	1'699	94.4	519	17'410
Allondon	3.8	159	164	1.4	2	838
Rhône Chancy	331.3	6'670	8'505	93.3	458	107'069





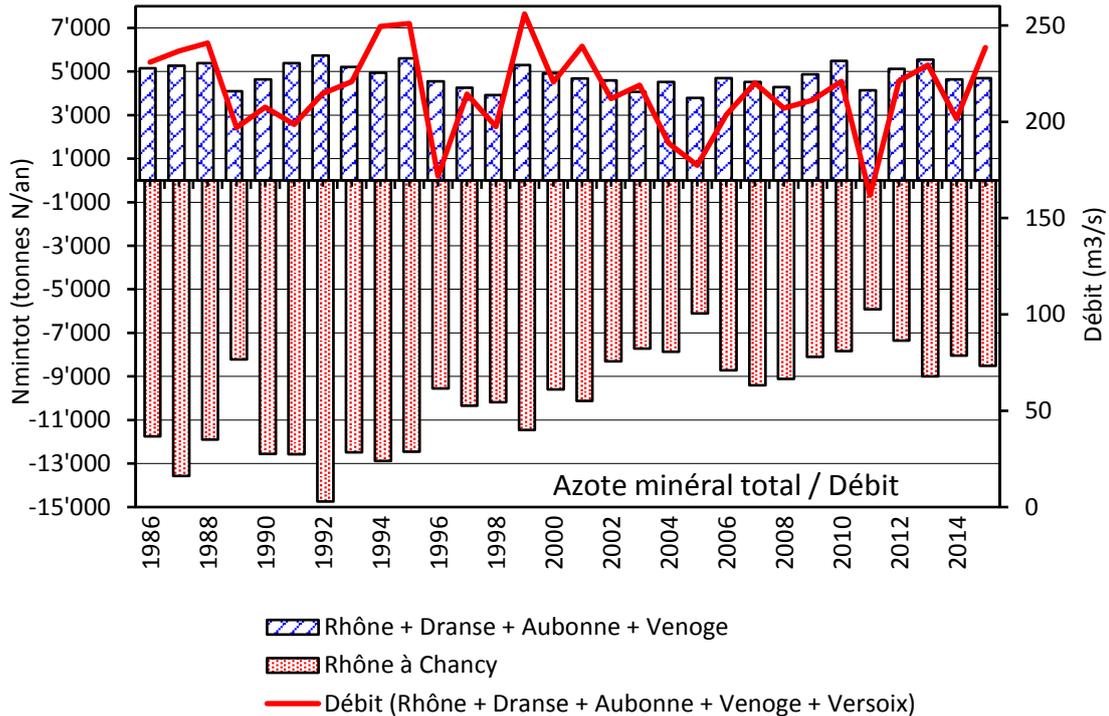


Figure 2 : Apports par les principaux affluents du Léman et exportations par le Rhône à Chancy, en phosphore total et phosphore réactif soluble (PO₄), chlorure et azote minéral total.

Figure 2 : Intake from the main tributaries of Lake Geneva and outflow from the Rhone at Chancy, in total phosphorus and soluble reactive phosphorus (PO₄), chlorine and total mineral nitrogen.

BIBLIOGRAPHIE

- BARBIER, C. et QUETIN, P. (2016) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman et données météorologiques. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2015, p. 17-63.
- BERNARD, M. et MANGE, P. (2016) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2015, p. 115-131.
- CONDAMINES, M. (2015) : Caractérisation des risques de transfert de pesticides d'origine agricole dans le bassin lémanique. Rapp.
- RAPIN, F. et KLEIN, A. (2011) : Les apports par les affluents au Léman et au Rhône à l'aval de Genève et leur qualité. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut.. Campagne 2010, 157-178.
- VARGAS, S. (2016) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2015, p. 159-170.

MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE

MICROPOLLUTANTS IN THE WATER OF THE RIVER RHÔNE

CAMPAGNE 2015

PAR

Marc BERNARD et Pierre MANGE

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

RÉSUMÉ

111 produits phytosanitaires, 28 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 2015. Seuls deux produits phytosanitaires (le glyphosate et l'amidosulfuron) dépassent les exigences de l'Ordonnance sur la protection des eaux (0.1 µg/L). Sur les 26 principes actifs pharmaceutiques recherchés, un seul a été retrouvé dans les eaux du Rhône à des concentrations plus faibles que les années précédant 2014. Un maximum de 0.84 µg/L fut mesuré pour la Metformine.

En termes de flux annuels, les quantités totales de produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône en 2015 ont diminué avec 277 kg par rapport à 414 kg en 2014. La charge en 1,4-dioxane a été estimée à plus de 750 kg pour l'année 2015 alors qu'elle était de 6 tonnes en 2014.

ABSTRACT

111 pesticides, 28 active pharmaceutical ingredients, two anti-corrosion agents and one solvent (1,4 dioxane) were systematically analyzed throughout 2015 in the waters of the Rhône River upstream from Lake Geneva. Only two pesticides (glyphosate and amidosulfuron) exceeded the stipulations of the Waters Protection Ordinance (0.1 µg/L). Of the 28 active pharmaceutical ingredients that were sought, one was found in the waters of the Rhône in lower concentrations than during the years preceding 2014. A maximum of 0.84 µg/L was measured for Metformin.

In terms of annual fluctuations, total quantities of pesticides transiting through the Rhône in 2015 decreased to 277 kg compared with 414 kg in 2014. The load of 1,4-dioxane was estimated to be over 750 kg in 2015, compared to 6 tonnes for the year 2014.

1. INTRODUCTION

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

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

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

Ce rapport présente les résultats des investigations réalisées en 2015 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. 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. 26 échantillons moyens 14 jours ont ainsi été prélevés et analysés en 2015.

2.2 RHÔNE AMONT ET AVAL DE VIÈGE ET DE MONTHEY

Le 17 février et le 18 novembre 2015, des échantillons moyens sur 24 heures ont été prélevés dans le Rhône en amont et 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.

3. METHODOLOGIE

La liste complète des substances recherchées est donnée en annexes 1 et 2; elle comprend 111 produits phytosanitaires, 28 principes actifs pharmaceutiques, 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.

3.1 ANALYSES

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

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

3.2 CONTRÔLES

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

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 2015 sont disponibles dans le tableau en annexe 1. Un total de 15 substances PPS ont été détectées sur 111 recherchées soit un nombre inférieur à celui recensé dans le programme NAWA Spez mis en place par l'OFEV sur 5 cours d'eau de taille moyenne (WITTMER et al. 2014). Cette différence est explicable d'une part parce que les analyses de l'étude de l'OFEV ont porté sur 220 PPS avec des seuils de quantification et de détection plus bas et d'autre part l'échantillonnage a été pratiqué sur des petits cours d'eau dans lesquels les capacités de dilution des substances étaient bien inférieures aux eaux du Rhône.

Une seule substance a atteint temporairement les exigences de l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux, 0.1 µg/L): le linuron d'origine agricole (0.1 µg/L) en avril 2015.

Par rapport à la période 2008-2014, 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 2014 (RAMSEIER GENTILE *et al*, 2015).

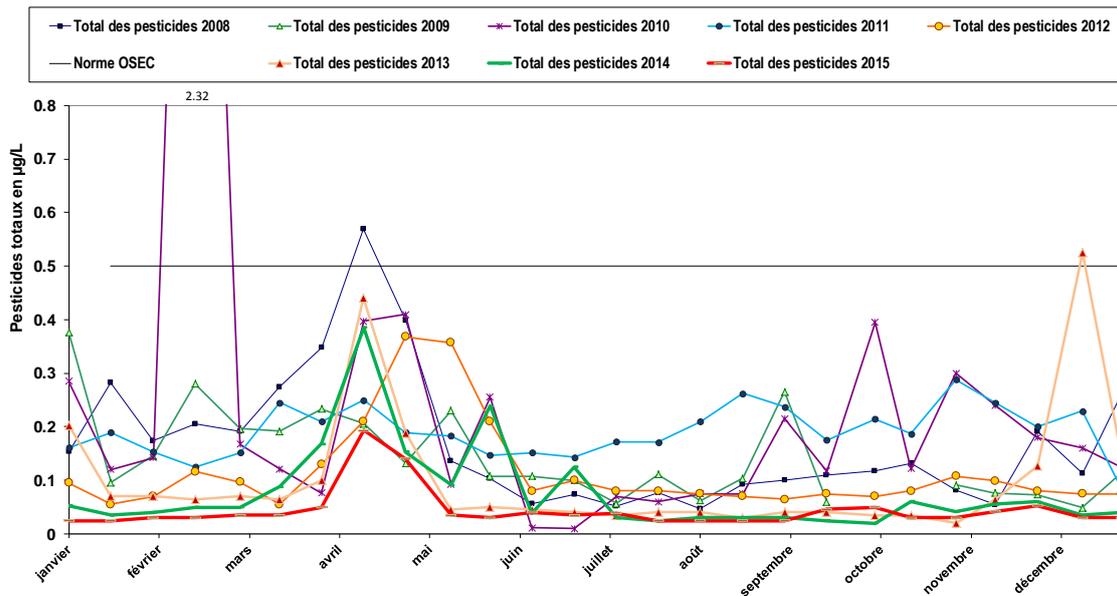


Figure 1 : Somme des concentrations en produits phytosanitaires décelées dans le Rhône à la Porte du Scex au cours des années 2008 à 2015.

Figure 1 : Sum of pesticide concentrations detected in the Rhône River at the Porte du Scex in 2008 to 2015.

En 2015, la valeur de tolérance OSEC de 0.5 µg/L (somme des pesticides) n'a jamais été atteinte. La somme des produits phytosanitaires est restée en général inférieure à 0.1 µg/L contrairement aux années 2008 et 2011 (figure 1). On constate régulièrement ces dernières années que la période de mars à juin est celle où la concentration totale en phytosanitaires est la plus importante de l'année, correspondant à une période de basses eaux ainsi qu'à celle où les herbicides sont le plus utilisés jusqu'à fin avril.

4.2 CHARGES DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES AYANT TRANSITÉ PAR LE RHÔNE

Les flux des substances phytosanitaires ayant transité par le Rhône ont été calculés sur la base des concentrations mesurées et des débits moyens durant la période de prélèvement. Dans les cas où l'analyse révélait une teneur inférieure au seuil de quantification (bmdl), la moitié de la valeur de quantification (en général 0.005 µg/L) a été prise en compte pour ce calcul. Pour les substances non détectées à l'analyse, la charge apportée au lac a été considérée comme étant nulle. Les charges ainsi calculées sont présentées à la figure 2.

Les quantités totales des produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône atteignent 277 kg en 2015, contre 414 kg en 2014, 512 kg en 2013, et cinq fois moins que celles retrouvées en 2006 et 2007 (voir figure 3).

Pour les produits phytosanitaires d'origine agricole, les substances suivantes sont présentes : 62 kg d'atrazine et de ses produits de dégradation, 39 kg de terbuthylazine et terbuthylazine-2-hydroxy, 35 kg de linuron, 8 kg de mecoprop et 2 kg de simazine et simazine-2-hydroxy. De plus, 18 kg de glyphosate (herbicide d'origine diverse et agricole) ont été détectés en 2015, ce qui est beaucoup plus faible que les 121 kg retrouvés en 2014 et les 150 kg en 2012 (année d'introduction de l'analyse de cette substance).

Comme en 2014, les charges les plus importantes en 2015 ne proviennent plus de la production industrielle. Les quantités de produits d'origine industrielle ont encore diminué cette année avec l'amidosulfuron à 3 kg (82 kg en 2014 et 159 kg en 2013). Seul le propiconazol est remonté à 36 kg (17 kg en 2014 et 23 kg en 2013).

La charge annuelle totale de pesticides d'origine non industrielle s'élève à environ 195 kg contre 286 en 2014 et 227 kg en 2013. L'étude menée sur plusieurs bassins versant du Léman (ROSSI et CHESAUX, 2013) démontre que la stratégie d'échantillonnage actuelle permet d'estimer les charges annuelles, pour les composés dissous, avec une assez bonne fiabilité (incertitude de l'ordre de plus ou moins 35%).

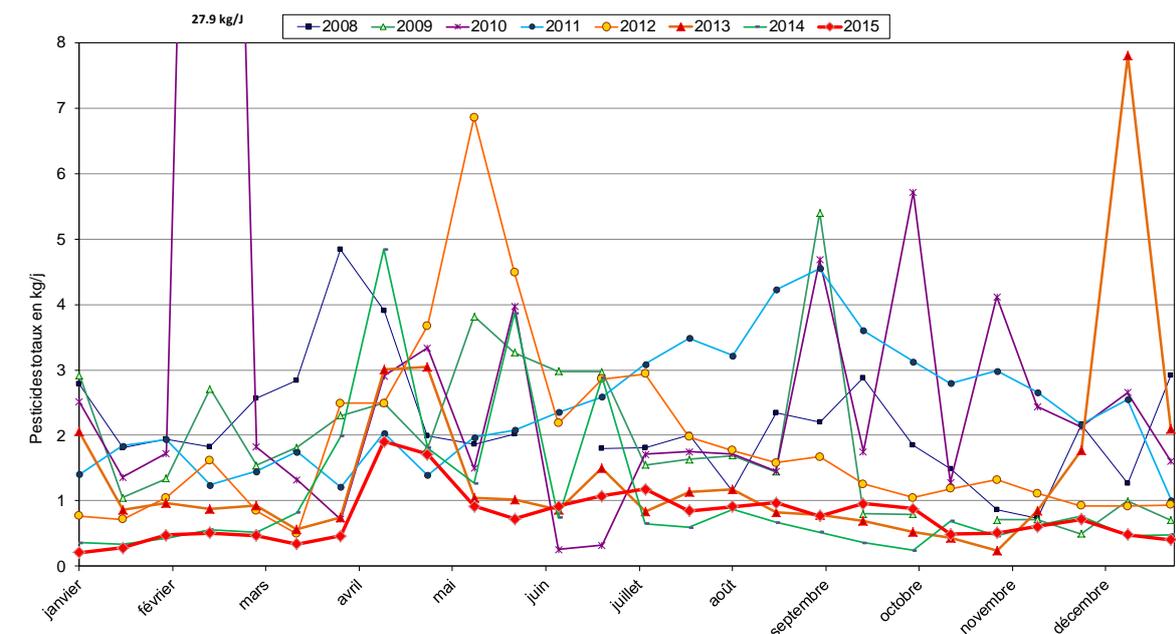


Figure 2 : Moyenne des charges journalières en pesticides ayant transité dans le Rhône de 2008 à 2015.

Figure 2 : Average daily loads of pesticides in the Rhône river from 2008 to 2015.

En 2015, la charge annuelle totale de pesticides d'origine industrielle calculée à partir des échantillons des eaux du Rhône est passé en dessous des 100 kg (82 kg) (voir figure 3), en baisse par rapport à l'année 2014 (128 kg) et 2013 (235 kg). En 2015, elle ne représente plus que 6% des valeurs maximales mesurées en 2006. Les valeurs d'autocontrôle fournies par l'industrie donnent une charge supérieure de 50%, alors qu'en 2014 elles étaient inférieures de 30%. Cette différence s'explique par la présence de deux substances non analysées dans les eaux du Rhône et présentes en sortie de STEP industrielles, soit principalement 12 kg de mesotrion (herbicide) et 14 kg de sedaxan (fongicide). 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 2015 cette exigence a été respectée pour presque toutes les substances produites à l'exception de plusieurs dépassements pour le propiconazole (fongicide) en juin et juillet 2015. L'industrie responsable du rejet de cette substance a été avisée et a mis en place de mesures correctives. En 2015, les pesticides d'origine industrielle représentaient 33% de la charge totale de produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône à la Porte du Scex (figure 3).

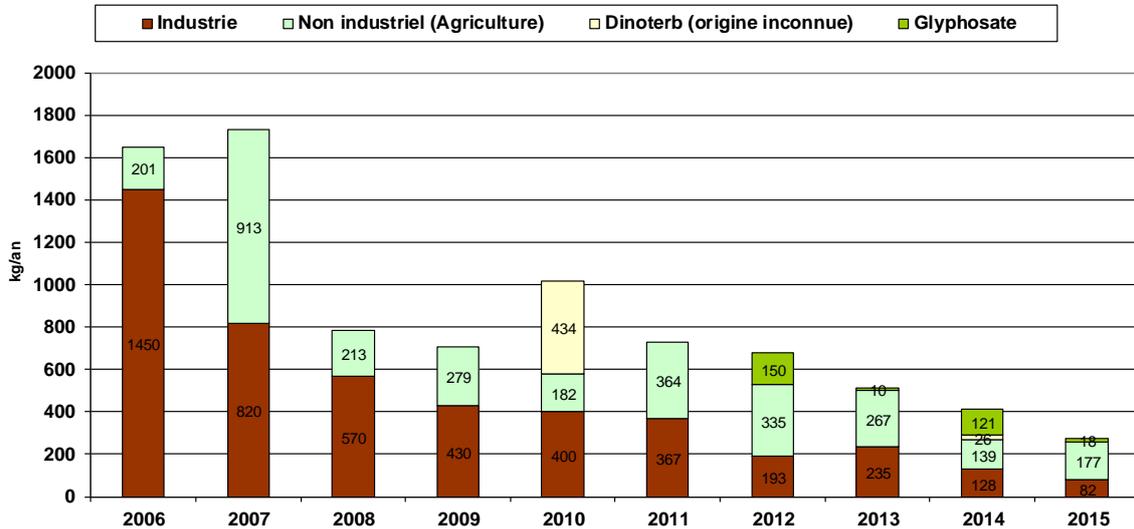


Figure 3 : Charges annuelles totales en pesticides ayant transité dans le Rhône de 2006 à 2015.

Figure 3 : Total pesticide annual loadings from the Rhône River from 2006 to 2015.

4.3 PROFILS DE CONCENTRATIONS DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES LE LONG DU RHÔNE

Comme les années précédentes, des prélèvements et analyses ont également été réalisés en amont et en aval des sites industriels de Viège et de Monthey. Les figures 4 et 5 présentent la concentration et la charge totale de tous les produits phytosanitaires détectés aux différents emplacements (voir aussi tableau en Annexe 2). La période de début et fin d'année a été choisie afin d'échantillonner durant la période d'étiage du Rhône et ainsi pouvoir détecter des substances présentes en faible quantité. Pour des questions de moyens limités, ce type de contrôle n'est réalisé que deux fois par an.

Les deux mesures ponctuelles (échantillons moyen 24h) réalisées en 2015 montrent des concentrations peu élevées par rapport aux années précédentes et stables le long du Rhône. En février 2014 la présence de dinoterb, herbicide d'origine inconnue, avait été retrouvée avec une concentration de 0.49 µg/L en amont de Monthey (BERNARD et MANGE, 2015). Lors des campagnes de mesures ponctuelles 2015, l'impact des sites industriels était très peu marqué en période d'étiage du Rhône. Les charges étaient encore en diminution en amont de Monthey et sans augmentation en aval, elles ne dépassaient pas le kg par jour (figure 5).

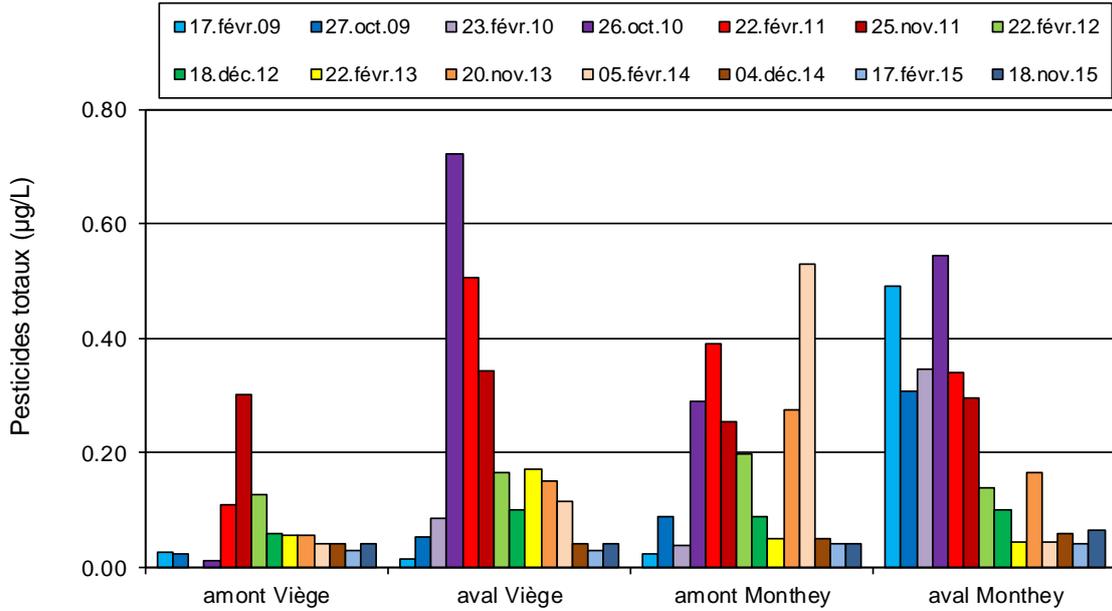


Figure 4 : Somme des concentrations en pesticides dans le Rhône en amont et en aval des sites industriels de Viège et Monthey de 2009 à 2015.

Figure 4 : Sum of pesticide concentrations detected in the Rhône river upstream and downstream from the industrial production locations of Viege and Monthey from 2009 to 2015.

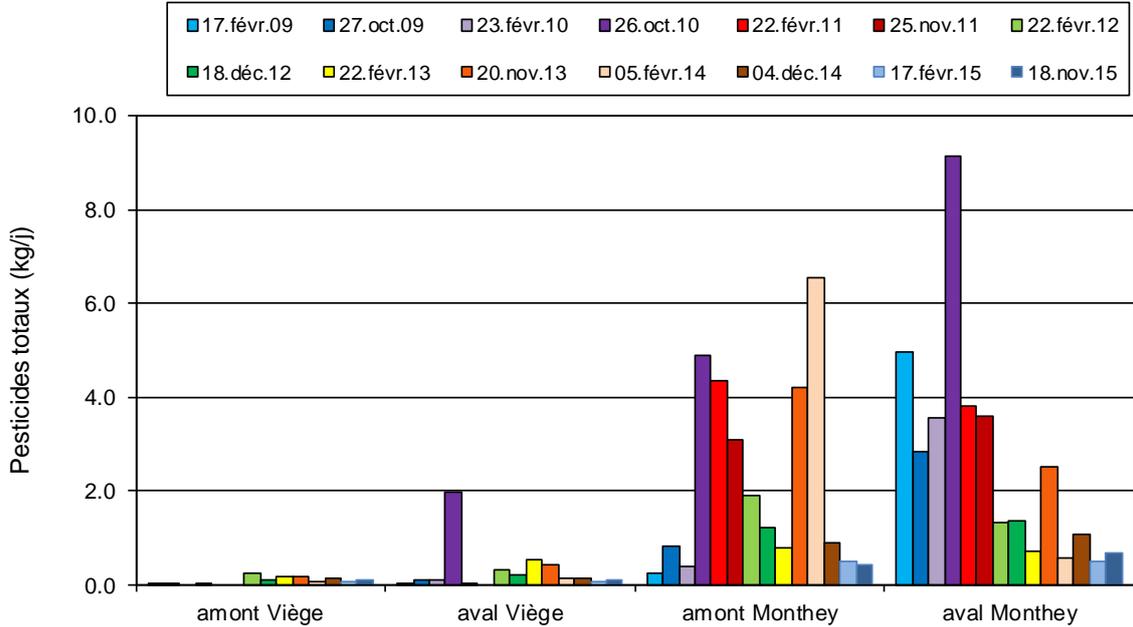


Figure 5 : Charges en pesticides calculées dans le Rhône en amont et en aval des sites industriels de Viège et Monthey de 2009 à 2015.

Figure 5 : Calculated loadings of pesticides detected in the Rhône river upstream and downstream from the industrial production locations of Viege and Monthey from 2009 to 2015.

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 (mépivacaine, carbamazépine, ticlopidine, prilocaïne, irbesartan) ont été analysés systématiquement dans les eaux du Rhône à partir du mois de septembre 2006. En 2015, 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
Bupivacaine	Anesthésiant	0.2	0.050
Carbamazépine	Anti-épileptique	déTECTÉ	<0.01
Carisoprodol	Relaxant musculaire	<0.01	<0.01
Deanol	Antiasthénique	<0.01	<0.01
Diclofenac	Analgésique	déTECTÉ	<0.01
Irbesartan	Anti-hypertenseur	0.02	0.01
Memantine	Maladie d'Alzheimer	0.20	0.028
Mépivacaine	Anesthésiant	0.04	<0.01
Metformine	Antidiabétique	0.71	0.261
Methenamine	Antibiotique	0.15	0.012
Picoxystrobin	Antifongique	<0.01	<0.01
Prilocaine	Antiviral	0.07	0.010
Ribavarine	Virucide	<0.5	<0.5
Sulfaméthoxazole	Antibiotique	<0.01	<0.01
Ticlopidine	Anti-coagulant	déTECTÉ	<0.01
Trimétazidine.2HCl	Anti-angineux	<0.01	<0.01
Xipamide	Diurétique	<0.01	<0.01
API 1		<0.01	<0.01
API 2		déTECTÉ	<0.01
API 3		déTECTÉ	<0.01
API 4		<0.01	<0.01
API 5		<0.01	<0.01
API 6		<0.05	<0.05
API 7		déTECTÉ	<0.01
API 8		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 (non mentionnées pour des raisons de confidentialité) ont été également suivies au cours de l'année. Quatre de ces substances ont été détectées mais les valeurs n'ont pas atteint le seuil de quantification.

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

A l'inverse des produits phytosanitaires, les concentrations maximales observées pour certains produits pharmaceutiques d'origine industrielle comme la mémantine (nouvelle production en 2014) et la méthénamine peuvent s'avérer élevées (respectivement 0.20 et 0.15 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 0.26 µg/L et maximale de 0.71 µg/L, c'est l'une des substances pharmaceutiques la plus concentrée dans les eaux de surface puisque également retrouvée dans les eaux du Léman à une concentration moyenne de 0.4 µg/L (KLEIN, 2016).

Pour l'année 2015, on observe des concentrations totales plus élevées tout le long de l'année du fait de la prise en compte de la metformine, d'origine domestique et non analysée les années précédentes. Le pic présent en mars-avril est dû à la présence de mémantine et celui de novembre- décembre à la présence marquée de méthénamine (figure 6).

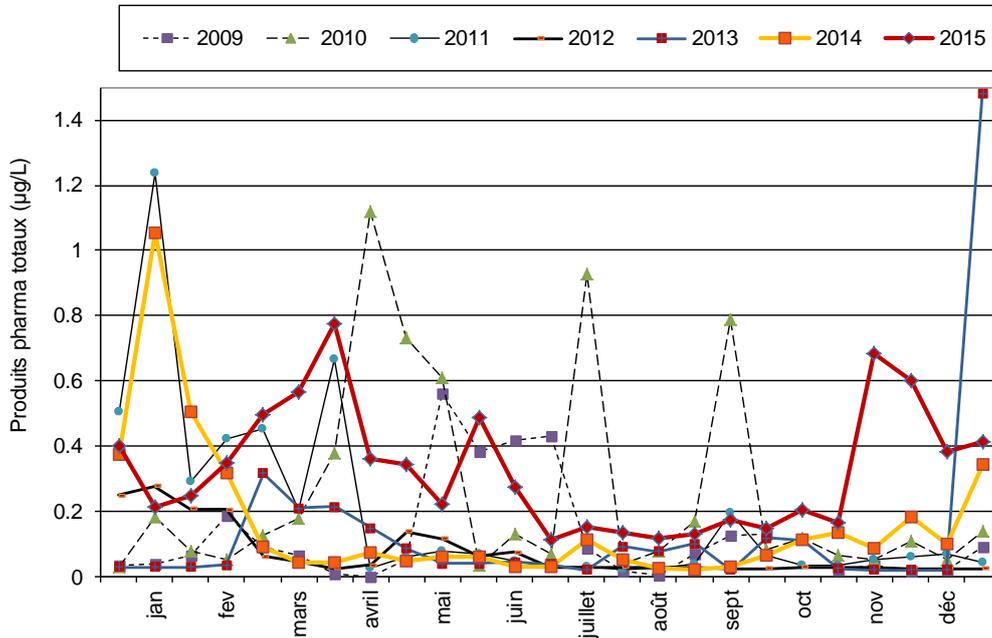


Figure 6 : Somme des concentrations des produits pharmaceutiques analysés au cours de l'année dans le Rhône à la Porte du Scex de 2009 à 2015.

Figure 6 : Sum of pharmaceutical concentrations analyzed during the year in the Rhône River at the Porte du Scex from 2009 to 2015.

La figure 7 présente les charges calculées pour les dix principes actifs pharmaceutiques retrouvés dans le Rhône durant les années 2009 à 2015. Le carisoprodole a été ajouté à partir de 2010, la méthénamine en 2013, la mémantine en 2014 et la metformine en 2015.

Ainsi, les apports annuels de mémantine et prilocaïne au Rhône s'élèvent respectivement à 131 et 63 kg de matière active ce qui représente, une moyenne annuelle de 359 g et 173 g par jour et dépasse à plusieurs reprises la ligne directrice édictée pour les API (200 g par jour par substance). Ces deux substances sont suivies par la méthénamine (54 kg), également d'origine industrielle avec des dépassements enregistrés en fin d'année. La metformine d'origine uniquement domestique et nouvellement analysée en 2015 représente une charge très importante : 1410 kg/an, soit un rejet moyen de 4 gramme par an, par habitant du bassin versant.

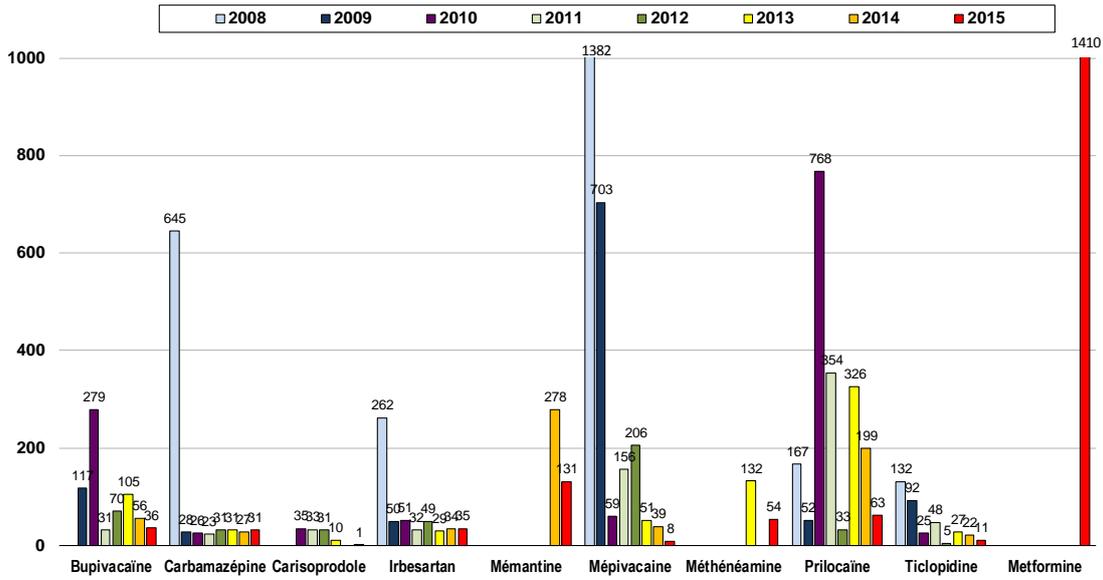


Figure 7 : Charges calculées (en kg/an) en produits pharmaceutiques retrouvés dans les eaux du Rhône de 2008 à 2015.

Figure 7 : Calculated pharmaceutical loads (in kg/an) detected in the Rhône River between 2008 and 2015.

Pour les produits pharmaceutiques mentionnés ci-dessus, les charges calculées en 2012, 2014 et 2015 à partir des échantillons du Rhône étaient en général cohérentes avec celles annoncées par l'industrie concernée. Des écarts plus importants avaient été relevés pour l'année 2013.

