



Programme quinquennal 2011-2015

RAPPORTS SUR LES ETUDES ET RECHERCHES ENTREPRISES DANS LE BASSIN LEMANIQUE

Campagne 2014

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 2014

*Rapp. Comm. int. pour la protec. des eaux du Léman contre la pollution
Campagne 2014, 2015*

Editeur :

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

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

Tél. : CH - 022 / 363 46 69
FR - 00 41 22 / 363 46 69

E-mail : cipel@cipel.org

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

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

SOMMAIRE

I.	FICHE SIGNALÉTIQUE DU LÉMAN ET DE SON BASSIN VERSANT	6
II.	CONCLUSIONS GÉNÉRALES	9
III.	GENERAL CONCLUSIONS (ENGLISH VERSION)	13
	RAPPORTS SUR LES ÉTUDES ET RECHERCHES ENTREPRISES DANS LE BASSIN LÉMANIQUE ...	17
IV.	ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN	
	1. INTRODUCTION	21
	2. METHODES.....	21
	3. RÉGIME THERMIQUE : INFLUENCE SUR LA STRATIFICATION ET LE MÉLANGE DES EAUX	23
	4. CARACTÉRISATION PHYSICO-CHIMIQUE DU LÉMAN	27
	5. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES	31
	6. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES PROFONDES.....	40
	7. ÉVOLUTION INTERANNUELLE DES PRINCIPAUX PARAMÈTRES.....	44
	8. CONCLUSIONS.....	47
	DONNEES MÉTÉOROLOGIQUES	52
	LES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE	64
V.	MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES EAUX DU LÉMAN	68
	1. INTRODUCTION	70
	2. ÉCHANTILLONNAGE (figure 1, tableau 1)	70
	3. MÉTHODOLOGIE	71
	4. MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU LÉMAN	72
	5. CONCLUSIONS.....	80
VI.	MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES MOULES DU LÉMAN	84
	1. INTRODUCTION	84
	2. ECHANTILLONNAGE	85
	3. MÉTHODOLOGIE	86
	4. RÉSULTATS	87
	5. CONCLUSIONS.....	87
VII.	PCB ET DIOXINES DANS LES TRUITES LACUSTRES DU LÉMAN	98
	1. INTRODUCTION	98
	2. ÉCHANTILLONNAGE	99
	3. MÉTHODOLOGIE	99
	4. RÉSULTATS	99
	5. CONCLUSIONS.....	100
VIII.	PHYTOPLANCTON DU LÉMAN	103
	1. INTRODUCTION	104
	2. METHODES.....	104
	3. RESULTATS	105
	4. CONCLUSIONS.....	112

IX.	PRODUCTION PRIMAIRE ET BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE DANS LE LÉMAN	121
	1. INTRODUCTION	122
	2. MÉTHODES.....	122
	3. RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	123
X.	ZOOPLANCTON DU LÉMAN	127
	1. INTRODUCTION.....	128
	2. MÉTHODOLOGIE	128
	3. RÉSULTATS	129
	4. CONCLUSION.....	135
XI.	RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE	137
	1. INTRODUCTION.....	138
	2. MÉTHODOLOGIE	138
	3. RÉSULTATS	138
	4. CONCLUSION.....	143
XII.	MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE.....	144
	1. INTRODUCTION.....	145
	2. ECHANTILLONNAGE	145
	3. METHODOLOGIE	145
	4. RESULTATS	146
	5. CONCLUSIONS.....	156
XIII.	MESURES DE LA PRODUCTION PRIMAIRE TRANSITION DES PROTOCOLES ¹⁴C - ¹³C.....	163
	1. OBJECTIFS.....	163
	2. CONCLUSION.....	166

	RAPPORTS TECHNIQUES	172
XIV.	CONTRÔLE ANNUEL DES STATIONS D'ÉPURATION (STEP)	173
	1. INTRODUCTION	175
	2. SITUATION DE L'ASSAINISSEMENT	175
	3. BILAN DU FONCTIONNEMENT DES STEP	178
	4. MICROPOLLUTION	184
	5. CONCLUSIONS.....	191
XV.	INVENTAIRE DE 12 ESPECES DE PLANTES INVASIVES SUR LES RIVES FRANCO-SUISSES DU LÉMAN...195	
	1. INTRODUCTION	196
	2. OBJECTIFS.....	196
	3. MÉTHODOLOGIE	196
	4. RESULTATS	199
	5. ELABORATION D'UN PROTOCOLE POUR LES FUTURS INVENTAIRES	210
	6. CONCLUSION.....	211
XVI.	CARACTÉRISATION DES RISQUES DE TRANSFERT DE PESTICIDES D'ORIGINE AGRICOLE DANS LE BASSIN LÉMANIQUE.....218	
	1. INTRODUCTION : CONTEXTE ET BESOINS DE LA CIPEL	219
	2. DONNÉES ET MÉTHODES	220
	3. RÉSULTATS	232
	4. LOGIQUE D'ACTION ET PRÉCONISATIONS	239
	5. Conclusions – perspectives	242
XVII.	ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES	246
	1. INTRODUCTION.....	247
	2. PROGRAMME POUR LE TRAITEMENT DES RÉSULTATS	247
	3. MÉTHODE DE TRAITEMENT DES RÉSULTATS RETENUE ET EXPLICATION DES TABLEAUX	248
	4. RÉSULTATS	249
	5. CONCLUSIONS.....	250
XVIII.	ADRESSES DES AUTEURS DES RAPPORTS	259

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

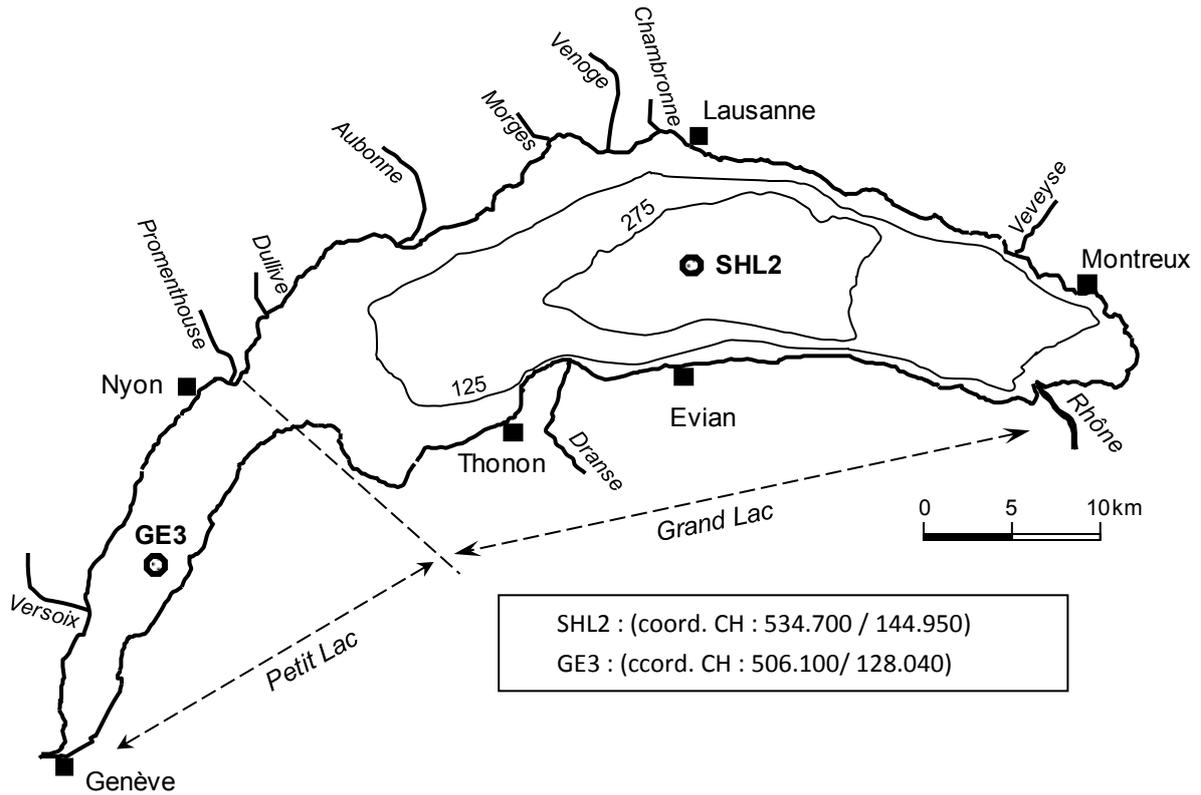


Figure 1 : Le Léman et la situation des stations de prélèvements



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 (CIPEL, 1999) :	Terres incultes :	34.5 %
	Forêts :	22.0 %
	Pâturages :	23.0 %
	Terres cultivables :	20.5 %
Les terres cultivables se répartissent de la manière suivante :	63.1 % d'herbages	
	26.7 % de terres ouvertes	
	6.6 % de vignobles	
	2.6 % de vergers intensifs	
	1.0 % de cultures maraîchères	

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

CIPEL (1999) : Apports diffus de phosphore d'origine agricole. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1998, 221-229.

CONCLUSIONS GÉNÉRALES

CAMPAGNE 2014

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE

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

LÉMAN

1. EVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE

Un hiver relativement doux et donc un brassage hivernal partiel ne permettant qu'une réoxygénation incomplète des couches profondes et une redistribution limitée des nutriments aux couches superficielles. La concentration moyenne en phosphore reste similaire à celle de 2013.

L'année climatique 2014 sur les rives du Léman peut être considérée comme relativement chaude, faiblement venteuse, normalement humide et ensoleillée, malgré la succession d'un hiver et d'un printemps très doux et d'un été particulièrement froid et humide.

L'hiver très doux a induit une homogénéisation partielle des couches d'eau du Léman jusqu'à 105 m. Ce brassage incomplet n'a donc pas permis de réoxygéner les couches inférieures et de redistribuer les nutriments dans l'ensemble de la colonne d'eau.

Un printemps précoce entraîne dès le début du mois de mars une reprise avancée de l'activité phytoplanctonique et donc, une baisse significative des nutriments conjointement à une augmentation de la matière organique particulaire. En mai, une augmentation de la transparence du fait d'une décroissance précoce de la biomasse algale délimite une phase peu marquée des eaux claires. A la fin de l'été, une prolifération algale intense donne lieu à des concentrations en nutriments à l'état de traces excepté pour l'azote nitrique.

Bien que la réoxygénation de la colonne d'eau soit partielle en 2014, le relargage de phosphore est relativement limité. Ce phénomène, également constaté en 2013, conduit à supposer que la charge en phosphore dans les sédiments est désormais faible.

Le stock ainsi que la concentration moyenne en azote nitrique dans le Léman sont élevés en 2014 mais restent légèrement inférieurs à 2013. Ces fortes valeurs pourraient s'expliquer en partie par une pluviométrie assez importante qui a entraîné un lessivage des sols du bassin versant et ainsi des apports d'azote nitrique vers le Léman.

Le stock de phosphore total en 2014 est quasiment identique à l'année antérieure. La concentration moyenne semble se stabiliser autour de $20 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$ depuis les deux dernières années.

Enfin, le stock de chlorure continue à augmenter en 2014. La concentration moyenne annuelle, dorénavant supérieure à $10 \text{mgCl}\cdot\text{L}^{-1}$, tend de plus en plus vers les teneurs moyennes des apports par les affluents du Léman.

Concernant les apports en nutriments, les 4 principaux affluents du Léman (le Rhône amont, la Dranse, l'Aubonne et la Venoge) ainsi que le Rhône à l'aval de Genève et ses affluents (l'Arve et l'Allondon) ont été suivis.

2. EVOLUTION BIOLOGIQUE

Malgré des teneurs en phosphore relativement basses, augmentation de la biomasse phyto-planctonique lié à un bloom estival. Biomasse chlorophyllienne comparable à celles observées depuis 2008.

La dynamique interannuelle du phytoplancton montre que la biomasse annuelle moyenne de 2014 est nettement plus élevée que celle des années précédentes. Il s'agit de la huitième biomasse la plus élevée de la chronique 1974-2014 et se situe au-dessus de la limite de 1000 µg/l fixée par la CIPEL dans son plan d'action 2011-2020. Cette forte biomasse est à relier à la prolifération estivale d'une diatomée (*Ulnaria acus*) qui est indicatrice de milieux turbides et de faibles profondeurs. Sa prolifération est à associer aux fortes précipitations estivales. Cependant cela ne remet pas en cause le statut trophique du lac qui reste mésotrophe à faiblement eutrophe selon l'indice de Brettum et dans un état moyen selon les critères européens.

Les concentrations moyennes annuelles de chlorophylle en 2014 sont comparables à celles observées depuis 2008. On observe toutefois une augmentation de la biomasse chlorophyllienne hivernale entre 1986 et 2014 qui pourrait être au moins partiellement due au réchauffement des eaux de surface en hiver.

Relative stabilité de l'abondance des microcrustacés qui restent une proie privilégiée des coréogones

Alors que la dynamique saisonnière du zooplancton crustacéen du Léman reproduit régulièrement le même schéma depuis 40 ans, la succession de l'hiver et du printemps très doux et de l'été 2014 particulièrement froid et humide a eu des répercussions claires sur les profils de succession. Dès le mois de février, la reprise de croissance du zooplancton a été très précoce, mais l'instabilité de la stratification au printemps a favorisé une dynamique progressive plutôt qu'explosive. Les effectifs totaux printaniers ont été toutefois relativement modestes et le broutage zooplanctonique n'a pas suffi à réguler la biomasse phyto-planctonique suffisamment pour restaurer la transparence des eaux. En conséquence, la phase des eaux claires a été très limitée et transitoire. La biomasse algale est aussi restée importante pendant tout l'été, et les biovolumes zooplanctoniques stables. L'automne doux a aussi vu un certain maintien des effectifs zooplanctoniques.

La pêche des coréogones représente toujours le plus fort tonnage de capture dans le Léman. Comme les années précédentes, les coréogones présentent une forte sélectivité dans le choix de leurs proies. Ils exercent une pression sélective sur 3 taxons de cladocères : *Bythotrephes*, *Leptodora* et daphnies. La contribution relative de ces 3 taxons dominants dans les contenus stomacaux évolue au cours de l'année et est probablement guidée par la disponibilité des proies dans la zone de répartition du coréogone. Toutefois, cette année diffère du modèle habituel en raison des fortes contributions des *Bythotrephes* observées en mars et en octobre. Sur le long-terme, le régime alimentaire du coréogone est encore dominé par les cladocères, taxons sur lesquels cette espèce exerce une pression sélective.

3. METAUX ET MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX

Teneurs faibles et stables en métaux lourds, légère augmentation des pesticides mais conformes aux exigences réglementaires pour l'eau de boisson. Présence récurrente de résidus médicamenteux. Situation stable et faible de la contamination des moules par les métaux lourds et les produits de substitution des organoétains. Truites contaminées par les PCB de type dioxine.

Les teneurs en métaux lourds demeurent stables et faibles. Celles-ci satisfont pleinement aux exigences requises pour les eaux de boisson ainsi que pour les milieux aquatiques. Les concentrations en pesticides totaux dans le lac semblent en légère augmentation depuis 2008 et oscillent entre 0.05 et 0.30 µg/L. Pour le metalaxyl, après plusieurs années à la hausse, les teneurs sont en décroissance même si encore souvent supérieures à 0.020 µg/L. L'atrazine et ses dérivés, qui avaient disparu ces dernières années sont de nouveau mis en évidence. On note également des traces plus élevées d'amidosulfuron. Toutefois, les concentrations individuelles de chacun de ces pesticides ainsi que la somme de leurs concentrations sont restées inférieures à celles fixées dans la législation pour une eau de boisson (soit 0.1 µg/L par composé et 0.5 µg/L pour la totalité des substances). Concernant les produits pharmaceutiques, la présence de 4 principales molécules se confirme année après année comme la carbamazépine (anti-épileptique), le carisoprodol (relaxant musculaire) ou les anesthésiants: mepivacaïne et prilocaïne.

La metformine (antidiabétique) a été ajoutée en 2014 au programme de surveillance du lac. Elle se distingue des autres résidus pharmaceutiques par une concentration d'un ordre de grandeur plus élevée ce qui en fait le contaminant mesuré en plus forte concentration depuis ces dernières années.

Le suivi de la contamination métallique et de produits de substitution des organoétains (cuivre, pesticides) dans cinq ports, dix ans après la dernière campagne montre que la situation reste stable, excepté une augmentation pour le cuivre et le zinc dans un port. Quant aux pesticides recherchés, ils ont été retrouvés à l'état de trace sur quatre sites, dont un site supposé exempt de pollution.

La campagne d'analyse des PCB dans la chair des poissons du Léman avait montré en 2012 des teneurs élevées dans les deux truites lacustres analysées durant cette campagne. De nouvelles recherches de PCB sur un échantillon de 20 truites lacustres montrent que neuf truites lacustres dépassent les teneurs maximales autorisées pour la somme des dioxines et PCB de type dioxine (PCDD/F + PCB_{DL}). Toutes les truites présentent des teneurs faibles en dioxines (PCDD/F) et inférieures aux teneurs autorisées et deux truites présentent des teneurs supérieures aux teneurs maximales autorisées pour les PCB indicateurs.

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, 27 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 2014. 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 27 principes actifs pharmaceutiques recherchés, 5 ont été retrouvés dans les eaux du Rhône à des concentrations plus faibles que les années précédant 2013 avec un maximum de 0.3 µg/L pour la Prilocaïne.

En termes de flux annuels, les quantités totales de produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône en 2014 ont diminué avec 414 kg par rapport à 512 kg en 2013. Les charges les plus importantes en 2014 proviennent du glyphosate (121 kg) qui n'est pas produit dans les industries du Valais. La charge en 1,4-dioxane a été estimée à plus de 6 tonnes sur l'année 2014.

2. CARACTÉRISATION DES RISQUES DE TRANSFERT DE PESTICIDES D'ORIGINE AGRICOLE DANS LE BASSIN LÉMANIQUE

Une étude sur les risques de transfert de pesticides d'origine agricole vers les eaux de surface a permis de cibler les secteurs et les pratiques prioritaires pour proposer des actions.

En 2013-2014, la CIPEL a réalisé une étude visant à obtenir une vision homogène à l'échelle de son territoire des risques de transferts de pesticides d'origine agricole vers les eaux de surface, afin de cibler efficacement les secteurs et les pratiques les plus sensibles.

L'estimation d'un risque potentiel de transfert a combiné i) la caractérisation des pressions phytosanitaires pour chaque molécule autorisée vis-à-vis des cultures en place, ii) la caractérisation de la vulnérabilité du milieu aux transferts, et iii) l'analyse des résultats de qualité des eaux. L'ensemble des résultats sont agrégés à l'échelle de bassins versants élémentaires ainsi qu'à celle de masses d'eau : des échelles de lectures pertinentes avec les logiques hydrographiques. Le diagnostic s'accompagne de propositions d'actions tenant compte du jeu d'acteurs et comprenant des préconisations techniques visant à réduire les risques de transfert.

3. EPURATION DES EAUX USÉES

Bonnes performances d'épuration des stations d'épuration (STEP) conformément à la réglementation mais des efforts pour atteindre l'objectif du plan d'action 2011-2020. Des avancées dans le suivi et la connaissance des micropolluants dans les rejets de STEP.

Les performances des STEP sont globalement bonnes à l'échelle du territoire de la CIPEL et dépassent les exigences légales en vigueur pour ce qui concerne le phosphore total et la DBO₅. En 2014, 226 STEP étaient en service dans le territoire de la CIPEL. Plus spécifiquement dans le bassin versant du Léman, 150 STEP ont mesuré le phosphore total, ce qui représente pour les milieux aquatiques un apport de 125 tonnes, dont 82 rejetées après traitement et 43 tonnes déversées en entrée ou en cours de traitement. Le rendement moyen d'épuration pour le phosphore total est sensiblement identique à 2013, et s'élève à environ 90%. 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).

Concernant la qualité des réseaux d'assainissement, le débit spécifique diminue en 2014 avec une valeur moyenne de 314 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 cette année par rapport à la précédente.

Par ailleurs, les effluents de 43 stations domestiques du territoire ont fait l'objet d'un suivi de 1 à 130 micropolluants, une à douze fois par an en 2012, 2013 ou 2014. Un bilan a pu être proposé pour 7 substances utilisées par les ménages, les éventuelles industries raccordées et des produits utilisés en agriculture, pour l'entretien des espaces verts, ou les revêtements de façades. Bien que la précision et la robustesse de ce bilan ne soient pas comparables à celles des bilans effectués pour le phosphore ou la DBO₅, il permet d'avancer dans l'étude de la problématique « micropollution », priorité du Plan d'action 2011-2020.

4. INVENTAIRE DES PLANTES INVASIVES DES RIVES DU LÉMAN

Une étude coordonnée franco-suisse a permis de dresser un premier bilan de l'invasion des rives du lac par des plantes non-indigènes.

Dans son plan d'action 2011-2020, la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman (CIPEL) s'est fixé l'objectif d'améliorer la connaissance et de limiter l'arrivée et le développement des plantes invasives. Dans cette optique, un inventaire de néophytes envahissantes a été réalisé sur les rives du Léman durant les étés 2012 et 2013. Il vise 12 espèces terrestres considérées comme les plus problématiques dans la région. Il a permis de cartographier et quantifier la présence des néophytes envahissantes sur les rives. Aucun secteur de rive n'est épargné. Le cumul des surfaces colonisées représente 5,1ha, soit 5% de la bande riveraine. Elles sont occupées en majeure partie par les renouées, le buddleia, la laurelle et le robinier faux-acacia.

Premier état des lieux de la problématique coordonné à l'échelle du Léman, l'exercice pourra aussi servir de base à de prochains inventaires pour étudier l'évolution de la colonisation. Enfin, le projet permet à la CIPEL de lancer et relayer des démarches de communication et de sensibilisation, notamment auprès des acteurs publics, afin de tenter d'enrayer le développement de ces espèces autour du Léman.

5. ASSURANCE QUALITÉ DES MESURES CHIMIQUES

Bonne qualité des résultats obtenus aux essais inter-laboratoires pour les éléments majeurs et les produits phytosanitaires.

Au cours de l'année 2014, cinq essais inter-laboratoires 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 sur des matrices d'eaux naturelles ou usées ont été organisés par la CIPEL.

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.

GENERAL CONCLUSIONS

CAMPAIGN 2014

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. PHYSICO-CHEMICAL TREND

A relatively mild winter allowed only for the partial re-oxygenation of deep water layers and redistribution of nutrients to upper layers. Mean phosphorus concentration remained similar to the 2013 levels.

The climatic year 2014 on the shores of Lake Geneva can be considered relatively warm, slightly windy as well as regularly humid and sunny, in spite of a very mild winter and spring followed by a particularly cold and humid summer.

The very mild winter caused a partial homogenization of water layers until 105 m, thus not re-oxygenating the lower layers nor redistributing nutrients throughout the entire water column.

An early spring brought with it the resumption of phytoplanktonic activity and therefore a significant drop in nutrients, in conjunction with a rise in particulate organic matter. In May, increasing water transparency due to the early decrease of algal biomass gave rise to an inconspicuous phase of clear water. At the end of summer, an intense proliferation of algae led to nutrient concentrations at trace levels, with the exception of nitrate-nitrogen.

Although there was partial re-oxygenation in 2014, the release of phosphorus was relatively limited. This phenomenon, also noted in 2013, leads to the hypothesis that the amount of sediment phosphorus is now low.

The mean concentration as well as the stock of nitrate-nitrogen in Lake Geneva were high in 2014, albeit slightly inferior to 2013. These high values could partially be explained by considerable rainfall, leading to leaching of the grounds of the drainage basin and ensuing nitrogen inputs into Lake Geneva.

The total stock of phosphorus in 2014 was nearly identical to the previous year. The average concentration seems to have leveled off at around $20 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$ for the past two years.

Finally, the stock of chloride continued to grow in 2014. The mean yearly concentration, henceforth above $10 \text{mgCl}\cdot\text{L}^{-1}$, was increasingly similar to the average content found in the tributaries of Lake Geneva.

Regarding nutrient inputs, the four main tributaries of Lake Geneva (the upriver sector of the Rhone, the rivers Dranse, Aubonne and Venoge) as well as the Rhone downriver from Geneva and its tributaries (the Arve and the Allondon) were monitored.

2. BIOLOGICAL TREND

In spite of a relatively low phosphorus content, there was a rise in phytoplanktonic biomass due to a summerly bloom. Chlorophyllic biomass was comparable to values observed since 2008.

Inter-annual dynamics of phytoplankton reveal that mean annual biomass in 2014 was considerably higher than in the previous years. This is the eight highest biomass in the 1974-2014 study period and exceeds

the 1000 µg/l limit set by CIPEL in its 2011-2020 action plan. This elevated biomass is related to the summerly proliferation of a diatom (*Ulnaria acus*) indicative of turbid and shallow environments. Its proliferation is due to intense summerly precipitations. This however does not challenge the trophic state of the lake, which remains mesotrophic to slightly eutrophic according to the Brettum index and in an average status according to European criteria.

Mean annual chlorophyllic concentrations in 2014 were similar to those observed since 2008. However, an increase in chlorophyllic biomass during the winter months between 1986 and 2014 was noted, which could be partially attributable to the warming of surface columns in winter.

Relative stability of abundance in micro-crustaceans, a favorite diet of lavaret.

While the seasonal dynamics of crustacean zooplankton in Lake Geneva has regularly been following the same pattern for 40 years, the mild winter and spring followed by the notably cold and humid summer of 2014 have had clear repercussions on the successive patterns. As of February, the recovery of zooplankton growth was very precocious, yet the unstable spring stratification favored progressive instead of explosive dynamics. However, total spring concentrations were relatively modest and zooplankton grazing wasn't sufficient to regulate phytoplanktonic biomass enough to restore water transparency. Consequently, the clear water phase was very short and transitory. Algal biomass as well as zooplanktonic biovolumes also remained high during the entire summer. The mild autumn maintained to a certain degree the quantity of zooplankton.

The harvesting of lavaret represents the highest tonnage of fish catch in Lake Geneva. As in previous years, lavaret were highly selective in the choice of their prey. They exert selective pressure on 3 taxons of Cladocera: *Bythotrephes*, *Leptodora* and *Daphnia*. The relative contribution of these 3 dominant taxons in stomach contents evolves throughout the year and is most likely dictated by the availability of prey in the distribution area of the lavaret. However, this year differs from the usual pattern due to the important contribution of *Bythotrephes* observed in March and in October. In the long run, the diet of lavaret is still mainly comprised of Cladocera, the lavaret exerting selective pressure upon this taxon.

3. METALS AND MICROPOLLUTANTS IN WATER

Low and stable levels of heavy metals, slight increase of pesticides albeit compliant with the regulatory requirements for drinking water. Recurring presence of pharmaceutical residues. Low and stable contamination of mussels from heavy metals and organotin compounds. Trout contaminated by dioxin-like PCBs.

Heavy metal levels remain low and stable, complying entirely with regulatory requirements for drinking water as well as for aquatic environments. Total pesticide concentrations seem to be rising slightly since 2008 and fluctuate between 0.05 and 0.30 µg/L. Regarding metalaxyl, its levels are dropping albeit often above 0.020 µg/L, after having risen for several years. Atrazine and its derivatives were once again underscored, having disappeared in the past several years. Of noteworthiness are also higher traces of amidosulfuron. However, individual concentrations of each of these pesticides as well as the sum of their concentrations remained below regulatory limits for drinking water (0.1 µg/L per compound and 0.5 µg/L for all substances combined). As to pharmaceutical products, the presence of 4 main molecules can be confirmed year after year: carbamazepine (anti-epileptic), carisoprodol (muscle relaxant) or the anesthetics mepivacaine and prilocaine. Metformin (antidiabetic) was added to the monitoring program of the lake in 2014. What sets this pharmaceutical substance apart from others is its higher concentration, in fact the highest of all contaminants measured in these past years.

The monitoring of metal contamination and organotin compounds (copper, pesticides) in five (CHIFFRES DE 0-10 VOLONTAIREMENT PARFOIS ECRITS EN NUMEROS?) ports, ten years after the last campaign, denotes a stable situation with the exception of an increase in copper and zinc in one port. As to the targeted pesticides, they were found in trace levels on four sites, one of which was supposedly exempt from pollution.

The PCB analysis campaign in fish meat of Lake Geneva denoted in 2012 high levels of the pollutant in two species of lake trout which were analyzed during this campaign. New research on PCBs from a sample of 20 lake trouts showed that nine lake trouts exceeded the maximum concentrations authorized for the sum

of dioxins and dioxin-like PCBs (PCDD/F + PCB_{DL}). All trouts had low levels of dioxins (PCDD/F) inferior to regulatory limits, and two trouts contained higher concentrations than the upper limits authorized for indicator PCBs.

DRAINAGE BASIN OF LAKE GENEVA AND LOWER RHONE

1. MICROPOLLUTANTS IN THE WATERS OF THE RHONE

In spite of the decrease in pesticides and a slight decrease in quantities of residues from medication, concentrations are still too elevated.

111 pesticides, 27 active pharmaceutical active ingredients, two anti-corrosion agents and one solvent (1,4-dioxane) were systematically analyzed throughout 2014 in the waters of the Rhone above Lake Geneva. Two pesticides (glyphosate and amidosulfuron) exceeded the requirements of the Waters Protection Ordinance (0.1 µg/L). Out of 27 active pharmaceutical ingredients, 5 were found in the waters of the Rhone in lower concentrations than during the years preceding 2013, with a maximum of 0.3 µg/L for Prilocaine.

In terms of annual fluctuations, total quantities of pesticides transiting through the Rhone in 2014 decreased to 414 kg compared with 512 kg in 2013. The largest proportion of these pesticide loads in 2014 came from glyphosate (121 kg), which is not manufactured in the industries of the Valais. The load of 1,4-dioxane was estimated to be at over 6 tons for the year 2014.

2. CHARACTERISATION OF THE RISKS OF AGRICULTURAL PESTICIDE TRANSFER IN THE LAKE GENEVA REGION

A study of the risks of agricultural pesticide transfer into surface columns was able to target priority sectors and activities in order to suggest actions.

In 2013-2014, CIPEL conducted a study to obtain a uniform vision across its territory of the risks of agricultural pesticide transfer into surface waters, in order to effectively target the most sensitive sectors and activities.

The estimate of a potential transfer risk combined i) the characterization of phytosanitary pressure for each authorized molecule on existing crops, ii) the characterization of the environment vulnerability to transfers, and iii) the analysis of the results of water quality analysis. All results have been aggregated to the sub-drainage basins as well as to water bodies: relevant reading scales with hydrographic logic. The diagnosis is accompanied by proposals for action which take into account the set of actors and comprising technical recommendations aiming to reduce transfer risks.

3. WASTEWATER TREATMENT

Good overall performance of wastewater treatment plants (WWTP) in compliance with regulations, though efforts to reach the goals of the 2011-2020 action plan must still be made. Advances in the knowledge and monitoring of micropollutants in sewage release have been achieved.

Overall performance of STPs throughout CIPEL's territory are good and surpass legal requirements in effect regarding total phosphorus and BODs. In 2014, 226 STPs were operating within CIPEL's territory. More specifically in the drainage basin of Lake Geneva, 150 STPs measured total phosphorus content, which represents for aquatic environments an input of 125 tons. 82 tons were discharged after treatment while 43 tons were discharged upon entering or during treatment. Average sanitation efficiency pertaining to total phosphorus was reasonably close to 2013 and amounted to approximately 90%. Spill estimates however remain fragmented as they are quantifiable with difficulty, due to the lack of flowmeter systems for outfalls (by-passes, storm overflows and spillways on sewage collection and disposal systems).

As to the quality of sewage networks, the specific outflow decreased in 2014 to reach an average of 314 L·EI⁻¹·d⁻¹ throughout CIPEL's territory. This high value however seems nevertheless to be in correlation with receding pluviometry compared to the previous year.

Moreover, the outflows of 43 domestic WWTPs were monitored for 1 to 130 micropollutants, one to twelve times per year in 2012, 2013 or 2014. Results were delivered for 7 substances used by households, possible connected industries and products used in agriculture, for the maintenance of green areas or facade maintenance. Although the precision and robustness of these results cannot be compared with those obtained for phosphorus or BOD₅, they allow progress in the study of “micropollution” problematic, a priority of the action plan 2011-2020.

4. INVENTORY OF INVASIVE PLANTS ON THE SHORES OF LAKE GENEVA

A coordinated Franco-Swiss study took stock of the proliferation of invasive plant species on the lake's shores.

In its 2011-2020 action plan, the International Commission for the Protection of Lake Geneva (CIPEL) set itself the goal to gain more knowledge on as well as limit the proliferation of invasive plant species. In this context, an inventory of invasive neophytes was carried out on the shores of Lake Geneva during the summers of 2012 and 2013. It targeted 12 terrestrial species regarded as the most problematic in the area, and was able to map out as well as quantify the presence of invasive neophytes on the shores – of which no sector was spared. The cumulative surface invaded amounts to 5,1ha, or 5% of the shoreline, occupied mainly by knotweed, buddleia, laurel and robinia pseudoacacia.

As the first Lake Geneva-wide coordinated inventory of the problematic, it will also serve as a basis for future inventories aiming to study the evolution of the colonization. Lastly, the project allows CIPEL to launch and convey communication and sensitization steps in particular with public stakeholders, so as to make an attempt at stemming the development of these species around Lake Geneva.

5. QUALITY ASSURANCE OF CHEMICAL MEASUREMENTS

Good quality of results obtained in the inter-laboratory tests of major elements and phytosanitary products.

During the course of 2014, five inter-laboratory tests regarding analyses of major nutrients (nitrogen and phosphorus cycles, organic matter, major ions), metals and micropollutants of agricultural as well as domestic origin were organized by CIPEL on natural or wastewater matrices.

Statistical treatment shows that all of the trials may be considered successful. The dispersion corresponds to a “typical” dispersion of these tests (preparation of samples, analytical techniques used, etc.). The amount of suspicious or aberrant results is low. Retrieval of additives on “doped” samples was generally satisfying.

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

Campagne 2014

ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN

DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES

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

PHYSICO-CHEMICAL CHANGES IN THE WATERS OF LAKE GENEVA

METEOROLOGICAL DATAS

CONTRIBUTIONS FROM THE TRIBUTARIES OF LAKE GENEVA AND FROM THE RHONE BELOW GENEVA

CAMPAGNE 2014

PAR

Liliane SAVOYE et Philippe QUETIN

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

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

L'année climatique 2014 sur les rives du Léman peut être considérée comme relativement chaude, faiblement venteuse, normalement humide et ensoleillée.

L'hiver 2014 a été relativement doux, induisant une homogénéisation partielle des couches d'eau du Léman jusqu'à 105 m. Ce brassage incomplet n'a donc pas permis de réoxygéner les couches inférieures et de redistribuer les nutriments dans l'ensemble de la colonne d'eau.

Un printemps précoce entraîne dès le début du mois de mars une reprise avancée de l'activité phytoplanctonique et donc, une baisse significative des nutriments conjointement à une augmentation de la matière organique particulaire. En mai, une augmentation de la transparence du fait d'une décroissance précoce de la biomasse algale délimite une phase peu marquée des eaux claires. A la fin de l'été, une prolifération algale intense donne lieu à des concentrations en nutriments à l'état de traces excepté pour l'azote nitrique.

Bien que la réoxygénation de la colonne d'eau soit partielle en 2014, le relargage de phosphore est relativement limité. Ce phénomène, également constaté en 2013, conduit à supposer que la charge en phosphore dans les sédiments est désormais faible.

Le stock ainsi que la concentration moyenne en azote nitrique dans le Léman sont élevés en 2014 néanmoins ceux-ci sont légèrement inférieurs à 2013. Ces fortes valeurs pourraient s'expliquer en partie par une pluviométrie assez importante qui a entraîné un lessivage des sols du bassin versant et ainsi des apports d'azote nitrique vers le Léman.

Le stock de phosphore total en 2014 est quasiment identique à l'année antérieure. La concentration moyenne semble se stabiliser autour de 20 $\mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$ depuis les deux dernières années.

Enfin, le stock de chlorure continue à augmenter en 2014. La concentration moyenne annuelle, dorénavant supérieure à 10 $\text{mgCl}\cdot\text{L}^{-1}$, tend de plus en plus vers les teneurs moyennes des apports par les affluents du Léman.

Concernant les apports en nutriments, les 4 principaux affluents du Léman (le Rhône amont, la Dranse, l'Aubonne et la Venoge) ainsi que le Rhône à l'aval de Genève et ses affluents (l'Arve et l'Allondon) ont été suivis.

Les concentrations en azote, phosphore et chlorures sont stables par rapport à 2013 et les flux ont légèrement baissé en raison de débits plus faibles liés à la pluviométrie de l'année également plus faible qu'en 2013.

ABSTRACT

The climatic year 2014 on the shores of Lake Geneva can be considered relatively warm, slightly windy as well as regularly humid and sunny, in spite of a very mild winter and spring followed by a particularly cold and humid summer.

The very mild winter caused a partial homogenization of water layers until 105 m, thus not re-oxygenating the lower layers nor redistributing nutrients throughout the entire water column.

An early spring brought with it the resumption of phytoplanktonic activity and therefore a significant drop in nutrients, in conjunction with a rise in particulate organic matter. In May, increasing water transparency due to the early decrease of algal biomass gave rise to an inconspicuous phase of clear water. At the end of summer, an intense proliferation of algae led to nutrient concentrations at trace levels, with the exception of nitrate-nitrogen.

Although there was partial re-oxygenation in 2014, the release of phosphorus was relatively limited. This phenomenon, also noted in 2013, leads to the hypothesis that the amount of sediment phosphorus henceforth is low.

The mean concentration as well as the stock of nitrate-nitrogen in Lake Geneva were high in 2014, albeit slightly inferior to 2013. These high values could partially be explained by considerable rainfall, leading to leaching of the grounds of the drainage basin and ensuing nitrogen inputs into Lake Geneva.

The total stock of phosphorus in 2014 was nearly identical to the previous year. The average concentration seems to have leveled off at around 20 $\mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$ for the past two years.

Finally, the stock of chloride continued to grow in 2014. The mean yearly concentration, henceforth above 10 $\text{mgCl}\cdot\text{L}^{-1}$, was increasingly similar to the average content found in the tributaries of Lake Geneva.

Regarding nutrient inputs, the four main tributaries of Lake Geneva (the upriver sector of the Rhone, the rivers Dranse, Aubonne and Venoge) as well as the Rhone downriver from Geneva and its tributaries (the Arve and the Allondon) were monitored.

Concentrations in nitrogen, phosphorus and chloride were stable in comparison with 2013 and the flows decreased slightly, due to lower flow rates related to the annual pluviometry equally weaker as in 2013.

1. INTRODUCTION

Ce rapport traite du suivi physico-chimique du Léman en 2014, plus précisément du Grand Lac à la station SHL2, et présente les résultats et 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). L'étude du Petit Lac à GE3 fait l'objet d'un rapport tous les 5 ans. Le dernier suivi du Petit Lac a eu lieu en 2010 (LAZZAROTTO et *al.*, 2011), par conséquent, le prochain est prévu en 2015.

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 2014 (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).

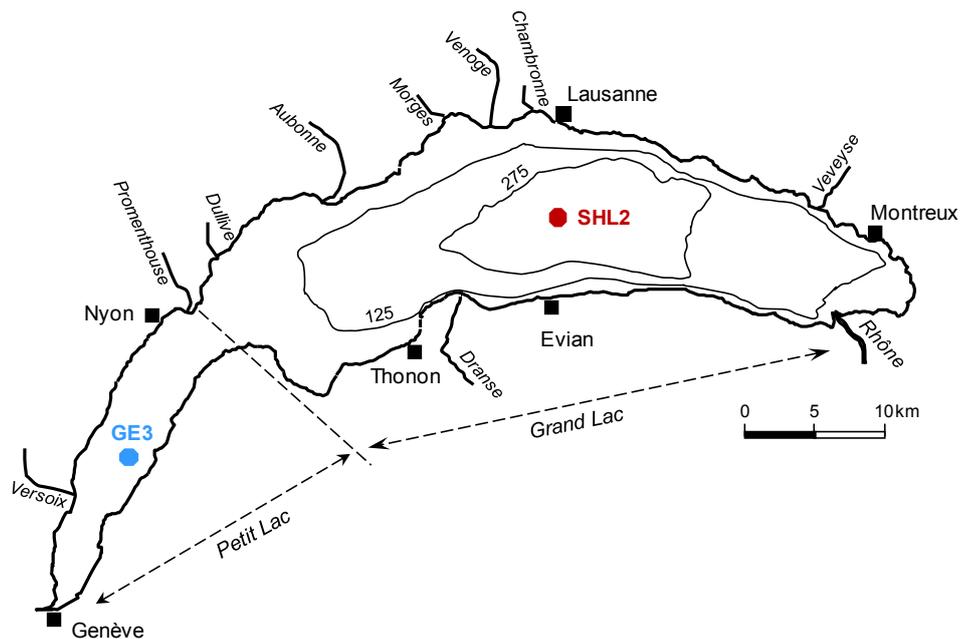


Figure 1 : Situation des points de prélèvement sur le Léman

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).

La station GE3 est également admise comme représentative de la partie profonde du Petit Lac.

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

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

Il y a eu 21 campagnes de prélèvements en 2014, 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	13.01.2014
2	18.02.2014
3	12.03.2014
4	25.03.2014
5	07.04.2014
6	22.04.2014
7	05.05.2014
8	19.05.2014
9	02.06.2014
10	30.06.2014
11	16.07.2014
12	28.07.2014
13	12.08.2014
14	28.08.2014
15	08.09.2014
16	24.09.2014
17	08.10.2014
18	20.10.2014
19	05.11.2014
20	24.11.2014
21	15.12.2014

Les prélèvements sont effectués selon des techniques uniformisées par l'UMR CARTELE 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 3 m. Ces écarts sont considérés comme acceptables pour la présente étude.

Les échantillons sont analysés par le laboratoire de chimie de l'UMR CARTELE 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 2014 par les différents laboratoires sont concordants (VARGAS, 2015). 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.

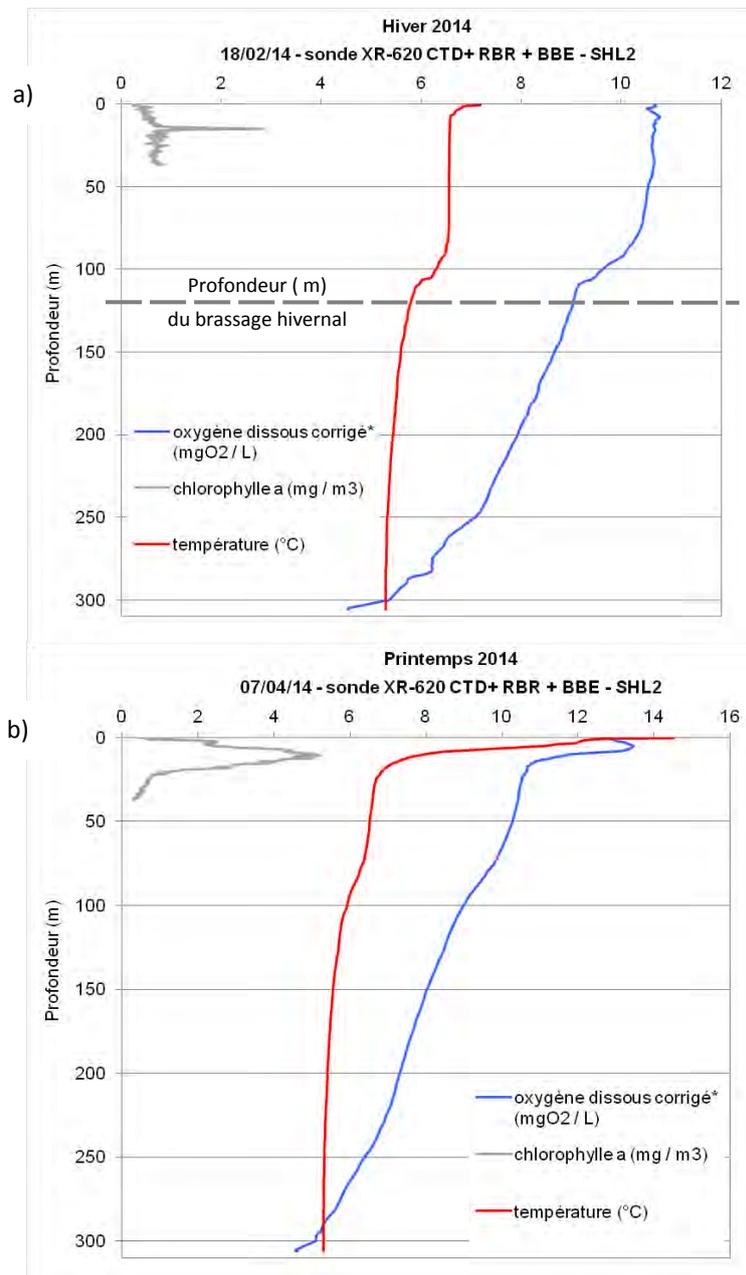
Lors de chaque campagne, des profils verticaux (mesures à chaque mètre) de température, oxygène dissous, conductivité électrique, pH et chlorophylle *a* in vivo sont réalisés à l'aide d'une sonde multi-paramètres immergeable (BLANC *et al.*, 1993). Dans le même temps, une mesure de la transparence est 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 est présentée en annexe IV. L'analyse par régression linéaire montre que les valeurs obtenues pour les deux types de disques sont significativement corrélées ($R^2 = 0,97$; $n > 100$) ; toutefois, le disque de Secchi normalisé donne systématiquement une valeur de transparence plus faible d'en moyenne 1 m.

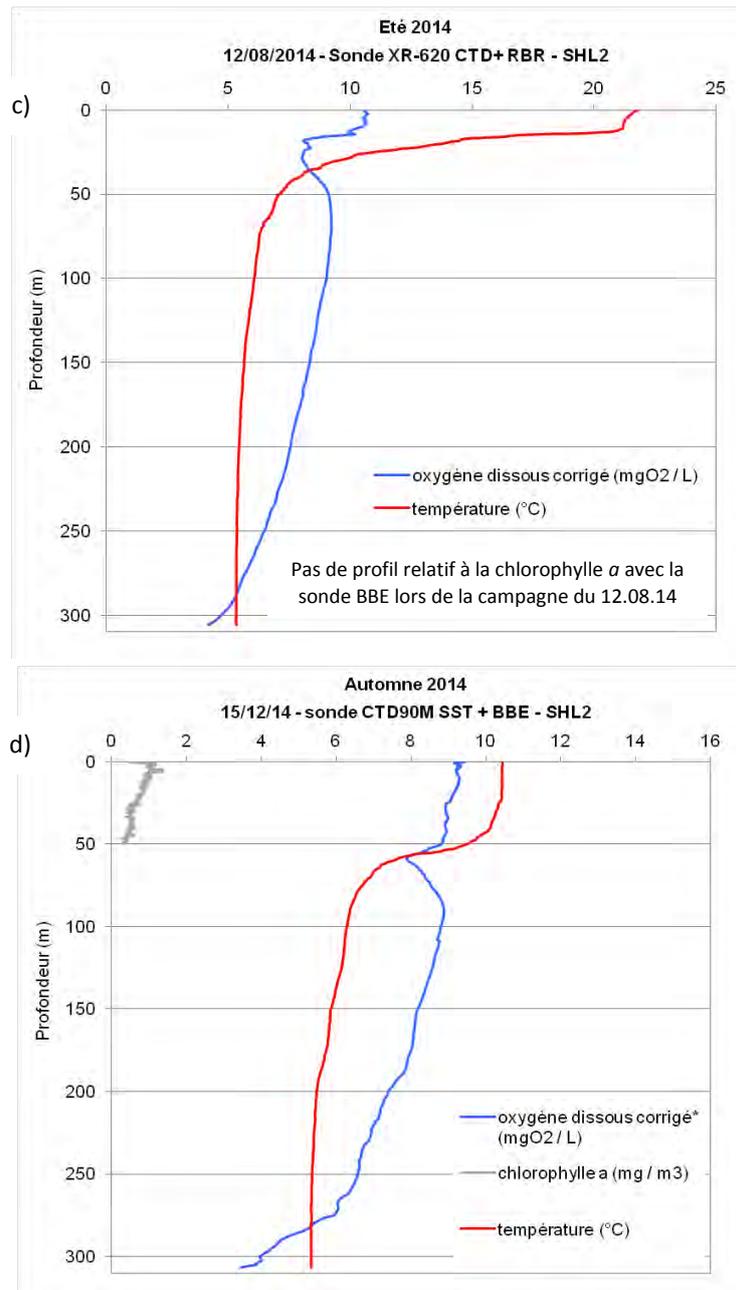
3. RÉGIME THERMIQUE : INFLUENCE SUR LA STRATIFICATION ET LE MÉLANGE DES EAUX

En 2014, les températures des quatre premiers mois peuvent être classifiées comme chaudes. Par contre pour les mois de juillet, août et dans une moindre mesure mai, les températures furent inférieures à leur moyenne inter-stations sur la période 1981 - 2010. En 2014, la température moyenne annuelle inter-stations est de 11.7 °C, soit la même qu'en 2003.

Les conditions météorologiques de l'hiver 2014, tout comme l'année précédente, 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 105 m de profondeur à la date du 18 février 2014 (Figure 2a). Durant l'hiver, la température la plus basse observée au fond du lac est de 5.3 °C le 13 janvier 2014 soit 0.2 et 0.1 °C de plus qu'en 2012 et 2013, respectivement. 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 4.57 mgO₂·L⁻¹.

Au printemps, les couches superficielles se réchauffent rapidement. Une stratification thermique précoce se met en place induisant une reprise avancée de l'activité phytoplanctonique (Figure 2b). La température maximale en surface est observée le 12 août 2014 avec 21.8 °C contre 25.3 °C à la même période de l'année précédente à cause d'un été frais en 2014 (Figure 2c). L'arrivée tardive de l'automne engendre une destratification thermique retardée de la masse d'eau et ainsi un déclin différé de l'activité photosynthétique (Figure 2d). A titre d'exemple, la température de l'eau à la surface le 15 décembre 2014 est égale à 10.5°C contre 7.7 °C en 2013.





* 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

(Profil de température et de l'oxygène dissous corrigé avec la sonde XR-620 CTD+ RBR ou CTD90M SST et profil de la chlorophylle a avec la sonde BBE)

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 (18.02.2014),
- b) au printemps (07.04.2014),
- c) en été lors de la stratification thermique maximale (12.08.2014),
- d) en automne (15.12.2014)

Figure 2 : Physico-chemical profile made using multi-parameters probes, Lake Geneva - Grand lac (SHL2) :

- a) in winter after maximal water mixing (18.02.2014),
- b) in spring (07.04.2014),
- c) in summer during the maximal thermal stratification (12.08.14),
- d) in autumn (15.12.2014)

Les figures 3 à 6 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 2014 confirme globalement la tendance croissante observée ces vingt dernières années (Figures 3, 4 et 5). La figure 6, quant à elle, indique une dynamique de stratification thermique graduelle de la couche d'eau 0 - 10 m en 2014 du fait d'un été relativement frais contre 0 - 20 m en 2013.

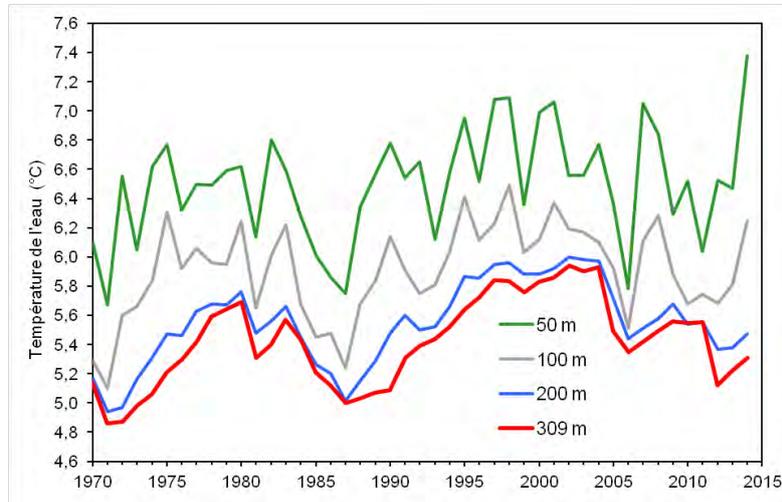


Figure 3 : Evolution de la température moyenne de l'eau dans le lac aux profondeurs de 50, 100, 200 et 309 mètres de 1970 à 2014, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 3 : Change in the mean annual water temperature in the lake at depths of 50, 100, 200 and 309 meters from 1970 to 2014, lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

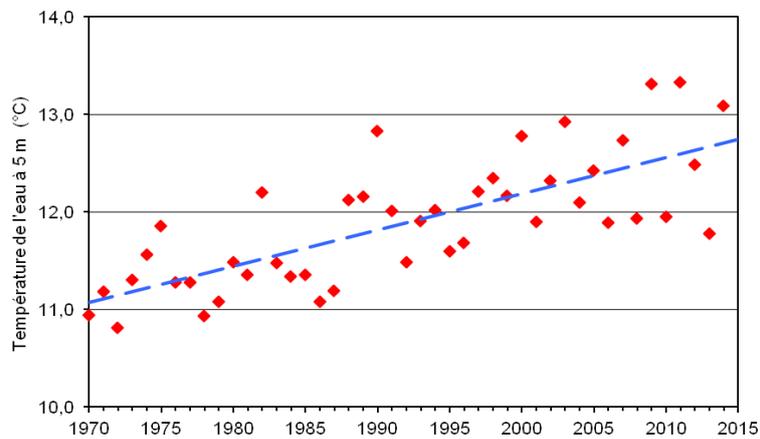


Figure 4 : Evolution de la température moyenne annuelle de l'eau du lac à 5 mètres de profondeur de 1970 à 2014, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 4 : Change in the mean annual water temperature of the lake at a depth of 5 meters from 1970 to 2014, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

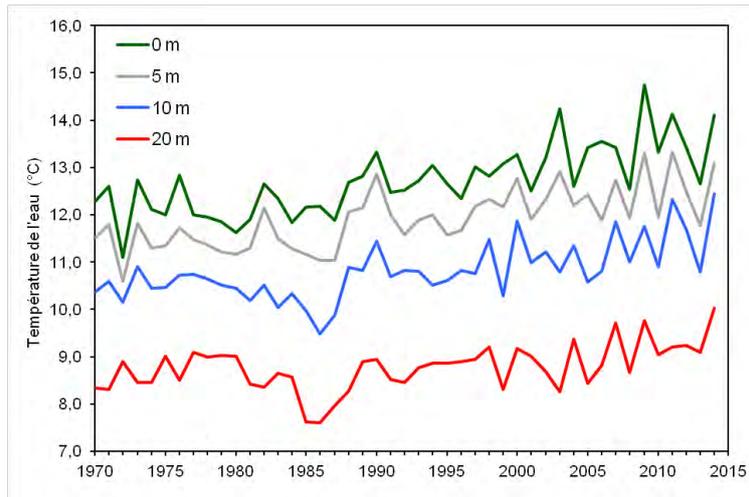


Figure 5 : Evolution de la température moyenne de l'eau du lac dans les couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m) de 1970 à 2014, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 5 : Change in the mean annual water temperature in lake's water surface layers (0, 5, 10, 15 et 20 m) from 1970 to 2014, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

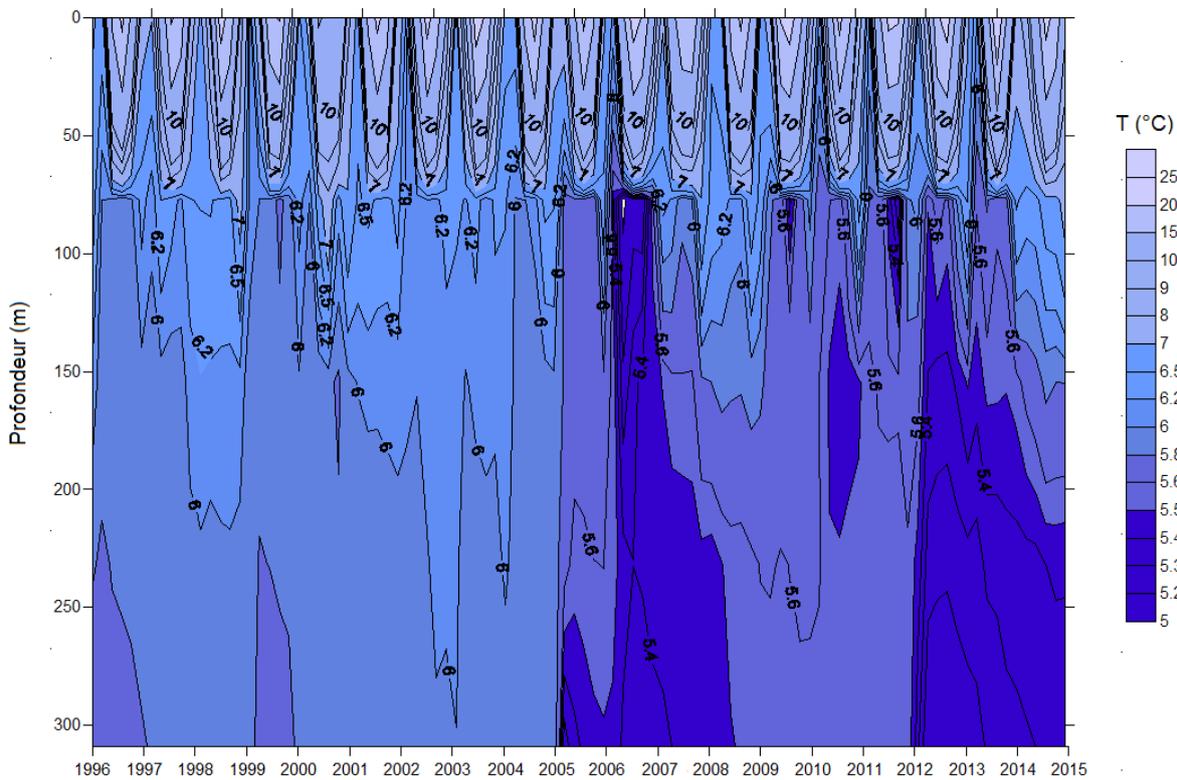


Figure 6 : Température des eaux du lac en fonction de la profondeur de 1996 à 2014, Léman - Grand Lac (SHL2)

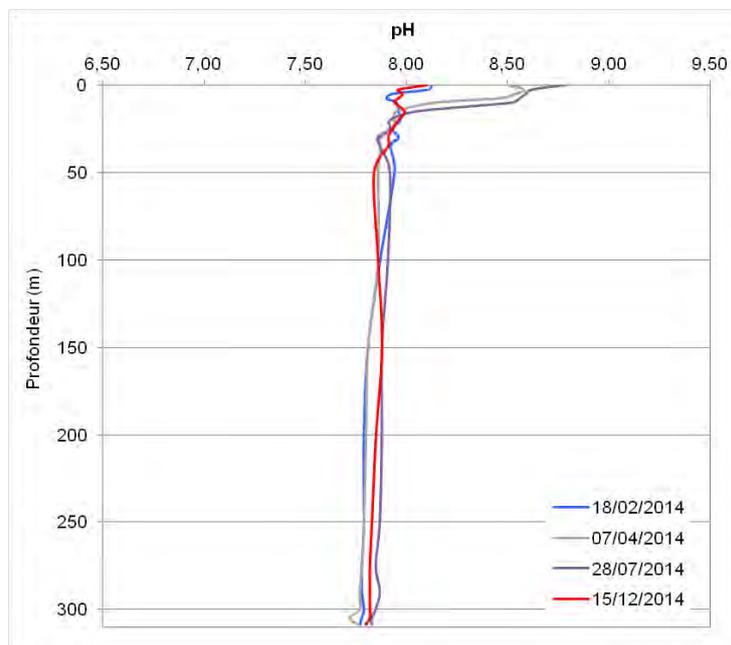
Figure 6 : Water temperature in the lake as a function of depth from 1996 to 2014, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

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 7 représente l'évolution saisonnière du pH dans la colonne d'eau du lac. A l'issue du brassage hivernal partiel jusqu'à 105 m, le pH de la colonne d'eau oscille globalement entre 7.77 et 7.97, tel que l'on peut l'observer sur le profil du 18 février 2014 en bleu sur la figure 7, à l'exception d'un pH en surface de 8.12 qui dénote déjà la présence de phytoplancton. La reprise précoce de l'activité phytoplanctonique printanière provoque une augmentation très marquée du pH dès le début du mois d'avril 2014. 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 8.78 a été mesuré en surface le 28 juillet 2014.



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

Figure 7 : 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 7 : 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 8 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.

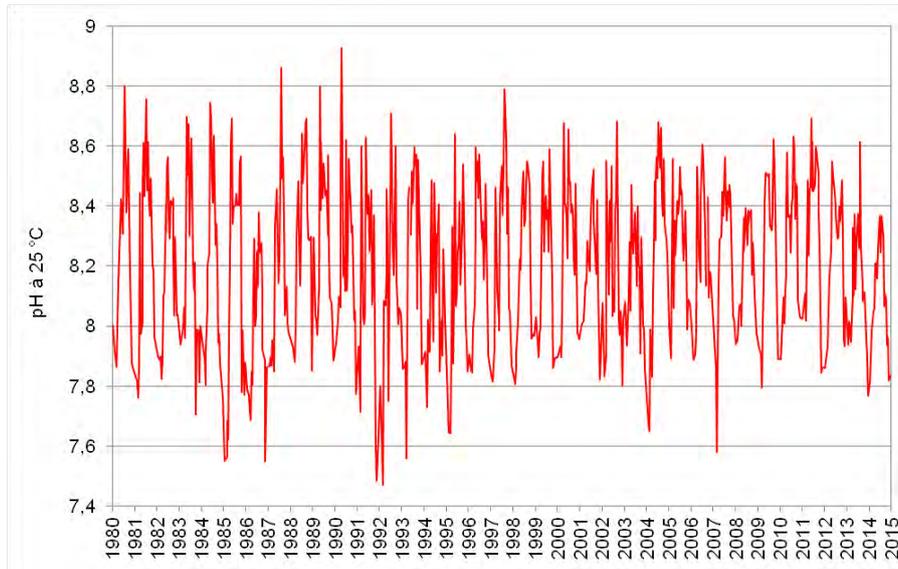


Figure 8 : Evolution du pH à 25°C dans l'eau de la couche superficielle (0 - 20 m) de 1980 à 2014, Léman - Grand Lac (SHL2)

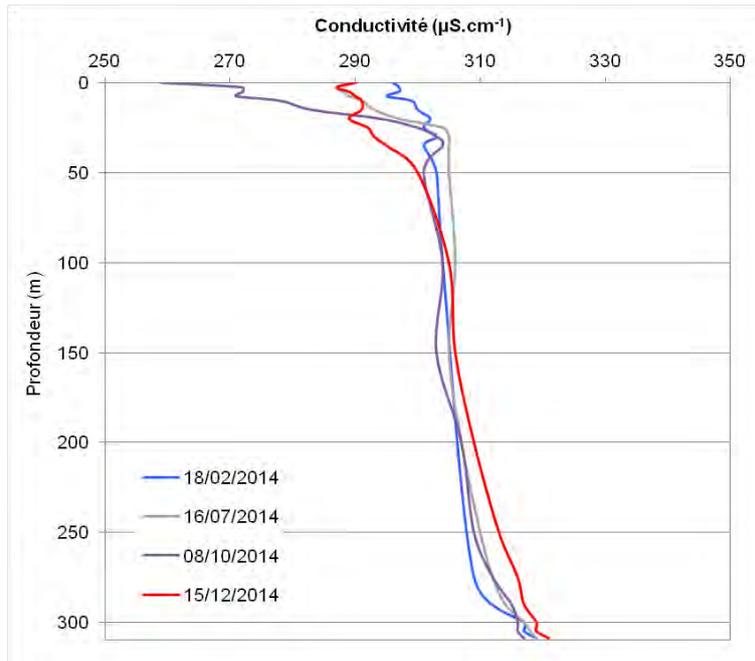
Figure 8 : Change in pH at 25°C in lake's water surface layer (0 - 20 m) from 1980 to 2014, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

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 9 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 18 février 2014 au moment du brassage hivernal partiel et varie entre 278 et 302 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Par la suite, la conductivité commence à diminuer de manière significative à partir du mois de juillet dans l'épilimnion à l'issue d'une activité phytoplanctonique intense. La photosynthèse induite par le développement du phytoplancton entraîne donc l'augmentation du pH qui modifie à son tour l'équilibre calco-carbonique et favorise la précipitation et la sédimentation de carbonate de calcium. Le calcium influençant significativement la conductivité, sa précipitation donne lieu à une diminution de cette dernière. On constate un décalage temporel entre l'augmentation du pH dans les couches d'eau superficielles qui débute dès le printemps et la diminution de la conductivité qui commence en été. La conductivité minimale dans l'épilimnion est observée en octobre avec 259 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ à 0 m tel que cela est représenté en violet sur la figure 9.

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 provoquant le relargage de plusieurs sels dissous.



* 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 10 représente l'évolution de la conductivité dans les couches d'eau superficielles (0 - 20 m) sur la chronique de 1980 à 2014. Tel que le pH, la conductivité ne reflète pas de modification temporelle sur le long terme.

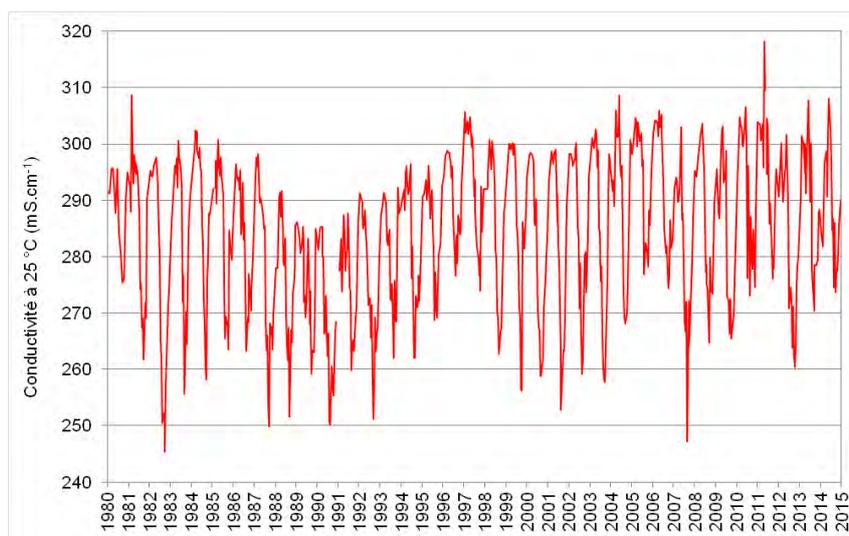


Figure 10 : Evolution de la conductivité à 25°C dans l'eau de la couche superficielle (0 - 20 m) de 1980 à 2014, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 10 : Change in the conductivity at 25°C in lake's water surface layer (0 - 20 m) from 1980 to 2014, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

4.3. TITRE ALCALIMÉTRIQUE COMPLET

Le titre alcalimétrique complet (TAC) est la grandeur utilisée pour mesurer la teneur d'hydrogénocarbonate, de carbonates et d'hydroxydes. A l'issue du brassage partiel du lac durant l'hiver 2014, le TAC est hétérogène dans la colonne d'eau et fluctue entre 1.74 et 1.96 meq·L⁻¹. Au mois de juin 2014, 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 11). Le titre alcalimétrique complet minimum dans l'épilimnion est mesuré le 28 août 2014 avec environ 1.50 meq·L⁻¹ de 0 à 15 m. Finalement, le TAC augmente à nouveau dans les couches d'eau de surface à partir du mois de septembre 2014.

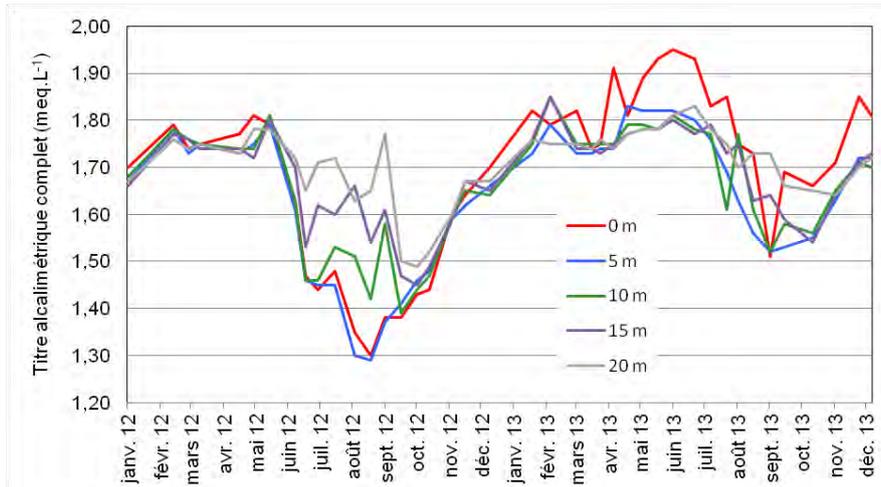


Figure 11 : Titre alcalimétrique complet dans l'eau de la couche superficielle (0-20m), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 11 : Total alkalinity in lake's water surface layer (0-20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

La figure 12 représente l'évolution du titre alcalimétrique des eaux superficielles (0 - 20 m) de 1980 à 2014. 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.