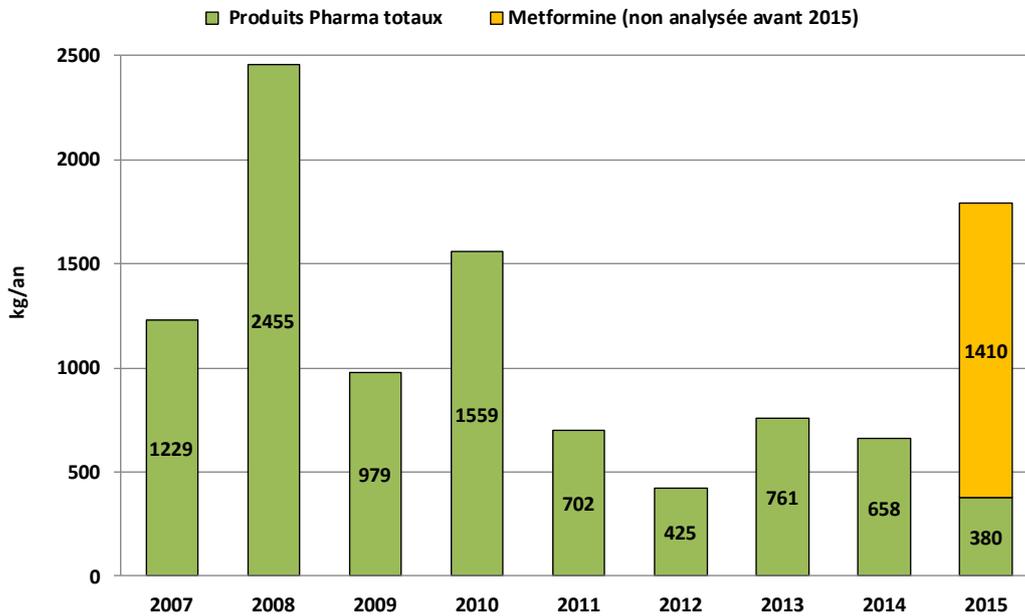


Figure 8 : Evolution des charges des produits pharmaceutiques analysés au cours de l'année dans le Rhône à la Porte du Scex de 2007 à 2015.

Figure 8 : Loadings evolution of pharmaceuticals analyzed in the Rhône river during the year in at Porte du Scex from 2007 to 2015.

Les charges des substances pharmaceutiques d'origine industrielles retrouvées dans les eaux du Rhône en 2015 (figure 8) sont à la baisse par rapport à 2014, elles s'élèvent à 380 kg/an, comparées aux 658 kg en 2014 et 761 kg en 2013, pour les médicaments recherchés.

L'industrie produisant ces substances s'est orientée en 2011 vers une lutte à la source, à l'instar des mesures décidées et mises en œuvre sur les sites de Viège et de Monthey. En 2010, un délai jusqu'au 1^{er} septembre 2012 avait été accordé aux industries valaisannes pour respecter la limite mensuelle de 200 g par jour et par substance pour les rejets de principes actifs pharmaceutiques. Le délai octroyé tenait compte du fait que la problématique des produits pharmaceutiques avait été mise en évidence un peu plus tardivement que celle des produits phytosanitaires. Nous constatons que si au cours de l'année 2012 une nette amélioration des charges rejetées pour les API et qu'aucun dépassement (200 g/j) ne s'était produit depuis la fin juin 2012, cette maîtrise n'a pas été tenue au cours des années 2013 et 2014, marquées par de nombreux dépassements. Au cours de l'année 2015, l'industrie a augmenté ses contrôles internes et a pu réduire les pertes de substance. Il en résulte que les dépassements de la valeur de 200 g/j ont pu être réduits. L'industrie concernée va s'équiper en 2016 d'un traitement des effluents rejetés au moyen de filtres à charbons actifs.

4.5 AUTRES SUBSTANCES

Deux autres substances non-volatiles ont fait l'objet d'un suivi : le tolyltriazole depuis 2008 et le 1H-benzotriazole 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).

Ces composés polaires, très solubles dans l'eau, ne sont pas produits dans les usines valaisannes mais peuvent toutefois être utilisés afin de traiter leurs circuits hydrauliques de refroidissement. Ils ont été étudiés dans plusieurs rivières et lacs suisses par l'Institut suisse de recherche de l'eau du domaine des Ecoles Polytechniques Fédérales (EAWAG). Ils sont présents dans les eaux usées domestiques et industrielles (10 à 100 µg/L), très peu dégradés dans les stations d'épuration et persistants dans le milieu naturel (VOUTSA *et al.* 2006). Le suivi sur le Rhône en 2006 avait également permis de mettre en évidence une concentration moyenne de 0.23 µg/L et un pic de concentration sur un échantillon moyen de 7 jours à 1.38 µg/L pour le benzotriazole ; les concentrations en tolyltriazole restant inférieures avec une moyenne de 0.04 µg/L (GIGER *et al.* 2006).

Pour le benzotriazole, les concentrations enregistrées dans les eaux du Rhône en 2015 sur les échantillons moyens de 14 jours varient entre la limite de quantification (0.01 µg/L) et 0.06 µg/L avec une moyenne de 0.014 µg/L. Les concentrations demeurent relativement constantes durant toute l'année. Le flux annuel était stable entre 2008 et 2013 (figure 9), mais a baissé en 2014 et une nouvelle fois en 2015 à 71 kg/an.

Le tolyltriazole analysé depuis 2010 présente en 2015 des valeurs variant entre la limite de quantification (0.01 µg/L) et 0.04 µg/L avec une moyenne de 0.017 µg/L. Le flux annuel s'élève à 82 kg en baisse par rapport aux cinq dernières années.

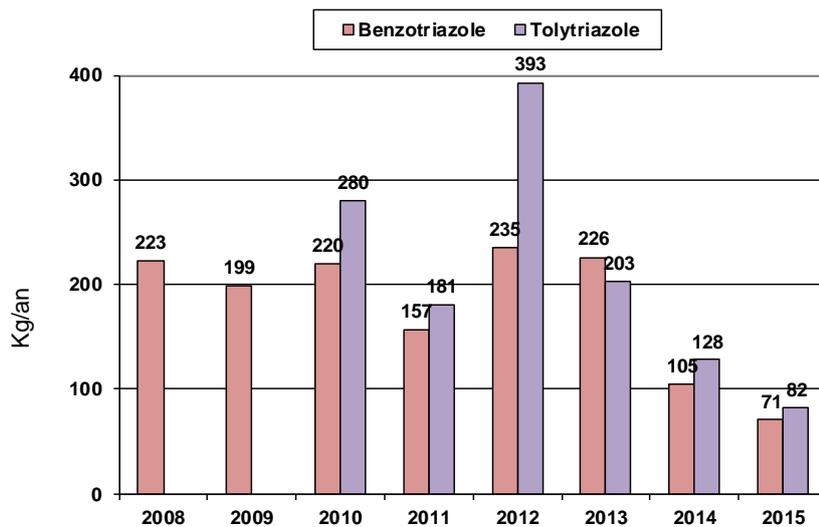


Figure 9 : Evolution des charges en Benzotriazole et en Tolyltriazole mesurées dans le Rhône à la Porte du Scex de 2008 à 2015

Figure 9 : Loadings evolution of Benzotriazole and of Tolyltriazole detected in the Rhône river at Porte du Scex between 2008 and 2015

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

Le 1,4-dioxane est utilisé comme solvant dans la fabrication de nombreux produits, notamment pour le secteur de la manufacture, dans les liquides de refroidissement, ou comme agent complexant de grande importance en chimie organique. En Valais et sur le bassin versant amont du Rhône se 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 et la recherche de solutions proportionnées pour les captages avec des concentrations excédant 0.66 µg/litre.

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

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

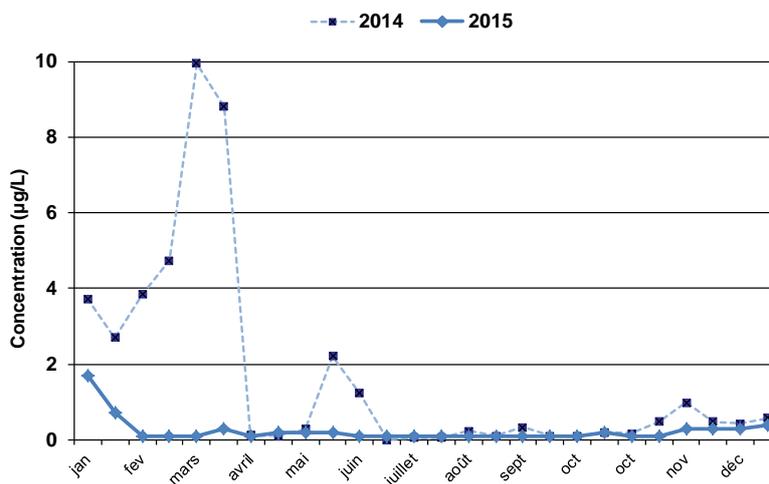


Figure 10 : Concentrations en 1,4-dioxane décelées dans le Rhône à la Porte du Scex en 2014 et 2015.

Figure 10 : 1,4-dioxane concentration detected in the Rhône River at the Porte du Scex in 2014 and 2015.

Les concentrations enregistrées en 1,4-dioxane dans les eaux du Rhône en 2015 pour les échantillons moyens de 14 jours varient entre la limite de quantification (0.2 µg/L) et 1.7 µg/L. Les concentrations sont en baisse par rapport à 2014 (figure 10). La charge annuelle calculée pour l'année 2015, s'élève à 747 kg alors qu'elle était de 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.

5. CONCLUSIONS

La charge des produits phytosanitaires transitant par le Rhône poursuit sa baisse par rapport aux années précédentes, elle atteint environ 277 kg contre 414 kg en 2014. Si l'utilisation de l'atrazine n'est plus autorisée en Suisse depuis 2012 et non produite en Valais, les charges les plus importantes relevées en 2015 (soit 62 kg) proviennent de celle-ci et de ses métabolites. La diminution globale des charges est à mettre essentiellement au bénéfice de la réduction des rejets industriels : les charges de pesticides (production propre ou formulation) de l'industrie diminuent encore cette année pour atteindre 82 kg/an contre 128 kg en 2014 ce qui ne représente que 6% 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 2015 sont en baisse (380 kg) par rapport à 2014 (658 kg). Si l'autocontrôle de suivi des API par l'industrie présentait encore en 2014 de nombreux dépassements par rapport aux 200 g/j autorisé, en particulier pour la mémantine, nouvellement introduite en production, le nombre de dépassement a été réduit en 2015. La metformine, antidiabétique, d'origine domestique introduite dans la liste des substances analysées en 2015, représente une charge annuelle de 1.4 tonne. 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 effets sur les rejets de médicaments sont moins visibles. Les rejets de certains principes actifs médicamenteux (mémantine, prilocaïne et bupivacaïne) 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 a décidé de s'équiper d'un traitement complémentaire en 2016.

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 en 2015 estimée à 747 kg est en baisse par rapport aux 6 tonnes calculées pour l'année 2014.

Parallèlement aux mesures efficaces mises en œuvre par les industries, il est important d'informer et de sensibiliser tous les utilisateurs de produits phytosanitaires et de favoriser les pratiques agricoles utilisant moins de produits phytosanitaires.

BIBLIOGRAPHIE

- BERNARD, M. et MANGE, P (2015) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 144-162.
- Conseil d'Etat du Valais. (2014) : Pollution entre Viège et Niedergesteln, nouveaux résultats, Communiqué pour les médias, 20 mai 2014.
- DETEC (2016) Ordonnance du DETEC 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, Projet du 15 février 2016.
- GIGER, W., SCHAFFNER, C. and KOHLER, H.-P. (2006) : Benzotriazole and Toloytriazole as aquatic Contaminants. 1. Input and Occurrence in Rivers and Lakes. Environ. Sci. Technol, 40, 7186-7192.
- 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.
- OSEC (1995) Ordonnance sur les substances étrangères et les composants du 26 juin 1995 (OSEC RS 817.021.23)
- OEAUX (1989) Ordonnance sur la protection des eaux du 28 octobre 1989 (OEaux RS 814.201).
- RAMSEIER GENTILE S., KLEIN, A., BOUCHEZ A. (2015) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 68-83.
- 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.
- VOUTSA, D., HARTMANN, P., SCHAFFNER, C. and GIGER, W. (2006) : Benzotriazole alkylphenols and bisphenol A in municipal wastewaters and in Glatt River, Switzerland. Environ Sci Pollut Res 13 (5) 333-341.
- WITTMER, I., MOSCHET, C., SIMOVIC, J., SINGER, H., STAMM, C., HOLLENDER, J., JUNHANS, M., LEU, C. (2014) : über 100 Pestizide in Fließgewässern, Aqua & Gas n°3, 32-43

Sample Id	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	Maxi		
Date de fin de prélèvement moyen 14 jours	05.01.2015	19.01.2015	02.02.2015	16.02.2015	02.03.2015	16.03.2015	31.03.2015	14.04.2015	27.04.2015	12.05.2015	27.06.2015	08.06.2015	22.06.2015	06.07.2015	21.07.2015	03.08.2015	17.08.2015	31.08.2015	14.09.2015	28.09.2015	12.10.2015	26.10.2015	09.11.2015	23.11.2015	07.12.2015	21.12.2015			
Limite quantificatio n																													
Metolachlor	<0.01																										0		
Metoxuron	<0.01																											0	
Metsulfuron-methyl	<0.01																											0	
Molinate	<0.01																											0	
NOV-14-BOC	<0.01																											0	
Oryzalin	<0.01																											0	
Oxadixyl	<0.01																											0	
Penconazole	<0.01																											0	
Phosalone	<0.01																											0	
Pinoxaden	<0.01																											0	
Pirimicarb	<0.01														bmdl	bmdl	bmdl												
Pretilachlor	<0.01																											0	
Profenofos	<0.01																											0	
Prometryn	<0.01																											0	
Propamocarb	<0.01												bmdl															bmdl	
Propanil	<0.01																											0	
Propiconazol	<0.2	bmdl	0.019	bmdl	bmdl	0.019																							
Propoxur	<0.01																											0	
Prosulfocarb	<0.01																											0	
Pymetrozine	<0.01																											0	
Pyrifenox	<0.01																											0	
Pyrifalid	<0.01																											0	
Simazine	<0.01						bmdl	bmdl	bmdl																			bmdl	
Simazine-2-hydroxy	<0.01																											0	
Solanenol	<0.01																											0	
Spinosad A	<0.01																											0	
Tebuconazol	<0.01																											0	
Tebufenpyrad	<0.01																											0	
Tebutam	<0.01																											0	
Teflubenzuron	<0.01																											0	
Terbumeton	<0.01																											0	
Terbutylazine	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	0.039	0.027	bmdl	bmdl	0.039																	
Terbutylazine-2-hydroxy	<0.01																											0	
Terbutylazine-desethyl	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl																									
Terbutryn	<0.01																											0	
Thiabendazole	<0.01																											0	
Thiobencarb	<0.01																											0	
Thiocyclam	<0.01																											0	
Trifloxystrobin	<0.01																											0	
Trifloxysulfuron	<0.01																											0	
Triflururon	<0.01																											0	
Trifluralin	<0.5																											0	
Total (pesticides)	0.030	0.030	0.040	0.040	0.045	0.040	0.055	0.198	0.146	0.040	0.035	0.045	0.040	0.049	0.035	0.040	0.040	0.040	0.061	0.065	0.045	0.045	0.057	0.068	0.040	0.040	0.198		
Benzotriazole	<0.01	0.039	bmdl	bmdl	bmdl	0.016	0.026	0.028	0.064	0.023	0.012	bmdl	0.014	bmdl	0.041	0.019	0.017	0.012	0.064										
Tolytriazole	<0.01	0.043	0.020	0.023	0.013	0.022	0.032	0.039	0.028	0.024	bmdl	bmdl	0.013	0.010	bmdl	0.021	0.019	0.027	0.015	0.025	0.022	0.043							
1,4-dioxane	<0.05	1.70	0.70				0.30	0.20	0.20	0.20											0.20		0.30	0.3	0.3	0.4	1.7		
Produits pharma																													
Bupivacaine	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl		bmdl	bmdl				bmdl	0.020	bmdl	0.017	bmdl	bmdl	0.02											
Carbamazepine	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl																									
Carisoprodol	<0.01																												
Deanol	<0.01																												
Diclofenac	<0.01					bmdl													bmdl	bmdl	bmdl								
Irbersartan	<0.01	0.019	0.014	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	0.011	0.012	0.012	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl		bmdl	bmdl	0.019										
Memantine	<0.01	bmdl	bmdl	0.058	0.171	bmdl	0.201	0.119	0.053	0.012	bmdl	bmdl	0.017	bmdl	bmdl	bmdl	0.013	bmdl	bmdl	0.201									
Mepivacaine	<0.01																											0	
Metformin	<0.02	0.341	0.177	0.162	0.147	0.360	0.380	0.418	0.707	0.330	0.319	0.190	0.438	0.254	0.077	0.067	0.111	0.084	0.105	0.142	0.117	0.174	0.134	0.654	0.538	0.200	0.159	0.707	
Methenamine	<0.01																										0.149	0.153	0.153
Picoxystrobin	<0.01																											0	
Prilocaine	<0.01	0.015	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl				bmdl	bmdl	bmdl		bmdl	0.069	bmdl	0.040	bmdl	0.027	0.069								
Ribavarine	<0.50																											0	
Sulfometoxazole	<0.01																											0	
Ticlopidine	<0.01	bmdl		bmdl	bmdl		bmdl														bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	
Trimetazidine.2HCl	<0.01																											0	
Xipamide	<0.01																											0	
Débit du Rhône	(m³/s)	97	131	158	167	136	113	107	114	140	303	280	266	355	313	326	302	321	253	197	169	142	147	135	132	159	133	355	

EVOLUTION DU ZOOBENTHOS PROFOND DU LÉMAN

EVOLUTION OF THE DEEP ZOOBENTHIC COMMUNITIES IN LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2015

PAR

Brigitte LODS-CROZET et Pierre-Alain CHEVALLEY

DIRECTION GÉNÉRALE DE L'ENVIRONNEMENT – Division Protection des eaux, Canton de Vaud

155, CHEMIN DES BOVERESSES – CH-1066 EPALINGES

RÉSUMÉ

Le zoobenthos a été étudié en avril 2015 sur 6 stations réparties sur trois zones de profondeur différentes (sublittorale – 22 m, profondeur moyenne – 150 m et maximum – 309 m) afin de suivre l'évolution de la structure des communautés benthiques. L'abondance des vers oligochètes est similaire en zone sublittorale et en zone de profondeur moyenne, mais trois fois moins grande à 309 m (1603 ± 780 ind. m^{-2}). Les larves de chironomides colonisent les fonds jusqu'à 150 m. L'indice oligochètes de bioindication lacustre (IOBL) indique un potentiel métabolique moyen des sédiments dans la plaine centrale (309 m) avec une absence d'espèces sensibles aux pollutions. A la profondeur moyenne, le potentiel métabolique est élevé et le pourcentage d'espèces sensibles aux pollutions indique une qualité moyenne à bonne des sédiments. L'indice de qualité benthique (IQB-AL) basé sur la diversité d'espèces indicatrices d'oligochètes et chironomides est très faible dans la plaine centrale (faible diversité d'espèces d'oligochètes résistantes aux pollutions) et augmente dans la zone de profondeur moyenne. La comparaison des résultats entre la période 2005, 2006, 2010 et l'année 2015 montre qu'à la profondeur moyenne, les espèces d'oligochètes sensibles sont présentes dans 85% des échantillons en 2015 (43.7 % en 2005). De plus, l'abondance relative de deux espèces de chironomides très sensibles augmente significativement (15 %). Ces résultats confirment l'amélioration de la qualité biologique des sédiments amorcée en 2005. En 2006 et 2015, à la profondeur maximum (309 m), cohabitent uniquement des vers oligochètes très tolérants aux pollutions et indiquant un potentiel métabolique moyen des sédiments. L'effet de fosse dans la plaine centrale, accentué par une stagnation pluriannuelle des eaux suite à des brassages incomplets depuis 2012, peuvent expliquer ces résultats. L'utilisation de plusieurs approches descriptives et de bioindication de la faune benthique des sédiments constitue un outil approprié pour apprécier l'évolution du fonctionnement métabolique et trophique à long terme du Léman.

ABSTRACT

The zoobenthos was studied in April 2016 at six stations distributed in three depth zones (sublittoral – 22 m, mean depth – 150 m and maximum depth – 309 m). The main objective was to monitor any changes in the structure of zoobenthic communities. The abundance of oligochaete worms was similar in sublittoral and mean depth but three times less at 309 m (1603 ± 780 ind. m^{-2}). Chironomid larvae colonise the bottom sediments to a depth of 150 m. The oligochaete index of lake bioindication (IOBL) indicates a mean metabolic potential of bottom sediments at the maximum depth (309 m) without any species sensitive to pollution. At mean depth, the metabolic potential is high with a percentage of species sensitive to pollution indicating a mean to good quality of sediments. The benthic quality index (BQI-AL) based on the diversity of oligochaete and chironomid indicative species is very low in the deepest zone (low diversity of oligochaete species tolerant to pollution) and increases at mean depth. The comparison of results for the periods 2005, 2006, 2010 and 2015 shows that, at mean depth, the sensitive oligochaete species are present in 85% of samples in 2015 (43.7% in 2005). Furthermore, the relative abundance of two very sensitive chironomid species has increased significantly (15%). These results confirm the improvement of the biological quality of the sediment initiated in 2005. At the maximal depth, in 2006 and 2015, the only oligochaeta species which were living there were very tolerant of pollution and indicative of a mean metabolic potential of sediment. The pit effect in the central plain, highlighted by a pluriannual stagnation of waters following incomplete mixing, may explain these results. This means that it is now necessary to apply several descriptors and bioindicators to the benthic fauna of the sediments in order to assess the long-term change in the metabolic and trophic functioning of Lake Geneva.

1. INTRODUCTION

L'étude des communautés biologiques joue un rôle majeur dans l'évaluation de la qualité écologique des écosystèmes lacustres. Le zoobenthos profond peut se définir comme les invertébrés benthiques colonisant la zone de sédiments sans végétation aquatique. Il est exposé à certaines variations des conditions de milieu, tant au travers du cycle des nutriments qu'au niveau des teneurs en oxygène dissous. Comme les invertébrés benthiques ont généralement de longs cycles de vie et sont sédentaires, les conséquences de perturbations ponctuelles ou chroniques sont intégrées au niveau de la distribution, de la fréquence et/ou de la diversité du zoobenthos. Durant ces dernières décennies, de nombreux outils de biomonitoring ont utilisé le zoobenthos des lacs (SAETHER 1979; WIEDERHOLM 1980; MILBRINK 1983; LAURITZEN et al. 1985; LANG 1990, MOUTHON 1993; p. ex.). Cependant, la mise au point d'un indice de qualité benthique global et pertinent pour le zoobenthos des lacs profonds de la région alpine européenne n'est que partielle. Depuis la parution de la Directive Cadre Européenne sur la qualité écologique des eaux (UE 2000), des développements d'indices de qualité biologique et de classification écologique des lacs ont vu le jour dans plusieurs pays (p. ex. AFNOR 2005 ; VERNEAUX et al. 2004; RUSE 2002; MARGARITORA et al. 2003; LAFONT 2007; ROSSARO et al. 2011; LAFONT et al. 2012) afin de rendre compte du fonctionnement des lacs, qui peut être considéré comme la potentialité de transfert de la matière organique vers les consommateurs.

La faune benthique des sédiments profonds du Léman, et plus particulièrement les vers oligochètes, les insectes chironomides, et les mollusques bivalves sphaeriidés sont connus depuis le début du siècle dernier grâce aux travaux de FOREL (1904), PIGUET et BRETSCHER (1913), ZEBROWSKA (1914), JUGET (1958; 1967) et MOUTHON (1987) et peuvent servir de référence pour apprécier les changements survenus ces trente dernières années dans l'état trophique du Léman.

Dans le cadre du programme vaudois de surveillance de la qualité biologique des lacs et en complément d'une étude des micropolluants des sédiments superficiels et d'analyses paléobiologiques planifiés sur 2015-16, les communautés zoobenthiques de trois zones de profondeur différentes (max, moyenne et sublittorale) ont été suivies en 2015 et comparées à celles étudiées dans la zone de profondeur moyenne en 2005 (LODS-CROZET & REYMOND 2006) et la zone de grande profondeur en 2006 (DGE, données non publiées) et 2010 (AERMC & ONEMA 2011).

Les buts de cette étude sont de suivre l'évolution de la structure des communautés benthiques profondes par confrontation de différentes approches descriptives et de bioindication et d'établir un diagnostic sur l'état biologique et fonctionnel des sédiments.

2. STATIONS ET MÉTHODES

En 2015, six stations ont été échantillonnées dans la partie occidentale du Grand-Lac entre 20 et 309 m de profondeur. Le choix s'est porté sur deux stations les plus profondes de la plaine centrale (stations 49 et 58 - 309 m) et les autres stations (30 et 35 – 150 m ; 32 et 38 – 20 m) sont dans la partie ouest du Grand-Lac à des fins de comparaison avec les données antérieures. Dans chaque station, cinq échantillons de sédiments ont été prélevés à l'aide d'une benne de type Ekman (surface : 225 cm²) les 20-21 avril 2015 (Figure 1, Tableau 1).

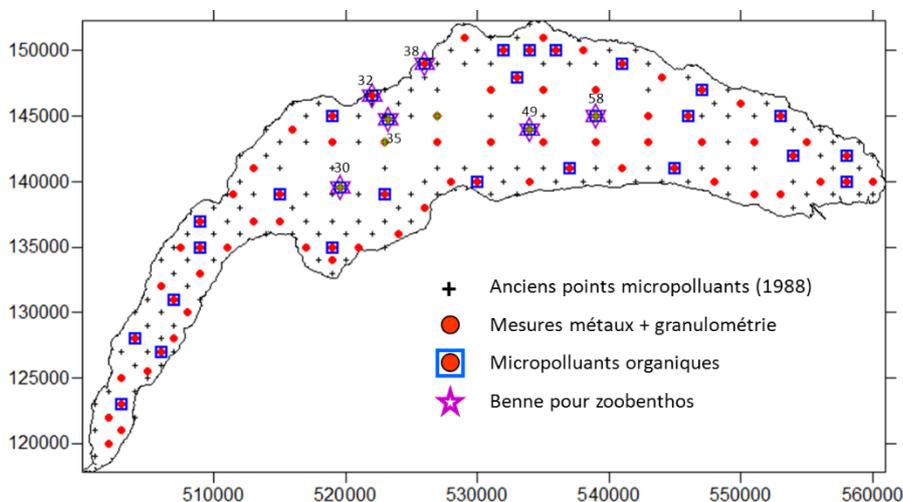


Figure 1 : Localisation des stations de prélèvements zoobenthos en 2015.

Figure 1 : Location of the zoobenthic sampling stations in 2015.

Tableau 1 : Coordonnées et caractéristiques des sédiments.

Table 1 : Geographical coordinates and characteristics of sediments.

n°	X	Y	-Z (m)	Météo	Description sédiment
38	526000	149000	20.9	bise 2B	beige, 2 cm oxydé, silt fin + sable fin
32	522000	146600	21.9	calme	beige, 2 cm oxydé, silt fin + argile compacte >10cm prof
35	523230	144720	149	calme	beige+noirâtres, 3 cm oxydé, silt fin
30	519295	139643	151	calme	beige, 5 cm oxydé, silt fin
49	534000	144000	309	calme	beige+brun, qlqs mm oxydé, silt fin +débris org.
58	539000	145000	309	calme	beige+brun, 2-10 mm oxydé, silt fin +grossier

En laboratoire, le sédiment est tamisé (vide de maille 0.2 mm) et le refus du tamis est conservé au formol 5%. La macrofaune récoltée est constituée principalement de vers oligochètes (Lumbriculidae et Naididae Tubificinae et Naidinae), de larves et pupes d'insectes Chironomides et de mollusques Sphaeriidae. Après coloration au Rose Bengal (meilleure distinction des oligochètes), les organismes sont triés et comptés sous une loupe binoculaire à faible grossissement (6x). La densité des oligochètes est estimée par sous-échantillonnage lorsque les échantillons contenaient plus de 100 oligochètes. Les oligochètes et chironomides sont ensuite pesés après passage sur du papier absorbant (biomasse, poids frais), montés entre lame et lamelle (REYMOND, 1994) puis identifiés à l'espèce ou au groupe d'espèces.

L'évaluation de la qualité écologique et du potentiel métabolique des sédiments profonds s'est basée sur plusieurs approches :

1. Des métriques basiques telles la richesse taxonomique, la densité et la biomasse des oligochètes et chironomides,
2. L'indice oligochètes de bioindication lacustre (IOBL)(AFNOR 2005; LAFONT 2007; LAFONT et al. 2012) basé sur une relation entre la richesse taxonomique et la densité des oligochètes qui est une mesure de substitution du potentiel de minéralisation des sédiments. L'IOBL varie entre 0 et 25 :

$$IOBL = S + 3 \log_{10} (D + 1)$$

S est le nombre total de taxons identifiés parmi 100 oligochètes

D est la densité en oligochètes pour 0.1 m²

Les valeurs les plus élevées de la richesse et de l'abondance des oligochètes ont été observées dans des sédiments présentant les plus faibles concentrations en matière organique et les plus fortes teneurs en carbonates. L'indice IOBL permet d'évaluer les potentialités des sédiments lacustres à assimiler et à recycler les substances nutritives de l'eau et des sédiments. Il donne donc une information sur le fonctionnement du milieu (IOBL > 10 = fort potentiel métabolique, IOBL < 6 = faible potentiel, IOBL compris entre 6.1. et 9.9 = potentiel moyen).

Indépendamment de cet indice, la qualité biologique des sédiments est évaluée en fonction du pourcentage d'espèces sensibles aux pollutions (Tableaux 2 et 3 ; LAFONT 2007).

Tableau 2 : Grille d'interprétation de l'abondance relative des espèces sensibles (LAFONT 2007).

Table 2 : Assessment grid of relative abundance of sensitive species (LAFONT 2007).

% espèces sensibles	Diagnostic
> 50	Très bonne qualité sédiments
21-50	bonne qualité sédiments
11 - 20	qualité moyenne sédiments
6 - 10	qualité médiocre sédiments et/ou dystrophie naturelle
< 6	qualité mauvaise sédiments et/ou dystrophie naturelle

3. L'indice de qualité benthique basé sur les oligochètes et les chironomides (IQB-AL) selon SAETHER (1979) et WIEDERHOLM (1980), adapté au zoobenthos de lacs européens de l'écorégion alpine AL3 (profondeur moyenne > 15 m ; altitude 50-800 m). La valeur de sensibilité de chaque espèce est basée sur un jugement d'experts (données historiques, données paléolimnologiques, indices saprobies (Lang 1990, Lotter et al. 1997; Moog 2002; Millet et al. 2010 ; Rossaro et al. 2011 ; FROSSARD et al. 2013). Cet indice est calculé pour la zone profonde (150 et 309 m). L'indice croît avec l'amélioration de la qualité des sédiments entre des valeurs comprises entre 1 et > 4.

$$\text{IBQ-AL} = \sum_{i=1}^p S_i n_i / N$$

S_i : valeur de sensibilité pour chaque espèce (voir Tableau 3)

n_i = nombre d'individus de l'espèce i

N = nombre total d'individus des espèces indicatrices

p = nombre d'espèces

3. RESULTATS

3.1. COMPOSITION DU ZOOBENTHOS ET RICHESSE TAXONOMIQUE

Un total de 16 espèces d'oligochètes Naididae (nouvelle nomenclature ; 12 Tubificinae et 4 Naidinae) colonise les sédiments dans les trois zones de profondeur (20, 150, 309 m ; Tableau 3). Les critères de différenciation entre *Stylodrilus heringianus* et *S. lemani* ne permettent pas d'établir avec certitude la présence des deux espèces en 2015. Les Naidinae se retrouvent presque exclusivement en zone sublittorale (20 m) tout comme les Tubificinae *Aulodrilus plurisetus* et *Spirosperma ferox*. Ces six espèces sont caractéristiques des sédiments de profondeurs inférieures à 100 m (JUGET 1967). Quatre espèces colonisent les grands fonds (Z_{\max} : 309 m) : *Potamothenix heuscheri*, *P. hammoniensis*, *Tubifex tubifex* et *Limnodrilus hoffmeisteri* (1 seul individu). *Potamothenix heuscheri* est l'espèce la plus fréquente (présente dans 90% des échantillons).

A la profondeur moyenne, *Stylodrilus heringianus* + *S. lemani* et *Limnodrilus* sp. se retrouvent dans tous les prélèvements et *P. moldaviensis* dans 80% d'entre eux.

Les chironomides sont représentés par 12 espèces (ou groupes d'espèces) et colonisent les fonds jusqu'à la profondeur moyenne (150 m). Trois espèces sont caractéristiques de la zone de profondeur moyenne (*Macropelopia fehlmanni*, *Paracladopelma nigratum*, *Micropsectra* gr. *insignilobus*) avec une occurrence dans les échantillons de respectivement 80, 60 et 80 %.

Les mollusques (6 espèces) colonisent également les fonds jusqu'à la profondeur moyenne (150 m). Ce sont *Radix balthica* et deux espèces de *Pisidium*, connues de la zone profonde, les autres espèces étant inféodées à des profondeurs moins grandes.

3.2. ABONDANCE ET DISTRIBUTION BATHYMÉTRIQUE DES INVERTÉBRÉS BENTHIQUES

L'abondance des vers oligochètes est similaire en zone sublittorale et zone de profondeur moyenne (4573 ± 2222 et 4600 ± 1659 ind. m^{-2} , respectivement) mais représente seulement le tiers dans la plaine centrale à 309 m (1603 ± 780 ind. m^{-2}) (Figure 2). Les larves de chironomides sont par contre six fois plus abondantes en zone sublittorale (2304 ± 474 ind. m^{-2}) qu'à la profondeur moyenne (346 ± 224 ind. m^{-2}). Aucun chironomide ne colonise les grands fonds en 2015.

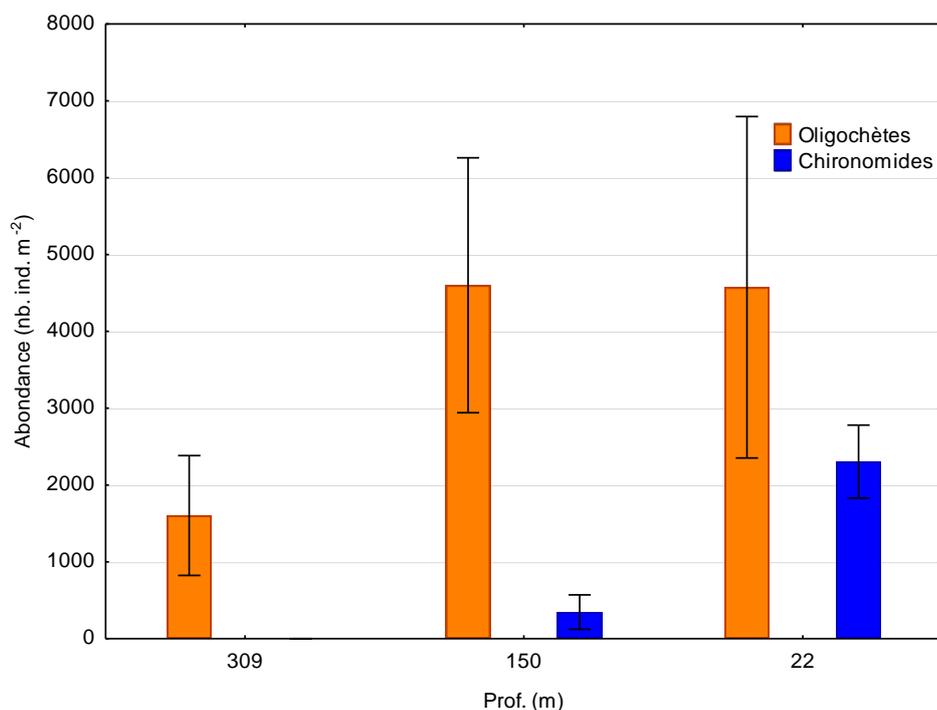


Figure 2 : Abondance moyenne \pm limites de confiance (2 stations; n = 10) des invertébrés benthiques selon un gradient de profondeur : Zmax (309 m), Zmoy (150 m), Z sublitt (22 m).

Figure 2 : Mean abundance \pm confident limits (2 stations; n = 10) of benthic invertebrates along a depth gradient : Zmax (309 m), Zmoy (150 m), Z sublitt (22 m).

3.3. EVALUATION DE LA QUALITÉ BIOLOGIQUE DES SÉDIMENTS

3.3.1. Indice oligochètes de bioindication lacustre – IOBL

L'IOBL est calculé sur l'ensemble des 5 échantillons des deux stations de profondeur maximale à cause du faible nombre d'individus par échantillon (Tableau 3). Pour la profondeur moyenne, l'IOBL est calculé sur la moyenne des cinq échantillons par station. *Stygodrilus heringianus* et *S. lemani* sont considérés comme un seul taxon pour le calcul de l'IOBL.

Le potentiel métabolique des sédiments est moyen dans les deux stations de la plaine centrale avec une absence d'espèces sensibles. Seules persistent des espèces résistantes au manque d'oxygène dissous et/ou à une teneur élevée en matière organique (*Potamothrix heuscheri*, *P. hammoniensis*).

A la profondeur moyenne, le potentiel métabolique est élevé à la station la plus à l'ouest du Grand-lac (st. 30 ; IOBL = 13.2) et relativement élevé dans l'autre station (st. 35 ; IOBL = 11.8). On pourrait expliquer cette différence par un renouvellement des eaux plus rapide dans la partie occidentale du Grand-Lac avant le rétrécissement vers le Petit-lac. Le pourcentage d'espèces sensibles indique une qualité moyenne des sédiments à la station 30 et une bonne qualité à la station 35.

Tableau 3 : Calcul de l'indice IOBL.

Table 3 : Calculation of IOBL index.

n° station	Zmax		Zmoy	
	49	58	30	35
Densité totale pour 0.1 m ²	95.1	144.0	396.4	263.1
Nombre taxons	3	2	5.4	4.6
IOBL	8.9	8.5	13.2	11.8
% espèces sensibles	0	0	15.1	23.8

3.3.2. Indice de qualité benthique – IQB-AL

L'indice de qualité benthique basé sur la diversité d'espèces indicatrices d'oligochètes et chironomides est très faible dans la plaine centrale (faible diversité d'espèces d'oligochètes résistantes aux pollutions). Il augmente dans la zone de profondeur moyenne avec des valeurs d'indices similaires dans les deux stations (Tableau 4).

Tableau 4 : Indice de qualité benthique moyen \pm erreur standard (IQB-AL) du zoobenthos profond du Léman.

Table 4 : Mean benthic quality index \pm standard error (IQB-AL) of deep zoobenthos of Lake Geneva.

Zone	Prof. (m)	Station	n	IQB-AL
Zmax	309	49	5	1 \pm 0.0
Zmax	309	58	5	1 \pm 0.0
Zmoy	150	30	5	2.2 \pm 0.2
Zmoy	150	35	5	2.4 \pm 0.2

3.3.3. Evolution des descripteurs quantitatifs et indices de bioindication depuis 10 ans

La comparaison des résultats entre 2005 et 2015 peut se faire sur les données de la profondeur moyenne et maximum (Tableau 5) en tenant compte des méthodes de prélèvements différentes (carottier/benne).

A la profondeur moyenne (150 m), la densité totale des oligochètes et la biomasse totale des invertébrés sont du même ordre de grandeur à 10 ans d'intervalle. La densité des chironomides est légèrement supérieure en 2015. Les espèces d'oligochètes sensibles à la pollution sont présentes dans 85% des échantillons en 2015 (43.7 % en 2005). L'abondance relative moyenne des oligochètes sensibles reste similaire entre 2005 et 2015 (Tableau 5). Il faut noter toutefois que la densité du ver oligochète *Embolocephalus velutinus*, espèce caractéristique du début du XX^e siècle et plus sensible que *Stylodrilus*, (JUGET, 1967; LANG, 1999) est deux fois plus abondant en 2015 qu'en 2005 et augmente de façon significative depuis 1993 (Tableau 5; LODS-CROZET et REYMOND 2006). Par contre, une autre espèce sensible, *Bichaeta sanguinea*, n'est pas retrouvée en 2015 (fréquence de 2.6 % en 2005). Son préférendum écologique, basé sur les données anciennes, est toutefois limité à la zone des 100 m de profondeur (JUGET 1958, 1967).

A cette profondeur (150 m), l'indice oligochètes de bioindication lacustre (IOBL) calculé pour 2005 et 2015 est supérieur à 10 et indique un fort potentiel métabolique des sédiments. L'indice de qualité benthique – Lacs Alpains (IQB-AL) augmente entre 2005 et 2015, signe d'une recolonisation et d'un maintien d'espèces sensibles dans les sédiments profonds. On peut également suivre l'évolution de l'abondance relative de deux espèces de chironomides très sensibles (*Macropelopia fehlmanni* et *Paracladopelma nigrifulum*) où une nette augmentation est constatée (Tableau 5).

Tableau 5 : Evolution des descripteurs quantitatifs et intégrateurs du zoobenthos du Léman dans les zones de profondeur moyenne et maximum; (\pm erreur standard).

Table 5 : Evolution of quantitative metrics of deep zoobenthos in Lake Geneva ; (\pm standard error).

Année	2005	2015	2006	2015
Prof. (m)	150	150	245-304	309
Moyen prélèvement	carottier	benne	carottier	benne
Nb échantillons	151	10	89	10
Surface tot échantillonnée (m ²)	0.24	0.225	0.142	0.225
Densité totale oligochètes prélevés (ind/m ²)	5156 (403)	4600 (733)	2374 (378)	1602 (345)
Densité totale oligochètes déterminés (ind/ m ²)	3005 (201)	3294 (348)	1124 (182)	1194 (219)
Densité totale chironomides (ind/ m ²)	240 (45)	346 (99)	70.2 (34)	0
Biomasse totale oligochètes et chironomides (g/m ²)	6.4 (0.56)	6.6 (0.75)	2.4 (0.5)	1.8 (0.3)
Abondance relative oligochètes sensibles (%)	18.5	19.5	3.2	0
Densité <i>Embolocephalus velutinus</i> (ind/m ²)	74 (23)	182 (52)	0	0
Abondance relative oligochète <i>Embolocephalus velutinus</i> (%)	2.6	7.4	0	0
Abondance relative chironomides <i>Macropelopia</i> et <i>Paracladopelma</i> (%)	29.3	44.8	0	0
Indice Qualité Benthique - Lacs Alpains (IQB-AL)	1.69	2.22	1.15	1.00
Indice Oligochètes Bioindication Lacustre (IOBL)	14.8	12.5	10.2	8.7

Dans la plaine centrale, les résultats de 2015 peuvent être comparés à ceux de 2006 car les profondeurs investiguées ne sont pas exactement les mêmes et la méthode de prélèvement diffère (Tableau 5). En 2006, le suivi englobe un gradient de profondeur entre 245 et 304 m (moyenne : 295 m). Toutefois, on peut relever des densités d'oligochètes similaires, mais noter la présence de vers oligochètes sensibles *Stylodrilus* (fréquence : 5 %) jusqu'à 303 m en 2005. De plus, quelques larves de chironomides (fréquence : 7%) colonisaient également les fonds jusqu'à 302 m en 2005 (*Micropsectra insignilobus* gr. et *Chironomus lacunarius* gr.). La présence d'espèces sensibles d'oligochètes et chironomides en 2006 pourrait être liée à la forte réoxygénation des couches profondes suite aux deux brassages consécutifs de février-mars 2005 et 2006 (LAZZAROTTO et RAPIN 2007).

En 2015, à la profondeur maximum de 309 m, cohabitent uniquement des vers oligochètes très résistants aux pollutions et indiquant un potentiel métabolique moyen des sédiments. L'effet de fosse dans la plaine centrale, accentué par une stagnation pluriannuelle des eaux suite à des brassages incomplets depuis 2012, peuvent expliquer ces résultats. Les résultats attendus sur les teneurs en métaux lourds et micropolluants organiques dans les sédiments superficiels fin 2016 permettront de préciser ces interprétations.

On peut aussi relever que lors du relevé effectué dans le cadre de la Directive cadre européenne en 2010 (AERMC 2011) à 300 m de profondeur à l'aide d'une benne Ekman (surface : 0.1 m²), seuls des Tubificinae avec soies capillaires immatures, *Potamothrix heuscheri* et *Tubifex tubifex* (95 individus/0.1 m²) ainsi que cinq larves de chironomides *Micropsectra* sp. ont été recensés. Ces résultats montrent que des conditions similaires pour les peuplements d'oligochètes prévalaient et que la présence de quelques chironomides à 300 m pourrait s'expliquer par la campagne de prélèvements automnale (suite à une bonne oxygénation pendant plusieurs années) et par la profondeur moindre de prélèvement par rapport à 2015.

4. CONCLUSIONS

La valeur élevée de l'IOBL révèle la potentialité des sédiments lacustres profonds à assimiler et à recycler les substances minérales et organiques. C'est actuellement le cas à la profondeur moyenne mais pas encore à la profondeur maximum. Le suivi des populations de l'oligochète *Embolocephalus velutinus* semble pertinent pour apprécier la qualité des sédiments profonds. La lente mais évidente restauration de conditions favorables au niveau des sédiments profonds du Léman est confirmée par les descripteurs utilisés pour les chironomides. La présence attestée de chironomides sensibles en 2006 et 2010 dans les grandes profondeurs (zone des 300 m), même en faible abondance, montre la potentialité d'une recolonisation des espèces jusqu'au fond du lac, comme dans les périodes avant eutrophisation (LODS-CROZET et LACHAVANNE 1994). Le maintien de populations de mollusques sphaeriidés en zone profonde (150 m), caractéristiques des eaux froides des grands lacs, est également un signe encourageant dans le processus de réoligotrophisation du lac. Ces résultats montrent que les communautés benthiques (vers oligochètes, larves de chironomidés et mollusques sphaeriidés) constituent un outil approprié pour apprécier l'évolution du fonctionnement métabolique et trophique à long terme d'un grand lac profond mais que plusieurs approches complémentaires sont actuellement nécessaires pour avoir une bonne vision d'ensemble.

L'évaluation des risques de transfert des micropolluants vers les communautés zoobenthiques et leur toxicité potentielle pour les organismes constitue les prochaines étapes de ce suivi. Elles passent aussi par une meilleure définition des conditions de référence prévalant dans le lac avant 1900, par l'analyse paléobiologique des sédiments. Les résultats seront connus fin 2016.

REMERCIEMENTS

La mise à disposition du bateau de l'Institut Forel (Université de Genève) et de ses infrastructures ainsi que l'aide sur le terrain de Jean-Luc Loizeau et de Philippe Arpagaus, nous ont permis de mener à bien ce travail. Nous tenons également à remercier Pascal Stucki, biologiste du Bureau Aquabug de Neuchâtel pour la détermination des mollusques et Bruno Rossaro, spécialiste italien des Chironomides pour la vérification de certaines espèces.

BIBLIOGRAPHIE

- AERMC (2011) : Suivi des plans d'eau des bassins Rhône-Méditerranée et Corse en application de la Directive Cadre sur l'Eau. Léman, campagne 2010.
- AFNOR (2005) : Qualité de l'eau - Détermination de l'indice oligochètes de bioindication lacustre (IOBL). Association française de Normalisation (AFNOR) NF T 90-391, 17 pp.
- FOREL FA. (1904): Le Léman. Monographie limnologique. vol 3. Slatkine Reprints, 715 pp.
- FROSSARD V, MILLET L, VERNEAUX V, JENNY JP, ARNAUD F, MAGNY M, POULENARD J et PERGA ME. (2013) : Chironomid assemblages in cores from multiple water depths reflect oxygen-driven changes in a deep French lake over the last 150 years. *J. Paleolimnol.* 50: 257-273.
- JUGET J. (1958): Recherches sur la faune de fond du Léman et du lac d'Annecy. *Hydroécologie appliquée* 7: 7-95.
- JUGET J. (1967): La faune benthique du Léman: modalités et déterminismes écologiques du peuplement, Université de Lyon, 360 pp.
- LAFONT M. (2007) : Interprétation de l'indice lacustre IOBL et son interprétation dans un système d'évaluation de l'état écologique. CEMAGREF/MEDAD, Lyon, France, 18 p.
- LAFONT M, TIXIER G, MARSALEK J, JEZEQUEL C, BREIL P. et SCHMITT L. (2012) : From research to operational biomonitoring of freshwaters : a suggested conceptual framework and practical solutions. *Ecohydrology & Hydrobiology* 12: 9-20.
- LANG C. (1990) : Quantitative relationships between oligochaete communities and phosphorus concentrations in lakes. *Freshwater Biology* 24: 327-334.
- LANG C. (1999) : Evolution de l'état trophique du Léman entre 1990 et 1998 indiquée par les communautés de vers présentes à 150 m de profondeur. In: Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution, Campagne 1998: 101-110.
- LANG C. et REYMOND O. (1994) : Evolution de l'état du Léman entre 1983 et 1993 indiquée par les communautés de vers de la zone profonde. In: Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution, Campagne 1993: 123-127.
- LAURITZEN DD, MOZLEY SC et WHITE DS. (1985) : Distribution of oligochaetes in lake Maichigan and comments on their use as indices of pollution. *J. Great Lakes Res.* 11(1): 67-76.
- LAZZAROTTO ET RAPIN (2007) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. In: Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution, Campagne 2006: 33-57.
- LODS-CROZET B. et LACHAVANNE J.B. (1994) : Changes in chironomid communities in Lake Geneva in relation with eutrophication, over a period of 60 years. *Arch. Hydrobiol.* 130(4), 453-471.
- LODS-CROZET B. et REYMOND O. (2004) : Réponses des communautés benthiques du Léman à l'amélioration de l'état trophique du Léman entre 1983 et 2003. In: Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution, Campagne 2003: 99-109.
- LODS-CROZET B. et REYMOND O. (2006) : Evolution du zoobenthos profond du Léman. In: Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution, Campagne 2005 : 141-146.
- LOTTER AF, BIRKS, HJB, HOFMANN W. et MARCHETTO A. (1997): Modern diatoms, cladocera, chironomid and chrysophyte cyst assemblages as quantitative indicators for the reconstruction of past environmental conditions in the Alps. I. *Climate. Journal of Paleolimnology* 18: 395-420.

- MARGARITORA FG, BAZZANTI M, FERRARA O, MASTRANTUONO L, SEMINARA M. et VAGAGGINI D. (2002) : Classification of the ecological status of volcanic lakes in Central Italy. *J. Limnol.* 62 (Suppl. 1): 49-59.
- MILBRINK G. (1983) : An improved environmental index based on the relative abundance of oligochaete species. *Hydrobiologia* 102: 89-97.
- MILLET L, GIGUET-COVEX C, VERNEAUX V, DRUART JC, ADATTE T. et ARNAUD F. (2010) : Reconstruction of the recent history of a large deep prealpine lake (Lake Bourget, France) using subfossil chironomids, diatoms, and organic matter analysis : towards the definition of a lake-specific reference state. *J. Paleolimnology* 44, 963-978.
- MOOG O. (2002) (Ed.) : *Fauna Aquatica Austriaca. Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs.* Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- MOUTHON J. (1987) : Contribution à la connaissance des mollusques du Léman. Intérêt de l'étude des malacocénoses pour apprécier la qualité biologique des sédiments de ce plan d'eau. *Revue suisse zool.* 94(4): 729-740.
- MOUTHON J. (1993) : Un indice biologique lacustre basé sur l'examen des peuplements de mollusques. *Bull. Fr. Pêche Pisc.* 331:397-406.
- PIGUET E. et BRETSCHER K. (1913) : *Oligochètes. Catalogue des invertébrés de la Suisse, Fascicule 7, Genève,* 215 pp.
- REYMOND O. (1994) : Préparations microscopiques permanentes d'oligochètes: une méthode simple. *Bulletin de la Société vaudoise des Sciences naturelles* 83: 1-3.
- ROSSARO B, BOGGERO A, LODS-CROZET B, FREE, G, LENCIONI V. et MARZIALI L. (2011) : A comparison of different biotic indices based on benthic macro-invertebrates in Italian lakes. *J. Limnol.*, 70: 109-122
- RUSE L. (2002) : Chironomid pupal exuviae as indicators of lake status. *Archiv für Hydrobiologie* 153(3): 367-390.
- SAETHER O. A. (1979) : Chironomid communities as water quality indicators. *Holarctic Ecology* 2: 65-74.
- UE. (2000) : Directive 2000 CE du Parlement Européen et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Bruxelles.
- VERNEAUX V, VERNEAUX J, SCHMITT A, LOVY C et LAMBERT JC. (2004) : The Lake Biotic Index (LBI) : an applied method for assessing the biological quality of lakes using macrobenthos; the lake Chàlain (French Jura) as an example. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* 40 (1): 1-9.
- WIEDERHOLM T. (1980) : Use of benthos in lake monitoring. *Journal Water Pollution Control Federation* 52: 537-547.
- ZEBROWSKA A. (1914) : *Recherches sur les larves de Chironomides du Léman, Dissertation, Université de Lausanne,* 59 pp.

ANNEXE

Tableau 3 : Liste faunistique et effectifs des macroinvertébrés (nb. individus/benne Ekman) du Léman entre 20 et 309 m de profondeur; *: espèces d'oligochètes sensibles aux pollutions; Si : valeur de sensibilité pour l'IBQ-AL; L: larve; P: pupa ; Am: mâle adulte d'insecte.

Table 3 : Faunistic list and occurrence of macroinvertebrates (nb. Individuals/Ekman grab) of Lake Geneva between 20 and 309 m deep ; *:

Profondeur (m)		309	309	309	309	309	309	309	309	309	309	150	150	150	150	150	150	150	150	150	150	22	22	22	22	22	20	20	20	20	20	
station		49	49	49	49	49	58	58	58	58	58	30	30	30	30	30	35	35	35	35	35	32	32	32	32	32	38	38	38	38	38	
replicat	Si	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	
Tubificinae	<i>Stylodrilus heringianus*</i>	3										3	12	9	27	9	10	1	3	6	1											
	<i>Stylodrilus lemani*</i>	3										1		1	3		1	2		3	3											
	Tubificinae + s. capillaires + s. pectinées		9	32	12	14	2	40	25	38	22	5	39	55	60	39	49	37	26	21	14	17	12	39	31	12	27	10	2	16	17	7
	<i>Aulodrilus pluriset</i>	2																				3	5				7	6	10	14	9	
	<i>Potamothrix hammoniensis</i>	1						1	1	4	1																			1		
	<i>Potamothrix heuscheri</i>	1	2	4	1	3	1	1	2	5	9	3	5	3	1			2				1	2						1			
	Tubificinae + soies capillaires																										1					
	<i>Potamothrix moldaviensis</i>	2										7	4		3		12	6	10	10	4											
	<i>Potamothrix vejvodskyi</i>	2										3	6	15	16	4						2	6	11	4	2	3		4	2	1	
	<i>Emboloccephalus velutinus*</i>	4											1			4	7	8	6	5	10											
	<i>Limnodrilus</i> sp.	1										7	24	6	15	5	25	10	19	8	5	15	10	3	10	4	4	4	8	3	3	
	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	1				1						1										1		2	1	2	1	2	4	1		
	<i>Limnodrilus profundicola</i>	2										2	1				1	1														
<i>Spirosperma ferox*</i>	4																				1			1	1							
<i>Tubifex tubifex</i>	1	4	6	1	2							1	2			1																
Tubificinae (juvéniles)		13					2	3	3																10	70	70	110	60			
Naidinae	Naidinae (juvéniles)																1															
	<i>Nais</i> sp.*	4																				1										
	<i>Piguetiella blanci*</i>	4																				1	1	2	5		2					
	<i>Uncinaiis uncinata*</i>	4																									1	3	1			
<i>Vejvodskyella intermedia*</i>	4																						2									
Chironomidae	<i>Chironomus bemensis/communtatus</i>																				17	29	35	15	18	5	7	9	8	4		
	<i>Chironomus plumosus</i>																				1		2			1						
	<i>Cryptochironomus redekei</i>																				2	1	1	1			5		1	1		
	<i>Microtenidipes chloris</i>																							1								
	<i>Paracladopelma nigrifulum</i>	4											1	1		2	2		1	2	1											
	<i>Polypedilum</i> gr. <i>nubeculosum</i> (L+P+Am)																				4	4	7	2	3	8	22	20	14	9		
	<i>Sergentia coracina</i>	3																	1		1	1				2	2		2	2		
	<i>Orthocladius</i> (O.) <i>oblidens</i> (Am)	4																			1											
	<i>Macropelopia fehlmanni</i> (L+P)	4									1	2	3	3	2	1	3		2													
	<i>Procladius</i> (Holotanypus) sp.																				10	16	8	17	10	20	26	15	17	23		
<i>Micropsectra</i> gr. <i>insignilobus</i> (L+P)	3									1	1	7	12		19	3		7	1													
<i>Tanytarsus</i> gr. <i>gregarius</i> (L+P)	3																			1			1	3	10	13	2	12	3			
Mollusca	<i>Valvata piscinalis</i>																						1			5	9	7	1	1		
	<i>Radix balthica</i>																		2										1			
	<i>Pisidium casertanum</i>																						1			4	3	5				
	<i>Pisidium conventus</i>											1	2	9	6	6		1														
	<i>Pisidium personatum</i>										10	1		5				1														
	<i>Pisidium</i> sp.																			1												
<i>Anodonta cygnea</i> (juvénile)																							1									
Autres	<i>Helobdella stagnalis</i>																1									2	3		1	1		
	<i>Glossiphonia</i> sp.																				1				2		1					
	<i>Hydra</i> sp.																										4	2	3			
	<i>Oecetis</i> sp.																									1	1					
Nombre total taxons		4	3	3	4	2	2	4	4	4	2	12	13	11	12	7	12	13	7	12	8	17	12	13	12	13	17	19	16	17	13	

BACTERIOLOGIE

BACTERIOLOGY

CAMPAGNE 1998 – 2015

PAR

Stéphan RAMSEIER

SERVICES INDUSTRIELS DE GENÈVE – Pôle Environnement, CP 2777, CH-1211 GENEVE 2

RÉSUMÉ

Le programme de surveillance de base des eaux du Léman comprend également l'analyse de paramètres microbiologiques. Germes indicateurs de contaminations fécales (E. coli, entérocoques), flore hétérotrophe ainsi que coliformes totaux et spores de clostridies sulfito-réducteurs sont investigués le long de la colonne d'eau (à 15 profondeurs différentes) lors de deux campagnes annuelles : en fin de période hivernale, après homogénéisation (partielle ou totale) des eaux ainsi qu'en fin de période de stratification estivale. Les résultats obtenus pour les campagnes de 1998 à 2015 sont représentés et indiquent que la stratification thermique des eaux ralentit fortement la diffusion des matières fécales en-dessous (30 m) de la thermocline. Il n'en va pas de même pour les spores de bactéries (anaérobies) dont la survie est bien plus longue ; celles-ci sont mises en évidence à toutes les profondeurs. Après homogénéisation hivernale, les germes « indicateurs fécaux » sont également mis en évidence en profondeur. La flore hétérotrophe (germes totaux) par contre, semble obéir à une autre dynamique puisqu'elle est beaucoup plus représentée aux grandes profondeurs jusqu'à 300 m. Les analyses réalisées dans l'eau brute d'une installation de potabilisation sont présentées à fin de comparaisons et montrent l'importance de pouvoir disposer d'une eau provenant des couches situées en-dessous de la thermocline ainsi que d'un traitement désinfectant pour pallier aux épisodes de pompage d'eaux contaminées par des matières fécales. Devant la variabilité des résultats acquis pendant ces 18 ans, des tests statistiques ont été appliqués afin de corrélérer les résultats de certaines familles de bactéries (indicateurs fécaux, coliformes totaux).

ABSTRACT

The basic monitoring programme for Lake Geneva includes bacteriological parameters too. Fecal indicators (E. coli, enterococci), heterotrophic plate counts, total coliforms and sulfite-reducing bacteria spores were investigated at 15 different depths twice a year: at the end of the winter season after partial or total water homogeneity and at the end of summer when stratification of water layers is still effective. Results obtained from many campaigns (from 1998 to 2015) show that water thermal stratification strongly minimises the fecal matter dispersion below a depth of 30 m. On the other hand, the thermocline barrier is not effective against anaerobic clostridia spores detected all year round at all depths; an effect due to their long-lived vegetative form. After the water homogenization, fecal indicators bacteria were also detected at depth. Heterotrophic plate counts exhibit a different behaviour: they are mainly detected at great depth (going down to 300 m). Comparative analyses with untreated water abstracted from the lake by a drinking water treatment plant are also represented. They highlight the importance of abstracting water below the thermocline as well as disinfecting the water in order to avoid fecal contamination events. Faced with the high variability of microbiological results, statistical tests were used to correlate some bacteria families (e.g. fecal indicators, total coliforms).

1. INTRODUCTION

Dans le cadre de l'auscultation du Léman, des prélèvements destinés à des analyses microbiologiques ont lieu deux fois par an au point SHL2 dans le but de maintenir une surveillance de la qualité hygiénique de la zone pélagique du lac en complément des investigations physico-chimiques réalisées à ces mêmes occasions. Ces mesures représentent donc un volet différent de celles réalisées pour la qualité des eaux de baignade. Le présent rapport fait état des résultats obtenus lors des campagnes menées de 1998 à 2015 incluses. De précédents rapports (REVACLIÉ *et al.*, 1996, REVACLIÉ, 1984) traitaient des campagnes antérieures soit de 1957 à 1995.

2. ÉCHANTILLONNAGE

2.1. PRÉLÈVEMENTS

Tout au long de ces campagnes, les prélèvements ont été réalisés à SHL2 deux fois par an. La première fois dans le courant des mois de mars-avril, c'est-à-dire après le brassage hivernal éventuel et la seconde en automne à la fin de la période de stratification thermique soit dans le courant des mois de septembre-octobre. Ils ont été réalisés à 15 profondeurs différentes :

0, 2.5, 5, 7.5, 10, 15, 20, 30, 50, 100, 150, 200, 250, 275 et 300 mètres de profondeur.

La technique de prélèvement consiste à échantillonner l'eau aux différentes profondeurs à l'aide d'un appareil de type « Van Dorn ». L'échantillon d'un volume de 7 L est ensuite incorporé dans des flacons stériles dédiés aux analyses microbiologiques. Des détails sont donnés dans (REVACLIÉ, 1996). Les échantillons d'eau sont recueillis en flacons stériles et conservés en glacière, à l'obscurité jusqu'au moment de l'analyse. Les analyses ont été réalisées par le Service de la consommation et des affaires vétérinaires (SCAV) du canton de Vaud à Epalinges.

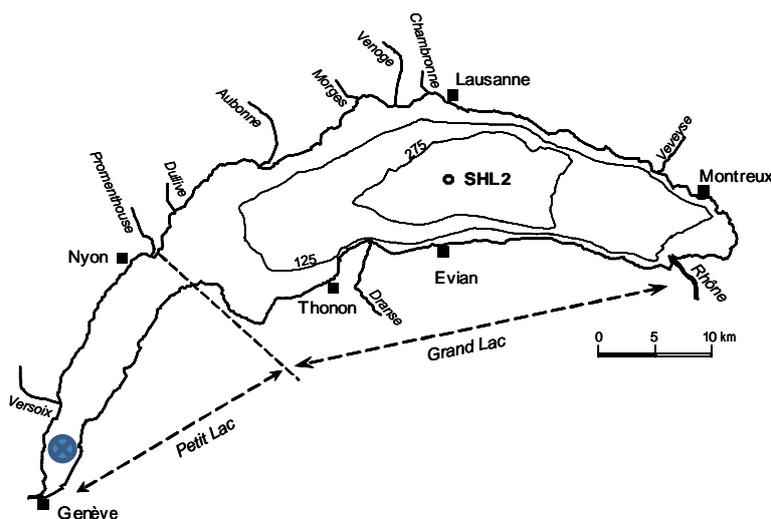


Figure 1 : Situation des points de prélèvement : station SHL2 et crépine

Figure 1 : Location of the sampling sites : SHL2 and strainer head

2.2. ANALYSES MICROBIOLOGIQUES

Les méthodes d'analyse des bactéries sont indiquées ci-dessous. Les résultats sont exprimés en nombre d'unités formant des colonies par unité de volume: habituellement le mL pour les germes aérobies mésophiles (UFC/mL) ou le litre pour les autres bactéries étudiées (UFC/L).

Germes aérobies mésophiles (dénomés aussi germes totaux)

Incorporation dans la masse au moyen d'une pipette jaugée de 1 mL ou 0.1 mL de l'échantillon au sein d'une gélose nutritive additionnée de glucose (PCA : Plate Count Agar) permettant la croissance de tous les germes aérobies sans sélection. Incubation à 30 °C durant 10 jours puis comptage des colonies visibles à l'œil nu. Résultats rapportés pour être exprimés en UFC/mL avec une limite inférieure fixée à 1 UFC/mL.

Les bactéries mises en évidence par ce mode opératoire sont considérés comme des germes parfois appelés aussi « flore hétérotrophe » flore qui nécessite une température moyenne et des conditions aérobies pour croître ; la température d'incubation permet de favoriser les micro-organismes provenant de l'homme et des homéothermes. Il est indispensable de ne considérer les résultats acquis qu'en regard des conditions de culture précitées. Ces dernières influencent d'ailleurs fortement les résultats suivant le mode d'incorporation de l'échantillon, le contenu et la richesse nutritive du milieu de culture ainsi que la température et la durée d'incubation, facteurs qui varient d'une procédure (et des normes) à l'autre. De surcroît, ces germes, dénommés parfois sous l'appellation erronée de « germes totaux » ne représentent qu'une faible fraction de la flore réellement présente (de l'ordre de 1 % voire inférieure). Il n'existe aucune relation entre leur énumération et le nombre de pathogènes susceptibles d'être rencontrés. Toutefois, on suppose que l'incidence des pathogènes est proportionnelle à la population bactérienne en général.