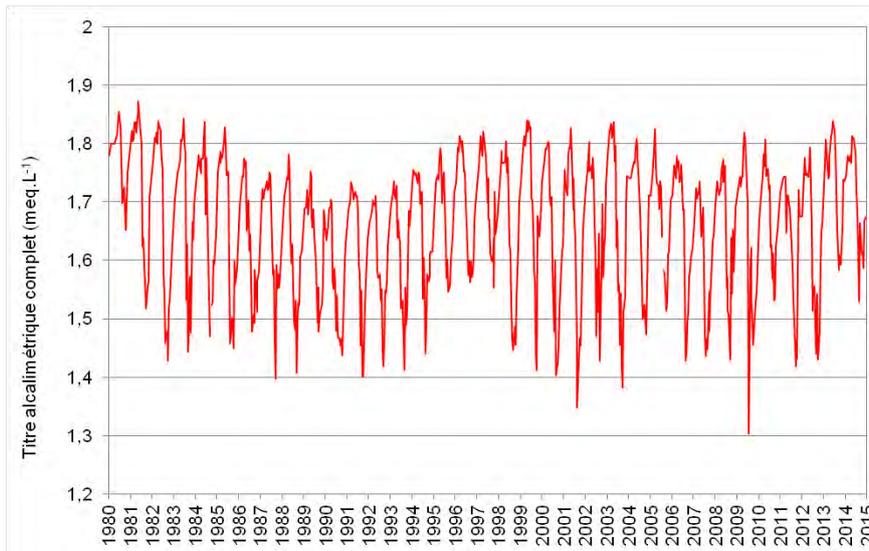


Figure 12 : Evolution du titre alcalimétrique complet dans l'eau de la couche superficielle (0 - 20 m) de 1980 à 2014, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 12 : Change in total alkalinity in lake's water surface layer (0 - 20 m) from 1980 to 2014, 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 2014 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

A l'issue du brassage partiel du lac en 2014, une concentration moyenne maximale en phosphore réactif soluble de $11.9 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$ est détectée le 18 février 2014 entre 0 et 20 m (Figure 13). Cette valeur est du même ordre de grandeur que celle observée l'année précédente, avec $10.8 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$, à la suite d'une homogénéisation partielle de la colonne d'eau.

On constate que la teneur en orthophosphates dans l'eau des couches superficielles diminue dès la campagne suivante, c'est-à-dire le 12 mars 2014 en réponse au démarrage avancée de l'activité phytoplanctonique printanière. La consommation de phosphore biodisponible se poursuit pour atteindre l'état de traces à la date 7 avril 2014 et ce jusqu'à la fin de l'année.

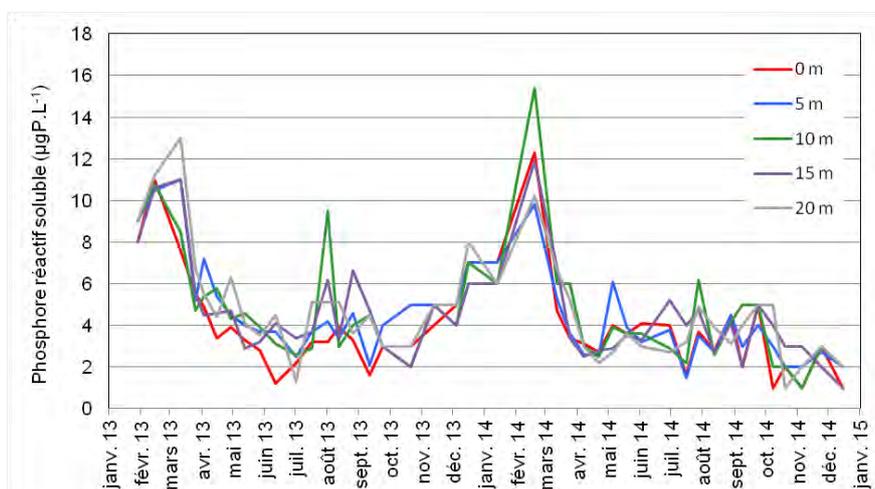


Figure 13 : Concentration en phosphore réactif soluble (P-PO_4^{3-}) dans l'eau des couches superficielles du lac (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 13 : 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 14 représente l'évolution depuis 1996 du stock en phosphore total et en orthophosphate dans les couches 0 - 30 m et 0 - 50 m lors du brassage hivernal, soit dans les couches où il est disponible pour l'activité phytoplanctonique. Le stock en orthophosphate, directement biodisponible, est plus faible que l'année précédente du fait de deux 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 en termes de relargage induit par l'intensité de désoxygénation au fond du lac.

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 30). 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.

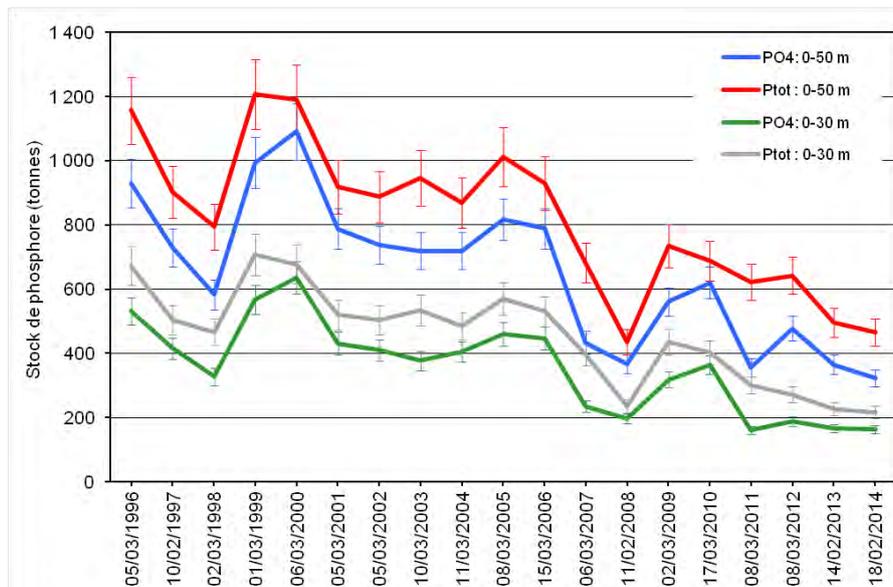


Figure 14 : Stock de phosphore réactif soluble ($P-PO_4^{3-}$) et phosphore total dans les eaux des couches 0 - 30 et 0 - 50 m de 1996 à 2014 lors du brassage hivernal, Léman - Grand Lac (SHL 2)

Figure 14 : Stock of soluble reactive phosphorus ($P-PO_4^{3-}$) and total phosphorus in the lake's water surface layers of 0 - 30 and 0 - 50 m from 1996 to 2014 during 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 18 février 2014, avec en moyenne $600 \mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$ entre 0 et 20 m ce qui est comparable à l'année antérieure avec environ $584 \mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$ (Figure 15). Avec respectivement, 1'068 et 1'219 mm de pluie en 2014 et 2013, ces fortes teneurs s'expliquent en partie par la pluviométrie, qui a entraîné une forte mobilisation d'azote nitrique dans le bassin versant du lac et par conséquent des apports importants de cet élément via les affluents du Léman.

La concentration en azote nitrique des couches superficielles diminue significativement à partir de mi-mars 2014 tel qu'on peut l'observer sur la figure 15. Par la suite, la consommation de l'azote nitrique continue et la concentration de cet élément atteint un minimum le 28 août 2014 avec $250 \mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$ à la surface du lac. L'abaissement de l'azote nitrique est moindre par rapport à 2012 (SAVOYE et al., 2014), où des concentrations à l'état de traces, de l'ordre de 20 à 30 $\mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$, étaient mesurées à 0 et 5 m au mois d'août. Cette différence peut s'expliquer en partie par des apports d'azote nitrique par les cours d'eau alimentant le Léman du fait d'une pluviométrie assez élevée en 2014 (Annexe VI).

Finalement, la consommation ralentit dès le mois de septembre pour atteindre de nouveau, en décembre, une concentration moyenne en azote nitrique de $507 \mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$ dans l'eau des couches superficielles.

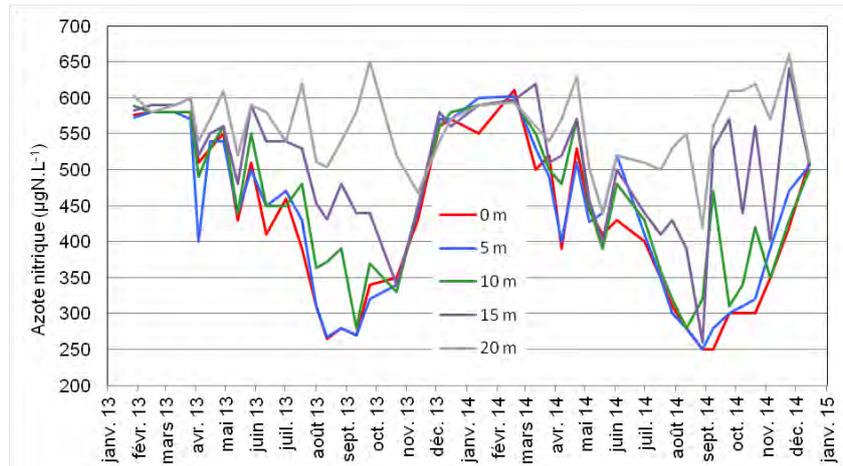


Figure 15 : Concentration en azote nitrique ($N-NO_3^-$) dans l'eau des couches superficielles du lac (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

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

La figure 16 représente l'évolution du stock d'azote total et d'azote nitrique dans les couches 0 - 30 m et 0 - 50 m lors du brassage hivernal de 1996 à 2014. On observe une relative stabilité du stock d'azote sur cette chronique de 1996 à nos jours.

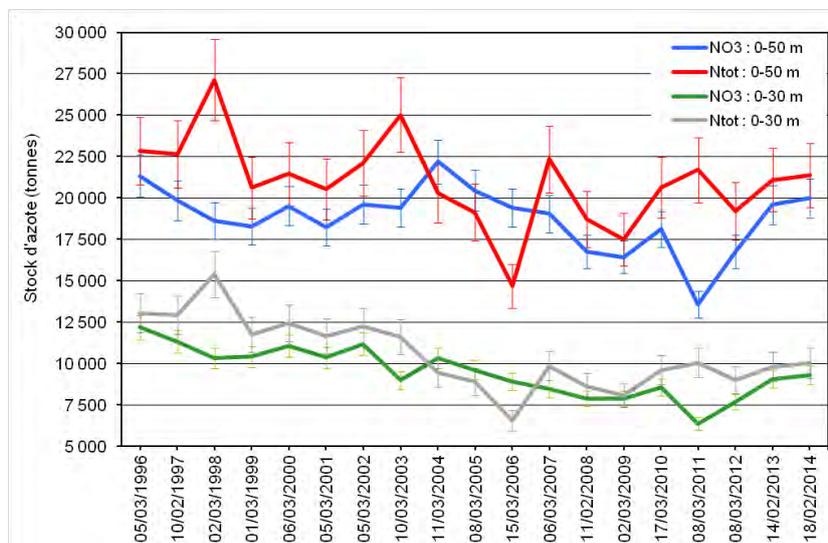


Figure 16 : Stock d'azote nitrique ($N-NO_3^-$) et d'azote total dans les eaux des couches 0 - 30 et 0 - 50 m de 1996 à 2014 lors du brassage hivernal, Léman - Grand Lac (SHL 2)

Figure 16 : Stock of nitrate ($N-NO_3^-$) and total nitrogen in the lake's water surface layers of 0 - 30 and 0 - 50 m from 1996 to 2014 during winter mixing, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

L'activité zooplanctonique précoce, due à un printemps avancé, entraîne une augmentation significative de la concentration en azote ammoniacal dès le mois de mars 2014 du fait des excréments de ces organismes mais également des poissons et de la dégradation microbienne de la matière organique (LAINE et PERGA, 2015). Néanmoins, cette activité printanière est légèrement inférieure à celle observée l'année précédente avec, par exemple, une concentration en azote ammoniacal le 5 mai 2014 de $22.4 \mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$ à 20 m contre $24.5 \mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$ en 2013 à profondeur identique et durant la même période de l'année (figure 17).

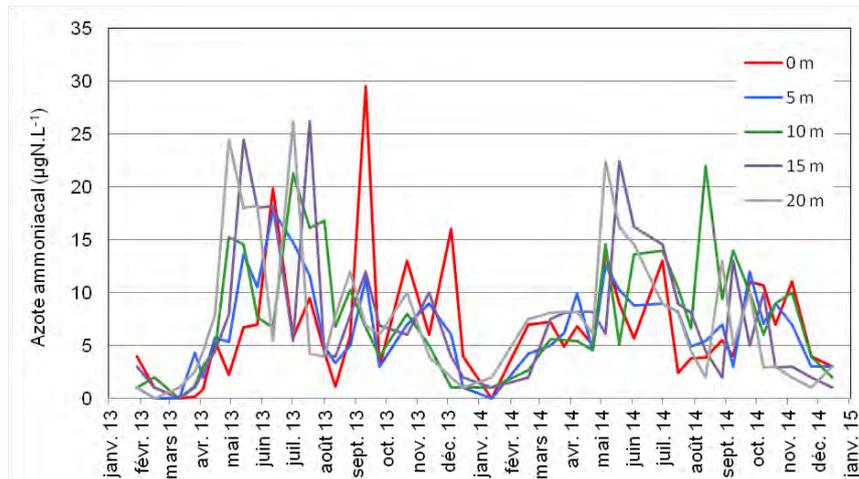


Figure 17 : Concentration en azote ammoniacal (N-NH_4^+) dans l'eau des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

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

5.3. SILICE

L'homogénéisation partielle de l'hiver 2014, telle qu'en 2013, 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 18). La plus forte concentration en silice dans les couches d'eau superficielles est tout de même observée le 18 février 2014 à l'issue du brassage partiel maximal. La teneur moyenne en silice est alors égale à $1.14 \text{ mgSiO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ entre 0 et 20 m contre $1.17 \text{ mgSiO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ en 2013 à la même période de l'année (Figure 19).

Dès la campagne suivante, le 12 mars 2014, la silice commence à être consommée par l'activité phytoplanctonique précoce des algues diatomées (RIMET, 2015) pour atteindre à la fin du mois d'avril des concentrations relativement faibles de l'ordre de $0.32 \text{ mgSiO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ à 0 m.

A partir du mois de mai, la concentration en silice se stabilise en parallèle à la diminution du peuplement des diatomées. Par la suite, un nouveau fléchissement apparaît au mois de juin correspondant à l'apparition de nouvelles communautés d'algues (RIMET, 2015). Dès le mois d'août, l'abatement de la silice dans les couches d'eau de 0 à 5 m s'accroît pour atteindre l'état de traces au début du mois de septembre à cause de la prolifération d'une grande quantité de diatomées (RIMET, 2015). Finalement, la consommation ralentit dès mi-octobre occasionnant une nouvelle hausse des teneurs en silice en surface du lac.

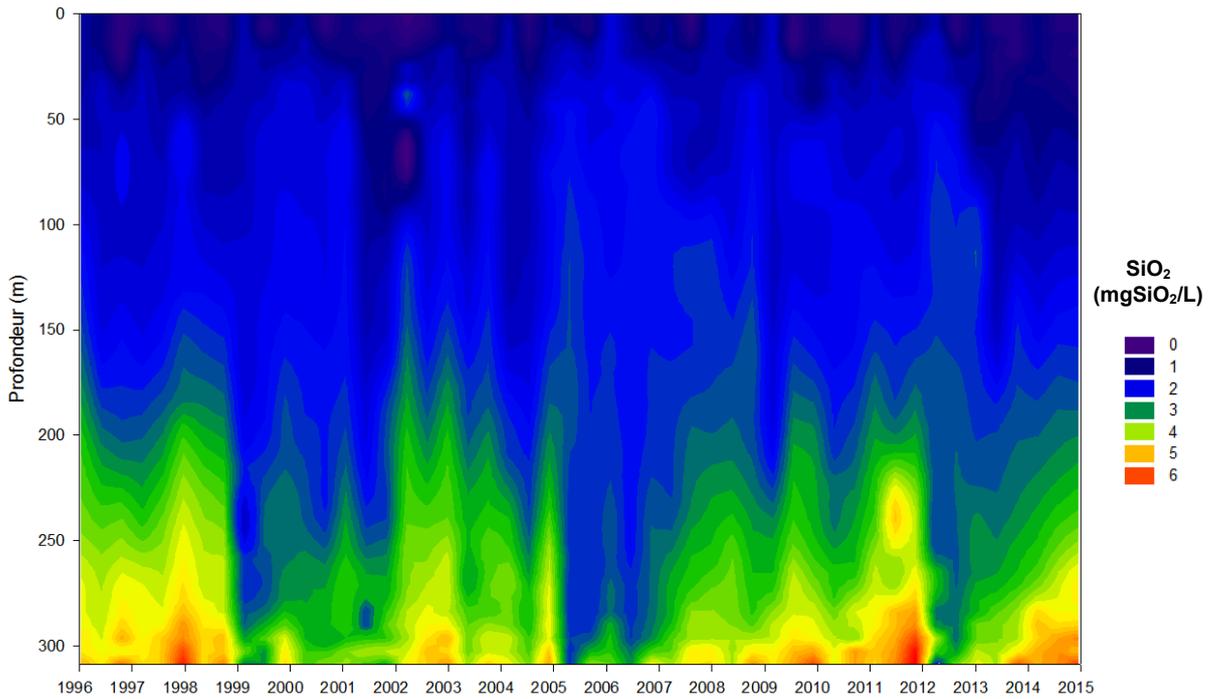


Figure 18 : Concentration en silice (SiO_2) dans les eaux du lac en fonction de la profondeur de 1996 à 2014, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 18 : Concentration of silica (SiO_2) in lake's water as a function of depth from 1996 to 2014, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

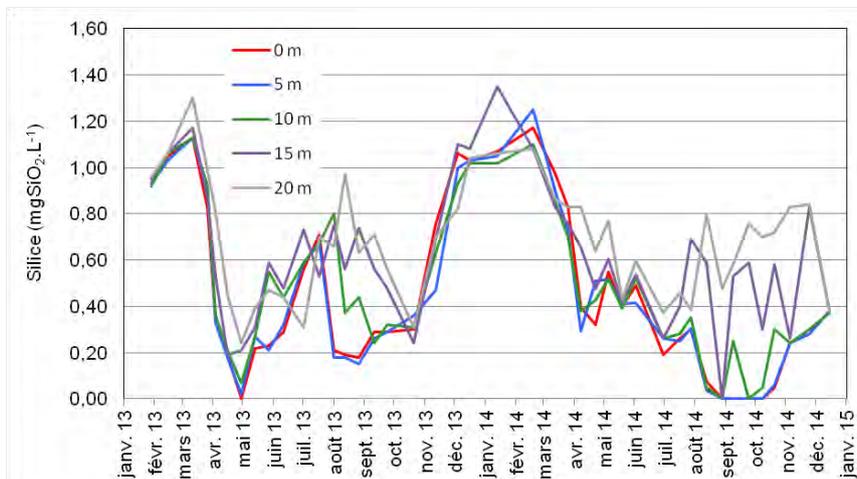


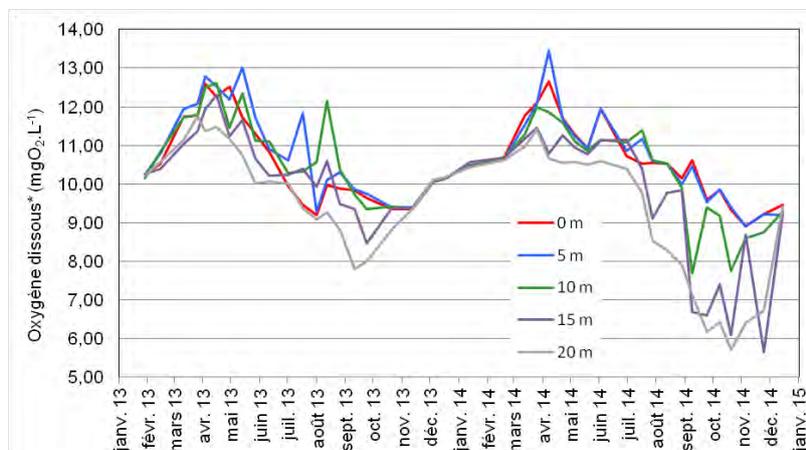
Figure 19 : Concentration en silice (SiO_2) dans l'eau des couches superficielles du lac (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 19 : Concentration of silica (SiO_2) in lake's water surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

5.4. OXYGÈNE DISSOUS

Les figures 20 et 26 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 maximum est observé de manière précoce le 7 avril 2014 avec $13.45 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ à 5 m du fait d'un mois de mars printanier.

La concentration en oxygène dissous dans les couches superficielles diminue ensuite dès la fin du mois d'avril, principalement à cause d'une activité photosynthétique moins intense liée au fléchissement des diatomées (RIMET, 2015), suivi par une phase des eaux claires. 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 minime d'oxygène à 0 et 5 m au mois de juin, correspondant à l'apparition d'autres espèces algales que les diatomées. La désoxygénation de l'épilimnion induite par le transfert d'oxygène vers les couches plus profondes est relativement marquée en 2014 avec un minimum à 20 m au mois d'octobre égale à $5.71 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ contre $7.80 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ en septembre 2013. Ce transfert contrebalance la production d'oxygène dans les couches d'eau superficielles due à la réapparition massive de diatomées en août.



* 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 2014 est représentée sur la figure 21. L'hiver 2014 entraîne une transparence importante jusqu'à 12.2 m le 13 janvier 2014 (13.6 m le 13 décembre 2013). Par la suite, la reprise avancée de l'activité photosynthétique, qui induit la croissance du phytoplancton, provoque une diminution progressive de la transparence jusqu'à une valeur de 4.7 m à la fin du mois de mars qui perdure jusqu'à début mai. Ce phytoplancton printanier, qui est essentiellement constitué de diatomées (RIMET, 2015), consomme les nutriments présents en abondance mais n'est guère consommé, la température étant encore trop faible pour activer le zooplancton de façon significative. Au alentour de mi-mai, on observe une phase précoce des eaux claires qui se traduit par une augmentation brève de la transparence avec un pic à 8.6 m. Ce phénomène est dû à la raréfaction des nutriments et l'accroissement de l'activité des organismes brouteurs qui engendrent un abattement drastique des diatomées. A partir du mois de juillet, la transparence diminue et atteint le seuil de 2.4 m le 28 août 2014. A cette période, des petites chlorophycées flagellées à fort taux de reproduction et des dinophycées, deux types d'algues capables de résister à la prédation, prennent place jusqu'à début août. Par la suite, un développement important de grandes diatomées à lieu de mi-août et mi-septembre. A la fin du mois de septembre, la transparence recommence à augmenter avec un pic le 20 octobre 2014 à 9.2 m. 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 : grandes cyanobactéries et chlorophycées. Finalement, au début de l'hiver 2015, la transparence augmente à nouveau.

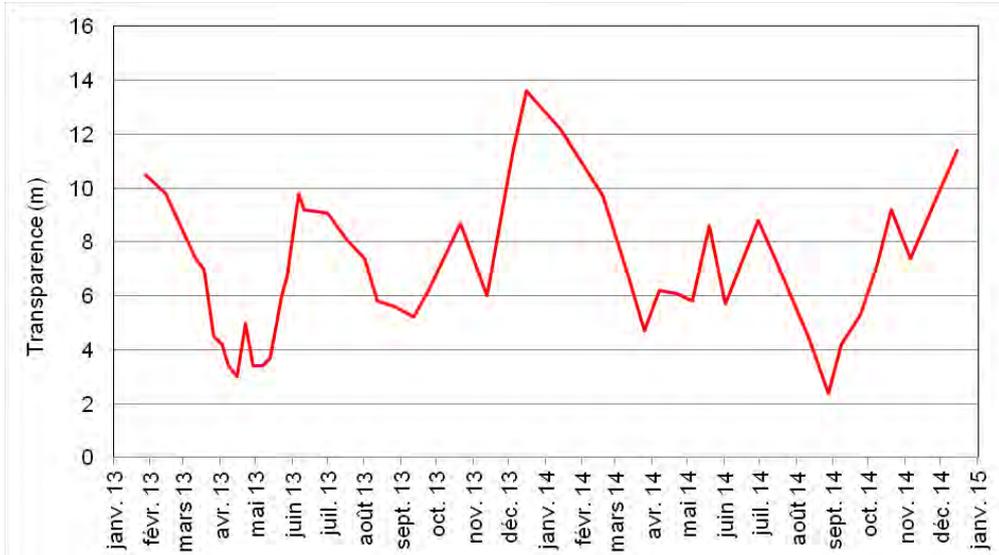


Figure 21 : Transparence avec le disque de Secchi (noir et blanc, 20 cm), Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 21 : Transparency using a Secchi disk (black and white, 20 cm), Léman - Grand Lac (SHL2)

La figure 22 permet d'observer l'historique de la transparence de 1980 à nos jours. L'année 2014 présente des valeurs de transparence du même ordre de grandeur que l'ensemble de la chronique.

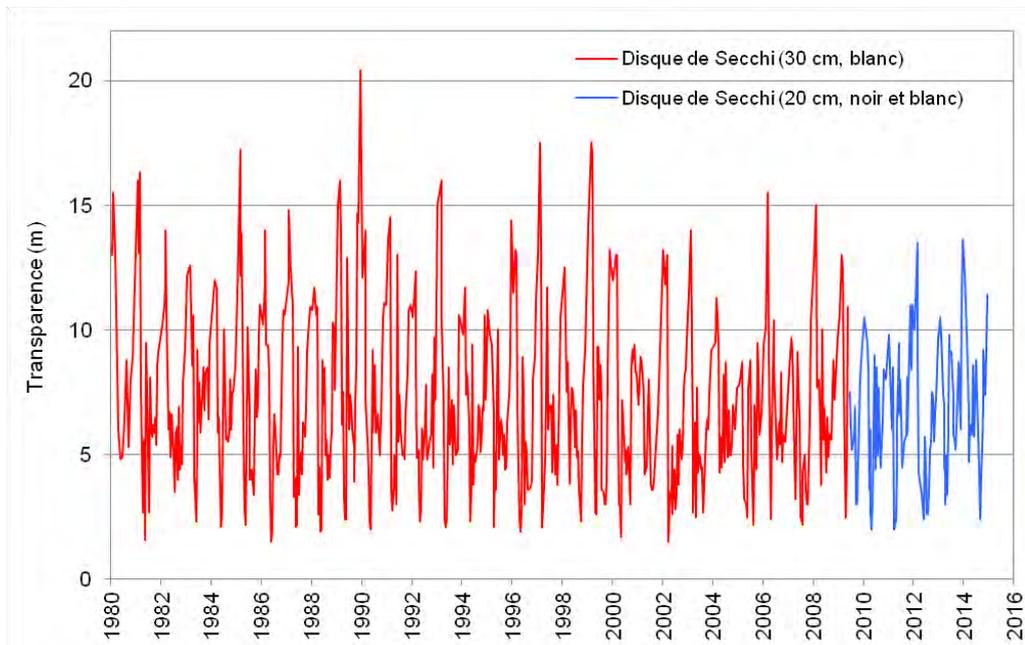


Figure 22 : Evolution de la transparence avec le disque de Secchi de 1980 à 2014, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 22 : Change in transparency using Secchi disk from 1986 to 2014, 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 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 23). Ainsi, un pic printanier précoce de carbone organique particulaire apparaît dès le mois de mars et est marqué par un maximum le 22 avril 2014 à 15 m avec $438 \mu\text{gC}\cdot\text{L}^{-1}$. Par la suite, un deuxième pic est observable le 30 juin 2014 à 10 m avec $508 \mu\text{gC}\cdot\text{L}^{-1}$ correspondant à l'apparition de nouvelles communautés d'algues qui remplacent les diatomées (RIMET, 2015). Finalement, un troisième pic dit « automnal », plus important que les deux précédents, se dessine tardivement au mois d'août dans les couches d'eau de 0 à 15 m avec une concentration maximale le 12 août 2014 de $605 \mu\text{gC}\cdot\text{L}^{-1}$ à 5 m. Ce dernier pic, qui est corrélé avec une diminution importante de la transparence (Figure 21), correspond à la réapparition de diatomées.

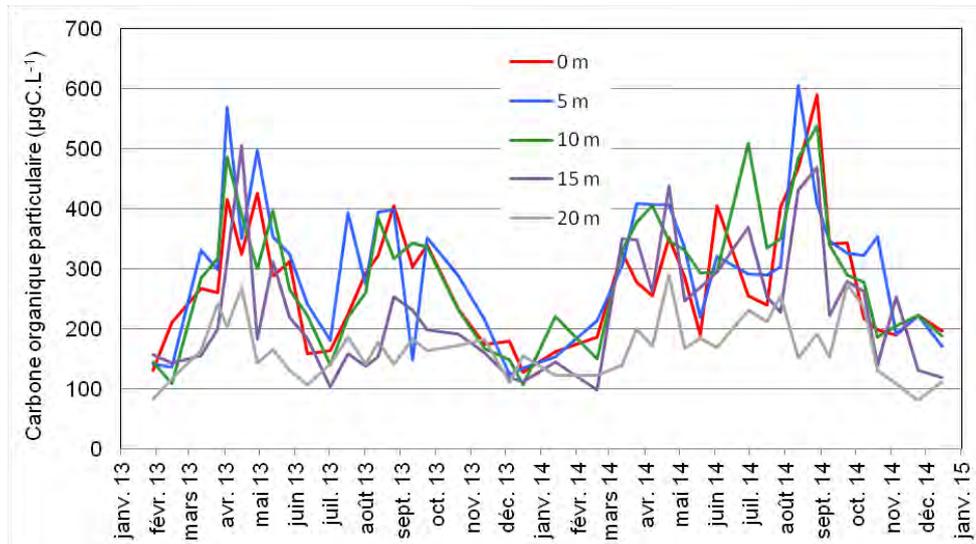
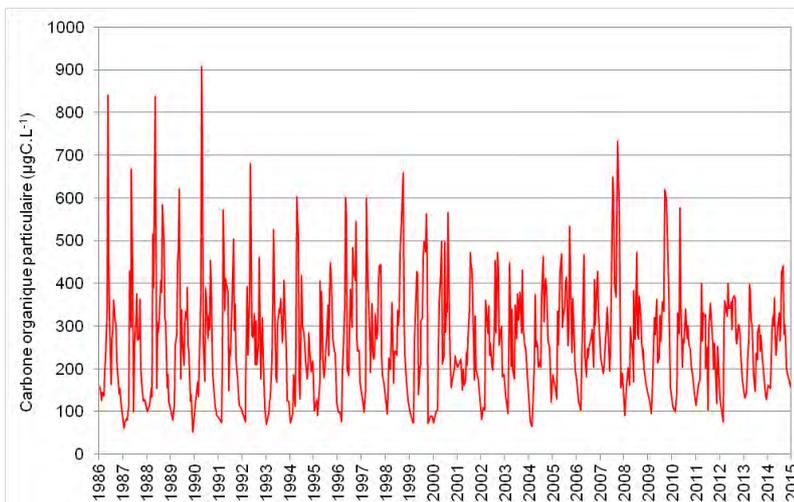


Figure 23 : Concentration en carbone organique particulaire dans l'eau des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 23 : 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 24a, 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 2014 sont parmi les plus basses de la chronologie de 1986 à nos jours ce qui montre que l'activité phytoplanctonique a été faible.

a)



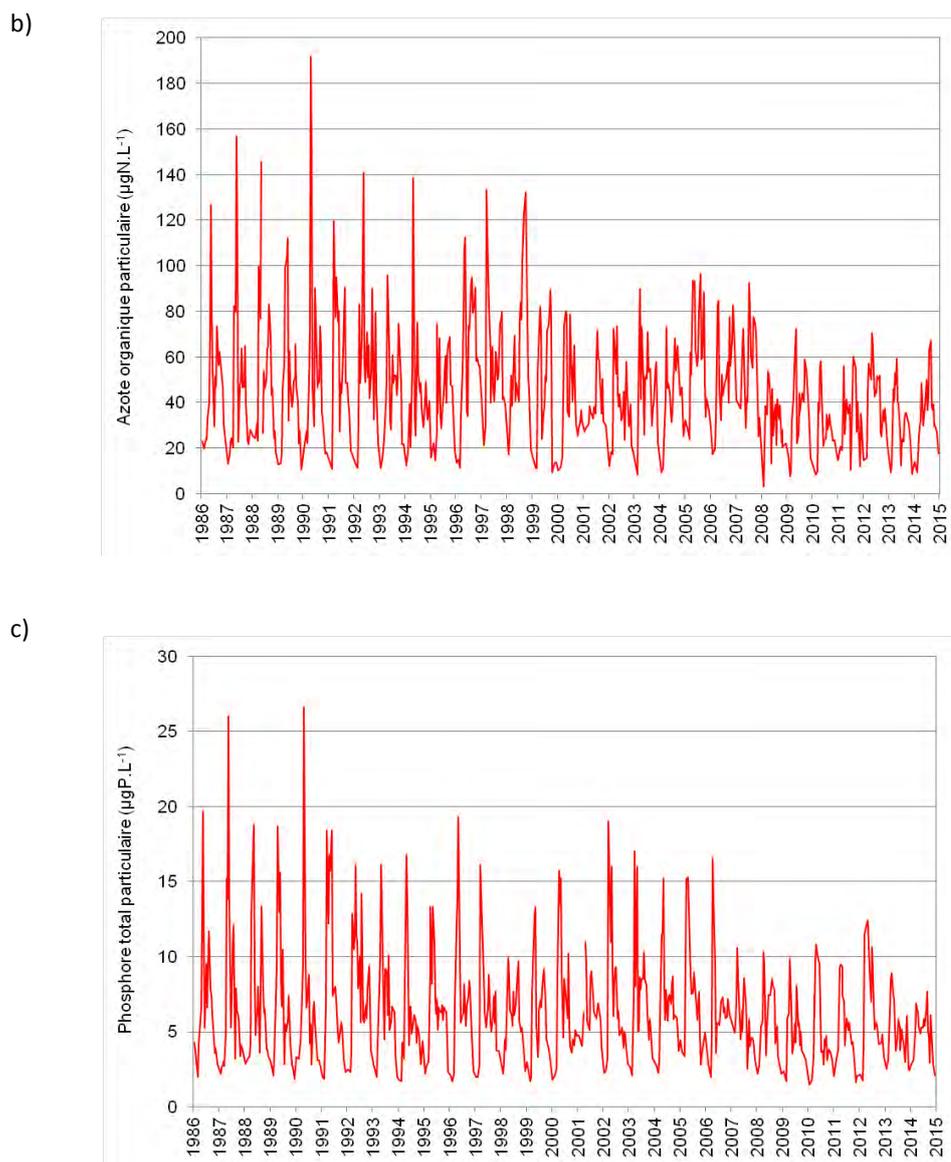


Figure 24 : Evolution de la concentration en matière particulaire dans l'eau de la couche superficielle (0-20 m) de 1986 à 2014, Léman - Grand Lac (SHL2) :

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

Figure 24 : Change in the concentration of particulate matter in lake's water surface layer (0-20 m) from 1986 to 2014, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2) :

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

La figure 25 traduit une carence en phosphore importante dans 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.

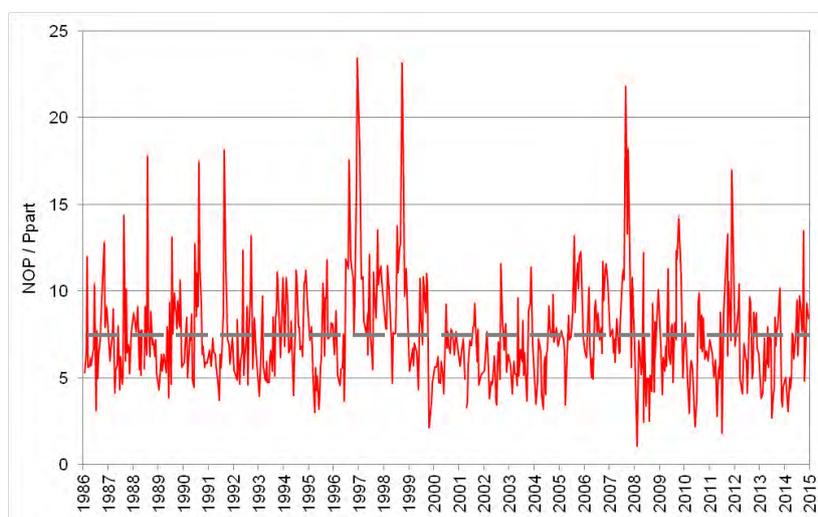
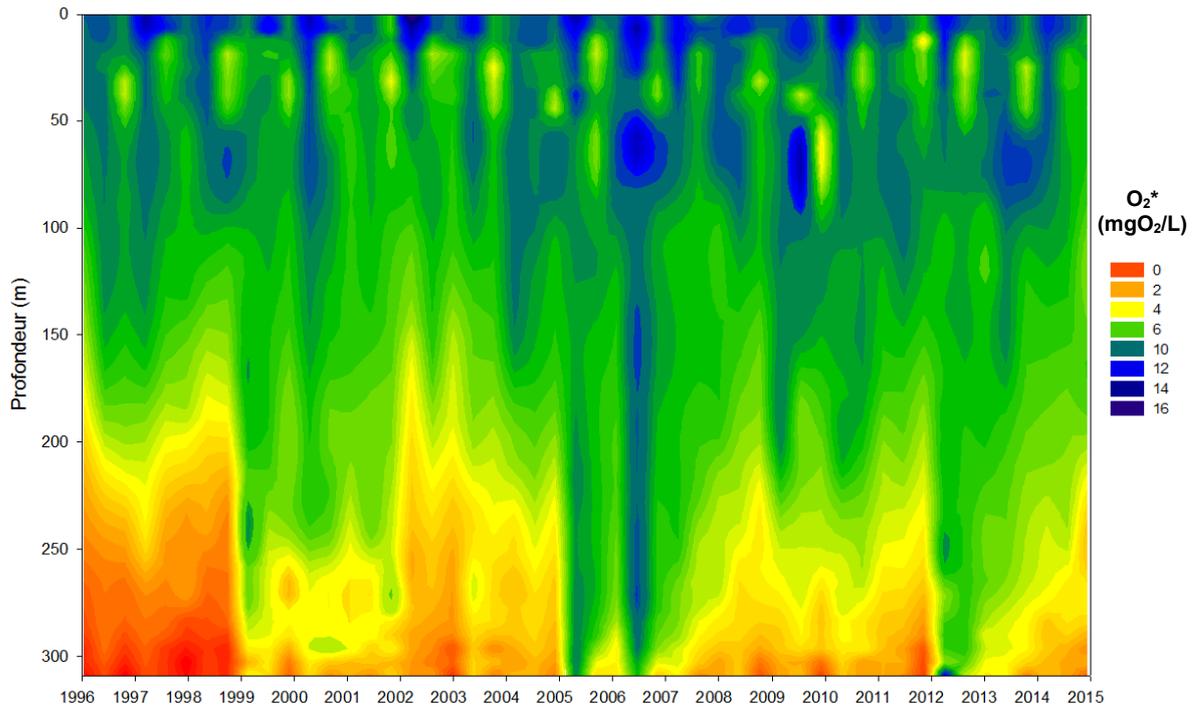


Figure 25 : Evolution du rapport NOP / Ppart dans l'eau de la couche superficielle (0 - 20 m) de 1986 à 2014, Léman - Grand Lac (SHL2)

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

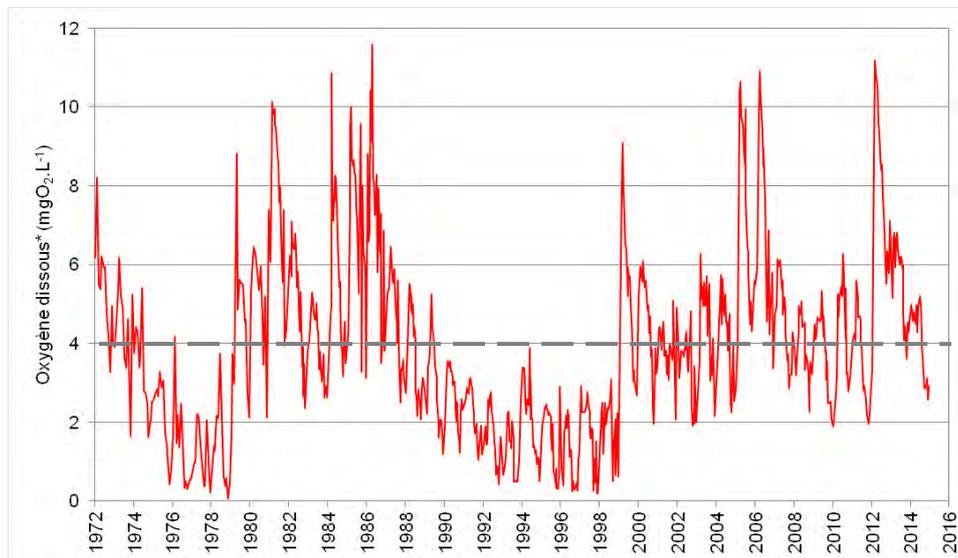
L'hiver 2014 n'a pas permis de ré-oxygéner l'ensemble de la colonne d'eau contrairement à l'année 2012 (Figure 26). A l'issue du brassage partiel maximal, le 18 février 2014, la concentration en oxygène dissous au fond du lac est égale à $4.57 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ (Figure 27). La teneur en oxygène dissous à 309 m diminue ensuite de manière progressive à partir du mois de juillet 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 24 novembre 2014 avec $2.56 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ soit quasiment $1 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ de moins que l'année antérieure (avec $3.61 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ le 21 octobre 2014).



* 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 du lac en fonction de la profondeur de 1996 à 2014, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 26 : Change in the concentration of dissolved oxygen in lake's water as a function of the depth from 1996 to 2014, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)



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

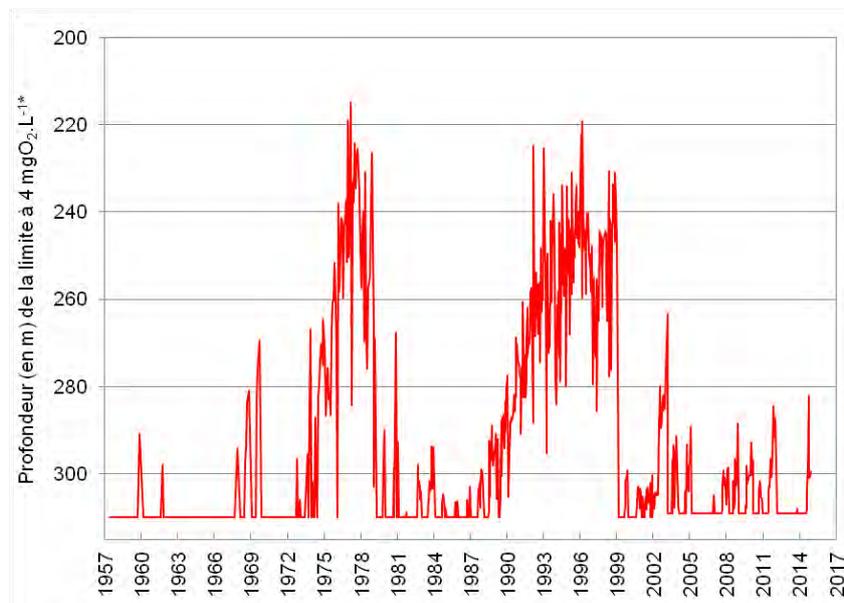
Figure 27 : Evolution de la concentration en oxygène dissous dans les eaux au fond du lac à 309 m de 1972 à 2014, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 27 : Change in the concentration of dissolved oxygen in the bottom of lake's water at 309 m from 1972 to 2014, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

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

La figure 28 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 que pour l'année 2014, 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.

La ligne pointillée sur la figure 27 indique le seuil à $4.0 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ relative aux exigences sur la qualité des eaux en Suisse.



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

Figure 28 : Evolution de la profondeur de la limite à 4 mg d'oxygène dissous par litre de 1957 à 2014, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 28 : Change in threshold's depth at 4 mg of dissolved oxygen per liter from 1957 to 2014, 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 2014, il devrait y avoir un relargage de phosphore au fond du lac. Cependant, les figures 29 et 30 montrent des teneurs en orthophosphates dans le fond du lac guère 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 24 novembre 2014, lorsque la teneur en oxygène dissous est la plus faible, avec $53 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$ contre $50 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$ en 2013.

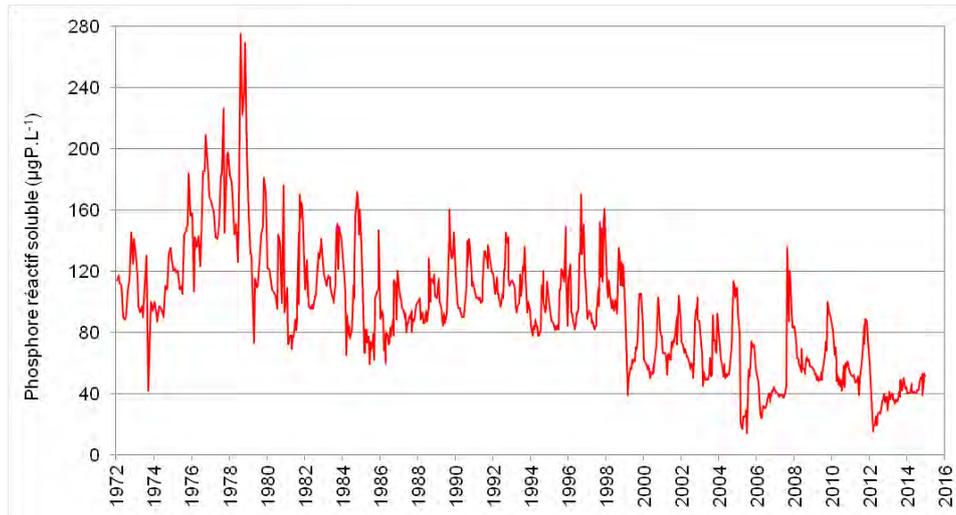


Figure 29 : Evolution de la concentration en phosphore réactif soluble ($P-PO_4^{3-}$) dans les eaux au fond du lac à 309 m de 1972 à 2014, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 29 : 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 2014, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

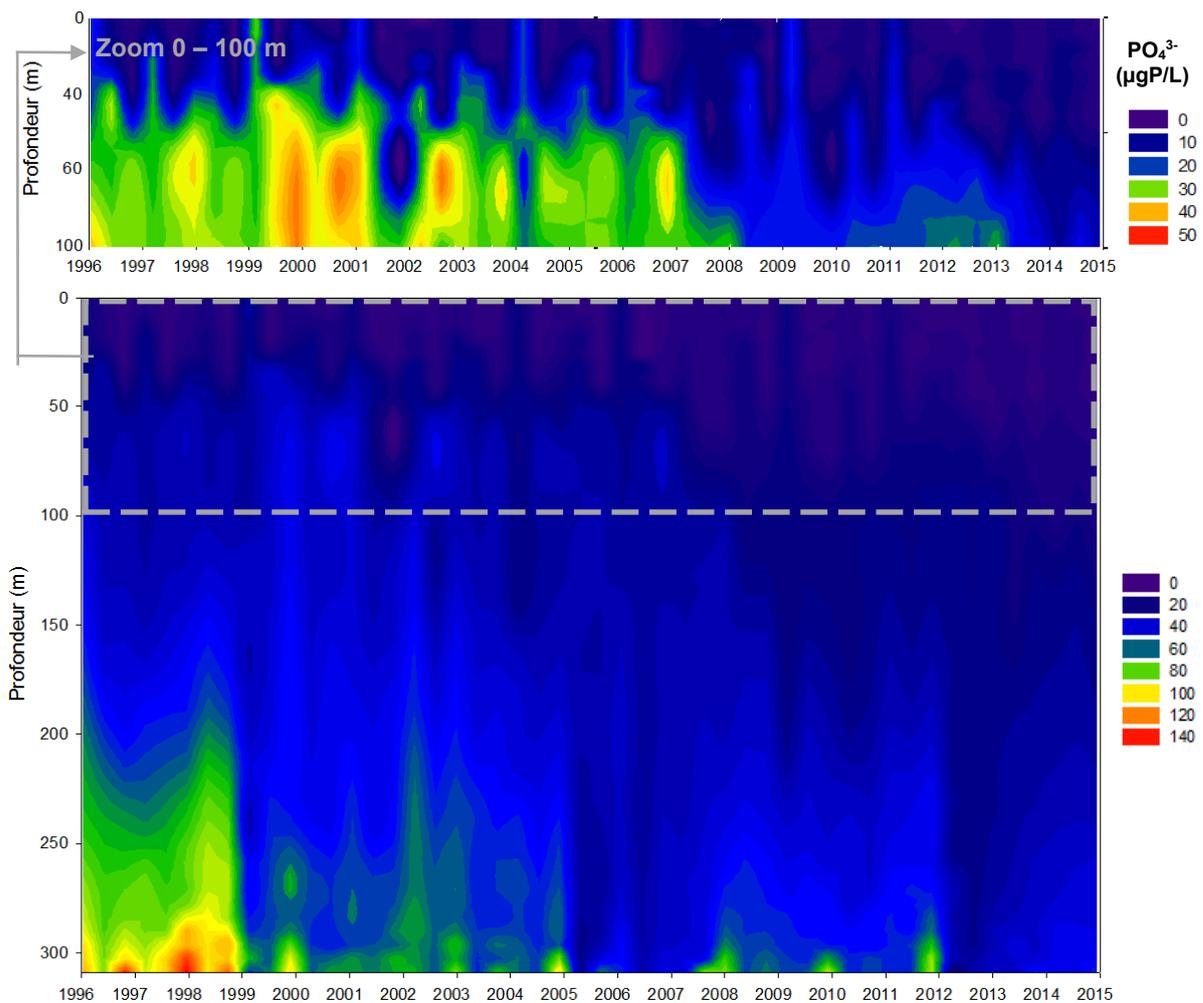


Figure 30 : Evolution de la concentration en phosphore réactif soluble ($P-PO_4^{3-}$) en fonction de la profondeur de 1996 à 2014, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 30 : Change in the concentration of soluble reactive phosphorus ($P-PO_4^{3-}$) in lake's water as a function of depth from 1996 to 2014, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

Tout comme pour le phosphore réactif soluble, 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 2014 par rapport à l'année 2013 (Figure 31).

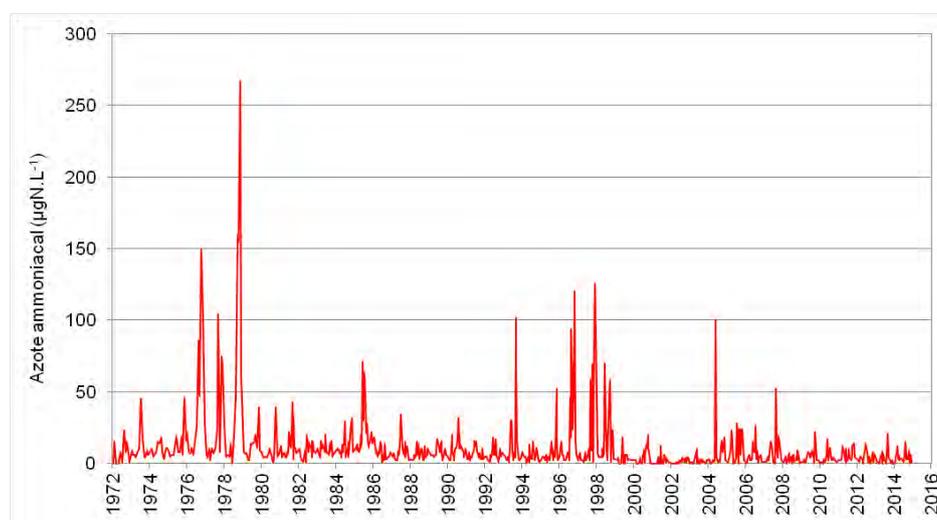


Figure 31 : Evolution de la concentration en azote ammoniacal ($N-NH_4^+$) dans les eaux au fond du lac à 309 m de 1972 à 2014, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 31 : Change in the concentration of ammoniacal nitrogen ($N-NH_4^+$) in the bottom of lake's water at 309 m from 1972 to 2014, 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 semble se stabiliser en 2014 avec 1'762 tonnes de P contre respectivement 1'853 et 1'696 en 2012 et 2013 (Figure 32). La concentration moyenne annuelle pondérée est égale à $20.5 \mu gP \cdot L^{-1}$.

En ce qui concerne le phosphore réactif soluble, c'est-à-dire l'orthophosphate, le stock n'évolue guère en 2014 avec 1'438 tonnes de P contre 1'467 en 2013. Ainsi, la concentration moyenne annuelle pondérée est de $16.7 \mu gP \cdot L^{-1}$.

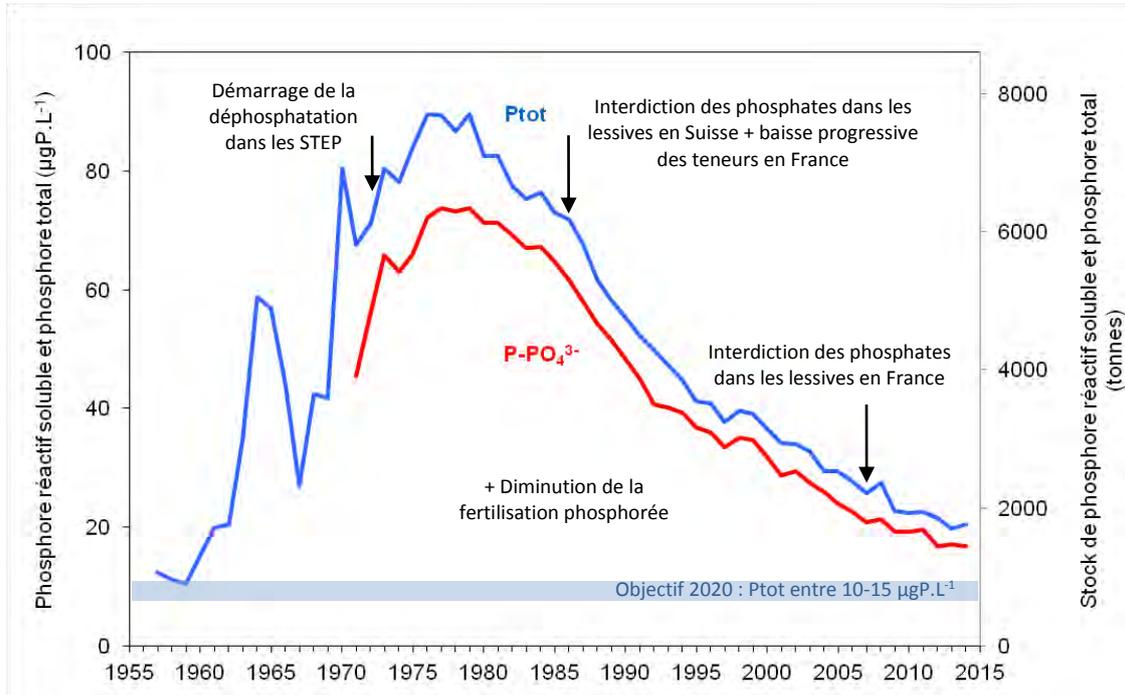


Figure 32 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et du stock de phosphore réactif soluble et de phosphore total pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1957 à 2014, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 32 : 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 2014, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

7.2. AZOTE NITRIQUE ET AZOTE TOTAL

Les concentrations moyennes en azote total et en azote nitrique sont légèrement inférieures à celles de l'année précédente, mais somme toute relativement élevées du fait d'une importante pluviométrie certes en deçà de celle observée en 2013 sur le bassin versant du Léman. En 2014, la concentration moyenne en azote total est de $620 \mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$, soit un stock de 53'299 tonnes de N. La concentration moyenne annuelle en azote nitrique, quant à elle, est égale à $572 \mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$, ce qui représente un stock de 49'180 tonnes de N contre $592 \mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$ et 50'939 tonnes en 2013 (Figure 33). 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 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. Cette tendance stationnaire s'explique par des apports du bassin versant au Léman qui n'évolue guère à cause d'une part de l'absence de progrès technique dans les STEP en matière de dénitrification et d'autre part du maintien de la fertilisation azotée des cultures (Annexe VI).

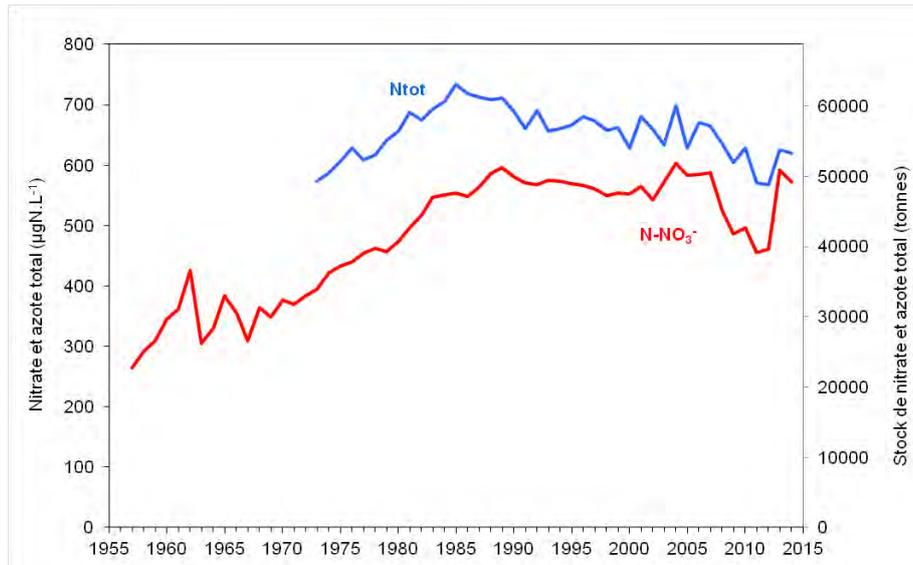


Figure 33 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et des stocks d'azote total et d'azote nitrique pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1957 à 2014, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 33 : 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 2014, 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 34). En 2014, le stock de chlorure est égal à 872'189 tonnes soit une teneur moyenne annuelle pondérée qui atteint 10.14 mgCl·L⁻¹ contre 848'029 tonnes et 9,86 mg Cl·L⁻¹ en 2013. Ce phénomène s'explique en majeure partie par les apports via les affluents du Léman (Annexe VI) 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).

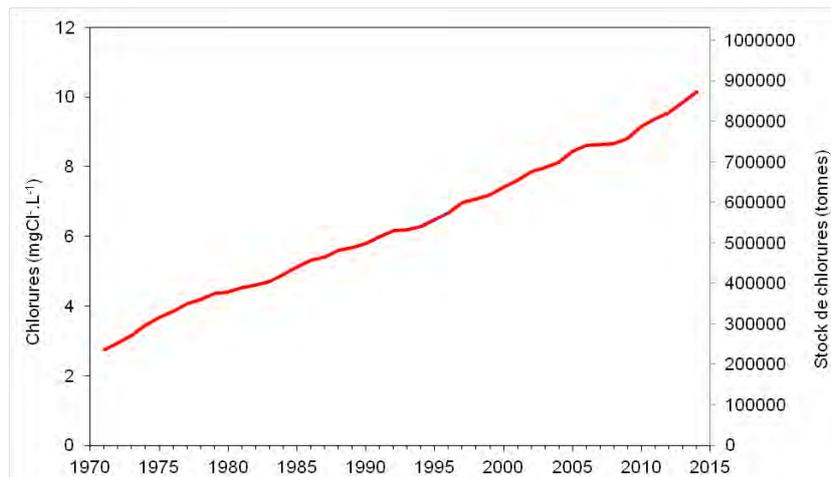


Figure 34 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et du stock de chlorures pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1971 à 2014, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 34 : Change in the weighted mean annual concentration and stock of chloride in the entire mass of lake's water from 1971 to 2014, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

8. CONCLUSIONS

L'année climatique 2014 sur les rives du Léman peut être considérée comme relativement chaude avec une température annuelle de 11.7 °C, faiblement venteuse, normalement humide et ensoleillée, avec 1'068.1 mm de précipitations et 1'903 heures d'ensoleillement.

Les faits marquants de l'évolution physico-chimique des eaux du Léman en 2014 sont les suivants :

- L'hiver 2014 a donné lieu à un brassage partiel de la colonne d'eau jusqu'à 105 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 de manière précoce du fait d'un hiver doux conjointement à un printemps très avancé dans la saison. Celle-ci 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 2014 tel qu'en 2013 et ce malgré deux années successives de brassage partiel qui ont occasionné une réoxygénation limitée des eaux profondes ;
- En 2014, le stock d'azote nitrique dans le lac demeure élevé, mais légèrement moindre qu'en 2013, avec 49'180 tonnes de N en raison d'apports importants suite à des précipitations abondantes ayant lessivé les sols du bassin versant du Léman ;
- La concentration moyenne en phosphore total semble s'équilibrer depuis les deux dernières années aux alentours de 20 mgP·L⁻¹ (19.7 et 20.5 mgP·L⁻¹ en 2013 et 2014, respectivement) ;
- Le stock de chlorure dans le Léman continue d'augmenter et atteint 872'189 tonnes en 2014.

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.
- LAZZAROTTO, L., NIREL, P. et RAPIN, F. (2011) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2011, 31-63.
- OEaux (1998) : Ordonnance sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (Suisse).
- RAMSEIER GENTILE, S., EDDER, P., KLEIN, A. et LODS-CROZET, B. (2015) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux, les moules et les truites lacustres du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 84-97.
- LAINÉ, L. et PERGA, M. (2015) Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 127-136.
- RIMET, F. (2015) Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 103-120.
- SAVOYE, L., QUETIN, P. et KLEIN, A. (2014), Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 21-56.
- VARGAS, S. (2015) Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 246-258.

ANNEXE I

Tableau I : Concentrations annuelles moyennes pondérées de 1957 à 2014, Léman - Grand Lac (SHL2)

Table I : Mean annual weighted concentrations from 1957 to 2014, 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	10.30	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
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

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
2010	9.18	22.4	19.3	628	503	3.0	2.0	498	9.15	110.0	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

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

b : valeur interpolée

ANNEXE II

Tableau II : Stocks annuels en tonnes de 1957 à 2014, Léman - Grand Lac (SHL2)

Table II : Annual total content in metric tons from 1957 to 2014, 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	NOP 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	1'255	141	33'030	251'000			
1973	801'900	6'900	5'660	49'180	35'306	1'185	201	33'920	271'000			
1974	781'700	6'700	5'420	50'350	37'544	1'180	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	1'000	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	1'205	50	47'600	439'000			
1986	842'600	6'150	5'300	61'500	47'812	580	72	47'160	454'000	9'138	262	1'630
1987	824'200	5'800	5'000	61'130	49'169	570	69	48'530	462'000	6'247	249	1'203
1988	799'940	5'290	4'665	60'750	50'882	458	74	50'350	480'200	9'882	217	1'472
1989	741'520	4'995	4'430	61'020	51'776	482	74	51'220	486'300	7'993	179	1'220
1990	714'200	4'740	4'145	59'000	50'460	493	77	49'890	496'200	8'715	209	1'400
1991	727'600	4'480	3'880	56'540	49'670	509	81	49'080	514'000	7'840	218	1'292
1992	721'550	4'275	3'495	59'150	49'389	464	105	48'820	528'300	7'811	241	1'515
1993	710'190	4'050	3'460	56'210	49'814	274	80	49'460	529'700	7'548	197	1'142
1994	714'185	3'835	3'380	56'550	49'701	334	92	49'275	538'930	7'166	185	1'203
1995	704'075	3'535	3'170	57'140	49'348	302	101	48'945	554'670	7'722	193	1'123
1996	708'680	3'505	3'085	58'350	49'205	382	93	48'730	572'410	9'205	198	1'913
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

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	NOP tonnes
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

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
∅	S·cm ⁻¹	4
NO ₃ ⁻	µgN·L ⁻¹	6
NO ₂ ⁻	µgN·L ⁻¹	4
NH ₄ ⁺	µgN·L ⁻¹	7
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	6
SiO ₂	mgSiO ₂ ·L ⁻¹	3

* 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

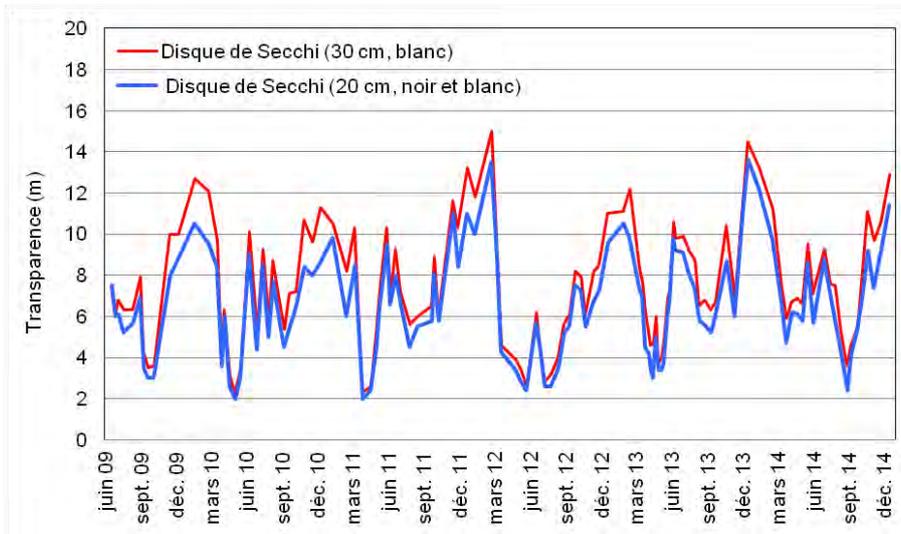


Figure IV.1 : Représentation graphique de la comparaison entre la mesure de la transparence avec le disque de Secchi « INRA » (disque blanc d'un diamètre de 30 cm) et normalisé (disque noir et blanc, 20 cm) de mi-2009 à 2014, Léman - Grand Lac (SHL2)

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 2014, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

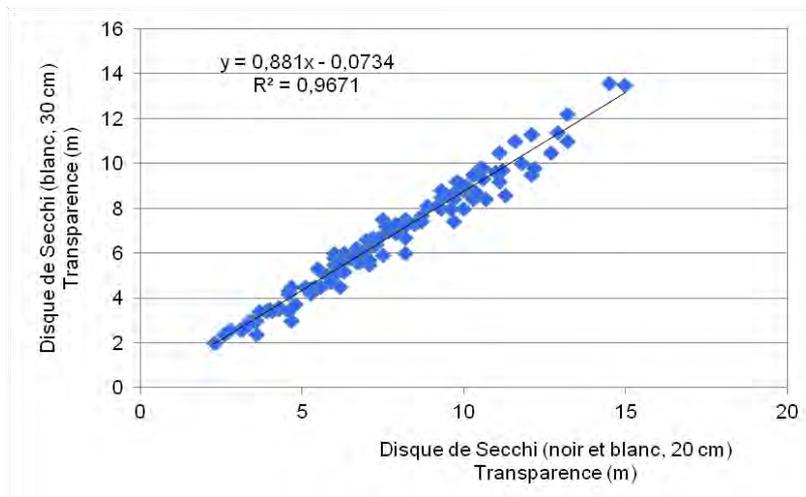


Figure IV.2 : Régression linéaire entre la mesure de la transparence avec le disque de Secchi « INRA » (disque blanc d'un diamètre de 30 cm) et normalisé (disque noir et blanc, 20 cm) de mi-2009 à 2014, Léman - Grand Lac (SHL2)

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 2014, 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). Comme 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 2014, les températures des mois de juillet, août et dans une moindre mesure mai ; furent inférieures à leur moyenne inter-stations sur la période 1981 - 2010. Les températures des quatre premiers mois peuvent être classifiées comme chaudes. (tableau 1.1, figure 1.1).

Tableau 1.1 : Température moyenne mensuelle de l'air à chaque station en 2014 (°C).

Table 1.1 : Mean monthly air temperature for each station in 2014 (°C).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1981 - 2010
Janvier	4.1	3.9	4.6	4.2	2.2
Février	4.8	4.4	5.1	4.8	2.9
Mars	7.8	8.0	8.1	7.4	6.5
Avril	11.8	11.5	11.9	11.5	9.9
Mai	13.5	13.0	13.4	13.0	14.4
Juin	19.1	18.7	19.2	18.8	17.7
Juillet	18.4	18.0	18.4	18.4	20.1
Août	18	17.5	18	18.1	19.7
Septembre	16.7	16.4	16.8	16.8	15.8
Octobre	13.7	13.4	14.1	13.7	11.5
Novembre	8.2	7.7	8.8	8.5	6.0
Décembre	4.3	4.3	5	5.2	3.3
Moyenne annuelle	11.7	11.4	12.0	11.7	10.8

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

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

Table 1.2 : Mean annual air temperature at the inter-stations (°C).