Escherichia coli (E. coli)

Méthode des membranes filtrantes : filtration dans des conditions stériles d'un volume de 10 mL de l'échantillon au travers d'une membrane de porosité 0.45 µm. Reviviscence des germes au moyen d'une pré-incubation durant 2 à 4 heures à 37 °C de la membrane sur un milieu TSA (Tryptose Soja Agar). Enfin sélection par transfert de la membrane sur un milieu gélose TBX à 44 °C durant 10-20 h. Après comptage les résultats sont exprimés en UFC/L. Le résultat est reporté comme étant zéro si aucune colonie n'a poussé sur la membrane (< 100 UFC/L).

E. coli fait partie de la famille des *Enterobacteriaceae* et est une bactérie présente en grand nombre chez tous les animaux homéothermes ainsi que dans les matières fécales humaines (de l'ordre de 10⁷ à 10⁹ unités par gramme de selle, poids sec). Sa mise en évidence - en nombre élevé, elle détermine une contamination récente - indique que l'échantillon est contaminé par des matières fécales car cette bactérie ne se multiplie pas dans l'environnement et son origine est univoque. C'est l'un des meilleurs indicateurs de routine à l'échelon international dont la présence indique la présomption de pathogènes transmissibles par la voie féco-orale.

Entérocoques (Streptocoques fécaux)

Méthode des membranes filtrantes : filtration dans des conditions stériles d'un volume de 100 mL de l'échantillon au travers d'une membrane de porosité 0.45 µm. Reviviscence des germes au moyen d'une incubation durant 24 à 48 heures à 37 °C de la membrane sur un milieu sélectif Compass m-Enterooccus agar. Après comptage les résultats sont exprimés en UFC/L. Le résultat est reporté comme étant zéro si aucune colonie n'a poussé sur la membrane (< 10 UFC/L).

Les entérocoques regroupent des germes du genre *Enterococcus* ainsi que quelques espèces du genre *Streptococcus*. Pour être qualifiés de fécaux, ils doivent être porteurs de l'antigène du groupe D de la classification de Lancefield (BERGEY, 1974). De forme sphérique (coques), disposés en chaînettes, ils ont également une origine liée aux matières fécales mais sont présents en moins grand nombre (de l'ordre de 10⁵ à 10⁷ unités par gramme de selle, poids sec) ; en contrepartie, les entérocoques résistent mieux aux agressions environnementales (dessiccation par exemple) et leur survie dans les eaux douces est supérieure à celle des coliformes (BOEHM & SASSOUBRE, 2014) bien qu'ils soient excrétés en nombre plus faible que ceux-ci. Leur présence unique trahit une contamination fécale ancienne et ce sont alors souvent les seuls indicateurs décelables quand on s'éloigne de la source de pollution.

Coliformes totaux

Méthode des membranes filtrantes : filtration dans des conditions stériles d'un volume de 1 mL de l'échantillon au travers d'une membrane de porosité 0.45 µm. Reviviscence des germes au moyen d'une incubation durant 24 heures à 37 °C de la membrane sur le milieu d'Endo. Après comptage les résultats sont exprimés en UFC/L. Le résultat est reporté comme étant zéro si aucune colonie n'a poussé sur la membrane (< 100 UFC/L).

Les coliformes totaux sont un groupe hétérogène de bactéries telluriques gram négatif aérobies ou anaérobies qui se rencontrent non seulement dans les matières fécales (en majorité) mais également dans l'environnement. Dès lors, ce ne sont pas des indicateurs fécaux au sens strict puisque ce groupe renferme également des bactéries d'autres provenances. S'ils sont capables de se multiplier dans l'environnement, un dénombrement important est presque toujours le signe d'une contamination fécale, contamination qu'il est préférable de confirmer par la mesure des coliformes dits « fécaux ».

Clostridium sulfito-réducteur

Méthode des membranes filtrantes : filtration dans des conditions stériles d'un volume de 100 mL de l'échantillon au travers d'une membrane de porosité 0.45 µm. Reviviscence des germes au moyen d'une incubation en milieu anaérobie durant 48 heures à 37 °C de la membrane sur milieu TSC Agar Base. Après comptage les résultats sont exprimés en UFC/L. Le résultat est reporté comme étant zéro si aucune colonie n'a poussé sur la membrane (< 10 UFC/L).

Ces clostridies sont caractéristiques des bactéries anaérobies telluriques appartenant à la famille des *Bacillaceae* et au genre *Clostridium*. Gram positif, elles produisent des spores de résistance, forme sous laquelle on les trouve dans l'eau ou en milieu aérobie. Elles se rencontrent fréquemment dans les sols, les sédiments et le tractus intestinal de l'homme (et des animaux à sang chaud), même en bonne santé. Elles sont utiles pour diagnostiquer l'influence d'eaux usées mais peuvent donner lieu à de fausses interprétations du fait de leur résistance dans l'environnement. La germination des spores n'intervient du reste qu'en milieu anaérobie strict.

2.3. CALCUL DES MOYENNES PONDÉRÉES

Les moyennes annuelles pondérées sont calculées de façon identique que pour les paramètres physico-chimiques (BLANC *et al.*, 1996) et conformément à ce qui avait déjà été réalisé antérieurement (REVACLIÉ *et al.*, 1996) à savoir que celles-ci tiennent compte du volume de chaque couche d'eau où la mesure microbiologique a été réalisée ainsi que des deux campagnes annuelles. Certaines années cependant, une unique campagne a eu lieu (ces années sont soulignées dans le tableau 1).

2.4. TEST STATISTIQUE

Afin de comparer les résultats entre indicateurs différents ou entre les prélèvements réalisés à différentes périodes, il a été fait usage du test des rangs signés de Wilcoxon. La raison de l'utilisation de ce test est que les données ne remplissaient pas souvent les conditions de tests paramétriques : données disparates et offrant des contrastes marqués, inhomogénéité des variances des deux périodes étudiées, distribution des résultats non symétriques. Le test des rangs signés de Wilcoxon a été réalisé au seuil de signification de 5% de façon unilatérale sauf indication contraire. A noter qu'avec le test de Wilcoxon et contrairement à bien d'autres, l'hypothèse nulle (H0) n'est rejetée que si la valeur calculée est inférieure à la valeur critique des tables.

3. RESULTATS

3.1. FLORE AÉROBIE MÉSOPHILE

Le précédent article (REVACLIÉ *et al.*, 1996) se basait sur une fréquence mensuelle de mesures et permettait ainsi de calculer une moyenne annuelle pondérée par les volumes des différentes couches aux profondeurs investiguées. Pour la série 1998-2015, nous ne disposons que de deux prélèvements par année, réalisés de surcroît au printemps et en début d'automne. La figure 2 montre les résultats annuels (moyennes pondérées par les volumes des différentes profondeurs). La richesse de la flore est, en moyenne, de l'ordre de quelques centaines de micro-organismes par mL.

L'année 2009 (campagne du 9 septembre) se distingue des autres par une flore bien plus abondante au sein des couches d'eau de 30 à 300 m. Bien que plus de 2'300 UFC/mL ont été dénombrés en moyenne (15'000 UFC/mL à la profondeur de 100 m) par exemple, des valeurs supérieures avaient déjà été mise en évidence lors de l'étude précédente : par exemple, 4'800 UFC/mL en 1968. Cependant, les conditions d'incubation n'étaient pas identiques (20 °C durant 10 jours) et donc les anciennes mesures ne sont malheureusement pas comparables.

Il n'a pas été possible d'établir une explication plausible pour ces résultats du 9 septembre 2009. Aucune corrélation n'a pu être établie avec l'efficacité et la profondeur des brassages hivernaux. Le brassage de l'hiver 2008-2009 n'a atteint qu'une profondeur de 150 m alors que les brassages des hivers 2004-2005 et 2005-2006 étaient complets dans l'intégralité de la couche d'eau tout comme en 2011-2012 ; ceux-ci ne génèrent pas une flore plus riche que les autres années. Aussi, ces valeurs élevées en 2009 sont peut-être à mettre sur le compte d'une manipulation non exempte de contaminations. La flore aérobie mésophile est présente en grand nombre sur la plupart des objets de la vie courante ainsi que sur les mains des opérateurs ; l'expérience montre qu'il est malheureusement facile d'obtenir de faux positifs ne serait-ce que dans le cas où les dispositifs d'échantillonnage ne sont pas stériles par exemple.

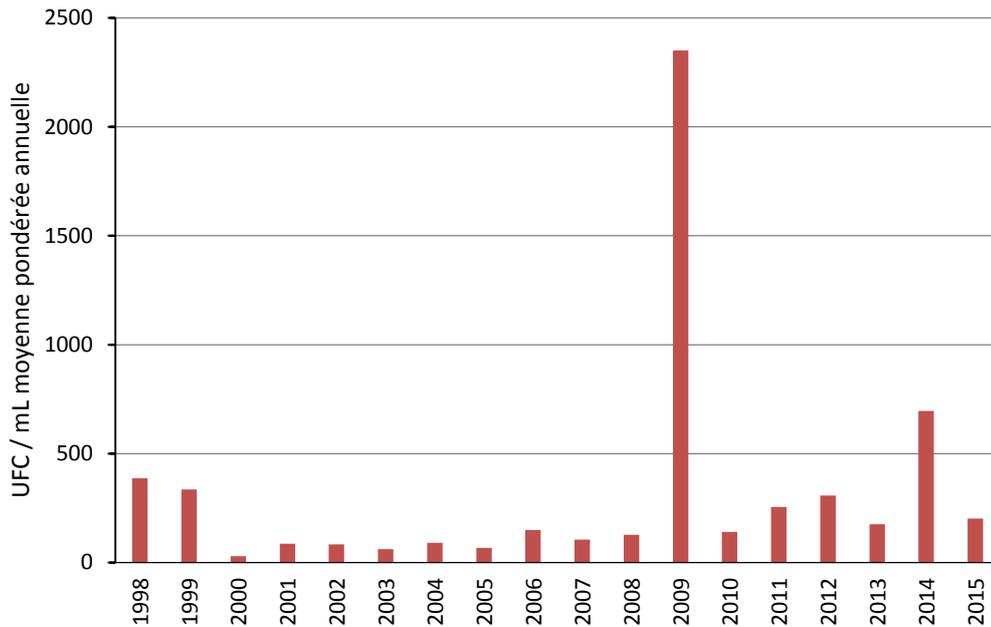


Figure 2 : Moyenne annuelle pondérée pour 15 profondeurs des germes aérobies mésophiles (30 oC – 10 jours) dénombrés au centre du Léman (SHL2) de 1998 à 2015.

Figure 2 : Weighted average (15 depths) in heterotrophic plate counts (30 oC – 10 days) investigated in the center of Geneva Lake (SHL2) from 1998 to 2015.

Il est dès lors plus intéressant de s'intéresser aux éventuels contrastes entre le lac présentant des couches plus ou moins homogénéisées (mars) avec les résultats obtenus en fin d'été quand la stratification thermique est encore établie. La figure 3 permet de constater que la flore hétérotrophe est peu nombreuse et homogène jusqu'à une profondeur de 50 m et qu'en deçà, la reviviscence bactérienne est nettement plus élevée, notamment en automne.

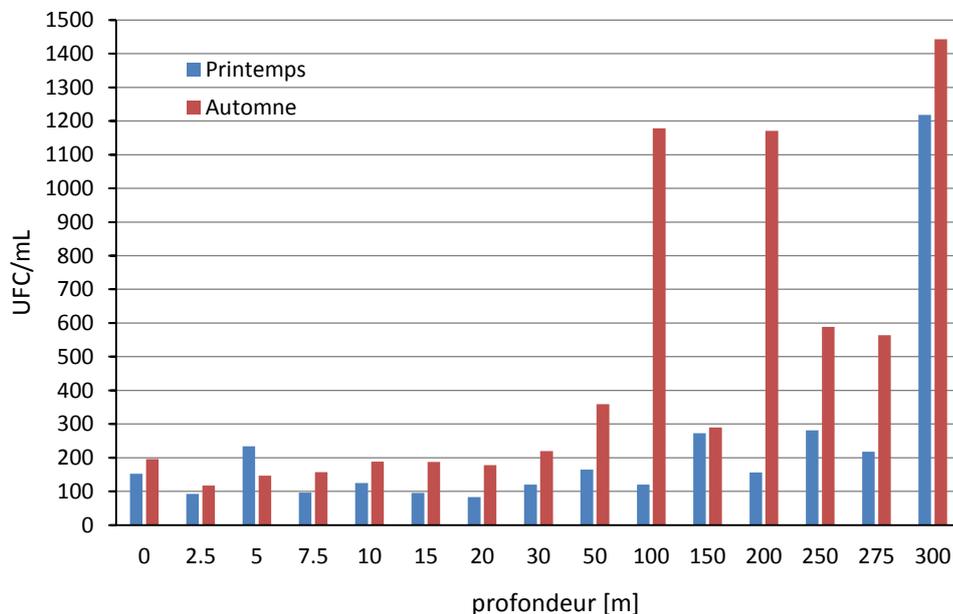


Figure 3 : Moyennes saisonnières des germes aérobies mésophiles (30 oC – 10 jours) dénombrés au centre du Léman (SHL2) de 1998 à 2015 pour 15 profondeurs lors du printemps et de l'automne.

Figure 3 : Seasonal averages in heterotrophic plate counts (30 oC – 10 days) investigated in the center of lake Geneva (SHL2) from 1998 to 2015 at 15 depths during spring and fall.

La conclusion du test statistique avec comme hypothèse alternative : « énumération supérieure en automne par rapport au printemps » indique qu'il faut accepter celle-ci: la valeur obtenue $W=6$ est plus basse que la valeur critique $W(15)=30$, $p < 0.05$. La raison qui peut être invoquée pour ce comportement saisonnier est que la flore hétérotrophe – dont les nutriments sont exclusivement constitués de matières organiques – trouve évidemment plus de carbone pour son accroissement dans les profondeurs. La température de l'eau (plus chaude dans et au-dessus de la thermocline) est également un facteur qui a une influence positive sur la multiplication de cette flore bactérienne dont la température de croissance en laboratoire est de 30 °C, cependant, il n'y a pas la mise en évidence d'une richesse supérieure en germes dans les couches peu profondes ni en surface.

3.2. ESCHERICHIA COLI ET COLIFORMES TOTAUX

Les figures 4 et 5 montrent les résultats pour *E. coli* et pour la famille mère (coliformes totaux) à laquelle cette espèce indicatrice de contamination fécale appartient. Il est donc logique de penser que les résultats affichent systématiquement un nombre supérieur de coliformes totaux que d'*E. coli* ce qui est le cas pour la quasi-totalité des résultats obtenus (excepté l'année 1998). Les analyses des coliformes totaux se sont interrompues dès 2004 (cet indicateur n'étant pas strictement corrélé aux pollutions fécales peut donner lieu à des interprétations erronées), aussi la figure 5 ne reflète qu'un nombre limité à 10 campagnes ; une unique campagne ayant même eu lieu certaines années !

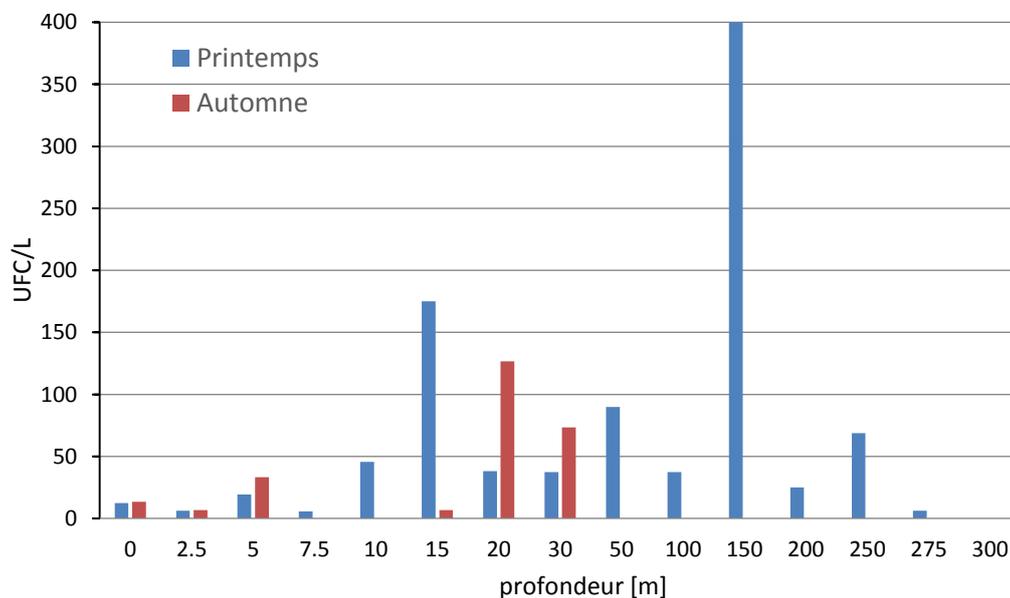


Figure 4 : Moyennes saisonnières des Escherichia coli dénombrés au centre du Léman (SHL2) de 1998 à 2015 pour 15 profondeurs lors du printemps et de l'automne.

Figure 4 : Seasonal averages in Escherichia coli investigated in the center of lake Geneva (SHL2) from 1998 to 2015 at 15 depths during spring and fall.

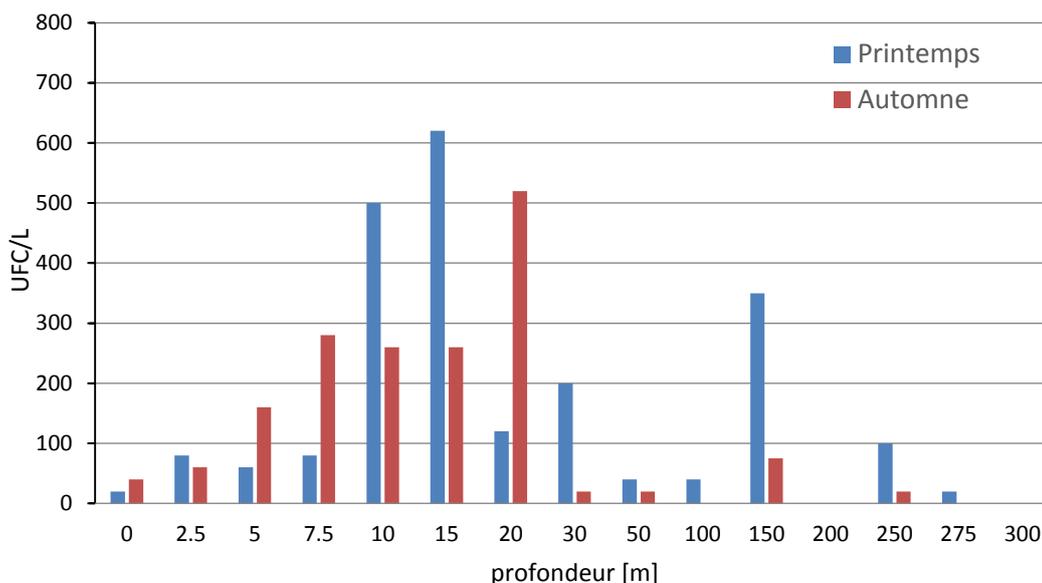


Figure 5 : Moyennes saisonnières des coliformes totaux dénombrés au centre du Léman (SHL2) de 1998 à 2004 pour 15 profondeurs lors du printemps et de l'automne.

Figure 5 : Seasonal averages in total coliforms investigated in the center of lake Geneva (SHL2) from 1998 to 2004 at 15 depths during spring and fall.

Les figures 4 et 5 mettent clairement en évidence que lors de la stratification estivale du lac, les deux indicateurs ne sont présents que dans la couche allant de la surface à 20-30 m uniquement et non pas dans les couches plus profondes (en dessous de la thermocline). Les coliformes totaux n'étant pas indubitablement liés qu'à la présence de contaminants fécaux, leur timide apparition au-delà de 30 m est peut-être à mettre sur le compte d'une source naturelle.

En revanche, lors de l'homogénéisation hivernale du lac, on note la présence de ces deux indicateurs bactériens à presque toutes les profondeurs hormis le fond du lac où ils ne sont pas décelés.

Les constats précédents sont étayés par les tests statistiques. En ce qui concerne l'espèce *E. coli*, la conclusion du test avec pour hypothèse alternative : « plus grande richesse au printemps qu'en automne » indique qu'il faut accepter celle-ci : la valeur obtenue $W=23$ est plus basse que la valeur critique $W(14)=25$, $p < 0.05$. Il n'en va pas de même avec la famille des coliformes totaux où l'hypothèse nulle ne peut être rejetée puisque la valeur obtenue $W=31.5$ est supérieure à la valeur critique $W(13)=21$, $p < 0.05$ montrant ici que les deux distributions ne peuvent être distinguées car cette « large famille » de bactéries n'est pas exclusivement l'apanage d'apports de matières fécales. De surcroît, la statistique n'est basée que sur un nombre restreint de campagnes (10 au total) alors qu'il ascende à 31 pour les autres germes étudiés.

Enfin nous avons voulu corréliser la présence d'*E. coli* avec les autres micro-organismes de sa famille en tenant compte des moyennes annuelles pondérées pour ces deux indicateurs. Afin de disposer d'un échantillon de données plus étendu, nous avons comparé les mesures pour une période allant de 1986 à 2004 (1996, 1997, 1998 exceptés car il n'y a pas de résultats pour les deux premières et en 1998, la numération des coliformes fut inférieure à celle de *E. coli* !). La figure 6 qui permet une comparaison visuelle fait état toutefois de toutes les mesures disponibles entre 1986 et 2015. Le test réalisé montre que l'on peut conserver l'hypothèse nulle : valeur W obtenue=135, $W(16)=35$, $p < 0.05$. Il n'y a pas de différence significative entre les distributions de coliformes totaux et d'*E. coli* au seuil considéré (5%). L'analyse statistique - réalisée sur un échantillon suffisant - démontre bien un lien entre la présence de coliformes (totaux) et *E. coli* et ce lien est leur introduction simultanée par le biais de matières fécales.

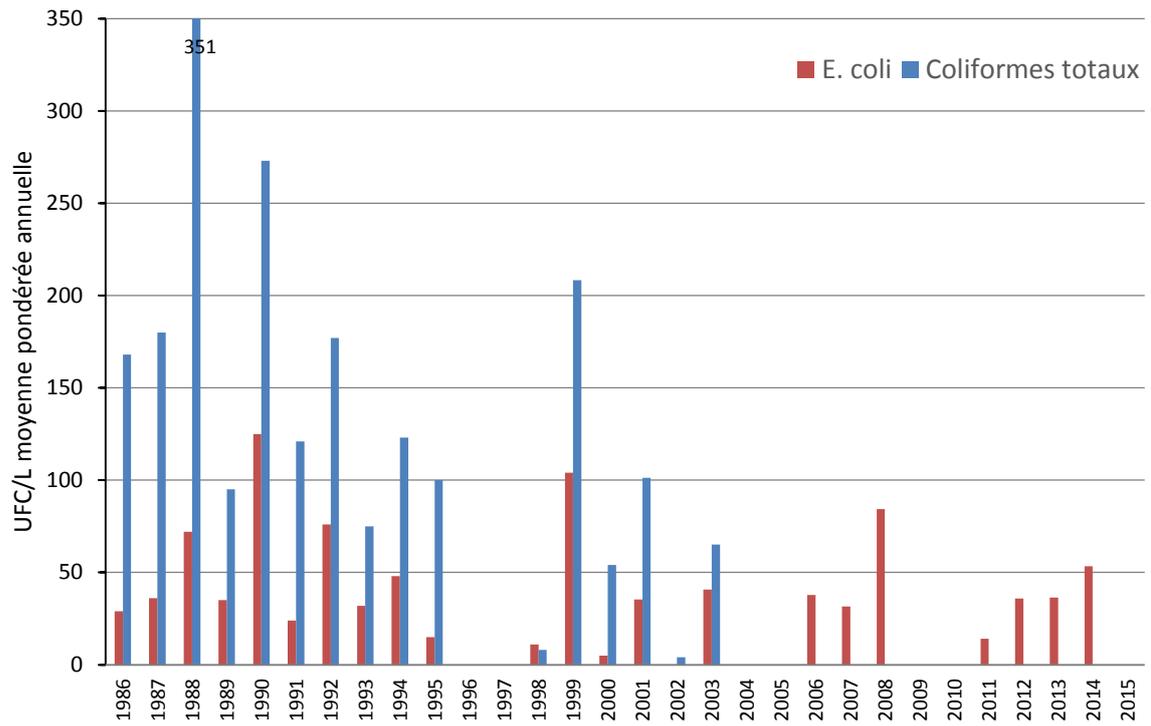


Figure 6 : Comparaison du nombre de coliformes totaux et d'E. coli (moyennes pondérées annuelles pour 15 profondeurs) dénombrés au centre du Léman (SHL2) de 1986 à 2015. Plus de suivi des coliformes totaux dès 2005.

Figure 6 : Comparison between total coliforms with E. coli (annual weighted averages at 15 depths) investigated in the center of Geneva lake (SHL2) from 1986 to 2015. No more total coliforms investigations since 2005.

3.3. ENTÉROCOQUES

La figure 7 montre les résultats du dénombrement des entérocoques lors des deux saisons étudiées.

A l'instar des observations faites pour les coliformes totaux et *E. coli*, on note une densité plus élevée de cet indicateur de contamination fécale au printemps. Il est pourtant d'une sensibilité plus faible que les précédents puisque le dénombrement d'entérocoques est systématiquement inférieur. Durant la phase où les eaux sont homogénéisées, les entérocoques colonisent toutes les profondeurs alors que des mesures plus contrastées apparaissent quand le lac est stratifié. Le nombre maximum d'entérocoques étant observé pour la couche d'eau qui se situe entre 20 et 30 m tout comme c'est le cas pour les deux indicateurs précédents. La conclusion du test statistique avec comme hypothèse alternative : « plus grande richesse en automne qu'au printemps » indique qu'il faut accepter celle-ci : la valeur obtenue $W=22$ est plus basse que la valeur critique $W(14)=25$, $p < 0.05$.

Enfin tout comme pour le binôme [*E. coli* vs. coliformes totaux] nous avons voulu corrélérer la présence des entérocoques avec *E. coli*, tous deux étant des indicateurs stricts de contamination fécale. La figure 8 permet une comparaison visuelle. Le test réalisé montre que l'on doit rejeter l'hypothèse nulle : valeur obtenue $W=10$, $W(17)=34$, $p < 0.05$ et donc qu'il n'y a pas de lien entre ces deux indicateurs. La différence tient au fait que pour plusieurs années (2001, 2003, 2006, 2008, 2013), les entérocoques sont tout de même détectés (car plus résistants) bien que rejetés en quantités plus faibles contrairement à *E. coli* qui n'est pas mis en évidence et ce à toute profondeur.

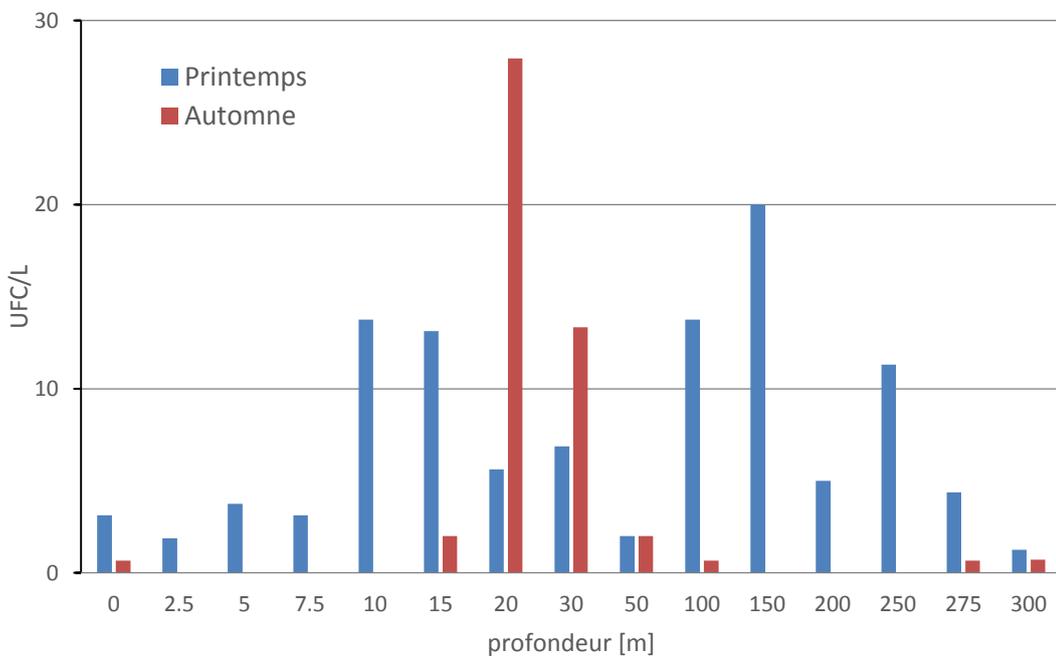


Figure 7 : Moyennes saisonnières des entérocoques dénombrés au centre du Léman (SHL2) de 1998 à 2015 pour 15 profondeurs lors du printemps et de l'automne.

Figure 7 : Seasonal averages in enterococci investigated in the center of lake Geneva (SHL2) from 1998 to 2015 at 15 depths during spring and fall.

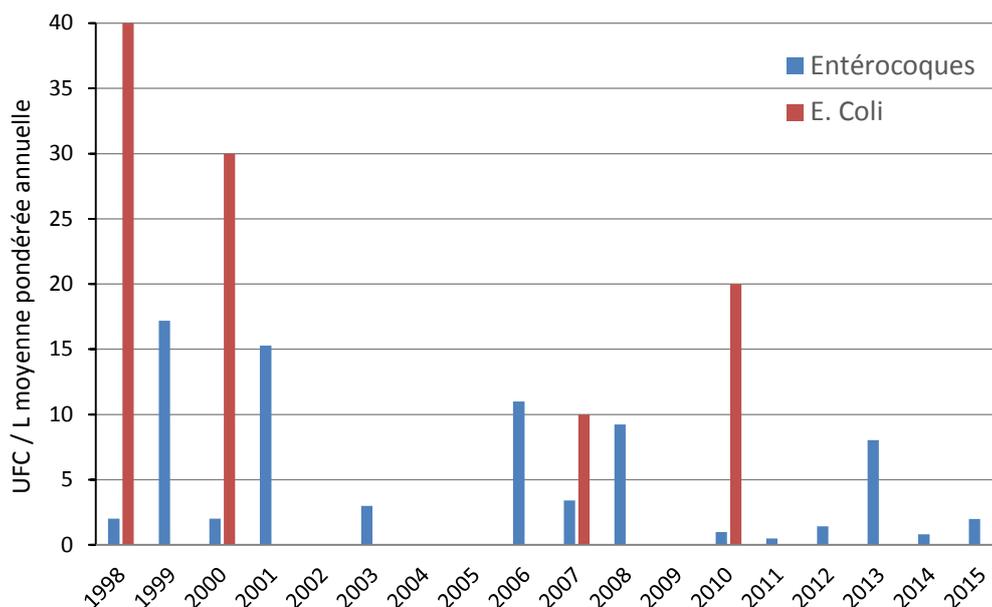


Figure 8 : Comparaison du dénombrement d'entérocoques et d'E. coli (moyennes pondérées annuelles pour 15 profondeurs) au centre du Léman (SHL2) de 1998 à 2015.

Figure 8 : Comparison between enterococci with E. coli (annual weighted average at 15 depths) investigated in the center of lake Geneva (SHL2) from 1998 to 2015.

La précédente étude (REVAQUIER et al., 1996) avait calculé le rapport moyen E. coli (UFC/L) : Entérocoques (UFC/L) afin de préciser la provenance éventuelle des matières fécales considérant que la valeur de 2.2 trouvée alors indiquait une provenance humaine prépondérante. Ce rapport est de 0.6 pour les animaux à sang chaud voire même inférieur chez certains mammifères ; il vaut à peu près 4 pour une origine de nature humaine.

Cette conclusion devrait toutefois tenir compte de limitations imposées par les spécificités des germes étudiés. E. coli voit, comme indiqué plus haut, sa population diminuer bien plus vite que ce n'est le cas pour les entérocoques. Aussi pour un jugement valable, la contamination en matières fécales doit avoir eu lieu moins de 24 heures avant le prélèvement des échantillons ! De surcroît, pour obtenir une précision (confiance) dans le rapport calculé, il est nécessaire que le nombre d'entérocoques mesurés soit au moins supérieur à 25 UFC/100 mL ce qui n'a jamais été observé depuis les premières analyses en 1970 à SHL2 (REVAQUIER et al., 1996). Dans le présent rapport, nous avons tout de même retenu les 4 échantillons - les plus riches - où le dénombrement en entérocoques dépassait 100 UFC/L soit ceux des années 2001, 2003, 2007 ; tous ces échantillons provenant des couches comprises entre 10 et 20 m de profondeur. Le rapport moyen obtenu pour ces quatre analyses est de 5.6 (proche de 4) ce qui attesterait, encore une fois, d'une prépondérance humaine des contaminations fécales.

3.4. CLOSTRIDIUM SULFITO-RÉDUCTEUR

La figure 9 montre les résultats du dénombrement des clostridies sulfito-réducteurs lors des deux saisons étudiées. Il ne semble, visuellement pas y avoir de différence marquée entre les périodes, les spores sont mises en évidence, dans toutes les couches d'eau et de façon spécialement homogène dans l'échantillon printanier. Le test statistique confirme que la valeur obtenue : $W=25.5$, $W(15)=25$, $p < 0.05$ nécessite de devoir conserver l'hypothèse nulle avec un test bilatéral pour ce cas de figure où aucun motif, *a priori*, permettait de poser une hypothèse alternative (H1) plus précise que « différence de distribution des germes entre printemps et automne ».

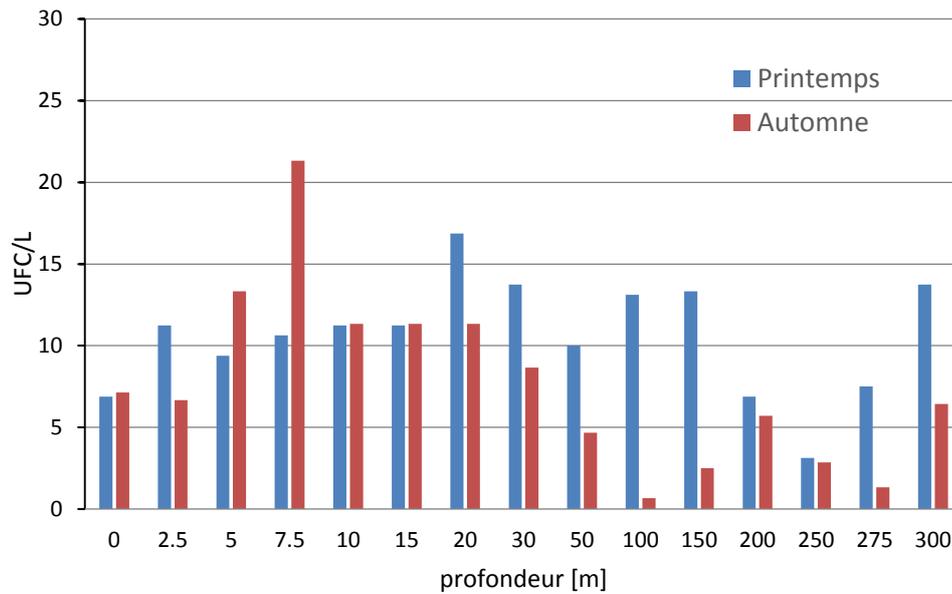


Figure 9 : Moyennes saisonnières des clostridies sulfito-réducteurs dénombrés au centre du Léman (SHL2) de 1998 à 2015 pour 15 profondeurs lors du printemps et de l'automne.

Figure 9 : Seasonal averages in sulfite-reducing clostridia investigated in the center of lake Geneva (SHL2) from 1998 to 2015 at 15 depths during spring and fall.

La plus grande homogénéité des divers résultats acquis pour les clostridies est sans doute due à une mesure qui se réfère non pas à la forme végétative de la bactérie mais à sa forme sporulée. Cette forme particulière confère une résistance élevée aux conditions adverses et permet également une meilleure dispersion environnementale du « micro-organisme » avant sa germination. Dès lors, ces spores ont eu la possibilité d'être disséminées dans l'intégralité des couches d'eau. On notera également, au tableau 1, que les clostridies sont la seule famille pour laquelle l'écart-type est inférieur à la moyenne pluriannuelle ; leur variabilité globale est donc plus faible.

	Germes aérobies mésophiles	E. coli	Coliformes totaux	Entérocoques	Clostridium sulfito- réducteur
	UFC/mL	UFC/L	UFC/L	UFC/L	UFC/L
<u>1998</u>	386	11	8	2	0
<u>1999</u>	336	104	209	17	14
<u>2000</u>	29	5	54	2	8
<u>2001</u>	86	35	87	15	4
<u>2002</u>	83	0	4	0	0
<u>2003</u>	61	41	67	3	12
<u>2004</u>	90	0	0	0	17
<u>2005</u>	67	0		0	9
<u>2006</u>	149	38		11	16
<u>2007</u>	106	32		3	2
<u>2008</u>	127	84		9	10
<u>2009</u>	2351	0		0	4
<u>2010</u>	141	0		1	5
<u>2011</u>	255	14		0	6
<u>2012</u>	307	36		1	1
<u>2013</u>	175	36		8	3
<u>2014</u>	695	53		1	7
<u>2015</u>	202	0		2	6
médiane	145	23	54	2	6
moyenne	314	27	61	4	7
écart type	533	31	74	5.5	5.2

Tableau 1 : Moyennes annuelles pondérées des germes aérobies mésophiles, E. coli, coliformes totaux, entérocoques et clostridies sulfito-réducteurs au centre du Léman (SHL2) de 1998 à 2015. Les moyennes, médianes pluriannuelles et l'écart type sont indiqués au bas du tableau. Les années en souligné sont celles où une seule campagne a eu lieu.

Table 1 : Annual weighted averages of heterotrophic plate count, E. coli, total coliforms, enterococci, sulfito-reducing clostridia investigated in the center of lake Geneva (SHL2) from 1998 to 2015. Multiannual means, medians and standard deviations are reported at the bottom of the table.

4. COMPARAISON AVEC LES MESURES RÉALISÉES DANS UNE INSTALLATION DE POTABILISATION

L'intégralité des analyses microbiologiques de l'eau brute de la station du Prieuré (SIG Genève) a été compulsé afin d'éventuellement pouvoir tirer des enseignements entre les mesures réalisées à 30 m de profondeur à la station SHL2 et les eaux pompées à la profondeur d'environ 30 m dans le petit lac à une distance de 3 km de l'installation de potabilisation située dans le quartier des Pâquis, station qui est exploitée par les Services Industriels de Genève (SIG). L'échelle indiquée à la figure 1 permet de se représenter approximativement la position de la crépine d'aspiration.

Des prélèvements de cette eau qualifiée de « brute » étant réalisés quotidiennement par le laboratoire des SIG, ce sont plus de 3'300 analyses d'entérocoques et d'E. coli ainsi que plus de 2'000 résultats de coliformes totaux qui ont pu être consultés (tableau 2) pour la période couvrant 1998 à 2015.

Il faut souligner ici que l'eau brute est traitée au chlore (javel) dès son aspiration à la crépine. Même si ce réactif - destiné à empêcher les larves de moules zébrées de coloniser la conduite - est rapidement consommé par les matières organiques, il a tout de même un effet certain sur la flore bactérienne que ce soit sous sa forme libre (acide hypochloreux et ion hypochlorite) ou sous sa forme combinée (chloramines). Le temps de transit de l'eau au sein cette conduite d'aspiration dure de une à deux heures selon le débit de pompage appliqué à la station.

	<i>Escherichia coli</i>		Coliformes totaux		Entérocoques	
	UFC/L		UFC/L		UFC/L	
	SHL2	Prieuré	SHL2	Prieuré	SHL2	Prieuré
1998	100	1	0	30	0	5
1999	300	8	300	33	30	4
2000	0	1	0	0	0	0
2001	50	2	250	5	20	2
2002	0	6	0	7	0	3
2003	0	2	0	3	0	1
2004	0	0	0	0	10	0
2005	0	0		0	0	0
2006	0	0		0	0	0
2007	0	0		0	0	5
2008	0	13		1	0	5
2009	0	37			0	21
2010	0	1			0	0
2011	0	0			0	0
2012	0	1			0	0
2013	450	13			90	4
2014	0	10			10	10
2015	0	1			0	1
Moyenne	50	5	79	7	9	3
Maximum	450	37	300	33	90	21
Nb mesures	31	3357	10	2208	31	3337
> 0 UFC/L	5	178	3	119	5	112
Proportion positifs %	16.1	5.3	30.0	5.4	16.1	3.4

Tableau 2 : Moyennes annuelles des teneurs en *E. coli*, coliformes totaux et entérocoques au centre du Léman (SHL2) à 30 m. de profondeur ainsi qu'à la station du Prieuré (eau brute) de 1998 à 2015. La moyenne pluriannuelle, les maxima, le nombre d'analyses et la proportion de celles-ci où les germes ont été mis en évidence sont indiqués au bas du tableau.

Table 2 : Annual averages in *E. coli*, total coliforms and enterococci investigated in the center of lake Geneva (SHL2) at 30 m. depth and in raw water abstracted from Le Prieuré drinking water treatment plant from 1998 to 2015. Multiannual averages, maxima, sample numbers and ratios where bacteria were detected are reported at the bottom of the table.

A la vue des résultats, on notera qu'il y a, en moyenne pluriannuelle, une flore dix fois plus riche dans les échantillons prélevés au centre du lac à SHL2 que ceux récoltés à la station du Prieuré ; ce constat est valable pour les valeurs extrêmes (moins marqué pour les entérocoques toutefois). De plus, la proportion de comptages où des germes fécaux sont mis en évidence est de l'ordre de 16 à 30 % à SHL2 alors que celle-là oscille de 3 à 5 % pour les très nombreux prélèvements réalisés à la station du Prieuré. Ces résultats - bien plus faibles - sont évidemment la conséquence du dosage de chlore à la crépine. Il existe tout de même des années (2008, 2009) où les flores de *E. coli* et d'entérocoques étaient présentes dans l'eau brute de la station du Prieuré mais absentes à SHL2 ; conséquence sans doute de la forte variabilité spatiale (horizontale, profondeur) et temporelle (les germes finissent par disparaître) de la flore microbiologique. A cet égard, il n'est pas rare de constater, parmi les données à SHL2, des rapports de densité de micro-organismes d'un facteur 1'000 le long d'une colonne d'eau pour une même campagne.

Ces divers constats montrent donc qu'en dépit d'une « désinfection » à la crépine d'aspiration, les eaux brutes collectées dans le petit lac peuvent être sujettes à des apports notables de matières fécales. Il est vraisemblable que, sans chloration à la crépine, l'eau collectée drainerait plus fréquemment et à plus forte concentration des matières fécales issues de l'activité humaine.

L'expérience montre que lors d'épisodes de bise d'intensité suffisante, la température de l'eau brute accuse des variations importantes et brusques (par exemple + 10 °C en 20 heures le 22 juillet 2012) signe d'un apport d'eau de surface de moins bonne qualité tous égards confondus (matières en suspension, algues, micro-organismes).

5. OCCURRENCE DES GERMES INDICATEURS FECAUX

Toutes profondeurs confondues et pour toutes les campagnes réalisées (soit l'équivalent de 437 échantillons prélevés à SHL2 entre 1998 et 2015) on a constaté la prévalence de *E. coli* à raison de 9.6 % et celle des entérocoques à une fréquence un peu supérieure soit 13 %. Seuls 5.5 % des échantillons, exhibent simultanément les deux indicateurs bactériens de contamination fécale. Dès lors, on peut facilement calculer les probabilités - conditionnelles - de rencontrer :

- *E. coli* sachant que des entérocoques ont été mis en évidence soit 42 %
- des entérocoques sachant que *E. coli* a été mis en évidence soit 57 %

Ces calculs illustrent et confirment bien ce qui a été relaté ci-avant. La résistance accrue des entérocoques, quand ils sont détectés, se solde près de 6 fois sur 10 par une absence (plus exactement non mise en évidence) d'*Escherichia coli* alors que cette dernière espèce est plus massivement excrétée mais décline aussi plus vite. Par contre, c'est avec un rapport identique que les entérocoques accompagnent « leur cousin » en cas de contamination avérée par *E. coli*. Aussi, les entérocoques jouent, selon les circonstances, le rôle d'unique indicateur de contamination fécale ou alors d'indicateur de confirmation.

6. CONCLUSIONS

Les résultats acquis tout au long de ces 18 campagnes annuelles montrent que la stratification thermique des eaux du Léman joue un rôle dans la dissémination et la répartition des germes tests de contamination fécale. Une fois la stratification établie, ces germes fécaux (ainsi que l'éventail large de pathogènes, virus, protozoaires etc. qui leur sont associés) ont un accès réduit aux profondeurs situées sous la thermocline (LEPINARD *et al.*, 2015).

La barrière stratigraphique ne s'applique cependant plus durant la période froide où la thermocline s'estompe et où le brassage hivernal mélange le contenu tant physico-chimique que biologique des différentes couches. Cette barrière est de surcroît contournée par les germes plus résistants tels ceux capable de former des spores. Leur résistance avérée aux pressions du milieu leur confère une survie allongée et donc une meilleure dissémination et répartition au sein des profondeurs et ce jusqu'au fond du lac. Aussi, la dispersion d'un micro-organisme sera d'autant plus homogène que sa survie sera longue !

On comprend pourquoi les distributeurs d'eau potable qui s'approvisionnent de ressources lacustres cherchent à pomper celles-ci au plus profond. D'une part elles jouissent d'une concentration en matières organiques (planctons divers, pollens, résidus d'algues, larves de moule zébrée etc.) plus faible ce qui facilite grandement leur traitement ultérieur (RAMSEIER *et al.*, 2003), d'autre part elles offrent une température plus fraîche tout au long de l'année (entravant ainsi la reviviscence bactérienne le long du réseau de distribution d'eau potable) et sont également à l'abri des aléas météorologiques qui peuvent brusquement perturber la qualité de l'eau pompée.

Pour la flore hétérotrophe, la répartition de cette population (qui regroupe de nombreux types de germes) suit un autre schéma ; ces bactéries dites « totales » semblent être présentes en plus grand nombre dans les couches profondes du lac qu'en surface. La décantation amène les déchets vers les eaux profondes et la flore hétérotrophe consomme ces nutriments (source de carbone) pour son métabolisme.

Enfin la grande variabilité spatiale et temporelle de la flore microbiologique ne permet pas de tirer des corrélations entre les mesures réalisées à SHL2 et celles obtenues par la société distributrice d'eau potable dont la crépine d'aspiration est très éloignée du centre du grand lac. Cependant, les résultats acquis à SHL2 soulignent bien l'importance de prélever l'eau en dessous de la thermocline, de façon à pouvoir s'affranchir d'une multitude d'éléments (chimiques, biologiques) indésirables pour l'élaboration d'une eau potable de bonne qualité.

D'autre part, durant la période considérée, les eaux pélagiques prélevées au point SHL2 satisfont largement aux critères pour des eaux de baignade d'excellentes qualité, tels que définis par l'Agence européenne de l'environnement : moins de 5'000 *E. coli*/L et moins de 2'000 entérocoques/L (DIRECTIVE 2006/7 CE).

BIBLIOGRAPHIE

- BERGEY (1974) in : Bergey's Manual of Determinative Bacteriology. 8^{ème} éd. The Williams & Wilkins Company, Baltimore.
- BLANC, P., CORVI, C., NIREL, P., REVACLIER, R., RAPIN, F. (1996) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 37-80.
- BOEHM, A., B., SASSOUBRE, L., M. (2014) : Enterococci as indicators of environmental fecal contamination. in Enterococci, from commensals to leading causes of drug resistant infection. Gilmore, Clewell, Ike, Shankar editors.
- DIRECTIVE 2006/7 CE du Parlement européen et du Conseil du 15 février 2006 concernant la gestion de la qualité des eaux de baignade, Annexe I, 46
- LEPINARD, C., RAMSEIER, S., MICHAL, P. (2015) : L'eau des lacs est-elle utilisée pour la consommation humaine. in : Le tour des grands lacs alpins naturels en 80 questions. Ouvrage collectif. Groupe de recherche Rhône-Alpes sur les infrastructures et l'eau. 106-109.
- RAMSEIER, S., MANTEGAZZI, D., BERSIER, Y. (2003) : Qualité des eaux potables produites à partir du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2002, 123-138.
- REVACLIER, R. (1984) : Bactériologie. Le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Synthèse 1957-1982, 241-257
- REVACLIER, R., RAPIN, F., ZUMSTEIN, J. (1996) : Bactériologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 153-165.

RAPPORTS TECHNIQUES

Campagne 2015

ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES

COMPARATIVE INTERLABORATORY ANALYSES

CAMPAGNE 2015

PAR

Sandra VARGAS

DIRECTION GENERALE DE L'EAU – SECOE, 25, av. Sainte-Clotilde, CH – 1205 GENEVE

RÉSUMÉ

Au cours de l'année 2015, le groupe de travail "Qualité analytique" de la CIPEL a organisé 5 essais interlaboratoires concernant des analyses d'éléments nutritifs majeurs (cycles de l'azote et du phosphore, matière organique, ions majeurs), de métaux, de micropolluants d'origine agricole et domestique contenus dans l'eau naturelle.

Le traitement statistique montre que l'ensemble des essais peut être considéré comme bon. La dispersion correspond à une dispersion "typique" de ces essais (préparation des échantillons, techniques analytiques utilisées, etc.). Le nombre de résultats suspects ou aberrants est faible. La récupération des ajouts sur les échantillons "dopés" est en général satisfaisante.

ABSTRACT

During 2015, the CIPEL "Analytical Quality" working organised 5 interlaboratory comparisons assays concerning analyses of the main nutrient elements (nitrogen and phosphorus cycles, organic matter and major ions), pesticides and other micropollutants carried out on the natural water networks.

Statistical tests show that the results can all be considered to be good. The scatter corresponded to a "typical" scatter for these tests (samples preparation, analytical methods). There were only a few suspect or aberrant results. The recovery of additions to "spiked" samples was generally good for all parameters.

1. INTRODUCTION

Les tests interlaboratoires organisés par le groupe "Qualité analytique" au cours de l'année 2015 et proposés aux laboratoires spécialisés dans le domaine de l'eau sont résumés dans le Tableau 1.

Les participants étaient les suivants :

- Les laboratoires cantonaux de protection des eaux suisses et français (Argovie, Bâle-Campagne, Berne, Fribourg, Genève, Neuchâtel, Saint Gall, Schwytz, Vaud, Valais, Zürich, INRA-Thonon)
- Les laboratoires des Services de la consommation et des affaires vétérinaires cantonaux - SCAV (Genève, Jura, Vaud)
- Les laboratoires communaux de distributeurs d'eau et services industriels (Genève, Lausanne, Neuchâtel, La Chaux-de-Fonds, Berne, Zürich);
- Les laboratoires universitaires et de recherche (EPFL, EAWAG)
- Quelques laboratoires privés suisses et français.

Les essais interlaboratoire s'organisent grâce à un tournus d'équipe de préparation d'échantillons avec l'aide de laboratoires participants.

Tableau 1: Liste des analyses interlaboratoires organisées en 2015.

Table 1: List of the interlaboratory surveys organized in 2015.

Date	Matrice	Paramètres	Participants	Préparation des échantillons
03.2015	Rivière (brute et dopée)	Majeurs	20	DGE-PRE, Epalinges - Vaud
03.2015	Eau de réseau dopée	Métaux	13	SIG, Genève
03.2015	Rivière (brute et dopée)	Micropolluants	12	DGE-PRE, Epalinges - Vaud
10.2015	Eau du lac	Majeurs	18	INRA – UMR CARTELE, Thonon-les-Bains, France
10.2015	Rivière (brute et dopée)	Micropolluants	17	DGEau-SECOE, Genève

2. PROGRAMME POUR LE TRAITEMENT DES RÉSULTATS

La méthode de calcul utilisée en 2015, identique à celle utilisée en 2014, est basée sur des statistiques robustes et sur la norme ISO 13528. La valeur cible se réfère à la médiane. 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 à l'avantage, par rapport à la méthode basée par itération, d'être plus simple et de traiter les résultats à partir de 3 valeurs.

3. MÉTHODE DE TRAITEMENT DES RÉSULTATS RETENUE ET EXPLICATION DES TABLEAUX RÉCAPITULATIFS

La méthode de traitement utilisée en 2014 a été reconduite en 2015 :

- 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 ;
- 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.

L'utilisation de la valeur consensuelle par la médiane permet de traiter tous les résultats sans être influencé par les valeurs extrêmes. Cela permet de s'affranchir d'une étape d'élimination préalable basée sur les tests statistiques (Dixon, Grubbs).

Trois fichiers récapitulatifs de résultats sont générés par l'application lors du traitement : Statistiques Générales, Résumé du Laboratoires et Paramètres. Ces trois fichiers ont les structures suivantes :

a) Fichier "Statistiques Générales"

Intitulé Colonne	Explication	Formules
<i>N (stats)</i>	Nbre de laboratoires participants	--
<i>Médiane</i>	Médiane – valeur consensuelle	<i>Me</i>
<i>MAD</i>	Écart médian absolu	$MAD = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i - Me $
<i>sMAD (abs. et %)</i>	Ecart médian lissé absolu et relatif	$sMAD = 1.4826xMAD$
<i>uC (abs. et %)</i>	Incertitude type sur la médiane absolue et relative	$uC = 1.25x \frac{sMAD}{\sqrt{N}}$
<i>Ajout (valeur & Rec. %)</i>	Ajout théorique et recouvrement	$Rec. = \frac{Me * 100}{Ajout}$
<i>z-score >2 >3</i>	Nbre de laboratoire ayant un z-score supérieur à 2 et 3 respectivement	--

a) Fichier "Résumé du Laboratoire"

Intitulé Colonne	Explication	Formules
<i>Moyenne</i>	Moyenne des valeurs mesurées	$Moy = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n m_i$
<i>E-type (abs. et rel.)</i>	Ecart type	$Etype = \sqrt{\frac{\sum(m_i - Moy)^2}{n}}$
<i>Rec</i>	Recouvrement mesuré par rapport à l'ajout théorique	$Rec. = \frac{Moy * 100}{Ajout}$
<i>z-score</i>	z-score	$z = \frac{Moy - Me}{sMAD}$
<i>Di (abs. et rel.)</i>	Ecart à la médiane (abs. et rel.)	$Di = Moy - Me $

Aux paramètres concernant les analyses du laboratoire présentées ci-dessus, un résumé des paramètres du fichier "statistiques générales" sont ajoutés.

b) Fichier "Paramètres"

Intitulé Colonne	Explication
<i>N</i>	Nombre d'analyse effectuée
<i>min</i>	Valeur minimum
<i>max</i>	Valeur maximum
<i>Moy.</i>	Moyenne des valeurs mesurées
<i>E-type</i>	Ecart-type des valeurs mesurées

4. RÉSULTATS

A noter que les z-scores concernant les ajouts sont présentés uniquement à titre indicatif. En effet, il n'est pas correct formellement de traiter ceux-ci comme un vrai paramètre analysé.

4.1. ÉLÉMENTS MAJEURS

Les deux essais interlaboratoires de l'année 2015 permettent l'analyse des éléments majeurs dans de l'eau de rivière et dans l'eau du Léman (Lutry), bruts et dopé. Les résultats sont présentés en tableau 2 et 3.

Au vu des concentrations testées, les deux essais interlaboratoire sont considérés satisfaisants.

Le nombre de résultats suspects (z-score >2) ou aberrants (z-score >3) est relativement constant au fil des années et s'explique par des concentrations basse gamme généralement proche des limites de détection.

Pour les paramètres d'oxydabilité et MES, les résultats sont peu représentatifs, du fait d'un petit nombre de participants.

En ce qui concerne les calculs de l'ajout et des taux de recouvrement, l'ammonium et le calcium présentent des résultats avec des dispersions élevées. Ceci est dû à un dopage peu significatif au vu des concentrations initiales. Pour tous les autres paramètres, les résultats sont bons et conformes aux précédents essais.

4.2. MICROPOLLUANTS ORGANIQUES ET PHYTOSANITAIRES

En 2015, les tests interlaboratoire ont porté sur l'analyse de 26 substances (13 micropolluants organiques d'origine domestique et 15 phytosanitaires) dans deux matrices différentes d'eau de rivière. Parmi ces composés, cinq font partie de la liste de composés qui permettra de contrôler l'abatement des STEPs dès janvier 2016. Le point de prélèvement de l'échantillon d'octobre est un point relativement chargé en micropolluants. Les échantillons ont été distribués dans des récipients en verre pour éviter toute adsorption de substances sur les parois. Les échantillons dopés ont été préparé au laboratoire par l'ajout de 50ng/L et 40ng/L de tous les micropolluants respectivement pour les deux campagnes. Suite à un souci de préparation, les résultats d'octobre concernant la venlafaxin n'ont pas pu être évalués.

Les résultats sont présentés dans les tableaux 4 et 5 pour les essais de mars et octobre respectivement.

Avec une forte augmentation du nombre de laboratoire participant, 17 au mois d'octobre, les résultats sont statistiquement robustes pour presque l'ensemble des substances. Sauf pour l'ioméprol et l'acide mefenamic, le nombre de résultats étaient insuffisants. Usuellement, une participation supérieure à 7 permet une analyse statistique robuste. Historiquement, il avait été décidé de présenter l'ensemble des résultats et de laisser à chacun le choix d'interpréter les chiffres.

Pour les échantillons bruts, on observe une dispersion significative entre les laboratoires participants. En effet, les faibles concentrations mesurées sont proches des limites de quantification ce qui entraîne des incertitudes relatives importantes, comme par exemple la simazine au mois d'octobre.

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 des ajouts se situe entre 80-120% et le nombre de résultats suspects (z-score >2) ou aberrants (z-score >3) est relativement bas.

En conclusion, les résultats sont bons et conformes aux précédents essais.

4.3. MÉTAUX

En 2015, on observe une légère augmentation laboratoires participants montre en comparaison à l'année précédente. Un échantillon d'eau du réseau dopée avec 39 paramètres a été distribué dans des flacons en nalgène. A noter que le mercure a eu un souci de préparation d'échantillon et ne peut être évalué dans cet essai.

Une vingtaine d'éléments présentent une participation insuffisante pour des résultats robustes.

Le nombre de résultats suspects ($z\text{-score}>2$) ou aberrants ($z\text{-score}>3$) est particulièrement bas et l'essai est considéré très satisfaisant, en particulier pour les éléments figurants dans OEaux.

5. CONCLUSIONS

Les essais interlaboratoires confirment une nouvelle fois que l'analyse des paramètres majeurs est maîtrisée par les laboratoires participants. Concernant les micropolluants, l'augmentation des participants permet de confirmer la qualité des analyses pour un plus grand nombre de substances. L'essai interlaboratoires montre que l'analyse de ces paramètres est maîtrisée pour les eaux de surfaces. Il a été observé que les effets de matrice provenant d'échantillons chargés ont une influence non-négligeable. L'utilisation des standards internes permet une correction efficace, la comparaison de cette normalisation entre les différents laboratoires amènerait une meilleure connaissance dans l'analyse de ces substances dans une eau polluée. D'autre part, afin de tenir compte de la révision de l'ordonnance sur la protection des eaux qui entre en vigueur le 1.1.2016, la liste des substances sera revue afin d'inclure les 12 substances indicatrices de l'efficacité des stations d'épurations. Pour les métaux, il en ressort que les techniques sont maîtrisées pour une partie des éléments, une augmentation du nombre de participants permettra d'avoir des études statistiques plus robustes pour un plus grand nombre de métaux.

La dispersion des résultats est en accord avec les valeurs attendues et avec la gamme de concentration testée pour chaque paramètre. L'ensemble de ces résultats confirment la bonne qualité des analyses effectuées par les laboratoires mandatés par la CIPEL.

6. PERSPECTIVES

Historiquement, la CIPEL a joué un rôle d'impulsion dans la surveillance des éléments majeurs. Les efforts fournis ont permis aux laboratoires d'améliorer leurs techniques analytiques pour ces paramètres, qui sont maintenant bien maîtrisées.

Une réflexion a ainsi été initiée concernant l'avenir des essais interlaboratoires organisés par le groupe "qualité analytique". L'intérêt croissant de la problématique des micropolluants et également des diminutions des ressources disponibles dans les cantons font que la CIPEL souhaite concentrer ses priorités sur ces nouvelles techniques analytiques afin de contribuer au perfectionnement de ces dernières.

BIBLIOGRAPHIE

ISO (2005) : Méthodes statistiques utilisées dans les essais d'aptitude par comparaisons interlaboratoires.
Norme internationale ISO 13528, 1^{ère} édition.