Années	Température moyenne annuelle	Années	Température moyenne annuelle
1979	9.9	1997	11.1
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

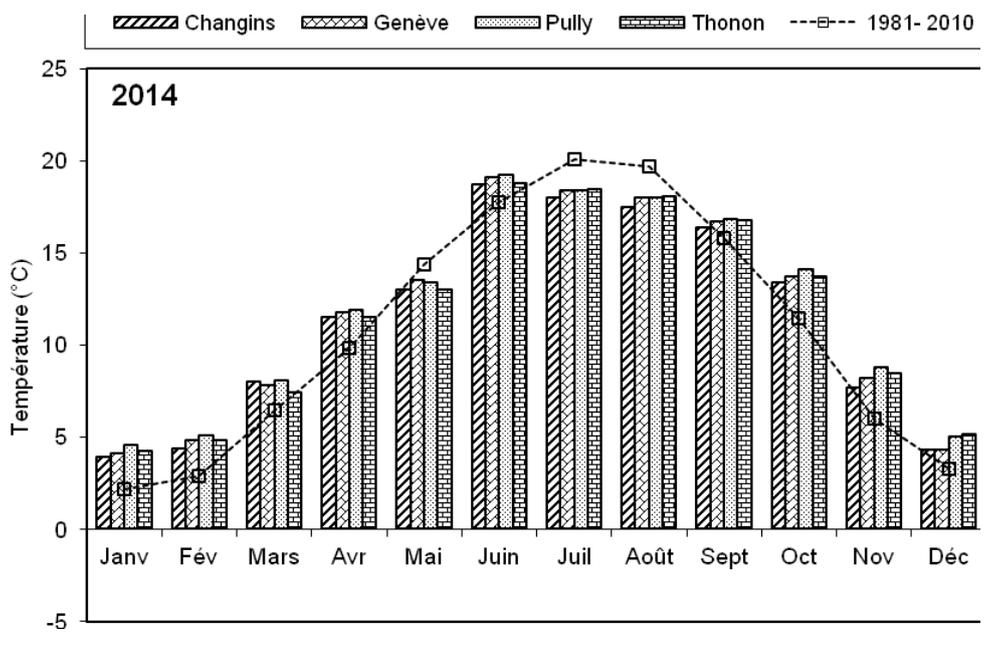


Figure 1.1 : Moyenne mensuelle de la température de l'air de chaque station en 2014 (histogramme) et celle de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 1.1 : Mean monthly air temperature at each station in 2014 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

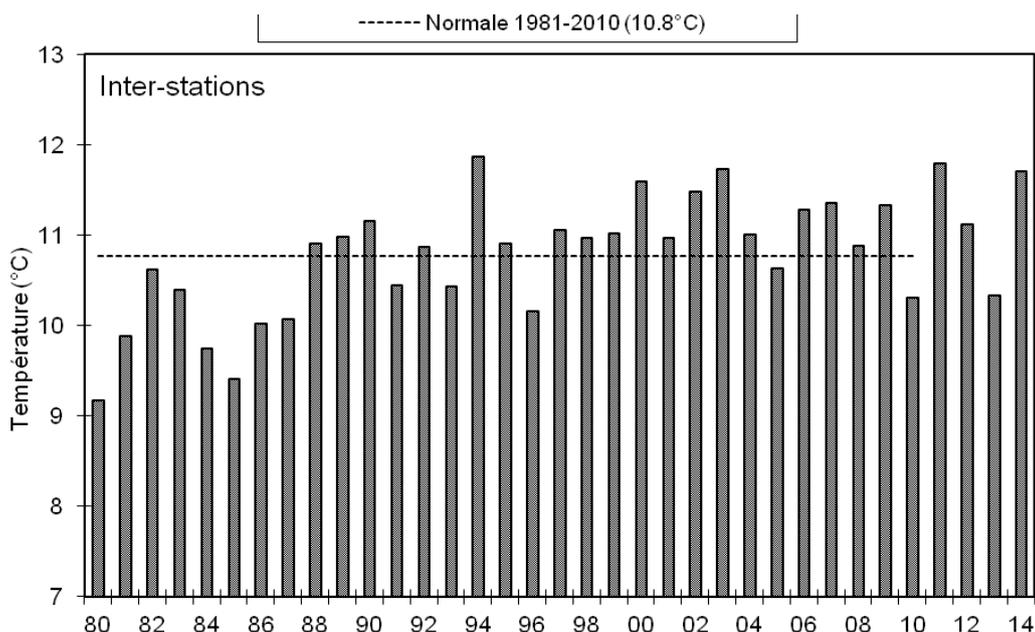


Figure 1.2 : Température moyenne annuelle de l'air pour l'inter-station (°C).

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

3. PLUVIOMÉTRIE

La pluviométrie de l'année 2014 sur le bassin lémanique est de 1'068.1 mm, légèrement supérieure à la normale inter-stations (1'008.9 mm) relevée sur les 4 stations entre 1981 et 2010. Pully est la station la plus arrosée avec 1'190.0 mm. Genève avec 1'004.6 mm a les précipitations les moins importantes (tableau 2.1, figure 2.1).

Les mois mars, juin, septembre et décembre furent particulièrement secs. Par contre les mois de février, juillet, octobre et novembre furent eux excédentaires. Ce qui donne pour l'année 2014 un excédent de 5.8 % par rapport à la normale 1981 - 2010.

Tableau 2.1 : Pluviométrie mensuelle (mm) à chaque station en 2014.

Table 2.1 : Monthly rainfall (mm) at each station in 2014.

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1981 - 2010
Janvier	92.6	99.9	82.3	98.5	72.9
Février	121.2	127.4	136.1	137.0	60.8
Mars	39.3	36.8	36.7	41.5	68.5
Avril	60.1	48.5	68.3	68.0	73.5
Mai	73.4	75.8	86.3	100.5	92.8
Juin	54.6	71.8	63	47.5	94.3
Juillet	175.5	173.8	267.5	194.5	83.8
Août	52.8	83.9	120.9	75.5	86.6
Septembre	40.1	29.9	20.9	22.0	99.0
Octobre	141.7	113.8	137.7	130.0	102.5
Novembre	107.6	105.4	120.5	118.5	83.0
Décembre	45.7	39.3	49.8	38.0	88.9
Total Annuel	1'004.6	1'006.3	1'190.0	1'071.5	1'008.9

En inter-stations, l'année 2014 se classe au 13^e rang de la chronologie pluviométrique 1980 - 2014 (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
1979	1'080.4	1997	1'022.9
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

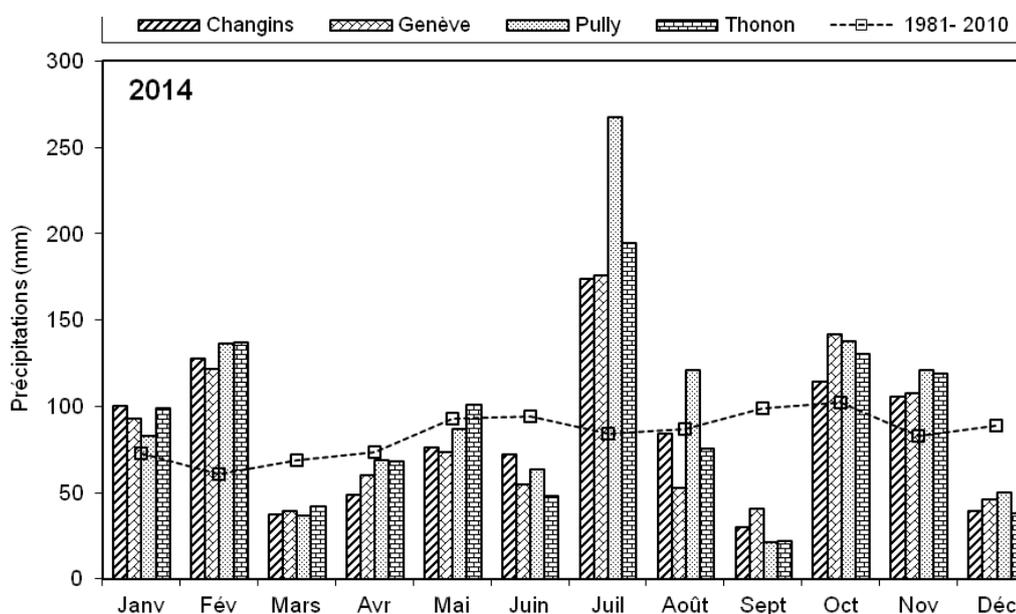


Figure 2.1 : Pluviométrie mensuelle de chaque station en 2014 (histogrammes) et de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 2.1 : Monthly rainfall at each station in 2014 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

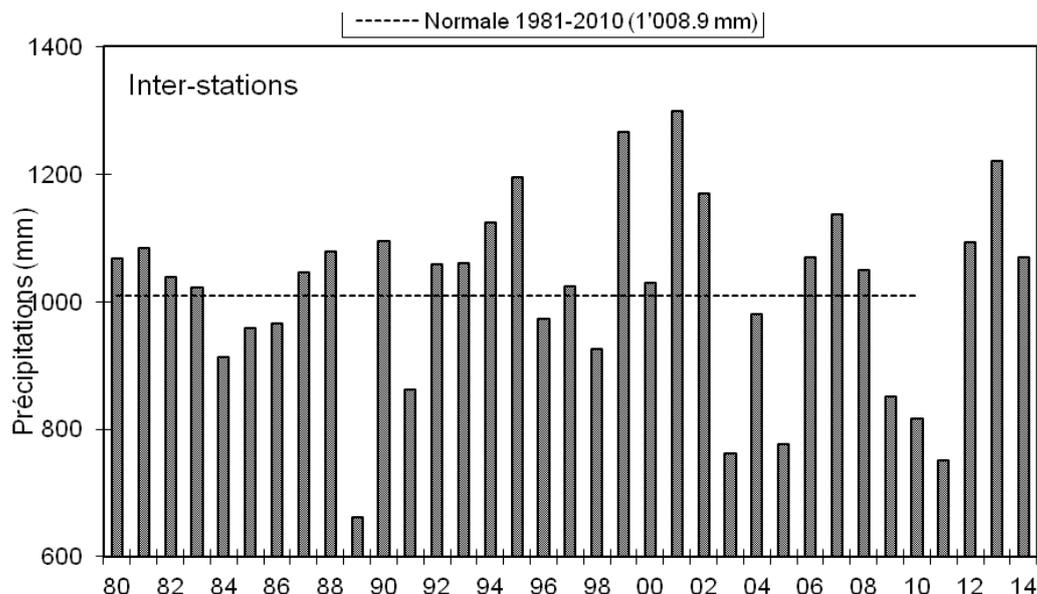


Figure 2.2 : Pluviométrie annuelle pour l’inter-stations (mm).

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

4. INSOLATION

A part les mois de juillet, aout et novembre l’année 2014 fut ensoleillée (tableau 3.1, figure 3.1).

Tableau 3.1 : Insolation mensuelle à chaque station en 2014 (h).

Table 3.1 : Monthly insolation at each station in 2014 (h).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Inter-stations 1981 - 2010
Janvier	62	66.2	72.2	60.9	62.4
Février	76.3	82.8	84.6	82.9	90.7
Mars	213.2	227.4	220.9	213.3	156.4
Avril	196	205.3	197.3	210.8	182.1
Mai	195.2	198.0	196.9	230.4	208.1
Juin	294.1	281.0	290.5	309.4	236.7
Juillet	160.6	160.0	165.8	191.2	258.6
Août	188.6	188.2	171.4	217.7	236.8
Septembre	217	217.1	218.7	209.6	183.6
Octobre	147.2	148.7	158.9	134.4	120.0
Novembre	46.8	52.2	63.3	39.4	69.2
Décembre	63.3	77.4	64.6	41.6	49.8
Total Annuel	1'860.3	1'904.3	1'905.1	1'941.6	1'841.5

L’année 2014 avec une moyenne inter-stations de 1'903 heures est une année moyennement ensoleillée. Elle se classe 14^e sur la période 1980 - 2014 (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
		1997	1'948.4
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

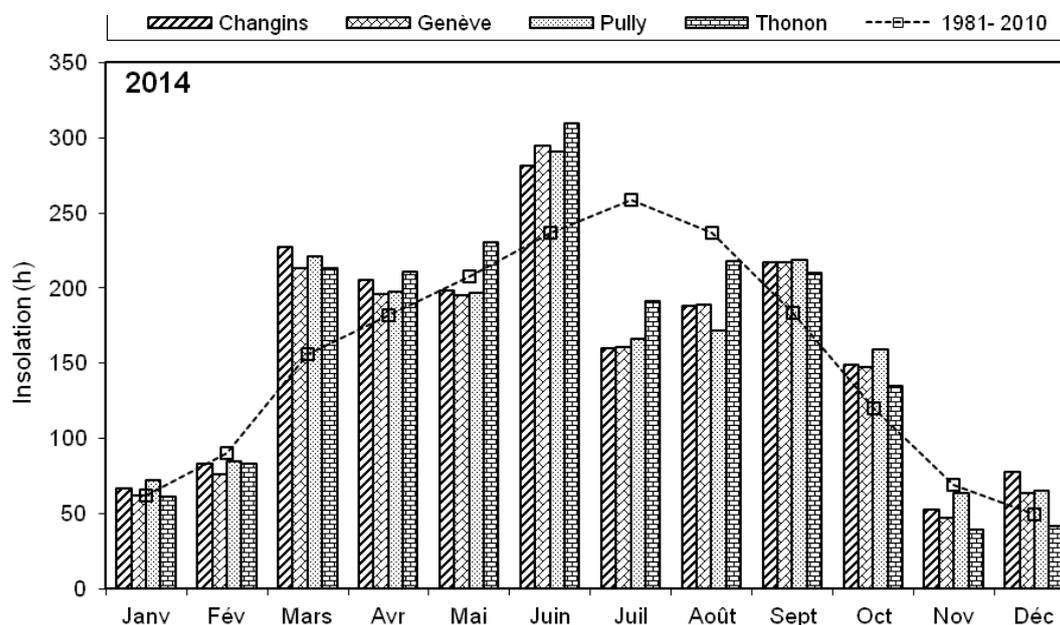


Figure 3.1 : Moyenne mensuelle de l'insolation de chaque station en 2014 (histogramme) et celle de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 3.1 : Monthly insolation at each station in 2014 (histogram), and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

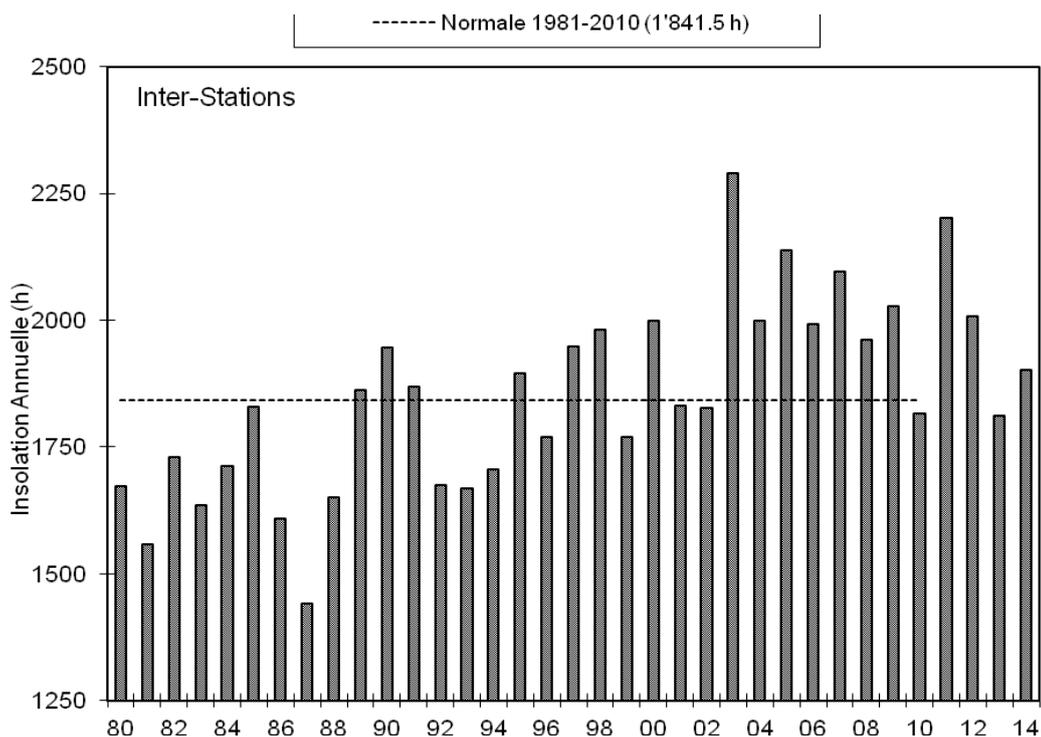


Figure 3.2 : Insolation annuelle de l'inter-stations.

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 2014 est de $12.7 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$.

Tableau 4.1 : Rayonnement global mensuel à chaque station en 2014 (moyenne journalière en $\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$).

Table 4.1 : Global monthly solar irradiation at each station in 2014 (mean daily irradiation in $\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1981 - 2010
Janvier	4.1	4.1	4.2	3.5	3.6
Février	6.2	6.3	6.7	6.0	6.5
Mars	14.5	14.4	14.2	13.5	11.2
Avril	17.7	17.5	17.2	16.6	15.6
Mai	20.7	19.8	19.3	19.3	18.8
Juin	25.2	24.5	24.6	24.8	21.3
Juillet	17.5	17.1	16.9	17.3	21.3
Août	18.5	17.8	16.8	17.3	18.2
Septembre	16.3	15.9	15.5	14.8	13.4
Octobre	9.7	9.5	9.6	8.4	7.9
Novembre	3.5	3.8	4.3	3.0	4.3
Décembre	3.5	3.8	3.7	2.5	2.9
Moyenne Annuelle	13.1	12.9	12.7	12.2	12.04

Pour l'inter-stations en 2014, le rayonnement global annuel obtenu est de 4'653. MJ-m⁻², ce qui classe l'année, 8^e sur la période 1980 - 2014 (tableau 4.2, figure 4.2).

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

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

Années	Rayonnement global total annuel	Années	Rayonnement global total annuel
		1997	4'405
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

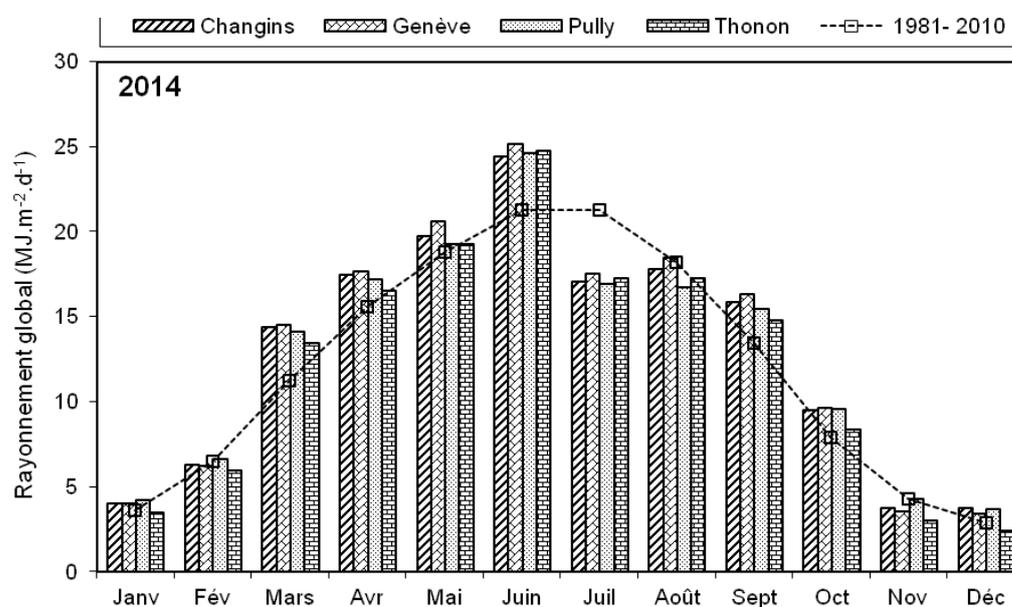


Figure 4.1 : Moyenne mensuelle du rayonnement global de chaque station en 2014 (histogrammes) et de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 4.1 : Mean monthly global solar irradiation at each station in 2014 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

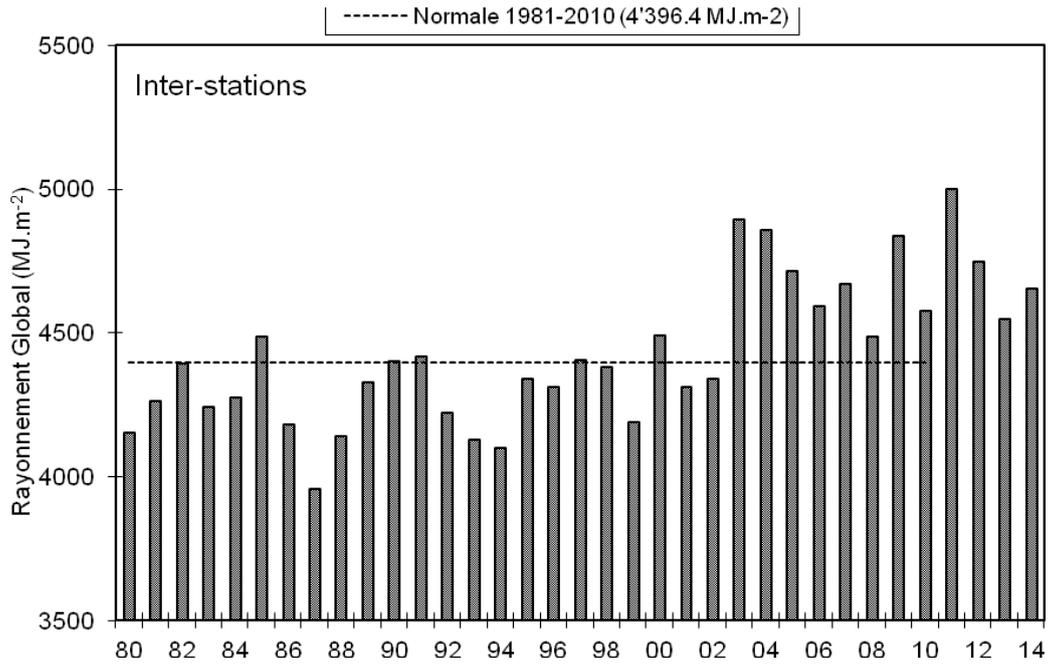


Figure 4.2 : Rayonnement global annuel de l'inter-stations (MJ.m⁻²).

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

6. VENT

6.1 VITESSE DU VENT

A Changins, station de référence, le mois de mai fut venteux. Pour les autres mois de l'année 2014, les vitesses moyennes du vent sont moins élevées que leur moyenne dans la période 1981 - 2010 (tableau 5.1, figure 5.1 et tableau 5.2).

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

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

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Changins 1981-2010
Janvier	1.9	1.7	1.1	0.7	2.4
Février	2.5	2.5	1.4	1.0	2.8
Mars	2.2	2.2	1.4	0.9	3.3
Avril	2.2	2.5	1.7	1.2	3.3
Mai	3.3	3.3	1.9	1.7	2.8
Juin	2.5	2.5	1.7	1.2	2.8
Juillet	1.9	1.9	1.1	0.9	2.7
Août	2.2	2.2	1.4	1.1	2.6
Septembre	2.2	2.5	1.7	1.4	2.6
Octobre	1.7	1.9	1.1	0.9	2.4
Novembre	1.4	1.4	0.8	1.0	2.5
Décembre	2.5	2.5	1.7	2.0	2.6
Moyenne annuelle	2.2	2.3	1.4	1.2	2.7

Pour l'année 2014 à Changins, il a été enregistré 18 jours de vent fort (> 5 m·s⁻¹) dont 12 (+1) jours durant le 2^e trimestre (+ 11/05, à 4.99 m·s⁻¹) (figure 5.2). Le maximum de vent moyen journalier a été relevé pour l'année 2014 le 16 mai (avec 11.08 m·s⁻¹). De plus, il y a eu en 2014, 3 jours où la vitesse du vent a été enregistrée à 4.99 m·s⁻¹ (que l'on peut intégrer au nombre de jours à vent fort, car les données de vent sont fournies arrondies et en km/h).

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

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

Années	Vent moyen annuel	Années	Vent moyen annuel
1979	2.6	1997	2.5
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

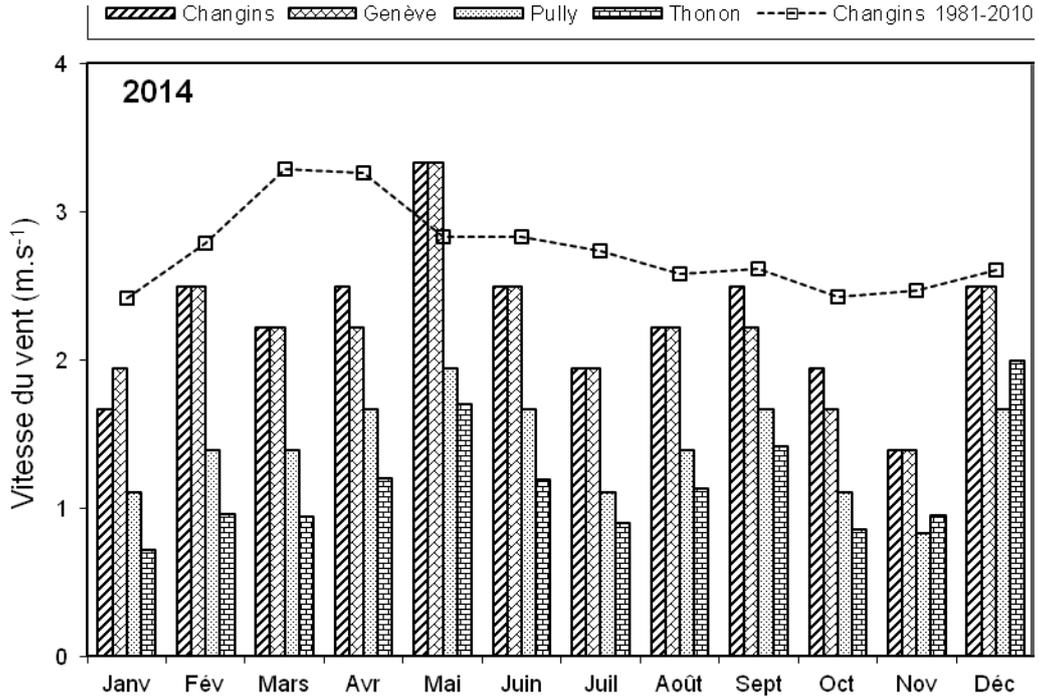


Figure 5.1 : Moyenne mensuelle de la vitesse de vent de chaque station en 2014 (histogramme) et celle de Changins pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 5.1 : Mean monthly wind speeds at each station in 2014 (histogram), and at Changins for the period 1981 - 2010 (curve).

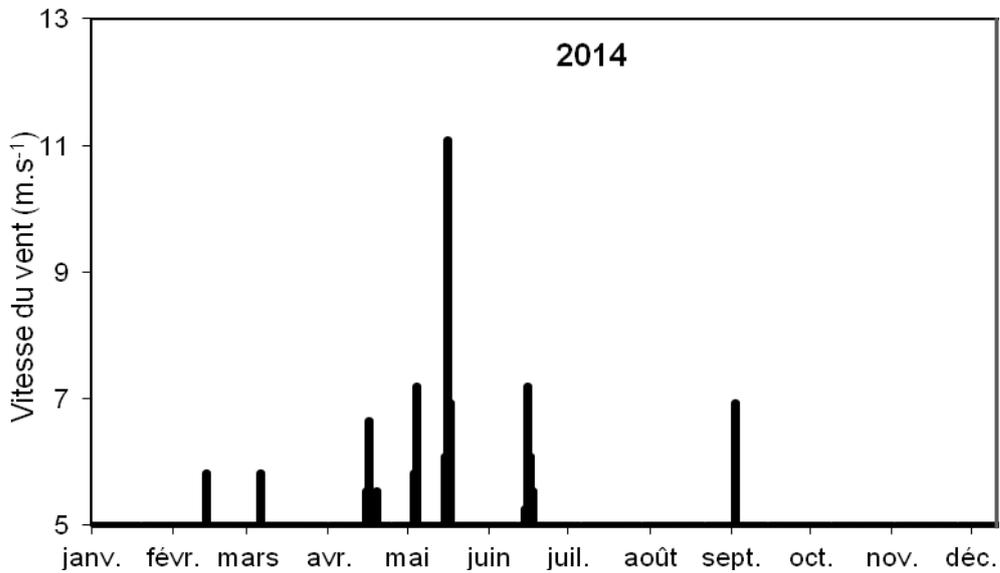


Figure 5.2 : Répartition annuelle (en 2014) des vents forts (> 5 $m \cdot s^{-1}$) à Changins.

Figure 5.2 : Annual distribution (in 2014) of strong winds (> 5 $m \cdot s^{-1}$) at Changins.

6.2 ROSE DES VENTS

Pour l'année 2014 à Changins, 63 % des vents (figure 5.3) se répartissent principalement selon le demi-cercle S-O-N. Sur les 8.1 % des vents qui sont supérieures à $5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, 60.5 % de ceux-ci sont d'origine N-E ; alors que 27.2 % sont d'origine opposée S-O.

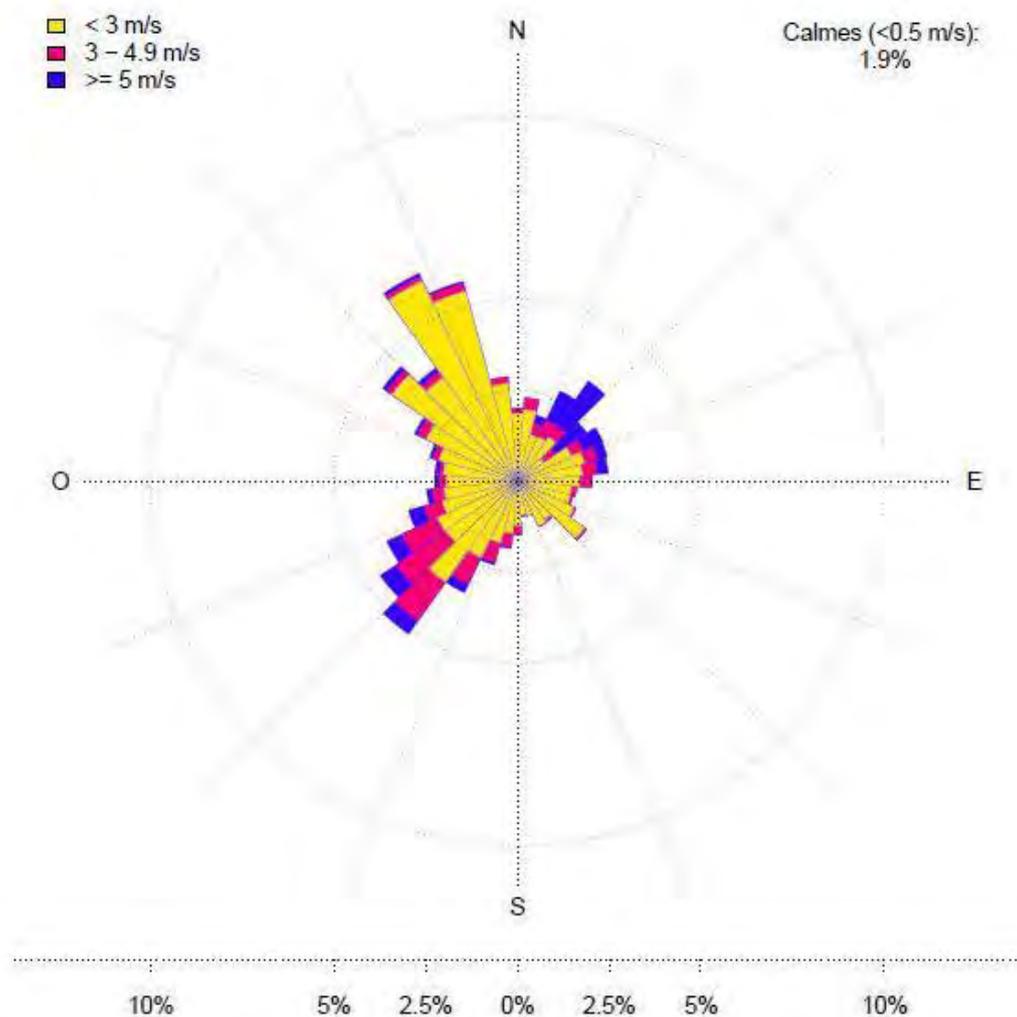


Figure 5.3 : Rose des vents moyens à Changins en 2014 (calculée en moyennes horaires de la vitesse du vent - échelle : % d'occurrence).

Figure 5.3 : Wind directions at Changins in 2014 (calculated as the hourly mean wind-scale velocity : % occurrence).

ANNEXE VI

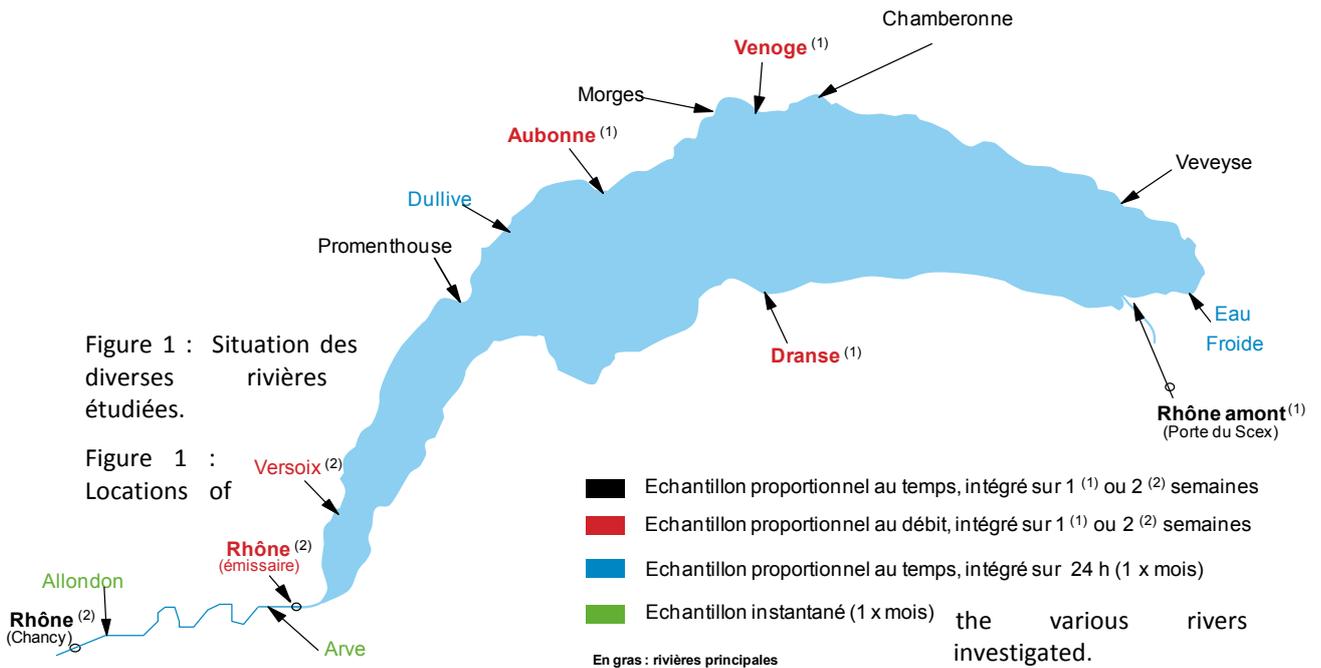
LES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE

CONTRIBUTIONS FROM THE TRIBUTARIES OF LAKE GENEVA AND FROM THE RHONE BELOW GENEVA

1. GÉNÉRALITÉS ET MÉTHODES

Le programme de surveillance de l'année 2014 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 sont suivies dans le cadre de programmes cantonaux ou de programmes propres aux laboratoires 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).



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, 2015).

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 1965-2014, les débits 2014 sont légèrement inférieurs pour les 4 principaux affluents du Léman ainsi que pour le Rhône émissaire (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	Rhône émissaire
1986	194.9	23.2	5.3	3.9	259.1
1987	194.0	26.3	6.9	4.7	276.6
1988	202.7	22.4	6.7	5.4	278.9
1989	167.4	21.7	2.9	2.2	207.2
1990	164.8	33.0	3.7	2.9	238.6
1991	171.9	14.8	5.9	3.1	201.5
1992	177.5	21.2	7.2	4.1	224.7
1993	190.9	17.3	5.8	4.1	243.2
1994	214.6	20.7	6.3	4.7	297.4
1995	208.2	27.2	6.6	5.3	303.4
1996	145.2	15.4	4.4	3.5	192.5
1997	183.3	18.8	5.8	3.9	234.0
1998	168.8	17.2	5.0	3.3	216.4
1999	215.7	24.7	5.9	5.0	302.2
2000	187.3	19.7	6.1	4.2	246.6
2001	196.7	26.2	6.8	5.6	308.5
2002	176.9	20.9	6.0	4.8	249.1
2003	195.2	15.0	3.9	2.4	231.4
2004	163.3	13.7	4.9	3.6	221.2
2005	157.7	11.3	3.7	2.6	198.0
2006	171.7	17.8	6.6	4.8	229.9

2007	187.0	19.8	6.1	4.0	267.1
2008	179.0	15.5	5.3	3.9	244.9
2009	187.5	14.5	3.5	3.0	235.4
2010	196.4	15.9	3.5	2.7	229.4
2011	144.9	10.6	2.1	1.3	118.1
2012	196.4	14.6	4.9	3.9	259.4
2013	195.9	22.6	6.2	4.8	267.0
2014	171.2	18.5	4.7	3.6	256.4
Moyenne 1965-2014	183.9	20.2	5.3	4.5	244.2

Les apports et les concentrations phosphore, azote, chlorure mesurés en 2014 sont synthétisés dans les tableaux 2 et 3. 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 à l'influence des conditions météorologiques. L'observation des résultats sur le long terme permet toutefois de dégager plusieurs tendances.

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

Les apports en phosphore total par les principaux affluents du Léman ont diminué depuis 2008 et restent relativement stables.

Les apports en phosphore réactif soluble sont relativement stables depuis le milieu des années 90 et fluctuent autour des 70 tonnes par an.

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 mais sont légèrement plus faibles qu'en 2013 en lien avec la pluviométrie de l'année.

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. Ceux en azote total et en chlorures sont essentiellement liés à la pluviométrie, avec pour les chlorures, une influence liée à l'arrivée des eaux du Léman.

Tableau 2 : Concentrations moyennes en 2014.

Table 2 : Mean concentrations in 2014.

Nom Rivière	Débit (m ³ /sec)	N-NH ₄ (mgN/L)	N-NO ₂ (mgN/L)	N-NO ₃ (mgN/L)	Ntot (mgN/L)	P-PO ₄ (mgP/L)	PtotBrut (mgP/L)	Cl (mg/L)
Bassin versant du Léman								
Rhône amont	171.2	0.06		0.65		0.01	0.06	11.2
Dranse	18.5	0.03	0.01	0.61	0.68	0.01	0.04	5.4
Aubonne	4.7	0.03	0.01	1.32		0.01	0.05	5.0
Venoge	3.6	0.22	0.04	3.51		0.02	0.08	16.9
Versoix	3.6	0.05		1.39	1.45	0.03	0.08	11.6
Bassin versant Rhône aval								
Rhône émissaire	256.4	0.03		0.47	0.57	0.01	0.03	9.9
Arve	92.1	0.11	0.03	0.64	0.80	0.03	0.07	8.1
Allondon	4.9	0.03	0.02	1.48	1.46	0.04	0.11	5.6
Rhône Chancy	331.2	0.11	0.02	0.62	0.77	0.02	0.04	9.9

Tableau 3 : Flux en 2014.

Table 3 : Flows in 2014.

Nom Rivière	Débit (m ³ /sec)	N-NH ₄ (tN/an)	N-NO ₂ (tN/an)	N-NO ₃ (tN/an)	Ntot (t/an)	P-PO ₄ (tP/an)	PtotBrut (tP/an)	Cl (t/an)
-------------	--------------------------------	------------------------------	------------------------------	------------------------------	----------------	------------------------------	---------------------	--------------

Bassin versant du Léman

Rhône amont	171.2	341		3'499		58	325	59'357
Dranse	18.5	16	4	354	395	4	21	3'168
Aubonne	4.7	4	1	197		1	7	750
Venoge	3.6	25	4	399		2	9	1'923
Versoix	3.6	6		160	166	4	9	1'331
Total BV Léman		392	9	4'609	561	69	371	66'529

Bassin versant Rhône aval

Rhône émissaire	256.4	218		3'764	4'577	54	235	79'826
Arve	92.1	320	91	1'866	2'328	81	193	23'426
Allondon	4.9	5	4	228	225	5	18	867
Rhône Chancy	331.2	1'127	235	6'512	8'044	166	442	103'396

MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES EAUX DU LÉMAN

METALS AND ORGANIC MICROPOLLUTANTS IN GENEVA LAKE WATERS

CAMPAGNE 2014

PAR

Stéphan RAMSEIER GENTILE

SERVICES INDUSTRIELS DE GENÈVE, PÔLE ENVIRONNEMENT, CP 2777, CH - 1211 GENÈVE 2

Audrey KLEIN

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

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

Agnès BOUCHEZ

Station d'hydrobiologie lacustre (INRA-UMR/CARRETEL), BP 511, FR – 74203 Thonon les Bains Cedex

RÉSUMÉ

Le programme de surveillance de base des eaux du Léman confirme les résultats des années précédentes. Les teneurs en métaux lourds demeurent stables et relativement faibles. Celles-ci satisfont pleinement aux exigences requises pour les eaux de boisson ainsi que pour les milieux aquatiques. Les concentrations en pesticides totaux dans le lac semblent en légère augmentation depuis 2008 et oscillent entre 0.05 et 0.30 µg/L. Pour le metalaxyl, après plusieurs années à la hausse, les teneurs sont en décroissance même si encore souvent supérieures à 0.020 µg/L. L'atrazine qui avait disparu ces dernières années peut à nouveau être mise en évidence. La famille des triazines se distingue par la présence notable de plusieurs de ses membres (simazine, terbutylazine) ainsi que de leurs métabolites respectifs. On note également des traces plus élevées d'amidosulfuron. Toutefois, les concentrations individuelles de chacun de ces pesticides ainsi que la somme de leurs concentrations sont restées inférieures à celles fixées dans la législation pour une eau de boisson (soit 0.1 µg/L par composé et 0.5 µg/L pour la totalité des substances). Concernant les produits pharmaceutiques, la présence de 4 principales molécules se confirme année après année comme la carbamazépine (anti-épileptique), le carisoprodol (relaxant musculaire) ou les anesthésiants mépivacaïne et prilocaïne. La metformine (antidiabétique) a été ajoutée en 2014 au programme de surveillance du lac. Elle se distingue des autres résidus pharmaceutiques par une concentration d'un ordre de grandeur plus élevée ce qui en fait le contaminant en plus forte concentration depuis ces dernières années.

ABSTRACT

The basic monitoring program of the waters of Lake Geneva has confirmed the results from the previous year. Heavy metal levels remain low and stable, complying entirely with regulatory requirements for drinking water as well as for aquatic environments. Total pesticide concentrations seem to be rising slightly since 2008 and fluctuate between 0.05 and 0.30 µg/L. Regarding metalaxyl, its levels are dropping albeit often above 0.020 µg/L, after having risen for several years. Atrazine and its derivatives were once again underscored, having disappeared in the past several years. The class of triazines is characterized by the notable presence of its members (simazine, terbuthylazine) as well as its respective metabolites. Of noteworthiness are also higher traces of amidosulfuron. However, individual concentrations of each of these pesticides as well as the sum of their concentrations remained below regulatory limits for drinking water (0.1 µg/L per compound and 0.5 µg/L for all substances combined). As to pharmaceutical products, the presence of 4 main molecules can be confirmed year after year: carbamazepine (anti-epileptic), carisoprodol (muscle relaxant) or the anesthetics mepivacaine and prilocaine. Metformin (antidiabetic) was added to the monitoring program of the lake in 2014. What sets this pharmaceutical substance apart from others is its higher concentration, making it the highest of all contaminants measured in these past years.

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 sur la provenance de certaines substances et de leurs effets sur les milieux aquatiques ou la santé humaine.

2. ÉCHANTILLONNAGE (figure 1, tableau 1)

Pour la surveillance de base 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). Le prélèvement du printemps a été effectué le 14 mars 2014 et le second le 9 septembre 2014 (SAVOYE *et al*, 2015).

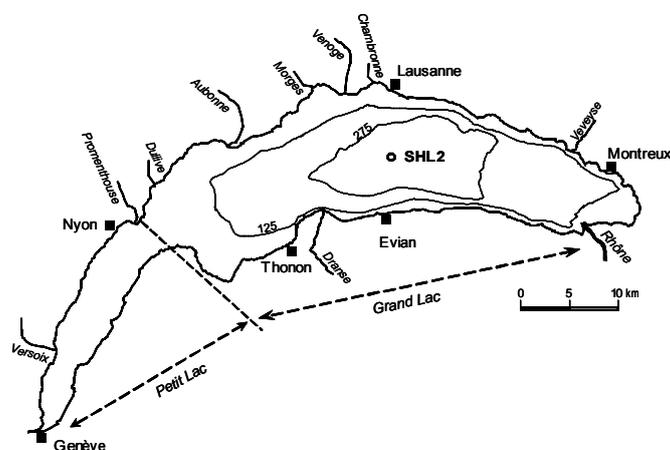


Figure 1 : Situation du point de prélèvement - station SHL2.

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

Six échantillons ont été prélevés à SHL2 pour analyses de 6 métaux lourds totaux (plomb, cadmium, chrome, cuivre, mercure et manganèse) et de 5 métaux dissous (cadmium, chrome, cuivre, plomb et mercure):

- **Métaux** : 14.03.2014 : mélange 1 :1 des niveaux 1 m et 30 m
- **Métaux** : 14.03.2014 : mélange 1 :1 des niveaux 200 m et 305 m
- **Métaux** : 09.09.2014 : mélange 1 :1 des niveaux 1 m et 30 m
- **Métaux** : 09.09.2014 : mélange 1 :1 des niveaux 200 m et 305 m
- **Manganèse** : 14.03.2014 : niveaux 275, 300, 305 et 309 m
- **Manganèse** : 09.09.2014 : niveaux 275, 300, 305 et 309 m

Huit échantillons ont été prélevés pour analyses de 399 pesticides :

- **Pesticides** : 14.03.2014 : prélèvements à SHL2 à 1, 30, 100 et 305 m
- **Pesticides** : 09.09.2014 : prélèvements à SHL2 à 1, 30, 100 et 305 m

Six échantillons ont été prélevés pour analyses de 61 résidus de produits pharmaceutiques :

- **Médicaments** : 13.01.2014 : prélèvements à SHL2 à 15, 100 m
- **Médicaments** : 30.06.2014 : prélèvements à SHL2 à 15, 100 m
- **Médicaments** : 09.09.2014 : prélèvements à SHL2 à 15, 100 m

3. MÉTHODOLOGIE

3.1. ANALYSES CHIMIQUES

Métaux

Les analyses de métaux totaux (campagne du 9 septembre 2014) 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 (campagne du 14 mars 2014) 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 prélevés à la profondeur de 15 m et 100 m (13 janvier, 30 juin et 9 septembre 2014) ont été analysés par le laboratoire SCITEC (Lausanne) par HPLC MS/MS avec une palette de 61 résidus médicamenteux (voir annexe 1).

3.2. CONTRÔLES

Les laboratoires ayant réalisé les analyses sont accrédités selon les prescriptions des normes ISO/CEI 17025:2005 pour les laboratoires d'essai. Cette exigence contraint à la mise en place d'une assurance qualité, au respect des bonnes pratiques professionnelles et donc à ce que tout soit mis en œuvre pour garantir la qualité des résultats. La confiance en des mesures correctes, principalement pour les pesticides, est également assurée par la participation du laboratoire à diverses campagnes d'inter-calibration dont, entre autres, celles organisées par la CIPEL. Les résultats des inter-calibrations organisées par la CIPEL en 2014 font l'objet d'un rapport (VARGAS 2015).

4. MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU LÉMAN

4.1. MÉTAUX (tableaux 1 et 2)

Les concentrations mesurées en métaux lourds toxiques totaux (mercure, plomb, cuivre, cadmium, chrome et manganèse) demeurent faibles et respectent les valeurs de références suisse et française pour l'eau potable (OSEC 1995 et Directive européenne CE/1998/83).

Les résultats des eaux de fond pour le manganèse font état de concentrations qui varient entre 1.1 et 4.8 µg/L pour la campagne du 14 mars et entre 1.1 et 6.1 µg/L pour la campagne du 9 septembre. Ce métal n'est recherché que dans les couches profondes pour mettre en évidence un éventuel risque de relargage par les sédiments dans des conditions d'anoxie (SAVOYE et al. 2015).

En 2014, des analyses ont été 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 14 mars 2014 sont conformes aux normes. Ceux de la campagne d'analyses du 9 septembre n'ont pas pu être exploités en raison d'une contamination probable liée au flaconnage ou à la filtration.

Tableau 1 : Métaux - Campagnes du 14 mars 2014 et du 09 septembre 2014.
Léman - Grand Lac (Station SHL 2).

Table 1 : Survey done on 14 March, 2014 and on 09 September 2014.
Lake Geneva - Grand Lac (SHL 2).

Date	Profondeur (m)	Plomb (µg/L)	Cadmium (µg/L)	Chrome (µg/L)	Cuivre (µg/L)	Mercure (µg/L)
14.03.2014	mélange 1 et 30 m	< 0.5	< 0.02	0.1 ± 0.02	0.7 ± 0.04	
14.03.2014	mélange 200 et	< 0.5	0.2 ± 0.03	0.1 ± 0.02	0.7 ± 0.04	
09.09.2014	mélange 1 et 30 m	< 0.5	0.3 ± 0.05	0.2 ± 0.03	1.2 ± 0.07	< 0.2
09.09.2014	mélange 200 et	< 0.5	0.4 ± 0.06	0.3 ± 0.04	0.9 ± 0.05	< 0.2

Tableau 2 : Manganèse - Campagnes du 14 mars 2014 et du 09 septembre 2014.
Léman - Grand Lac (Station SHL 2).

Table 2 : Survey done on 14 March, 2014 and on 09 September 2014.
Lake Geneva - Grand Lac (SHL 2).

Profondeur (m)	14.03.2014	09.09.2014
	Teneurs en µg/L	
275 m	1.3 ± 0.2	1.1 ± 0.2
300 m	4.8 ± 0.8	3.4 ± 0.5
305 m	2.3 ± 0.4	3.9 ± 0.6
309 m	1.1 ± 0.2	6.1 ± 1

4.2. PESTICIDES (PHYTOSANITAIRES) (figures 2 et 3)

Les valeurs en pesticides totaux mesurés dans le lac en 2014 s'inscrivent dans la continuité de ce qui est observé depuis 2008 avec une diminution des substances mises en évidence et de leurs concentrations pour ce qui concerne le prélèvement automnal. Les teneurs totales de pesticides oscillent entre 0.05 et 0.3 $\mu\text{g/L}$ quelle que soit la profondeur de l'eau analysée (figure 2). On notera toutefois depuis 2008 une tendance vers l'augmentation et ce à toutes les profondeurs.

A noter que depuis 2011, le nombre de substances déterminables s'est accru notablement du fait de l'utilisation d'analyseurs modernes (ORTELLI et al. 2012). Du point de vue de la santé publique, les valeurs mesurées sont toujours inférieures aux réglementations suisse et française fixant une teneur maximale à 0.5 $\mu\text{g/L}$ de pesticides (somme) pour les eaux de boisson. Il faut toutefois souligner que localement et ponctuellement (au sein d'autres eaux superficielles comme les rivières), les concentrations mesurées peuvent être très largement supérieures à celles du point de prélèvement SHL2 comme le démontre le suivi des eaux du Rhône (BERNARD, MANGE 2015). Le prélèvement de mars 2014 fait état d'une mesure accrue de la somme de tous les pesticides ; cet effet est dû à la présence simultanée de composés de la classe des triazines (simazine, terbuthylazine) et de leurs métabolites, du diuron, du metalaxyl dont les teneurs mesurées sont, avec celle de l'amidosulfuron les plus importantes, de l'ordre de 0.03 $\mu\text{g/L}$ à plusieurs profondeurs.

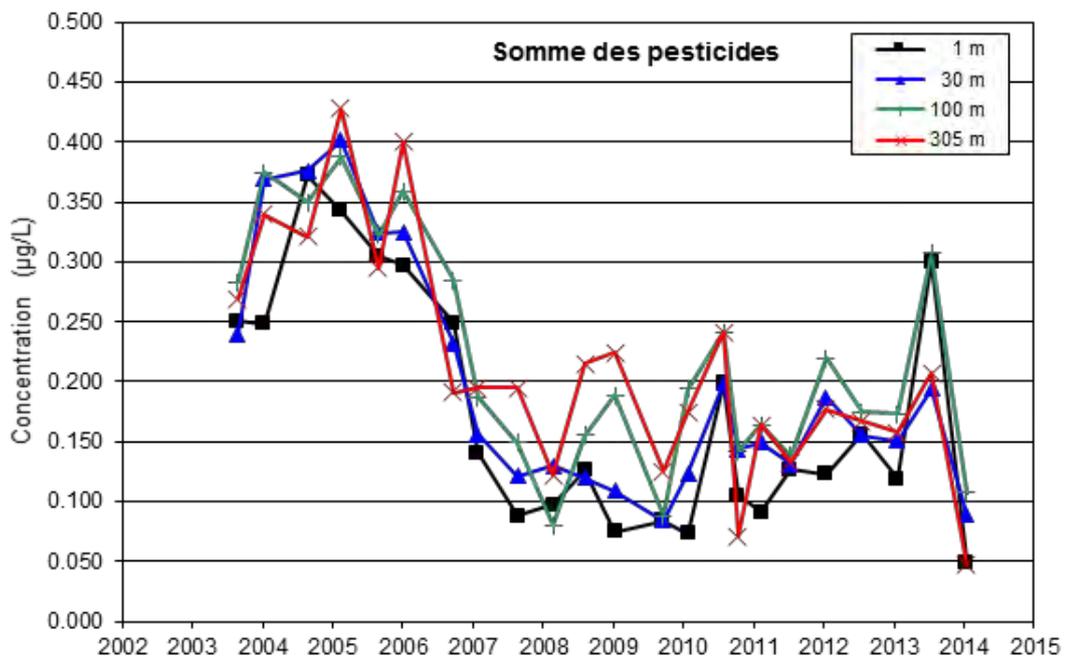


Figure 2 : Evolution des concentrations en pesticides totaux recherchés au centre du Léman (station SHL2) de 2004 à 2014 pour 4 profondeurs.

Figure 2 : Change in the total concentrations of the pesticides surveyed in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2004 and 2014 at 4 depths.

Toutes les concentrations individuelles mesurées demeurent, et ce à toutes les profondeurs investiguées, bien inférieures à 0.100 $\mu\text{g/L}$; cette valeur correspond à la limite maximale autorisée dans les eaux potables par substance individuelle. Hormis les composés de la classe des triazines et de leurs métabolites, plusieurs substances ont été mesurées à des teneurs supérieures à 0.010 $\mu\text{g/L}$. Il s'agit : des herbicides diuron et chlortoluron, du fongicide metalaxyl ainsi que du metolachlore.

Globalement la campagne d'analyses effectuée au printemps présente des teneurs plus élevées qu'en automne, ainsi que la présence d'un plus grand nombre de substances.

A noter la présence de 2 substances spécifiques à 100 m de profondeur lors de la campagne d'automne: la spiroxamine et l'orthosulfamuron ; cette dernière est un herbicide utilisée pour le riz et donc laisse supposer qu'elle soit d'origine industrielle (voir tableau 3).

La figure 3 montre plus spécifiquement l'évolution des concentrations à la profondeur de 30 m (profondeur représentative à laquelle les crépines des installations de potabilisation pompent l'eau du lac) pour les pesticides décelés aux teneurs les plus élevées lors des campagnes de 2004 à 2014 incluses. L'augmentation progressive de la concentration en metalaxyl observée depuis 2009 est heureusement arrivée à son terme en automne 2012. Cette concentration décroît en 2014 mais le metalaxyl reste - aux autres profondeurs - la substance (pesticide) qui est systématiquement en concentration la plus élevée; à celle-ci est venue s'ajouter en 2014 la présence de l'amidosulfuron distribué aussi bien en surface qu'en profondeur à des teneurs aussi importantes. L'apparition récente et conjointe de l'orthosulfuron - faisant partie de la même famille des sulfonyleurées - conforte l'hypothèse d'une origine commune. Le rapport traitant du suivi des eaux du Rhône (BERNARD et al. 2015) souligne par ailleurs que l'exigence de la ligne directrice cantonale valaisanne (soit un rejet quotidien d'un maximum de 200 g par substance) n'a pas été respectée pour l'amidosulfuron car plusieurs dépassements ont été relevés. Dès lors, il serait souhaitable d'incorporer aux analyses réalisées pour le Rhône amont, les 2 substances nouvellement détectées (voir ci-dessus).

Les résultats détaillés des campagnes de mesures réalisées en 2014 sont donnés dans le tableau 3. Les herbicides sont les plus représentés et plus précisément les composés (principes actifs ou métabolites) de la famille des triazines puisqu'ils représentent toujours à eux seuls une part importante de la somme des pesticides décelés. L'atrazine n'était plus mesurable ($< 0.001 \mu\text{g/L}$) dans le lac depuis la campagne CIPEL de septembre 2010 (ORTELLI *et al.* 2011) ; cependant, la présente campagne l'a vu malheureusement réapparaître dans toutes les strates d'eau comme le laissait penser précédemment (RAMSEIER *et al.* 2014) l'évolution à la hausse de ses métabolites. En 2013, ceux-ci, convertis en « équivalents atrazine » semblaient indiquer un apport grandissant et inexpliqué d'atrazine-mère de laquelle ils sont issus. Pourtant, cette substance est interdite depuis plusieurs années dans l'Union européenne (dès 2002) ainsi qu'en Suisse (depuis 2008) et en France (dès le 1^{er} octobre 2003).

La figure 4 met en évidence, à la profondeur de 30 m, la disparition de l'atrazine dès 2011 et sa récente réapparition en mars 2014 à une teneur tout de même supérieure à $0.010 \mu\text{g/L}$. La persistance de trois de ses principaux métabolites est également évidente durant les campagnes où la molécule mère n'était plus détectée. Tous les métabolites mesurés à de faibles concentrations ne sont pas représentés sur cette figure pour des raisons de clarté. La présence d'atrazine en concentration nettement mesurable dans les eaux du lac pourrait être la conséquence d'un lessivage ponctuel (précipitations particulièrement intenses) des sols dans le bassin versant ou alors d'utilisations de vieux stocks voire encore de la production industrielle renouvelée de celle-ci. La présence simultanée de concentrations notables d'autres molécules de la famille des triazines ainsi qu'une évolution parallèle des teneurs ces 10 dernières années (voir figure 5 et 6 pour l'évolution de la simazine, respectivement de la terbuthylazine) conduit plutôt à favoriser la dernière hypothèse. En tout état de cause, le second prélèvement de la campagne 2014 relativise les valeurs mises en évidence en début d'année.

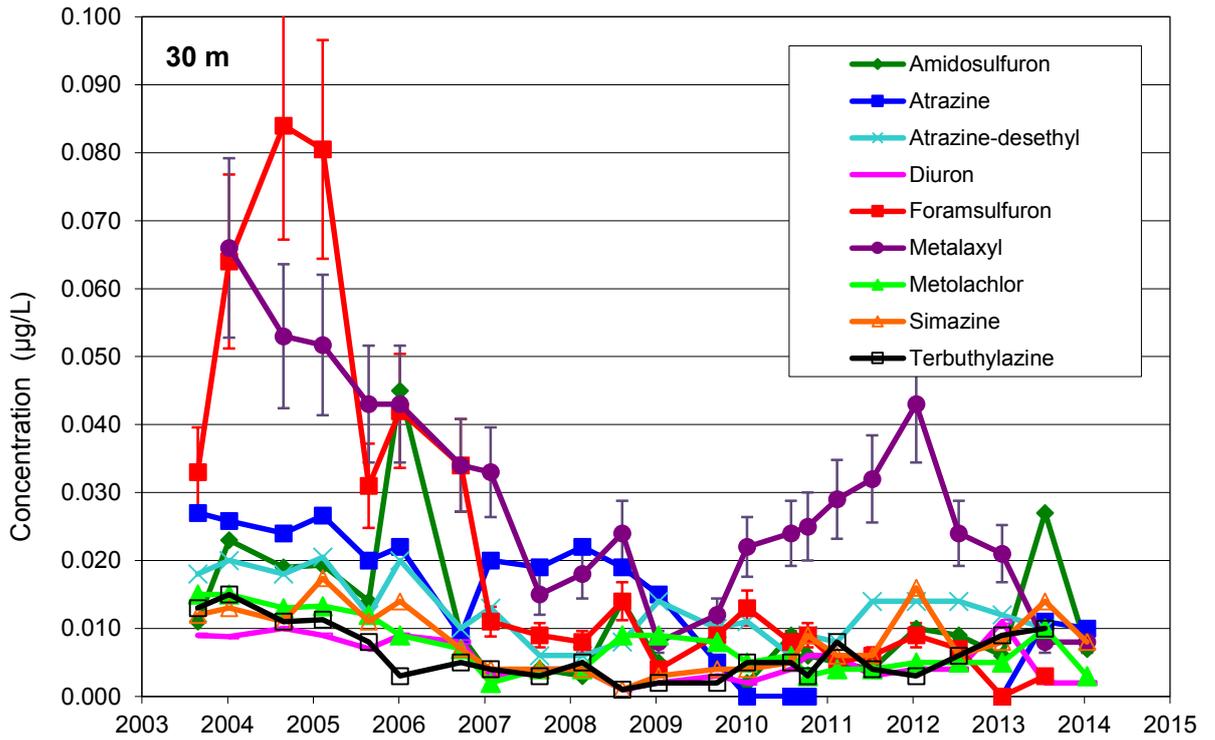


Figure 3 : Evolution des concentrations en divers pesticides au centre du Léman à 30 m (station SHL2) de 2004 à 2014.

Figure 3 : Change in the concentrations of some pesticide at 30 m in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2004 and 2014.

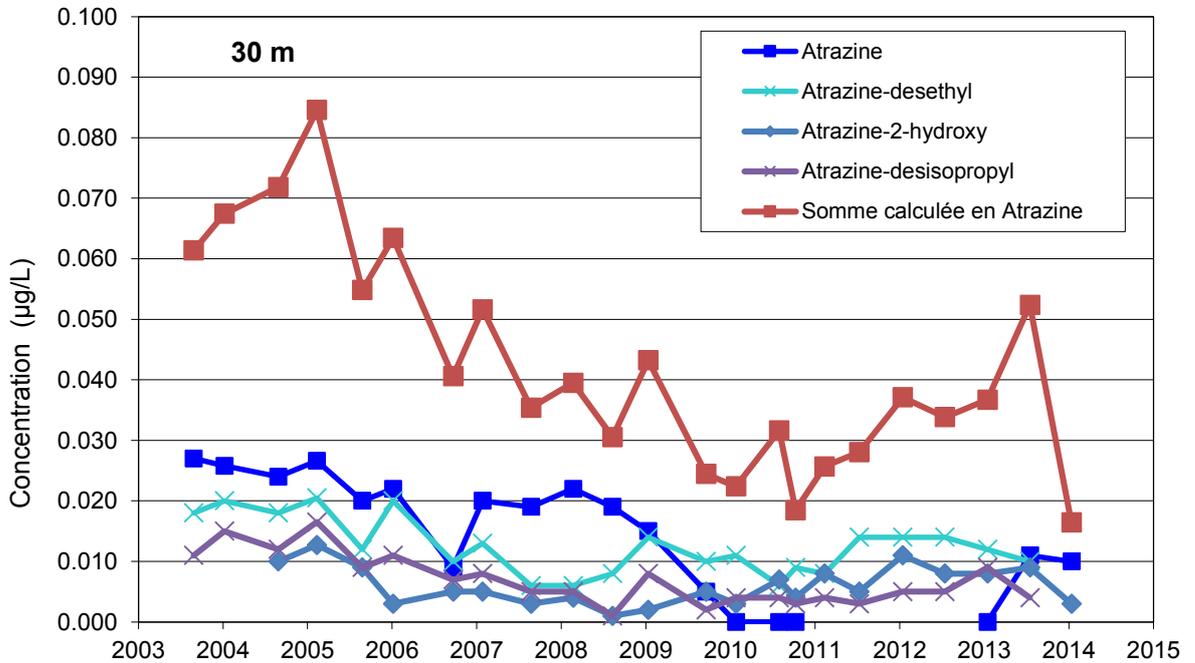


Figure 4 : Evolution des concentrations de l'atrazine et de trois de ses principaux métabolites ainsi que somme totale des teneurs en atrazine mère et de ses cinq métabolites convertis en atrazine à 30 m (station SHL2) de 2004 à 2014

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 2014 and global concentration of atrazine and its five metabolites all expressed in atrazine content at 30 m depth.

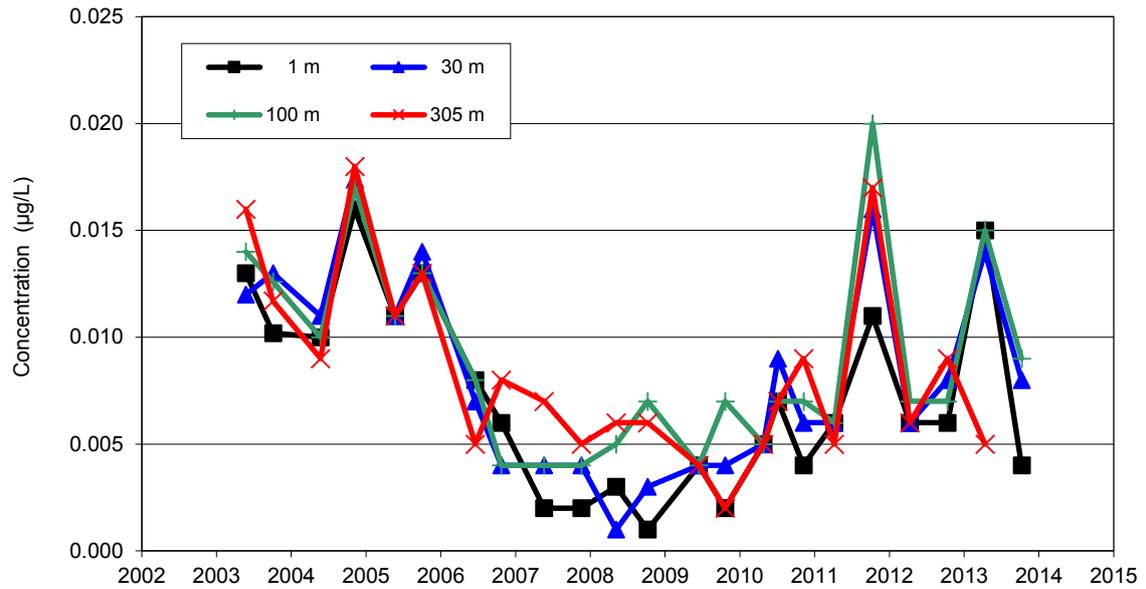


Figure 5 : Evolution des concentrations de la simazine (station SHL2) de 2004 à 2014 pour 4 profondeurs.

Figure 5 : Change in the total concentrations of the simazine surveyed in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2004 and 2014 at 4 depths.

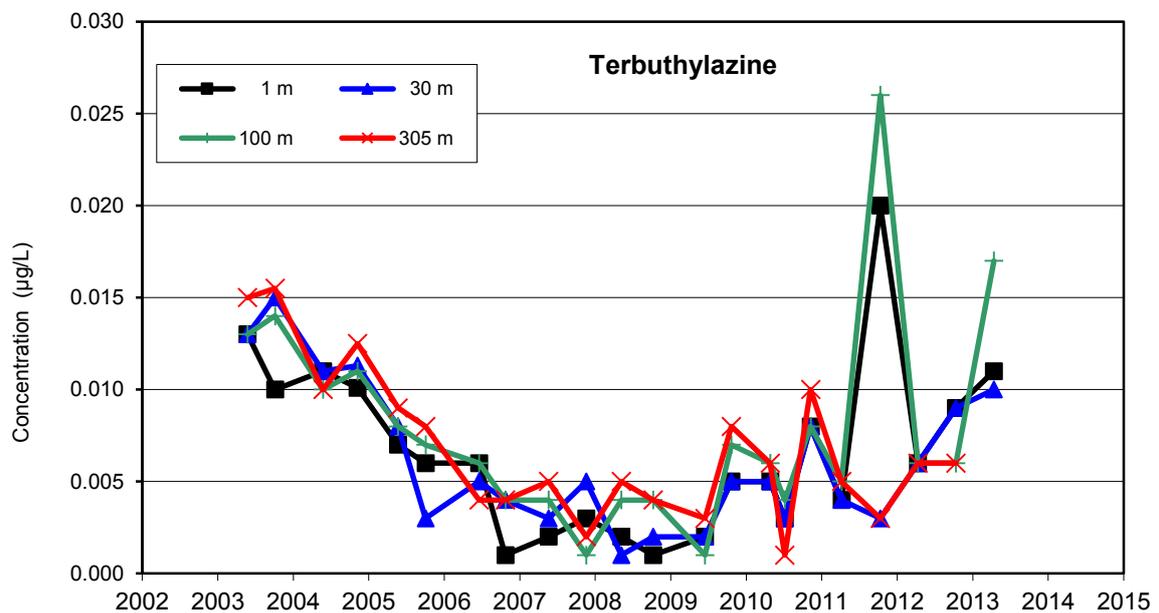


Figure 6 : Evolution des concentrations de la terbuthylazine (station SHL2) de 2004 à 2014 pour 4 profondeurs.

Figure 6 : Change in the total concentrations of the terbuthylazine surveyed in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2004 and 2014 at 4 depths.

Tableau 3 : Produits phytosanitaires (et leurs métabolites*) décelés dans le Léman à SHL2 le 14 mars et le 9 septembre 2014 à quatre profondeurs différentes.

Table 3 : Pesticides (and their metabolites*) detected in Lake Geneva samples at SHL2 of 14 March and 9 September 2014 at four different depths.