ANNEXE 1

Tableau 2 : Interlaboratoire "majeurs" – Mars 2015 – Rhône - Rivière (brute et dopée)

Paramètre	Echantillon		N (stats)	Médiane	sMAD (abs. et %)	uC (abs et %)	Corr. uC	Ajout		z-score			
								Valeur	Rec. %	> 2	> 3		
Carbone org. dissous, nat.	Brut	mg C/l	16	2.29	0.27	12%	0.09	4%	✓		1	1	
Carbone org. dissous, dopé	Dopé	mg C/l	15	3.40	0.34	10%	0.11	3%	✓		1	2	
Carbone org. dissous, ajout	Ajout (calc.)	mg C/l	15	1.18	0.09	8%	0.03	2%	✓	1.25	94%	2	4
Carbone org. total, nat.	Brut	mg C/l	16	2.36	0.27	11%	0.08	4%	✓			2	1
Carbone org. total, dopé	Dopé	mg C/l	16	3.58	0.31	9%	0.10	3%	✓			2	2
Carbone org. total, ajout	Ajout (calc.)	mg C/l	15	1.20	0.14	12%	0.05	4%	✓	1.25	96%	1	2
Ammonium, nat.	Brut	mg N/L	17	0.018	0.007	39%	0.002	12%	✓			0	1
Ammonium, dopé	Dopé	mg N/L	18	0.042	0.011	25%	0.003	7%				1	2
Ammonium, ajout	Ajout (calc.)	mg N/L	17	0.024	0.004	17%	0.001	5%	✓	0.019	125%	0	1
Nitrite, nat.	Brut	mg N/L	18	0.0146	0.0018	12%	0.0005	4%				1	2
Nitrite, dopé	Dopé	mg N/L	18	0.0352	0.0020	6%	0.0006	2%				0	3
Nitrite, ajout	Ajout (calc.)	mg N/L	18	0.0207	0.0012	6%	0.0003	2%		0.0220	94%	3	2
Nitrate, nat.	Brut	mg N/L	18	4.63	0.11	2%	0.03	0.7%				1	4
Nitrate, dopé	Dopé	mg N/L	18	5.56	0.16	3%	0.05	0.8%				1	3
Nitrate, ajout	Ajout (calc.)	mg N/L	18	0.94	0.10	10%	0.03	3%		1.10	85%	1	3
Azote total, nat.	Brut	mg N/L	11	4.92	0.14	3%	0.05	1%	✓			0	1
Azote total, dopé	Dopé	mg N/L	11	5.96	0.29	5%	0.11	2%	✓			1	0
Azote total, ajout	Ajout (calc.)	mg N/L	11	1.03	0.06	6%	0.02	2%	✓	1.23	84%	1	0
Phosphate, nat.	Brut	mg P/l	16	0.018	0.001	8%	0.000	3%	✓			0	5
Phosphate, dopé	Dopé	mg P/l	18	0.068	0.002	3%	0.001	0.8%				0	3
Phosphate, ajout	Ajout (calc.)	mg P/l	18	0.050	0.003	7%	0.001	2%		0.044	113%	1	3
Phosphore total, nat.	Brut	mg P/l	11	0.023	0.007	32%	0.003	12%	✓			0	0
Phosphore total, dopé	Dopé	mg P/l	13	0.258	0.017	7%	0.006	2%	✓			0	2
Phosphore total, ajout	Ajout (calc.)	mg P/l	13	0.235	0.010	4%	0.004	2%	✓	0.239	98%	1	3
Phosphore total FILTRE, nat.	Brut	mg P/l	6	0.020	0.010	49%	0.005	25%	✓			0	1
Phosphore total FILTRE, dopé	Dopé	mg P/l	6	0.246	0.015	6%	0.008	3%	✓			0	1
Phosphore total FILTRE, ajout	Ajout (calc.)	mg P/l	6	0.223	0.007	3%	0.004	2%	✓	0.239	93%	1	1
Silice, nat.	Brut	mg SiO2/l	16	7.54	0.46	6%	0.14	2%	✓			1	2
Silice, dopé	Dopé	mg SiO2/l	16	9.56	0.49	5%	0.15	2%	✓			1	2
Silice, ajout	Ajout (calc.)	mg SiO2/l	15	2.02	0.11	6%	0.04	2%	✓	2.20	92%	2	2
Sodium, nat.	Brut	mg/l	12	8.36	0.34	4%	0.12	1%	✓			2	0
Sodium, dopé	Dopé	mg/l	12	10.56	0.52	5%	0.19	2%	✓			0	0
Sodium, ajout	Ajout (calc.)	mg/l	12	2.14	0.14	6%	0.05	2%	✓	2.53	85%	1	0
Potassium, nat.	Brut	mg/l	12	2.31	0.06	3%	0.02	1%	✓			1	1
Potassium, dopé	Dopé	mg/l	12	5.53	0.23	4%	0.08	1%	✓			1	1
Potassium, ajout	Ajout (calc.)	mg/l	12	3.21	0.35	11%	0.13	4%	✓	3.35	96%	1	0
Calcium, nat.	Brut	mg/l	12	105.85	7.70	7%	2.78	3%	✓			1	0
Calcium, dopé	Dopé	mg/l	12	112.70	4.10	4%	1.48	1%	✓			0	1
Calcium, ajout	Ajout (calc.)	mg/l	11	7.04	3.21	46%	1.21	17%	✓	5.71	123%	1	2
Magnésium, nat.	Brut	mg/l	12	12.05	0.61	5%	0.22	2%	✓			1	1
Magnésium, dopé	Dopé	mg/l	12	13.83	0.87	6%	0.31	2%	✓			0	0
Magnésium, ajout	Ajout (calc.)	mg/l	12	1.66	0.26	16%	0.09	6%	✓	1.92	86%	0	2
Chlorure, nat.	Brut	mg/l	18	13.58	0.31	2%	0.09	0.7%				2	1
Chlorure, dopé	Dopé	mg/l	18	23.06	0.48	2%	0.14	0.6%				1	1
Chlorure, ajout	Ajout (calc.)	mg/l	18	9.51	0.30	3%	0.09	0.9%		10.15	94%	3	1
Sulfate, nat.	Brut	mg/l	17	23.70	1.04	4%	0.31	1%	✓			0	1
Sulfate, dopé	Dopé	mg/l	17	30.50	1.19	4%	0.36	1%	✓			1	1
Sulfate, ajout	Ajout (calc.)	mg/l	17	6.98	0.51	7%	0.16	2%	✓	7.60	92%	3	2
Oxydabilité, nat.	Brut	mg/l	8	6.68	1.10	17%	0.49	7%	✓			1	0
Oxydabilité, dopé	Dopé	mg/l	8	7.79	1.01	13%	0.45	6%	✓			0	0
Oxydabilité, ajout	Ajout (calc.)	mg/l	8	0.88	0.36	41%	0.16	18%	✓			0	1
Alcalinité, nat.	Brut	méq/l	14	5.52	0.22	4%	0.08	1%	✓			0	1
Conductivité 25°, nat.	Brut	µS/cm	16	606	11	2%	4	0.6%	✓			1	1
Mat. en suspension	Brut	mg/L	9	2	1	27%	0	11%	✓			1	0

ANNEXE 2

Tableau 3 : Interlaboratoire "majeurs" – Octobre 2015 – Rivière (brute et dopée)

Paramètre	Echantillon		N (stats)	Médiane	sMAD (abs. et %)	uC (abs et %)	Corr. uC	Ajout		z-score	
								Valeur	Rec. %	> 2	> 3
Carbone org. dissous	Sol. spiking	mg C/l	12	4.06	0.31 8%	0.11 3%	✓	4.04	100%	1	1
Carbone org. total	Sol. spiking	mg C/l	12	4.13	0.13 3%	0.05 1%	✓	4.04	102%	1	0
Ammonium	Sol. spiking	mg N/L	13	0.043	0.024 57%	0.008 20%	✓	0.028	152%	1	1
Nitrite	Sol. spiking	mg N/L	13	0.0166	0.0008 5%	0.0003 2%	✓	0.017	97%	1	2
Nitrate	Sol. spiking	mg N/L	16	0.53	0.06 12%	0.02 4%	✓	0.554	95%	1	1
Azote total	Sol. spiking	mg N/L	9	2.10	0.13 6%	0.06 3%	✓	3.776	56%	0	0
Phosphate	Sol. spiking	mg P/l	14	0.083	0.013 16%	0.004 5%	✓	0.046	180%	0	5
Phosphore total	Sol. spiking	mg P/l	12	3.545	0.152 4%	0.055 2%	✓	3.56	100%	0	1
Phosphore total FILTRE	Sol. spiking	mg P/l	5	3.490	0.133 4%	0.075 2%	✓	3.56	98%	0	0
Silice	Sol. spiking	mg SiO2/l	11	0.49	0.13 26%	0.05 10%	✓	1.027	47%	2	1
Sodium	Sol. spiking	mg/l	10	1.20	0.11 9%	0.04 4%	✓	1.131	106%	0	2
Potassium	Sol. spiking	mg/l	10	3.45	0.35 10%	0.14 4%	✓	2.955	117%	1	1
Calcium	Sol. spiking	mg/l	10	6.81	0.56 8%	0.22 3%	✓	6.413	106%	0	1
Magnésium	Sol. spiking	mg/l	10	1.96	0.21 11%	0.08 4%	✓	1.944	101%	1	0
Chlorure	Sol. spiking	mg/l	16	12.56	0.29 2%	0.09 0.7%	✓	11.621	108%	2	1
Sulfate	Sol. spiking	mg/l	16	7.57	0.39 5%	0.12 2%	✓	7.685	98%	0	1

ANNEXE 3

Tableau 4 : Interlaboratoire "Majeurs" – Mars 2015 – Rivière (brute et dopée)

Paramètre	Echantillon	N (stats)	Médiane	sMAD (abs. et %)	uC (abs et %)	Corr. uC	Ajout		z-score				
							Valeur	Rec. %	> 2	> 3			
Benzotriazol BRUT	Brut	ng/L	10	54	9	18%	4	7%	✓	1	1		
Benzotriazol DOPE	Dopé	ng/L	10	416	59	14%	23	6%	✓	0	1		
Benzotriazol AJOUT	Ajout (calc.)	ng/L	10	366	59	16%	23	6%	✓	401	91%	0	1
Carbamazépin BRUT	Brut	ng/L	5	2	2	84%	1	47%	✓	0	0		
Carbamazépin DOPE	Dopé	ng/L	11	50	6	11%	2	4%	✓	2	0		
Carbamazépin AJOUT	Ajout (calc.)	ng/L	11	48	5	10%	2	4%	✓	50	95%	2	0
Diclofenac BRUT	Brut	ng/L	5	11	1	10%	1	6%	✓	0	1		
Diclofenac DOPE	Dopé	ng/L	9	59	6	10%	2	4%	✓	1	1		
Diclofenac AJOUT	Ajout (calc.)	ng/L	9	49	4	8%	2	3%	✓	50	99%	0	2
Mecroprop BRUT	Brut	ng/L	3	2	0	0.7%	0	0.5%	✓	0	1		
Mecroprop DOPE	Dopé	ng/L	10	47	7	15%	3	6%	✓	2	0		
Mecroprop AJOUT	Ajout (calc.)	ng/L	10	46	6	14%	3	5%	✓	50	92%	1	1
Sulfaméthoxazol BRUT	Brut	ng/L	5	12	4	34%	2	19%	✓	0	0		
Sulfaméthoxazol DOPE	Dopé	ng/L	8	56	7	13%	3	6%	✓	1	1		
Sulfaméthoxazol AJOUT	Ajout (calc.)	ng/L	8	43	5	12%	2	5%	✓	50	87%	2	1
Gabapentin BRUT	Brut	ng/L	3	44	10	23%	7	16%	✓	1	0		
Gabapentin DOPE	Dopé	ng/L	4	86	23	27%	14	17%	✓	0	0		
Gabapentin AJOUT	Ajout (calc.)	ng/L	4	46	3	7%	2	5%	✓	50	92%	0	0
Metformin BRUT	Brut	ng/L	6	444	89	20%	45	10%	✓	1	0		
Metformin DOPE	Dopé	ng/L	6	853	137	16%	70	8%	✓	1	0		
Metformin AJOUT	Ajout (calc.)	ng/L	6	386	60	16%	31	8%	✓	401	96%	0	1
lomeprol BRUT	Brut	ng/L	2	93	10	10%	9	9%	✓	0	0		
lomeprol DOPE	Dopé	ng/L	2	208	29	14%	26	12%	✓	0	0		
lomeprol AJOUT	Ajout (calc.)	ng/L	2	115	19	17%	17	15%	✓	100	114%	0	0
Acesulfame BRUT	Brut	ng/L	5	220	27	12%	15	7%	✓	1	0		
Acesulfame DOPE	Dopé	ng/L	5	613	128	21%	71	12%	✓	0	0		
Acesulfame AJOUT	Ajout (calc.)	ng/L	5	393	102	26%	57	15%	✓	401	98%	0	0
Metoprolol BRUT	Brut	ng/L	4	6	1	18%	1	11%	✓	0	0		
Metoprolol DOPE	Dopé	ng/L	7	57	8	14%	4	7%	✓	0	1		
Metoprolol AJOUT	Ajout (calc.)	ng/L	7	51	7	13%	3	6%	✓	50	102%	0	1
Atenolol BRUT	Brut	ng/L	3	4	0	4%	0	3%	✓	0	1		
Atenolol DOPE	Dopé	ng/L	7	50	10	20%	5	10%	✓	1	0		
Atenolol AJOUT	Ajout (calc.)	ng/L	7	46	13	29%	6	14%	✓	50	92%	1	0
Clarithromycin BRUT	Brut	ng/L	2	2	1	35%	1	31%	✓	0	0		
Clarithromycin DOPE	Dopé	ng/L	6	50	7	13%	3	7%	✓	1	0		
Clarithromycin AJOUT	Ajout (calc.)	ng/L	6	49	8	16%	4	8%	✓	50	98%	0	0
Acide méfénamique BRUT	Brut	ng/L	3	5	1	30%	1	21%	✓	0	0		
Acide méfénamique DOPE	Dopé	ng/L	4	51	3	7%	2	4%	✓	0	1		
Acide méfénamique AJOUT	Ajout (calc.)	ng/L	4	47	1	2%	1	1%	✓	50	95%	0	1
Venlafaxin BRUT	Brut	ng/L	4	3	0	13%	0	8%	✓	0	1		
Venlafaxin DOPE	Dopé	ng/L	7	51	4	9%	2	4%	✓	0	1		
Venlafaxin AJOUT	Ajout (calc.)	ng/L	7	50	7	13%	3	6%	✓	50	99%	1	0
Atrazine BRUT	Brut	ng/L	7	8	2	28%	1	13%	✓	0	0		
Atrazine DOPE	Dopé	ng/L	11	52	8	16%	3	6%	✓	0	0		
Atrazine AJOUT	Ajout (calc.)	ng/L	11	48	10	22%	4	8%	✓	50	95%	0	0
Atrazine-déséthyl BRUT	Brut	ng/L	8	13	4	27%	2	12%	✓	0	1		
Atrazine-déséthyl DOPE	Dopé	ng/L	10	57	16	27%	6	11%	✓	0	1		
Atrazine-déséthyl AJOUT	Ajout (calc.)	ng/L	10	44	18	40%	7	16%	✓	50	88%	1	0
Atrazine-désisopropyl BRUT	Brut	ng/L	3	1	1	51%	1	37%	✓	0	0		
Atrazine-désisopropyl DOPE	Dopé	ng/L	8	46	18	39%	8	17%	✓	0	0		
Atrazine-désisopropyl AJOUT	Ajout (calc.)	ng/L	8	45	18	40%	8	18%	✓	50	90%	0	0
Simazine BRUT	Brut	ng/L	2	4	4	82%	3	72%	✓	0	0		
Simazine DOPE	Dopé	ng/L	9	51	9	17%	4	7%	✓	0	3		
Simazine AJOUT	Ajout (calc.)	ng/L	9	49	7	14%	3	6%	✓	50	98%	0	3
Terbutylazine BRUT	Brut	ng/L	2	3	1	40%	1	36%	✓	0	0		
Terbutylazine DOPE	Dopé	ng/L	9	44	2	4%	1	2%	✓	1	2		
Terbutylazine AJOUT	Ajout (calc.)	ng/L	9	43	5	11%	2	4%	✓	50	85%	1	0
Terbutylazine-déséthyl BRUT	Brut	ng/L	4	6	1	24%	1	15%	✓	0	0		
Terbutylazine-déséthyl DOPE	Dopé	ng/L	8	51	9	18%	4	8%	✓	1	1		
Terbutylazine-déséthyl AJOUT	Ajout (calc.)	ng/L	8	47	11	24%	5	10%	✓	50	94%	0	1
Diuron BRUT	Brut	ng/L	2	1	0	7%	0	6%	✓	0	0		
Diuron DOPE	Dopé	ng/L	11	44	7	17%	3	6%	✓	0	0		
Diuron AJOUT	Ajout (calc.)	ng/L	11	43	7	17%	3	7%	✓	50	85%	0	0
Isoproturon BRUT	Brut	ng/L	5	1	0	6%	0	4%	✓	0	0		
Isoproturon DOPE	Dopé	ng/L	12	48	3	7%	1	3%	✓	3	1		
Isoproturon AJOUT	Ajout (calc.)	ng/L	12	47	4	9%	2	3%	✓	50	94%	3	1
Diazinone BRUT	Dopé	ng/L	8	44	4	10%	2	4%	✓	0	1		
Diazinone AJOUT	Ajout (calc.)	ng/L	8	43	6	13%	3	6%	✓	50	86%	0	1
Metolachlor BRUT	Brut	ng/L	9	9	1	16%	1	7%	✓	1	1		
Metolachlor DOPE	Dopé	ng/L	11	57	6	11%	2	4%	✓	0	2		
Metolachlor AJOUT	Ajout (calc.)	ng/L	11	49	6	13%	2	5%	✓	50	98%	0	2
Metalaxyl BRUT	Brut	ng/L	1	0	0	0.0%	0	0.0%	✓	0	0		
Metalaxyl DOPE	Dopé	ng/L	7	51	14	27%	6	13%	✓	0	0		
Metalaxyl AJOUT	Ajout (calc.)	ng/L	7	50	15	30%	7	14%	✓	50	100%	0	0
2,6- Dichlorobenzamide BRUT	Brut	ng/L	5	13	3	21%	1	11%	✓	1	0		
2,6- Dichlorobenzamide DOPE	Dopé	ng/L	9	51	21	41%	9	17%	✓	0	0		
2,6- Dichlorobenzamide AJOUT	Ajout (calc.)	ng/L	9	47	14	31%	6	13%	✓	50	94%	0	0

ANNEXE 4

Tableau 5 : Interlaboratoire "micropolluants" – Octobre 2015 – Rivière (brute et dopée)

Paramètre	Echantillon	N (stats)	Médiane	sMAD (abs. et %)		uC (abs et %)		Corr. uC	Ajout		z-score		
				MAD	%	uC	%		Valeur	Rec. %	> 2	> 3	
Benzotriazol BRUT	Rivière	ng/L	13	331	35	11%	12	4%	✓			0	3
Benzotriazol DOPE	Rivière (dopé)	ng/L	13	609	94	15%	32	5%	✓			0	2
Benzotriazol Ajout	Ajout	ng/L	13	305	42	14%	14	5%	✓	320	95%	1	3
Carbamazépin BRUT	Rivière	ng/L	15	62	7	11%	2	3%	✓			0	2
Carbamazépin DOPE	Rivière (dopé)	ng/L	15	106	8	8%	3	3%	✓			1	2
Carbamazépin AJOUT	Ajout	ng/L	15	38	11	29%	3	9%	✓	40	94%	1	0
Diclofenac BRUT	Rivière	ng/L	14	71	7	10%	2	3%	✓			0	0
Diclofenac DOPE	Rivière (dopé)	ng/L	14	111	5	5%	2	2%	✓			0	3
Diclofenac AJOUT	Ajout	ng/L	14	37	7	20%	2	7%	✓	40	92%	1	0
Mecoprop DOPE	Rivière (dopé)	ng/L	13	39	5	14%	2	5%	✓			0	2
Mecoprop AJOUT	Ajout	ng/L	13	35	7	21%	3	7%	✓	40	88%	1	0
Sulfaméthoxazol BRUT	Rivière	ng/L	11	11	2	20%	1	7%	✓			2	0
Sulfaméthoxazol DOPE	Rivière (dopé)	ng/L	12	46	2	4%	1	1%	✓			0	4
Sulfaméthoxazol AJOUT	Ajout	ng/L	12	36	3	9%	1	3%	✓	40	90%	0	2
Gabapentin BRUT	Rivière	ng/L	7	177	38	22%	18	10%	✓			0	0
Gabapentin DOPE	Rivière (dopé)	ng/L	7	224	21	9%	10	4%	✓			0	2
Gabapentin AJOUT	Ajout	ng/L	7	44	11	25%	5	12%	✓	40	109%	0	1
Metformin BRUT	Rivière	ng/L	7	645	190	29%	90	14%	✓			2	0
Metformin DOPE	Rivière (dopé)	ng/L	7	1017	344	34%	163	16%	✓			0	0
Metformin AJOUT	Ajout	ng/L	7	372	140	38%	66	18%	✓	320	116%	0	0
lomeprol DOPE	Rivière (dopé)	ng/L	2	79	7	9%	6	8%	✓			0	0
lomeprol AJOUT	Ajout	ng/L	2	78	4	6%	4	5%	✓	80	97%	0	0
Acesulfame BRUT	Rivière	ng/L	7	111	28	25%	13	12%	✓			0	1
Acesulfame DOPE	Rivière (dopé)	ng/L	7	395	39	10%	18	5%	✓			0	1
Acesulfame AJOUT	Ajout	ng/L	7	292	30	10%	14	5%	✓	320	91%	0	1
Metoprolol BRUT	Rivière	ng/L	3	3	0	4%	0	3%	✓			0	1
Metoprolol DOPE	Rivière (dopé)	ng/L	13	45	6	14%	2	5%	✓			1	1
Metoprolol AJOUT	Ajout	ng/L	13	40	9	21%	3	7%	✓	40	100%	1	0
Atenolol BRUT	Rivière	ng/L	3	3	2	58%	1	42%	✓			0	0
Atenolol DOPE	Rivière (dopé)	ng/L	9	43	10	24%	4	10%	✓			0	1
Atenolol AJOUT	Ajout	ng/L	9	39	10	26%	4	11%	✓	40	98%	0	1
Clarithromycine BRUT	Rivière	ng/L	9	37	12	32%	5	13%	✓			0	2
Clarithromycine DOPE	Rivière (dopé)	ng/L	9	73	24	33%	10	14%	✓			0	2
Clarithromycine AJOUT	Ajout	ng/L	9	35	8	23%	3	10%	✓	40	88%	0	2
Acide méfénamique BRUT	Rivière	ng/L	3	16	5	29%	3	21%	✓			0	0
Acide méfénamique DOPE	Rivière (dopé)	ng/L	3	54	5	9%	3	6%	✓			1	0
Acide méfénamique AJOUT	Ajout	ng/L	3	38	1	2%	0	1%	✓	40	95%	0	1
Venlafaxin BRUT	Rivière	ng/L	8	40	7	16%	3	7%	✓			1	0
Venlafaxin DOPE	Rivière (dopé)	ng/L	8	39240	3727	9%	1647	4%	✓			1	1
Venlafaxin AJOUT	Ajout	ng/L	8	39198	3735	10%	1650	4%	✓	40000	98%	1	1
Atrazine BRUT	Rivière	ng/L	6	3	1	26%	0	13%	✓			0	1
Atrazine DOPE	Rivière (dopé)	ng/L	15	44	5	12%	2	4%	✓			1	2
Atrazine AJOUT	Ajout	ng/L	15	40	5	13%	2	4%	✓	40	101%	0	2
Atrazine-déséthyl BRUT	Rivière	ng/L	9	8	2	24%	1	10%	✓			1	1
Atrazine-déséthyl DOPE	Rivière (dopé)	ng/L	14	41	7	17%	2	6%	✓			1	0
Atrazine-déséthyl AJOUT	Ajout	ng/L	14	34	4	12%	1	4%	✓	40	86%	2	2
Atrazine-désisopropyl DOPE	Rivière (dopé)	ng/L	13	32	10	31%	3	11%	✓			0	1
Atrazine-désisopropyl AJOUT	Ajout	ng/L	13	30	7	24%	3	8%	✓	40	76%	0	1
Simazine BRUT	Rivière	ng/L	4	1	0	30%	0	19%	✓			0	1
Simazine DOPE	Rivière (dopé)	ng/L	14	40	6	16%	2	5%	✓			1	2
Simazine AJOUT	Ajout	ng/L	14	37	7	18%	2	6%	✓	40	93%	2	2
Terbuthylazine BRUT	Rivière	ng/L	1	3	0	0.0%	0	0.0%	✓			0	0
Terbuthylazine DOPE	Rivière (dopé)	ng/L	12	36	4	10%	1	4%	✓			1	1
Terbuthylazine AJOUT	Ajout	ng/L	12	32	5	16%	2	6%	✓	40	79%	0	1
Terbuthylazine-déséthyl DOPE	Rivière (dopé)	ng/L	8	34	4	12%	2	5%	✓			1	1
Terbuthylazine-déséthyl AJOUT	Ajout	ng/L	8	32	3	9%	1	4%	✓	40	79%	0	2
Diuron BRUT	Rivière	ng/L	4	5	1	14%	0	9%	✓			1	0
Diuron DOPE	Rivière (dopé)	ng/L	16	40	6	14%	2	4%	✓			2	0
Diuron AJOUT	Ajout	ng/L	16	35	6	17%	2	5%	✓	40	88%	2	0
Isoproturon BRUT	Rivière	ng/L	1	0	0	0.0%	0	0.0%	✓			0	0
Isoproturon DOPE	Rivière (dopé)	ng/L	16	38	5	12%	1	4%	✓			1	0
Isoproturon AJOUT	Ajout	ng/L	16	37	6	15%	2	5%	✓	40	94%	1	0
Diazinone BRUT	Rivière	ng/L	1	1	0	0.0%	0	0.0%	✓			0	0
Diazinone DOPE	Rivière (dopé)	ng/L	12	37	5	13%	2	5%	✓			2	0
Diazinone AJOUT	Ajout	ng/L	12	34	6	17%	2	6%	✓	40	85%	2	0
Metolachlor DOPE	Rivière (dopé)	ng/L	13	41	7	17%	2	6%	✓			1	0
Metolachlor AJOUT	Ajout	ng/L	13	40	4	10%	1	3%	✓	40	100%	0	1
Metalaxyl DOPE	Rivière (dopé)	ng/L	7	36	11	30%	5	14%	✓			0	0
Metalaxyl AJOUT	Ajout	ng/L	7	34	11	34%	5	16%	✓	40	84%	0	0
2,6- Dichlorobenzamide BRUT	Rivière	ng/L	1	2	0	0.0%	0	0.0%	✓			0	0
2,6- Dichlorobenzamide DOPE	Rivière (dopé)	ng/L	11	35	11	30%	4	11%	✓			0	0
2,6- Dichlorobenzamide AJOUT	Ajout	ng/L	11	34	10	30%	4	11%	✓	40	84%	0	0

ANNEXE 5

Tableau 6 : Interlaboratoire "Métaux" – mars 2015 - Lac

Paramètre	Echantillon	N (stats)	Médiane	sMAD (abs. et %)		uC (abs et %)		Corr. uC	Ajout		z-score	
				Valeur	Rec. %	Valeur	Rec. %		> 2	> 3		
Argent	Brut	7	21.5	2.2	10%	1.1	5%	✓			0	0
Aluminium	Brut	11	35.0	8.5	24%	3.2	9%	✓			0	0
Arsenic	Brut	10	2.5	0.4	16%	0.2	6%	✓			2	0
Or	Brut	1	1.0	0.0	0.0%	0.0	0.0%				0	0
Bore	Brut	11	34.1	6.0	18%	2.3	7%	✓			1	0
Bismuth	Brut	5	24.4	2.0	8%	1.1	5%	✓			0	1
Cadmium	Brut	12	24.9	1.6	7%	0.6	2%	✓			0	2
Cobalt	Brut	11	25.0	0.6	2%	0.2	0.8%	✓			0	3
Chrome	Brut	11	26.0	0.6	2%	0.2	0.8%	✓			0	2
Cuivre	Brut	13	57.0	4.4	8%	1.5	3%	✓			2	0
Fer	Brut	11	32.1	2.2	7%	0.8	3%	✓			0	1
Gallium	Brut	6	25.9	3.5	13%	1.8	7%	✓			0	0
Germanium	Brut	4	2.0	0.1	4%	0.0	2%	✓			0	1
Hafnium	Brut	5	11.4	1.4	12%	0.8	7%	✓			0	0
Mercure	Brut	7	4.7	0.6	13%	0.3	6%	✓			0	2
Indium	Brut	4	24.3	0.8	3%	0.5	2%	✓			0	1
Iridium	Brut	5	10.7	1.5	14%	0.8	8%	✓			1	0
Manganèse	Brut	12	26.1	0.8	3%	0.3	1%	✓			1	1
Molybdène	Brut	6	3.4	0.2	5%	0.1	2%	✓			0	0
Niobium	Brut	4	2.0	0.0	2%	0.0	2%	✓			0	1
Nickel	Brut	11	26.5	1.0	4%	0.4	1%	✓			1	2
Osmium	Brut	3	2.0	2.0	97%	1.4	70%	✓			1	0
Plomb	Brut	12	24.0	1.4	6%	0.5	2%	✓			1	2
Palladium	Brut	4	1.8	0.4	24%	0.3	15%	✓			0	0
Platine	Brut	4	2.2	0.5	22%	0.3	14%	✓			0	0
Rhénium	Brut	4	1.9	0.2	10%	0.1	6%	✓			1	0
Rhodium	Brut	4	1.8	0.0	3%	0.0	2%	✓			0	1
Ruthénium	Brut	3	2.0	0.0	2%	0.0	2%	✓			0	1
Antimoine	Brut	9	12.0	0.4	4%	0.2	2%	✓			0	2
Etain	Brut	8	11.6	0.6	5%	0.3	2%	✓			0	1
Tantale	Brut	3	5.1	1.0	20%	0.7	14%	✓			0	0
Tellure	Brut	5	1.9	0.1	5%	0.1	3%	✓			0	1
Titane	Brut	8	12.2	2.9	23%	1.3	10%	✓			1	0
Thallium	Brut	7	24.6	2.8	11%	1.3	5%	✓			0	0
Uranium	Brut	6	4.7	0.8	17%	0.4	9%	✓			0	0
Vanadium	Brut	8	5.3	0.5	10%	0.2	4%	✓			1	0
Tungstène	Brut	4	1.9	0.3	14%	0.2	9%	✓			0	0
Zinc	Brut	13	63.3	5.6	9%	1.9	3%	✓			2	3
Zirconium	Brut	5	11.2	0.4	3%	0.2	2%	✓			0	1

ANNEXE 6

Tableau 6 : Interlaboratoire "majeurs" – octobre 2014 - Rivière

Table 6 : Inter-laboratory "majors"- October 2014 – River

Paramètre	Echantillon	N (stats)	Médiane sMAD (abs. et %)				uC (abs et %)			Corr. uC	Ajout		z-score	
							Valeur	Rec. %	> 2		> 3			
Benzotriazol	Rivière	ng/L	14	61	7	11%	2	4%	✓			0	2	
Benzotriazol	Rivière (dopé)	ng/L	14	449	47	11%	16	4%	✓			1	0	
Carbamazépin	Rivière	ng/L	6	4	0	10%	0	5%	✓			0	0	
Carbamazépin	Rivière (dopé)	ng/L	15	53	6	11%	2	4%	✓			2	0	
Diclofenac	Rivière	ng/L	11	12	2	16%	1	6%	✓			0	0	
Diclofenac	Rivière (dopé)	ng/L	13	61	6	10%	2	3%	✓			1	0	
Mecroprop	Rivière	ng/L	3	3	1	48%	1	35%	✓			0	1	
Mecroprop	Rivière (dopé)	ng/L	14	54	7	12%	2	4%	✓			0	1	
Sulfaméthoxazol	Rivière	ng/L	1	2	0	0.0%	0	0.0%				0	0	
Sulfaméthoxazol	Rivière (dopé)	ng/L	14	52	6	12%	2	4%	✓			0	2	
Gabapentin	Rivière	ng/L	5	22	6	28%	3	15%	✓			0	0	
Gabapentin	Rivière (dopé)	ng/L	7	67	47	70%	22	33%	✓			0	0	
Metformin	Rivière	ng/L	6	313	25	8%	13	4%	✓			0	0	
Metformin	Rivière (dopé)	ng/L	6	735	96	13%	49	7%	✓			0	0	
Iomeprol	Rivière	ng/L	3	114	15	13%	11	10%	✓			0	0	
Iomeprol	Rivière (dopé)	ng/L	3	221	38	17%	27	12%	✓			0	1	
Acesulfame	Rivière	ng/L	6	147	10	7%	5	3%	✓			0	2	
Acesulfame	Rivière (dopé)	ng/L	7	501	35	7%	17	3%	✓			0	3	
Metoprolol	Rivière	ng/L	7	5	0	8%	0	4%	✓			2	1	
Metoprolol	Rivière (dopé)	ng/L	11	59	12	21%	5	8%	✓			0	0	
Atenolol	Rivière	ng/L	4	5	1	14%	0	9%	✓			0	1	
Atenolol	Rivière (dopé)	ng/L	10	55	9	15%	3	6%	✓			1	1	
Clarithromycine	Rivière	ng/L	2	3	3	90%	2	80%	✓			0	0	
Clarithromycine	Rivière (dopé)	ng/L	9	46	10	21%	4	9%	✓			0	0	
Acide méfénamique	Rivière	ng/L	3	7	1	10%	0	7%	✓			0	0	
Acide méfénamique	Rivière (dopé)	ng/L	4	54	4	7%	2	5%	✓			0	0	
Venlafaxine	Rivière	ng/L	2	1	0	0.0%	0	0.0%				0	0	
Venlafaxine	Rivière (dopé)	ng/L	8	53	9	17%	4	8%	✓			0	1	
Atrazine	Rivière	ng/L	1	1	0	0.0%	0	0.0%				0	0	
Atrazine	Rivière (dopé)	ng/L	14	47	4	8%	1	3%	✓			1	0	
Atrazine-déséthyl	Rivière	ng/L	1	1	0	0.0%	0	0.0%				0	0	
Atrazine-déséthyl	Rivière (dopé)	ng/L	13	49	4	9%	2	3%	✓			0	4	
Atrazine-désicnonnyl	Rivière (dopé)	ng/L	11	45	9	20%	3	7%	✓			1	1	
Simazine	Rivière (dopé)	ng/L	13	49	5	11%	2	4%	✓			2	1	
Terbutylazine	Rivière	ng/L	2	1	0	25%	0	22%	✓			0	0	
Terbutylazine	Rivière (dopé)	ng/L	11	44	3	8%	1	3%	✓			1	0	
Terbutylazine-déséthyl	Rivière	ng/L	1	1	0	0.0%	0	0.0%				0	0	
Terbutylazine-déséthyl	Rivière (dopé)	ng/L	8	46	8	17%	3	7%	✓			0	0	
Diuron	Rivière	ng/L	3	3	0	0.0%	0	0.0%				0	0	
Diuron	Rivière (dopé)	ng/L	13	50	6	12%	2	4%	✓			0	0	
Isoproturon	Rivière	ng/L	1	2	0	0.0%	0	0.0%				0	0	
Isoproturon	Rivière (dopé)	ng/L	15	48	7	15%	2	5%	✓			1	0	
Diazinone	Rivière (dopé)	ng/L	12	44	4	9%	1	3%	✓			0	0	
Metolachlor	Rivière (dopé)	ng/L	14	47	6	14%	2	5%	✓			0	1	
Metalaxyl	Rivière (dopé)	ng/L	9	47	7	14%	3	6%	✓			2	0	
2,6-Dichlorobenzamide	Rivière	ng/L	1	1	0	0.0%	0	0.0%				0	0	
2,6-Dichlorobenzamide	Rivière (dopé)	ng/L	10	47	5	10%	2	4%	✓			0	1	

Annexe 7

Tableau 7 : Interlaboratoire "Métaux" – octobre 2014 – Lac

Table 7 : Inter-laboratory "Metals" – October 2014 – Lake

Paramètre	Echantillon	N (stats)	Médiane	sMAD (abs. et %)		uC (abs et %)		Corr. uC	Ajout		z-score	
									Valeur	Rec. %	>2	>3
Argent	Rivière	µg/L	6	19.4	1.9	10%	1.0	5%	✓		0	0
Aluminium	Rivière	µg/L	7	33.2	3.4	10%	1.6	5%	✓		2	0
Arsenic	Rivière	µg/L	7	5.4	0.2	4%	0.1	2%	✓		1	0
Or	Rivière	µg/L	3	3.6	4.9	134%	3.5	97%	✓		1	0
Bore	Rivière	µg/L	8	40.0	4.1	10%	1.8	5%	✓		1	0
Bismuth	Rivière	µg/L	5	19.8	1.7	9%	1.0	5%	✓		0	1
Cadmium	Rivière	µg/L	8	22.2	0.8	3%	0.3	2%	✓		0	0
Cobalt	Rivière	µg/L	9	21.4	1.7	8%	0.7	3%	✓		1	0
Chrome	Rivière	µg/L	9	22.2	1.6	7%	0.7	3%	✓		0	0
Cuivre	Rivière	µg/L	9	59.4	3.3	6%	1.4	2%	✓		1	0
Fer	Rivière	µg/L	9	26.7	1.3	5%	0.5	2%	✓		0	1
Gallium	Rivière	µg/L	4	21.8	2.3	11%	1.5	7%	✓		1	0
Germanium	Rivière	µg/L	4	5.7	1.1	19%	0.7	12%	✓		0	1
Hafnium	Rivière	µg/L	3	6.7	0.3	4%	0.2	3%	✓		1	0
Indium	Rivière	µg/L	2	20.7	0.7	4%	0.7	3%	✓		0	0
Iridium	Rivière	µg/L	3	10.5	0.7	7%	0.5	5%	✓		0	0
Manganèse	Rivière	µg/L	9	22.1	1.5	7%	0.6	3%	✓		0	0
Molybdène	Rivière	µg/L	7	3.6	0.6	16%	0.3	7%	✓		0	1
Niobium	Rivière	µg/L	3	2.1	0.1	3%	0.0	2%	✓		0	0
Nickel	Rivière	µg/L	9	22.4	1.8	8%	0.7	3%	✓		0	0
Osmium	Rivière	µg/L	2	3.3	2.4	71%	2.1	63%	✓		0	0
Plomb	Rivière	µg/L	9	19.9	1.4	7%	0.6	3%	✓		1	0
Palladium	Rivière	µg/L	3	4.0	2.4	61%	1.8	44%	✓		0	0
Platine	Rivière	µg/L	3	5.3	0.0	0.9%	0.0	0.7%	✓		0	1
Rhénium	Rivière	µg/L	3	2.2	0.0	0.1%	0.0	0.1%	✓		0	1
Rhodium	Rivière	µg/L	3	5.1	0.1	2%	0.1	2%	✓		0	0
Ruthénium	Rivière	µg/L	2	5.1	0.1	2%	0.1	2%	✓		0	0
Antimoine	Rivière	µg/L	7	10.1	0.7	7%	0.3	3%	✓		0	0
Etain	Rivière	µg/L	6	10.0	0.7	7%	0.4	4%	✓		0	0
Tantale	Rivière	µg/L	3	3.3	0.5	15%	0.4	11%	✓		0	0
Tellure	Rivière	µg/L	3	4.9	0.3	5%	0.2	4%	✓		0	0
Titane	Rivière	µg/L	4	8.5	3.5	41%	2.2	26%	✓		0	0
Thallium	Rivière	µg/L	6	20.0	3.6	18%	1.8	9%	✓		0	0
Uranium	Rivière	µg/L	6	2.3	0.1	5%	0.1	2%	✓		1	0
Vanadium	Rivière	µg/L	5	2.3	0.2	11%	0.1	6%	✓		0	1
Tungstène	Rivière	µg/L	3	2.2	0.0	0.5%	0.0	0.3%	✓		0	0
Zinc	Rivière	µg/L	9	53.9	4.1	8%	1.7	3%	✓		0	0
Zirconium	Rivière	µg/L	3	7.0	0.0	0.0%	0.0	0.0%	✓		0	1

CONTRÔLE ANNUEL DES STATIONS D'ÉPURATION (STEP)

ANNUAL MONITORING OF WASTE WATER TREATMENT PLANTS (WWTP)

CAMPAGNE 2015

PAR

Magali CONDAMINES

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

ACW Changins, Case postale 1080, CH - 1260 NYON 1

RÉSUMÉ

En 2015, 222 stations d'épuration (STEP) étaient en service dans le territoire couvert par la CIPEL (bassins versants du Léman et du Rhône aval) totalisant une capacité de traitement de 4'619'985 équivalents-habitants. Le bilan global de l'assainissement en 2015 se base sur les résultats de surveillance de 181 STEP pour le phosphore total, 198 pour la DBO₅, et 166 pour la DCO représentant respectivement 99%, 99% et 81% de la capacité du parc épuratoire.