SHL2 - campagne 2014 - conc. en µg/L	1m		30m		100m		305m	
	14.03.14	09.09.14	14.03.14	09.09.14	14.03.14	09.09.14	14.03.14	09.09.14
Amidosulfuron	0.025	0.005	0.027	0.007	0.030	0.008	0.033	0.011
Atrazine	0.011	0.005	0.011	0.010	0.012	0.010	0.008	
*Atrazine, 2-hydroxy-	0.008	0.002	0.009	0.003	0.015	0.003	0.004	
*Atrazine, Dééthyl-	0.013	0.003	0.010		0.013		0.006	
*Atrazine-desethyl-desisopropyl-2-hydroxy	0.009	0.001	0.008	0.001	0.008	0.001	0.002	
*Atrazine-desethyl-desisopropyl	0.003		0.001	0.001		0.001		
*Atrazine, Déisopropyl-	0.009		0.004		0.015		0.005	
Azoxystrobine	0.002			0.001	0.002	0.001	0.001	0.001
Bendiocarbe					0.001			
Benthiavalicarb-isopropyl						0.001		
Benzamide, 2,6-Dichloro-	0.010		0.002		0.007		0.007	
Carbendazime	0.003	0.001	0.003		0.003		0.003	
Chloridazon	0.004				0.002			
Chlorotoluron	0.012	0.001	0.001	0.002	0.013	0.003	0.003	
Cyclosulfamuron				0.001				
Cycloxydime							0.001	
Cyproconazole	0.007	0.002	0.005	0.002	0.005	0.002	0.008	0.004
Cyprodinil								
Cyromazine				0.001				
Difénoconazol							0.001	
Dimefuron							0.002	
Dimethachlor				0.001		0.001		
Diméthomorphe	0.001							
Dinoterb					0.004			
Diuron	0.017	0.001	0.002	0.002	0.017	0.001	0.003	
Ethiofencarbe								
Ethoxysulfuron	0.001	0.001		0.002	0.001	0.002	0.001	0.003
Flurprimidole	0.002		0.003		0.001		0.003	
Flusilazole								0.001
Foramsulfuron	0.006		0.003		0.003		0.005	
Furalaxyl	0.004		0.003		0.004		0.005	
Iodosulfuron-méthyl	0.001		0.001		0.001		0.002	
Isoproturon	0.004		0.004	0.002	0.004	0.002	0.007	
Lénacile			0.001					
Linuron	0.003		0.006	0.001				
Metalaxyl	0.028	0.006	0.008	0.008	0.032	0.010	0.033	0.013
Métazachlore	0.001				0.001		0.001	

SHL2 - campagne 2014 - conc. en µg/L	1m		30m		100m		305m	
	14.03.14	09.09.14	14.03.14	09.09.14	14.03.14	09.09.14	14.03.14	09.09.14
Methabenzthiazuron								
Methamidophos		0.005		0.003		0.002		0.003
Methidathion								
Methoxyfenozide					0.003		0.002	
Metobromuron	0.003		0.004	0.001	0.007	0.001	0.006	
Métolachlore	0.012	0.001	0.010	0.003	0.012	0.003	0.001	
Metsulfuron-méthyl	0.003	0.001	0.003	0.002	0.002	0.001	0.006	
Orthosulfamuron		0.001		0.011		0.017		
Penconazole	0.001	0.001	0.001		0.002	0.001	0.002	0.001
Prometryne	0.001		0.002	0.001	0.002	0.001	0.002	
Propiconazole	0.007	0.003	0.008	0.004	0.006	0.003	0.008	0.007
Propoxur								
Propyzamide	0.007						0.002	
Pymetrozine		0.001			0.002		0.005	0.001
Pyriméthanil	0.001							
Sebuthylazine	0.003		0.003		0.003		0.004	
Secbumeton								
Simazine	0.015	0.004	0.014	0.008	0.015	0.009	0.005	
*Simazine, 2-Hydroxy-	0.011		0.006	0.001	0.005	0.001	0.004	
Spiroxamine						0.013		
Sulfometuron-méthyl				0.001				
Tébuconazole	0.003	0.002	0.004	0.001	0.002	0.001	0.002	0.001
Tébutame			0.001					
Terbumeton	0.006		0.003	0.001	0.003	0.001	0.005	
Terbuthylazine	0.011		0.010		0.017			
*Terbuthylazine-2-hydroxy	0.014	0.001	0.012	0.002	0.012	0.002	0.005	
*Terbuthylazine, Deséthyl-	0.018	0.001	0.001	0.004	0.02	0.005	0.003	
Triasulfuron				0.001				
Somme des pesticides	0.300	0.049	0.194	0.089	0.307	0.107	0.207	0.047
Concentration maximum	0.028	0.006	0.027	0.011	0.032	0.017	0.033	0.013
Nombres substances détectées	40	22	35	31	39	29	40	12

4.3. MÉDICAMENTS (annexe 1, figure 5 & tableau 4)

Comme lors de la campagne précédente, un éventail élargi à 61 molécules à caractères pharmaceutiques (et autres stupéfiants) a été investigué aux deux profondeurs de 15 et 100 m., la liste des substances analysées et leur limite de quantification figure dans l'annexe 1. Les résultats obtenus n'ont pas permis de mettre en évidence de nouveaux polluants (limite de quantification de l'ordre de 1 à 10 ng/L selon les substances). Les résultats confirment toujours, à ces profondeurs, la présence de certains résidus de médicaments observés régulièrement depuis quelques années et qui figurent au sein du tableau 4. La metformine, médication antidiabétique, mise en évidence lors des campagnes précédentes a pu être incluse en 2014 dans la méthode d'analyse pour le suivi du lac. Il était important de l'incorporer dans la mesure où il s'agit du composé médicamenteux dont la teneur dépasse de plus d'un ordre de grandeur celle des autres résidus rapportés à ce jour ! Hormis la metformine, les autres substances (carbamazépine, carisoprodol, mepivacaïne) ainsi que - en plus faible concentration cependant - la prilocaïne sont maintenant des composés confirmés année après année au sein du lac. Des efforts restent à produire si l'on désire limiter les concentrations de ces résidus dont la présence n'est pas souhaitable dans des eaux naturelles destinées à la production d'eau potable pour plus de 1 million de personnes.

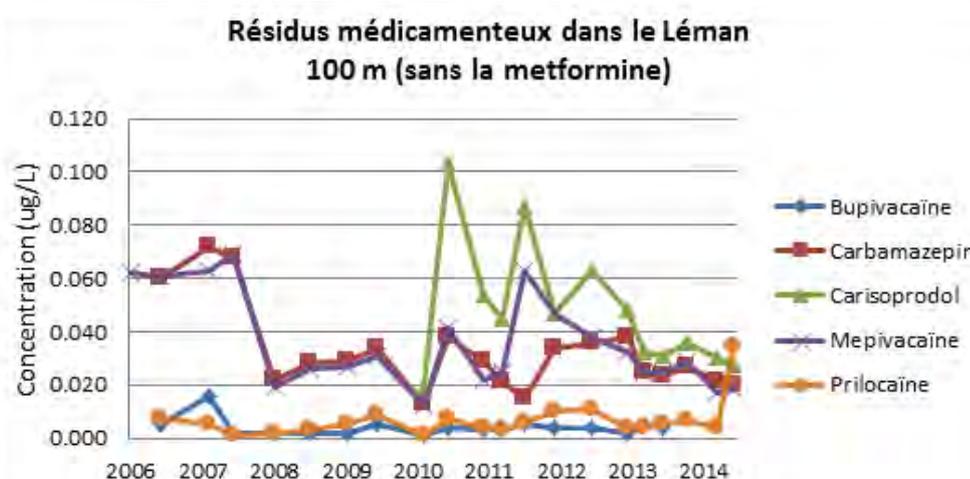


Figure 5 : Evolution des concentrations de quelques médicaments depuis 2006 au centre du Léman à 100 m (station SHL2). Pour des raisons d'échelle, la metformine n'est pas représentée sur cette figure.

Figure 5 : Change in some pharmaceutical concentrations since 2006 at 100m depth in the center of Lake Geneva (SHL2). Metformin is not represented.

Tableau 4 : Substances pharmaceutiques (ng/L) décelées dans le Léman à SHL2 les 13 janvier, 30 juin et le 9 septembre 2014 à la profondeur de 100 m.

Table 4 : Pharmaceuticals detected (ng/L) in Lake Geneva samples at SHL2 of 13 January, 30 June and 9 September 2014 at 100 m. depth.

Substance	Type	13.01.14	30.06.14	09.09.14
Carbamazépine	Anti-épileptique	26.8	21.4	19.9
Carisoprodol	Myorelaxant	35.8	30.2	27.3
Mepivacaïne	Anesthésiant	28.7	16.7	18.3
Metformine	Antidiabétique	373	782	45.5
Prilocaïne	Anesthésiant	6.7	3.7	34.6

4.4. IMPACT DES MÉLANGES D'HERBICIDES SUR LES COMMUNAUTÉS PHYTOPLANCTONIQUES DU LÉMAN

Les données CIPEL du suivi de pesticides dans le Léman des années 2004 à 2009 ont permis d'évaluer dans quelle mesure la présence d'herbicides en mélange et à faibles doses pouvait affecter l'équilibre écologique du Léman, en comparaison avec d'autres paramètres classiques comme les variations de phosphore ou de température (Gregorio *et al.* 2012, projet IMPALAC). Le gradient de toxicité du mélange des 14 herbicides régulièrement détectés dans le Léman a été modélisé et diminue constamment de 2004 à 2009. La comparaison des différentes données physico-chimiques du lac, incluant le gradient de toxicité, avec les changements d'abondances relatives des espèces phyto-planctoniques sur cette période a permis de montrer que le gradient d'herbicide explique bien une partie (6%) de ces changements. Les modifications d'assemblage de ces communautés sont également partiellement expliquées par l'évolution d'autres facteurs environnementaux tels les concentrations en nutriments, les températures, etc.

La toxicité de contaminants en mélange et à faible dose, même si elle reste difficile à apprécier en termes d'effet, peut donc bien être un facteur non négligeable pour expliquer des changements dans l'équilibre écologique du lac. Si les concentrations en pesticides dans le lac semblent se stabiliser depuis 2008, d'autres contaminants comme les médicaments sont également présents. L'effet de l'exposition chronique des organismes vivant dans le lac à de tels cocktails de molécules, toutes à faible dose, reste à ce jour très mal connu. Le monitoring à long terme des différents micropolluants par la CIPEL, associé au monitoring traditionnel physico-chimique et biologique, sont à même de fournir des éléments permettant de mieux comprendre à l'avenir l'effet de ces substances dans l'environnement.

5. CONCLUSIONS

Les conclusions du programme 2014 de surveillance de base sont sans grande surprise et confirment les résultats des années précédentes (RAMSEIER *et al.*, 2014, ORTELLI *et al.*, 2013, 2012 & 2011). Les teneurs en métaux lourds des eaux du Léman demeurent stables et faibles. Celles-ci satisfont pleinement aux exigences requises pour les eaux de boisson au sens des diverses législations franco-helvétiques. Si les concentrations pour certains pesticides sont en légère diminution, en revanche, les concentrations en pesticides totaux sont constantes; elles oscillent entre 0.050 et 0.300 µg/L. La teneur en métalaxyl régresse mais demeure – en regard des autres pesticides - la plus marquante à toutes les profondeurs. Toutefois, ces concentrations individuelles mesurées sont largement inférieures à celles fixées pour une eau de boisson (0.1 µg/L par composé) et aucun nouveau pesticide n'a été décelé en concentration significative. L'amidosulfuron a vu sa concentration augmenter et dépasser les faibles valeurs (inférieures à 10 ng/L) relevées ces dernières années. L'atrazine a refait son apparition dans les eaux à des teneurs faibles mais excédant la dizaine de ng/L. La simazine, la terbutylazine ainsi qu'une palette des métabolites respectifs de toutes ces triazines sont également présents à des concentrations qui se différencient nettement des limites de détection analytiques.

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 est devenue un vrai problème de santé publique qui a suscité l'intérêt de la Commission européenne.

En attendant l'élaboration de lignes directrices ou de normes européennes, la CIPEL continue d'intensifier son programme de surveillance qui englobe aujourd'hui pas moins d'une soixantaine de composés. La teneur en metformine dépasse (d'un ordre de grandeur) les autres molécules médicamenteuses mises en évidence à des concentrations aussi élevées que celles de certains pesticides. Quelques principes actifs, notamment le carisoprodol et la carbamazépine confirment leur présence récurrente. Le problème des rejets industriels dans le Rhône par les industries pharmaceutiques demeure donc ! Des efforts doivent être poursuivis afin de limiter ces apports et d'atteindre les objectifs pour les eaux du Léman tels ceux fixés dans le plan d'action 2011-2020.

ANNEXE I

Tableau 5 : Liste et limite de quantification des 61 substances pharmaceutiques analysées dans les eaux du lac au point SHL2 à 15 m et 100 m.

Table 5: List and quantification limit of the 61 pharmaceutical substances analyzed in the waters of the lake at the SHL2 point, at a depth of 15 m and 100 m.

Nom substance	unité	LQ
17-Alpha-ethinylestradiol	µg/L	1.0
Aténolol	ng/L	1.0
Azithromycine	ng/L	10.0
Benzonatate	ng/L	1.0
Bezafibrate	ng/L	1.0
Bupivacaine	ng/L	1.0
Carbamazepine	ng/L	1.0
Carisoprodol	ng/L	4.0
Centiofur	ng/L	4.0
Ciprofloxacin	ng/L	1.0
Clarithromycine	ng/L	10.0
Clindamycine	ng/L	4.0
Cloxacillin	ng/L	1.0
Cocaine	ng/L	1.0
Codeine	ng/L	1.0
Dexamethasone	ng/L	4.0
Diazepam	ng/L	4.0
Diclofenac	ng/L	10.0
Estriol	ng/L	1.0
Estrone	ng/L	1.0
Fenofibrate	ng/L	1.0
Furosemide	ng/L	4.0
Gemfibrozil	ng/L	4.0
Heroine	ng/L	1.0
Ibersartan	ng/L	4.0
Ibuprofen	ng/L	4.0
Ketoprofen	ng/L	4.0
Lorazepam	ng/L	1.0
Mefenamic acid	ng/L	1.0
Mepivacaine	ng/L	4.0
Metformine	ng/L	10.0
Méthadone	ng/L	4.0
Methenamine	ng/L	10.0
Metoprolol	ng/L	4.0
Metronidazole	ng/L	4.0
Mirtazapine	ng/L	4.0
Morphine	ng/L	1.0
Nadolol	ng/L	4.0
Naproxen	ng/L	1.0
Norfloxacin	ng/L	1.0
Oxazepam	ng/L	1.0
Pantoprazole	ng/L	1.0
Paracetamol	ng/L	1.0
Pravastatin	ng/L	1.0
Prilocaine	ng/L	1.0
Primidone	ng/L	4.0

Nom substance	unité	LQ
Propranolol	ng/L	1.0
Risperidone	ng/L	1.0
Sertraline	ng/L	1.0
Simvastatin	ng/L	4.0
Sulfadimethoxine	ng/L	4.0
Sulfamethazine	ng/L	1.0
Sulfamethoxazole	ng/L	4.0
Ticlopidine	ng/L	1.0
Torasemide	ng/L	1.0
Tramadol	ng/L	1.0
Trimetazidine.hydrochlorure	ng/L	1.0
Tylosin	ng/L	4.0
Venlafaxine	ng/L	4.0
Xipamide	ng/L	4.0
Zolpidem	ng/L	1.0

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.
- DIRECTIVE CE/98/83 du Conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine - Journal officiel des Communautés européennes du 05.12.1998.
- GREGORIO, V., BUCHI, L., ANNEVILLE, O., RIMET, F., BOUCHEZ, A., CHEVRE, N. (2012) : Risk of herbicide mixtures as a key parameter to explain phytoplankton fluctuation in a great lake: the case of Lake Geneva, Switzerland. *Ecotoxicology* 21:2306–2318.
- OEaux (1998) : Ordonnance du 28 octobre 1998 sur la protection des Eaux (état au 1er janv. 2008) (Suisse).
- OSEC (1995) Ordonnance du DFI sur les substances étrangères et les composants dans les denrées alimentaires du 26 juin 1995 (Etat le 1er janvier 2009)
- ORTELLI, D., EDDER, P., RAPIN, F. et RAMSEIER GENTILE, S. (2011) : Métaux et micropolluants organiques dans les rivières et les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2010, 65-86.
- ORTELLI, D., EDDER, P., RAPIN, F. et RAMSEIER GENTILE, S. (2012) : Métaux et micropolluants organiques dans les rivières et les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2011, 51-66.
- ORTELLI, D., EDDER, P., KLEIN, A. et RAMSEIER GENTILE, S. (2013) : Métaux et micropolluants organiques dans les rivières et les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2012, 60-69.
- RAMSEIER S., EDDER, P. ORTELLI D., KLEIN, A. (2014) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2013, 69-82.
- SAVOYE, L., QUETIN, P., et KLEIN A. (2015) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 21-51.
- VARGAS, S. (2015) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 246-258.

MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES MOULES DU LÉMAN

ORGANIC MICROPOLLUTANTS AND METALS IN MUSSELS FROM LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2014

PAR

Brigitte LODS-CROZET

DIRECTION GENERALE DE L'ENVIRONNEMENT (DGE), 155, ch. des Boveresses, CH – 1066 EPALINGES

Patrick EDDER

SERVICE DE LA CONSOMMATION ET DES AFFAIRES VÉTÉRINAIRES (SCAV), CP 76, CH - 1211 GENÈVE 4 Plainpalais

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

Le suivi de la contamination métallique et de produits de substitution des organoétains (cuivre, pesticides) dans cinq ports, dix ans après la dernière campagne montre que la situation reste stable, excepté une augmentation pour le cuivre et le zinc dans un port. Quant aux pesticides recherchés, ils ont été retrouvés à l'état de trace sur quatre sites, dont un site supposé exempt de pollution.

ABSTRACT

The monitoring of metal contamination and organotin compounds (copper, pesticides) in five ports, ten years after the last campaign denoted a stable situation, with the exception of an increase in copper and zinc in one port. As to the targeted pesticides, they were found in trace levels on four sites, one of which was supposedly exempt from pollution.

1. INTRODUCTION

La moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) a été utilisée comme bioindicateur de l'accumulation des composés organostanniques (BECKER VAN SLOOTEN et al. 1992 ; BECKER VAN SLOOTEN & TARRADELLAS 1994, 1995) et d'autres études, (GERDEAUX et al., 1995; CORVI et al., 1996, 1998, 2001) qui ont permis de confirmer l'intérêt de cet organisme dans le suivi de certains types de pollution. Les propriétés bioaccumulatrices se traduisent par des concentrations dans la chair, supérieures à celles des poissons pour certains métaux - cadmium, cuivre, plomb, zinc - et du même ordre de grandeur pour les organoétains.

Dans le cadre de la surveillance des micropolluants dans le Léman et en réponse au premier objectif du plan d'action 2011-2020 qui vise à « réduire les micropolluants dans les eaux, sédiments et organismes vivants, au regard des risques pour l'homme et l'environnement », une campagne d'analyse de micropolluants dans la chair des moules zébrées du Léman a été réalisée en 2014.

Elle fait suite à quatre campagnes préalables menées en 1995, 1997, 2000 et 2004. La dernière campagne d'analyses (2004) avait consisté à analyser plusieurs métaux et organoétains dans la chair des moules en

plusieurs sites autour du lac (six à proximité d'embouchures de cours d'eau, six en zone littorale témoin ou polluée (Vidy). Les organoétains, très toxiques, étaient essentiellement utilisés dans les peintures "antisalissure" pour les bateaux. Interdits d'utilisation en Suisse depuis le 1^{er} juillet 1990 et en France depuis 1982 pour les unités de moins de 25 mètres, les résultats de la campagne de 2004 avaient montré une amélioration de la situation, notamment dans la région du Bouveret, un site resté longtemps problématique.

Les organoétains ayant été remplacés par d'autres substances, telles que le cuivre ou encore certains pesticides comme le dichlofluanide, le tolylfluanide, ainsi que le cybutryne (principe actif du produit commercialisé sous le nom d'irgarol) qui est un dérivé de l'atrazine, ces substances ont été recherchées dans la chair des moules zébrées afin de vérifier si l'utilisation de ces produits de substitution s'avère problématique sur le pourtour du Léman. La bioaccumulation de ces substances dans la chair des moules a été peu étudiée et seulement en milieu marin sur les moules (Bellas, 2006). Pour cibler cette problématique, cinq ports et trois zones témoins suivis depuis 1995 ont été retenues.

Les métaux (cadmium, cuivre, plomb, zinc) ont également été analysés pour suivre l'évolution par rapport à la dernière campagne de 2004. A l'époque, deux sites potentiellement problématiques avaient été identifiés : Thonon avec des concentrations élevées en plomb et Buchillon avec des teneurs élevées en cadmium. Le mercure, à l'état de trace en 1995, n'avait plus été analysé dans les campagnes suivantes. Cependant, suite à des pollutions industrielles historiques détectées sur le Rhône amont en Valais en 2013, ce paramètre a été réintégré au suivi en 2014.

2. ECHANTILLONNAGE

Les moules zébrées (*Dreissena polymorpha*) ont été prélevées les 19 mai et 2 juin 2014 dans :

- Trois sites « témoin » correspondant à des sites suivis les années antérieures et supposés exempts de pollution,
- Cinq grands ports répartis autour du Léman (figure 1, tableau 1). Au cours des campagnes précédentes, les zones littorales à proximité d'embouchures de cours d'eau et des ports de Vidy, du Bouveret et de Port-Choiseul avaient été investiguées.

Les prélèvements sont réalisés en plongée (scaphandre autonome) et de 200 à 400 moules de taille comprise entre 1.5 et 2.5 cm sont échantillonnées sur chacun des sites.

Tableau 1 : Emplacement des sites de prélèvements, effectifs et poids des moules zébrées (*Dreissena polymorpha*)

Table 1 : Position of sampling sites, numbers and weight of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*)

Site	Date	Profondeur (m)	Taille min-max [cm]	Nombre	Poids chair [g]	Poids total [g]
Port des Eaux-Vives	19.05.2014	1.0 - 2.0	1 - 2,5	307	138,2	323,8
Port-Choiseul	19.05.2014	1.00	1,2 - 2	301	59,5	184,3
Port de Vidy	02.06.2014	0.5 - 1.5	1,5 - 3	380	128,3	327,4
Port du Bouveret	02.06.2014	0.5 - 1.0	1,4 - 2,8	227	73	203,4
Port d'Evian	02.06.2014	0.5 - 0.8	1,3 - 2,1	300	100	282,7
Buchillon	19.05.2014	3.0 - 4.0	1,2 - 2,2	346	75	211
Meillerie	02.06.2014	4.50	1,3 - 2,5	237	70,2	208,9
Corzent (INRA)	19.05.2014	2.5 - 3.0	1,2 - 2,5	379	124	321,6

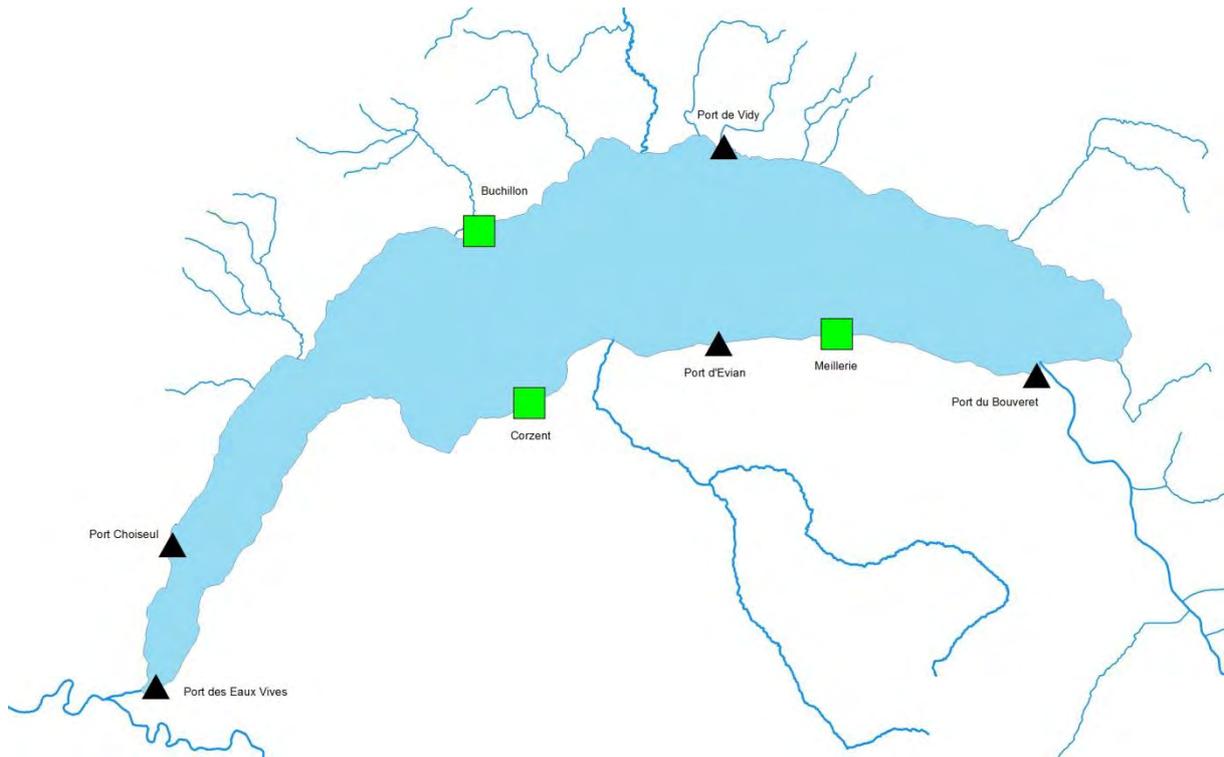


Figure 1 : localisation des sites de prélèvements sur le pourtour du Léman (triangle noir : ports – carré vert : site témoin exempt de pollution)

Figure 1 : location of sampling sites around Lake Geneva (black triangles: ports – green square: control site exempt from pollution)

3. MÉTHODOLOGIE

Les moules sont congelées directement après avoir été triées et comptées (200-400 individus entre 1.5 et 2.5 cm) à la rentrée au laboratoire après le prélèvement.

Le poids avec et sans coquille et l'estimation de la longueur / largeur est mesuré pour chaque lot après décongélation et la préparation de la chair est effectuée en laboratoire (tableau 1). La chair est homogénéisée et les analyses sont effectuées sur l'homogénat obtenu. Pour l'analyse du Cd, Pb, Cu et Zn, les échantillons ont été minéralisés en milieu acide nitrique concentré et eau oxygénée sous micro-ondes puis les extraits sont analysés par absorption atomique avec four graphite. La mesure du Hg a été effectuée directement, sans préparation d'échantillon, par un analyseur spécifique basé sur une décomposition thermique, suivi d'un amalgame dans de l'or et une mesure par absorption atomique. Pour les analyses de substances organiques, les échantillons ont été extraits et purifiés selon la méthode QuEChERS (ANSATASSIADES, 2003) puis analysés par chromatographie liquide ou gazeuse couplée à la spectrométrie de masse en mode tandem (LC-MS/MS et GC-MS/MS).

Ces deux méthodes complémentaires permettent, en mode MRM, le dépistage de plus de 400 substances phytosanitaires (voir liste dans l'annexe 1). Le dichlofluanide le tolylfluanide, et le cybutryne ont été spécifiquement recherchés et quantifiés par GC-MS/MS. Afin d'avoir des résultats comparables, les concentrations mesurées ont été reportées par rapport à la matière sèche, les moules contenant environ 83% d'eau selon les tables de composition usuellement admises comme référence (SOUCI et al, 1994).

4. RÉSULTATS

4.1 MOULES

Métaux

Les résultats des analyses (tableau 2) montrent que les concentrations métalliques mesurées dans la chair des moules sont assez similaires à celles obtenues en 2004 dans les trois sites témoin (Buchillon, Meillerie, Corzent). Dans les cinq ports échantillonnés, les concentrations des quatre métaux sont du même ordre de grandeur. Les teneurs en Cd et en Pb restent soit dans des valeurs similaires soit diminuent. Par-contre, on note une augmentation significative des teneurs en Cu et en Zn dans les moules du port de Vidy. Selon les classes de qualité établis par MERSCH (1993) sur l'appréciation des concentrations métalliques dans les moules zébrées, les valeurs de 2014 correspondent à la classe 1 (absence de pollution).

Les concentrations en mercure, comprises entre 24-59 µg/kg MS sur l'ensemble peuvent être considérées comme relativement similaires à celles mesurées dans la chair de moules de cinq grands lacs du nord de l'Italie en 2001 (49-158 µg/kg MS) (CAMUSSO et al. 2001).

Mêmes si les moules zébrées du lac ne se consomment pas, on peut toutefois comparer ces valeurs aux valeurs de tolérance qu'on retrouve dans le droit alimentaire suisse. En effet, l'ordonnance sur les substances étrangères et les composants (OSEC, 1995) donne des valeurs limites pour le Pb, le Cd et le Hg dans les mollusques de respectivement 1'000, 1'500 et 500 µg/kg de poids frais, soit de 17'000, 25'500 et 8'500 µg/kg de MS. Les valeurs mesurées dans les moules du Léman sont donc bien inférieures (~30 fois pour le Pb, ~16 fois pour le Cd et et plus de 100 fois le Hg).

4.2 MICROPOLLUANTS ORGANIQUES

Des traces des pesticides (dichlofluanide, tolylfluanide, fenpropimorphe) sont détectées dans les moules prélevées dans trois ports : Bouveret, Choiseul, Eaux-Vives (tableau 3) et le tolylfluanide est aussi mesuré dans la chair des moules du site témoin de Meillerie. La cybutryne, substance active de l'irgarol n'a été détectée sur aucun site. De manière générale, les teneurs observées restent très faibles, entre 5 et 21 µg/kg, et semblent démontrer une bonne qualité des eaux. Par ailleurs, la plupart des moules ayant été prélevées dans des ports où des résidus de traitement des coques de bateau sont susceptibles de se déverser, ces résultats tendent à montrer que la substitution des organoétains n'a pas amené d'autres polluants majeurs dans le compartiment « chair des moules ». Cela ne préjuge pas de la présence ou de l'absence de pesticides dans d'autres compartiments (sédiments, eau).

5. CONCLUSIONS

Les concentrations métalliques en cadmium et plomb surveillés dans la chair des moules zébrées sont assez similaires à celles obtenues en 2004 dans les huit sites échantillonnés. Par-contre, on note une augmentation significative des teneurs en Cu et en Zn dans les moules du port de Vidy. Une des causes de l'augmentation du cuivre pourrait être son utilisation dans les peintures anti-fouling comme produit de substitution aux organoétains. Quant aux pesticides, ils ont été retrouvés à l'état de trace sur quatre sites, dont un site supposé exempt de pollution.

Tableau 2 : Teneurs en métaux lourds dans les moules du Léman en 1995, 1997, 2000, 2004 et 2014.

Table 2 : Heavy metal content in mussels from Lake Geneva in 1995, 1997, 2000, 2004 and 2014.

Point de prélèvement	Cd (µg/kg)					Cu (µg/kg)					Pb (µg/kg)					Zn (µg/kg)					Hg (µg/kg)	
	1995	1997	2000	2004	2014	1995	1997	2000	2004	2014	1995	1997	2000	2004	2014	1995	1997	2000	2004	2014	1995	2014
Port du Bouveret	4'720	2'590	2'910	2'840	1'053	20'900	20'200	16'600	14'000	14'400	380		920	300	<240	149'000	117'000	138'000	120'000	128'000	<300	24
Port-Choiseul					565					23'600				510						99'000		59
Corzent INRA	4'810	3'440	2'640	1'260	1'365	36'300	38'800	48'100	22'800	16'100	580	1'200	510	500	<240	120'000	171'000	283'000	140'000	113'000	<300	29
Port d'Evian					1'518					27'500				400						141'000		41
Port de Vidy	2'170	730	890	1'710	729	21'800	18'500	12'900	10'400	19'000	3'850	700	1'080	1'650	310	201'000	117'000	140'000	126'000	193'000	<300	29
Buchillon	2'940	2'320	3'440	4'120	1'441	21'500	24'500	39'300	13'800	14'500	120		390	330	540	131'000	128'000	564'000	118'000	94'000	<300	24
Meillerie	4'320	4'600	3'040	2'920	1'612	29'600	42'000	20'000	11'800	15'800	550		290	250	<250	112'000	189'000	174'000	103'000	102'000	<300	24
Port des Eaux-Vives					1'235					26'000				<250						107'000		41

Tableau 3 : Teneurs en pesticides dans les moules du Léman – campagne 2014

Table 3 : Pesticide content in mussels from Lake Geneva – 2014 campaign

Point de prélèvement	Pesticides (µg/kg)	
Port du Bouveret	Fenpropimorphe	5
Port-Choiseul	Dichlofluanide	21
	Tolyfluanide	17
Corzent INRA	nd	-
Port d'Evian	nd	-
Port de Vidy	nd	-
Buchillon	nd	-
Meillerie	Tolyfluanide	13
Port des Eaux-Vives	Tolyfluanide	13

BIBLIOGRAPHIE

- ANASTASSIADES, M., LEHOTAY, S.J., TAJNBAHER, D., SCHENK, F. (2003) Fast and easy multiresidue method employing acetonitrile extraction/partitioning and "dispersive solid-phase extraction" for the determination of pesticide residues in produce, *J.AOAC. Int.* **86**, 412-431
- BECKER VAN SLOOTEN, K., MERLINI, L., De BERTRAND, N., De ALENCASTRO, L.F. et TARRADELLAS, J.(1992) : Elevated levels of organotins in lake Geneva : bivalves as sentinel organism. *Bull. Environ.Contam. Toxicol.*, 48 (1), 37-44.
- BECKER VAN SLOOTEN, K. et TARRADELLAS, J. (1994): Accumulation, depuration and growth effects of tributyltin in the freshwater bivalve *Dreissena polymorpha* under field conditions. *Environ. Toxicol. Chem.*, 13, 755-762.
- BECKER VAN SLOOTEN, K. et TARRADELLAS, J. (1995) : Organotins in Swiss lakes after their ban : Assessment of water, sediment, and *Dreissena polymorpha* contamination over a four-year period. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 29, 384-392.
- BELLAS, J. 2006. Comparative toxicity and of alternative antifouling biocides on embryos larvae of marine invertebrates. *Science of the total environment* 367 : 573-585.
- CAMUSSO M, BALESTRINI R. et BINELLI A. 2001. Use of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) to assess trace metal contamination in the largest Italian subalpine lakes. *Chemosphere* 44: 263-270.
- CORVI, C., KHIM-HEANG, S., BECKER VAN SLOOTEN, K., STEGMULLER, A.-M. et TARRADELLAS, J. (1996) : Métaux et micropolluants organiques dans les Dreissènes. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995*, 187-197.
- CORVI, C., KHIM-HEANG, S., BECKER VAN SLOOTEN, K., STEGMULLER, A.-M. et TARRADELLAS, J. (1998) : Métaux et micropolluants organiques dans les poissons et les moules du Léman. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1997*, 103-116.
- CORVI, C., KHIM-HEANG, S. et ZIMMERLI, P. (2001) : Métaux et micropolluants organiques dans les poissons et les moules du Léman. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000*, 145-159.
- GERDEAUX, D., PERRET, M.-C., CORVI, C., KHIM-HEANG, S., BECKER VAN SLOOTEN, K., TARRADELLAS, J., RIVIERE, J.L. et LARBAIGT, G. (1995) : Caractéristiques des populations de Dreissènes du Léman, évaluation de leur intérêt comme bioindicateur de la qualité des eaux du lac. *Rapp. Comm. int. prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 1994*, 135-165.
- MERSCH, J. (1993) : Modalités d'utilisation de la moule zébrée *Dreissena polymorpha* en tant qu'indicateur biologique de la contamination des écosystèmes d'eau douce par les métaux lourds - comparaison avec un autre type d'organismes sentinelles, les mousses aquatiques. Thèse de doctorat, Université de Metz, 231 p.
- OSEC (1995) : Ordonnance du 26 juin 1995 sur les Substances Etrangères et les Composants - RS 817.021.23 (état au 31 janvier 2000) (Suisse).
- SOUICI, S. W., FACHMANN, W. et KRAUT, H. 1994: Food Composition and Nutrition Tables, 5th revised and completed edition; Medpharm Scientific Publishers, 1994.

ANNEXE I

Tableau 4 : Listes des pesticides recherchés

Table 4 : Lists of targeted pesticides

Liste des substances recherchées par GC-MS/MS	Type	CAS Nb	Unité	LQ
Acrinathrin	Acaricide	101007-06-1	0.050	mg/kg
Aldrin	Insecticide	309-00-2	0.050	mg/kg
Allethrin	Insecticide	584-79-2	0.050	mg/kg
Ametryn	Herbicide	834-12-8	0.050	mg/kg
Amitraz	Acaricide	33089-61-1		
Azinphos-ethyl	Insecticide	2642-71-9	0.025	mg/kg
Azinphos-methyl	Insecticide	86-50-0		
Benfluralin	Herbicide	1861-40-1	0.050	mg/kg
Bifenthrin	Insecticide	82657-04-3	0.010	mg/kg
Biphenyl	Fongicide	92-52-4	0.010	mg/kg
Bromophos ethyl	Insecticide	4824-78-6	0.005	mg/kg
Bromophos methyl	Insecticide	2104-96-3	0.005	mg/kg
Bromopropylate	Acaricide	18181-80-1	0.005	mg/kg
Cadusafos	Nematicide	954465-99-9	0.050	mg/kg
Captafol	Fongicide	2425-06-1		
Captan	Fongicide	133-06-2	0.020	mg/kg
Carbetamide	Herbicide	16118-49-3		
Carbophenothion ethyl	Insecticide	786-19-6	0.050	mg/kg
Carbosulfan	Insecticide	55285-14-8	0.010	mg/kg
Carvone	Growth regulator	99-49-0	0.025	mg/kg
Chinomethionat	Fongicide	2439-01-2		
Chlorfenvinphos	Insecticide	470-90-6	0.050	mg/kg
Chlorobenzilate	Acaricide	510-15-6	0.010	mg/kg
Chlorothalonil	Fongicide	1897-45-6	0.010	mg/kg
Chlorpropham	Herbicide	101-21-3	0.005	mg/kg
Chlorpyrifos	Insecticide	2921-88-2	0.010	mg/kg
Chlorpyrifos methyl	Insecticide	5598-13-0	0.005	mg/kg
Chlozolinate	Fongicide	84332-86-5	0.010	mg/kg
Coumaphos	Insecticide	56-72-4	0.005	mg/kg
Cyanophos	Insecticide	2636-26-2	0.010	mg/kg
Cyflufenamid	Fongicide	180409-60-3	0.050	mg/kg
Cyfluthrin	Insecticide	68359-37-5	0.025	mg/kg
Cyfluthrin-beta	Insecticide		0.025	mg/kg
Cyhalothrin-lambda	Insecticide	91465-08-6	0.005	mg/kg
Cyhexatin	Acaricide	13121-70-5		
Cymiazole	Acaricide	61676-87-7	0.005	mg/kg
Cypermethrin	Insecticide	52315-07-8	0.005	mg/kg
Cyprodinil	Fongicide	121552-61-2	0.010	mg/kg
DDD OP'	Insecticide	53-19-0	0.005	mg/kg
DDD PP'	Insecticide	72-54-8	0.005	mg/kg
DDE OP'	Insecticide	3424-82-6	0.005	mg/kg
DDE PP'	Insecticide	72-55-9	0.005	mg/kg
DDT OP'	Insecticide	789-02-6	0.050	mg/kg
DDT PP'	Insecticide	50-29-3	0.020	mg/kg
Deltamethrin	Insecticide	52918-63-5	0.025	mg/kg
Demeton-S-methyl	Insecticide	919-86-8	0.005	mg/kg

Diazinon	Insecticide	333-41-5	0.005	mg/kg
Dichlobenil	Herbicide	1194-65-6	0.005	mg/kg
Dichlofenthion	Nematicide	97-17-6	0.005	mg/kg
Dichlofluanid	Fongicide	1085-98-9	0.020	mg/kg
Dichlorbenzene-1,4	Insecticide	106-46-7		
Dichlorobenzamide-2,6	Métabolite	2008-58-4	0.050	mg/kg
Dichlorvos	Insecticide	62-73-7	0.025	mg/kg
Dicloran	Fongicide	99-30-9	0.050	mg/kg
Dicofol	Acaricide	115-32-2	0.010	mg/kg
Dieldrine	Insecticide	60-57-1	0.050	mg/kg
Dinobuton	Acaricide	973-21-7	0.050	mg/kg
Dinocap	Fongicide	39300-45-3		
Diphenylamine	Insecticide	122-39-4	0.050	mg/kg
Endosulfan alpha	Insecticide	959-98-8	0.100	mg/kg
Endosulfan beta	Insecticide	33213-65-9	0.020	mg/kg
Endosulfan sulfate	Insecticide	1031-07-7	0.020	mg/kg
Endrine	Insecticide	72-20-8	0.005	mg/kg
EPN	Insecticide	2104-64-5	0.100	mg/kg
Esfenvalerate	Insecticide	66230-04-4	0.020	mg/kg
Ethion	Acaricide	563-12-2	0.010	mg/kg
Ethoprophos	Nematicide	13194-48-4	0.050	mg/kg
Etofenprox	Insecticide	80844-07-1	0.020	mg/kg
Etridiazole	Fongicide	2593-15-9	0.005	mg/kg
Etrimfos	Insecticide	388260-54-7	0.005	mg/kg
Famoxadone	Fongicide	131807-57-3	0.050	mg/kg
Fenclorphos	Insecticide	299-84-3	0.005	mg/kg
Fenhexamide	Fongicide	126833-17-8	0.010	mg/kg
Fenitrothion	Insecticide	122-14-5	0.050	mg/kg
Fenson	Acaricide	80-38-6	0.050	mg/kg
Fenthion	Insecticide	55-38-9	0.010	mg/kg
Fenthion-oxon	Insecticide	6552-12-1	0.200	mg/kg
Fenthion-oxon-sulfone	Insecticide	14086-35-2	0.200	mg/kg
Fenthion-oxon-sulfoxide	Insecticide	6552-13-2	0.500	mg/kg
Fenthion-sulfone	Insecticide	3761-42-0	0.200	mg/kg
Fenthion-sulfoxide	Insecticide	3761-41-9	0.200	mg/kg
Flucythrinate	Insecticide	70124-77-5	0.025	mg/kg
Fludioxonil	Fongicide	131341-86-1	0.010	mg/kg
Flurochloridone	Herbicide	61213-25-0	0.050	mg/kg
Fluvalinate	Acaricide	102851-06-9	0.050	mg/kg
Folpet	Fongicide	133-07-3	0.010	mg/kg
Fonofos	Insecticide	66767-39-3	0.005	mg/kg
Formothion	Insecticide	2540-82-1	0.050	mg/kg
Fosthiazate	Nematicide	98886-44-3	0.020	mg/kg
HCH-alpha	Insecticide	319-84-6	0.005	mg/kg
HCH-beta	Insecticide	319-85-7	0.005	mg/kg
HCH-delta	Insecticide	319-86-8	0.005	mg/kg
HCH-gamma (Lindane)	Insecticide	58-89-9	0.005	mg/kg
Heptachlor	Insecticide	76-44-8	0.005	mg/kg
Hexachlorbenzene	Fongicide	118-74-1	0.005	mg/kg
Hexaconazole	Fongicide	79983-71-4	0.010	mg/kg
Iodofenphos	Insecticide	18181-70-9	0.005	mg/kg
Iprodione	Fongicide	36734-19-7	0.010	mg/kg
Isofenphos	Insecticide	25311-71-1	0.005	mg/kg
Isofenphos-methyl	Insecticide	99675-03-3	0.005	mg/kg

Isoxadifen-ethyl	Herbicide	163520-33-0	0.050	mg/kg
Kresoxym methyl	Fongicide	143390-89-0	0.020	mg/kg
Malaoxon	Insecticide	1634-78-2	0.020	mg/kg
Malathion	Insecticide	121-75-5	0.005	mg/kg
Mecarbam	Insecticide	2595-54-2	0.050	mg/kg
Mepronil	Fongicide	55814-41-0	0.005	mg/kg
Methidathion	Insecticide	950-37-8	0.010	mg/kg
Metolachlor	Herbicide	51218-45-2	0.050	mg/kg
Mevinphos	Insecticide	7786-34-7	0.050	mg/kg
Ofurace	Fongicide	58810-48-3	0.025	mg/kg
Orthophenylphenol	Fongicide	90-43-7	0.005	mg/kg
Oxadiazon	Herbicide	19666-30-9	0.020	mg/kg
Paraoxon-ethyl	Insecticide	311-45-5	0.050	mg/kg
Paraoxon-methyl	Insecticide	950-35-6	0.200	mg/kg
Parathion-ethyl	Insecticide	56-38-2	0.050	mg/kg
Parathion-methyl	Insecticide	298-00-0	0.050	mg/kg
Penconazole	Fongicide	66246-88-6	0.010	mg/kg
Permethrin	Insecticide	52645-53-1	0.005	mg/kg
Phenthoat	Insecticide	2597-03-7	0.050	mg/kg
Phorate	Insecticide	298-02-2	0.050	mg/kg
Phosalone	Insecticide	2310-17-0	0.010	mg/kg
Phosmet	Insecticide	732-11-6	0.005	mg/kg
Phosphamidon	Insecticide	13171-21-6	0.050	mg/kg
Phtalimide	Fongicide	85-41-6	0.020	mg/kg
Piperonyl butoxid	Divers	51-03	0.005	mg/kg
Pirimiphos methyl	Insecticide	29232-93-7	0.005	mg/kg
Procymidone	Fongicide	32809-16-8	0.025	mg/kg
Profenofos	Insecticide	4111198-08-7	0.050	mg/kg
Propham	Herbicide	122-42-9	0.005	mg/kg
Prothiophos	Insecticide	34643-46-4	0.100	mg/kg
Pyrethrins	Insecticide	8003-34-7	0.200	mg/kg
Pyrimiphos ethyl	Insecticide	23505-41-1	0.005	mg/kg
Quinalphos	Insecticide	13593-03-8	0.020	mg/kg
Quinoxifen	Fongicide	124495-18-7	0.005	mg/kg
Quintozene	Fongicide	82-68-8	0.005	mg/kg
Resmethrine	Insecticide	10453-86-8	0.050	mg/kg
Rimsulfuron	Herbicide	122931-48-0	0.050	mg/kg
Simazine	Herbicide	122-34-9	0.050	mg/kg
Soufre	Fongicide	7704-34-9	0.020	mg/kg
Sulfotep	Insecticide	3689-24-5	0.050	mg/kg
Tefluthrin	Insecticide	79538-32-2	0.010	mg/kg
Telodrin	Insecticide	297-78-9	0.050	mg/kg
Terbufos	Insecticide	13071-79-9	0.050	mg/kg
Tetrachlorvinphos	Insecticide	22248-79-9	0.010	mg/kg
Tetradifon	Acaricide	116-29-0	0.010	mg/kg
Tetramethin	Insecticide	7696-12-0	0.005	mg/kg
Tolyfluanid	Fongicide	731-27-1	0.050	mg/kg
Triazamate	Insecticide	112143-82-5	0.050	mg/kg
Triazophos	Insecticide	24017-47-8	0.025	mg/kg
Trifloxystrobin	Fongicide	141517-21-7	0.050	mg/kg
Vinclozolin	Fongicide	50471-44-8	0.010	mg/kg
Zoxamid	Fongicide	156052-68-5	0.050	mg/kg

Liste des substances recherchées par LC-MS/MS	Type	CAS Nb	LQ	Unité
3-hydroxy-carbofuran	Insecticide	16655-82-6	0.005	mg/kg
Acephate	Insecticide	30560-19-1	0.020	mg/kg
Acetamiprid	Insecticide	135410-20-7	0.005	mg/kg
Aldicarb	Insecticide	116-06-3	0.005	mg/kg
Aldicarb sulfoxide	Fongicide	1646-87-3	0.005	mg/kg
Aldoxycarb (Aldicarb sulfone)	Insecticide	1646-88-4	0.010	mg/kg
Amitraz	Acaricide	33089-61-1	0.010	mg/kg
Anilazine	Fongicide	101-05-3	0.010	mg/kg
Azaconazole	Fongicide	60207-31-0	0.005	mg/kg
Azadirachtin	Insecticide	11141-17-6 + 95507-03-2	0.020	mg/kg
Azamethiphos	Insecticide	35575-96-3	0.010	mg/kg
Azinphos-ethyl	Insecticide	2642-71-9	0.010	mg/kg
Azinphos-methyl	Insecticide	86-50-0	0.010	mg/kg
Azoxystrobin	Fongicide	131860-33-8	0.005	mg/kg
Benalaxyl	Fongicide	71626-11-4	0.005	mg/kg
Bendiocarb	Insecticide	22781-23-3	0.005	mg/kg
Benfuracarb	Insecticide	82560-54-1	0.005	mg/kg
Benodanil	Insecticide	15310-01-7	0.005	mg/kg
Benomyl	Fongicide	17804-35-2	0.005	mg/kg
Benthiavalicarb isopropyl	Fongicide	177406-68-7	0.005	mg/kg
Benzoximate	Acaricide	29104-30-1	0.005	mg/kg
Bitertanol	Fongicide	55179-31-2	0.005	mg/kg
Bixafen	Fongicide	581809-46-3		
Boscalid (Nicobifen)	Fongicide	188425-85-6	0.005	mg/kg
Bromophos ethyl	Insecticide	4824-78-6		
Bromuconazole	Fongicide	116255-48-2	0.005	mg/kg
Bupirimate	Fongicide	41483-43-6	0.005	mg/kg
Buprofezin	Insecticide	69327-76-0	0.005	mg/kg
Butocarboxim	Insecticide	34681-10-2	0.005	mg/kg
Cadusafos	Nematicide	954465-99-9	0.005	mg/kg
Carbaryl	Insecticide	63-25-2	0.005	mg/kg
Carbendazim	Fongicide	10605-21-7	0.005	mg/kg
Carbofuran	Insecticide	1563-66-2	0.005	mg/kg
Carboxin	Fongicide	5234-68-4	0.005	mg/kg
Chinomethionat	Fongicide	2439-01-2		
Chlorantraniliprol	Insecticide	500008-45-7	0.010	mg/kg
Chlorfenapyr	Acaricide	122453-73-0	0.100	mg/kg
Chlorfenvinphos	Insecticide	470-90-6	0.005	mg/kg
Chlorfluazuron	Insecticide	71422-67-8	0.100	mg/kg
Chlorpyrifos	Insecticide	2921-88-2	0.005	mg/kg
Chlorpyrifos methyl	Insecticide	5598-13-0	0.005	mg/kg
Chlorthiophos	Insecticide	60238-56-4	0.010	mg/kg
Clofentezine	Acaricide	74115-24-5	0.005	mg/kg
Clothianidin	Insecticide	210880-92-5	0.005	mg/kg
Cyazofamid	Fongicide	120116-88-3	0.010	mg/kg
Cyflufenamid	Fongicide	180409-60-3	0.005	mg/kg
Cyhexatin	Acaricide	13121-70-5	0.010	mg/kg
Cymiazole	Acaricide	61676-87-7	0.005	mg/kg
Cymoxanil	Fongicide	57966-95-7	0.010	mg/kg
Cyproconazole	Fongicide	113096-99-4	0.005	mg/kg
Cyprodinil	Fongicide	121552-61-2	0.005	mg/kg

Cyromazine	Insecticide	66215-27-8	0.005	mg/kg
Demeton S	Insecticide	126-75-0	0.005	mg/kg
Demeton-S-methyl	Insecticide	919-86-8	0.025	mg/kg
Demeton-S-methyl-sulfon	Insecticide	17040-19-6	0.005	mg/kg
Diafenthiuron	Insecticide	80060-09-9	0.005	mg/kg
Dialifos	Insecticide	10311-84-9	0.020	mg/kg
Diclobutrazol	Fongicide	75736-33-3	0.005	mg/kg
Dicrotophos	Insecticide	141-66-2	0.005	mg/kg
Dicyclanil	Insecticide	112636-83-6	0.010	mg/kg
Diethofencarb	Fongicide	87130-20-9	0.005	mg/kg
Difenoconazol	Fongicide	119446-68-3	0.005	mg/kg
Difflubenzuron	Insecticide	35367-38-5	0.005	mg/kg
Dimethoate	Insecticide	60-51-5	0.005	mg/kg
Dimethomorph	Fongicide	110488-70-5	0.005	mg/kg
Dimetilan	Insecticide	644-64-4	0.005	mg/kg
Diniconazole	Fongicide	83657-24-3	0.005	mg/kg
Dinocap	Fongicide	39300-45-3	0.050	mg/kg
Dioxacarb	Insecticide	6988-21-2	0.005	mg/kg
Diphenylamine	Insecticide	122-39-4	0.005	mg/kg
Disulfoton	Insecticide	298-04-4	0.005	mg/kg
Dodemorph	Fongicide	1593-77-7	0.005	mg/kg
EPN	Insecticide	2104-64-5	0.010	mg/kg
Epoxiconazole	Fongicide	106325-08-0	0.005	mg/kg
Etaconazole	Fongicide	60207-93-4	0.005	mg/kg
Ethaboxam	Fongicide	162650-77-3		
Ethiofencarb	Insecticide	29973-13-5	0.005	mg/kg
Ethion	Acaricide	563-12-2	0.005	mg/kg
Ethofumesate	Herbicide	26225-79-6	0.005	mg/kg
Ethoxyquin	Fongicide	91-53-2	0.005	mg/kg
Etoxazole	Acaricide	153233-91-1	0.010	mg/kg
Etrimfos	Insecticide	388260-54-7	0.005	mg/kg
Fenamidone	Fongicide	161326-34-7	0.005	mg/kg
Fenamiphos	Nematicide	22224-92-6	0.005	mg/kg
Fenamiphos-sulfone	Nematicide	31972-44-8	0.005	mg/kg
Fenamiphos-sulfoxyde	Nematicide	31972-43-7	0.005	mg/kg
Fenarimol	Fongicide	60168-88-9	0.005	mg/kg
Fenazaquin	Acaricide	120928-09-8	0.005	mg/kg
Fenbuconazole	Fongicide	114369-43-6	0.005	mg/kg
Fenhexamide	Fongicide	126833-17-8	0.005	mg/kg
Fenitrothion	Insecticide	122-14-5	0.050	mg/kg
Fenobucarb	Insecticide	3766-81-2	0.005	mg/kg
Fenoxycarb	Insecticide	79127-80-3	0.005	mg/kg
Fenpiclonil	Fongicide	74738-17-3	0.005	mg/kg
Fenpropathrin	Insecticide	64257-84-7	0.010	mg/kg
Fenpropidin	Fongicide	67306-00-7	0.005	mg/kg
Fenpropimorph	Fongicide	67564-91-4	0.005	mg/kg
Fenpyroximat	Acaricide	134098-61-6	0.005	mg/kg
Fensulfothion	Nematicide	115-90-2	0.005	mg/kg
Fenthion	Insecticide	55-38-9	0.010	mg/kg
Fenthion-oxon	Insecticide	6552-12-1	0.005	mg/kg
Fenthion-oxon-sulfone	Insecticide	14086-35-2		
Fenthion-sulfone	Insecticide	3761-42-0	0.005	mg/kg
Fenthion-sulfoxide	Insecticide	3761-41-9	0.005	mg/kg
Fipronil	Insecticide	120068-37-3	0.005	mg/kg

Flonicamid	Insecticide	158062-67-0	0.010	mg/kg
Fluazinam	Fongicide	79622-59-6	0.020	mg/kg
Fluazuron	Insecticide	86811-58-7	0.005	mg/kg
Flucycloxuron	Acaricide	94050-52-9	0.005	mg/kg
Fludioxonil	Fongicide	131341-86-1	0.010	mg/kg
Flufenoxuron	Insecticide	101463-69-8	0.005	mg/kg
Flumetralin	Growth regulator	62924-70-3	0.050	mg/kg
Fluopicolide	Fongicide	239110-15-7	0.005	mg/kg
Fluoxastrobin	Fongicide	193740-76-0	0.005	mg/kg
Fluquinconazole	Fongicide	136426-54-5	0.010	mg/kg
Flusilazole	Fongicide	85509-19-9	0.005	mg/kg
Flutolanil	Fongicide	66332-96-5	0.005	mg/kg
Flutriafol	Fongicide	76674-21-0	0.005	mg/kg
Fluvalinate	Acaricide	102851-06-9		
Fonofos	Insecticide	66767-39-3	0.005	mg/kg
Forchlorfenuron	Growth regulator	68157-60-8		
Fosthiazate	Nematicide	98886-44-3	0.005	mg/kg
Fuberidazole	Fongicide	003878-19-1	0.005	mg/kg
Furalaxyl	Fongicide	57646-30-7	0.005	mg/kg
Furathiocarb	Insecticide	65907-30-4	0.005	mg/kg
Hexaconazole	Fongicide	79983-71-4	0.005	mg/kg
Hexaflumuron	Insecticide	86479-06-3	0.005	mg/kg
Hexythiazox	Acaricide	78587-05-0	0.005	mg/kg
Imazalil	Fongicide	35554-44-0	0.005	mg/kg
Imidacloprid	Insecticide	105827-78-9	0.005	mg/kg
Indoxacarb	Insecticide	173584-44-6	0.010	mg/kg
Iprodione	Fongicide	36734-19-7	0.010	mg/kg
Iprovalicarb	Fongicide	140923-17-7	0.005	mg/kg
Isazophos	Insecticide	42509-80-8	0.005	mg/kg
Isofenphos	Insecticide	25311-71-1	0.005	mg/kg
Isoprocarb	Insecticide	2631-40-5	0.005	mg/kg
Isoprothiolane	Fongicide	50512-35-1		
Isopyrazam	Fongicide	881685-58-1		
Kresoxym methyl	Fongicide	143390-89-0	0.010	mg/kg
Lufenuron	Insecticide	103055-07-8	0.005	mg/kg
Malaoxon	Insecticide	1634-78-2	0.005	mg/kg
Malathion	Insecticide	121-75-5	0.005	mg/kg
Mandipropamid	Fongicide	374726-62-2	0.005	mg/kg
Mecarbam	Insecticide	2595-54-2	0.005	mg/kg
Mepanipyrim	Fongicide	110235-47-7	0.005	mg/kg
Mepronil	Fongicide	55814-41-0	0.005	mg/kg
Metalaxyl	Fongicide	57837-19-1	0.005	mg/kg
Metconazole	Fongicide	125116-23-6	0.005	mg/kg
Methamidophos	Insecticide	10265-92-6	0.010	mg/kg
Methidathion	Insecticide	950-37-8	0.005	mg/kg
Methiocarb	Insecticide	2032-65-7	0.010	mg/kg
Methiocarb sulfone	Metabolite	2179-25-1	0.010	mg/kg
Methiocarb sulfoxide	Metabolite	2635-10-1	0.050	mg/kg
Methomyl	Insecticide	16752-77-5	0.005	mg/kg
Methoxyfenozide	Insecticide	161050-58-4	0.005	mg/kg
Metolcarb	Insecticide	1129-41-5	0.005	mg/kg
Mevinphos	Insecticide	7786-34-7	0.005	mg/kg

Monocrotophos	Insecticide	6923-22-4	0.005	mg/kg
Myclobutanil	Fongicide	88671-89-0	0.005	mg/kg
N-(2,4-dimethylphenyl)formamide (DMF)	Métabolite	60397-77-5	0.005	mg/kg
N-2,4-dimethylphenyl-N'-methylformamidine (DMPF)	Métabolite	33089-74-6	0.005	mg/kg
Naled	Insecticide	300-76-5	0.005	mg/kg
Nitenpyram	Insecticide	150824-47-8	0.005	mg/kg
Novaluron	Insecticide	116714-46-6	0.010	mg/kg
Nuarimol	Fongicide	63284-71-9	0.005	mg/kg
Ofurace	Fongicide	58810-48-3	0.005	mg/kg
Omethoate	Insecticide	1113-02-6	0.005	mg/kg
Oxadixyl	Fongicide	77732-09-3	0.005	mg/kg
Oxamyl	Insecticide	23135-22-0	0.010	mg/kg
Oxine-copper	Fongicide	10380-28-6	0.020	mg/kg
Oxydemeton-methyl	Insecticide	301-12-2	0.010	mg/kg
Paclobutrazol	Growth regulator	76738-62-0	0.005	mg/kg
Paraoxon-ethyl	Insecticide	311-45-5	0.005	mg/kg
Paraoxon-methyl	Insecticide	950-35-6	0.050	mg/kg
Parathion-ethyl	Insecticide	56-38-2	0.010	mg/kg
Parathion-methyl	Insecticide	298-00-0		
Penconazole	Fongicide	66246-88-6	0.005	mg/kg
Pencycuron	Fongicide	66063-05-6	0.005	mg/kg
Permethrin	Insecticide	52645-53-1		
Phenthoat	Insecticide	2597-03-7	0.005	mg/kg
Phosalone	Insecticide	2310-17-0	0.005	mg/kg
Phosmet	Insecticide	732-11-6	0.005	mg/kg
Phosphamidon	Insecticide	13171-21-6	0.005	mg/kg
Phoxim	Insecticide	14816-18-3	0.005	mg/kg
Picoxystrobin	Fongicide	117428-22-5	0.005	mg/kg
Pinoxaden	Herbicide	243973-20-8	0.005	mg/kg
Pirimicarb	Insecticide	23103-98-2	0.005	mg/kg
Pirimicarb desmethyl	Métabolite	30614-22-3	0.005	mg/kg
Pirimicarb desmethyl formamido	Métabolite	27218-04-8	0.005	mg/kg
Pirimiphos methyl	Insecticide	29232-93-7	0.005	mg/kg
Prochloraz	Fongicide	67747-09-5	0.005	mg/kg
Profenofos	Insecticide	4111198-08-7	0.005	mg/kg
Promecarb	Insecticide	2631-37-0	0.005	mg/kg
Propamocarb	Fongicide	24579-73-5	0.005	mg/kg
Propargite	Acaricide	2312-35-8	0.005	mg/kg
Propetamphos	Insecticide	31218-83-4	0.010	mg/kg
Propiconazole	Fongicide	60207-90-1	0.005	mg/kg
Propoxur	Insecticide	114-26-1	0.005	mg/kg
Propylene thiourea (PTU)	Métabolite	2122-19-02		
Proquinazid	Fongicide	189278-12-4	0.005	mg/kg
Prothioconazole	Fongicide	178928-70-6		
Prothiophos	Insecticide	34643-46-4	0.050	mg/kg
Pymetrozine	Insecticide	123312-89-0	0.005	mg/kg
Pyraclostrobin	Fongicide	175013-18-0	0.005	mg/kg
Pyridaben	Insecticide	96489-71-3	0.005	mg/kg
Pyridaphenthion	Insecticide	119-12-0	0.010	mg/kg
Pyrifenox	Fongicide	88283-41-4	0.005	mg/kg
Pyrimethanil	Fongicide	53112-28-0	0.005	mg/kg

Pyrimiphos ethyl	Insecticide	23505-41-1	0.005	mg/kg
Pyriproxyfen	Insecticide	95737-68-1	0.005	mg/kg
Quinalphos	Insecticide	13593-03-8	0.005	mg/kg
Quinoxifen	Fongicide	124495-18-7	0.005	mg/kg
Resmethrine	Insecticide	10453-86-8		
Spinosad	Insecticide	168316-95-8	0.005	mg/kg
Spirodiclofen	Acaricide	148477-71-8	0.005	mg/kg
Spirotetramat	Insecticide	203313-25-1	0.010	mg/kg
Spiroxamine	Fongicide	118134-30-8	0.005	mg/kg
Sulfotep	Insecticide	3689-24-5	0.005	mg/kg
Tebuconazole	Fongicide	107534-96-3	0.005	mg/kg
Tebufenozide	Insecticide	112410-23-8	0.010	mg/kg
Tebufenpyrad	Acaricide	119168-77-3	0.005	mg/kg
Teflubenzuron	Insecticide	83121-18-0	0.010	mg/kg
Terbufos	Insecticide	13071-79-9	0.005	mg/kg
Tetrachlorvinphos	Insecticide	22248-79-9	0.005	mg/kg
Tetraconazole	Fongicide	112281-77-3	0.005	mg/kg
Thiabendazole	Fongicide	148-79-8	0.005	mg/kg
Thiacloprid	Insecticide	111988-49-9	0.005	mg/kg
Thiamethoxam	Insecticide	153719-23-4	0.005	mg/kg
Thiocyclam hydrogen oxalate	Insecticide	31895-22-4	0.005	mg/kg
Thiodicarb	Insecticide	59669-26-0	0.005	mg/kg
Thiofanox	Insecticide	39196-18-4	0.005	mg/kg
Thiometon	Insecticide	640-15-3		
Thiophanate ethyl	Fongicide	23564-06-9	0.005	mg/kg
Thiophanate methyl	Fongicide	23564-05-8	0.005	mg/kg
Tolclofos-methyl	Fongicide	57018-04-9	0.010	mg/kg
Tolfenpyrad	Insecticide	129558-76-5	0.005	mg/kg
Tolyfluanid	Fongicide	731-27-1	0.005	mg/kg
Triadimefon	Fongicide	43121-43-3	0.005	mg/kg
Triadimenol	Fongicide	55219-65-3	0.005	mg/kg
Triazophos	Insecticide	24017-47-8	0.005	mg/kg
Trichlorfon	Insecticide	52-68-6		
Tricyclazole	Fongicide	41814-78-2	0.005	mg/kg
Tridemorph	Fongicide	81412-43-3	0.005	mg/kg
Trifloxystrobin	Fongicide	141517-21-7	0.005	mg/kg
Triflumizole	Fongicide	68694-11-1	0.005	mg/kg
Triflumuron	Insecticide	64628-44-0	0.005	mg/kg
Triforine	Fongicide	26644-46-2	0.010	mg/kg
Triticonazol	Fongicide	131983-72-7	0.005	mg/kg
Valifenalate	Fongicide	283159-90-0		
Vamidothion	Insecticide	2275-23-2	0.005	mg/kg

PCB ET DIOXINES DANS LES TRUITES LACUSTRES DU LÉMAN

PCBS AND DIOXINS IN LAKE GENEVA TROUT

CAMPAGNE 2014

PAR

Patrick EDDER

SERVICE DE LA CONSOMMATION ET DES AFFAIRES VÉTÉRINAIRES (SCAV), CP 76, CH - 1211 GENÈVE 4 Plainpalais

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 campagne d'analyse des PCB dans la chair des poissons du Léman avait montré en 2012 des teneurs élevées dans les 2 truites lacustres analysées durant cette campagne. De nouvelles recherches de PCB ont été effectuées en 2014 sur un échantillon de 20 truites lacustres pour pouvoir disposer d'un plus grand nombre de résultats et permettre aux autorités sanitaires suisses et françaises de prendre les mesures nécessaires.

Parmi les 22 résultats obtenus, 9 truites lacustres dépassent les teneurs maximales autorisées pour la somme des dioxines et PCB de type dioxine (PCDD/F + PCB_{DL}). Toutes les truites présentent des teneurs faibles en dioxines (PCDD/F) et inférieures aux teneurs autorisées et 2 truites présentent des teneurs supérieures aux teneurs maximales autorisées pour les PCB indicateurs.

ABSTRACT

The PCB analysis campaign in fish meat of Lake Geneva denoted in 2012 high levels of the pollutant in the two species of lake trout which were analyzed during this campaign. New research on PCBs was carried out in 2014 from a sample of 20 lake trout, in order to obtain a larger amount of results and allow the Swiss and French health authorities to take measures.

Among the 22 obtained results, 9 lake trout exceeded the maximum concentrations authorized for the sum of dioxins and dioxin-like PCBs (PCDD/F + PCB_{DL}). All trout had low levels of dioxins (PCDD/F) inferior to regulatory limits, and two trout contained higher concentrations than the upper limits authorized for indicator PCBs.

1. INTRODUCTION

Les résultats de la campagne d'analyses de 2012 des micropolluants dans la chair des poissons du Léman (EDDER *et al.*, 2013), montraient la présence de teneurs en PCB de type dioxine proches de la limite réglementaire exigée par le règlement UE/1259/2011 pour les 2 échantillons de truite lacustre analysés.

Ces teneurs ont interpellé la CIPEL dans la mesure où cette situation n'avait pas été mise en évidence lors de la campagne de 2008 (ORTELLI *et al.*, 2009).

De nouvelles recherches de PCB dans la chair de truites lacustres du Léman ont ainsi été effectuées en 2014 pour pouvoir disposer d'un plus grand nombre de résultats et permettre aux autorités sanitaires suisses et françaises de prendre les mesures nécessaires.

2. ÉCHANTILLONNAGE

Les résultats de la campagne 2008 n'avaient pas révélé d'influence de la zone de pêche sur la contamination des poissons. Toutes les pêches de truites lacustres (*Salmo trutta lacustris*) ont donc été effectuées dans une même zone géographique, à proximité de l'Aubonne (canton de Vaud), en janvier 2014. 20 spécimens ont été capturés en 2014 et 2 en 2012. Leur taille variait entre 33 et 80 cm.

3. MÉTHODOLOGIE

La taille, le poids et le sexe des truites ont été déterminés. Elles ont ensuite été préparées sous forme de filets sans peau, broyés et congelés préalablement avant d'être analysés par le Service de la consommation et des affaires vétérinaires du canton de Vaud. La quantité nécessaire par échantillon est d'environ 200 g de chair.

Les résultats des PCB indicateurs et de type dioxine ont été exprimés selon les exigences du règlement européen UE/1259/2011.

4. RÉSULTATS

Les PCB sont des substances chimiques synthétiques constituant une famille de 209 substances congénères. 12 présentent des caractéristiques toxicologiques comparables à celles de la dioxine et sont généralement appelés PCB de type dioxine (PCB_{DL}).

Le terme générique « dioxines » est utilisé pour désigner les PCDD et les PCDF, abrégé sous la forme PCDD/F. Il existe 210 dioxines et furanes mais seuls 17 congénères sont reconnus comme toxiques.

Chacun des 17 congénères des dioxines et des 12 PCB_{DL} est affecté d'un facteur de toxicité (TEF, Toxic Equivalent Factor) édicté par l'OMS, correspondant à un facteur d'équivalent toxique par rapport à la 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxine, congénère le plus toxique.