L'année 2015 a vu une diminution des volumes entrants et sortants dans les stations du territoire par rapport aux années précédentes, cohérents avec une pluviométrie particulièrement faible. Les performances des STEP du bassin versant du Léman pour le paramètre phosphore sont stables en 2015 comme ces dernières années, comme en témoigne le rendement moyen d'épuration (91%). Des efforts permettraient toutefois de réduire encore la part des apports en phosphore au lac si le rendement moyen d'épuration atteignait l'objectif de 95% fixé par la CIPEL dans le plan d'action 2011-2020.

A l'échelle du territoire de la CIPEL, le flux de matière organique rejeté après traitement exprimé par la DBO₅ s'élève à 2'635 tonnes d'O₂ et le rendement d'épuration est de 96%. Exprimé par la DCO, le flux s'élève à 9'059 tonnes avec un rendement de 91%. Ces chiffres témoignent de bonnes performances d'épuration pour la matière organique.

Les bons rendements sont à nuancer par des déversements parfois importants. Les volumes et charges associés restent sous-estimés du fait de l'équipement lacunaire en systèmes de mesure de débit des by-pass, déversoirs d'orage, et déversoirs sur les réseaux. Une enquête de 2015 permet de supposer que les charges déversées en entrée de station sont sous-estimées d'au moins un facteur 2. Elle confirme aussi l'importance d'une meilleure connaissance des déversements sur les réseaux dans la qualification de l'impact des systèmes d'assainissement sur les milieux : avec une représentativité de 63% de la capacité totale sur le territoire, les réponses ont permis de dénombrier 637 déversoirs dont 37% seulement sont équipés d'un détecteur de surverse, d'un système de suivi du débit ou encore modélisés et permettraient de quantifier un flux déversé.

Le débit spécifique par temps sec donne une bonne idée des eaux claires parasites qui s'écoulent dans les réseaux d'eaux usées. La valeur de 250 L·EH⁻¹·j⁻¹ observée en 2015 reste élevée, mais c'est la plus faible de celles calculées cette dernière décennie. Cela pourrait malgré tout être en lien avec la pluviométrie également particulièrement faible. Les lourdes démarches mises en place sur les réseaux sont reflétées dans l'évolution de l'indicateur, qui doit donc être observé sur le long terme.

ABSTRACT

In 2015, 222 wastewater treatment plants (WWTP) were operating within CIPEL's territory (drainage basin of Lake Geneva and downstream segment of the Rhone river), with a total treatment capacity of 4'619'985 population-equivalent. The overall sanitation assessment in 2015 is based on the monitoring of 181 WWTP regarding total phosphorus, 198 regarding BOD₅ and 166 regarding COD, representing respectively 99%, 99% and 81% of the treatment capacity in the territory.

2015 saw a decrease in entrance and discharge volumes in the territory's plants in comparison with the previous years, which is congruent with a particularly low pluviometry. Regarding total phosphorus, the effectiveness of the WWTP within Lake Geneva's water basin were stable in 2015 compared with the previous years, as demonstrated by the average treatment efficiency of 91%. However, phosphorus discharge into the lake could further be reduced if this figure reached the 95% goal set by CIPEL in its 2011-2020 Action Plan.

Within CIPEL's territory, the flow of post-treatment organic matter discharged expressed by the BOD₅ amounted to 2'635 tons of O₂ and the treatment efficiency lied at 96%. Expressed by the COD, the flow amounted to 9'059 tons of O₂ with a treatment efficiency of 92%. These figures reveal good waste treatment capacities for organic matter.

However, these fair yields should be nuanced by sometimes large spills. The volumes and loads of these spills are difficult to estimate, due to a lack of flow measuring systems in by-passes, storm overflows and wasteways within the sewage networks. A survey, carried out in 2015, suggested that the spills at the plants entrances were underestimated by a factor of at least 2. The survey confirmed the importance of an improved knowledge of overflows along sewage networks when evaluating the impact of wastewater systems on aquatic environments : with a representativity of 63% of the total treatment capacity of the territory, answers accounted for 637 points of overflow, among which only 37% were equipped by a spill detector, a flow monitoring system or modelled and would allow for a discharge quantification.

Specific flow rate in dry weather gives a fair idea of water inflow and infiltration seeping into the sewage collection and disposal systems. The rate of 250 L · PE⁻¹ · d⁻¹ recorded in 2015 remains high, in spite of being the lowest of the computed figures of the past decade. This could nonetheless be linked to the particularly low pluviometry. The massive steps put in place on sewage networks are reflected in the evolution of this indicator, which must therefore be monitored on the long term.

1. INTRODUCTION

La CIPEL réalise chaque année depuis plusieurs décennies le bilan du fonctionnement des stations d'épuration (STEP) du bassin versant du Léman et du Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy. Ce bilan permet d'avoir une vision globale de l'assainissement et des efforts entrepris pour lutter contre les pollutions d'origines domestique et industrielle. Il est effectué sur la base des résultats de mesures de débits et de concentrations, en particulier les paramètres de pollution "classiques" que sont la DBO₅, le phosphore total et dissous. Les données sont transmises par les services compétents des entités faisant partie de la CIPEL : les directions départementales de l'Ain et de la Haute-Savoie, cantons de Vaud, Valais et Genève.

Cette année, le rapport inclut le paramètre DCO, demande chimique en oxygène, qui sera voué à remplacer la DBO₅ pour la quantification des apports organiques. Ce paramètre fait d'ores et déjà référence pour les administrations françaises et suisses.

Une enquête menée en 2015-2016 par les administrations cantonales, départementales et collectivités du territoire franco-suisse, réunies au sein d'un groupe de travail de la CIPEL, a permis de caractériser le niveau de connaissance des déversements sur les réseaux et en entrée de station : ces résultats sont intégrés au présent rapport.

En 2013, puis en 2014, une partie concernant les rejets en micropolluants avait été ajoutée à cette analyse sur la base des suivis effectués par ces mêmes services, proposant un bilan des rejets pour sept substances sur trois ans. L'exercice n'a pu être reconduit cette année mais sera repris dès que les données nécessaires seront à nouveau disponibles.

2. SITUATION DE L'ASSAINISSEMENT

2.1 ÉTAT DES STATIONS D'ÉPURATION

Dans le territoire de la CIPEL, l'état de l'assainissement en 2015 est le reflet du fonctionnement de 222 STEP, 171 STEP dans le bassin versant du Léman et 51 STEP dans le bassin versant Rhône Aval, totalisant une capacité nominale de traitement de 4'619'985 équivalents-habitants (EH).

Entre 2014 et 2015, quelques petites stations d'épuration ont été arrêtées tandis que d'autres installations ont été mises en eau. En termes de capacité, ces changements sont négligeables à l'échelle du territoire.

Tableau 1 : Stations d'épuration du territoire de la CIPEL

Table 1 : Wastewater treatment plants of the CIPEL territory

Secteur		Nombre	Capacité cumulée (EH)
Léman	Ain	3	21'330
	Genève	2	7'625
	Haute-Savoie	27	306'370
	Valais	78	1'630'765
	Vaud	61	1'043'740
	Total BV Léman	171	3'009'830
Rhône aval	Ain	8	13'515
	Genève	12	993'270
	Haute-Savoie	31	603'370
	Total BV Rhône aval	51	1'610'155
Total territoire CIPEL		222	4'619'985

La majorité des stations sont des systèmes d'épuration de rejets domestiques ; cependant on peut noter que parmi ces 222 :

- trois sont des stations d'épuration industrielles ne recevant pas d'effluents domestiques : Collombey-TAMOIL et Evionnaz-BASF en Valais et La Plaine-Firmenich II à Genève ;
- trois sont des stations mixtes recevant des effluents industriels importants : Monthey-Cimo et Regional-ARA Visp (Lonza) en Valais, ainsi que Vernier Ouest-Givaudan à Genève.

Procédés épuratoires. Le procédé d'épuration de type boues activées représente 67% de la capacité de traitement des STEP du bassin lémanique (figure 1). Ce procédé d'épuration biologique est le plus courant en raison de sa simplicité, de sa souplesse d'exploitation et de son efficacité. Il est d'autant plus efficace que l'âge des boues est élevé. Les installations à moyenne ou forte charge ne traitent que le carbone tandis que les installations à aération prolongée ou faible charge traitent le carbone et l'azote (nitrification, voire dénitrification pour certaines STEP). De plus, les procédés de type boues activées à aération prolongée ou à très faible charge sont à privilégier car ils permettent un meilleur traitement des fractions biodégradables de certains micropolluants.

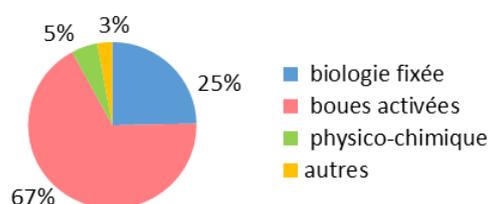


Figure 1 : Répartition de la capacité épuratoire totale des STEP du territoire suivant les procédés d'épuration

Figure 1 : Distribution of the territory's WWTPs total treatment capacity according to the treatment processes used

Ancienneté des équipements. Près d'un cinquième de l'effectif du parc épuratoire a été créé ou rénové il y a 10 ans ou moins; environ un tiers date de plus de 30 ans (figure 2).

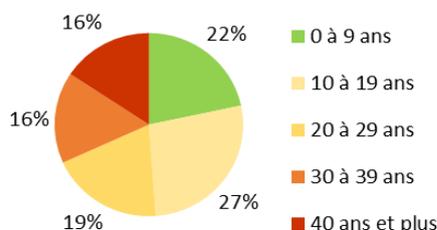


Figure 2 : Répartition en nombre des STEP suivant l'âge de leur création ou de la dernière rénovation importante de la filière « eau » en 2015

Figure 2 : Distribution of the number of WWTPs according to the age of their creation or latest renovation of the water system in 2015

Si l'on raisonne en termes de capacité théorique de traitement (figure 3), les équipements les plus anciens se trouvent dans le canton de Vaud. La station d'épuration de Lausanne, d'une capacité de 412'500 EH, construite en 1965, explique en grande partie ce résultat.

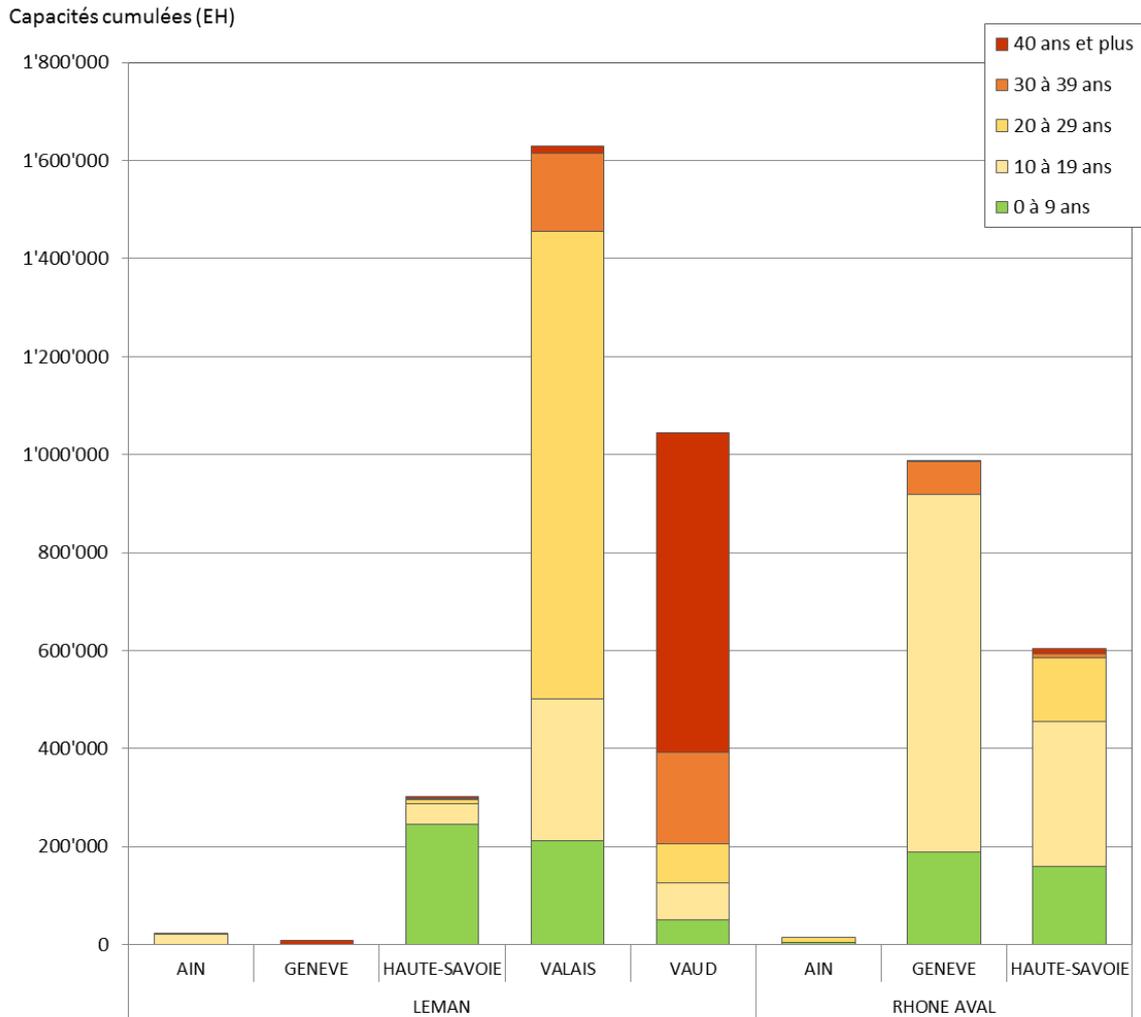


Figure 3 : Capacités théoriques d'épuration dans chaque secteur du territoire en fonction de l'âge des équipements en 2015 ou de la dernière rénovation de la file « eau » (EH)

Figure 3 : Theoretical treatment capacities in each region of the territory according to the age of the plants in 2015 or their latest renovation (population-equivalent PE)

2.2 CONTRÔLES DE L'ASSAINISSEMENT

198 STEP ont transmis des données pour le paramètre DBO₅, 181 pour le paramètre phosphore total et 200 pour les mesures de débit. Ces données donnent une très bonne vision de l'assainissement à l'échelle du territoire de la CIPEL car les STEP dont les résultats ont été analysés représentent pour chacun de ces paramètres plus de 99% de la capacité totale de traitement.

La représentativité des résultats 2015 en termes de capacité et de nombre est similaire à 2014.

La fréquence à laquelle ont lieu les contrôles et/ou les autocontrôles des STEP (avec analyse simultanée des eaux en entrée et en sortie et mesure des débits) varie d'une fois par an, voire une fois tous les deux ans, à une fois par jour selon les STEP et les paramètres mesurés, ce qui influence nettement la qualité des résultats obtenus pour ce qui concerne les flux de pollution et les rendements d'épuration considérés individuellement par STEP. A l'échelle du bassin versant, le bilan peut toutefois être considéré comme robuste, les plus grandes STEP, qui traitent la plus grande partie de la pollution, faisant l'objet de contrôles à une fréquence plus élevée.

Pour la première fois cette année, le rapport s'intéressera au paramètre DCO, pour lequel 166 STEP effectuent des contrôles en entrée et en sortie, représentant 81% de la capacité totale.

3. BILAN DU FONCTIONNEMENT DES STEP

3.1 DÉBITS ET VOLUMES

Le tableau 2 présente les débits journaliers mesurés en 2015 pour 200 STEP du territoire de la CIPEL. Le volume journalier moyen entrant est de 751'979 m³ soit une diminution d'environ 10% par rapport à 2014. Le volume des eaux traitées mesuré en sortie des stations d'épuration est également plus faible qu'en 2014 ; il est de 715'658 m³, soit 95 % du volume total entrant (figure 4).

Comme une grande partie des STEP n'est pas équipée de débitmètres en entrée et/ou en cours de traitement pour mesurer les déversements, le volume journalier déversé est sous-estimé. Les débits déversés mesurés en entrée et/ou en cours de traitement en 2015 représentent environ 5 % du débit total entrant. A noter que ceux-ci ne tiennent pas compte des déversements situés sur les réseaux. Une enquête menée en 2015-2016 a permis d'affiner la connaissance qu'ont les institutions et/ou les exploitants des stations de ces déversements (cf. ci-dessous).

Tableau 2 : Débits journaliers mesurés dans les STEP du bassin CIPEL en 2015.

Table 2 : Daily flows through the WWTPs of the CIPEL basin in 2015.

Bassin versant (BV)	Canton / Départ.	Débits mesurés (m ³ /j)					Débit ²⁾ spécifique en L.EH ⁻¹ .jour ⁻¹	
		Nombre de STEP contrôlées	Déversé en entrée ¹⁾	Entrée de STEP	Déversé en cours de traitement ¹⁾	Sortie	Nombre de STEP contrôlées	Débit spécifique
Léman	Ain	3	23	5'675	-	5'809	-	-
	Genève	2	0	2'469	366	2'103	2	356
	Hte-Savoie	23	553	36'217	260	36'546	9	186
	Valais	63	2'792	195'293	3'290	194'795	60	342
	Vaud	61	1'738	215'775	16'217	199'558	61	278
Total BV Léman		152	5'105	455'429	20'132	438'811	132	290
Rhône aval	Ain	8	81	1'311	-	2'477	-	-
	Genève	10	6'624	204'740	4'584	199'721	9	228
	Hte-Savoie	30	1'210	77'478	591	74'649	19	152
Total BV Rhône aval		48	7'916	283'529	5'175	276'847	28	207
Total territoire CIPEL		200	13'021	738'957	25'307	715'658	160	250

¹⁾ : Les débits déversés sont sous-estimés étant donné que toutes les stations ne les mesurent pas, ce qui explique l'écart entre les débits en entrée et en sortie.

²⁾ : Le débit spécifique est calculé sur la base des mesures effectuées par temps sec.

La diminution des volumes mesurés en entrée comme en sortie par rapport à 2014 à l'échelle du territoire se note au niveau individuel pour la grande majorité des STEP. Elle est le reflet de la pluviométrie de 808.7mm observée sur le bassin cette année, qui est de 24.3% inférieure à celle de 2014, et en déficit de 19.6% par rapport à la moyenne 1981-2010 (BARBIER et QUETIN, 2016).



Figure 4 : Répartition des volumes traités et déversés par les STEP du territoire de la CIPEL en 2015

Figure 4: Distribution of the volume treated and discharged by the WWTPs serving the territory of the CIPEL in 2015

Les débits spécifiques par temps sec indiquent le niveau de dilution des eaux usées par des eaux claires permanentes, telles que les eaux de drainage, les eaux souterraines, les eaux de fontaines ou de captage de sources. Le calcul des débits spécifiques est le suivant :

$$Q_{spe} = \frac{1}{2} (Q_{j20} + Q_{j50}) / EH$$

avec : Q_{j20} : débit par temps sec qui n'est pas dépassé 20% des jours de l'année

Q_{j50} : débit par temps sec qui n'est pas dépassé 50% des jours de l'année

EH : équivalents-habitants moyens calculés à partir de la charge mesurée en entrée en DBO₅ (avec 1 EH = 60 g.j-1 de DBO₅), en phosphore total (1 EH = 1.8 g.j-1 de Ptot), et en DCO (1 EH = 120 g.j-1 de DCO).

Le renouvellement des réseaux d'assainissement est un travail de longue haleine dont les résultats doivent être observés sur le long terme. Il semble se dégager une tendance à la diminution depuis 2001 (figure 5), ce qui pourrait attester de la lutte contre les eaux claires parasites à l'échelle du territoire de la CIPEL. Cependant en 2012 puis 2013, le débit spécifique augmentait pour atteindre 350 litres par équivalent-habitant et par jour (L·EH⁻¹·j⁻¹) à l'échelle du territoire. De la même façon que la pluviométrie importante de ces années a certainement influencé les valeurs de débits et donc le débit spécifique, il est probable que les plus faibles pluviométries observées en 2014 et 2015 aient malgré tout influencé le calcul de cet indicateur et conduisent à surestimer l'amélioration des réseaux. La valeur observée en 2015, de 250 L·EH⁻¹·j⁻¹, en nette diminution par rapport à 2014, confirme cette hypothèse. Elle est la plus faible des valeurs calculées depuis 2001.

Si l'on admet que la consommation journalière par habitant est d'environ 150 litres et sachant que des réseaux de bonne qualité peuvent véhiculer jusqu'à 30% d'eaux claires parasites, cela correspond à un débit spécifique de l'ordre de 200 L·EH⁻¹·j⁻¹. Par conséquent, la valeur de 250 L·EH⁻¹·j⁻¹ reste importante. La séparation des eaux usées et parasites (permanentes et pluviales) lorsqu'elle peut techniquement être envisagée, l'optimisation du fonctionnement des ouvrages et l'entretien correct des réseaux, sont autant d'actions qui doivent être encouragées car elles permettent d'agir très concrètement pour diminuer les déversements et améliorer le fonctionnement des STEP, qui n'est pas optimal lorsque les eaux usées sont diluées.

Remarque : Les années précédentes, le calcul de EH n'incluait pas la DCO, qui intègre le rapport cette année ; et l'équivalent en Ptot se basait sur l'hypothèse 1 EH = 2.2 g.j-1 de Ptot. Cette valeur a été revue de manière à la rendre cohérente avec les valeurs de référence française et suisse, suite notamment à l'arrêt d'utilisation de détergents avec phosphates dans les lessives par les ménages (Stricker et al, 2010 ; VSA, 2014). Le changement de méthodologie doit, en théorie, « améliorer » la valeur du débit spécifique, même si l'effet est tempéré par l'utilisation d'une moyenne des ratios impliquant également la DBO et la DCO. En 2015, la comparaison des valeurs de débit spécifique par territoire (canton / sous-bassin) selon que l'on choisisse l'ancien équivalent de 2.2 g.j-1 de Ptot, ou le nouveau à 1.8 g.j-1 témoigne d'une amélioration de 5.6% (avec l'ancien ratio, la valeur de débit spécifique moyenne pour 2015 serait de 264 L·EH⁻¹·j⁻¹, qui resterait particulièrement basse sur la chronique 2001-2015).

Il faut également souligner que la méthodologie de calcul du débit spécifique ne prend en compte que la part domestique de trois STEP qui reçoivent une part importante d'effluents industriels (Vernier-Ouest Givaudant à Genève, ainsi que Monthey-Cimo et Regional-ARA Visp en Valais).

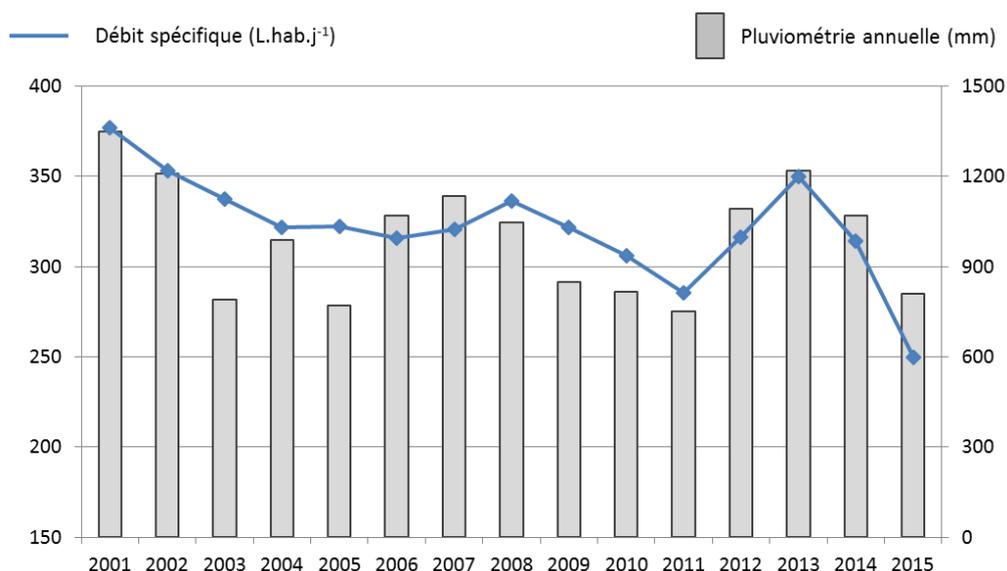


Figure 5 : Évolutions du débit spécifique (en L-EH⁻¹.j⁻¹) et de la pluviométrie moyenne (en mm) depuis 2001. Avertissement : une actualisation de la méthodologie en 2015 induit un écart d'environ 5.6% entre les valeurs avant et après 2015 (en faveur des nouvelles).

Figure 5 : Changes in the specific flow (in L-PE⁻¹.d⁻¹) and mean rainfall (mm) since 2001. Caution : the use of a new methodology in 2015 entails an approximately 5.6% difference between values before and after 2015 (smaller in 2015 and after).

Déversements: la connaissance des réseaux peut encore s'améliorer

Une enquête menée en 2015-2016 a permis d'affiner la connaissance qu'ont les administrations cantonales, départementales et les collectivités des déversements des systèmes de collecte et de traitement des eaux usées. L'enquête a visé les 116 STEP d'une capacité de plus de 2'000EH du territoire, représentant 77% de la capacité du parc épuratoire de la CIPEL. Parmi elles, des informations ont été obtenues pour 82 stations, représentant 82% de la capacité des STEP étudiées, et donc 63% du parc complet du territoire de la CIPEL.

A-t-on une bonne connaissance des déversoirs situés sur les réseaux ?

La première question visait à évaluer la qualité de la connaissance des déversoirs situés sur les réseaux et en entrée de STEP selon 4 niveaux (« on sait que la connaissance est mauvaise/moyenne/bonne », par exemple s'il existe une étude diagnostique ; ou bien « on ne sait pas quel est le niveau de la connaissance »). La connaissance est bonne pour 80% des réseaux et 84% des déversoirs en entrée de station. Cela signifie tout de même que dans 1 cas sur 5, on ne peut pas dire avec précision où se trouvent les déversoirs sur le réseau, donner leur capacité, ou décrire leur fonctionnement. Suite aux démarches engagées en France et à Genève, le niveau de connaissance est maximal sur ces territoires.

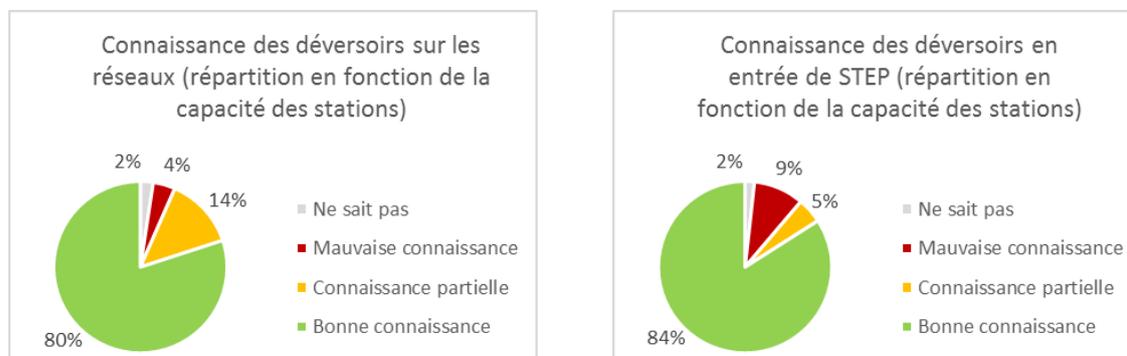


Figure 6 : Connaissance des déversoirs sur les réseaux des stations d'une capacité supérieure à 2'000EH en 2015-2016 (à gauche), ainsi qu'en entrée de station (à droite)

Figure 6 : Knowledge of overflow systems on sewage networks of plants of a treatment capacity greater than 2'000EI in 2015-2016 (left), and at the plants' entrance (right)

Combien y a-t-il de déversoirs sur les réseaux ? Peut-on connaître leurs déversements ?

Sur les réseaux des stations pour lesquelles on a obtenu une information, on dénombre 637 déversoirs, dont 74 ont une capacité de plus de 10'000EH. Au total, 78% des déversoirs sont entretenus (maintenance régulière), et 37% sont équipés d'un détecteur de surverse, d'un système de suivi du débit ou encore modélisé).

Tableau 3: Déversoirs situés sur les réseaux des stations de plus de 2'000 EH ainsi qu'en entrée de station en 2015-2016

Table 3 : Overflow systems of sewage networks of plants greater than 2'000 PE, and at the entrance of the plants in 2015-2016

	Déversoirs situés sur les réseaux des stations de plus de 2'000EH				Déversoirs situés en entrée des stations de plus de 2'000EH		
	Moins de 2'000 EH	Moins de 10'000 EH	Plus de 10'000 EH	Tous	Moins de 10'000 EH	Plus de 10'000 EH	Tous
Nombre total	352	211	74	637	39	40	79
Part entretenus	69%	90%	82%	78%	87%	100%	94%
Part équipés ou modélisés	26%	48%	55%	37%	69%	73%	71%

Que sait-on des déversements en entrée de station d'épuration ?

Lorsque les stations sont équipées d'un déversoir, celui-ci est quasi-systématiquement entretenu ; il est également équipé d'un système de détecteur ou mesure de déversement, ou modélisé, dans 71% des cas.