Selon la réglementation européenne UE/1259/2011, les teneurs maximales autorisées dans la chair musculaire des poissons à l'état frais sont de 3,5 pg TEQ/g pour la somme des dioxines (PCDD/F) et de 6,5 pg TEQ/g pour la somme PCB_{DL} + PCDD/F. Ces valeurs sont exprimées en équivalents toxiques de l'OMS (TEQ). De plus, une norme pour les PCB indicateurs est fixée à 125 ng/g pour les poissons d'eau douce sauvages.

Les résultats des campagnes d'analyses de 2012 et 2014 sont présentés dans le tableau 1.

4.1 DIOXINES ET PCB DE TYPE DIOXINE (PCDD/F + PCB_{DL})

Parmi les 22 résultats obtenus et en tenant compte d'une incertitude de mesure de 20%, 12 poissons dépassent la norme de 6.5 pg/g de poids frais (tableau 1).

La représentation graphique des résultats (figure 1) montre qu'il y a une corrélation assez nette entre la taille des poissons et leur niveau de contamination. Toutefois, il existe une variabilité naturelle et une incertitude de mesure analytique qui explique qu'il y a une certaine dispersion par rapport au modèle théorique. L'enveloppe symbolisée par les deux barres obliques rouges délimite la zone dans laquelle se situe statistiquement 95% des truites, soit celles qui ont une taille entre 32 et 78 cm. En se référant aux préconisations de la Confédération (OFEV, OFSP, 2008), il est nécessaire de considérer l'intersection de la droite de régression longueur du poisson / charge moyenne avec une concentration de 6,5 pg TEQ/g. En appliquant cette règle, toutes les truites de taille supérieure à 54 cm représentent un risque important d'être contaminées au-delà de la valeur limite de 6.5 pg/g et ne devraient pas être commercialisées.

4.2 DIOXINES ET FURANES (PCDD/F)

Tous les résultats respectent la norme de 3.5 pg/g de poids frais.

4.3 PCB INDICATEURS

En tenant compte de l'incertitude de mesure, 4 truites sur 22 dépassent la norme de 125 ng/g de poids frais.

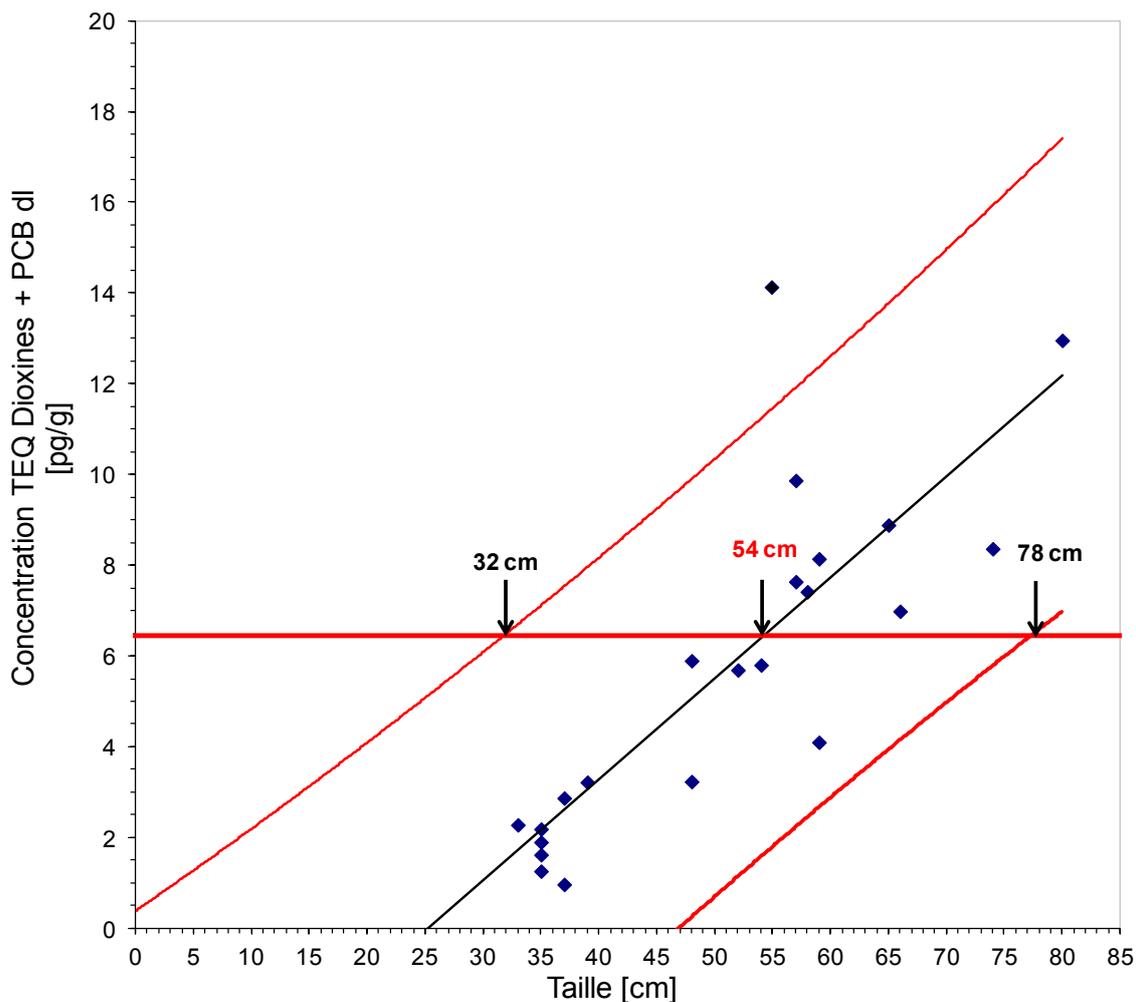


Figure 1 : Résultats en TEQ PCDD/F + PCB_{DL} en fonction de la taille des truites lacustres. La ligne rouge horizontale représente la limite règlementaire (6.5 pg TEQ /g de poids frais). Les deux barres obliques rouges représentent la zone où se retrouve le 95% des résultats.

Figure 1 : TEQ PCDD/F + PCB_{DL} results in terms of size of lake trout. The horizontal red line represents the regulatory limit (6.5 pg TEQ /g fresh weight). The two red slashes represent the area where 95% of the results are located.

5. CONCLUSIONS

En 2008, les chimistes cantonaux de Vaud, Valais et Genève ainsi que le Préfet de Haute-Savoie avaient prononcé une interdiction de commercialisation des ombles chevaliers pêchés dans le Léman et dont la taille est supérieure à 39 cm. Les résultats de la campagne de 2012 n'ont pas modifié cette décision.

Compte-tenu des teneurs mesurées dans les truites lacustres du Léman en 2014, la CIPEL a réuni les autorités sanitaires suisses et françaises afin qu'elles puissent prendre les mesures idoines concernant la commercialisation et la consommation de cette espèce de poisson. Toutes les truites de taille supérieure à 54 cm représentent un risque important d'être contaminées au-delà de la valeur limite de 6.5 pg/g et ne devraient pas être commercialisées.

En raison de la contamination des ombles chevaliers mise en évidence en 2008 et de celle des truites lacustres en 2014, il conviendrait d'établir un diagnostic global des sources d'apport dans le bassin versant du Léman. Une vaste campagne d'analyse des micropolluants dans les sédiments lacustres sera lancée en 2015 et permettra entre autres, de connaître les teneurs en PCB stockées dans les sédiments du lac et de localiser d'éventuelles zones d'apport au lac.

BIBLIOGRAPHIE

EDDER P., ORTELLI D., KLEIN A. (2013). Micropolluants dans plusieurs espèces de poissons du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2012, 70-91.

OFEV, OFSP (2008). Absorption de dioxines et de PCB de type dioxine due à la consommation de poissons provenant des eaux suisses : recommandations visant à limiter l'exposition de la population. <http://www.news-service.admin.ch/NSBSubscriber/message/attachments/14688.pdf>

ORTELLI D., EDDER P., RAPIN F. (2009). Micropolluants dans les poissons et des écrevisses du Léman, Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2008, 73-83.

ANNEXE

Tableau 1 : Teneurs en dioxines, PCB de type dioxine et PCB indicateurs, exprimées en équivalents toxiques (TEQ) avec une incertitude de mesure ($\pm 20\%$)

Table 1 : Dioxin contents, dioxin-like PCBs and indicator PCBs, expressed in toxic equivalents (TEQ) with a measurement uncertainty ($\pm 20\%$)

Truite N°	année	Taille [cm]	Masse [g]	Sexe (M/F)	TOTAL TEQ -incertitude (-20%)	TOTAL TEQ (PCDD/F + PCBDL) (pg/g)	TOTAL TEQ -incertitude (+20%)	TOTAL TEQ -incertitude (-20%)	TOTAL TEQ (PCDD/F) (pg/g)	TOTAL TEQ -incertitude (+20%)	TOTAL TEQ -incertitude (-20%)	TOTAL TEQ PCB indicateurs (ng/g)	TOTAL TEQ -incertitude (+20%)
1	2014	55	1932	F	11.3	14.1	16.9	0.7	0.87	1.0	104.5	130.6	156.8
2	2014	33	338	juvénile	1.8	2.3	2.7	0.1	0.12	0.1	23.9	29.9	35.9
3	2014	37	412	juvénile	0.8	1.0	1.2	0.0	0.02	0.0	9.0	11.2	13.4
4	2014	35	344	juvénile	1.5	1.9	2.3	0.1	0.12	0.1	22.4	28.0	33.6
5	2014	39	570	juvénile	2.6	3.2	3.9	0.1	0.12	0.1	17.6	22.0	26.4
6	2014	35	374	juvénile	1.0	1.3	1.5	0.0	0.06	0.1	8.8	11.0	13.2
7	2014	59	1930	F	3.3	4.1	4.9	0.1	0.08	0.1	28.1	35.1	42.1
8	2014	48	1242	F	4.7	5.9	7.1	0.1	0.11	0.1	37.5	46.8	56.2
9	2014	35	430	juvénile	1.8	2.2	2.6	0.0	0.03	0.0	17.4	21.8	26.2
10	2014	35	449	juvénile	1.3	1.6	1.9	0.0	0.04	0.0	15.2	19.0	22.8
11	2014	37	455	juvénile	2.3	2.9	3.4	0.0	0.04	0.0	27.8	34.7	41.6
12	2014	52	1757	F	4.6	5.7	6.8	0.2	0.19	0.2	36.2	45.3	54.4
13	2014	80	5640	M	10.4	13.0	15.5	0.5	0.67	0.8	104.8	131.0	157.2
14	2014	57	1970	M	7.9	9.9	11.8	0.3	0.41	0.5	85.4	106.7	128.0
15	2014	54	1730	M	4.6	5.8	7.0	0.1	0.15	0.2	40.8	51.0	61.2
16	2014	58	2372	M	5.9	7.4	8.9	0.2	0.28	0.3	60.2	75.3	90.4
17	2014	59	2480	M	6.5	8.1	9.8	0.2	0.29	0.3	58.5	73.1	87.7
18	2014	74	4563	M	6.7	8.4	10.0	0.3	0.37	0.4	67.7	84.7	101.6
19	2014	48	1325	M	2.6	3.2	3.9	0.1	0.15	0.2	36.8	46.0	55.2
20	2014	65	2137	M	7.1	8.9	10.7	0.3	0.32	0.4	88.2	110.3	132.3
21	2012	66	3016	F	5.6	7.0	8.4	0.1	0.07	0.1	79.6	99.5	119.4
22	2012	57	1281		6.1	7.6	9.2	0.2	0.22	0.3	71.7	89.6	107.6

valeurs dépassant les normes fixées par le règlement UE/1259/2011

PHYTOPLANCTON DU LÉMAN

THE PHYTOPLANKTON OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2014

PAR

Frédéric RIMET

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

RÉSUMÉ

L'année 2014 est caractérisée par une biomasse hivernale et printanière dominée par des Diatomées centriques unicellulaires et filamenteuses, suivie d'une phase des eaux claires au mois de mai. Ensuite, la communauté algale change, les Diatomées disparaissent. Des Dinophycées indicatrices des épilimnions estivaux bien stratifiés des lacs eutrophes vont remplacer les Diatomées et dominer la biomasse jusqu'à la fin juillet. En août, une Diatomée pennée, caractéristique des milieux peux profonds, turbides et tolérante aux crues qui va dominer la biomasse. Sa présence est à relier aux fortes précipitations de l'été. Sa biomasse maximale atteinte fin août est équivalente aux biomasses atteintes lors des blooms de Mougeotia en 2001 et 2007. Il s'agit de la deuxième biomasse la plus élevée enregistrée pour une micro-algue depuis 1974. Cette espèce va voir sa biomasse diminuer rapidement en automne. Les Cyanobactéries et les Chlorophycées sont les classes les plus fréquente en début d'automne, puis elles sont remplacées en fin d'année (novembre-décembre) par d'autres Diatomées pennées, indicatrices de milieux stratifiés.

Pour l'évolution interannuelle sur la période 1974-2014, on observe que 2014 a une biomasse nettement plus élevée que les années précédentes. Il s'agit de la huitième biomasse la plus élevée de la chronique 1974-2014, elle est au dessus de la limite de 1000 µg/l (biomasse annuelle moyenne) fixée par la CIPEL dans son plan d'action 2011-2020. Ceci est à relier à la forte biomasse du mois d'août. Mais ceci ne remet pas en cause le statut trophique du lac qui reste mésotrophe à faiblement eutrophe selon l'indice de Brettum et moyen selon les critères européens de l'"Intercalibration lake type".

ABSTRACT

2014 was characterized by a biomass in winter and spring dominated by filamentous unicellular centric diatoms, followed by a phase of clear waters in May. Next, the algal community changes and the diatoms disappeared. Dinophyceae indicative of well stratified summerly epilimnions from eutrophic lakes replaced the diatoms and dominated the biomass until the end of July. In August a pinnate diatom, characteristic of shallow and turbid environments tolerant to flooding dominated the biomass. Its presence was linked to heavy precipitations in summer. Its maximum biomass reached by the end of August was equivalent to the biomasses reached during the 2001 and 2007 Mougeotia blooms. This is the second-highest biomass recorded for a micro algae since 1974. This species sees its biomass decrease rapidly in autumn. Cyanobacteria and Chlorophyceae are the most frequent classes in early autumn, before being replaced toward the end of the year (November-December) by other pennate diatoms, indicative of stratified environments.

Inter-annual dynamics of phytoplankton reveal that mean annual biomass in 2014 was considerably higher than in the previous years. This is the eight highest biomass in the 1974-2014 study period and exceeds the 1000 µg/l limit set by CIPEL in its 2011-2020 action plan. This elevated biomass can be conducted to the elevated biomass in the month of August. Yet this does not challenge the trophic state of the lake, which remains mesotrophic to slightly eutrophic according to the Brettum index and on average according to the European criteria of lake intercalibration types.

1. INTRODUCTION

Le compartiment phytoplanctonique a fait l'objet d'un suivi durant l'année 2014 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 de trophie de Brettum (1989), ont été calculés sur toute la série chronologique (1974-2014). 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 2014 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, juin, décembre et deux fois par mois pour les autres mois de l'année. Au final, 21 campagnes ont été menées en 2014.

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 Utermohl (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 2014

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

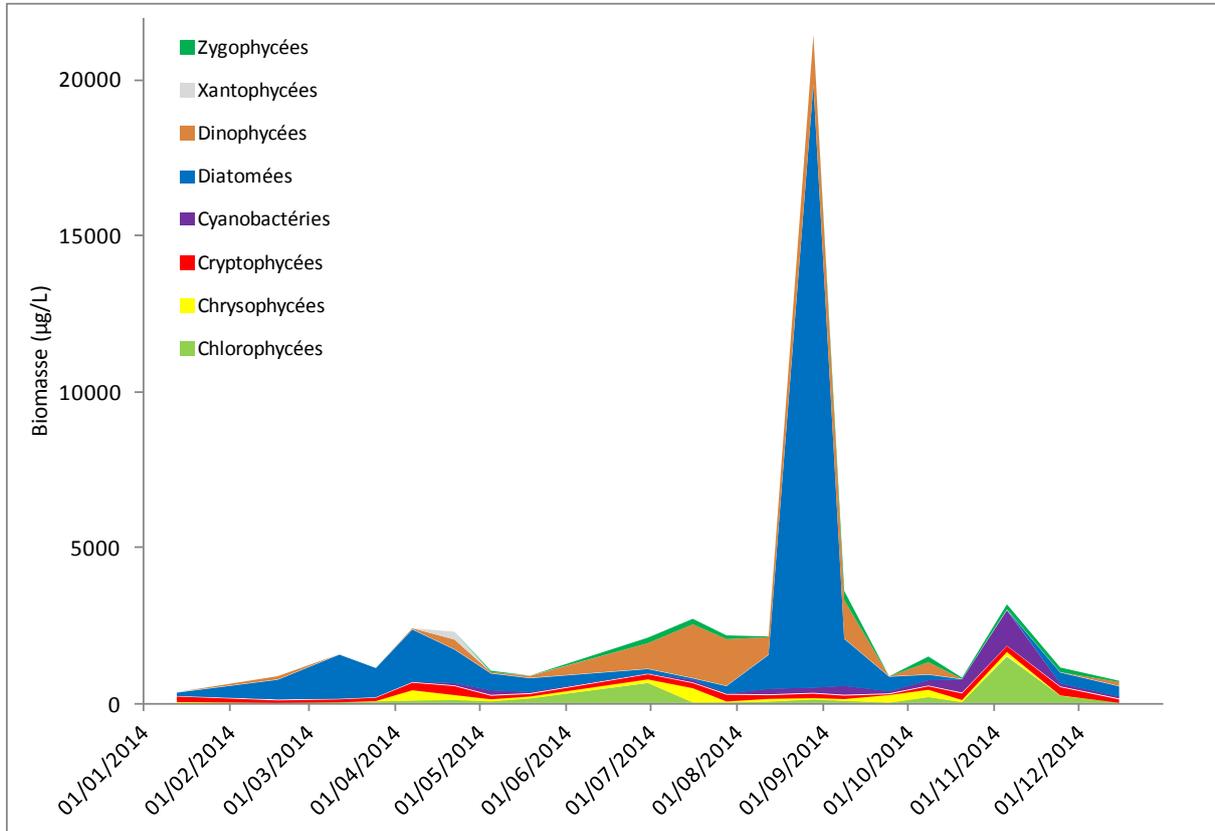


Figure 1 : Variations de la biomasse du phytoplancton par classe algale (sensus Bourrelly 1972, 1981, 1985) dans le Grand Lac (SHL 2) en 2014.

Figure 1 : Annual change in the biomass of phytoplankton groups (sensus Bourrelly, 1972, 1981, 1985) in Upper Lake Geneva during 2014.

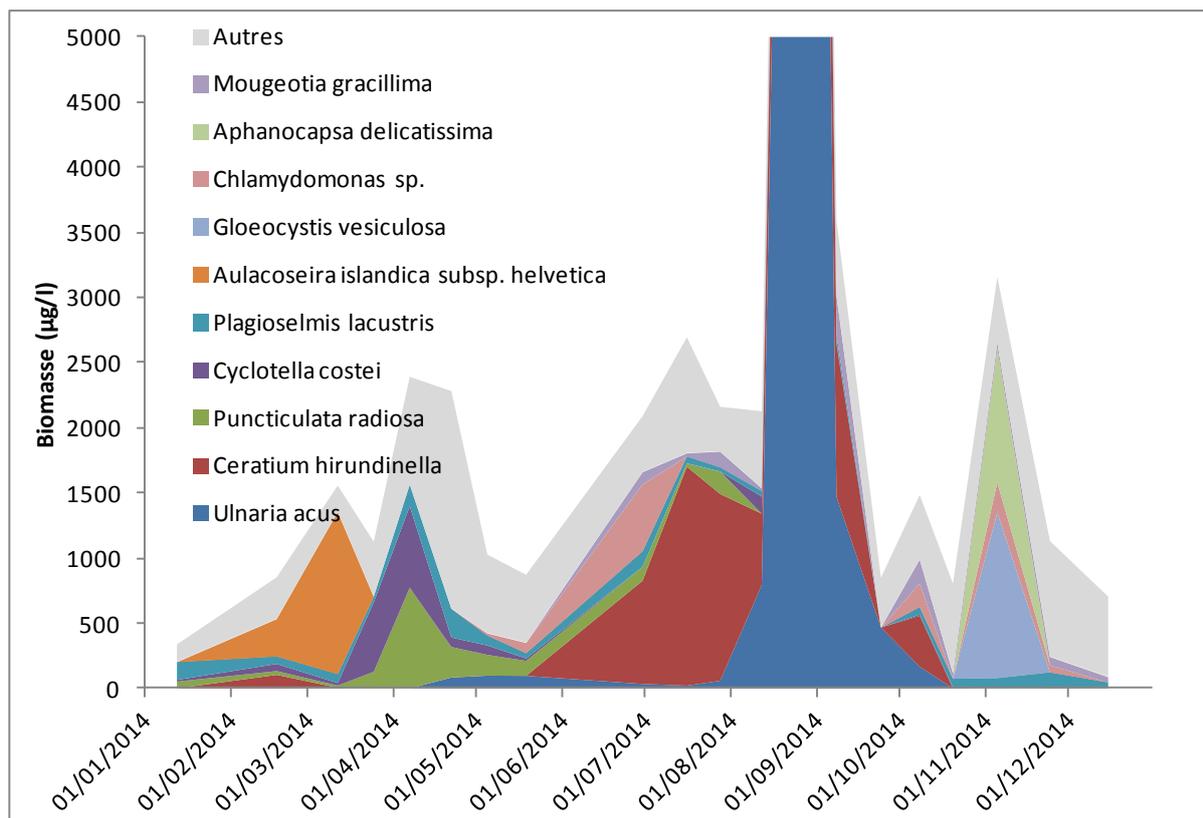


Figure 2 : Variations de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le Grand Lac (SHL 2) en 2014.

Figure 2 : Annual change in the biomass of the dominant phytoplankton taxa in Upper Lake Geneva during 2014

Pour le Grand Lac, plusieurs phases peuvent être distinguées au cours de l'année 2014 (figures 1 et 2) :

- une phase hivernale et printanière (13/01 au 19/05): cette phase est dominée par les Diatomées. Mais deux périodes peuvent se distinguer. Tout d'abord en début d'année (du 13/01 au 25/03), c'est une espèce de Diatomées, centrique filamenteuse qui domine la biomasse (*Aulacoseira islandica ssp. helvetica*). Ce taxon est indicateur de milieux mésotrophes et est sensible à la stratification de la masse d'eau (Padisak et al. 2009). Ensuite (du 7/04 au 19/05), ce sont des taxons unicellulaires (*Puncticulata*, *Cyclotella*) qui vont dominer la biomasse, ils préfèrent les milieux brassés et tolèrent mal la raréfaction en nutriments (Reynolds et al. 2002).
- une phase des eaux claires (05/05 au 19/05) : pendant cette période, la biomasse est faible et est dominée par des Diatomées centriques.
- une phase estivale (30/06 au 24/09) : après la phase des eaux claires, la composition phytoplanctonique change. Les Diatomées disparaissent et Elles sont remplacées dans un premier temps (30/06 au 28/07) par des Dinophycées (*Ceratium hirundinella*) qui dominent la biomasse avec des Chlorophycées (*Chlamydomonas sp.*). *Ceratium hirundinella* est un taxon indicateur d'épilimnion bien stratifié de lacs eutrophes en été (Reynolds et al. 2002). *Ceratium hirundinella* présente des biomasses importantes pendant tout l'été. A partir du 12/08, c'est une Diatomée pennée qui va dominer le phytoplancton, *Ulnaria acus*. Elle va même présenter une biomasse très importante le 28/08 (19367 µg/l), équivalentes aux biomasses des blooms de *Mougeotia* que l'on a rencontré dans les années 2007 et 2001 : il s'agit de la 2e biomasse la plus importante relevée pour une espèce micro-algale sur toute la chronique depuis 1974. Cette espèce est considérée comme indicatrice de milieux de faibles profondeurs, d'eaux turbides et enrichies en nutriments (notamment des rivières) et tolère les crues (Reynolds et al. 2002). Ceci est à mettre en relation avec les fortes pluies du mois de juillet qui ont entraîné de fortes crues se déversant dans le lac. Sa biomasse redevient faible à la fin de l'été.

- une phase automnale et hivernale (8/10 au 15/12) : ce sont d'abord les Chlorophycées (*Chlamydomonas* sp., *Stichococcus bacillaris*) et les cyanobactéries (*Aphanocapsa delicatissima*, *Gloeocystis vesiculosa*) qui vont dominer la biomasse phytoplanctonique (jusqu'au 5/11). Puis à partir du 24/11, les Diatomées dominent à nouveau la biomasse ; il s'agit de Diatomées pennées (*Fragilaria crotonensis*, *Tabellaria flocculosa*) caractéristiques de milieux stratifiés et vivant dans les épilimions méso à eutrophes (Reynolds et al. 2002). La présence de ces taxons est reliée aux températures jusqu'en décembre 2014.

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 2014.

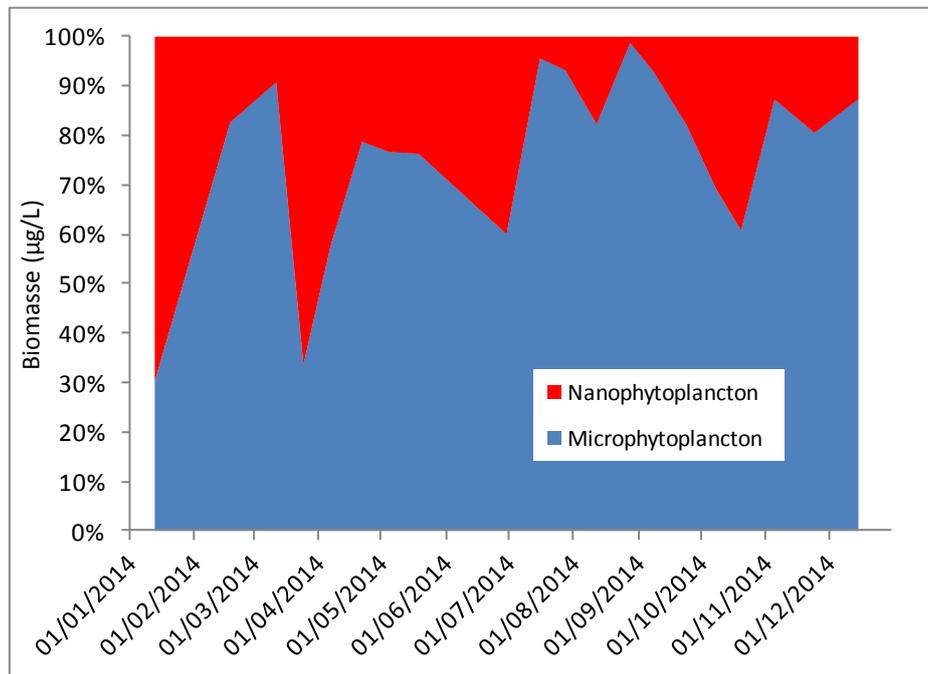


Figure 3 : Variations de la biomasse par classes de taille dans le Grand Lac (SHL 2) en 2014.

Figure 3 : Changes in biomass per size class in the Lake Geneva (SHL 2) in 2014.

Pour l'année 2014, on observe une augmentation progressive tout au long de l'année de la proportion représentée par la biomasse du micro-phytoplancton. C'est seulement le 15/01 et le 25/03 que le nanophytoplancton domine le phytoplancton.

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.

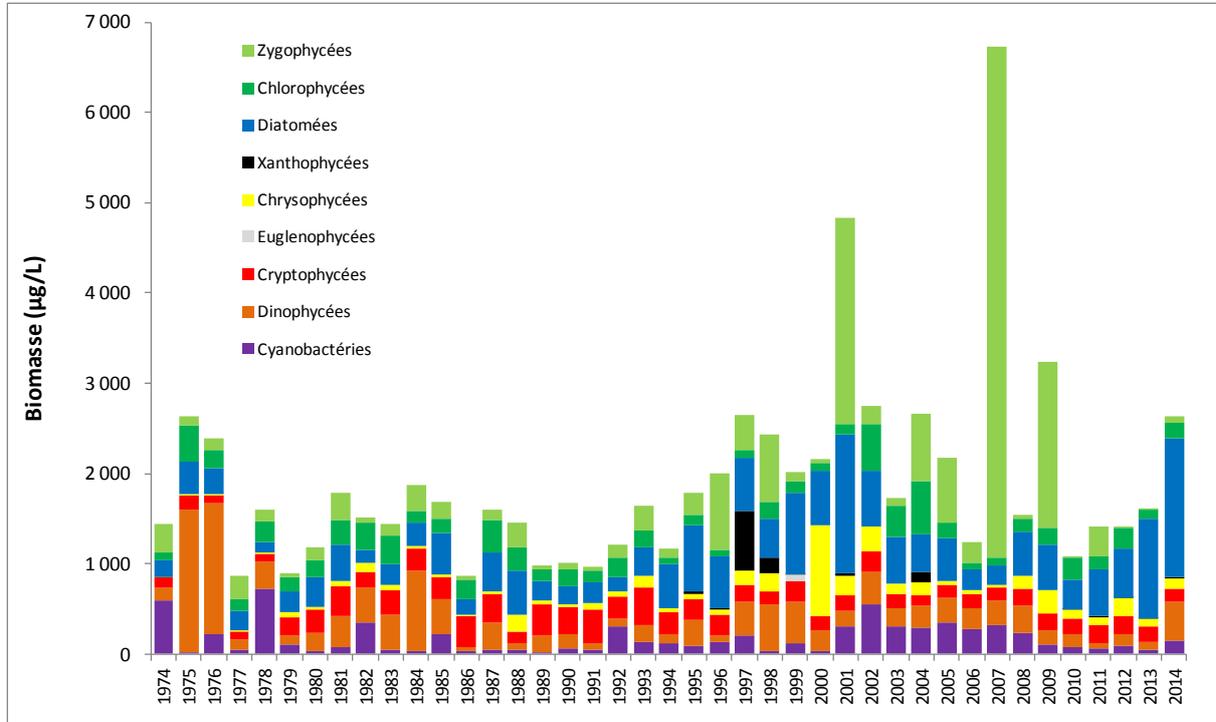


Figure 4 : Evolution interannuelle des principales classes algales (biomasse annuelle moyenne) dans le Grand Lac.

Figure 4 : Inter-annual change in annual mean biomass of phytoplankton groups in Upper Lake Geneva

Pour le Grand Lac, l'année 2014 présente des biomasses nettement supérieures à celles des 4 années précédentes. Cette biomasse plus élevée est à relier à la forte biomasse de *Ulnaria acus* au mois d'août. La biomasse de l'année 2014 est la 8ème biomasse de la chronique 1974-2014 (les autres années étant par ordre décroissant : 2007, 2001, 2009, 2002, 2004, 1997, 1975).

Par contre les proportions des différentes classes algales sont similaires depuis 2010, les Diatomées restant la classe majoritaire.

Note : La CIPEL a fixé à 1000 µg/l la biomasse annuelle moyenne à ne pas dépasser pour le Léman.

3.2.B Evolution de la diversité

Un indice de diversité annuelle a été calculé sur la chronique 1974-2014. 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 2014 est donnée sur la figure 5.

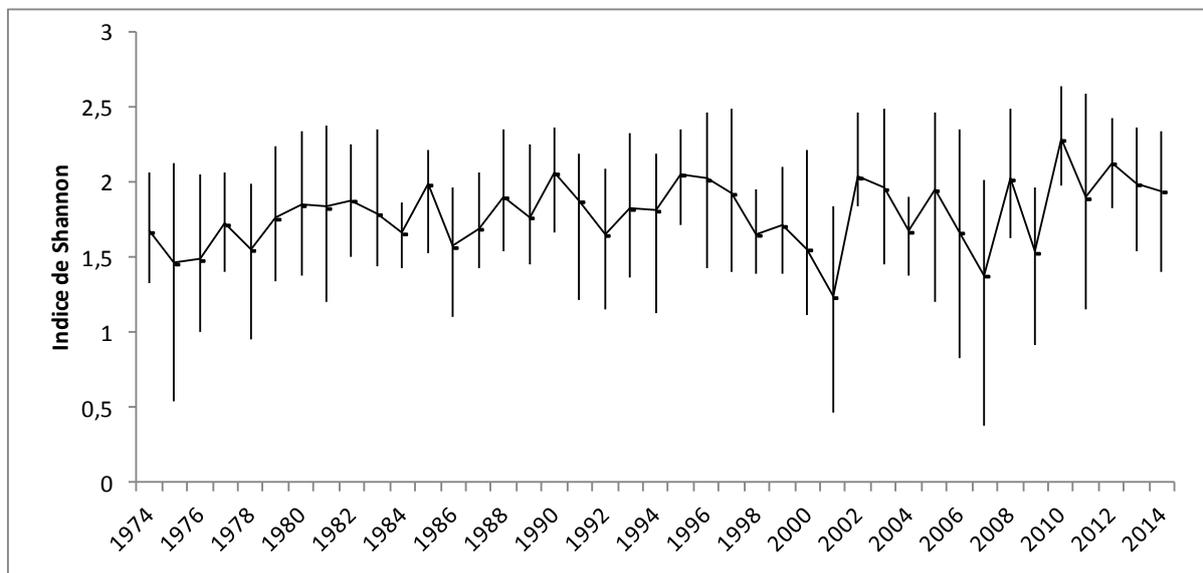


Figure 5 : Evolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon. La ligne représente l'évolution de la moyenne, les extrémités de la barre verticale 10e et 90e centile.

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, sauf les dernières années (2010-2014), où l'indice semble augmenter.

Par contre, dans les années récentes (2001, 2007 et 2009), on observe des diversités faibles : ceci correspond aux blooms de *Mougeotia gracillima* qui dominait fortement le peuplement.

3.2.C. Evolution de l'indice de qualité 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 qualité écologiques sont reprises de l'exercice d'intercalibration européen de Wolfram *et al.* (2007).

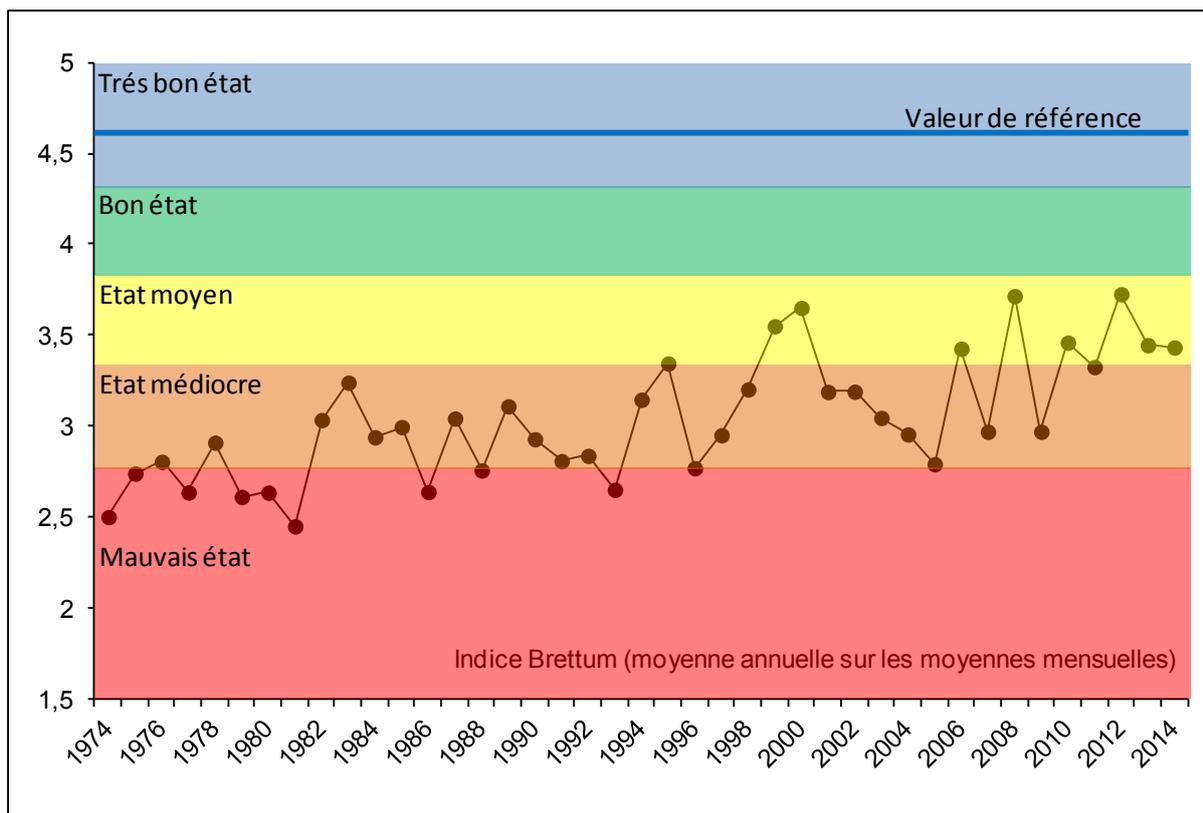


Figure 6 : Evolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum (1989) dans le Grand Lac. Les valeurs des limites de classes de qualité écologique correspondent aux lacs du type L-AL-3 (Large alpine lakes) selon l'intercalibration lake type (Wolfram et al. 2007).

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).

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.

La valeur de 2014 est de 3.43 ce qui place le lac dans un état de qualité écologique moyen. Cette valeur pour l'année 2014 est similaire à celle de 2013. Ces deux dernières valeurs sont légèrement plus faible que celle de 2012 mais ne remettent pas en cause l'augmentation générale de l'indice depuis plusieurs dizaines d'années.

Note : La CIPEL a fixé à 4 l'objectif à atteindre pour le Léman.

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).

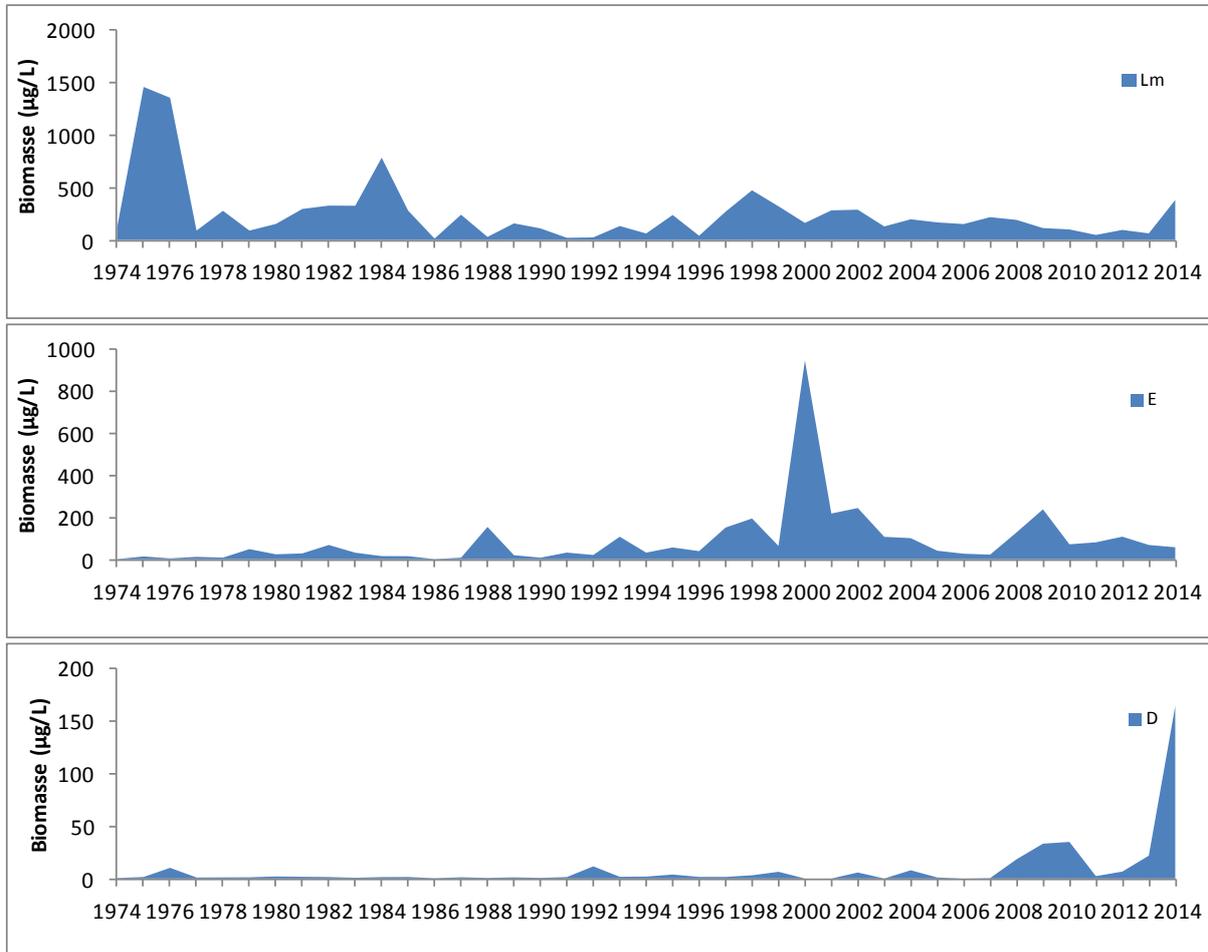


Figure 7 : Evolution de la dynamique interannuelle des groupes fonctionnels Lm,E et D de Reynolds et al. (2002).

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 2014 (figure 7). L'année 2014 présente une biomasse plus importante de ces taxons (*Peridinium*, *Ceratium*) probablement due à une stratification importante de la masse d'eau pendant une longue période cette année. 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*) des milieux turbides/faible profondeur, et qui indiquent également des événements de crues selon Reynolds et al. (2002). Ceci est à relier aux fortes pluies qui provoquent des crues dans les rivières qui se déversent dans le lac, et qui par voie de conséquence favorisent ce type de groupe fonctionnel dans le lac.

4. CONCLUSIONS

La dynamique annuelle de l'année 2014 est caractérisée par une biomasse hivernale et printanière dominée par des Diatomées centriques unicellulaires et filamenteuses. La phase des eaux claires se situe entre le 5 et le 19/05. Après cette phase la communauté phytoplanctonique change. Les Diatomées disparaissent et la biomasse va être dominée à la fin juin et au mois de juillet par des Chlorophycées et Dinophycées. Ces dernières sont caractéristiques des épilimnions estivaux eutrophes bien stratifiés. Ensuite, une Diatomée pennée (*Ulnaria acus*) se développe au mois d'août et présente des biomasses équivalentes à celles des blooms de *Mougeotia* des années 2001 et 2007. C'est une espèce caractéristique des milieux de faibles profondeurs, des eaux turbides et qui tolère les crues. La présence de ce taxon est à relier aux fortes précipitations estivales qui ont provoqué des crues dans les rivières qui arrivent dans le Léman, ceci a donc favorisé leur développement. La biomasse de cette espèce diminue en début d'automne. En automne, ce sont les cyanobactéries et les Chlorophycées qui dominent le peuplement. En fin d'année, les Diatomées redeviennent dominantes avec des espèces pennées caractéristiques de milieux stratifiés (*Fragilaria crotonensis*, *Tabellaria flocculosa*).

La dynamique interannuelle du phytoplancton montre que la biomasse de 2014 est nettement plus élevée que les années précédentes. Il s'agit de la huitième biomasse la plus élevée de la chronique 1974-2014. Cette biomasse élevée est à relier à la forte biomasse de *Ulnaria acus* du mois d'août, espèce indicatrice de milieux turbides et de faibles profondeurs. Cependant, ces observations ne remettent pas en cause l'évolution générale du niveau trophique du lac ; l'indice de Brettum qui évalue le niveau trophique du lac continue à placer le lac dans un état mésotrophe à faiblement eutrophe ou état moyen selon l'"Intercalibration lake type" de Wolfram *et al.* (2007).

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, DECO470, 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.
- Padisak J., Crossetti L.O. & Naselli-Flores L., 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621: 1-19.
- Pelletier, J. P. & Orand, A., 1978a. Appareil de prélèvement d'un échantillon dans un fluide. Brevet d'invention 76.08579.
- Pelletier, J. P. & Orand, A., 1978b. Bouteille à prélèvement intégré - Mode d'emploi. INRA Thonon, France: 9 pp.
- Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L. & Melo, S. 2002. Toward a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.* 24: 417-428.
- Russel-Hunter, 1970, *Aquatic productivity*, New-York.
- Schelske and E. F. Stoermer, 1971, Eutrophication, silica depletion, and predicted changes in algal quality in Lake Michigan. *Science* 173 : 423-424.
- Utermohl, H., 1958. Zür Vervollkommung der quantitative Phytoplankton Methodik. *Mitt. Internat. Ver. Theor. Anqew. Limnol.* 9: 1-38.
- Weaver, W. & Shannon, C. E., 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. Urbana, Illinois University of Illinois Press.
- Wolfram, G., Dokulil, M., Pall, K. , Reichmann, M., Schulz, L., Argillier, C., de Bortoli, J., Martinez, J. P., Rioury, C., Hoehn, E., Riedmuller, U., Schaumburg, J., Stelzer, D., Buzzi, F., Dalmiglio, A., Morabito, G., Marchetto, A., Remec-Rekar, S. & Urbanic, G., 2007. Intercalibration Exercise, Technical Report + Annexes, Alpine GIG (Lakes). Vienna - Ispra.

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

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

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

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

Table I: continued

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
G	Short, nutrient-rich water columns	<i>Eudorina</i> <i>Volvox</i>	high light	nutrient deficiency
J	shallow, enriched lakes ponds and rivers	<i>Pediastrum</i> , <i>Coelastrum</i> <i>Scenedesmus</i> <i>Golenkinia</i>		settling into low light
K	short, nutrient-rich columns	<i>Aphanothece</i> <i>Aphanocapsa</i>		deep mixing
H1	dinitrogen-fixing Nostocaleans	<i>Anabaena flos-aquae</i> <i>Aphanizomenon</i>	low nitrogen low carbon,	mixing, poor light, low phosphorus
H2	dinitrogen-fixing Nostocaleans of larger mesotrophic lakes	<i>Anabaena lemmermanni</i> <i>Gloeotrichia echinulata</i>	low nitrogen	mixing, poor light,
U	summer epilimnia	<i>Uroglena</i>	low nutrients	CO ₂ deficiency
L ₀	summer epilimnia in mesotrophic lakes	<i>Peridinium</i> <i>Woronichinia</i> <i>Merismopedia</i>	segregated nutrients	prolonged or deep mixing
L _M	summer epilimnia in eutrophic lakes	<i>Ceratium</i> <i>Microcystis</i>	very low C,	mixing, poor stratification light
M	dielly mixed layers of small eutrophic, low latitude lakes	<i>Microcystis</i> <i>Sphaerocavum</i>	high insolation	flushing, low total light
R	metalimnia of mesotrophic stratified lakes	<i>P. rubescens</i> <i>P. mougeotii</i>	low light, strong segregation	instability
V	metalimnia of eutrophic stratified lakes	<i>Chromatium</i> , <i>Chlorobium</i>	very low light, strong segregation	instability
W1	small organic ponds	Euglenoids, <i>Synura</i> <i>Gonium</i>	high BOD	grazing
W2	shallow mesotrophic lakes	bottom-dwelling <i>Trachelomonas</i>	?	?
Q	small humic lakes	<i>Gonyostomum</i>	high colour	?

PRODUCTION PRIMAIRE ET BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE DANS LE LÉMAN

PRIMARY PRODUCTION AND CHLOROPHYLL A BIOMASS IN LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2014

PAR

Marie-Elodie PERGA, Brigitte LEBERRE et Pascal PEYNEY

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

RÉSUMÉ

Au cours de l'année 2014, 21 campagnes de prélèvement ont été effectuées à la station SHL2 du Léman afin d'évaluer l'évolution temporelle et verticale de la biomasse chlorophyllienne. La dynamique saisonnière de la biomasse chlorophyllienne en 2014 montre un redémarrage très précoce de la croissance algale, dès le mois de février. La distribution verticale atteste d'une mise en place d'une stratification des eaux de surface dès le mois de mars, avec toutefois des instabilités jusqu'en juin. La phase des eaux claires a été peu marquée et particulièrement transitoire en 2014, et ce probablement en conséquence de la succession d'un hiver et printemps très doux avec un été froid et pluvieux. Un pic estival de biomasse, distribué uniformément dans un épilimnion bien brassé a été observé fin août, tandis que la répartition verticale de la chlorophylle en automne atteste d'un maintien tardif de la stratification en 2014. Les données de production primaire ne sont pas présentées pour 2014 puisque leur qualité ne peut être garantie.

Les concentrations moyennes annuelles de chlorophylle en 2014 sont comparables à celles observées depuis 2008, à des valeurs cohérentes avec celles attendues pour un lac mésotrophe à oligo-mésotrophe comme le Léman. On observe toutefois une augmentation de la biomasse chlorophyllienne hivernale entre 1986 et 2014 qui pourrait être au moins partiellement due au réchauffement des eaux de surface en hiver.

ABSTRACT

In 2014, 21 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. Chlorophyll seasonal dynamics revealed an early start of phytoplankton production, as soon as February in 2014. Chlorophyll vertical distribution highlights that stratification started in early March but remained unstable until June. The clearwater phase was transient and poorly marked in 2014 and this could be related to the peculiar meteorological conditions of 2014, with a warm winter and spring followed by a particularly cool and wet summer. A late summer peak of algal biomass occurred and was uniformly distributed in the well-mixed epilimnion while the vertical distribution of chlorophyll in fall reveals a late stratification of waters in 2014.

Annual mean chlorophyll concentrations of 2014 are comparable to those measured since 2008, and at the upper bound of the range of values expected for an oligo-mesotrophic lake. Winter minimal chlorophyll concentrations have yet significantly increased over the 1986-2014 time period, and this trend is partially correlated to the warming of surface waters in winter.

1. INTRODUCTION

Le protocole de mesures de la production primaire à partir de l'incorporation de ^{14}C a été abandonné fin 2013, pour des raisons de sécurité environnementale et sanitaire. Le passage à la méthode d'incorporation de ^{13}C a posé en 2014 un certain nombre de problèmes méthodologiques qui n'ont pu être résolus qu'en fin d'année. La qualité des mesures de production primaire réalisée en 2014 ne peut être garantie. Ce rapport ne présente donc que les résultats relatifs à la biomasse phytoplanctonique (estimée au travers des concentrations en chlorophylle a), avec une première partie portant sur les variations verticales et saisonnières de l'année 2014, et un second volet présentant l'évolution de ce paramètre au cours des 28 années précédentes (1986-2014).

2. MÉTHODES

L'échantillonnage a été réalisé au cours de 21 campagnes entre le 13 janvier et le 15 décembre 2014 aux profondeurs habituelles (0, 1, 2, 3.5, 5, 7.5, 10, 15, 20, 30 m). Les méthodes de mesures mises en œuvre sont les mêmes que celles utilisées lors des années précédentes, avec toutefois une transition dans les méthodes de calculs des concentrations en Chlorophylle a (ici notée Chl a) à partir de 2013. La transparence de l'eau a été mesurée à l'aide d'un disque blanc de 30 cm de diamètre. 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 (NF T90-117 AFNOR 1999). Le taux de dégradation étant en moyenne <3%, les deux mesures de la concentration en Chl a (Chl A et Chl a) sont intimement corrélées ($R^2 > 97\%$). Les deux mesures seront donc présentées pour le suivi de l'année 2014, tandis que l'évolution des biomasses chlorophylliennes sera quantifiée à partir des valeurs moyennes de Chl A sur les eaux de surface (0-20m).

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 DYNAMIQUE SAISONNIERE

Tableau 1 : Principaux paramètres de la biomasse chlorophyllienne en 2014 (Concentrations brutes Chl A et corrigées Chl a). Concentrations maximales volumiques, concentrations surfaciques moyennes dans la zone de production (0-20 m) et transparence des eaux pour chaque date de prélèvement.

Table 1 : Main parameters of phytoplankton biomass in Lake Geneva in 2014 (chlorophyll concentrations : Chl A ; Raw values and Chl a ; values corrected for degradation). Maximum and average concentrations in the productive surface layer (0-20 m) et water transparency at each sampling date.

Date	Max Chl A (mg.m-3)	Max Chl a (mg.m-3)	CHL A	CHL a	Transparence des Eaux (m)
			moyenne sur 0-20 m (mg.m-2)	moyenne sur 0-20 m (mg.m-2)	
13/01/14	2,8	2,8	48,4	48,1	12,2
18/02/14	2,5	2,3	47,9	44,7	9,7
12/03/14	5,4	5,3	89,3	85,0	6,7
25/03/14	5,6	5,4	94,0	87,1	4,7
07/04/14	4,8	4,9	77,8	77,1	6,2
22/04/14	5,2	5,4	78,8	78,9	6,1
05/05/14	3,6	3,4	64,4	60,5	5,8
19/05/14	3,3	3,2	55,9	55,6	8,6
02/06/14	12,2	11,7	102,5	98,3	5,7
30/06/14	5,7	5,3	77,1	71,8	8,8
16/07/14	3,7	3,8	63,6	62,2	7,2
28/07/14	6,0	6,1	94,4	96,4	5,9
12/08/14	7,6	7,6	131,2	130,5	4,4
28/08/14	11,4	11,2	204,8	199,4	2,4
08/09/14	12,8	12,4	138,3	133,6	4,2
24/09/14	5,2	4,9	92,4	86,6	5,3
08/10/14	8,1	7,9	80,2	78,1	7,2
20/10/14	2,5	2,4	40,0	38,4	9,2
05/11/14	3,5	3,3	61,4	58,6	7,4
24/11/14	4,9	4,9	66,2	66,1	9,3
15/12/14	2,8	2,5	54,0	47,9	11,4

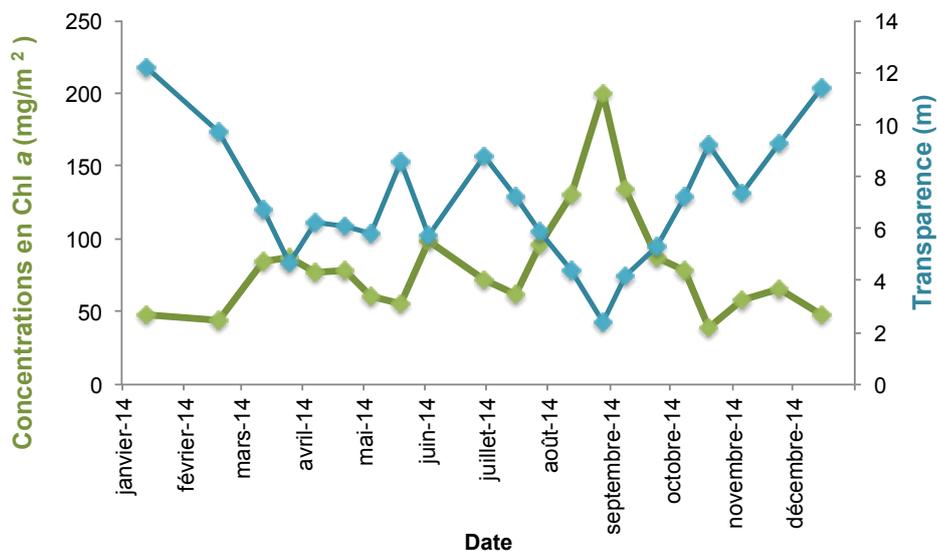


Figure 1 : Variations saisonnières de la concentration surfacique en Chl a dans les eaux de surface (0-20m) et relations avec la transparence des eaux du Léman en 2014.

Figure 1 : Seasonal dynamics of Chl a concentrations in Lake Geneva surface waters (0-20m) in 2014 and relationships to water transparency.

Si la transparence est forte et la biomasse chlorophyllienne faible en janvier, la diminution rapide de la transparence et l'augmentation des concentrations en Chl *a* dès le début de mars attestent d'une reprise précoce de la production primaire en 2014. Les biomasses chlorophylliennes stagnent à des concentrations moyennes, proches de 75 mg.m⁻² jusqu'à fin avril (tableau1 ; figure 1). Un minimum transitoire, correspondant à un pic de transparence des eaux, a lieu en mai, et coïncide avec une transition des peuplements diatomiques printaniers (*Aulacoseira* puis diatomées unicellulaires) aux peuplements estivaux (Dinophycées dominées par *Ceratium hirundinella*; RIMET, 2015). Cette transition correspond à la phase des eaux claires, globalement peu marquée en 2014 (PERGA, 2015). La biomasse chlorophyllienne est élevée au cours de l'été 2014 (>100 mg.m⁻²), avec notamment un pic de concentration fin août proches de 200 mg.m⁻², qui correspond à une efflorescence de la diatomée *Ulnaria acus*. En fin d'été, biomasse et transparence retrouvent des valeurs plus typiquement hivernales.

3.2 REPARTITION VERTICALE

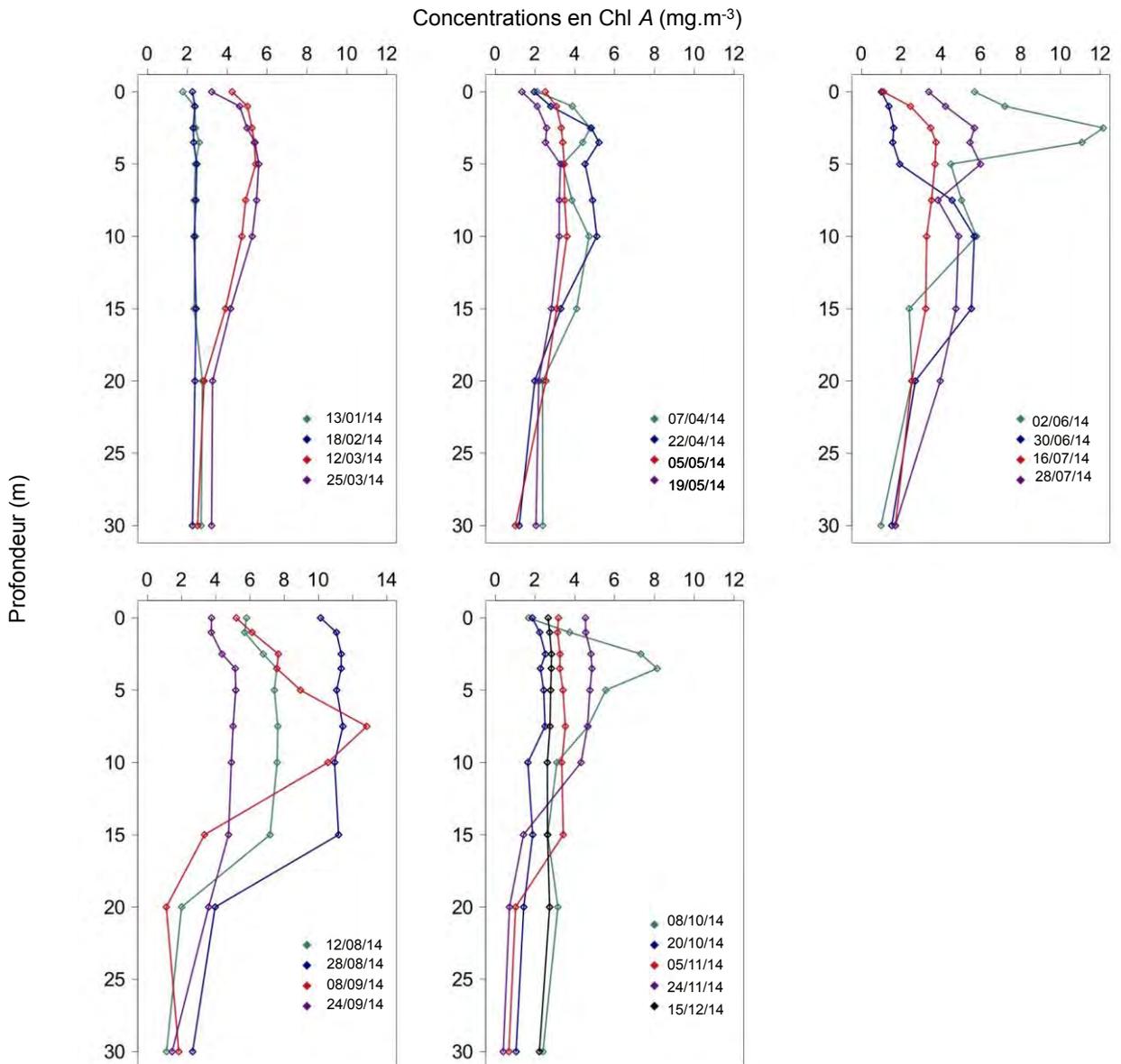


Figure 2 : Profils verticaux de la biomasse chlorophyllienne (Chl A) au point SHL2 en 2014.

Figure 2 : Vertical profiles of Chlorophyll A concentrations at the SHL 2 sampling point in Lake Geneva in 2014.

L'analyse des profils verticaux permet de mieux relier la dynamique de croissance chlorophyllienne avec le développement de la stratification des eaux (figure 2). La première phase de la reprise planctonique, en mars, montre une distribution quasi-uniforme de la chlorophylle a sur les 10 premiers mètres et atteste de l'absence de la mise en place de stratification stable. Par contre, la répartition du mois d'avril, avec deux pics relatifs de la chlorophylle dans les 10 premiers mètres suggère le début d'une stratification thermique, déstabilisée au mois de mai. Le pic de biomasse en juin est net et très proche de la surface, marquant le début de la stratification estivale. Hormis pour le 30 juin, pour lequel la biomasse chlorophyllienne de surface est faible, à la suite probablement du broutage lors de la phase des eaux claires, l'été marque l'approfondissement de la thermocline et la répartition de la biomasse chlorophyllienne uniformément dans la couche brassée de surface jusqu'en septembre. L'automne 2014 ayant été particulièrement doux et ensoleillé, la reprise automnale a conduit à un pic de biomasse chlorophyllienne proche de la surface, dans un lac dont la stratification a été maintenue jusque fin octobre. Le profil de Chl *a* ne s'enfonce qu'à partir de novembre. Les profils hivernaux attestent de la déstratification progressive de la surface.

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

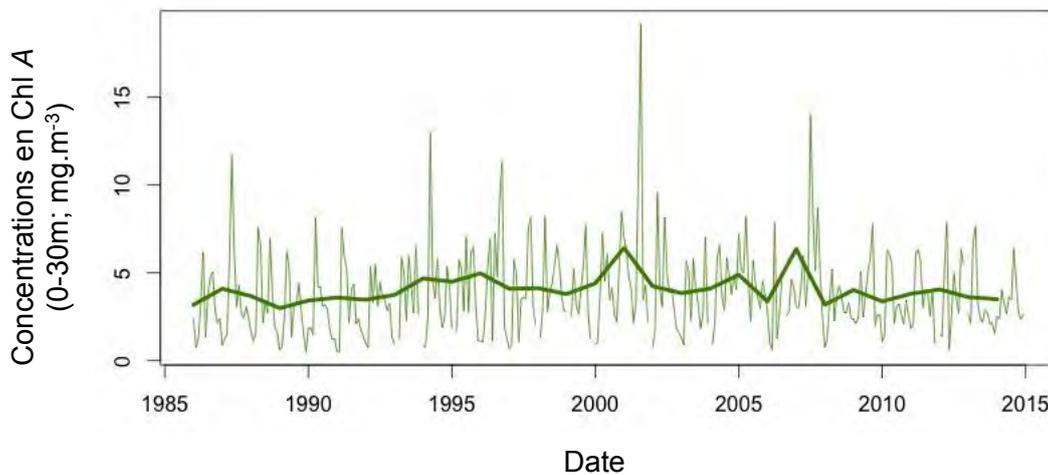


Figure 3 : Evolution mensuelle (trait fin) et inter-annuelle (trait épais) de la biomasse chlorophyllienne (Chl A AFNOR) intégrée dans la zone 0-30 m au point SHL2 entre 1986 et 2014.

Figure 3 : Monthly (thin line) and annual (thick line) chlorophyll concentrations in the 0-30 m deep surface layer at SHL2 point of Lake Geneva between 1986 and 2014.

La concentration moyenne annuelle de l'année 2014 (3,5 mg.m⁻³) est légèrement inférieure à la valeur médiane de la série 1986-2014 (3,8 mg.m⁻³), et est similaire aux valeurs moyennes mesurées depuis 2008. Ces concentrations en Chlorophylle A sont cohérentes avec les valeurs attendues pour un lac en limite d'oligo-mésotrophie à mésotrophie, et donc avec les concentrations observées en phosphore, ainsi qu'avec la transparence moyenne annuelle des eaux.

Par contre, la tendance temporelle observée depuis 1986 (figure 3) confirme une augmentation de la concentration moyenne en Chl A sur la série (Seasonal Mann Kendall test, tau = 0.0992, 2-sided pvalue =0,010), avec notamment un seuil franchi (>5 mg.m⁻³) au milieu des années 1990, et ce en dépit d'une réduction drastique des concentrations moyennes en phosphore total. Le rôle des facteurs climatiques et trophiques sur les tendances printanières et estivales a été mis en évidence (Anneville et al, 2000, Tadonlélé et al, 2009). Les valeurs mensuelles maximales mesurées ne montrent pas de tendance claire sur la série ; cette tendance ne résulte pas directement d'une intensification des épisodes d'efflorescences estivales. Par contre, on observe une augmentation significative des valeurs minimales saisonnières (MannKendall's tau = 0,307, 2-sided pvalue =0,02), suggérant une augmentation de la biomasse algale hivernale au cours des 30 dernières années. La corrélation partielle entre les minima annuels (qui correspondent toujours aux valeurs hivernales) en chlorophylle et les températures de surface en hiver (R=0,54) suggère que des hivers doux favorisent la croissance algale mêmes pendant cette saison souvent considérée comme non productive (figure 4).

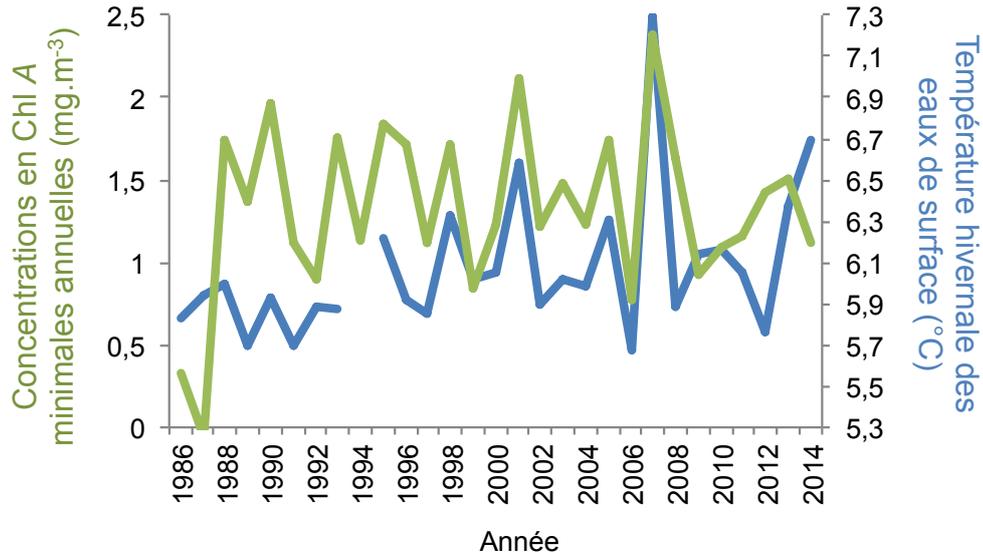


Figure 4. Relations entre minima annuels de la biomasse chlorophyllienne (concentrations en Chl A sur 0-30m) et la température hivernale des eaux de surface du Léman entre 1986-2014.

Figure 4. Relationships between Chl A minima and surface water temperatures in winter in Lake Geneva from 1986-2014

BIBLIOGRAPHIE

- ANNEVILLE O, GINOT V, DRUART JC, ANGELI, N. 2002. Long-term study (1974-1998) of seasonal changes in the phytoplankton in Lake Geneva: a multi-table approach. *J. Plankton Res.* **24**: 993-1007.
- PERGA ME, LAINE L. 2015. Le zooplancton du Léman, Suivi 2014. CIPEL
- RIMET F. 2015. Le phytoplancton du Léman, Suivi 2014. 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 2014

PAR

Leslie LAINE et Marie-Elodie PERGA

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

RÉSUMÉ

Alors que la dynamique saisonnière du zooplancton crustacéen du Léman reproduit régulièrement le même schéma depuis 40 ans, la succession de l'hiver et du printemps exceptionnellement doux et de l'été 2014 particulièrement froid et humide a eu des répercussions claires sur les profils de successions. Les amplitudes climatiques saisonnières ont été limitées et, en conséquence, la dynamique saisonnière du zooplancton bien moins marquée. On n'observe pas clairement en 2014 l'explosion des abondances zooplanctoniques qui marque traditionnellement les phases des eaux claires, ni de phase estivale pendant laquelle les effectifs zooplanctoniques sont maintenus faibles par le manque de ressources algales et la prédation. Tout comme la mise en place de la stratification et le redémarrage de la production primaire, dès le mois de février, la reprise de croissance du zooplancton a été très précoce, mais l'instabilité de la stratification au printemps a favorisé une dynamique progressive plutôt qu'explosive. Les effectifs totaux printaniers ont été toutefois relativement modestes et le broutage zooplanctonique n'a pas suffi à réguler la biomasse phytoplanctonique suffisamment pour restaurer la transparence des eaux. En conséquence, la phase des eaux claires a été très limitée et transitoire. La biomasse algale est aussi restée importante pendant tout l'été, et les biovolumes zooplanctoniques stables. L'automne doux a aussi vu un certain maintien des effectifs zooplanctoniques.

SUMMARY

So far, the seasonal dynamics of crustacean zooplankton in Lake Geneva has been fairly reproducible over the last 40 years. Yet, the climatic amplitudes have been rather low in 2014, with a warm winter and spring followed by a cold summer, and zooplankton seasonal dynamics have been smoothed accordingly. In contrast to classical models of zooplankton dynamics for mesotrophic lakes, zooplankton in 2014 did not show any obvious zooplankton spring outbreak, denoting the Clearwater phase, nor typical low abundances in summer due to predation and scarcity of food resources. Instead, zooplankton growth has restarted very early in winter, promoted by a rather early but likely unstable stratification, and consequent increase in primary production. Zooplankton spring biovolumes remained yet low, and zooplankton grazing was probably not strong enough to really deplete spring phytoplankton biomass and trigger an obvious Clearwater phase. Phytoplankton biomass was maintained at high values during the whole summer, and subsequent zooplankton stocks had remained relatively constant until late fall.

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 2014, 21 campagnes de prélèvements ont été réalisées et chaque prélèvement a pu faire l'objet de comptage puisque le problème de trop fortes abondances d'algues filamenteuses n'a pas été rencontré cette année.

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 2014 ainsi que (iv) des tendances inter-annuelles observées sur la communauté crustacéenne du Léman.

2. MÉTHODOLOGIE

L'échantillonnage, d'abord mensuel puis bi-mensuel à partir du mois de mars, s'effectue à la station SHL2, située au milieu du lac 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. 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 :

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

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

3. RÉSULTATS

3.1 BIOVOLUME SÉDIMENTÉ

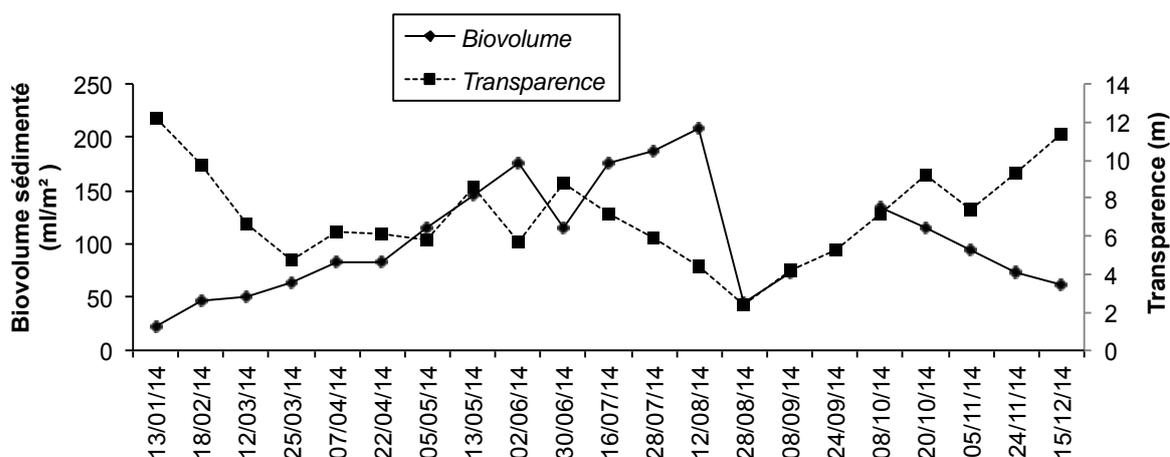


Figure 1 : Evolution saisonnière comparée des biovolumes de zooplancton sédimenté et de la transparence des eaux 2014 (Léman, SHL2)

Figure 1 : Compared seasonal changes in sedimented zooplankton biovolumes and water transparency in 2014 (Lake Geneva, SHL2)

La comparaison des biovolumes de zooplancton avec la transparence des eaux en 2014 reflète l'atypicité de la dynamique planctonique en 2014 (figure 1). La diminution rapide de la transparence, dès le mois de février, accompagnée de l'augmentation des biovolumes zooplanctoniques, atteste du redémarrage très précoce des croissances planctoniques. La croissance continue des biovolumes tout au long du printemps ne correspond pas au modèle classiquement observé d'un pic printanier d'abondance zooplanctonique marquant la phase des eaux claires, suivi de faibles biovolumes estivaux. En 2014, les conditions climatiques exceptionnelles, avec un hiver et un printemps particulièrement doux, ont permis une stratification précoce des eaux, mais probablement instable au début. Avec l'installation de la stratification, les dynamiques planctoniques ont repris de façon assez continue, sans phase de croissance explosive du zooplancton. L'été froid et pluvieux qui a suivi a probablement limité l'appauvrissement de l'épilimnion en nutriments, maintenant ainsi une biomasse phytoplanctonique relativement importante. La phase des eaux claires a été très transitoire car incluse dans deux épisodes climatiques atypiques qui empêchent une détection très précise (entre le 13 mai et le 2 juin 2014).

3.2 COMPOSITION SPÉCIFIQUE DE LA BIOCÉNOSE CRUSTACÉENNE

Le zooplancton crustacéen est, chaque année, largement dominé par les copépodes, qui en 2014 représente 80,5% 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, *Eudiaptomus gracilis* (figure 2), sont plus abondants avec une contribution de 52% de l'abondance crustacéenne totale en 2014. Les cyclopoïdes, représentés par *Cyclops prealpinus*, *C. vicinus* et leurs stades naupliens (figure 3), ainsi que les branchiopodes Cladocères (très largement dominés par les espèces du complexe *Daphnia longispina*) représentent des proportions relativement équivalentes des effectifs totaux (27% et 21% respectivement)(figure 4a).

3.3 DYNAMIQUE SAISONNIÈRE DU ZOOPLANCTON EN 2014

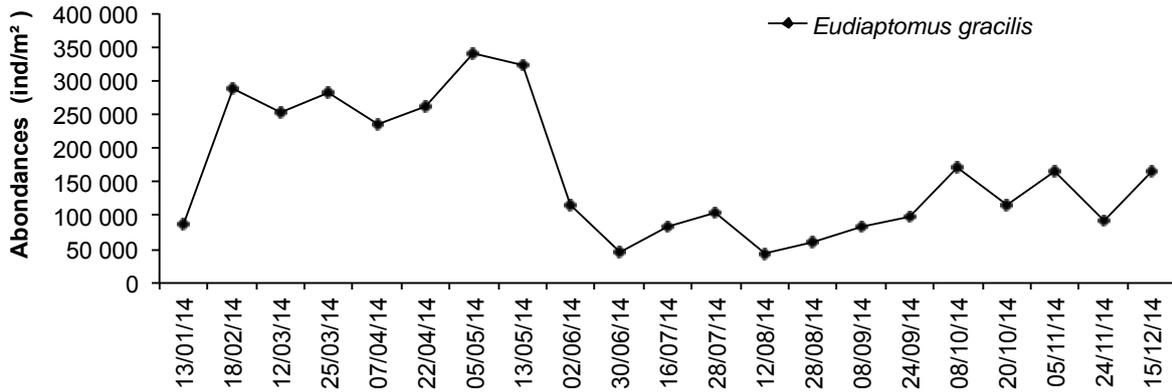


Figure 2 : Evolution saisonnière de l'abondance du calanoïde *Eudiaptomus gracilis* en 2014 (Léman, SHL2)

Figure 2 : Seasonal changes in the abundance of the calanids *Eudiaptomus gracilis* in 2014 (Lake Geneva, SHL2)

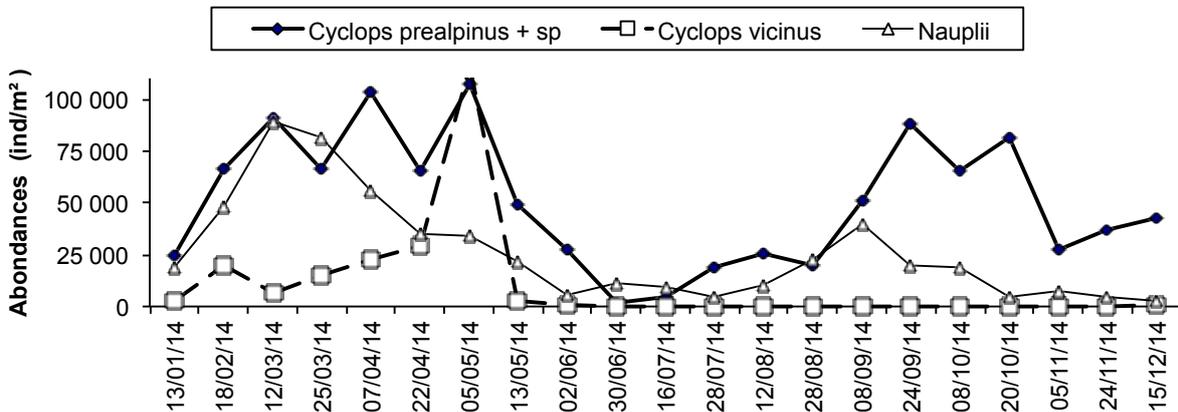


Figure 3 : Evolution saisonnière de l'abondance des cyclopoïdes en 2014 (Léman, SHL2)

Figure 3 : Seasonal changes in the abundance of cyclopids in 2014 (Lake Geneva, SHL2)

Les dynamiques des cyclopoïdes et calanoïdes, très comparables en 2014, divergent du modèle de dynamique bimodale attendu pour les lacs mésotrophes (Sommer et al, 2012). Les trois espèces (*C. prealpinus*, *C. vicinus* et *E. gracilis*) montrent des abondances déjà élevées dans la colonne d'eau (80 000, 25 000 et 280 000 ind.m⁻² respectivement) dès le mois de février et quasiment tout au long du 1^{er} semestre 2014. Le pic d'abondance de Nauplii du mois de mars confirme qu'il s'agit bien d'une reprise de croissance de la population des copépodes (reproduction). Cette reprise de croissance coïncide avec le développement précoce des communautés diatomiques printanières (RIMET 2015) dominées en fin d'hiver par la diatomée centrique filamenteuse *Aulacoseira islandica*, jusque fin mars, puis par les espèces unicellulaires centriques jusqu'au mois de mai. Ce redémarrage précoce des dynamiques planctoniques atteste d'un début de la stratification dès le mois de mars, à relier avec les conditions climatiques exceptionnellement chaudes du premier semestre 2014 tandis que la transition dans le cortège d'espèces associées (*Aulacoseira* puis diatomées unicellulaires, caractéristiques des milieux brassés (RIMET, 2015)) suggère que la stabilité de la stratification a diminué en 2nde partie de printemps.

La succession des assemblages de diatomées vers les dinophycées après la phase des eaux claires correspond aux phases de faibles effectifs des trois espèces de copépodes. Un second pic d'abondance, automnal, est observé pour *C. prealpinus* et *E. gracilis*, à la fin du mois de septembre, et succède immédiatement à l'efflorescence spectaculaire de la diatomée *Ulnaria acus* de la fin de l'été.

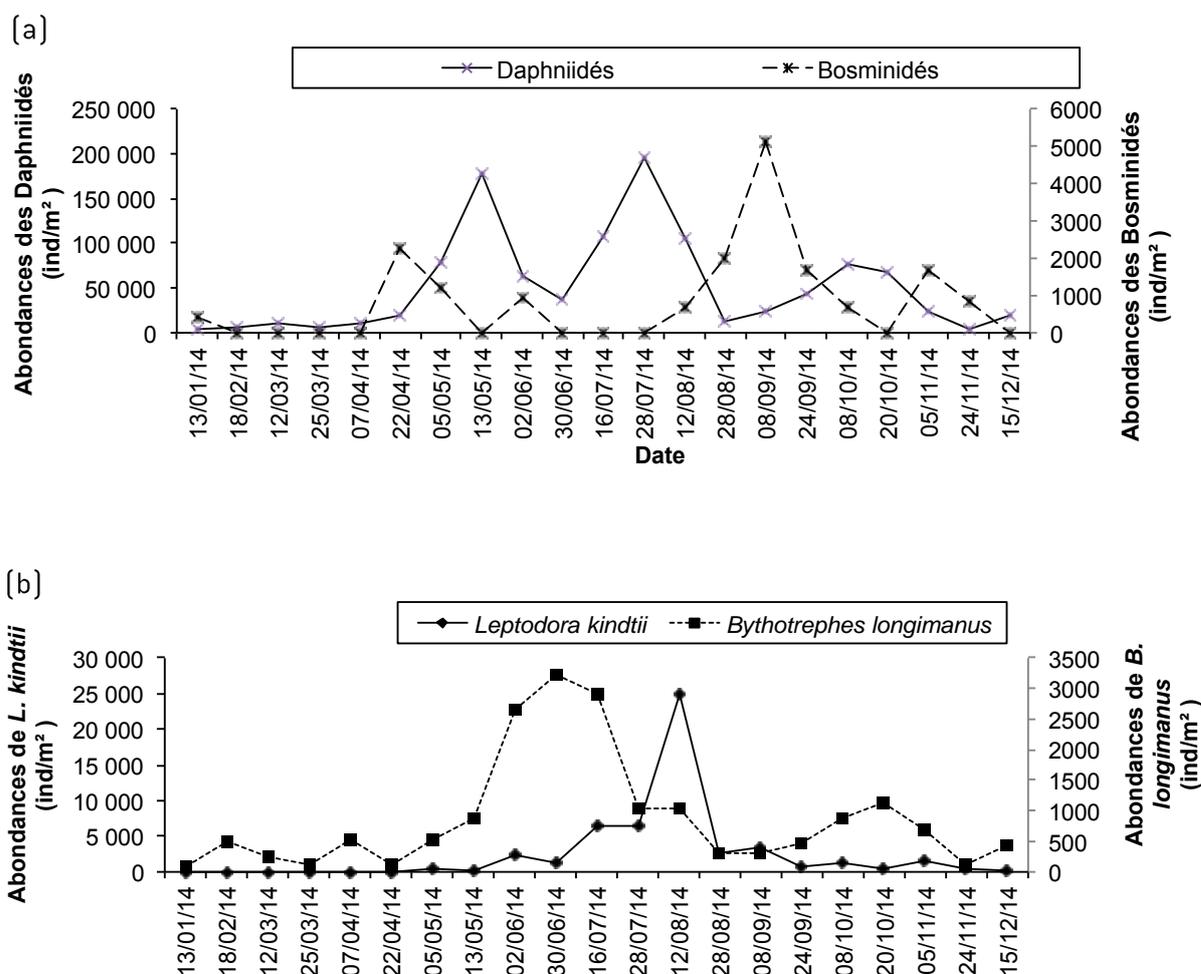


Figure 4 : Evolution saisonnière de l'abondance des Branchiopodes Cladocères a) herbivores b) carnivores

Figure 4 : Seasonal changes in the abundance of herbivorous (a) and carnivorous (b) Branchiopoda in 2014 (Lake Geneva, SHL2)

La contribution des Bosminidés à la communauté totale des cladocères est toujours extrêmement variable d'une année sur l'autre (entre 0,7 et 51% de la communauté totale des branchiopodes). En 2014, ils ne sont représentés que par l'unique espèce *Eubosmina longispina*, dont les effectifs moyens (<1200 ind.m⁻²) et la proportion au sein des cladocères (<1,2 %) ont été particulièrement faibles. Leur dynamique saisonnière a été totalement desynchronisée de celles des Daphnies. Les effectifs maximaux printaniers de Bosmines sont tellement faibles (2000 ind.m⁻²) qu'il est hasardeux d'en déduire une reprise de croissance conduisant à un pic d'abondance printanier. En 2014, les Bosmines montrent un pic d'abondance automnal plus marqué, en septembre, avec des effectifs proches de 6000 ind.m⁻² et qui coïncide avec la fin du bloom de diatomées de fin d'été.

Le pic printanier des Daphnies est plus tardif que celui observé pour les copépodes, et atteint aussi des maxima modestes (<180 000 ind.m⁻²), qui sont, avec ceux des années 2002 et 2003, les plus faibles observés au printemps depuis 30 ans. Si les effectifs du mois de juin sont faibles, la reprise de croissance estivale est particulièrement précoce en 2014 puisqu'elle a lieu dès le mois de juillet. Cette seconde phase marque la transition entre les cortèges phytoplanctoniques printaniers et ceux plus typiques de l'été. Là encore, les effectifs maxima atteints par les Daphnies sont plutôt faibles.

Les grands cladocères prédateurs, *B. longimanus* et *L. kindtii*, se caractérisent quant à eux par un développement en saison chaude (figure 4b), avec le pic de *B. longimanus* dès la fin du printemps, avec des effectifs proches de 3 000 ind.m⁻², et une explosion transitoire de *L. kindtii* en fin d'été à des effectifs proches de 26 000 ind.m⁻². Étonnamment, et probablement en lien avec la douceur de l'automne, *B. longimanus* montre un second pic d'abondance en octobre.

3.4 AUTRES GROUPES PLANCTONIQUES

Quatre espèces de rotifères sont typiquement observées dans les prélèvements, mais aucune larve véligère n'a été cette année détectée.

Asplanchna priodonta et *Notholca caudata* sont des espèces typiquement printanières, dont l'apparition coïncide avec la reprise phytoplanktonique (figure 5a). Les abondances de ces deux espèces sont élevées pendant les trois mois du printemps (150 000 et 40 000 ind.m⁻² en moyenne) et ne présentent pas clairement de pics. Les effectifs d' *Asplanchna priodonta* sont à nouveau > 100 000 ind.m⁻² pendant tout l'automne. Globalement, la dynamique saisonnière d' *Asplanchna priodonta* est très similaire à celle de *C. prealpinus* et *E. gracilis*, tandis que celle de *Notholca caudata* coïncide avec *C. vicinus*.

Kellicottia longispina n'a été présente en 2014 qu'au printemps (pendant la phase phytoplanktonique des petites diatomées unicellulaires) et en été avec des effectifs maximums de 600 000 ind. m⁻². *Conochilus unicornis*, au travers du biais probables des comptages sur le filet à 200 µm, paraît avoir une dynamique explosive pendant la phase des eaux claires et une seconde qui coïncide avec le pic de diatomées de fin d'été (figure 5b).

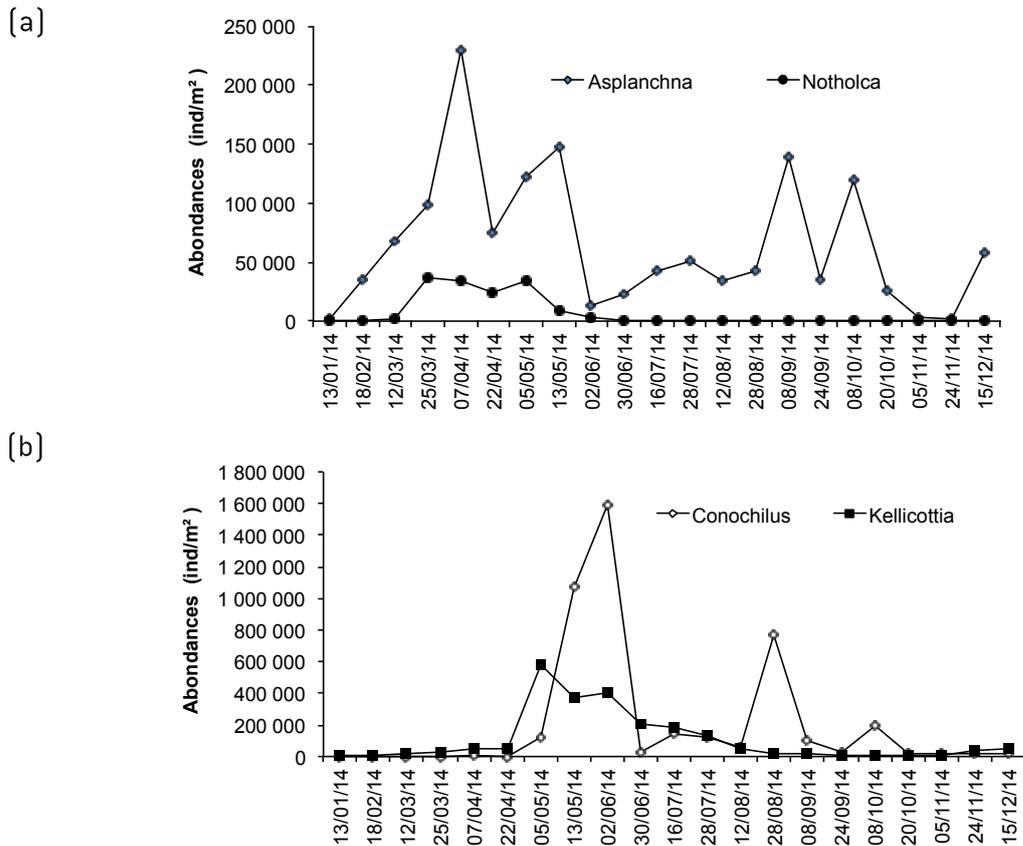


Figure 5 a et b : Evolution saisonnière de l'abondance de quelques rotifères en 2014.

Figure 5 a and b : Seasonal patterns in the abundance of some Rotifera taxa in 2014.

3.5 EVOLUTION À LONG-TERME DU ZOOPLANCTON

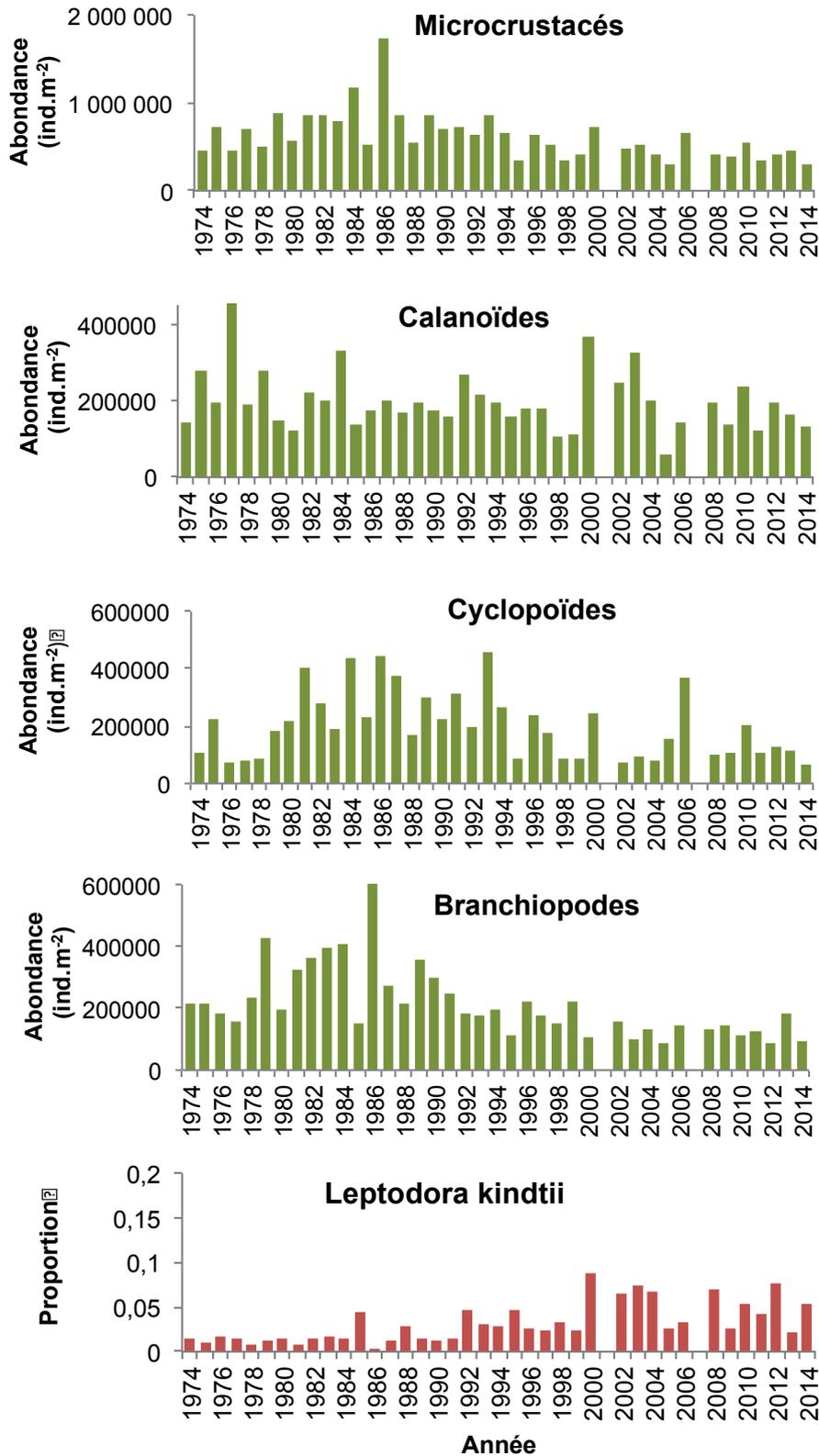


Figure 6 : Evolution interannuelle de l'abondance absolue ou relative des différentes catégories de zooplancton crustacéen (Léman, SHL2 ; moyenne entre mai et septembre). En raison du manque d'échantillons comptables, les années 2001 et 2007 n'ont pas été incluses.

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

Les abondances moyennes annuelles entre Mai et Septembre des microcrustacés sont stables sur le Léman depuis le début du XXI^{ème} siècle, et environ moitié moindres de celles qui avaient été enregistrées il y a 30 ans (figure 6). Cette tendance observée pour la communauté totale se reflète dans les dynamiques interannuelles des Cladocères et des Cyclopoïdes. Hormis ces tendances sur l'abondance totale des micro-crustacés, on n'observe pas de changements tendanciels très évidents dans la structure des communautés zooplanctoniques. Seule se dégage une augmentation de la proportion du cladocère prédateur *L. kindtii* par rapport au début de la mise en place du suivi (figure 6) qu'il serait tentant, puisqu'il s'agit d'une espèce estivale thermophile, de mettre en relation avec les changements climatiques (Molinero et al. 2007). Il s'avère toutefois que cette tendance est plus corrélée avec la diminution des concentrations en phosphore ($R^2=25\%$) qu'aux températures de surface (0-15 m) annuelles, printanières ou estivales mais les processus sous-jacents à cette relation sont encore à investiguer.

Dans l'ensemble, les variations interannuelles dans l'abondance et la composition du zooplancton crustacéen dans le Léman ne reflètent ni les tendances dans les concentrations en phosphore, ni même dans la biomasse phytoplanctonique (figure 7a). Le rôle potentiel du contrôle descendant, par la prédation par les poissons zooplanctonophages, avec des effets en cascades jusqu'au phytoplancton, ont été mentionnés dans les rapports précédents et les travaux récents continuent d'encourager une révision à la hausse de leur rôle dans les dynamiques planctoniques saisonnières et interannuelles (KRATINA et al, 2012, DOMIS et al, 2013). Il n'en reste pas moins que l'absence de tout contrôle ascendant est peu probable. Cryptophycées et micro-crustacées ont eu leurs stocks maximaux pendant la période 1979-1992 (figure 7b) ; période marquée à la fois par le début de la diminution effective des concentrations en phosphore, une faible lumière incidente et une limitation supposée de la production primaire par l'azote plutôt que le phosphore (TADONLEKE et al, 2009). Les cryptophycées sont des espèces plus typiques de milieux méso-eutrophes, dont la motilité et la mixotrophie permettent de compenser les limitations en lumière et en nutriments limitants tels que l'azote (REYNOLDS et al, 2002). Elles sont aussi d'excellente qualité nutritionnelle, c'est à dire qu'elles favorisent la croissance des populations de micro-crustacés (BEC et al, 2003).

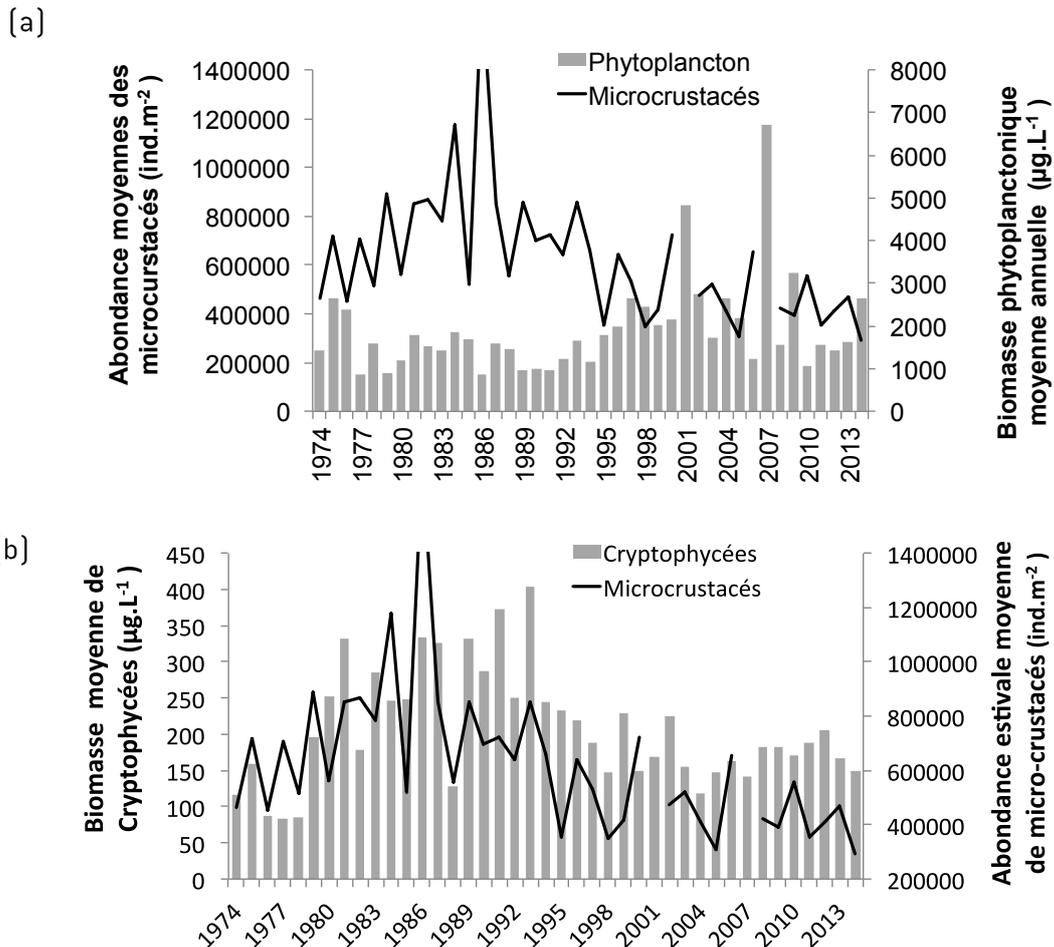


Figure 7 : a) Dynamiques comparées des biomasses phytoplanctoniques et abondances des microcrustacés. b) Dynamiques comparées des biomasses de cryptophycées et abondances des microcrustacés dans le Léman entre 1974 et 2013.

Figure 7 : a) Inter-annual dynamics of phytoplankton biomasses and zooplankton abundances.
b) Inter-annual dynamics of cryptophyte biomasses and zooplankton abundances between 1974 and 2013 in Lake Geneva.

4. CONCLUSION

Les amplitudes climatiques saisonnières ont été limitées en 2014 et, en conséquence, la dynamique saisonnière du zooplancton bien moins marquée. La reprise de croissance du zooplancton a été très précoce mais les effectifs totaux printaniers ont été toutefois relativement modestes et le broutage zooplanctonique n'a pas régulé la biomasse phytoplanctonique suffisamment pour restaurer la transparence de l'eau. En conséquence, la phase des eaux claires a été très limitée et transitoire. La biomasse algale est aussi restée importante pendant tout l'été, et les biovolumes zooplanctoniques stables. L'automne doux a aussi vu un certain maintien des effectifs zooplanctoniques.

Alors que la dynamique saisonnière du zooplancton crustacéen du Léman reproduit régulièrement le même schéma depuis 40 ans, les conditions climatiques de 2014 ont eu des répercussions assez claires sur la dynamique des espèces mais ces changements transparaissent peu à l'échelle des compositions moyennes sur la saison de croissance (Mai-Septembre). Les relations entre les dynamiques interannuelles des stocks (biomasse ou effectifs) planctoniques écartent un simple contrôle ascendant par l'abondance de la ressource algale totale, mais la correspondance des dynamiques d'abondances de micro-crustacées et des biomasses de cryptophycées suggèrent le rôle important de la qualité de la ressource. Ainsi, si les micro-crustacés, dont la diversité est faible, ne montrent pas de réarrangements structurels spectaculaires de leur communauté au cours des 40 dernières années, les modifications des abondances de cette ressource cruciale pour les poissons soulignent des changements majeurs dans le fonctionnement et l'efficacité du réseau trophique.

BIBLIOGRAPHIE

- BEC A, DESVILLETES C, VERA A, *et al.* 2003. Nutritional value of different food sources for the benthic daphnidae *Simocephalus vetulus*: Role of fatty acids. Arch. Hydrobiol. **156**: 145-163.
- DOMIS LND, ELSER JJ, GSELL AS, *et al.* 2013. Plankton dynamics under different climatic conditions in space and time Freshwat. Biol. 58: 463-482.
- KRATINA P, GREIG HS, THOMPSON PL, ET AL. 2012. Warming modifies trophic cascades and eutrophication in experimental freshwater communities. Ecology 93: 1421-1430.
- Molinero JC, Anneville O., Souissi S. Lainé L., Gerdeaux D. 2007. Decadal changes in water temperature and ecological time series in Lake Geneva, Europe—relationship to subtropical Atlantic climate variability. Climate Research. 34:15-23
- PERGA ME, LAINE, L (2014). Zooplancton du Léman, Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2013.
- REYNOLDS CS, HUSZAR V, KRUK, C, NASELLI-FLORES L & MELO S 2002. Toward a functional classification of the freshwater phytoplankton. J. Plankton Res. 24: 417-428.
- RIMET F (2015). Phytoplankton du Léman, Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2014.
- SOMMER U, ADRIAN R, DOMIS LD *et al.* (2012) Beyond the Plankton Ecology Group (PEG) Model: Mechanisms Driving Plankton Succession. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, Vol 43, 43, 429-448.
- 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.

RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE

WHITEFISH DIET IN THE PELAGIC ZONE OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2014

PAR

Orlane ANNEVILLE et Valérie HAMELET

Avec la collaboration technique de Laurent ESPINAT

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

RÉSUMÉ

L'échantillonnage et l'analyse des contenus stomacaux d'adultes de corégones ont été réalisés selon le même protocole depuis 1999. La taille moyenne des corégones échantillonnés était de 44.8 cm mais fluctue au cours de l'année en raison du changement dans la composition en âge de la pêcherie. Les cyclopoides font partie intégrante du régime alimentaire du corégone qui toutefois, se nourrit principalement de cladocères : daphnies, Bythotrephes et Leptodora présentent des contributions relatives au bol alimentaire qui varient au cours des saisons. Le patron des successions saisonnières en termes de composition du bol alimentaire est similaire à celui observé les années précédentes mais au printemps et été 2014, les Bythotrephes sont mieux représentés dans les estomacs que les années précédentes.

SUMMARY

The sampling and stomach content counting protocols have been used since 1999. In 2014, the mean length of the sampled fish was 44.8 cm. Results showed a seasonal variability due to a change in the age composition of the fishery. Cyclopoids were part of whitefish diet, however it represented a very low proportion of the eaten preys. Whitefish feed preferentially on Cladoceran: Daphnia, Bythotrephes and Leptodora were the main preys and their relative contribution to the stomach content changed within the year. Seasonal pattern in the diet composition was similar to the one observed the previous years however in spring and summer 2014, relative contribution of Bythotrephes to the diet was higher than the previous years.

1. INTRODUCTION

C'est dans le milieu des années 90, que les captures de corégone (*Coregonus lavaretus*) amorcèrent une importante augmentation (GERDEAUX, 2004 ; ANNEVILLE et al., 2009) et en 2013, les prises annuelles par les pêcheurs professionnels atteignaient des niveaux records jamais observés depuis une trentaine d'années (HOFMANN et RAYMOND, 2014). Cette envolée des captures reflète l'augmentation du stock de corégone (VOGEL, 2014), 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 depuis le début des années 2000. Le suivi du régime alimentaire du corégone permet d'une part d'évaluer l'impact « Top-down » de ce poisson sur la dynamique et l'abondance des maillons trophiques inférieurs (KITCHEL et CARPENTER, 1993) et d'autre part, l'adaptation de cette espèce à l'évolution de la composition de la communauté zooplanctonique du Léman. Ce document décrit les changements survenus dans le régime alimentaire du corégone au cours de l'année 2014 et l'évolution interannuelle, saison par saison, survenue depuis 2002.

2. MÉTHODOLOGIE

Le régime alimentaire des corégonides 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 51 mm de côté en janvier, puis 48 mm de côté les autres mois. 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). Étant 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. En 2014, 200 poissons ont ainsi été échantillonnés et 99 ont été utilisés pour l'analyse des contenus stomacaux car en septembre, sur les 20 poissons échantillonnés, 11 individus avaient un estomac vide.

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 corégonides prélevés en 2014 est de 44.8 cm, le plus petit mesurant 36.5 cm et le plus gros 55.4 cm. Les tailles des poissons sont relativement stables jusqu'en mars puis diminuent en avril pour atteindre les valeurs les plus faibles en mai (figure 1a). Ainsi, la taille moyenne des poissons capturés en mai est de 41.7 cm alors qu'elle est de 45.8 cm les mois précédents. Cette différence est probablement due à un changement dans la composition en âge des poissons pêchés (figure 1b). À partir du mois d'avril, la pêche est essentiellement composée de 3+, et ces derniers représentent 60% des individus pêchés en mai alors que la pêche était jusqu'alors dominée par des 4+ à 6+. En juin la distribution des tailles redevient équivalente à celle du début d'année et se maintient sur toute la saison de pêche, malgré une légère baisse, non significative, à partir du mois d'août qui serait due à l'absence des vieux poissons (au-delà des 5+) et à l'augmentation de l'abondance des 2+ (figure 1b).

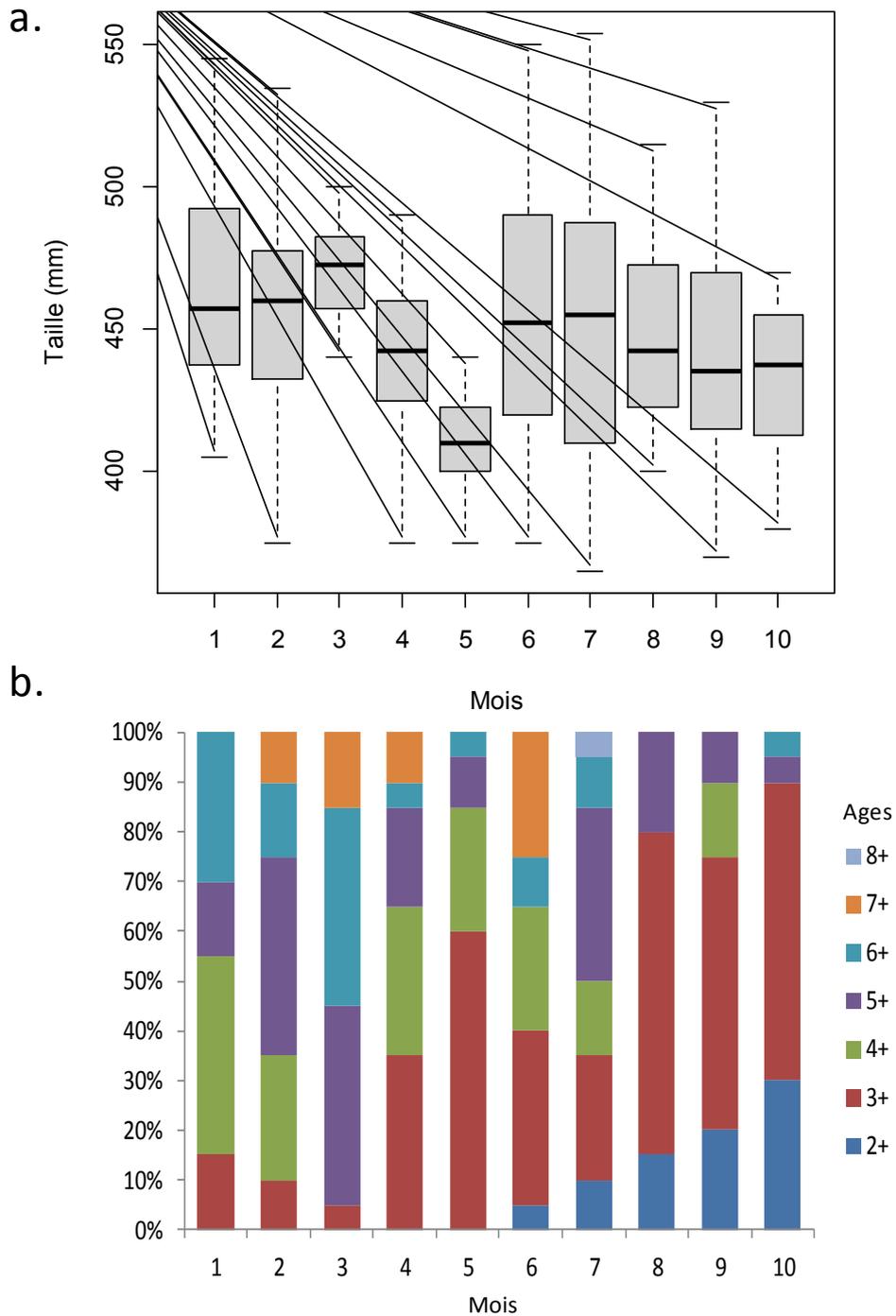


Figure 1 : A. Répartition des tailles des poissons prélevés en 2014. Représentation en « boîte à moustache » où la barre en gras au travers de la boîte représente la médiane, le bas et le haut de la boîte correspondant respectivement au premier et troisième quartile. B. Evolution annuelle des structures en âge des prélèvements mensuels.

Figure 1 : A. Distribution of the sizes of fish sampled in 2014. 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 tout au long de l'année excepté en mai, juin et juillet. En hiver, la présence d'estomacs vides est probablement liée à la faible activité écologique du corégone. Au printemps, le taux de vacuité diminue avec l'augmentation printanière de l'abondance du zooplancton (LAINE et PERGA, 2015). En août le taux de vacuité est équivalent à celui observé en hiver et le taux maximum de vacuité est observé en septembre, où 55% des poissons avaient un estomac vide.

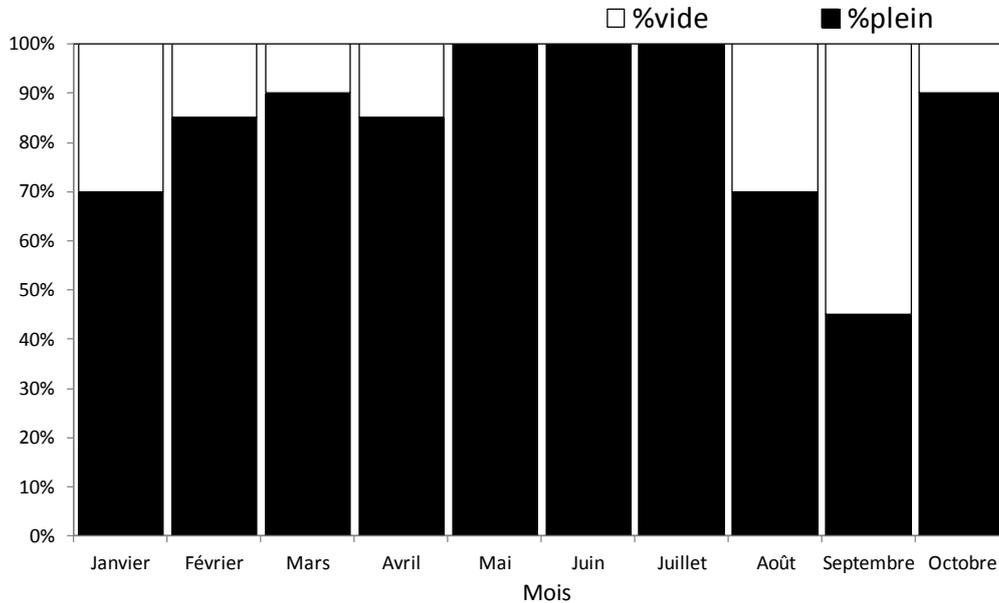


Figure 2 : Evolution mensuelle du taux de vacuité des estomacs analysés (20 individus pour chaque mois) de corégone en 2014 au Léman.

Figure 2: Monthly change in the degree of emptiness of the whitefish stomachs (20 per month) analyzed in 2014 in Lake Geneva.

3.3 COMPOSITION DU RÉGIME ALIMENTAIRE

3.3.A. L'échelle annuelle

Les corégones se nourrissent essentiellement de cladocères. Les cyclopoïdes sont observés sur l'ensemble de l'année mais leur contribution au régime alimentaire est faible. Les proies principales des corégones sont les daphnies, *Bythotrephes* et *Leptodora* (figure 3). Respectivement, ces taxons contribuent en moyenne à 31.8%, 59.8% et 8.2% du régime alimentaire de 2014. Les bosmines et nymphes de chironomes sont observées de façon anecdotique et dans des proportions très faibles.

En janvier, le zooplancton est dominé par les calanides (LAINE et PERGA, 2015), mais l'alimentation des corégones est essentiellement composée de daphnies (68%) et *Bythotrephes* (31.6%). Ces derniers sont pourtant peu présents dans les échantillons de zooplancton prélevés en hiver et en début de printemps (LAINE et PERGA, 2015). En mars, *Bythotrephes* constitue l'essentiel du bol alimentaire. En avril et mai, les daphnies sont le taxon le plus consommé. A partir de juin, le corégone exerce de nouveau un choix sélectif sur les *Bythotrephes* qui représentent alors le taxon dominant du bol alimentaire jusqu'en juillet. A partir du mois d'août, la contribution des *Leptodora* devient plus conséquente (12%) et ce taxon domine le bol alimentaire en septembre. En octobre l'alimentation du corégone est une nouvelle fois essentiellement composée de *Bythotrephes* (96%).

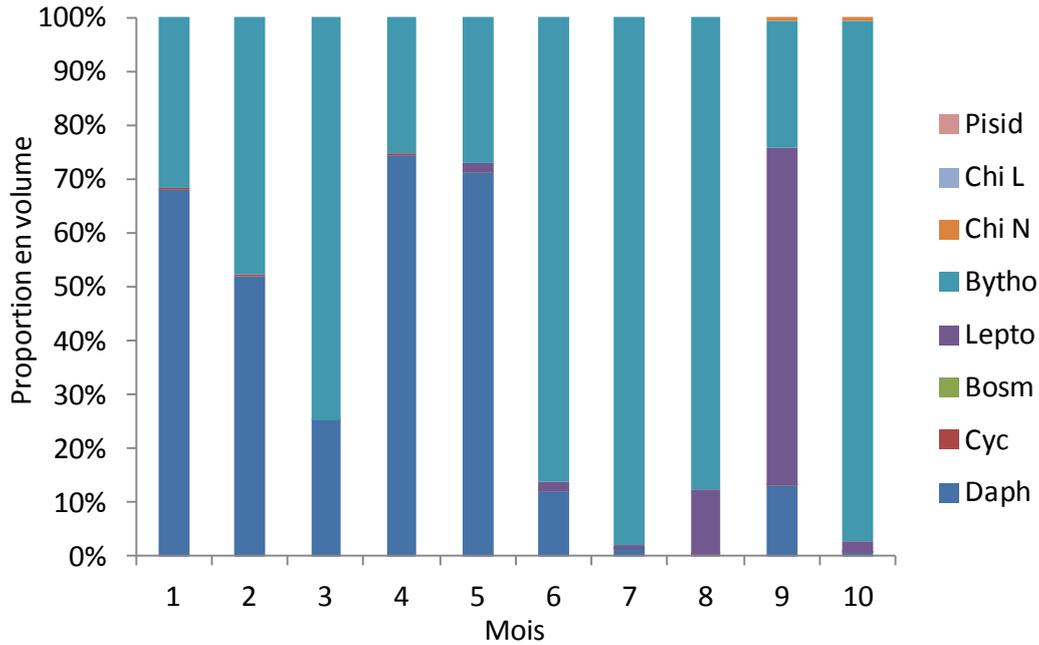


Figure 3 : Evolution mensuelle des pourcentages volumétriques dans les estomacs de corégone (n=10 pour chaque mois excepté septembre, n=9) en 2014 au Léman.

Figure 3: Monthly change in the percentages volume of the prey species in the stomachs of the whitefish (n=10 for each month except September when 9 stomachs were analysed) in 2014 in Lake Geneva.

L'évolution saisonnière des contributions des différentes proies du corégone (figure 3) n'est pas corrélée à l'abondance des proies dans le milieu. On note que le corégone s'alimente de façon préférentielle sur les *Bythotrephes*, lorsque ces derniers sont dans leur pic d'abondance saisonnier (LAINE et PERGA, 2015). Le corégone a une alimentation sélective et la composition de son alimentation est probablement fortement influencée par l'accessibilité à la ressource. En effet, en été le *preferundum* thermique du corégone se situe en dessous de la thermocline, par conséquent, les individus auront tendance à se localiser dans cette zone (MEHNER et al., 2010). Or pendant la nuit, les daphnies qui effectuent leur migration vers l'épilimnion sont peu présentes dans le métalimnion et leur disponibilité dans cette partie de la colonne d'eau est probablement réduite comparativement à celle des *Leptodora* et de *Bythotrephes* qui sont, à cette époque de l'année, dans leur pic d'abondance saisonnière. Par conséquent, le comportement de migration du zooplancton qui influence l'accessibilité à la ressource pourrait donc également contribuer à la variation saisonnière du régime alimentaire du corégone.

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*.

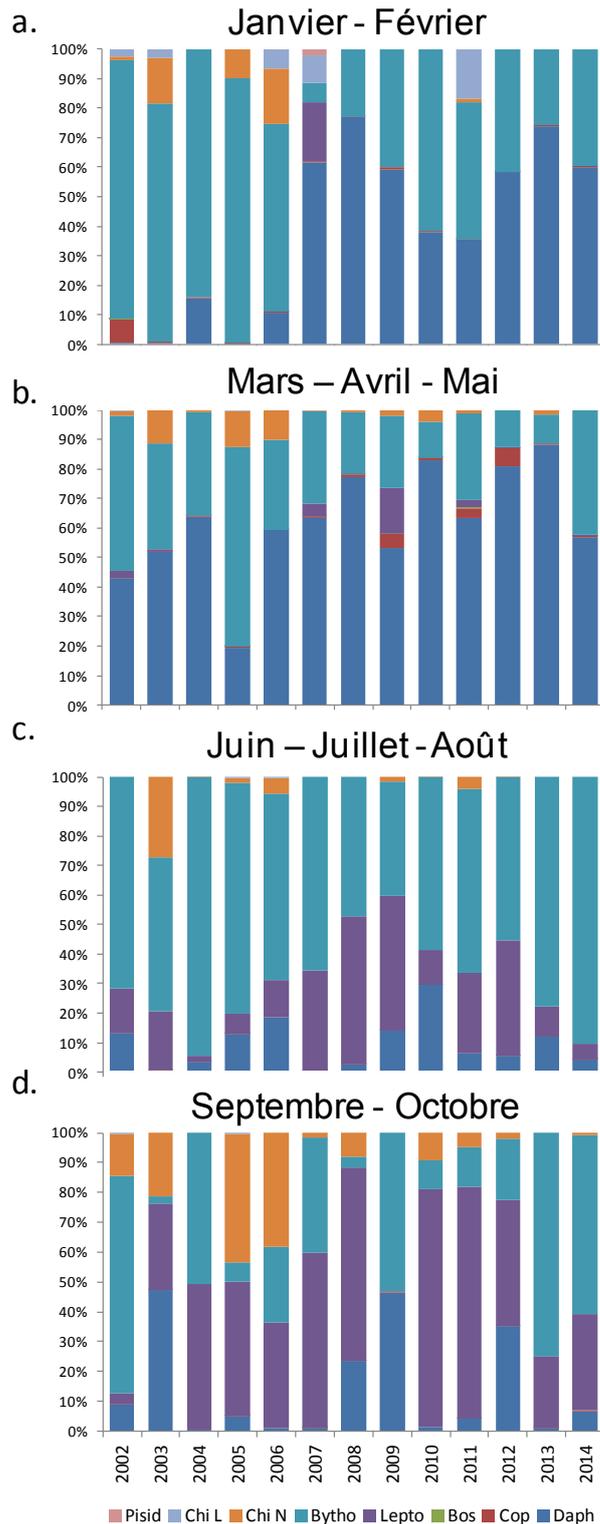


Figure 4 : Evolution saisonnière de 2002 à 2014 des contenus stomacaux de corégones au Léman. Le mois d'août de l'année 2003 n'a pas été pris en compte dans le calcul de la moyenne saisonnière, il en fut de même pour le mois d'octobre en 2009 et 2010 et de janvier des années 2004, 2005, 2009 et 2010.

Figure 4: Seasonal changes from 2002 to 2014 in the whitefish stomach contents in Lake Geneva. The months of August in 2003, October in 2009 and 2010 and January in 2004, 2005, 2009 and 2010 were not taken into account.

4. CONCLUSION

L'année 2014 présente une dynamique annuelle relativement semblable à celle observée les années précédentes, à savoir une alimentation dominée par les daphnies en début de saison, puis par les *Bythotrephes* et finalement par les *Leptodora*. Toutefois, cette année diffère du modèle habituel en raison des fortes contributions des *Bythotrephes* observées en mars et en octobre. Sur le long-terme, le régime alimentaire du corégone est encore dominé par les cladocères, taxons sur lesquels cette espèce exerce une pression sélective. Enfin, en 2014 on peut souligner l'importance prise par les *Bythotrephes* dans le régime alimentaire du corégone.

REMERCIEMENTS

Nous remercions Monsieur Jasseron et Coly, pêcheurs professionnels, 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. (2004): The recent restoration of the whitefish fisheries in Lake Geneva: the roles of stocking, reoligotrophication, and climate change. Ann. Zool. Fenn., 41, 181-189.
- 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.
- HOFMANN, F. et RAYMOND, J.-C. (2014) : Evolution de la pêche dans le Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2013. 163-174.
- HYSLOP, E. J. (1980): Stomach content analysis – a review of methods and their application. J. Fish. Biol., 17, 411-429.
- KITCHELL, J.F., et CARPENTER S.R. (1993) : Cascading trophic interactions. In : The trophic cascade in lakes ed., Cambridge studies in ecology. Cambridge University Press, 1-14.
- LAINE, L. et PERGA, M. (2015): Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2014.
- 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.
- VOGEL, C. (2014): Influence du changement global sur les peuplements piscicoles des lacs perialpins Léman, Bourget et d'Annecy. Rapport de stage. Master 2 recherche, Université Claude Bernard Lyon 1. 27p.

MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE

MICROPOLLUTANTS IN THE WATER OF THE RIVER RHÔNE

CAMPAGNE 2014

PAR

Marc BERNARD et Pierre MANGE

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

RÉSUMÉ

111 produits phytosanitaires, 27 principes actifs pharmaceutiques, deux agents anti-corrosion et un solvant le 1,4-dioxane ont été analysés systématiquement dans les eaux du Rhône en amont du Léman tout au long de l'année 2014. Seuls 2 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, 5 ont été retrouvés dans les eaux du Rhône à des concentrations plus faibles que les années précédant 2013 avec un maximum de 0.3 µg/L pour la Prilocaine.

En termes de flux annuels, les quantités totales de produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône en 2014 ont diminué avec 414 kg par rapport à 512 kg en 2013. La charge en 1,4-dioxane a été estimée à plus de 6 tonnes sur l'année 2014.

ABSTRACT

111 pesticides, 27 active pharmaceutical ingredients, two anti-corrosion agents and one solvent (1,4-dioxane) were systematically analyzed throughout 2014 in the waters of the Rhone above Lake Geneva. Only two pesticides (glyphosate and amidosulfuron) exceeded the requirements of the Waters Protection Ordinance (0.1 µg/L). Out of 26 (AVANT IL EST QUESTION DE 27...) active pharmaceutical ingredients, 5 were found in the waters of the Rhone in lower concentrations than during the years preceding 2013, with a maximum of 0.3 µg/L for Prilocaine.

In terms of annual fluctuations, total quantities of pesticides transiting through the Rhone in 2014 decreased to 414 kg compared with 512 kg in 2013. The load of 1,4-dioxane was estimated to be at over 6 tons for the year 2014.

1. INTRODUCTION

Depuis janvier 2006, un contrôle systématique et continu de la qualité des eaux du Rhône en amont du Léman a été mis en place par le Service de la protection de l'environnement du canton du Valais BERNARD et MANGE, 2014.

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 « Active Pharmaceutical Ingredient » (API). Les données récoltées permettent également de contrôler si les mesures prises par les industries sur le 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 sur une station hydrologique de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV), les débits transitant dans le Rhône sont connus et permettent de calculer les charges annuelles des flux polluants des PPS et API et la tendance aux cours des dernières années.

Ce rapport présente les résultats des investigations réalisées en 2014 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 de surveillance nationale 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 sur 14 jours à une fréquence de 3 prises aliquotes par heure. L'échantillon est récolté directement dans un flacon en verre placé dans 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 2014.

2.2 RHÔNE AMONT ET AVAL DE VIÈGE ET DE MONTHEY

Le 5 février et le 4 décembre 2014, 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 annexe.

3. METHODOLOGIE

La liste complète des substances recherchées est donnée en annexes 1 et 2; elle comprend 111 produits phytosanitaires, 27 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 analyses du réseau NAQUA (réseau national d'observation national des eaux souterraines) 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. La recherche des pesticides est effectuée sur l'eau brute : ils sont préconcentrés à partir d'un échantillon de 25 mL d'eau passée sur une phase solide (support Oasis HLB). Après élution à l'aide d'un solvant et concentration de ce dernier, l'extrait est analysé par chromatographie en phase liquide couplée à un détecteur de spectrométrie de masse en tandem (HPLC/MS-MS) et par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse (GC/MS).

L'analyse des produits pharmaceutiques concentrés est réalisée à partir d'une injection directe des échantillons sur un chromatographe en phase liquide couplé à un spectromètre de masse en tandem.

Les analyses du 1,4-dioxane (C₄H₈O₂, N° CAS 123-91-1) ont été réalisées par le laboratoire de la ville de Zurich. 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 détecté, en général inférieur 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 2014 sont disponibles dans le tableau en annexe 1. Un total de 24 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 (WITTMER et al. 2014). Cette différence est explicable d'une part parce que les analyses ont portées sur 220 PPS, les seuils de détection pouvaient être plus bas (1 ng/L) et que le type de culture était également plus diversifié dans l'étude menée par l'OFEV.

Deux substances ont dépassé temporairement les exigences de l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux, 0.1 µg/L) en 2014 : le glyphosate d'origine agricole (0.2 µg/L) en avril et mai et l'amidosulfuron de mars à juin (0.1 µg/L). Pour cette dernière substance, les résultats ont été confirmés par les autocontrôles fournis par l'industrie avec toutefois un écart puisque les charges calculées dans les eaux du Rhône sont plus importante que celles fournies par l'industrie. 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.

Par rapport à la période 2008-2013, 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 2010 (EDDER et al. 2008 et ORTELLI et al, 2009, 2011, 2012, 2014).

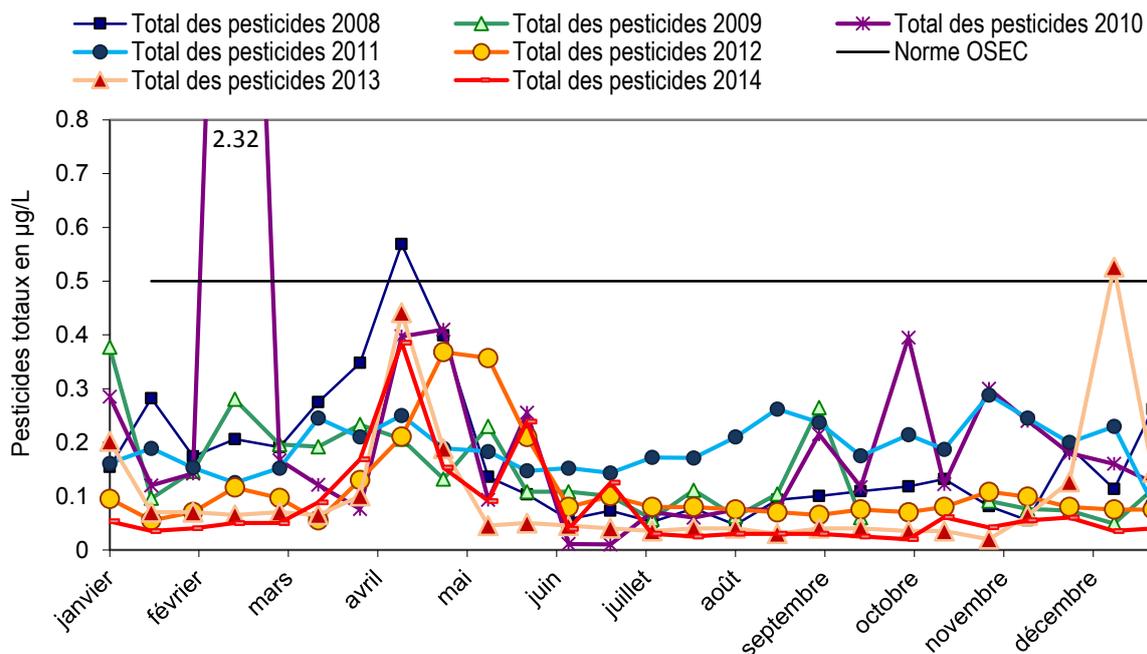


Figure 1 : Somme des concentrations en produits phytosanitaires décelées dans le Rhône à la Porte du Scex au cours des années 2008 à 2014.

Figure 1 : Sum of pesticide concentrations detected in the Rhône River at the Porte du Scex in 2008 to 2014.

En 2014, la valeur de tolérance OSEC de 0.5 µg/L n’a jamais été atteinte. La somme des produits phytosanitaires est restée en général inférieure 0.2 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 la période des basses eaux ainsi qu’à celle où les herbicides sont le plus utilisés jusqu’à fin avril.

En septembre 2014, plusieurs pollutions de cours d’eau latéraux (Morges, Raspille) ont été signalées avec mortalité de poissons. Les résultats d’analyse des résidus de produits phytosanitaires retrouvés dans les eaux ont montré la présence de nombreux pesticides : herbicides, fongicides et insecticides dont notamment l’endosulfan qui n’est plus autorisé depuis de nombreuses années. Il semblerait que ces produits aient été utilisés au moment où la mouche *Drosophila* *Suzukii* était présente sur le vignoble. Ces substances n’ont toutefois pas été retrouvées dans les eaux du Rhône du fait de sa capacité de dilution et de rejets plus ponctuels.

4.2 CHARGES DES PRODUITS PHYTO SANITAIRES AYANT TRANSITÉ PAR LE RHÔNE

Les flux des substances phytosanitaires ayant transité par le Rhône ont été calculés sur la base des concentrations mesurées et des débits moyens durant la période de prélèvement. Dans les cas où l’analyse donnait une valeur inférieure au seuil de quantification (bmdl), la moitié de la valeur de quantification (en général 0.005 µg/L) a été prise en compte ; si l’analyse n’a pas permis de détecter une substance, la charge a été considérée comme nulle. Les charges ainsi calculées sont présentées à la figure 2.

Les quantités totales des produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône atteignent 414 kg en 2014, contre 512 kg en 2013, et plus du double pour les années 2006 et 2007 (voir figure 3).

Pour les produits phytosanitaires d’origine agricole les substances suivantes sont présentes : 13 kg d’atrazine et ses produits de dégradation, 22 kg de simazine et simazine-2-hydroxy, 47 kg de terbuthylazine et terbuthylazine-2-hydroxy, 2 kg de diuron, 15 kg de mecoprop et 14 kg de linuron. De plus, avec 121 kg de glyphosate (herbicide d’origine divers et agricole) proches des 150 kg retrouvés en

2012 (année d'introduction de l'analyse de cette substance), les charges les plus importantes en 2014 ne proviennent plus de la production industrielle.

Les quantités de produits d'origine industrielle ont encore diminué cette année avec l'amidosulfuron 82 kg (159 kg en 2013) et le propiconazol 17 kg (23 kg en 2013) (Annexe 1).

La charge annuelle totale de pesticides d'origine non industrielle s'élève à environ 286 kg contre 227 kg en 2013. Une 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 35%).

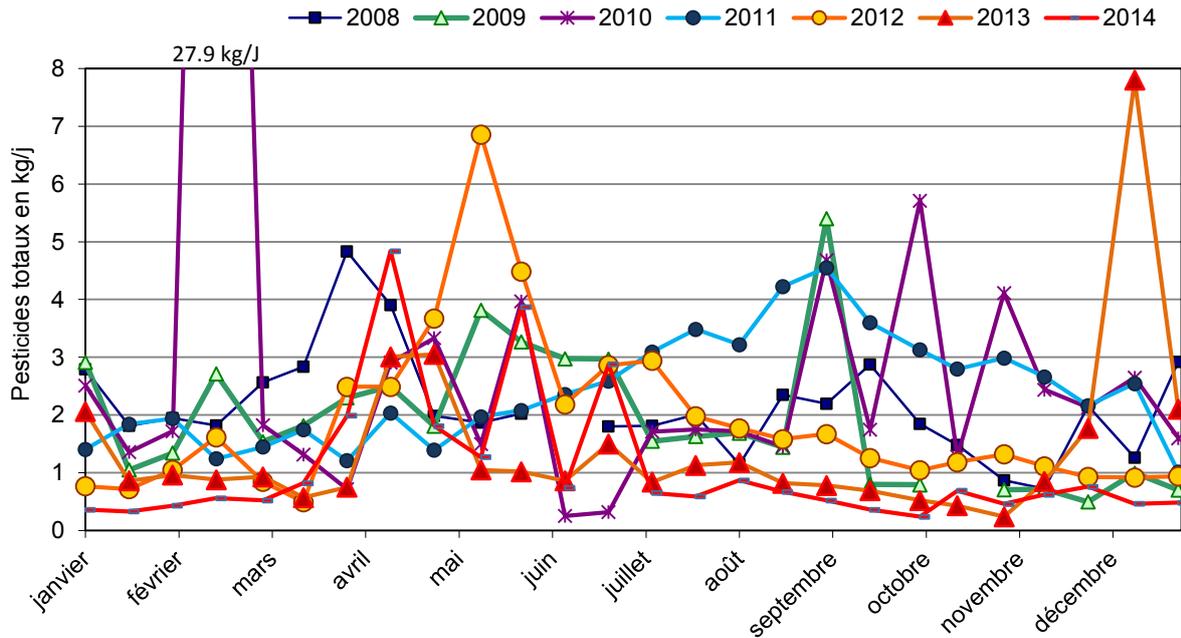


Figure 2 : Moyenne des charges journalières en pesticides ayant transité dans le Rhône de 2008 à 2014.

Figure 2 : Average daily loads of pesticide in the Rhône river from 2008 to 2014.

En 2014, la charge annuelle totale de pesticides d'origine industrielle calculée à partir des échantillons des eaux du Rhône est estimée à 128 kg (voir figure 3), en baisse par rapport à l'année 2013 (235 kg). En 2014, elle ne représente plus que 9% des valeurs maximales mesurées en 2006. Les valeurs d'autocontrôle fournies par l'industrie donnent une charge inférieure de 30% à celle estimée sur la base des échantillons du Rhône, alors qu'elle était équivalente en 2012. La plus grande différence est enregistrée sur l'amidosulfuron.

Depuis septembre 2010, les exigences de la ligne directrice cantonale en matière de micropolluants sont en vigueur dans les industries produisant des produits phytosanitaires. Elles fixent les rejets journaliers à un maximum de 200 g, en moyenne mensuelle, par substance fabriquée (SPE-VS 2008). Au cours de l'année 2014 cette exigence a été respectée pour toutes les substances produites à l'exception de plusieurs dépassements pour l'amidosulfuron (herbicide) de mars à juin 2014. L'industrie responsable du rejet de cette substance a été avisée avec demande d'explication sur ces dépassements et mise en place de mesures correctives. En 2014, les pesticides d'origine industrielle représentaient 31% de la charge totale de produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône à la Porte du Scex (figure 3).

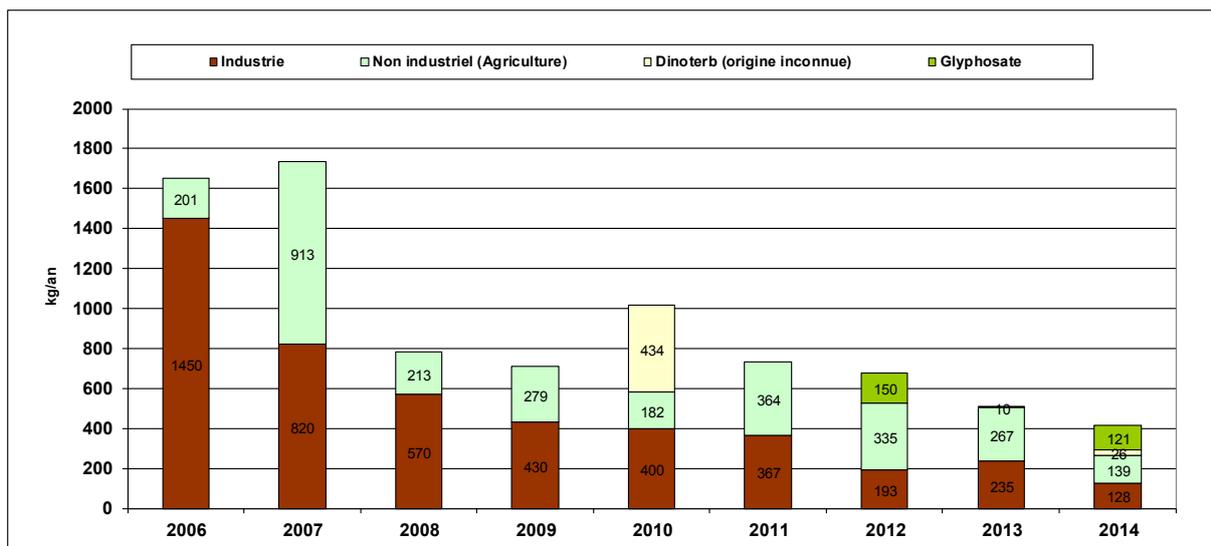


Figure 3 : Charges annuelles totales en pesticides ayant transité dans le Rhône de 2006 à 2014.