Etant donné la représentativité des réponses, on peut estimer que les déversements des stations sont mesurés pour 45% de la capacité du parc épuratoire sur le territoire de la CIPEL. Les valeurs annoncées pourraient donc être multipliées par 2, pour les débits comme pour les flux.

Cette enquête met en lumière l'importance d'améliorer la connaissance des systèmes et de quantifier les déversements des réseaux comme des stations d'épuration.

3.2 PHOSPHORE TOTAL ET RÉACTIF SOLUBLE (DISSOUS)

3.2.A. Phosphore total dans le bassin versant du Léman

Les exigences suisses et françaises pour le traitement du phosphore dans le bassin du Léman sont rappelées ci-dessous. Toutefois, des exigences plus strictes peuvent être fixées par les autorités compétentes selon la qualité du milieu récepteur.

	Réglementation	Charge brute de pollution organique reçue en kg/j	Concentration maximale	Rendement minimum
Suisse	Ordonnance fédérale sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (OEaux, 1998)		0.8 mgP.L ⁻¹	80 %
France	Arrêté du 21 juillet 2015	600 à 6'000 kg.j ⁻¹ > 6'000 kg.j ⁻¹	2.0 mgP.L ⁻¹ 1.0 mgP.L ⁻¹	80 % 80 %
CIPEL	Recommandation du Plan d'action 2011-2020		0.8 mgP.L ⁻¹	95 %

Rq : 600kg DBO5.jr-1 correspondent à 10'000EH.

Le tableau 5 en annexe présente le bilan de l'épuration du phosphore total pour l'année 2015.

En 2015, 143 stations du bassin du Léman ont transmis les données relatives au suivi de leurs flux entrants et sortants de phosphore (pour au moins un jour de l'année), représentant 99% de la capacité des stations du bassin lémanique.

Caractéristiques des eaux brutes en entrée de station. Le flux global entrant est relativement stable entre 2014 et 2015, et s'élève en 2015 à 777 tonnes (contre 828 en 2014, soit -6%). Derrière cette impression de stabilité générale se trouvent toutefois diverses petites variations individuelles.

Globalement, les concentrations d'entrée en 2015 sont légèrement supérieures à 2014 (environ +6%), ce qui s'explique dans la plupart des cas par une diminution en moyenne des volumes entrants cette année.

Caractéristiques du fonctionnement des STEP et des rejets. Le rendement moyen d'épuration à l'échelle du bassin versant du Léman est relativement stable ces dernières années. En 2015, il est d'environ 91% en (90% en 2014). Les flux rejetés sont inférieurs à 2014 : en 2015, 69 tonnes de phosphore d'origines domestique et industrielle ont été rejetées après traitement dans les milieux aquatiques du bassin lémanique, soit dans les rivières, soit directement dans le Léman (82 tonnes en 2013).

En tenant compte de tous les déversements mesurés, le flux total rejeté au Léman est plus faible en 2015 qu'en 2014 (95 tonnes ; -18%).

On peut toutefois remarquer que l'information relative aux déversements reste, comme chaque année, difficile à interpréter vu la faible représentativité des mesures de déversements et le fait que les déversements sur les réseaux ne sont pas pris en compte ici. En lien avec la plus faible pluviométrie en 2015 par rapport aux années précédentes, il y a dû y avoir moins de déversements en 2015, tant au niveau des déversoirs d'orage qu'à celui des by-pass. Les mesures disponibles sur ces points de déversements sont lacunaires et ne permettent pas de les quantifier de manière satisfaisante. Les bons rendements des stations d'épuration ne permettent donc d'appréhender que partiellement la réalité des flux déversés par les systèmes d'assainissement.

Ces différences à l'échelle du bassin ne sont pas nécessairement représentatives de chaque station. On peut noter que les stations les plus importantes du bassin sont celles de Lausanne, qui représente 24% des rejets dans le bassin (17 tonnes en 2015), et de Thonon (5 tonnes en 2015, soit environ 7% des rejets au Léman).

La CIPEL recommande dans son plan d'action 2011-2020, un objectif de 95% de rendement en moyenne annuelle pour les eaux traitées du bassin du Léman. Avec un tel rendement (et à déversements constants), environ 30 tonnes de moins de phosphore seraient apportées au Léman ! Actuellement, sur les 143 STEP qui traitent et mesurent le phosphore total, 30 atteignent un rendement supérieur ou égal à 95%, soit 5 de moins qu'en 2014, mais elles ne représentent que 13% du flux total entrant. Notons que 25 STEP ont des performances inférieures aux exigences réglementaires (rendement moyen d'épuration inférieur à 80%). Autrement dit, la majorité des STEP ont de bonnes performances au sens de la réglementation en vigueur. Toutefois, vu l'accroissement de la population et si les exigences réglementaires ne sont pas revues à la hausse lors d'agrandissement ou de renouvellement de STEP, il sera difficile de réduire les apports en phosphore au lac.

En tenant compte des déversements en entrée et en cours de traitement, le rendement d'épuration atteint 88%.

La concentration moyenne de sortie est de 0.4 mgP/L. Ces résultats satisfont pleinement les exigences légales mais des efforts supplémentaires permettraient d'aller plus loin et de réduire encore les quantités de phosphore rejetées au lac, et d'agir ainsi sur la concentration en phosphore dans le lac, dont l'objectif a été revu à la baisse dans le plan d'action 2011-2020 de la CIPEL (entre 10 et 15 µg/L). La concentration moyenne pondérée de phosphore total dans le lac est de 19.0 µgP·L⁻¹ en 2015 (BARBIER, QUETIN, 2016).

Rendement d'épuration phosphore total (BV Léman)

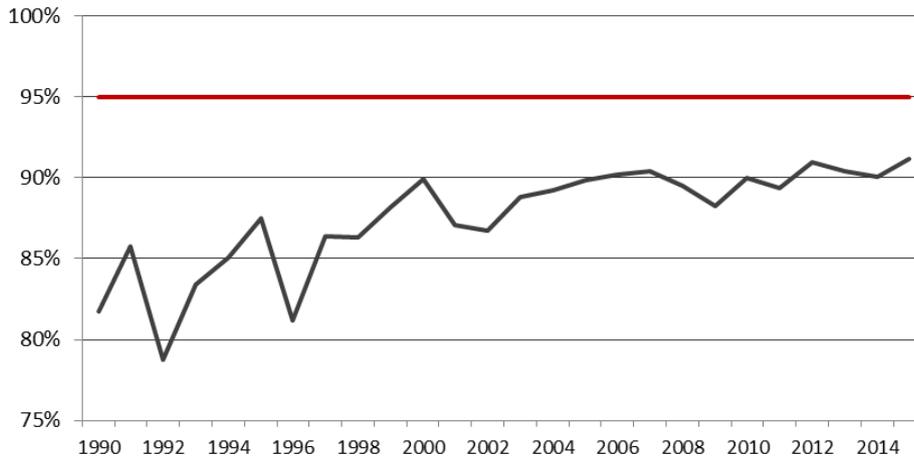


Figure 7 : Évolution entre 1990 et 2015 du rendement d'épuration du phosphore total sur les eaux traitées des STEP du bassin du Léman (en rouge, objectif 2020 du Plan d'action)

Figure 7 : Change between 1990 and 2015 in the treatment performance for total phosphorus for the water treated by the WWTPs of the Lake Geneva catchment basin (red line : 2020 objective of the Action Plan)

Flux de phosphore total (t/an) - BV du Léman

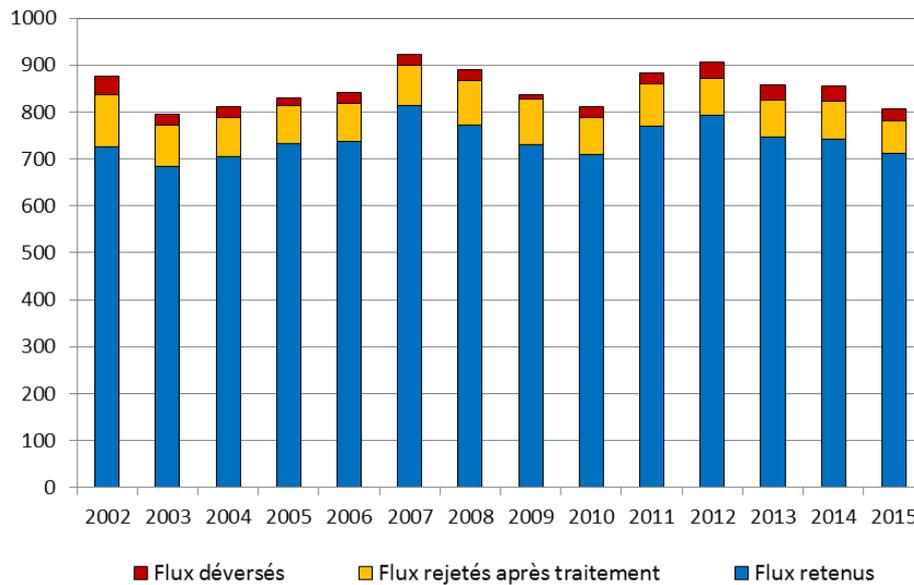


Figure 8 : Évolution des flux de phosphore traités et déversés par les STEP dans le bassin du Léman (d'après mesures disponibles)

Figure 8 : Change in the flows of phosphorus treated and discharged by WWTP into the lake Geneva catchment (according to the available data)

3.2.B. Phosphore biodisponible dans le bassin du Léman

Le phosphore total se décompose en (KLEIN, 2014) :

- une forme dissoute, qui comprend le phosphore réactif soluble ou orthophosphate (P-PO₄), prépondérant, et le phosphore organique dissous.
- une forme particulaire (non-dissoute), qui comprend le phosphore organique particulaire et le phosphore inorganique particulaire.

Si l'on fait l'approximation que la forme dissoute prépondérante est le phosphore réactif soluble, on peut, en première approche, représenter cela par la relation : $P_{\text{tot}} \sim P\text{-PO}_4 + P_{\text{part}}$

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

- Le phosphore réactif soluble (P-PO₄), qui est directement biodisponible, et qui représente la fraction la plus importante au plan biologique
- Une partie du phosphore organique dissous (qui peut être métabolisé sous certaines conditions)
- Une partie du phosphore particulaire.

En suivant l'approximation précédente, cela peut s'exprimer ainsi : $P_{\text{tot_BIODISP}} \sim P\text{-PO}_4 + P_{\text{part_BIODISP}}$.

Phosphore réactif soluble (P-PO₄). En 2015, parmi les 171 STEP présentes sur le bassin versant du Léman, 121 STEP ont analysé l'orthophosphate en sortie. Elles représentent 85% de la capacité totale de traitement des STEP présentes sur le bassin versant du Léman et participent au rejet d'environ 21 tonnes de P-PO₄ en 2015 (0.1 tonnes supplémentaires sont rejetées en cours de traitement). Ce flux est comparable par rapport à 2014 (23 tonnes) mais en tenant compte des déversements, les flux sont bien plus faibles en 2015 (36 tonnes en 2014 ; 27 en 2013).

Phosphore particulaire biodisponible $P_{\text{part_BIODISP}}$. Une campagne réalisée à la fin des années 1980 permet d'évaluer à 80% cette part du phosphore particulaire qui est biodisponible en sortie de station d'épuration : $P_{\text{part_BIODISP}} = 80 \% P_{\text{part}}$

Avec $P_{\text{part}} \sim P_{\text{tot}} - P\text{-PO}_4$, où :

- P_{tot} a été détaillé plus haut : rejet de 69 tonnes de la part de 99% des stations (en capacité)
- P-PO₄ est détaillé ci-dessus : rejet de 21 tonnes de la part de 85% des stations (en capacité)

En extrapolant ces chiffres à 100% du parc épuratoire, on peut approcher la part particulaire biodisponible $P_{\text{part_BIODISP}}$ à 36 tonnes.

Phosphore biodisponible $P_{\text{tot_BIODISP}}$. En additionnant le phosphore réactif soluble et la part biodisponible du phosphore particulaire, où ces deux termes sont extrapolés à 100% de la capacité épuratoire, on peut donc estimer l'apport des stations d'épuration au Léman en phosphore biodisponible à 60 tonnes en 2015 (71 tonnes en 2014 ; 68 en 2013).

Si l'on tient compte des déversements, le flux estimé est de 81 tonnes.

3.3 DEMANDE BIOCHIMIQUE EN OXYGÈNE (DBO₅)

Les exigences suisses et françaises pour le traitement de la matière organique exprimée par la demande biochimique en oxygène (DBO₅) sont rappelées ci-dessous. Toutefois, des exigences plus strictes peuvent être fixées par les autorités compétentes selon la qualité du milieu récepteur.

	Réglementation	Charge brute de pollution organique reçue en kg/j	Concentration maximale	Rendement minimum
Suisse	Ordonnance fédérale sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (OEaux, 1998)	< 600 kg.j ⁻¹	20 mgO ₂ .L ⁻¹	90 %
		> 600 kg.j ⁻¹	15 mgO ₂ .L ⁻¹	90 %
France	Arrêté du 21 juillet 2015	<120 kg.j ⁻¹	35 mgO ₂ .L ⁻¹	60 %
		>120 kg.j ⁻¹	25 mgO ₂ .L ⁻¹	80 %

Rq : 600kg DBO₅.jr-1 correspondent à 10'000EH ; 120 kg.j-1 à 2'000EH.

Le tableau 6 en annexe présente le bilan de l'épuration pour la matière organique.

En 2015, 198 stations d'épuration ont transmis leurs résultats de suivi de la DBO₅, représentant 99% de la capacité épuratoire des stations du territoire. Le rendement d'épuration dans le bassin CIPEL est stable depuis plusieurs années ; en 2015 il est de 96 % sur les eaux traitées (constant par rapport à 2014) et 93% en tenant compte des déversements en entrée et en cours de traitement (identique à 2014). La concentration moyenne de sortie est de 9.3 mgO₂/L (contre 8.8 mgO₂/L en 2014).

Ces résultats globaux sont nettement supérieurs aux exigences légales et sont le reflet des très bonnes performances d'épuration des STEP du territoire de la CIPEL pour ce qui concerne l'abattement de la pollution organique. Plus particulièrement, 197 STEP ont un rendement supérieur à 60% ; 193 supérieur à 80% et 172 supérieur à 90%. Ces 172 reçoivent 92% de la charge totale mesurée en entrée.

Le flux de pollution de la matière organique est de 2'635 tonnes d'O₂ après traitement (2'372 tonnes en 2014, soit +11%). A ce rejet s'ajoutent 1'605 tonnes d'O₂ déversées au milieu naturel en entrée de station ou en cours de traitement après un éventuel traitement partiel. Ici aussi, il convient de souligner que cette estimation ne permet d'approcher que partiellement la réalité des flux déversés par les systèmes d'assainissement.

A l'échelle du territoire, notons que 4 stations reçoivent 47% de la charge brute de pollution organique : Aire (canton de Genève), Lausanne (canton de Vaud), Regional-ARA-Visp et Monthey-CIMO (canton du Valais). Aire et Lausanne représentent cependant à elles seules 48% des rejets (cela s'explique par le fait qu'Aire a un très bon rendement mais fait face à une charge entrante très importante ; et parce que le rendement de la station de Lausanne est relativement plus faible).

En 2015, on note des flux déversés cohérents avec les valeurs de 2011 et 2012, suite à la fin des travaux engagés sur la station d'Aire, qui avaient donné lieu à des flux déversés importants en cours de traitement en 2013 et 2014, toutefois prévus et maîtrisés par les SIG.

3.4 DEMANDE CHIMIQUE EN OXYGÈNE (DCO)

La caractérisation des rejets par l'évaluation de la Demande chimique en oxygène est intégrée au rapport pour la première fois cette année. Ce paramètre est complémentaire à la DBO₅ : le premier renseigne sur la totalité des matières oxydables mais ne donne aucun renseignement sur leur biodégradabilité ; le second indique la quantité de matières biodégradables d'un effluent.

Le paramètre DCO fait d'ores et déjà référence pour les administrations françaises et suisses ; par souci de cohérence et pour garantir une meilleure représentativité des suivis considérés, il est utile de l'intégrer aux travaux de la CIPEL. La DCO pourrait, à terme, remplacer la DBO₅ pour la quantification des apports organiques sur le territoire de la CIPEL.

Les exigences suisses et françaises pour le traitement de la matière organique exprimée par la demande chimique en oxygène (DCO) sont rappelées ci-dessous. Toutefois, des exigences plus strictes peuvent être fixées par les autorités compétentes selon la qualité du milieu récepteur.

	Réglementation	Charge brute de pollution organique reçue en kg/j	Concentration maximale	Rendement minimum
Suisse	Ordonnance fédérale sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (OEaux, 1998)	< 600 kg.j ⁻¹	60 mgO ₂ .L ⁻¹	80 %
		> 600 kg.j ⁻¹	45 mgO ₂ .L ⁻¹	85 %
France	Arrêté du 21 juillet 2015	<120 kg.j ⁻¹	200 mgO ₂ .L ⁻¹	60 %
		>120 kg.j ⁻¹	125 mgO ₂ .L ⁻¹	75 %

Rq : 600kg DBO₅.jr-1 correspondent à 10'000EH ; 120 kg.j-1 à 2'000EH.

Le tableau 7 en annexe présente le bilan de l'épuration pour la matière organique selon la DCO.

En 2015, 166 stations d'épuration ont transmis leurs résultats de suivi de la DCO, représentant 81% de la capacité épuratoire des stations du territoire. Le rendement d'épuration dans le bassin CIPEL est similaire aux rendements pour la DBO₅ et s'élève à 91%. La concentration moyenne de sortie est de 39 mgO₂/L.

Ces résultats globaux sont supérieurs aux exigences légales et sont le reflet des bonnes performances d'épuration des STEP du territoire de la CIPEL pour ce qui concerne l'abatement de la pollution organique. Plus particulièrement, 163 STEP ont un rendement supérieur à 60% ; 156 supérieur à 80% et 117 supérieur à 90%. Ces 117 reçoivent 80% de la charge totale mesurée en entrée.

Selon la DCO, le flux de pollution de la matière organique est de 9'059 tonnes d'O₂ après traitement. A ce rejet s'ajoutent 3'533 tonnes d'O₂ déversées au milieu naturel en entrée de station ou en cours de traitement après un éventuel traitement partiel. Ici aussi, il convient de souligner que cette estimation ne permet d'approcher que partiellement la réalité des flux déversés par les systèmes d'assainissement.

A l'échelle du territoire, notons que 3 stations reçoivent 44% de la charge brute de pollution organique : Aïre (canton de Genève), Lausanne (canton de Vaud), et Regional-ARA-Visp (canton du Valais). Ces trois stations représentent également 46% des rejets.

Le ratio DCO/DBO permet de caractériser la biodégradabilité des effluents. A l'échelle du territoire, il est de 1.9 pour les eaux brutes (facilement biodégradable).

Tableau 4: Biodégradabilité des effluents à l'entrée des stations d'épuration du territoire en 2015, exprimée par le ratio DCO/DBO (inférieur à 2 : bonne biodégradabilité ; entre 2 et 4 : moyenne ; plus de 4 : mauvaise)

Table 4 : Biodegradability of effluents at the entrance of water treatment plants in 2015, expressed as the COD to BOD ratio (smaller than 2 : good biodegradability ; from 2 to 4 : average ; greater than 4 : poor)

Bassin versant	Canton / Départ.	Ratio des concentrations DCO / DBO
Léman	Ain	3.7
	Genève	1.8
	Hte-Savoie	2.4
	Valais	1.9
	Vaud	2.1
Total BV Léman		2.0
Rhône aval	Ain	3.3
	Genève	1.5
	Hte-Savoie	2.3
Total BV Rhône aval		1.7
Total territoire CIPEL		1.9

4. MICROPOLLUTION

4.1 INTRODUCTION

La prise de conscience de l'importance des apports en micropolluants par les stations d'épuration domestiques ou communales a été à l'origine de plusieurs démarches de suivis ponctuels les années passées. Aujourd'hui, l'Etat français, 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, le suivi permet d'identifier les cas prioritaires pour lesquels des actions de limitation du rejet à la source seront à mettre en œuvre. Il se concentre sur des substances sélectionnées sur un critère de toxicité et qui concernent souvent les petites et grandes industries ainsi que l'agriculture. Il porte sur les stations de plus de 10'000 EH et vise une liste de 104 substances tous les trois ans (liste réduite aux substances significatives les autres années).

En Suisse, le suivi est notamment en lien avec la stratégie de la Confédération pour la réduction des micropolluants provenant de l'assainissement urbain au moyen de 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 en discussion et sera 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 engagés les 3 dernières années, toutes substances confondues, par chaque autorité sur les stations du territoire (nombre de substances, fréquence des suivis, capacité des STEP concernées par un suivi). Une seconde partie présentait ensuite un bilan de flux et de concentrations décrivant les rejets de STEP en micropolluants dans les deux grands bassins hydrographiques du territoire de la CIPEL (Léman et Rhône aval), se proposant ainsi de dépasser la limite administrative France-Suisse dans la limite des données disponibles. Elle concernait 7 substances sélectionnées par le groupe « Pollutions domestiques et urbaines » de la CIPEL, qui sont parmi les plus suivies sur le territoire. Ce sont :

- Trois médicaments
 - o la carbamazépine (anti-épileptique)
 - o le diclofénac (analgésique)
 - o le sulfaméthoxazole (antibiotique),
- Trois pesticides :
 - o le mécoprop-p, un pesticide utilisé comme désherbant sur blé, orge ou gazon.
 - o le diuron, un composé phényl-urée utilisé en tant qu'herbicide dans l'agriculture ou l'entretien des espaces verts (usages interdits en France) et dans les revêtements de façades de bâtiments pour la protection des matériaux.
 - o l'isoproturon, un herbicide, agent de revêtement et de protection des façades.
- et le benzotriazole. Cette substance est principalement utilisée comme agent anticorrosion dans les circuits de refroidissement industriels, mais également comme additif dans les lave-vaisselle.

Ces deux parties ne sont pas présentées dans cette édition du rapport du fait de la suspension des suivis en 2015 côté français, rendant fragile l'analyse des résultats. Les réflexions pourront être poursuivies dès que les suivis auront repris.

5. CONCLUSIONS

Les performances des STEP sont globalement bonnes à l'échelle du territoire de la CIPEL et respectent les exigences légales en vigueur pour ce qui concerne le phosphore total, la DBO₅ et la DCO.

En 2015, 222 STEP étaient en service dans le territoire de la CIPEL. Plus spécifiquement dans le bassin versant du Léman, 143 STEP ont mesuré le phosphore total, ce qui représente pour les milieux aquatiques un apport de 95 tonnes, dont 69 rejetées après traitement et 26 tonnes déversées en entrée ou en cours de traitement. Le rendement moyen d'épuration pour le phosphore total est stable ces dernières années (91% en 2015). L'estimation des déversements reste toutefois parcellaire car ils restent difficilement quantifiables du fait de l'équipement lacunaire en systèmes de mesure de débit des points de déversement (by-pass, déversoirs d'orage, déversoirs sur les réseaux).

Une enquête de 2015 permet de supposer que les charges déversées en entrée de station sont sous-estimées d'au moins un facteur 2. Elle confirme aussi l'importance d'une meilleure connaissance des déversements sur les réseaux dans la qualification de l'impact des systèmes d'assainissement sur les milieux : avec une représentativité de 63% de la capacité totale sur le territoire, les réponses ont permis de dénombrer 637 déversoirs (dont 74 d'une capacité de plus de 10'000 EH), dont 78% sont entretenus (maintenance régulière), et 37% sont équipés d'un détecteur de surverse, d'un système de suivi du débit ou encore modélisés.

Concernant la qualité des réseaux d'assainissement, le débit spécifique diminue en 2015 et atteint un minimum sur la chronique 2001-2015 avec une valeur moyenne de 250 L·EH⁻¹·j⁻¹ à l'échelle du territoire de la CIPEL. Cette valeur, qui reste toutefois élevée, semble être malgré tout influencée par la pluviométrie en baisse. 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.

BIBLIOGRAPHIE

- Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement (Annexe III, chapitre 1.2.1, tableau 4)
- Arrêté du 21 juillet 2015 relatif aux systèmes d'assainissement collectif et aux installations d'assainissement non collectif, à l'exception des installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg/j de DBO5. Version consolidée au 01 janvier 2016.
- BARBIER, C., et QUETIN, P. (2016) : Evolution physico-chimique des eaux du léman ; données météorologiques. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2015, 17-63.
- CONDAMINES, M. (2014) : Contrôle des stations d'épuration (STEP). Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2013, 200-220.
- CONDAMINES, M. (2015) : Contrôle des stations d'épuration (STEP). Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 173-194
- KLEIN, A. (2014). Les apports par les affluents au Léman et au Rhone à l'aval de Genève. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2013, 120-131
- Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux) du 28 octobre 1998 (Etat le 2 février 2016).
- STRICKER A-E, HEDUIT, A. et GARNAUX, S. (2010). Phosphore des eaux usées : nouvelles données, conséquences pour l'épuration. POLLUTEC 2010 – Journée d'échanges.
- VSA (2014). Définition et standardisation d'indicateurs pour l'assainissement. Recommandation 2014.

ANNEXE 1

Tableau 5 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour le phosphore total pour les STEP des différentes entités en 2015.

Table 5 : Assessments of loads, concentrations and yields of total phosphorus for the WWTPs of the various entities in 2015.

Bassin versant (BV)	Canton / Département	Nombre de STEP contrôlées	Flux en tonnes par an				Concentrations Ptot (mgP·L-1)		Rendements *		
			déversé en entrée	en entrée de STEP	déversé en cours de traitement	en sortie après traitement	en entrée de STEP	en sortie après traitement	après traitement	après trait. yc dévers. en cours de traitement	après trait. yc dévers. entrée + en cours de traitement
Léman	Ain	2	-	7	-	0	3.4	0.2	93%	93%	93%
	Genève	2	-	3	-	1	3.8	1.1	75%	67%	67%
	Hte-Savoie	19	1	85	-	10	6.5	0.8	88%	87%	86%
	Valais	59	1	296	1	24	4.2	0.3	92%	92%	91%
	Vaud	61	2	384	20	33	4.9	0.5	91%	86%	86%
Total BV Léman		143	4	777	22	69	4.7	0.4	91%	88%	88%
Rhône aval	Ain	2	-	2	-	1	10.7	2.1	28%	28%	28%
	Genève	10	13	420	5	99	5.6	1.4	77%	75%	73%
	Hte-Savoie	22	2	183	1	77	6.7	2.9	58%	58%	57%
Total BV Rhône aval		34	15	605	6	176	5.9	1.8	71%	70%	68%
Total territoire CIPEL		177	19	1'382	28	245	5.2	0.9	82%	80%	79%

* : Seules les STEP du bassin du Léman sont astreintes à la déphosphatation, ce qui explique les plus faibles pourcentages pour le bassin du Rhône aval.

¹⁾ : Les flux déversés exceptionnellement par la station d'Aire représentent 27 tonnes de phosphore total pour un volume de 14.1Mm³ en 2014 (travaux).

ANNEXE 2

Tableau 6 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour la DBO₅ pour les STEP des différentes entités en 2015.

Table 6 : Assessment of the loads, concentrations and yields of DBO₅ for the WWTPs of the various entities in 2015.

Bassin versant (BV)	Canton / Département	Nombre de STEP contrôlées	Flux en tonnes par an				Concentrations DBO ₅ (mgO ₂ ·L-1)		Rendements		
			déversé en entrée	en entrée de STEP	déversé en cours de traitement	en sortie après traitement	en entrée de STEP	en sortie après traitement	après traitement	après trait. yc dévers. en cours de traitement	après trait. yc dévers. entrée + en cours de traitement
Léman	Ain	3	-	247	-	9	119.1	4.2	96%	96%	96%
	Genève	2	-	136	67	12	150.8	15.6	91%	42%	42%
	Hte-Savoie	23	43	2'839	14	70	214.8	5.3	98%	97%	96%
	Valais	62	50	17'890	35	489	251.0	6.9	97%	97%	97%
	Vaud	61	67	13'509	518	909	171.5	12.5	93%	89%	89%
Total BV Léman		151	160	34'621	634	1'489	208.3	9.3	96%	94%	93%
Rhône aval	Ain	8	1	251	-	12	524.7	13.5	95%	95%	95%
	Genève	9	465	22'762	236	841	306.3	11.6	96%	95%	93%
	Hte-Savoie	30	76	6'688	33	292	236.5	10.7	96%	95%	94%
Total BV Rhône aval		47	542	29'701	269	1'146	288.1	11.4	96%	95%	94%
Total territoire CIPEL		198	702	64'322	903	2'635	238.8	10.1	96%	94%	93%

¹⁾ : Les flux déversés exceptionnellement par la station d'Aire représentent 1'047 tonnes de DBO₅ pour un volume de 14.1Mm³ en 2013 (travaux).

ANNEXE 3

Tableau 7 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour la DCO pour les STEP des différentes entités en 2015.

Table 7 : Assessment of the loads, concentrations and yields of COD for the WWTPs of the various entities in 2015.

Bassin versant (BV)	Canton / Département	Nombre de STEP contrôlées	Flux en tonnes par an				Concentrations DCO (mgO ₂ ·L ⁻¹)		Rendements		
			déversé en entrée	en entrée de STEP	déversé en cours de traitement	en sortie après traitement	en entrée de STEP	en sortie après traitement	après traitement	après trait. yc dévers. en cours de traitement	après trait. yc dévers. entrée + en cours de traitement
Léman	Ain	3	-	902	-	36	435.4	17.0	96%	96%	96%
	Genève	2	-	240	21	38	266.8	49.4	84%	75%	75%
	Hte-Savoie	23	102	6'940	54	886	525.0	66.4	87%	86%	85%
	Valais	30	93	19'227	47	1'202	469.4	29.3	94%	94%	93%
	Vaud	61	146	28'632	1'355	3'061	363.5	42.0	89%	85%	84%
Total BV Léman		119	340	55'941	1'476	5'222	411.6	40.1	91%	88%	87%
Rhône aval	Ain	8	3	839	-	48	1754.2	53.5	94%	94%	94%
	Genève	9	1'031	34'359	411	2'689	466.7	37.5	92%	91%	88%
	Hte-Savoie	30	202	15'211	69	1'100	537.9	40.4	93%	92%	91%
Total BV Rhône aval		47	1'236	50'409	481	3'838	492.4	38.4	92%	91%	89%
Total territoire CIPEL		166	1'576	106'350	1'957	9'059	446.3	39.4	91%	90%	88%

ADRESSES DES AUTEURS DES RAPPORTS

ANNEVILLE Orlane	Biologiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRETEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex orlane.anneville@thonon.inra.fr
BARBIER Christine	Ingénieur d'Etude Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRETEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex cbarbier@thonon.inra.fr
BERNARD Marc	Biologiste Service de la protection de l'environnement CP 405 CH - 1951 SION marc.bernard@admin.vs.ch
CHEVALLEY Pierre-Alain	Direction générale de l'environnement – DGE 155, ch. des Boveresses CH – 1066 EPALINGES
CONDAMINES Magali	Ingénieure Secrétariat de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman ACW - Changins - Bât. DC - 50, Route de Duillier Case postale 1080 CH - 1260 NYON 1 m.condamines@cipel.org
HAMELET Valérie	Biologiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRETEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex valerie.hamelet@thonon.inra.fr
KLEIN Audrey	Secrétaire générale Secrétariat de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman ACW - Changins - Bât. DC - 50, Route de Duillier Case postale 1080 CH - 1260 NYON 1 a.klein@cipel.org
LAINE Leslie	Technicienne Station d'Hydrobiologie Lacustre INRA-UMR/CARRETEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex leslie.laine@thonon.inra.fr
LEBERRE Brigitte	Station d'Hydrobiologie Lacustre INRA-UMR/CARRETEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

LODS-CROZET Brigitte	Hydrobiologiste Direction générale de l'environnement – DGE 155, ch. des Boveresses CH – 1066 EPALINGES brigitte.lods-crozet@vd.ch
MANGE Pierre	Ingénieur Service de la protection de l'environnement CP 405 CH - 1951 SION pierre.mange@admin.vs.ch
PERGA Marie-Elodie	Biologiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex marie.perga@thonon.inra.fr
PERNEY Pascal	Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex pascal.perney@thonon.inra.fr
QUÉTIN Philippe	Ingénieur Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex philippe.quetin@thonon.inra.fr
RAMSEIER GENTILE Stéphan	Chimiste Service industriels de Genève 2, ch. du Château-Bloch / Le Lignon - Case postale 2777 CH - 1211 GENÈVE 2 stephan.ramseier@sig-ge.ch
RIMET Frédéric	Biologiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex frederic.rimet@thonon.inra.fr
VARGAS Sandra	Chimiste Service de l'écologie de l'eau 23, Avenue de Sainte-Clotilde Case postale 78 CH – 1211 Genève 8 Sandra.vargas@etat.ge.ch)