Figure 3 : Total pesticide annual loadings from the Rhône River from 2006 to 2014.

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 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 de rester dans la période d'étiage du Rhône et ainsi pouvoir détecter des rejets présents en faible quantité. Pour des questions de moyens, ce type de contrôle n'est réalisé que deux fois par an.

Les deux mesures ponctuelles (échantillons moyen 24h) réalisées en 2014 montrent des concentrations peu élevées par rapport aux années précédentes et stables le long du Rhône, à l'exception du point en amont de Monthey en février où la présence de dinoterb, herbicide d'origine inconnue, est retrouvée avec une concentration de 0.49 µg/L en amont de Monthey. Les autres sites ne présentant que des traces de substances inférieures aux limites de quantification. Seul le dinoterb dépasse en février les exigences de l'Ordonnance sur la protection des eaux de 0.1 µg/L (OEaux, 1989). Lors de ces campagnes de mesures ponctuelles, l'impact des sites industriels était très peu marqué sur le Rhône en période d'étiage.

Les charges sont en diminution notamment en aval de Monthey et ne dépassent pas les 2 kg par jour (figure 5).

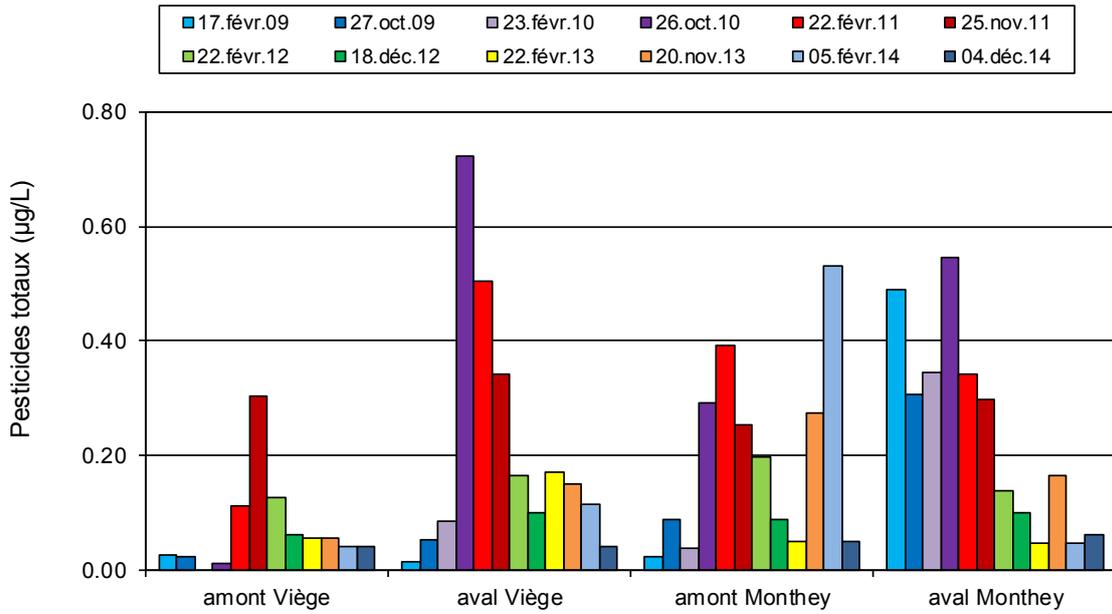


Figure 4 : Somme des concentrations en pesticides présentes dans le Rhône en amont et en aval des sites industriels de Viège et Monthey de 2009 à 2014.

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 2014.

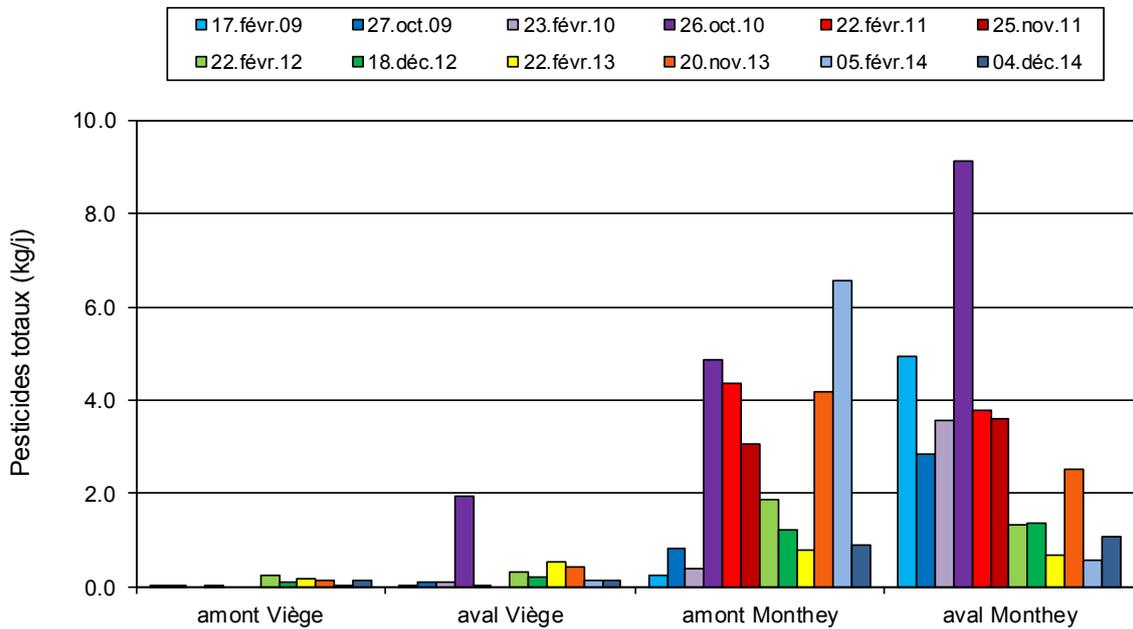


Figure 5 : Charges en pesticides calculées dans le Rhône en amont et en aval des sites industriels de Viège et Monthey de 2009 à 2014.

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 2014.

La différence importante de concentration et de charge entre l'amont et l'aval du site de Monthey en février 2014, s'explique par la présence de dinoterb (herbicide d'origine non industrielle et non autorisé en agriculture depuis de nombreuses années) présent en amont et non retrouvé en aval. La seule hypothèse pouvant être proposée est celle d'une dilution complémentaire apportée par les eaux de refroidissement du site industriel de Monthey et de la Gryonne avec un mélange et une homogénéisation des eaux incomplète. Nous pouvons mentionner que des analyses réalisées en 2014 dans la nappe phréatique de la plaine du Rhône ont montré également la présence de cet herbicide dans le secteur de Viège. Son origine n'a pour l'instant pas été clarifiée.

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, Prilocaine, Irbesartan) ont été analysés systématiquement dans les eaux du Rhône à partir du mois de septembre 2006. En 2014, les analyses ont porté sur les éléments ci-dessous avec les concentrations maximales et moyennes suivantes :

Principe actif	Utilisation	Maximum	Moyenne
		Concentration en µg/L	Concentration en µg/L
Bupivacaine	Anesthésiant	0.085	0.009
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	0.015	0.007
Memantine	maladie d'Alzheimer	0.948	0.112
Mépivacaine	Anesthésiant	0.032	0.008
Methenamine	Antibiotique	<0.01	<0.01
Picoxystrobin	Antifongique	<0.01	<0.01
Prilocaine	Antiviral	0.322	0.046
Ribavarine	Virucide	<0.5	<0.5
Sulfaméthoxazole	Antibiotique	<0.1	<0.1
Ticlopidine	Anti-coagulant	0.042	0.005
Trimétazidine.2HCl	Anti-anginal	<0.01	<0.01
Xipamide	Diurétique	<0.01	<0.01
API 1		<0.01	<0.01
API 2		<0.01	<0.01
API 3		<0.01	<0.01
API 4		0.02	<0.01
API 5		déTECTÉ	<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 avec un maximum de 0.02 µg/L.

Par rapport aux produits phytosanitaires, les concentrations maximales observées pour certains produits pharmaceutiques comme la mémantine (nouvelle production en 2014) et la prilocaïne peuvent s'avérer élevées (respectivement 0.95 et 0.3 µg/L). Le sulfaméthoxazole, un antibiotique sulfamidé et le diclofenac, un analgésique introduit dans la liste des substances analysées en 2012, ne sont pas produits par les industries du Valais, seul le diclofenac a été détecté dans les eaux du Rhône à des concentrations inférieures au seuil de quantification (0.01 µg/L). Notons que ces deux derniers API cités font partie de la liste des substances à suivre dans les rejets des STEP domestiques qui seront équipées d'un traitement pour éliminer les micropolluants (DETEC, 2009).

Pour l'année 2014, on observe des concentrations élevées en début et fin d'année sur 8 échantillons avec la présence marquée de mémantine sur les 4 premiers échantillons de l'année et prilocaïne avec un pic à 0.3 µg/L sur le dernier échantillon de l'année, celui de la fin de l'année 2013 provient également de la prilocaïne pour une concentration de 1.46 µg/L. A l'exception de ces valeurs élevées, la somme des concentrations en 2014 et 2013 montre une baisse par rapport aux années précédentes (figure 6).

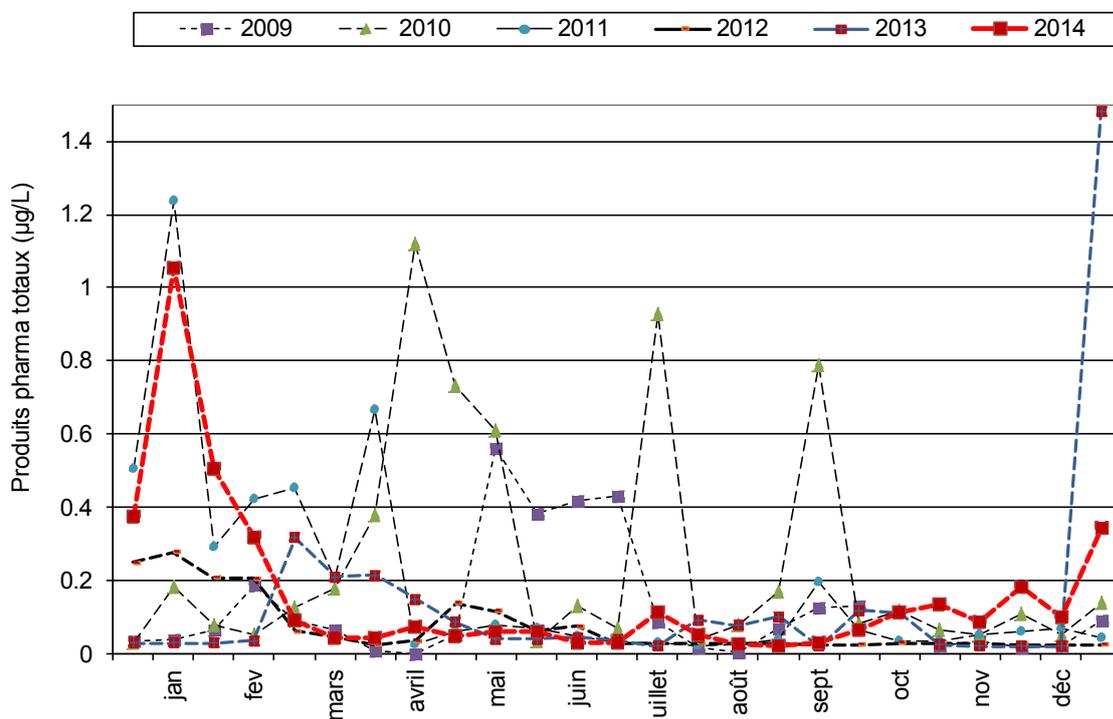


Figure 6 : Somme des concentrations des produits pharmaceutiques analysés au cours de l'année dans le Rhône à la Porte du Scex de 2009 à 2014.

Figure 6 : Sum of concentrations of pharmaceuticals analyzed during the year in the Rhône river at the Porte du Scex from 2009 to 2014.

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

Ainsi, l'apport annuel de Memantine et Prilocaïne au Rhône s'élève respectivement à 278 et 199 kg de matière active ce qui représente, une moyenne annuelle de 760 et 545 g par jour et dépasse largement la ligne directrice édictée pour les API (200 g par jour par substance). Cette valeur cible est dépassée par au moins une substance dans la moitié des résultats à disposition.

A la lecture de ces résultats, on constate qu'une moyenne annuelle doit être relativisée, mais également que le mode opératoire de prélèvement en vigueur à la Porte du Scex (3 x 2 mL par heure durant 14 jours) est susceptible d'atténuer d'un facteur de 25 des pics de polluants 100 fois plus élevés que la mesure de base si les rejets ont lieu dans un laps de temps suffisamment court.

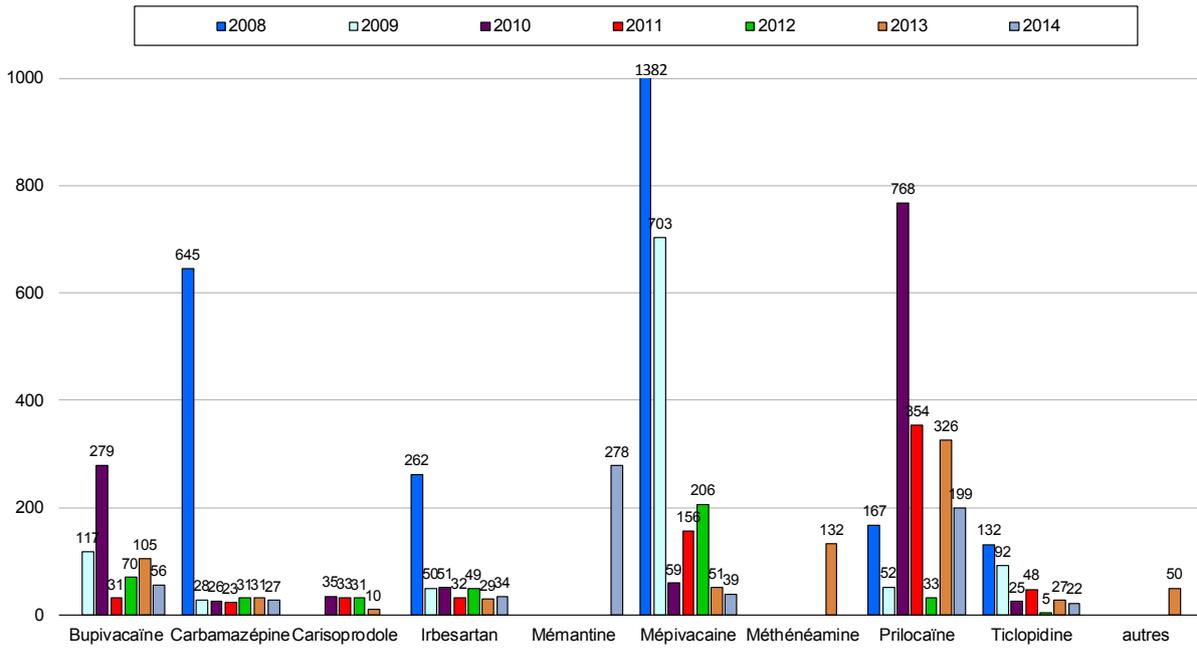


Figure 7 : Charges calculées (en kg/an) en produits pharmaceutiques retrouvés dans les eaux du Rhône de 2008 à 2014.

Figure 7 : Calculated loadings of pharmaceuticals detected in the Rhône river between 2008 and 2014.

Pour les produits pharmaceutiques mentionnés ci-dessus, les charges calculées en 2012 et 2014 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.

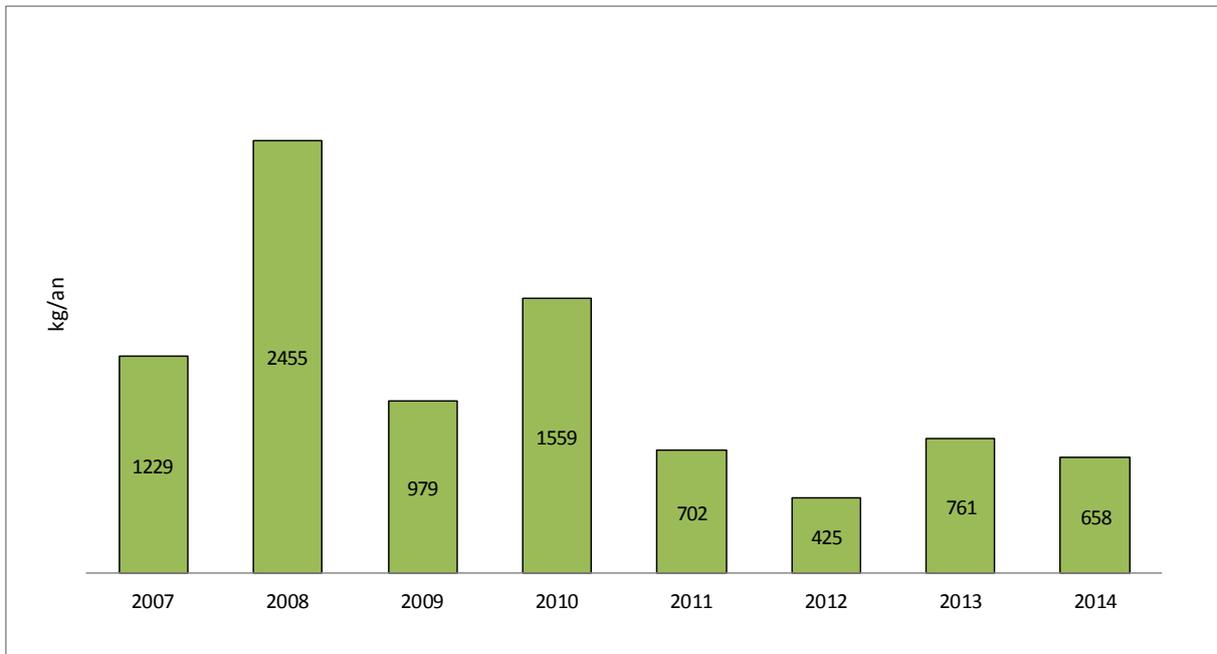


Figure 8 : Evolution des charges des produits pharmaceutiques analysés au cours de l'année dans le Rhône à la Porte du Scex de 2008 à 2014.

Figure 8 : Loadings evolution of pharmaceuticals analyzed in the Rhône river during the year in at Porte du Scex from 2008 to 2014.

Les charges des substances pharmaceutiques retrouvées dans les eaux du Rhône en 2014 (figure 8) sont à la baisse par rapport à 2013 mais plus hautes que 2011 et 2012, elles s'élèvent à 658 kg/an, comparées aux 761 kg en 2013, pour les médicaments recherchés. En 2014 la part la plus importante revient à la mémantine (278 kg) suivi par la bupivacaine avec 56 kg.

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 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) n'était intervenue depuis la fin juin 2012, cette maîtrise n'a pas été tenue au cours de l'année 2013 avec de nombreux dépassements. Au cours de l'année 2014, l'industrie a augmenté ses contrôles interne et a pu réduire les pertes de substance, mais les dépassements de la valeur des 200 g/j sont restés nombreux et plus particulièrement pour la Mémantine nouvellement introduite en production. Suite à ce constat, l'entreprise concernée s'oriente actuellement plutôt vers un traitement en bout de chaîne à l'aide de charbons actifs.

4.5 AUTRES SUBSTANCES

Deux autres substances non-volatiles ont fait l'objet d'un suivi depuis 2008 pour le tolyltriazone et depuis 2010 pour le benzotriazole. 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. 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 tolyltriazone 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 2014 sur les échantillons moyens de 14 jours varient entre la limite de quantification (0.01 µg/L) et 0.15 µg/L avec une moyenne de 0.05 µg/L. Les concentrations demeurent relativement constantes durant toute l'année. Le flux annuel était stable depuis ces six dernières années (figure 9), mais a diminué de moitié en 2014 avec 105 kg/an.

Le tolyltriazone analysé depuis 2010 présente en 2014 des valeurs variant entre la limite de quantification (0.01 µg/L) et 0.09 µg/L avec une moyenne de 0.03 µg/L. Le flux annuel s'élève à 128 kg et est en baisse par rapport aux cinq dernières années.

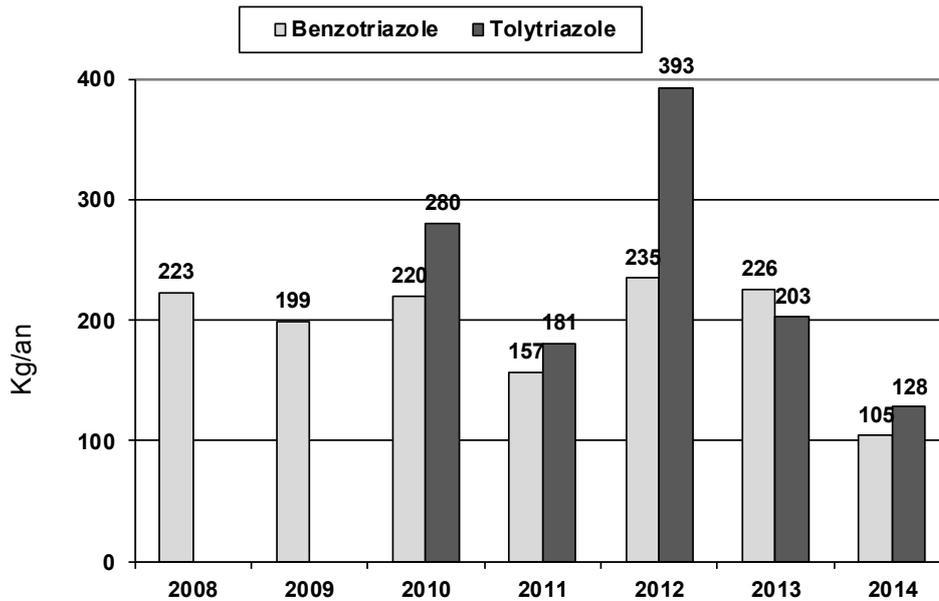


Figure 9 : Evolution des charges en Benzotriazole et en Tolytriazole mesurées dans le Rhône à la Porte du Scex de 2008 à 2014

Figure 9 : Loadings evolution of Benzotriazole and of Tolytriazole detected in the Rhône river at Porte du Scex between 2008 and 2014

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 (C₄H₈O₂, N° CAS 123-91-1) est un di-éther cyclique, solvant très soluble dans l'eau, stable, peu volatile, très peu biodégradable dans les STEP et non adsorbable sur les filtres à charbon actif. Il est classé par le centre international de recherche sur le cancer (CICR) dans la catégorie 2B (cancérogène possible pour l'homme). Son écotoxicité (PNEC) n'est pas connue.

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 (stabilisation des cations en solution 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.

La législation suisse ne définit pas de valeur limite pour le 1,4-dioxane dans l'eau potable, les eaux souterraines, les eaux de surface ou les eaux usées. L'OMS a recommandé en 2005 une valeur limite de 50 µg/L pour l'eau potable. Se basant sur des données toxicologiques plus récentes, 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.

La recherche de cette substance dans les eaux de surface en 2014 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.

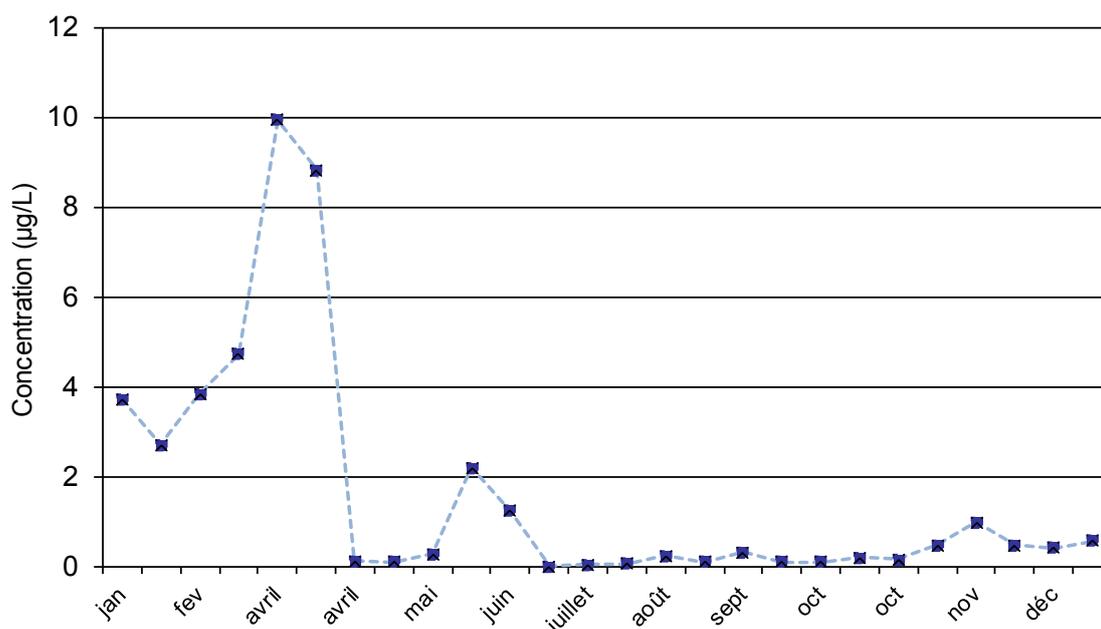


Figure 10 : Concentrations en 1,4-dioxane décelées dans le Rhône à la Porte du Scex en 2014.

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

Pour le 1,4-dioxane, les concentrations enregistrées dans les eaux du Rhône en 2014 sur les échantillons moyens de 14 jours varient entre la limite de quantification (0.08 µg/L) et 10 µg/L avec une valeur médiane de 0.37 µg/L (moyenne de 1.6 µg/L). Les concentrations se sont révélées plus hautes en début d'année (figure 10). La charge annuelle calculée sur l'année 2014, s'élève à 6'250 kg. 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 supérieures à 15 tonnes par an (le double de la charge calculé en 2014), raison pour laquelle le 1,4-dioxane est présent dans le lac à une concentration moyenne de 0.3 µg/L.

5. CONCLUSIONS

La charge des produits phytosanitaires transitant par le Rhône poursuit sa baisse par rapport aux années précédentes, elle atteint environ 414 kg par rapport aux 512 kg en 2013. Les charges les plus importantes en 2014 proviennent du glyphosate (121 kg) qui n'est pas produit dans les industries du Valais. La diminution des charges est à mettre essentiellement sur le compte de l'amélioration des rejets industriels : les charges de pesticides produits ou formulés par l'industrie diminuent encore cette année pour atteindre 128 kg/an contre 235 kg en 2013 soit environ 9% des quantités calculées en 2006. Ces résultats démontrent l'efficacité des mesures mises en œuvre par les industries concernées, mais également qu'un rejet non contrôlé, comme l'amidosulfuron déséquilibre rapidement le bilan.

Au niveau des principes actifs pharmaceutiques recherchés, les charges cumulées des 16 substances prises en compte en 2014 est en légère baisse (658 kg) par rapport à 2013 (761 kg) mais reste plus élevé qu'en 2012 (425 kg). 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. Notons également que le mode d'échantillonnage mis en place ne permet que d'appréhender une valeur « quotidienne » moyenne, calculée à partir d'un échantillon de 14 jours. Aussi, un pic sporadique (quelques heures) de pollution se trouve fortement atténué dans un échantillon moyen de deux semaines.

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 et prilocaïne) sont toujours au-dessus de la limite fixée par le Canton du Valais et ce pour la moitié des échantillons annuels. L'industrie en cause est consciente du problème et de sa non-conformité, elle suit de près ses rejets, reste active dans la mise en place des mesures correctives et envisage une solution de traitement en bout de chaîne.

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 marquée de 1,4-dioxane dans la nappe phréatique à Viège et dans une moindre mesure le long de la plaine du Rhône jusqu'à Fully. Ce solvant très soluble dans l'eau, non suivi dans les eaux de surface jusqu'à présent est entré dans la liste des micropolluants suivis dans les eaux du Rhône car il a été également retrouvé dans les eaux du Léman. La charge véhiculée par le Rhône a été estimée à plus de 6 tonnes sur 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, notamment par des actions d'information et de sensibilisation proposant des alternatives avec la promotion des bonnes pratiques comme l'entretien des espaces verts en ville sans pesticide.

BIBLIOGRAPHIE

- BERNARD, M. ARNOLD, C., EDDER, P. et ORTELLI, D. (2007) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 163-172.
- BERNARD, M. et ARNOLD, C. (2008) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2007, 139-148.
- BERNARD, M. et ARNOLD, C. (2009) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2008, 145-153.
- BERNARD, M. et ARNOLD, C. (2010) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2009, 131-142.
- BERNARD, M. ARNOLD, C et MANGE, P. (2011) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2010, 87-98.
- BERNARD, M. ARNOLD, C MANGE, P et OBRIST, D. (2012) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2011, 122-138.
- BERNARD, M. ARNOLD, C MANGE, P et OBRIST, D. (2013) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2012, 141-162.
- BERNARD, M. et MANGE, P (2014) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2013, 132-150.
- Conseil d'Etat du Valais. (2014) : Pollution entre Viège et Niedergesteln, nouveaux résultats, Communiqué pour les médias, 20 mai 2014.
- DETEC (2009) Déversement de substances organiques en traces dans les eaux. Rapport explicatif relatif à la modification de l'ordonnance sur la protection des eaux (Oeaux), Projet du 18 novembre 2009.

- EDDER, P., ORTELLI, D. et RAMSEIER, S. (2006) : Métaux et micropolluants organiques. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2005, 65-87.
- EDDER, P., ORTELLI, D., KLEIN, A. et RAMSEIER, S. (2008) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux et sédiments du Léman. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2007, 57-84.
- GIGER, W., SCHAFFNER, C. and KOHLER, H.-P. (2006) : Benzotriazole and Tolytriazole 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.
- 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).
- ORTELLI, D., EDDER, P., RAPIN, F. et RAMSEIER GENTILE, S. (2009) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux et sédiments du Léman. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2008, 59-71.
- ORTELLI, D., EDDER, P., RAPIN, F. et RAMSEIER GENTILE, S. (2011) : Métaux et micropolluants organiques dans les rivières et les eaux du Léman. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2010, 65-86.
- ORTELLI, D., EDDER, P., KLEIN, A. et 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.
- ORTELLI, D., EDDER, P., KLEIN, A. et RAMSEIER GENTILE, S. (2014) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux du Léman. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2013, 69-82.
- 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 prélevement moyen 14 jours	06.01.2014	20.01.2014	03.02.2014	17.02.2014	03.03.2014	17.03.2014	31.03.2014	14.04.2014	28.04.2014	12.05.2014	26.05.2014	10.06.2014	24.06.2014	07.07.2014	21.07.2014	04.08.2014	19.08.2014	01.09.2014	15.09.2014	29.09.2014	14.10.2014	27.10.2014	11.11.2014	24.11.2014	08.12.2014	22.12.2014			
Limite quantitatif	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01		
Metolachlor													bmdl	bmdl													bmdl		
Metoxuron																												0	
Metsulfuron-methyl																												0	
Molinate																												0	
NOV-14-BOC																												0	
Oryzalin																												0	
Oxadixyl																												0	
Penconazole																												0	
Phosalone																												0	
Pinoxaden																												0	
Pirimicarb													bmdl	bmdl	bmdl			bmdl	bmdl									bmdl	
Pretilachlor																												0	
Profenofos																												0	
Prometryn																												0	
Propamocarb																												0	
Propanil																												0	
Propiconazol	<0.2															bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	0.030	0.012		bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	0.030	
Propoxur	<0.01																											0	
Prosulfocarb	<0.01																											0	
Pymetrozine	<0.01																											0	
Pyrifenox	<0.01																											0	
Pyriftalid	<0.01																											0	
Simazine	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl		bmdl											bmdl										
Simazine-2-hydroxy	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl		bmdl		bmdl																		0	
Solanol	<0.01																											0	
Spinosad A	<0.01																											0	
Tebuconazol	<0.01												bmdl	bmdl				bmdl				bmdl			bmdl		bmdl	bmdl	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	0.012	0.026	bmdl	bmdl	0.026																		
Terbutylazine-2-hydroxy	<0.01																											bmdl	
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	
Triflumuron	<0.01																											0	
Trifluralin	<0.5																											0	
Total (pesticides)	111	0.018	0.031	0.029	0.018	0.014	0.074	0.160	0.392	0.124	0.060	0.243	0.014	0.300	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.046	0.035	0.000	0.015	0.000	0.000		
Benzotriazole	<0.01	0.051	0.04	0.062	0.049	0.046	0.0535	0.044	0.0445	0.042	0.0265	0.027	0.005	0.005	0.012	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.0155	0.005	0.047	0.013	0.062
Tolytriazole	<0.01	0.087	0.038	0.038	0.044	0.040	0.042	0.038	0.048	0.024	0.023	0.061	0.020	0.005	0.005	0.005	0.005	0.030	0.013	0.025	0.036	0.033	0.029	0.022	0.022	0.017	0.087		
1,4-dioxane	<0.05	3.74	2.70	3.85	4.74	9.96	8.82	0.12	0.11	0.28	2.21	1.23	0.01	<0.05	0.05	0.23	0.09	0.32	0.10	0.09	0.20	0.16	0.47	0.98	0.48	0.42	0.58	9.96	
Produits pharma																													
Bupivacaine	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl				bmdl		bmdl	0.085	0.029	bmdl		bmdl	bmdl	bmdl	0.019	0.014	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	0.085	
Carbamazepine	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl																								
Carisoprodol	<0.01																											0	
Deanol	<0.01																											0	
Diclofenac	<0.01												bmdl	bmdl					bmdl	bmdl	bmdl	bmdl							
Irbersartan	<0.01	bmdl	0.014	0.014	bmdl	0.013	0.015	bmdl	0.013	0.012	0.011	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	0.015													
Memantine		0.278	0.948	0.358	0.192	0.037								0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.018	0.046	0.059	0.028	0.011	0.005	0.005	0.005	0.948		
Mepivacaine	<0.01		bmdl	0.029	0.018	0.014	0.015	0.016	0.032	0.011	0.014	0.024	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl		bmdl		bmdl								0.032	
Methenamine	<0.01																											0	
Picoxystrobin	<0.01																											0	
Prilocaine	<0.01	0.083	0.074	0.096	0.093	0.019	bmdl	0.019	0.036	0.025	0.034	0.026	0.014	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl		bmdl	bmdl	0.023	0.018	0.147	0.075	0.059	0.322	0	
Ribavarine	<0.5																											0	
Sulfometoxazole	<0.01																											0	
Ticlopidine	<0.01												bmdl	bmdl				bmdl	0.026	0.042	0.014	0.011	bmdl	bmdl			0.042		
Trimetazidine.2HCl	<0.01																											0	
Xipamide	<0.01																											0	
Débit du Rhône	(m³/s)	83	136	129	124	105	113	123	147	181	192	231	339	326	277	365	284	197	221	148	96	148	140	123	133	132	83	365	

MESURES DE LA PRODUCTION PRIMAIRE TRANSITION DES PROTOCOLES ^{14}C - ^{13}C

MEASUREMENTS OF PRIMARY PRODUCTION TRANSITION OF THE ^{14}C – ^{13}C PROTOCOLS

CAMPAGNE 2013 ET COMPLÉMENTS 2014

PAR

Marie-Elodie PERGA, Remy TADONLEKE et Pascal PERNEY

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

1. OBJECTIFS

Jusqu'en 2012, les mesures de production primaire en milieu pélagique ont été réalisées, au CARTELE, par des procédures d'incubation avec du ^{14}C -bicarbonate de sodium et des mesures d'incorporation de la radioactivité par scintillation. La manipulation de la radioactivité exige des habilitations à renouveler régulièrement, des installations dédiées, des procédures exigeantes, et génère un coût important de traitement de grande quantité de déchets radioactifs. En 2012, il a été décidé de modifier le protocole de mesure en passant à l'incubation avec de ^{13}C -bicarbonate de sodium dont l'incorporation dans la biomasse est mesurée par spectrométrie de masse isotopique. Globalement, le principe de la méthode est similaire et la mesure de la production primaire au

^{13}C -bicarbonate de sodium est une procédure assez courante notamment dans les études océanologiques (Hama *et al.* 1983). Néanmoins, pour assurer la continuité des séries de données de l'Observatoire OLA (sur les lacs Léman, le Bourget et Annecy, et financées respectivement par la CIPEL, le CISALB et le SILA), et en raison de cette transition méthodologique, les protocoles ^{14}C et ^{13}C ont été réalisés conjointement dans la première moitié de l'année 2013. Ce rapport présente les bilans des tests comparatifs réalisés en 2013, soulève les difficultés rencontrées et présente les solutions testées en 2014.

Comparaison des deux protocoles en 2013

Les deux méthodologies diffèrent en plusieurs points qui avaient été identifiés, *a priori*, comme susceptibles de générer des différences dans les valeurs de production primaire mesurées par les deux méthodes.

- a) **Nature des filtres.** Dans le protocole initial (^{14}C), la matière organique particulaire était retenue, en fin d'incubation, sur des filtres de nitrate de cellulose (taille de pore nominale 0.8 μm). Dans le nouveau protocole, les filtres utilisés, qui ne doivent pas contenir de carbone, sont en fibre de verre (GF/F), avec une taille nominale de pore qui peut être un peu plus faible (0.7 μm). Des tests préliminaires ont démontré que la quantité de matière retenue sur les filtres en fibre de verre est ainsi d'environ 15% supérieure à celle retenue sur les filtres polycarbonate.
- b) **Sensibilité de la méthode et limites de détection.** La méthode ^{13}C est moins sensible que la méthode ^{14}C , et les mesures en spectrométrie de masse isotopique nécessitent une masse minimale de 100 μgC , parfois difficile à atteindre en fonction de la saison et des volumes d'incubation.

Au final, les modifications des volumes d'incubations et de la sensibilité des méthodes pourraient introduire un biais systématique à estimer.

Les mesures d'incorporation ^{14}C et ^{13}C ont été réalisées conjointement en 2013 pour 7 campagnes CIPEL, complétés par 3 campagnes sur le lac d'Annecy et 4 sur le lac du Bourget. Chaque mesure couplée a été réalisée à 4 profondeurs et pour chaque point 2 volumes d'incubations (120 et 290 ml) ont été testés.

L'intercalibration a toutefois rencontré un certain nombre de difficultés. Le protocole ^{13}C implique un nombre d'échantillons (4 incubations ; i.e. 3 filtres blancs et 1 filtre noir ; par profondeur X 2 volumes) et de manipulations (filtrations avant **et** après incubations) supérieur à celui basé sur le ^{14}C (3 incubations par profondeur, filtration après incubation). La réalisation conjointe, sur le bateau, des deux protocoles a triplé la quantité de travail pour les techniciens de prélèvement. Cette surcharge, ajoutée à la nouveauté du protocole, a généré des confusions dans les échantillons sur le terrain. En terme d'analyses, le laboratoire prestataire des analyses isotopiques, basé en Californie, a rendu les résultats avec parfois plus de 6 mois de délai, ce qui a fortement limité la réactivité dans l'ajustement du protocole.

Pour les séries pour lesquelles les confusions ont été éliminées (6 campagnes * 4 profondeurs), il existe toutefois des **corrélations fortes entre les mesures réalisées en ^{13}C et ^{14}C** ($r^2=0.74$, $p<0.05$; figure 1).

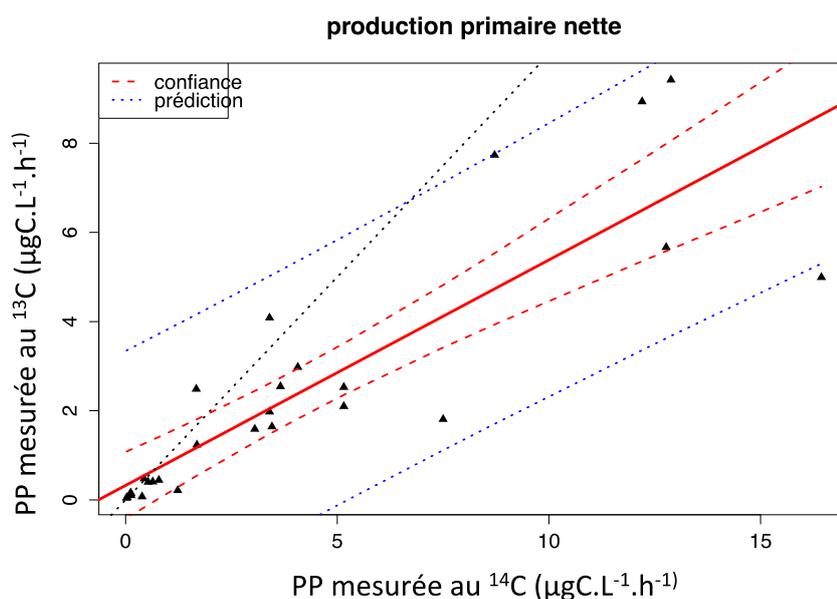


Figure 1 : Comparaison des mesures de production primaire avec les méthodes ^{14}C et ^{13}C pour la campagne d'intercalibration de 2013 et modèles de régression linéaire avec intervalle de confiance (ligne pointillée rouge) et de prédiction (ligne pointillées bleue) associés. La ligne pointillée noire correspond à une égalité stricte dans les résultats des deux méthodes (1:1). Les modèles sont similaires pour les trois lacs.

Figure 1 : Comparison of the primary production measurements with the ^{14}C and ^{13}C methods for the 2013 inter-calibration campaign and linear regression models with associated confidence (dotted red line) and prediction (dotted blue line) intervals. The dotted black line corresponds to a strict equality in the results of both methods (1:1). The models are similar for the three lakes.

Si les mesures réalisées au ^{13}C peuvent être reliées de façon prédictive à celles réalisées selon l'ancien protocole au ^{14}C , elles ont toutefois tendance à sous-estimer la production primaire (d'environ 40%) pour des valeurs supérieures à $10 \mu\text{gC.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$ (soit 18% des valeurs mesurées avec la méthode ^{14}C en 2013).

Cette sous-estimation systématique exclut le possible biais dû à la taille des pores du filtre (qui aurait dû conduire au contraire à des valeurs surestimées). Cette sous-estimation s'observe quel que soit le volume d'incubation. Les mesures réalisées sur des incubations dans 290 ml posent toutefois moins de problème analytique au prestataire.

En novembre 2013, des tests supplémentaires avec différentes conditions d'incubations et différentes origines des échantillons ont été réalisés, pour créer une gamme élargie de production primaire (figure 2). Ils ont permis d'exclure un biais potentiel causé par l'utilisation ou non de fixateur après incubation (sans préservation, lugol sans acétate ou formol ; résultats non présentés). Ils confirment toutefois la sous-estimation quasi systématique de la méthode ^{13}C par rapport à la méthode des radio-isotopes (figure 2).

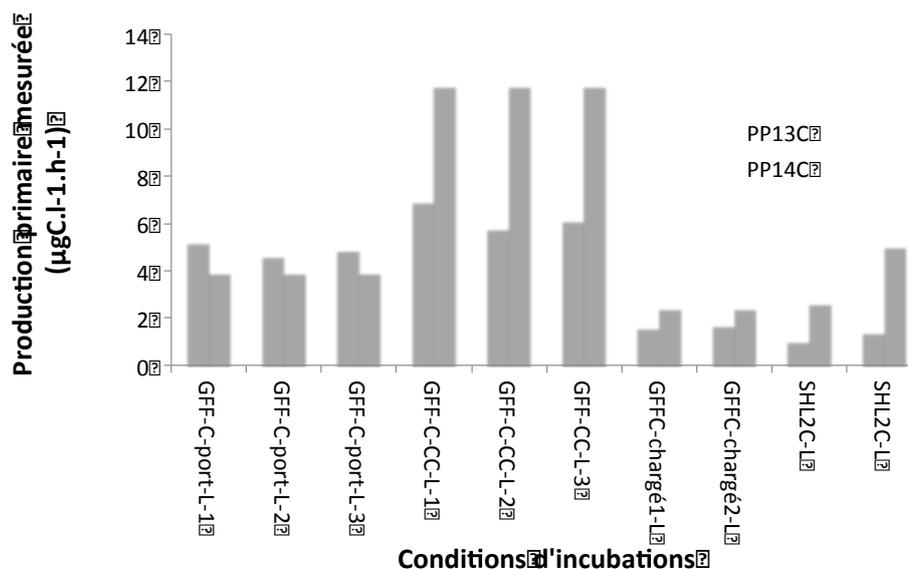


Figure 2 : Résultats des tests comparatifs de novembre 2013 : Comparaison des mesures de production primaire par les deux méthodes dans différentes conditions d'incubations (dans le port ou en chambre climatisée (« CC ») et pour différentes origines (eaux du point de référence SHL2 ou issues de milieux chargés en matière organique).

Figure 2 : Results of the comparative tests from November 2013: Comparison of primary production measurements using both methods in different incubation conditions (in the port or in an air-conditioned room and for different origins (water from the reference point SHL2 or from environments loaded with organic matter).

Tests réalisés en 2014

Au fur et à mesure des tests de l'année 2014, le protocole a pu être réajusté (volumes d'incubation, élimination de mesures coûteuses et inutiles, nombre de répliquats nécessaires, rinçages des échantillons). Mi-2014, nous avons aussi changé de laboratoire prestataire des analyses isotopiques et opté pour le GEOTOP (Montréal) qui fournit une meilleure réactivité et des délais plus courts (de l'ordre de 2 mois). Les coûts sont toutefois légèrement plus élevés. Le poste de travail du technicien sur le terrain et au laboratoire a été réorganisé pour éliminer tout problème de confusion d'échantillon et la traçabilité a été considérablement améliorée.

L'habilitation à la manipulation et au stockage de matériel radioactif au CARTEL a été échuée fin 2013. Les tests supplémentaires devaient par conséquent résoudre le problème de la sous-estimation systématique des valeurs de PP par le protocole ¹³C sans avoir recours aux comparaisons des deux méthodes.

L'article à l'origine du protocole de transition entre mesures de la production primaire ¹³C/¹⁴C date d'une trentaine d'années (Hama *et al.* 1983). Il est fondée sur 25 points de comparaison entre les deux protocoles et l'ajustement est quasi-parfait (aucune sous-estimation).

Une relecture du papier fondateur identifie des différences nettes entre le protocole que nous avons appliqué et celui recommandé, ce qui pourrait expliquer la sous estimation de PP avec le protocole utilisé en 2013.

L'enrichissement isotopique recommandé dans le papier de référence (Hama *et al.* 1983) est de 4-14% (ratio isotopique nominal en ¹³C inorganique dans les incubations). L'abondance naturelle en ¹³C dans les eaux du Léman est de l'ordre de 1,09%, et les proportions atteintes dans les incubations enrichies ne sont que de 1,8%. L'enrichissement réalisé est donc trop faible pour satisfaire à la demande photosynthétique et l'incorporation du ¹³C-bicarbonate de sodium lorsque la PP > 10 µgC.l⁻¹.h⁻¹ (ou environ 40 µgC.l⁻¹ sur la durée totale d'incubation) est limitée par la quantité en substrat marqué, suite à la présence d'équilibre chimique (effet plateau). Il faut donc augmenter les ajouts de ¹³C-bicarbonate de sodium afin d'atteindre un marquage suffisant (%¹³C=4-7%) en augmentant les concentrations en carbone inorganique dissous total (CID) (au delà de 7-8%, les ajouts de CID pourraient stimuler la production primaire (Hama *et al.* 1983)).

Des tests supplémentaires ont été réalisées en octobre 2014, afin d'ajuster la concentration optimale nécessaire en substrat.

Des échantillons d'eau du lac ont été incubés en chambre de culture pendant 2h30, 5h10 et 7h40, avec ajout de ^{13}C -bicarbonate de sodium à enrichissement de 1,8% (ajout similaire à celui utilisé pendant la campagne 2013), 5,0% (ajout 5 fois supérieur à celui de 2013) et 8,7% (ajout 10 fois supérieur à celui de 2013). Les quantités de C fixé pendant les phases d'incubations ont été calculées pour détecter les effets seuil.

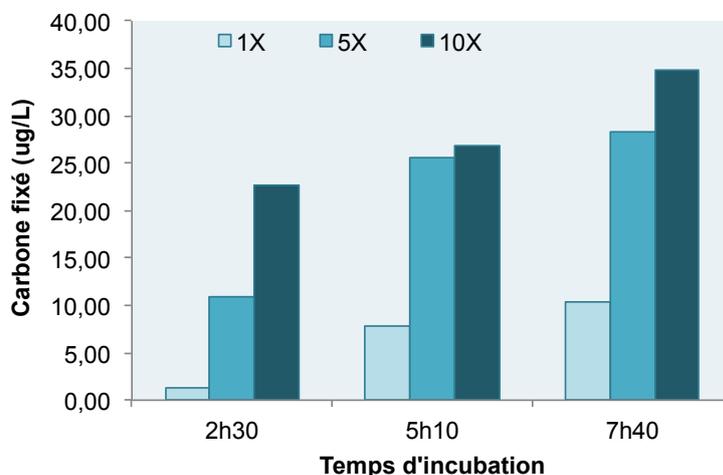


Figure 3 : Résultats des tests de mesures de carbone fixé de 2014, avec augmentation des temps d'incubations et pour des ajouts dosés de substrat marqué (1X :identique au protocole 2013 ; 5X : 5 fois et 10X : 10 fois supérieur au protocole 2013).

Figure 3 : Results of the 2014 measurement tests for fixed carbon, with increase in incubation periods and for dosed additions of labeled substrate (1X: identical to 2013 protocol; 5X: 5 times and 10X: 10 times higher than the 2013 protocol).

Les mesures de carbone fixé pour un ajout faible de ^{13}C (1,8% ou 1X le dosage utilisé en 2013) sont toujours très inférieures à celles estimées par des ajouts plus proches des valeurs recommandées par Hama et al (1983). Les valeurs mesurées n'augmentent pas significativement entre les temps d'incubation de 5h10 et 7h40 (10 $\mu\text{gC.l}^{-1}$) pour le dosage 1X, confirmant ainsi l'existence d'un effet plateau pour cette valeur d'ajout de substrat marqué. Les valeurs mesurées lors des ajouts marquées 10 X supérieures à la valeur initiale sont toujours supérieures à celles mesurées par des ajouts 5 fois supérieurs. Les valeurs mesurées avec un ajout 10X à des temps d'incubation court (2h30) pourraient résulter d'une stimulation de la production primaire par des ajouts de bicarbonate trop élevés (Hama et al, 1983). Par contre, la différence entre des ajouts 5X et 10X est négligeable pour des temps d'incubation de 5h10, proches de ceux réalisés sur le terrain, et de l'ordre de 20% pour des temps d'incubation supérieurs (figure 3).

2. CONCLUSION

L'ajout de ^{13}C -bicarbonate de sodium à une valeur 5X supérieure à celle utilisée lors du protocole 2013 (5,0% de ^{13}C en concentration nominale, soit 2 mg de ^{13}C /fiolle de 290 ml) semble donc le meilleur compromis, limitant à la fois l'effet plateau et la stimulation artéfactuelle de la production primaire. Il s'agit donc du dosage pour lequel nous avons opté pour la campagne de suivi 2015, dont le protocole final est présenté dans l'annexe.

BIBLIOGRAPHIE

HAMA, T.; MIYAZAKI, T.; OGAWA, Y.; IWAKUMA, T.; TAKAHASHI, M.; OTSUKI, A.; ICHIMURA, S., Measurement of Photosynthetic Production of a Marine-Phytoplankton Population Using a Stable C-13 Isotope. *Mar Biol* **1983**, *73*, (1), 31-36.

MA-Prel-01v1	Mesure de la production primaire (production du phytoplancton) par la méthode au carbone 13	UMR CARTEL
Création : 17.02.2014 Maj : 26.09.2014 Page : - 167 / 4 -		Station d'hydrobiologie lacustre Université de savoie 75 avenue de Corzent BP 511 74203 Thonon-les Bains cedex tel : 04.50.26.78.00 / fax 07.60

1. OBJET ET DOMAINE D'APPLICATION

Ce mode opératoire a pour but d'expliquer les différentes étapes permettant de mesurer et d'estimer la production primaire par le phytoplancton dans les lacs à partir de la méthode au carbone 13 (isotope stable). La production primaire du phytoplancton est la synthèse de matière par unité de temps réalisée par les micro-algues vivant dans la colonne d'eau des écosystèmes aquatiques, principalement à partir de la matière minérale et d'une source d'énergie qui est la lumière. Ce processus, réalisé par les organismes autotrophes (micro- et macro-algues, plantes terrestres) en générale, est attribué à la photosynthèse. Ces organismes constituent les premiers maillons de la chaîne trophique traditionnelle, et cette matière qu'ils synthétisent par photosynthèse est une source de nourriture majeure pour les organismes des niveaux trophiques supérieurs.

2. DOCUMENTS DE RÉFÉRENCE

Hama et al. 1983, Marine Biology 73 : 31-36

3. LISTE DE DIFFUSION ET SI NÉCESSAIRE NIVEAU DE CONFIDENTIALITÉ

Néant

4. HYGIÈNE ET SÉCURITÉ

Prévoir une poubelle pour l'élimination des déchets liquides et solides.

5. PRINCIPE DE LA MÉTHODE

La méthode consiste à prélever des échantillons à des profondeurs définies, inoculer ces échantillons avec un volume précis d'une solution de traceur isotopique (ici un isotope stable, le carbone 13), et à mettre en incubation in situ ces échantillons pendant une certaine durée pour évaluer la vitesse de production du carbone par les micro-algues dans le lac.

6. MATÉRIELS ET PRODUITS NÉCESSAIRES

Pour le terrain :

- 1 flacon de lugol sans acétate
- Solution de ZnCl₂ à 50% weight/volume
- HCl 2 %
- ampoules contenant la solution de bicarbonate-¹³C (5ml)
- micro-pipette distributrice (5 et 50 ml) avec les embouts adaptés
- flacons 20 ml avec bouchons, et capsules à sertir
- ligne d'incubation
- corde (pour attacher la bouée au bateau)
- bouée & mousquetons
- glacière réservée à la production primaire et pack de glace (si nécessaire)
- 5 (Annecy, Bourget) ou 9 (Léman) kits d'incubation complets : comprenant chacun 4 flacons de 290 ml (dont 3 clairs et 1 noir) et le support muni d'un mousqueton
- flacons de 290 ml supplémentaires par profondeur (pour le POC *Carbone particulaire organique*)
- Egaliser les niveaux avec la tige en verre qui se trouve dans la glacière de matériel
- poubelle / essuie-tout
- L'abaque de calcul du tiers médian de la journée solaire ou incubation minimale de 4 heures
- boîtes multi puits (6 trous) identifiées pour stocker les filtres après filtration sans risque de contamination.
- Unité de filtration 12 puits avec des rehausses, et pompe à vide
- filtres membrane GF/F 25 mm (whatmann), préalablement calcinés 4 heures à 400 °C

Au laboratoire (matériel à préparer et travail à faire avant tout départ sur le terrain) :

- filtres membrane GF/F 25 mm (whatmann), préalablement calcinés 4 heures à 400 °C
- Unité de filtration 12 puits avec des rehausses, et pompe à vide
- Capsules en étain 10 X 10 (ref : D5216 chez SYLAB)

Préalable : préparer la solution de bicarbonate ¹³C de Na, mettre en ampoules et sceller

Matériel nécessaire à la préparation de la solution de travail :

- Bicarbonate de sodium marqué au ¹³C (sigma-Aldrich)
- Eau Ultrapure stérile sans carbone (filtrée sur filtre porosité 0.2 µm, puis autoclavée)
- Fioles jaugées de 100 mL préalablement autoclavées
- Ampoules en verre autocassables pour conservation de la solution
- Pipettes 50-5000 µL
- Bec Bunsen

Préparation de la solution de travail :

- Peser 1570 mg de bicarbonate de sodium-¹³C
- Mettre dans la fiole jaugée et compléter à 100 ml avec de l'eau ultrapure stérile sans carbone

- Bien dissoudre, aliquoter et placer dans les ampoules, puis sceller. Identifier individuellement chaque Ampoule (étiquette et n°, fichier documents de référence)

Pour l'analyse du carbone inorganique dissous (DIC), remplir le flacon de 20 ml, ajouter 100 µL de ZnCl₂, sertir.

Pour l'analyse du carbone organique particulaire (POC) initial dans les échantillons :

- 2 flacons de 290 ml identiques à ceux utilisés pour l'incubation
- Filtres GF/F, Ø 25 mm, préalablement calciné à 400°C pendant 4h (2 par profondeur)
- Solution HCl 2 % (dans une pissette), préparée avec de l'eau ultrapure autoclavée
- Matériel de filtration (pompe à vide, rosette de filtration avec ouverture de filtration de 25 mm)
- Plusieurs boîtes multi puits
- Glacière + ice packs

Pour l'identification des échantillons :

Ouvrir le dossier (voir lien hypertexte dans documents de références), ajouter à la liste les échantillons à venir (en commençant par le plus profond) le DIC, le POC, et les échantillons du portoir (en commençant par celui à l'obscurité pour chaque profondeur). Le numéro dans la première colonne sert de référence à chaque échantillon, il sera noté sur l'étiquette des flacons de DIC et on notera pour les filtres la position dans les boîtes d'envoi.

7. CONTRAINTES DE LA MÉTHODE

Contraintes liées aux conditions de travail sur le terrain (déplacement de matériel), aux conditions météorologiques, à la durée d'incubation. Après « calcination » des filtres, ne jamais les toucher avec les doigts, utiliser des pinces stérilisées, veiller aux problèmes de contamination.

8. CONTENU DU MODE OPÉRATOIRE

Sur le terrain :

Sur le point (station) de prélèvement :

- remplir le portoir avec ces 4 flacons (3 clairs et 1 noir) et le flacon de 20 ml (pour le DIC) prévus pour chaque profondeur, avec des échantillons d'eau prélevés à cette profondeur
- ajuster les niveaux d'eau dans les 4 flacons avec le système prévu à cet effet, et les ranger dans la glacière à l'obscurité durant la phase de prélèvement. Rappel des profondeurs 0,1,2.5,3.5,5,7.5,10,15,20 m sur le Léman ; 2, 6,10,15,20 m (sur Annecy) et 3, 6,10,15,20 m (sur le Bourget ?)
- dans les 4 flacons du portoir injecter 100µl de la solution de bicarbonate-13C
- mettre les « portoirs » en incubation in situ pendant le tiers médian de la journée solaire ou 4 heures, (noter sur le cahier de terrain le temps d'incubation, le numéro de l'ampoule, ces données serviront pour le calcul de la production primaire. Mettre un lest au bout de la ligne d'incubation, puis accrocher les portoirs en commençant par le plus profond, puis attacher la ligne à la bouée et le collier GPS à la bouée.

Pendant l'incubation de la production :

- filtrer sur la rosette, les échantillons du POC, rincer chaque filtration avec 15 ml d'HCl 2% et stocker les filtres dans les boîtes 6 trous (position 1 et 2) correspondant à la profondeur.
- injecter dans les échantillons DIC 100 µL de ZnCl₂ à 50%, sertir et conserver au froid et à l'obscurité.

Au terme de l'incubation de la production :

- si la filtration ne peut avoir lieu immédiatement, ajouter 1 ml (à l'aide de l'embout 50ml) de lugol sans acétate pour stopper l'activité photosynthétique, agiter légèrement pour bien mélanger.

Au retour au laboratoire (ou sur le bateau) :

- dès que possible, filtrer les échantillons issus de l'incubation sur des filtres GF/F 25 mm calcinés,
- rincer avec 15 ml d' HCl 2%, stocker dans les plaques 6 trous (l'obscur en position 3 les autres en 4, 5, 6) dans un dessiccateur.
- pour l'envoi à l'analyse, plier les filtres (POC et sample) en 8 avec des pinces et insérer la boulette obtenue dans une capsule en étain, replier celle-ci pour obtenir une boulette sans aspérités. Ranger dans une plaque multipuits 24 trous identifiée, repérer chaque boulette/emplacement dans le fichier d'identification. Lorsque la boîte ou la série est finie, scotcher le couvercle, cette boîte sera envoyée en l'état, en même temps que les échantillons prélevés dans les flacons de 20 ml pour l'analyse du DIC.
- lavage des flacons transparent en machine sans lessive (programme 5), les noirs, les portoirs, et les boîtes 6 trous sont rincés à l'eau déminéralisée intérieur/extérieur.

Expédition :

- Lorsque la série est prête (DIC et filtres), remplir les documents destinés au laboratoire d'analyse :
 - La liste d'identification des échantillons
 - facture pro forma (pour le transporteur)
 - le bon de commande préalablement établi
- enregistrer tout ces documents dans un même dossier, nommé : aa/mm/jj-C13-nom et N° du/des lacs
- préparer l'expédition en protégeant les flacons de DIC individuellement, emballer l'ensemble proprement, inscrire l'adresse sur le colis (joindre tout les documents précédemment cités à l'envoi)
- remplir le formulaire d'envoi UPS, et les contacter pour fixer la date d'enlèvement
- contacter le laboratoire pour signaler l'envoi et joindre tous les documents précédemment cités en format informatique
- attendre la réception des résultats, c'est pourquoi l'identification doit être très précise.

9. CALCULS ET INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS :

Le calcul des résultats s'établit grâce à un tableau (voir documents de référence) et est exprimé en $\mu\text{g C/L/heure}$.

A	B	C	D	E	F	G	H
n°	analysis	depth	lake	point	results	position box	comments
101	DIC	2	Bourget02-2014	B	-	-	
102	DIC + 13C	20	Bourget02-2014	B	-	-	
103	DIC + 13C	15	Bourget02-2014	B	-	-	
104	DIC + 13C	10	Bourget02-2014	B	-	-	
105	DIC + 13C	6	Bourget02-2014	B	-	-	
106	DIC + 13C	2	Bourget02-2014	B	-	-	
107	POC 1	20	Bourget02-2014	B	une serie a ur	B4A1	POC filtré sur le bateau
108	POC 2	20	Bourget02-2014	B		B4A2	
109	POC 1	15	Bourget02-2014	B		B4A3	
110	POC 2	15	Bourget02-2014	B		B4A4	
111	POC 1	10	Bourget02-2014	B		B4A5	
112	POC 2	10	Bourget02-2014	B		B4A6	
113	POC 1	6	Bourget02-2014	B		B4B1	
114	POC 2	6	Bourget02-2014	B		B4B2	
115	POC 1	2	Bourget02-2014	B		B4B3	
116	POC 2	2	Bourget02-2014	B		B4B4	
117	filter B	20	Bourget02-2014	B	pas fixé	B4B5	filtration a J+2 (14/02)
118	filter 1	20	Bourget02-2014	B		B4B6	
119	filter 2	20	Bourget02-2014	B		B4C1	
120	filter 3	20	Bourget02-2014	B		B4C2	
121	filter B	15	Bourget02-2014	B		B4C3	
122	filter 1	15	Bourget02-2014	B		B4C4	
123	filter 2	15	Bourget02-2014	B		B4C5	
124	filter 3	15	Bourget02-2014	B		B4C6	
125	filter B	10	Bourget02-2014	B		B4D1	

Numéro d'identification

RAPPORTS TECHNIQUES

Campagne 2014

CONTRÔLE ANNUEL DES STATIONS D'ÉPURATION (STEP)

ANNUAL MONITORING OF WASTE WATER TREATMENT PLANTS (WWTP)

CAMPAGNE 2014

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 2014, 226 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 4'642'920 équivalents-habitants. Le bilan global de l'assainissement en 2014 se base sur les résultats de surveillance de 185 STEP pour le phosphore total et 193 pour la DBO₅, représentant 99% de la capacité du parc épuratoire.

L'année 2014 a vu une diminution des volumes entrants et sortants dans les stations du territoire par rapport à 2013, cohérents avec une baisse notable de la pluviométrie. Les performances des STEP du bassin versant du Léman pour le paramètre phosphore sont stables en 2014 par rapport à leur niveau de 2013, comme en témoigne le rendement moyen d'épuration (90%). 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 2'372 tonnes d'O₂ et le rendement d'épuration est de 96%. 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.

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 314 L · EH⁻¹ · j⁻¹ observée en 2014 reste élevée, mais elle est comparable à celles calculées cette dernière décennie. Elle est notamment plus faible qu'en 2013, ce qui pourrait malgré tout être en lien avec la pluviométrie, en baisse par rapport à 2013. 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.

Par ailleurs, les effluents de 43 stations domestiques du territoire ont fait l'objet d'un suivi de 1 à 130 micropolluants, une à douze fois par an en 2012, 2013 ou 2014. Un bilan de flux et concentrations est proposé pour 7 substances utilisées par les ménages, les éventuelles industries raccordées et des produits utilisés en agriculture, pour l'entretien des espaces verts, ou les revêtements de façades. Les stations considérées varient selon les substances et représentent, en termes de charge organique brute, 63% à 79% des flux totaux rejoignant les stations du territoire. Les conclusions sont similaires à l'exercice précédent (2011-2013). Ce bilan, partiel au vu des données disponibles, n'est pas comparable en termes de robustesse à ceux proposés pour les débits, le phosphore ou la matière organique. Il permet néanmoins d'avancer dans l'étude d'une problématique prioritaire pour la CIPEL.

ABSTRACT

In 2014, 226 wastewater treatment plants (WWTPs) were operating within CIPEL's territory (drainage basin of Lake Geneva and downstream segment of the Rhone), with a total treatment capacity equivalent to 4'642'920 inhabitants. The overall sanitation assessment in 2014 is based on the monitoring of total phosphorus in 185 WWTPs as well as of BOD₅, in 193 facilities, representing 99% of the treatment capacity in the territory.

2014 saw a decrease in entrance and discharge volumes of the territory's plants in comparison with the previous year. This statistic is congruent with a noteworthy reduction of pluviometry compared to 2013. Regarding total phosphorus, the effectiveness of the WWTPs within Lake Geneva's drainage basin remained constant in 2014 compared with the previous year, as demonstrated by the average treatment efficiency of 90%. 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 amounts to 2'372 tons of O₂ and the treatment efficiency lies at 96%. These figures reveal good waste treatment capacities for organic matter.

However, these fair yields are somewhat overshadowed by at times large spills. The volumes and loads of these spills are difficult to estimate, due to a lack of flow rate measuring systems in by-passes, storm overflows and wasteways within the sewage networks.

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 314 L · Et⁻¹ · d⁻¹ recorded in 2014 remains high, in spite of being comparable to the computed figures of the past decade. This figure is lower than the corresponding one for 2013, which could nonetheless be linked to receding pluviometry in comparison to 2013. The massive steps put in place on the sewage network are reflected in the evolution of the indicator, which must therefore be monitored on the long term.

Furthermore, the effluents of 43 domestic WWTPs were monitored for 1 to 130 micropollutants, once to twelve times annually from 2012-2014. A summary of concentrations and flows was provided for 7 substances used by households as well as by connected industries, agriculture, green areas maintenance or façade cladding. The examined facilities vary according to substances and account for 63-79% of total flow intake of the territory's facilities in terms of gross organic load. The conclusions are therefore similar to the previous 2011-2013 study period. These partial results due to the available data are not as robust as their counterparts regarding rates of flow, phosphorus or organic matter. They do however allow for progress in the study of a focal issue for CIPEL.

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.

En 2013, une partie concernant les rejets en micropolluants avait été ajoutée à cette analyse sur la base des suivis effectués par ces mêmes services. En 2014, cette partie a été considérablement augmentée et propose un bilan des rejets pour sept substances sur trois ans. L'exercice a été reconduit cette année (cf. partie 4.).

2. SITUATION DE L'ASSAINISSEMENT

2.1 ÉTAT DES STATIONS D'ÉPURATION

Dans le territoire de la CIPEL, l'état de l'assainissement en 2014 est le reflet du fonctionnement de 226 STEP, 178 STEP dans le bassin versant du Léman et 48 STEP dans le bassin versant Rhône Aval, totalisant une capacité nominale de traitement de 4'642'920 équivalents-habitants (EH).

Entre 2013 et 2014, 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. Le plus important vise la création d'une nouvelle installation à Commugny (VD), d'une capacité de 30'000 EH, qui regroupe les effluents auparavant destinés aux STEP de Bogis-Bossey, Chavannes-des-Bois, Crans, Crassier-La Rippe, Coppet, Founex et Mies-Tannay, qui ont été désaffectées.

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	21'300
	Genève	2	7'625
	Haute-Savoie	26	305'675
	Valais	79	1'647'000
	Vaud	68	1'056'800
	Total BV Léman	178	3'038'400
Rhône aval	Ain	8	12'300
	Genève	11	992'300
	Haute-Savoie	29	599'920
	Total BV Rhône aval	48	1'604'520
Total territoire CIPEL		226	4'642'920

La majorité des stations sont des systèmes d'épuration de rejets domestiques ; cependant on peut noter que parmi ces 226 :

- 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 72% 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.

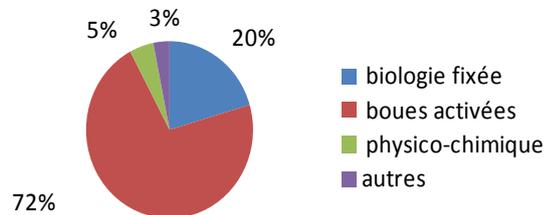


Figure 1 : Répartition de la capacité épuratoire totale des STEP du territoire suivant les procédés d'épuration

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).

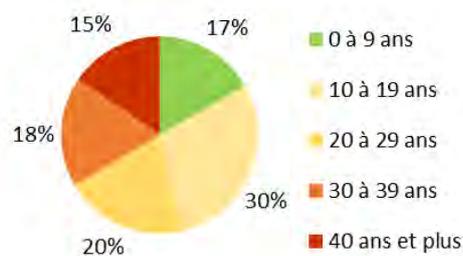


Figure 2 : Répartition en nombre des STEP suivant l'âge de leur création ou de la dernière rénovation importante de la filière « eau » en 2014

Figure 2 : Distribution of the number of WWTPs according to the age of their creation or latest renovation of the water system in 2014

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.

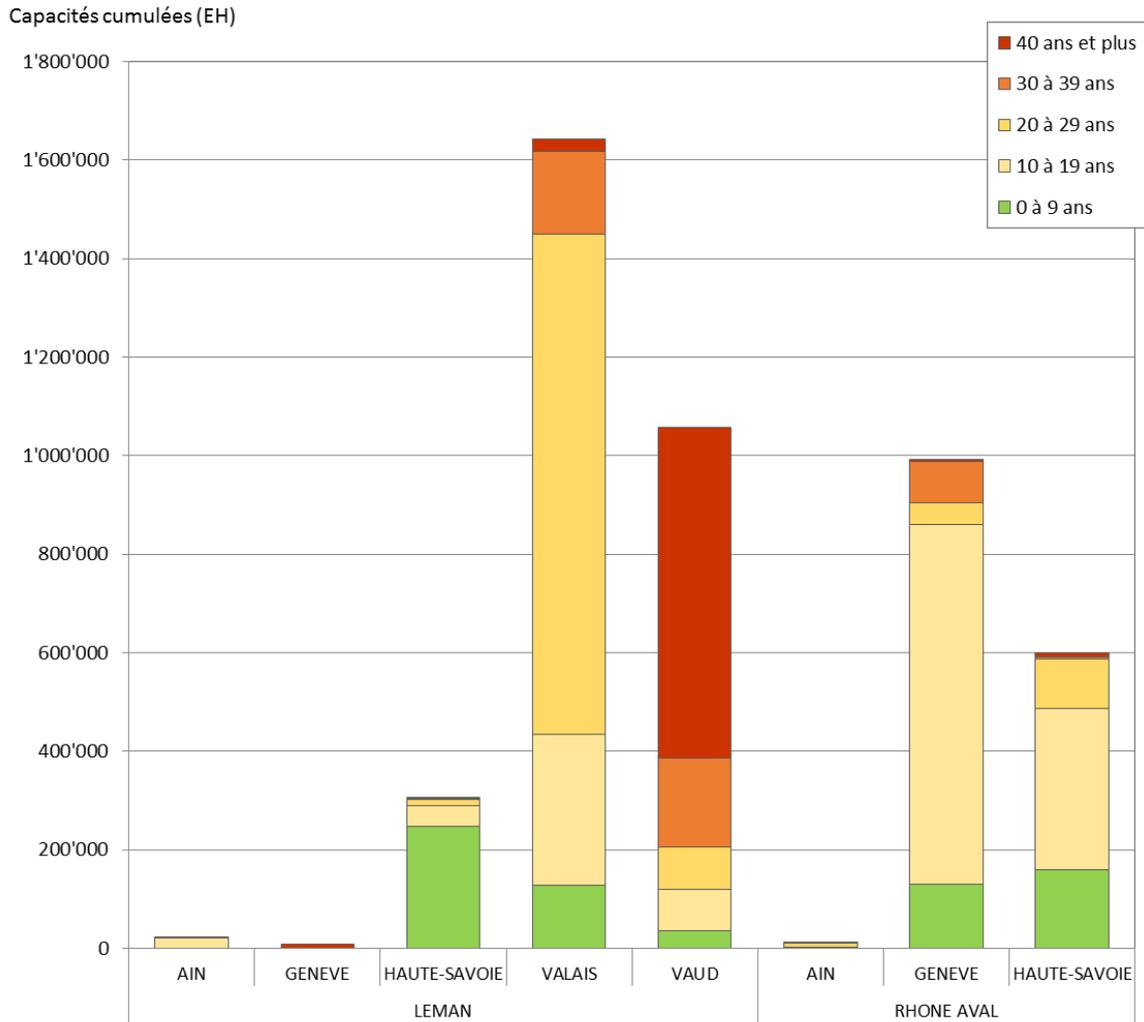


Figure 3 : Capacités théoriques d'épuration dans chaque secteur du territoire en fonction de l'âge des équipements en 2014 (EH)

Figure 3 : Theoretical treatment capacities in each region of the territory according to the age of the plants in 2014 (equivalent inhabitants -EI)

2.2 CONTRÔLES DE L'ASSAINISSEMENT

193 STEP ont transmis des données pour le paramètre DBO₅, 185 pour le paramètre phosphore total et 194 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 2014 en termes de capacité est similaire à 2013. Des données ont toutefois été transmises pour un nombre de stations légèrement supérieur (193 contre 186 pour la DBO₅, 185 contre 176 pour Ptot par exemple).

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.

3. BILAN DU FONCTIONNEMENT DES STEP

Remarque préliminaire : Comme en 2013, un cas particulier est à noter en 2014 pour la station d'Aïre (Genève, bassin Rhône-aval), qui s'est trouvée en travaux une partie de l'année. Cela a donné lieu, après traitement partiel, à des déversements importants par rapport à son fonctionnement habituel, bien que prévus et maîtrisés par les Services Industriels de Genève (SIG). Ces déversements techniques sont intégrés aux bilans présentés ci-après.

3.1 DÉBITS ET VOLUMES

Le tableau 2 présente les débits journaliers mesurés en 2014 pour 194 STEP du territoire de la CIPEL. Le volume journalier moyen entrant est de 832'215 m³ soit une diminution d'environ 6% par rapport à 2013 (mais seulement 1% plus important qu'en 2012). Le volume des eaux traitées mesuré en sortie des stations d'épuration est également plus faible qu'en 2013 ; il est de 739'879 m³, soit 90 % 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 2013 représentent environ 10 % du débit total entrant. A noter que ceux-ci ne tiennent pas compte des déversements situés sur les réseaux. Ils reflètent par contre les travaux exceptionnels sur la STEP d'Aïre et ne sont pas comparables aux années précédentes (environ 6% en 2012 par exemple).

Tableau 2 : Débits journaliers mesurés dans les STEP du bassin CIPEL en 2014.

Table 2 : Daily flows through the WWTPs of the CIPEL basin in 2014.

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	65	7'301	284	7'113	2	553
	Genève	2	-	2'528	357	2'171	1	331
	Hte-Savoie	16	429	41'768	12	41'440	8	251
	Valais	64	3'168	197'191	3'118	194'076	59	390
	Vaud	68	2'522	255'101	25'929	229'179	61	392
Total BV Léman		153	6'184	503'889	29'700	473'979	131	375
Rhône aval	Ain	8	74	3'030	71	3'091	2	475
	Genève	9	3'615	226'841	43'560 ³⁾	183'456	8	254
	Hte-Savoie	24	313	88'270	865	79'353	17	244
Total BV Rhône aval		41	4'001	318'141	44'496	265'900	27	252
Total territoire CIPEL		194	10'185	822'030	74'196	739'879	158	314

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.

³⁾ : Les volumes déversés exceptionnellement par la station d'Aïre représentent 14.1Mm³ en 2014, soit environ 38'726 m³/j (travaux).

La diminution des volumes mesurés en entrée comme en sortie par rapport à 2013 à l'échelle du territoire se note au niveau individuel pour la grande majorité des STEP. Elle est le reflet de la pluviométrie de 1'068.1mm observée sur le bassin cette année, qui est de 12.4% inférieure à celle de 2013, mais reste en excédent de 5.9% par rapport à la moyenne 1981-2010 (SAVOYE et al., 2015).

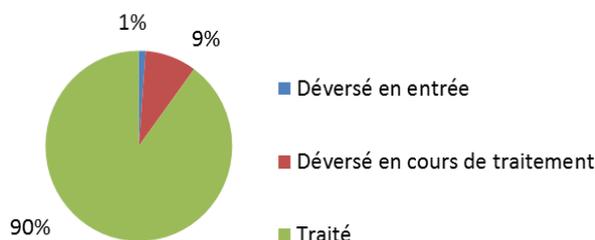


Figure 4 : Répartition des volumes traités et déversés par les STEP du territoire de la CIPEL en 2014

Figure 4: Distribution of the volume treated and discharged by the WWTPs serving the territory of the CIPEL in 2014

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) et en phosphore total (1 EH = 2.2 g.j-1 de Ptot)

Le renouvellement des réseaux d'assainissement est un travail de longue haleine dont les résultats doivent être observés sur le long terme. Depuis 2008, la valeur du débit spécifique était en constante amélioration à l'échelle du bassin lémanique (figure 5) et semblait 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 augmente et atteint 350 litres par équivalent-habitant et par jour ($L \cdot EH^{-1} \cdot j^{-1}$) (tableau 2) à l'échelle du territoire. De la même façon que la pluviométrie importante de 2013 a certainement influencé les valeurs de débits et donc le débit spécifique, il est probable que les plus faibles pluviométries observées ces dernières années aient malgré tout influencé le calcul de cet indicateur et conduit à surestimer l'amélioration des réseaux. La valeur observée en 2014, de $314 L \cdot EH^{-1} \cdot j^{-1}$, toujours élevée mais en nette diminution par rapport à 2013, confirme cette hypothèse.

Si l'on admet que la consommation journalière par habitant varie entre 150 et 180 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 215 à 250 $L \cdot EH^{-1} \cdot j^{-1}$. Par conséquent, la valeur de $314 L \cdot EH^{-1} \cdot j^{-1}$ reste importante. La séparation des eaux usées et parasites (permanentes et pluviales) lorsqu'elle peut techniquement être envisagée, l'optimisation du fonctionnement des ouvrages et l'entretien correct des réseaux, sont autant d'actions qui doivent être encouragées car elles permettent d'agir très concrètement pour diminuer les déversements et améliorer le fonctionnement des STEP, qui n'est pas optimal lorsque les eaux usées sont diluées.

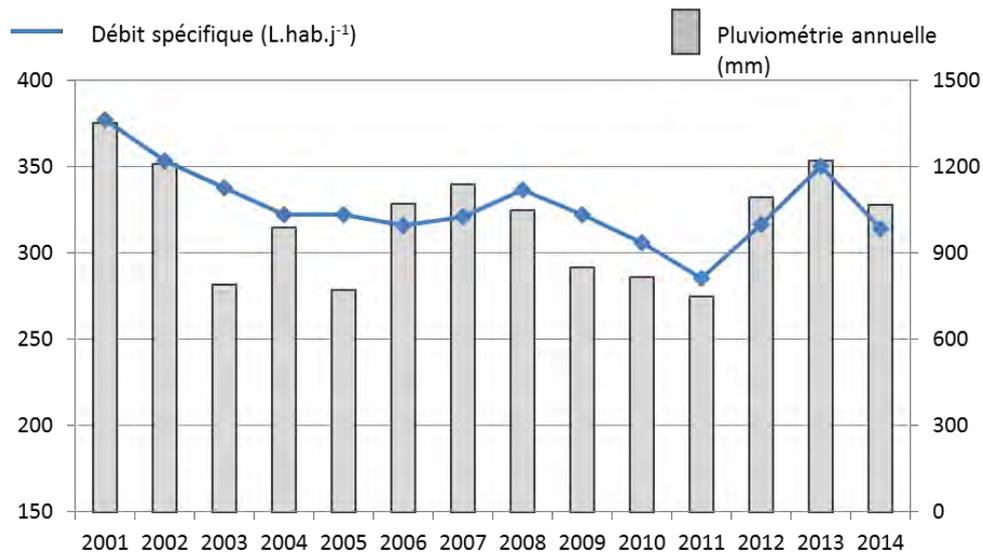


Figure 5 : Évolutions du débit spécifique (en L·EH⁻¹·j⁻¹) et de la pluviométrie moyenne (en mm) depuis 2001

Figure 5 : Changes in the specific flow (in L·EI⁻¹·j⁻¹) and mean rainfall (mm) since 2001

3.2 PHOSPHORE TOTAL ET RÉACTIF SOLUBLE (DISSOUS)

3.2.A. Phosphore total dans le bassin versant du Léman

Les exigences suisses et françaises pour le traitement du phosphore dans le bassin du Léman sont rappelées ci-dessous. Toutefois, des exigences plus strictes peuvent être fixées par les autorités compétentes selon la qualité du milieu récepteur.

	Réglementation	Charge brute de pollution organique reçue en kg/j	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 ministériel du 22 juin 2007	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 %

Le tableau 3 en annexe présente le bilan de l'épuration du phosphore total pour l'année 2014.

En 2014, 150 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 2013 et 2014, et s'élève en 2014 à 828 tonnes (contre 832 en 2013, soit -1%). Derrière cette impression de stabilité générale se trouvent toutefois diverses petites variations individuelles.

Globalement, les concentrations d'entrée en 2014 sont légèrement supérieures à 2013 (environ +5%), 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. Comme en 2013, il est d'environ 90% en 2014. Les flux rejetés sont également comparables à 2013 : en 2014, 82 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 (79 tonnes en 2013).

En tenant compte de tous les déversements mesurés, le flux total rejeté au Léman est un peu plus élevé en 2014 qu'en 2013 (116 tonnes ; +3%).

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 2014 par rapport à 2013, il y a dû y avoir moins de déversements en 2014, 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 22% des rejets dans le bassin (18 tonnes en 2014), et de Thonon (6 tonnes en 2014, soit environ 8% 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 40 tonnes de moins de phosphore seraient apportées au Léman ! Actuellement, sur les 150 STEP qui traitent et mesurent le phosphore total, 35 atteignent un rendement supérieur ou égal à 95%, comme en 2013, mais elles ne représentent que 4% du flux total rejeté après traitement. 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 86% et la concentration moyenne de sortie est de 0.5 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).

Rendement d'épuration phosphore total (BV Léman)

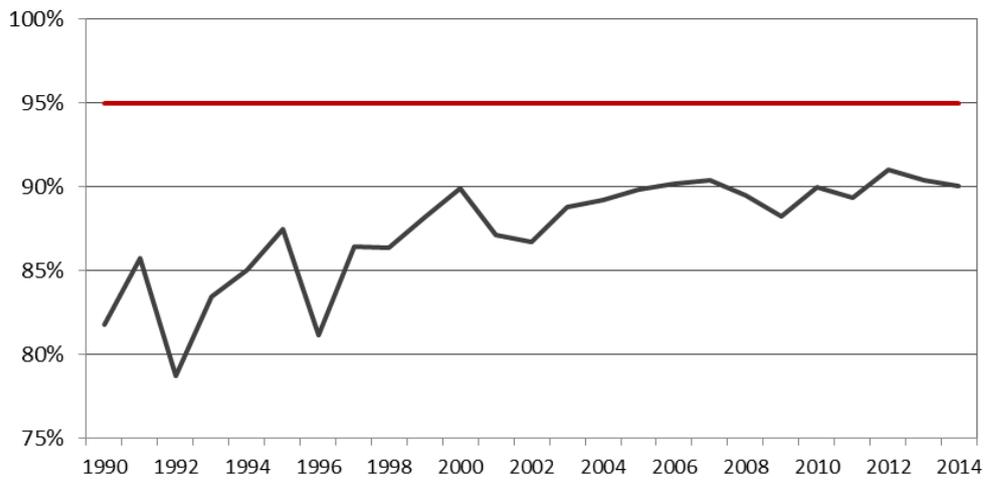


Figure 6 : Évolution entre 1990 et 2014 du rendement d'épuration du phosphore total sur les eaux traitées des STEP du bassin du Léman (en rouge, objectif 2020 du Plan d'action)

Figure 6 : Change between 1990 and 2014 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

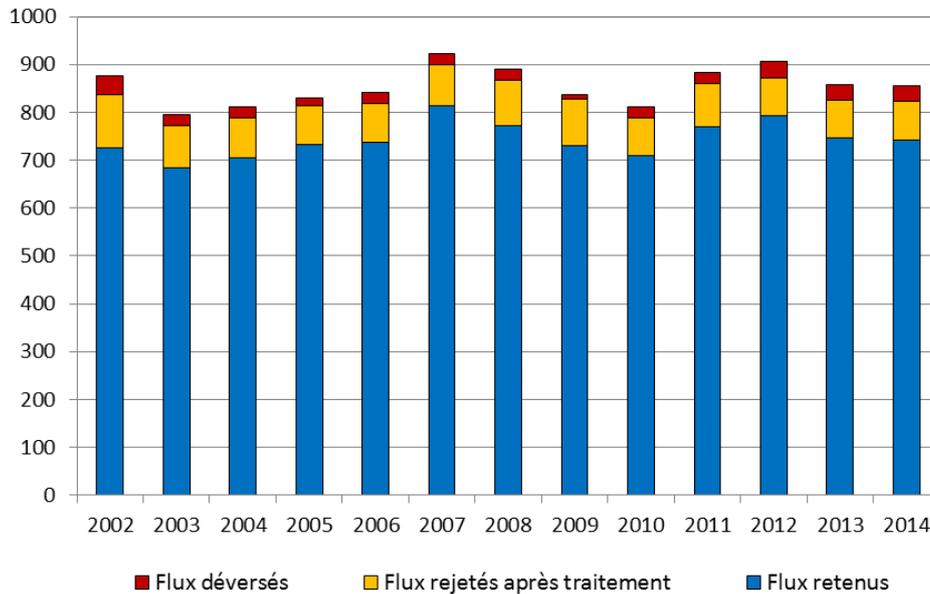


Figure 7 : Évolution des flux de phosphore traités et déversés par les STEP dans le bassin du Léman (d'après mesures disponibles)

Figure 7 : Change in the flows of phosphorus treated and discharged by WWTP into the lake Geneva catchment (according to the available data)

3.2.B. Phosphore biodisponible dans le bassin du Léman

Le phosphore total se décompose en (KLEIN, 2014) :

- une forme dissoute, qui comprend le phosphore réactif soluble (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 dissous (P-PO₄). En 2014, parmi les 178 STEP présentes sur le bassin versant du Léman, 77 STEP ont analysé l'orthophosphate en entrée et en sortie et permettent ainsi le calcul d'un rendement épuratoire. Elles représentent 37% de la capacité totale de traitement des STEP du bassin versant du Léman, ce qui ne paraît pas très représentatif. En moyenne, pour ces stations, le rendement épuratoire serait de 95%.

Si l'on considère uniquement les apports au lac et non le rendement, les suivis disponibles permettent de prendre en compte 131 stations ayant mesuré ce paramètre en sortie. Elles représentent 89% de la capacité totale de traitement des STEP présentes sur le bassin versant du Léman et participent au rejet d'environ

23 tonnes de P-PO₄ en 2014 (14 tonnes supplémentaires sont rejetées en cours de traitement). Ce flux est en augmentation par rapport à 2013 (21 tonnes ; 27 tonnes avec déversements).

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 82 tonnes de la part de 99% des stations (en capacité)
- P-PO₄ est détaillé ci-dessus : rejet de 23 tonnes de la part de 89% des stations (en capacité)

En extrapolant ces chiffres à 100% du parc épuratoire, on peut approcher la part particulaire biodisponible $P_{\text{part_BIODISP}}$ à 45 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 70 tonnes en 2014 (68 tonnes en 2013).

Si l'on tient compte des déversements, le flux estimé est de 109 tonnes.

3.3 DEMANDE BIOCHIMIQUE EN OXYGÈNE (DBO₅)

Les exigences suisses et françaises pour le traitement de la matière organique exprimée par la demande biochimique en oxygène (DBO₅) sont rappelées ci-dessous. Toutefois, des exigences plus strictes peuvent être fixées par les autorités compétentes selon la qualité du milieu récepteur.

	Réglementation	Charge brute de pollution organique reçue en kg/j	Concentration maximale	Rendement minimum
Suisse	Ordonnance fédérale sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (OEaux, 1998)	< 600 kg.j ⁻¹ > 600 kg.j ⁻¹	20 mgO ₂ .L ⁻¹ 15 mgO ₂ .L ⁻¹	90 % 90 %
France	Arrêté ministériel du 22 juin 2007	120 à 600 kg.j ⁻¹ > 600 kg.j ⁻¹	25 mgO ₂ .L ⁻¹	70 % 80 %

Rq : 600kg DBO₅.jr⁻¹ correspondent à 10'000EH.

Le tableau 4 en annexe présente le bilan de l'épuration pour la matière organique.

En 2014, 193 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 2014 il est de 96 % sur les eaux traitées (constant par rapport à 2013) et 93% en tenant compte des déversements en entrée et en cours de traitement (+2 points par rapport à 2013). La concentration moyenne de sortie est de 8.7 mgO₂/L (contre 9.3 mgO₂/L en 2013).

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, 189 STEP ont un rendement supérieur à 70% ; 184 supérieur à 80% et 169 supérieur à 90%. Ces 169 reçoivent 93% de la charge totale mesurée en entrée.

Le flux de pollution de la matière organique est de 2'372 tonnes d'O₂ après traitement (2'687 tonnes en 2013, soit -12%). A ce rejet s'ajoutent 2'544 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 : Aïre (canton de Genève), Regional-ARA-Visp et Monthey-CIMO (canton du Valais) et Lausanne (canton de Vaud). Aïre et Lausanne représentent cependant à elles seules 39% des rejets (cela s'explique par le fait qu'Aïre 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).

Comme en 2013, on note en 2014 des flux déversés importants, en lien avec les travaux engagés sur la station d'Aïre comme précisé plus haut.

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. Il existe une liste provisoire de substances indicatrices de l'efficacité des STEP vis-à-vis des micropolluants d'origine domestique, qui 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.

4.2 SUIVIS ENGAGÉS EN 2012, 2013 ET 2014

Une description des suivis engagés a été proposée en 2013 (CONDAMINES et al., 2013). Le tableau 5 en propose un récapitulatif actualisé aux années 2012, 2013, 2014.

Tableau 5 : Suivis de la micropollution en sortie de STEP en 2012, 2013, 2014 (hors STEP industrielles ou qui reçoivent des effluents industriels importants).

Table 5 : Monitoring of micropollution exiting WWTPs in 2012, 2013, 2014 (barring industrial WWTPs or those which receive major industrial effluents).

		Parc en service en 2014		Suivis effectués en 2012, 2013 et 2014 sur les micropolluants			
		Nombre de STEP	Capacité cumulée (EH)	Nombre de STEP suivies	Nombre de substances suivies	Fréquence des suivis	Part de la capacité de la zone
BV Léman	AIN	3	21'300	1	4 à 75	3 par an	70%
	GENEVE	2	7'625	0	-	-	0%
	HTE-SAVOIE	26	305'675	4	1 à 75	4 par an	85%
	VALAIS	74	1'643'580	4	130 subst	1 par an	34%
	VAUD	68	1'056'800	19	37 à 48	4 par an	88%
	Total	173	3'034'980	28			67%
BV Rhône aval	AIN	8	12'300	0	-	-	0%
	GENEVE	11	992'300	3	53 à 82	12 par an	94%
	HTE-SAVOIE	29	599'920	12	1 à 75	4 par an	94%
	Total	48	1'604'520	15			93%
Total CIPEL		221	4'639'500	43			77%

Sur ces trois années, ce sont au total 43 stations qui ont fait l'objet d'un suivi pour 1 à 130 substances, représentant 77% de la capacité du parc. A noter qu'en Valais, les rejets de deux autres stations collectives, qui reçoivent des effluents industriels importants, ont fait l'objet de suivis ces trois années.

4.3 OBJECTIF DU RAPPORT

La présente section a pour objectif de rendre compte d'une partie des suivis engagés par les cantons et l'Etat français sur le territoire de la CIPEL. Elle présente un bilan de flux et de concentrations décrivant les rejets de STEP en micropolluants dans les deux grands bassins hydrographiques du territoire de la CIPEL (Léman et Rhône aval), et se propose donc de dépasser la limite administrative France-Suisse dans la limite des données disponibles.

Elle se distingue de, et complète l'étude de modélisation des flux de micropolluants dans les stations d'épuration, engagée en 2012 par la CIPEL et restituée dans l'édition précédente de ce rapport (KLEIN et al, 2014).

4.4 MÉTHODOLOGIE

Données Données considérées. Le bilan porte sur les résultats de mesures effectuées en sortie de stations d'épuration en 2012, 2013 et 2014. La fréquence triennale permet de valoriser le suivi français (suivi complet tous les 3 ans).

Le bilan vise l'ensemble des stations d'épuration du territoire, hormis six stations industrielles ou qui reçoivent des effluents industriels importants (La Plaine-Firmenich II et Vernier-Ouest Givaudan à Genève & Collombey-Tamoil, Evionnaz-BASF, Monthey-Cimo et Regional-ARA-Visp en Valais). Ces stations ont été écartées parce que la fréquence du suivi les rend peu représentatives vu les variations dont peuvent faire preuve les procédés industriels. Dans ce volume, le chapitre « Micropolluants dans les eaux du Rhône » (BERNARD, M. et ARNOLD, C., 2014) permet d'appréhender les flux rejetés pour certaines substances par certaines de ces stations en Valais.

Substances. Le bilan concerne 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.

Leur présence en sortie de station d'épuration peut relever de leur usage domestique (par ex. médicaments, benzotriazole), de leur usage par des industries raccordées au réseau communal (par ex. benzotriazole), ou bien d'apports par le ruissellement des eaux de pluie (par ex. diuron, isoproturon), liés soit à des réseaux mixtes, soit à des infiltrations parasites. Il convient de noter que le diclofenac est produit par une industrie raccordée à la station de Nyon (Vaud) (METTLER *et al*, 2013).

Diuron et isoproturon sont des substances prioritaires au sens de la DCE d'après son annexe X. Des 7, ce sont les seules dont le suivi est également organisé côté français. La directive européenne « substances » 2013/39/UE inscrit le diclofenac dans une liste de vigilance, prévoyant que la substance soit suivie d'ici fin 2015.

Tableaux bilan. Par substance, un tableau permet de récapituler par zone (intersection bassin hydrographique et entité administrative canton / département ; cf. Tableau 6) :

1. Le nombre de STEP suivies pour la substance au cours des 3 années
2. La représentativité du suivi dans cette zone, exprimée par le rapport : $\Sigma EH_{STEP \text{ suivies}} / \Sigma EH_{Toutes \text{ STEP}}$

Où $\Sigma EH_{STEP \text{ suivies}}$: somme des charges entrantes en chaque STEP de la zone pour lesquelles au moins un suivi micropolluant est disponible en 2012, 2013 ou 2014 ;

Et $\Sigma EH_{Toutes \text{ STEP}}$: somme des charges entrantes en chaque STEP en service de la zone en 2013¹ (hors industrielles) ;

La charge étant exprimée en équivalents-habitants moyens calculés à partir de la charge mesurée en entrée en DBO₅ (avec 1 EH = 60 g.j-1 de DBO₅) et en phosphore total (1 EH = 2.2 g.j-1 de Ptot) en 2013.

3. Le nombre de suivis considérés pour le bilan (nombre de triplets (STEP, paramètre, date) uniques dans cette zone en 2012, 2013 et 2014) ;
4. Le minimum et le maximum des concentrations observées pour ce paramètre en sortie des STEP de la zone en 2012, 2013 et 2014 ;
5. Le flux annuel moyen rejeté pour cette substance dans cette zone, exprimée comme la somme des flux annuels moyens de chaque STEP de la zone. Le flux annuel moyen d'une STEP est la moyenne des flux journaliers observés sur les 3 ans, extrapolée à un an (x 365).
6. La concentration moyenne rejetée dans cette zone, exprimée comme le rapport entre les flux et débit annuels moyens pour la zone.

Dans le cas où un suivi ait permis de détecter une substance sans pouvoir la quantifier, la valeur retenue pour l'ensemble de la démarche est LQ / 2. Les résultats inférieurs à la limite de détection n'ont pas été pris en compte.

Au total, 1'835 valeurs uniques de (STEP, paramètre, date) sont prises en compte pour ces 43 STEP, sur 7 paramètres, sur ces 3 années.

Limites d'interprétation. Le bilan à l'échelle du territoire est le fruit de plusieurs extrapolations décrites ci-avant. Notamment, la communication d'une valeur annuelle à partir de 1 à 12 valeurs par an doit être sujette à précaution, même sur la base d'un bilan trisannuel. La précision et la robustesse des résultats ne sont pas comparables à ceux présentés sur le débit, le phosphore ou la DBO₅.

Par ailleurs, les rejets des stations domestiques ne représentent pas l'unique source de micropolluants issus de l'assainissement communal dans le milieu aquatique, qui peuvent aussi provenir d'eaux non traitées (déversoirs d'orage et by-pass en entrée de STEP) ou d'eaux de pluie.

Le choix méthodologique ne permet pas non plus de rendre compte de l'ensemble des travaux engagés sur le territoire. Les suivis ont notamment pu mettre en évidence la présence de : médicaments, inhibiteurs de corrosion, perturbateurs endocriniens, muscs polycycliques, métaux, et en moindres proportions herbicides, autres biocides, etc. Certains résultats disponibles ont permis des observations sur les abattements en station d'épuration.

¹ Pour chaque zone, la charge entrante est extrapolée à partir des résultats disponibles pour DBO₅ et Ptot en fonction du rapport de capacités nominales (qui varie de 93% à 100%).

4.5 RÉSULTATS

Le tableau 6 récapitule les résultats.

Pour le territoire complet de la CIPEL, les suivis disponibles permettent de caractériser l'équivalent de 63% à 79% de la charge entrante (équivalent mesuré en DBO₅ et Ptot), ce qui n'est pas négligeable pour ces analyses. Certains secteurs, où les STEP sont les plus petites, ne sont toutefois pas caractérisés.

Pour chaque substance on observe une certaine homogénéité en termes de concentrations. Les concentrations dans les rejets varient de 0.001 µg/l (isoproturon) à 453.6 µg/l (benzotriazole). Ces variations sont notamment fonction de l'utilisation de chaque substance et de leurs propriétés, notamment relatives à leur dégradation en STEP. Les volumes d'eaux claires parasites, qui varient selon les STEP, influencent également les concentrations (dilution).

Par substance, certaines valeurs ressortent selon les zones, comme pour le diclofenac dans le canton de Vaud, lié à sa production industrielle dont les effluents rejoignent la STEP de Nyon. Pour les substances dont l'origine peut être industrielle, comme le benzotriazole, les concentrations élevées observées pour certaines stations sont à mettre en lien avec des sources industrielles plutôt que domestiques.

Dans le bassin du Léman, on estime donc, chaque année sur la période 2012-2014, des rejets moyens au milieu (de la part des STEP suivies uniquement) de :

- 489 kg de benzotriazole (par 23 STEP suivies au moins une fois, qui reçoivent 58% de la charge entrante totale d'eaux usées domestiques dans le bassin du Léman calculée à partir de P et DBO₅)
- 18 kg de carbamazépine (par 23 STEP qui reçoivent 58% de la charge domestique dans le bassin)
- 145 kg de diclofenac (par 23 STEP qui reçoivent 58% de la charge domestique dans le bassin)
- 10 kg de diuron (par 27 STEP qui reçoivent 63% de la charge domestique dans le bassin)
- 0.9 kg d'isoproturon (par 26 STEP qui reçoivent 63% de la charge domestique dans le bassin)
- 17.3 kg de mecoprop-p (par 22 STEP qui reçoivent 54% de la charge domestique dans le bassin)
- 27 kg de sulfaméthoxazole (par 23 STEP qui reçoivent 58% de la charge domestique dans le bassin)

Les conclusions de ce deuxième exercice de bilan, sur la période 2012-2014, sont très similaires à celles portées sur la période 2011-2013, et globalement cohérents avec les résultats de la modélisation (METTLER *et al*, 2013).

Tableau 6 : Bilan des rejets en 7 micropolluants des STEP domestiques du territoire de la CIPEL en 2012, 2013 et 2014

Table 6 : Summary of the releases of 7 micropollutants from the domestic WWTPs throughout CIPEL's territory in 2011, 2012 and 2013

Bassin	Entité	Nombre de STEP suivies	Part de la capacité cumulée (charge entrante)	Nombre de suivis considérés	Concentration maximale observée (µg/l)	Concentration minimale observée (µg/l)	Flux moyen cumulé (kg / an)	Concentration moyenne calculée (µg/l)
Benzotriazole								
LEMAN	AIN	0	0.0%					
LEMAN	GENEVE	0	0.0%					
LEMAN	HTE-SAV.	0	0.0%					
LEMAN	VALAIS	4	44.4%	8	6.40	0.36	64.7	2.32
LEMAN	VAUD	19	82.4%	227	453.62	0.46	424.2	6.36
LEMAN	Total	23	57.6%	235	453.62	0.36	488.9	5.16
RH. AVAL	AIN	0	0.0%					
RH. AVAL	GENEVE	3	97.9%	42	5.50	1.17	244.0	3.50
RH. AVAL	HTE-SAV.	0	0.0%					
RH. AVAL	Total	3	71.9%	42	5.50	1.17	244.0	3.50
CIPEL	Total	26	64.8%	277	453.62	0.36	733.0	4.46
Carbamazepine								
LEMAN	AIN	0	0.0%					
LEMAN	GENEVE	0	0.0%					
LEMAN	HTE-SAV.	0	0.0%					
LEMAN	VALAIS	4	44.4%	8	0.16	0.04	2.8	0.10
LEMAN	VAUD	19	82.4%	227	1.44	0.02	15.0	0.22
LEMAN	Total	23	57.6%	235	1.44	0.02	17.8	0.19
RH. AVAL	AIN	0	0.0%					
RH. AVAL	GENEVE	3	97.9%	42	0.67	0.07	15.7	0.23
RH. AVAL	HTE-SAV.	0	0.0%					
RH. AVAL	Total	3	71.9%	42	0.67	0.07	15.7	0.23
CIPEL	Total	26	64.8%	277	1.44	0.02	33.5	0.20
Diclofenac								
LEMAN	AIN	0	0.0%					
LEMAN	GENEVE	0	0.0%					
LEMAN	HTE-SAV.	0	0.0%					
LEMAN	VALAIS	4	44.4%	8	0.34	0.05	5.9	0.21
LEMAN	VAUD	19	82.4%	227	92.52	0.13	138.8	2.08
LEMAN	Total	23	57.6%	235	92.52	0.05	144.7	1.53
RH. AVAL	AIN	0	0.0%					
RH. AVAL	GENEVE	3	97.9%	42	1.99	0.37	55.9	0.80
RH. AVAL	HTE-SAV.	0	0.0%					
RH. AVAL	Total	3	71.9%	42	1.99	0.37	55.9	0.80
CIPEL	Total	26	64.8%	277	92.52	0.05	200.5	1.22

Bassin	Entité	Nombre de STEP suivies	Part de la capacité cumulée (charge entrante)	Nombre de suivis considérés	Concentration maximale observée (µg/l)	Concentration minimale observée (µg/l)	Flux moyen cumulé (kg / an)	Concentration moyenne calculée (µg/l)
Diuron								
LEMAN	AIN	1	65.1%	4	0.03	0.03	0.1	0.03
LEMAN	GENEVE	0	0.0%					
LEMAN	HTE-SAV.	3	41.9%	12	0.23	0.03	0.5	0.10
LEMAN	VALAIS	4	44.4%	7	0.07	0.01	0.7	0.03
LEMAN	VAUD	19	82.4%	201	6.93	0.01	9.2	0.14
LEMAN	Total	27	63.4%	224	6.93	0.01	10.4	0.10
RH. AVAL	AIN	0	0.0%					
RH. AVAL	GENEVE	3	97.9%	42	0.20	0.02	5.3	0.08
RH. AVAL	HTE-SAV.	12	88.7%	55	0.29	0.03	1.6	0.06
RH. AVAL	Total	15	94.9%	97	0.29	0.02	6.8	0.07
CIPEL	Total	42	79.2%	321	6.93	0.01	17.2	0.09
Isoproturon								
LEMAN	AIN	1	65.1%	4	0.03	0.03	0.1	0.03
LEMAN	GENEVE	0	0.0%					
LEMAN	HTE-SAV.	3	41.9%	12	0.05	0.03	0.2	0.04
LEMAN	VALAIS	4	44.4%	8	0.01	0.01	0.1	0.01
LEMAN	VAUD	18	82.0%	138	0.66	0.001	0.6	0.01
LEMAN	Total	26	63.2%	162	0.66	0.001	0.9	0.01
RH. AVAL	AIN	0	0.0%					
RH. AVAL	GENEVE	3	97.9%	21	0.13	0.01	4.9	0.07
RH. AVAL	HTE-SAV.	12	88.7%	55	0.10	0.01	1.3	0.05
RH. AVAL	Total	15	94.9%	76	0.13	0.01	6.2	0.06
CIPEL	Total	41	79.1%	238	0.66	0.001	7.1	0.04
Mecoprop-p								
LEMAN	AIN	0	0.0%					
LEMAN	GENEVE	0	0.0%					
LEMAN	HTE-SAV.	0	0.0%					
LEMAN	VALAIS	3	33.8%	6	0.12	0.03	1.5	0.07
LEMAN	VAUD	19	82.4%	153	11.41	0.01	15.8	0.24
LEMAN	Total	22	53.8%	159	11.41	0.01	17.3	0.20
RH. AVAL	AIN	0	0.0%					
RH. AVAL	GENEVE	3	97.9%	15	2.43	0.01	18.4	0.24
RH. AVAL	HTE-SAV.	0	0.0%					
RH. AVAL	Total	3	71.9%	15	2.43	0.01	18.4	0.24
CIPEL	Total	25	62.9%	174	11.41	0.01	35.7	0.22
Sulfamethoxazole								
LEMAN	AIN	0	0.0%					
LEMAN	GENEVE	0	0.0%					
LEMAN	HTE-SAV.	0	0.0%					
LEMAN	VALAIS	4	44.4%	8	0.05	0.01	0.7	0.03
LEMAN	VAUD	19	82.4%	222	1.66	0.01	26.7	0.40
LEMAN	Total	23	57.6%	230	1.66	0.01	27.4	0.29
RH. AVAL	AIN	0	0.0%					
RH. AVAL	GENEVE	3	97.9%	41	1.40	0.06	29.6	0.42
RH. AVAL	HTE-SAV.	0	0.0%					
RH. AVAL	Total	3	71.9%	41	1.40	0.06	29.6	0.42
CIPEL	Total	26	64.8%	271	1.66	0.01	57.0	0.35

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 et la DBO₅.

En 2014, 226 STEP étaient en service dans le territoire de la CIPEL. Plus spécifiquement dans le bassin versant du Léman, 150 STEP ont mesuré le phosphore total, ce qui représente pour les milieux aquatiques un apport de 116 tonnes, dont 82 rejetées après traitement et 34 tonnes déversées en entrée ou en cours de traitement. Le rendement moyen d'épuration pour le phosphore total est sensiblement identique à 2013, à environ 90%. 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),

Concernant la qualité des réseaux d'assainissement, le débit spécifique diminue en 2014 avec une valeur moyenne de 314 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.

Par ailleurs, les effluents de 43 stations domestiques du territoire ont fait l'objet d'un suivi de 1 à 130 micropolluants, une à douze fois par an en 2012, 2013 ou 2014. Un bilan a pu être proposé pour 7 substances utilisées par les ménages, les éventuelles industries raccordées et des produits utilisés en agriculture, pour l'entretien des espaces verts, ou les revêtements de façades. Les stations considérées varient selon les substances et représentent, en termes de charge organique brute, 63% à 79% des flux totaux rejoignant les stations du territoire. D'après ces données uniquement, les apports varient selon les substances de 7 à 730 kilos par an. Ces conclusions sont similaires à celles faites pour la période 2011-2013. Bien que sa précision et sa robustesse ne soient pas comparables à celles des bilans effectués pour les volumes, le phosphore ou la DBO₅, ce bilan permet d'avancer dans l'étude de la problématique « micropollution », priorité du Plan d'action 2011-2020.

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)

BERNARD, M. et ARNOLD, C. : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 144-162.

CONDAMINES, M. et al. (2013) : Contrôle des stations d'épuration (STEP). Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2012, 164-182

CONDAMINES, M. (2014) : Contrôle des stations d'épuration (STEP). Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2013, 200-220.

Directive 2013/39/UE dite « substances »

GÖTZ, C.W., R. KASE et J. HOLLENDER (2011). Micropolluants : Système d'évaluation de la qualité des eaux au vu des composés traces organiques issus de l'assainissement communal. Etude réalisée sur mandat de l'OFEV. Eawag, Dübendorf.

KLEIN, A., METTLER, S. et GÖTZ C. (2013) : Modélisation du flux de micropolluants provenant des rejets de STEP (bassins du léman et du Rhône aval). Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2013, 120-131.

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

METTLER, S., GÖTZ, C., ENVILAB AG, et VERMEISSERN, E., Centre Ecotox (2013) : Modélisation du flux de micropolluants provenant des rejets de STEP (bassins du léman et du Rhône aval). Réalisée sur mandat de la CIPEL et de l'OFEV.

SAVOYE, L., QUETIN, P. et KLEIN, A. (2015) : Evolution physico-chimique des eaux du léman ; données météorologiques ; apports par les affluents au léman et au rhône à l'aval de Genève. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, , 21-67.

ANNEXE 1

Tableau 3 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour le phosphore total pour les STEP des différentes entités en 2014.

Table 3 : Assessments of loads, concentrations and yields of total phosphorus for the WWTPs of the various entities in 2014.

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	0	7	0	0	2.8	0.2	93%	90%	90%
	Genève	1		4	0	1	4.1	1.1	77%	72%	72%
	Hte-Savoie	16		94	0	12	6.1	0.8	87%	87%	87%
	Valais	61	2	308	2	30	4.3	0.4	90%	89%	89%
	Vaud	67	3	409	26	38	4.3	0.4	91%	84%	84%
Total BV Léman		147	5	822	29	82	4.4	0.5	90%	87%	86%
Rhône aval	Ain	2	0	2		1	3.3	1.1	62%	62%	62%
	Genève	9	2	440	29 ¹⁾	80	5.3	1.2	82%	75%	75%
	Hte-Savoie	24		194	0	65	5.9	2.2	66%	66%	66%
Total BV Rhône aval		35	2	635	29	145	5.4	1.5	77%	73%	72%
Total territoire CIPEL		182	8	1'458	58	227	4.8	0.8	84%	80%	80%

* : 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 4 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour la DBO₅ pour les STEP des différentes entités en 2014

Table 4 : Assessment of the loads, concentrations and yields of DBO₅ for the WWTPs of the various entities in 2014.

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	2	279	10	9	104.9	3.6	97%	93%	92%
	Genève	1		159	6	7	181.5	9.3	95%	91%	91%
	Hte-Savoie	16		2'979	0	81	195.1	5.3	97%	97%	97%
	Valais	61	139	18'721	126	595	254.2	8.2	97%	96%	95%
	Vaud	68	117	11'894	777	851	120.5	10.1	93%	86%	85%
Total BV Léman		149	258	34'032	919	1'544	178.1	8.8	95%	93%	92%
Rhône aval	Ain	8	6	121	2	6	109.4	5.7	95%	93%	89%
	Genève	9	164	24'895	1'194	556	298.8	8.2	98%	93%	92%
	Hte-Savoie	24		6'416	0	266	194.0	9.0	96%	96%	96%
Total BV Rhône aval		41	171	31'432	1'196	828	267.5	8.4	97%	94%	93%
Total territoire CIPEL		190	429	65'465	2'115	2'372	212.1	8.7	96%	93%	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).

INVENTAIRE DE 12 ESPECES DE PLANTES INVASIVES SUR LES RIVES FRANCO-SUISSES DU LÉMAN

INVENTORY OF 12 INVASIVE PLANT SPECIES ON THE FRANCO-SWISS SHORES OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2014

PAR

Magali CONDAMINES, Stéphanie MERCIER

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

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

RESUME

Dans son plan d'action 2011-2020, la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman (CIPEL) s'est fixé l'objectif d'améliorer la connaissance et de limiter l'arrivée et le développement des plantes invasives (action D9). Dans cette optique, un inventaire de néophytes envahissantes a été réalisé sur les rives du Léman aux étés 2012 et 2013. Il vise 12 espèces terrestres considérées comme les plus problématiques dans la région.

L'inventaire a été pris en charge indépendamment par chaque canton suisse riverain et l'ONEMA dans un projet commun au sein du groupe « Milieux naturels » de la CIPEL. Il a permis de cartographier et quantifier la présence des néophytes envahissantes sur les rives. Aucun secteur de rive n'est épargné. Le cumul des surfaces colonisées représente 5,1ha, soit 5% de la bande riveraine. Elles sont occupées en majeure partie par les renouées, le buddleia, la laurèle et le robinier faux-acacia. Parmi les 12 recherchées, quatre autres espèces n'ont pas été retrouvées, mais cela peut être dû aux dates d'inventaire qui ne coïncidaient pas toujours avec les périodes de floraison qui auraient rendu les plantes plus visibles.

Premier état des lieux de la problématique coordonné à l'échelle du Léman, l'exercice pourra aussi servir de base à de prochains inventaires pour étudier l'évolution de la colonisation. Un protocole d'inventaire a ainsi pu être consolidé.

Enfin, le projet permet à la CIPEL de lancer et relayer des démarches de communication et de sensibilisation, notamment auprès des acteurs publics, afin de tenter d'enrayer le développement de ces espèces autour du Léman.

ABSTRACT

In its 2011-2020 action plan, the International Commission for the Protection of Lake Geneva (CIPEL) set itself the goal gaining more knowledge on as well as limiting the proliferation of invasive plant species. (action D9) In this context, an inventory of invasive neophytes was carried out on the shores of Lake Geneva during the summers of 2012 and 2013. It targeted 12 terrestrial species regarded as the most problematic in the area. The inventory was supported individually by every Swiss canton bordering the lake, as well as the French National Agency for Water and Aquatic Environments ONEMA in a joint project within the "Natural Environments" group of CIPEL. The inventory was able to map out as well as quantify the presence of invasive neophytes on the shores, of which no sector was spared. The cumulative surface invaded amounts to 5,1ha, or 5% of the shoreline, occupied mainly by polygonum, Buddleia, laurel and robinia pseudoacacia. Among the 12 targeted species, four others were not found, although this may be due to the inventory dates not always coinciding with flowering stages which would have rendered the plants more visible.

As the first Lake Geneva-wide coordinated inventory of the problematic, it will also serve as a basis for future inventories aiming to study the evolution of the colonization. An inventory protocol has therefore been consolidated.

Lastly, the project allows CIPEL to launch and convey communication and sensitization steps, in particular with public stakeholders, so as to make an attempt at stemming the development of these species around Lake Geneva.

1. INTRODUCTION

Dans son plan d'action 2011-2020, la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman (CIPEL) s'est fixé l'objectif d'améliorer la connaissance et de limiter l'arrivée et le développement des plantes invasives (action D9). Dans ce cadre, le groupe Milieux Naturels a initié un inventaire sur les rives du Léman dans le double objectif d'établir un état des lieux de la problématique d'une part, et d'orienter la CIPEL dans sa stratégie d'autre part.

Premier état des lieux coordonné à l'échelle internationale du Léman, l'inventaire permet de poser les bases de l'étude de la thématique et de son évolution dans les années à venir. Il vise la quantification des surfaces colonisées, les espèces retrouvées et leur cartographie.

Le recensement et les travaux d'analyse forment une base grâce à laquelle la CIPEL peut sensibiliser les administrations et les particuliers à la problématique, notamment en communiquant des bonnes pratiques adaptées aux espèces retrouvées et à chaque public. Ils permettront également de qualifier l'évolution dans le temps des espèces retrouvées.

L'inventaire a été pris en charge indépendamment par chaque canton suisse et l'ONEMA pour le département de Haute-Savoie, dans le cadre d'un projet commun du groupe Milieux naturels de la CIPEL. Au-delà de la préoccupation des administrations pour ces plantes exogènes envahissantes, il témoigne aussi d'une dynamique franco-suisse bien vivante aujourd'hui.

2. OBJECTIFS

L'inventaire vise à :

- Quantifier, pour 12 espèces, les surfaces colonisées et leur cartographie en 2012/2013 ;
- Permettre une étude de l'évolution de la problématique en proposant un état des lieux d'une part, et en formalisant un protocole de recensement d'autre part ;
- Fournir une base grâce à laquelle la CIPEL pourra sensibiliser particuliers et administrations, et communiquer des bonnes pratiques adaptées à ces publics.

3. MÉTHODOLOGIE

3.1 CONTRIBUTEURS À L'INVENTAIRE

A l'été 2012, l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA) décide de réaliser un inventaire de plantes terrestres invasives sur une partie des rives françaises du Léman afin de proposer un état des lieux. Les différentes administrations suisses et françaises réunies au sein du groupe Milieux Naturels de la CIPEL forment alors le projet de se coordonner pour étendre l'exercice à l'ensemble du lac. Indépendamment, elles assument l'inventaire de leur portion de rive autour de ces objectifs communs :

- Pour le canton de Genève : Direction Générale Nature et Paysage (s'appuie en partie sur l'ASL)
- Pour le canton de Vaud : Direction générale de l'environnement – Division biodiversité et paysage
- Pour le canton du Valais : Service des forêts et du paysage (mandate le bureau GREN)
- Pour la France : Office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA)

L'ensemble de la démarche, depuis l'inventaire à l'exploitation des résultats, a été porté par le groupe Milieux naturels et le Secrétariat de la CIPEL.

3.2 ESPÈCES INVENTORIÉES

L'inventaire a été focalisé sur 12 espèces de plantes exogènes envahissantes situées sur la partie terrestre du rivage, considérées comme les plus problématiques dans la région, que ce soit par leurs impacts sur le milieu naturel, sur la santé humaine ou par leur colonisation déjà importante des rives du lac. Des photos de ces espèces sont regroupées en annexe 1.

Tableau 1 : Liste des espèces inventoriées

Tableau 1 : List of inventoried species

Ailante, Faux vernis du Japon	<i>Ailanthus altissima</i>
Ambrosie à feuilles d'armoise, Ambrosie élevée	<i>Ambrosia artemisiifolia</i>
Buddleia de David, Arbre aux papillons	<i>Buddleja davidii</i>
Berce du Caucase, Berce de Mantegazzi	<i>Heracleum mantegazzianum</i>
Impatiente glanduleuse	<i>Impatiens glandulifera</i>
Laurier-cerise, laurèle	<i>Prunus laurocerasus</i>
Renouées : Renouée du Japon + Renouée de Sakhaline + Renouée de Bohême (hybride)	<i>Reynoutria japonica</i> , <i>Fallopia j.</i> , <i>Polygonum cuspidatum</i> , <i>Reynoutria sachalinensis</i> + <i>R. X bohemica</i>
Sumac, Vinaigrier	<i>Rhus typhina</i>
Robinier faux-acacia	<i>Robinia pseudoacacia</i>
Solidages : Solidage du Canada + Solidage géant	<i>Solidago canadensis</i> s.l., <i>Solidago gigantea</i>
Séneçon du Cap	<i>Senecio inaequidens</i>
Bunias d'Orient	<i>Bunias orientalis</i>

3.3 MÉTHODE D'INVENTAIRE

Une prospection exhaustive a été réalisée sur l'ensemble du pourtour du lac. Elle vise une bande de rive terrestre de 5m de large.

L'inventaire a été réalisé par bateau, depuis une distance de 5m de la rive, et occasionnellement à terre.

3.4 DATE D'INVENTAIRE

Les inventaires ont principalement eu lieu durant l'été 2013 ; quelques données datent d'années précédentes.

Tableau 2 : Dates des inventaires

Tableau 2 : Inventory dates

Genève	Vaud	Valais	Haute-Savoie
2003 à 2012 (15% des données) 2013 (85% des données) (Pour 60% des relevés 2013: du 30 sept. au 9 oct. Restant : JJ/MM inconnu)	Été 2013 (entre les 10 et 19 juillet)	Été 2013 (9 août)	Été 2012 + Été 2013 (8-9 août 2012 26 juillet et 13 août 2013)

La date d'inventaire est importante pour l'analyse des résultats : selon leur phénologie, les espèces plus précoces ou plus tardives seront ou ne seront pas visibles à une date donnée. A titre d'exemple, l'ambrosie et les solidages sont encore peu développés et/ou pas encore en fleur en juillet, alors qu'à cette période le bunias a déjà défléuri. Le mois d'août, et idéalement sa deuxième moitié, est a priori le plus favorable pour observer les espèces visées (seul le bunias passera inaperçu).

Les résultats du suivi genevois s'appuient sur un historique plus long (environ 85% des données exploitées ont été relevées en 2013, le reste en 2003, 2006, 2007, 2009, 2011 et 2012).

3.5 INFORMATIONS RELEVÉES

Les informations suivantes ont été collectées pour chacun des inventaires :

- Espèce
- Coordonnées spatiales
- Taille de la population ou linéaire envahi
- Substrat
- Remarques (niveau de confiance, distinction des sous-espèces de renouées ou de solidages, etc.)

Des informations complémentaires ont parfois été recensées dans le cadre de protocoles propres aux acteurs (abondance, densité). Tous les inventaires reçus ne contiennent pas les mêmes données, ou sous des formats différents. Par ailleurs, certains relevés ont fourni des points géo-référencés assortis d'une estimation de taille, et d'autre des segments desquels on déduit un linéaire. Le tableau 3 récapitule les données disponibles.

Tableau 3 : Forme des données disponibles dans les différents inventaires.

Tableau 3 : Form of available data in the various inventories

[vide] = information non disponible

	Genève	Vaud	Valais	Haute-Savoie
Forme des inventaires				
Points	Pour 100% des relevés	95% des relevés	100% des relevés	92% des relevés
Linéaires		5% des relevés	100% des relevés	8% des relevés
Récolte des données de taille				
Estimations de surface	Pour 16% des relevés		Pour 100% des relevés	Pour 100% des relevés
Classes de surface		Pour 99% des relevés		
Données complémentaires				
Substrats	Pour 65% des relevés	Pour 99% des relevés	Pour 21% des relevés	Pour 100% des relevés
Abondance (nombre de pieds)	Pour 86% des relevés (classes)			
Densité (% de surface envahie)		Pour 99% des relevés	Pour 100% des relevés, mais selon deux classes de densité uniquement	
Date	Pour 100% des relevés (<i>sauf jour, mois pour 27%</i>)	Pour 100% des relevés	Pour 100% des relevés	Pour 100% des relevés

3.6 MÉTÉOROLOGIE DES ANNÉES CONCERNÉES PAR L'INVENTAIRE

La météorologie des années 2012 et 2013 est commentée sur la base de suivis en quatre stations (Changins, Genève, Pully et Thonon-les-Bains). Elle est analysée par comparaison à la chronique 1981-2020 de ces mêmes stations (Quélin, 2013, 2014).

L'année 2012 a été marquée par un mois de février nettement plus froid que la moyenne de la chronique 1981-2010. Le mois de juillet a lui aussi été légèrement plus froid que la moyenne. Sur les autres mois du premier semestre, les températures sont globalement supérieures à la moyenne. Pour février, mars, ainsi que dans une certaine mesure mai, la pluviométrie est plutôt déficitaire, mais excédentaire en avril et juin. Pour l'été, elle est déficitaire en juillet et normale en août. Enfin pour ce qui concerne l'insolation, celle-ci s'est avérée plus importante que la moyenne de référence pour les mois de février, mars, mai, juillet et août. Les conditions de développement de la végétation peuvent donc être considérées comme normales à favorables pour 2012.

L'année 2013 peut être considérée comme une année légèrement plus fraîche que la moyenne par rapport à la chronique 1981-2010. Le mois de juillet était environ 1.5°C plus chaud que la moyenne. Les températures du mois d'août étaient dans la normale. La pluviométrie annuelle était d'environ 20% supérieure à la moyenne de la chronique 1981-2010, avec toutefois un mois de juin légèrement déficitaire et un mois d'août particulièrement déficitaire. Concernant l'insolation, après un premier semestre déficitaire par rapport à la chronique 1981-2010, l'été 2013 fut ensoleillé. Les conditions de développement de la végétation peuvent donc être considérées favorables pour 2013.

4. RESULTATS

Pour l'ensemble des résultats proposés, on rappelle que des imprécisions dans les relevés sont inhérentes à ce type d'exercice, d'autant plus que l'inventaire s'appuie sur une seule sortie de terrain. Pour autant, ce premier état des lieux à l'échelle du Léman fournit un bon aperçu de la situation.

4.1 CARTOGRAPHIE

La série de cartes ci-après (Fig. 1 à 8) représente la répartition de chaque espèce sur les rives du Léman. Chaque point représente un foyer d'invasives, toutes tailles confondues.

Comme on peut l'observer sur les cartes, on retrouve des envahissantes dans tous les secteurs, mais la répartition des envahissantes diffère grandement d'une espèce à l'autre. Quatre espèces dominent et sont très présentes sur l'ensemble des rives du lac : le buddleia, la laurelle, les renouées (du Japon, de Sakhaline et de Bohême) et le robinier. D'autres espèces se concentrent sur quelques zones seulement ou sont parsemées : l'ailante, l'impatiante et le sumac.

Quatre espèces n'ont pas été trouvées lors de cet inventaire : l'ambroisie, la berce du Caucase, le séneçon du Cap et le bunias d'orient. Etant donné que d'autres inventaires nationaux signalent leur présence dans la région, il est probable que ces espèces soient présentes sur les rives, mais aient échappé aux inventaires, plutôt qu'elles en soient absentes. Par exemple, en plaine, le bunias d'orient fleurit en mai/juin, alors que les inventaires ont été faits plus tard dans l'été : la plante, qui n'était plus en fleurs, était nécessairement plus difficile à observer.

La même remarque peut être faite sur le solidage, qui n'apparaît pas sur les rives vaudoises, alors que sa présence est marquée dans les inventaires français, genevois et valaisan. Cette espèce a une floraison plutôt tardive, qui s'est peut-être manifestée après le passage des observateurs (mi-juillet 2013). Si on ne peut affirmer qu'il est présent sur les rives vaudoises, il reste peu probable qu'il en soit totalement absent.

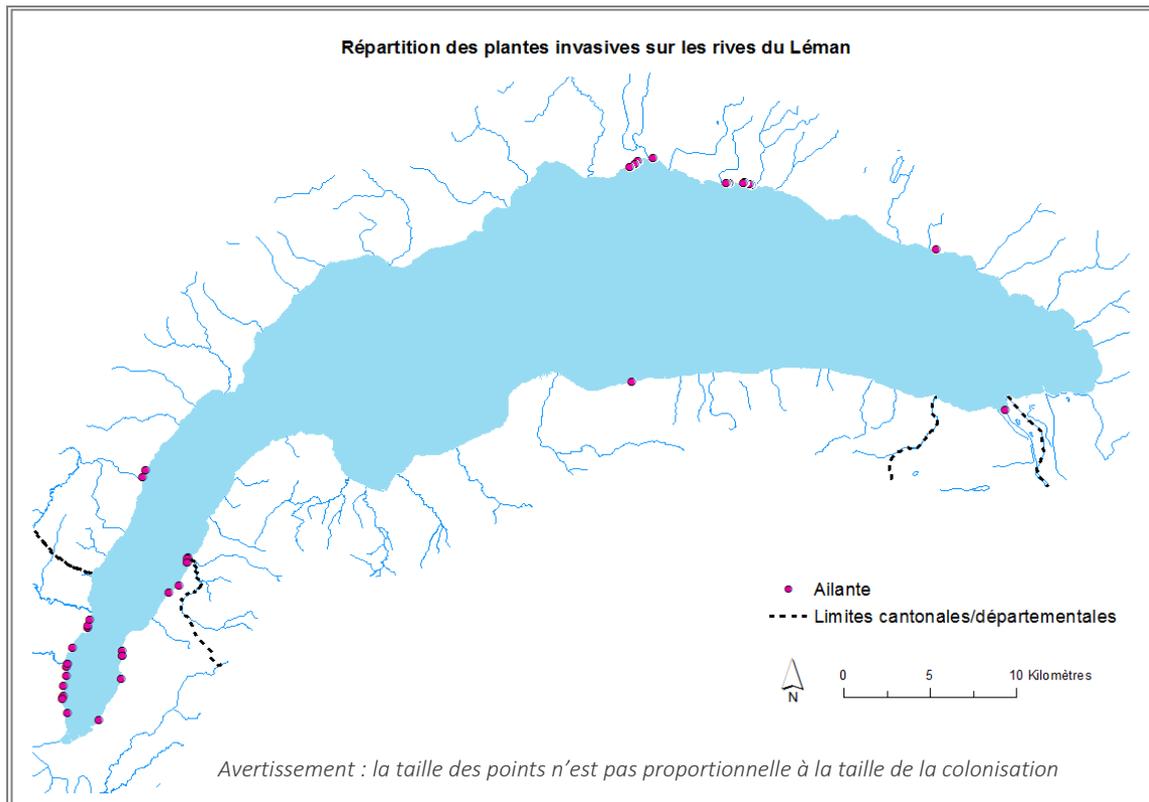


Figure 1 : Répartition des ailantes sur les rives du Léman

Figure 1 : Distribution of ailanthus on the shores of Lake Geneva

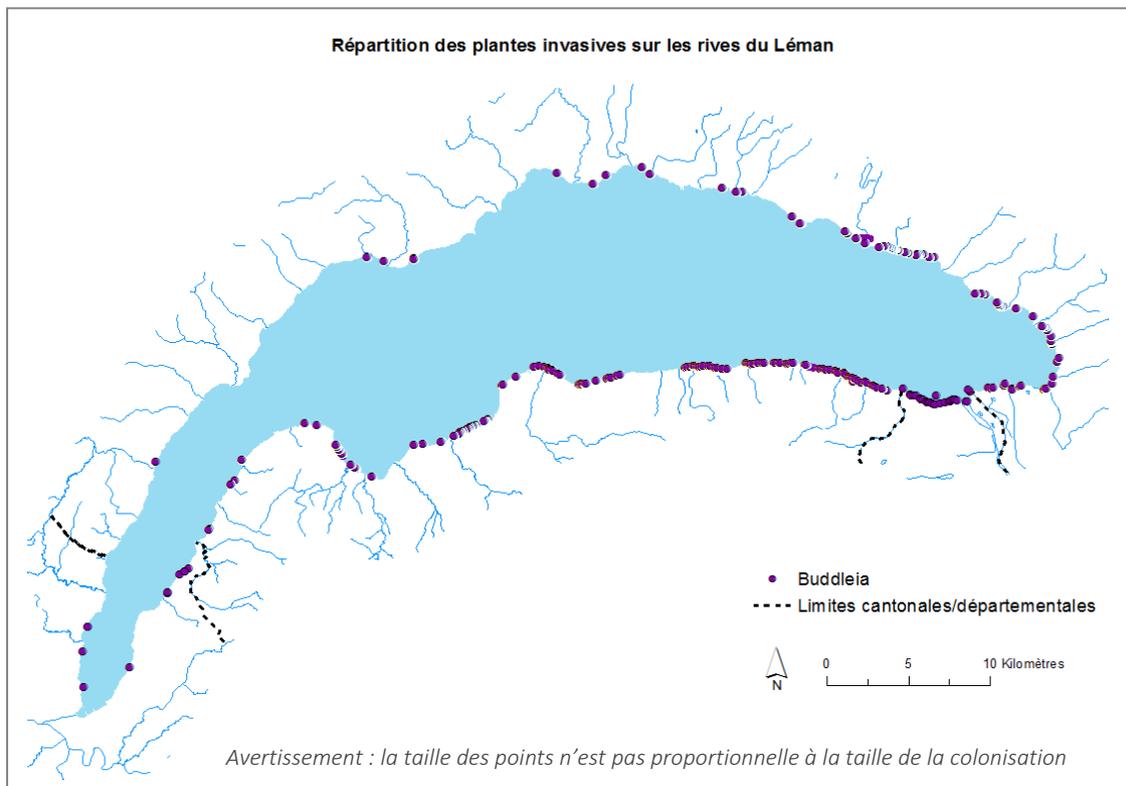


Figure 2 : Répartition des buddleias sur les rives du Léman

Figure 2 : Distribution of Buddleia on the shores of Lake Geneva

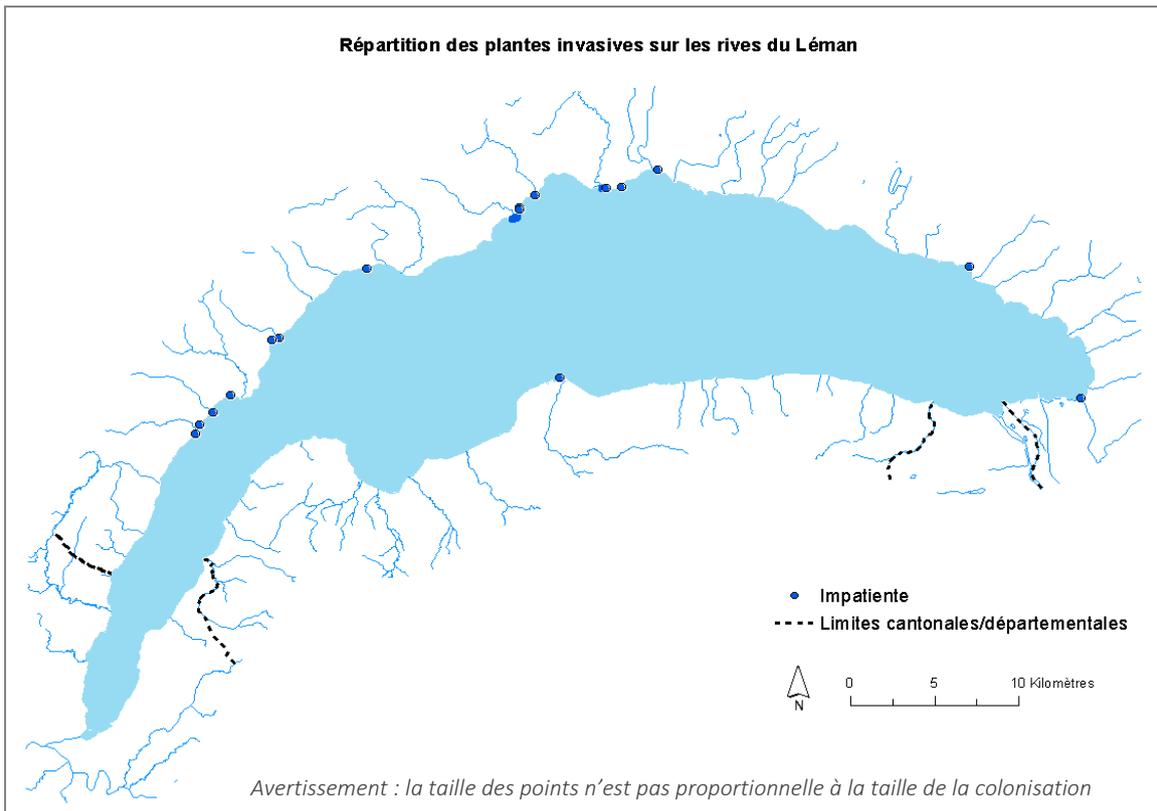


Figure 3 : Répartition des impatiens sur les rives du Léman

Figure 3 : Distribution of impatiens on the shores of Lake Geneva

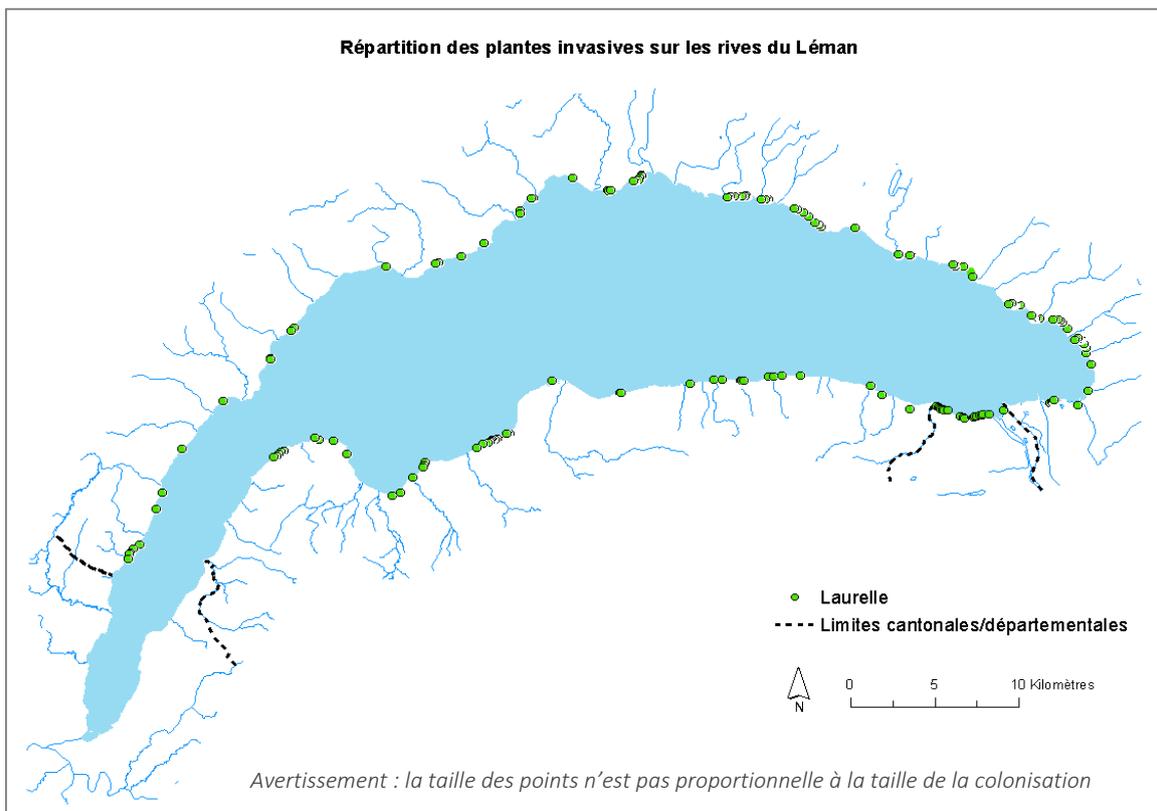


Figure 4 : Répartition des laurèles sur les rives du Léman

Figure 4 : Distribution of laurel on the shores of Lake Geneva

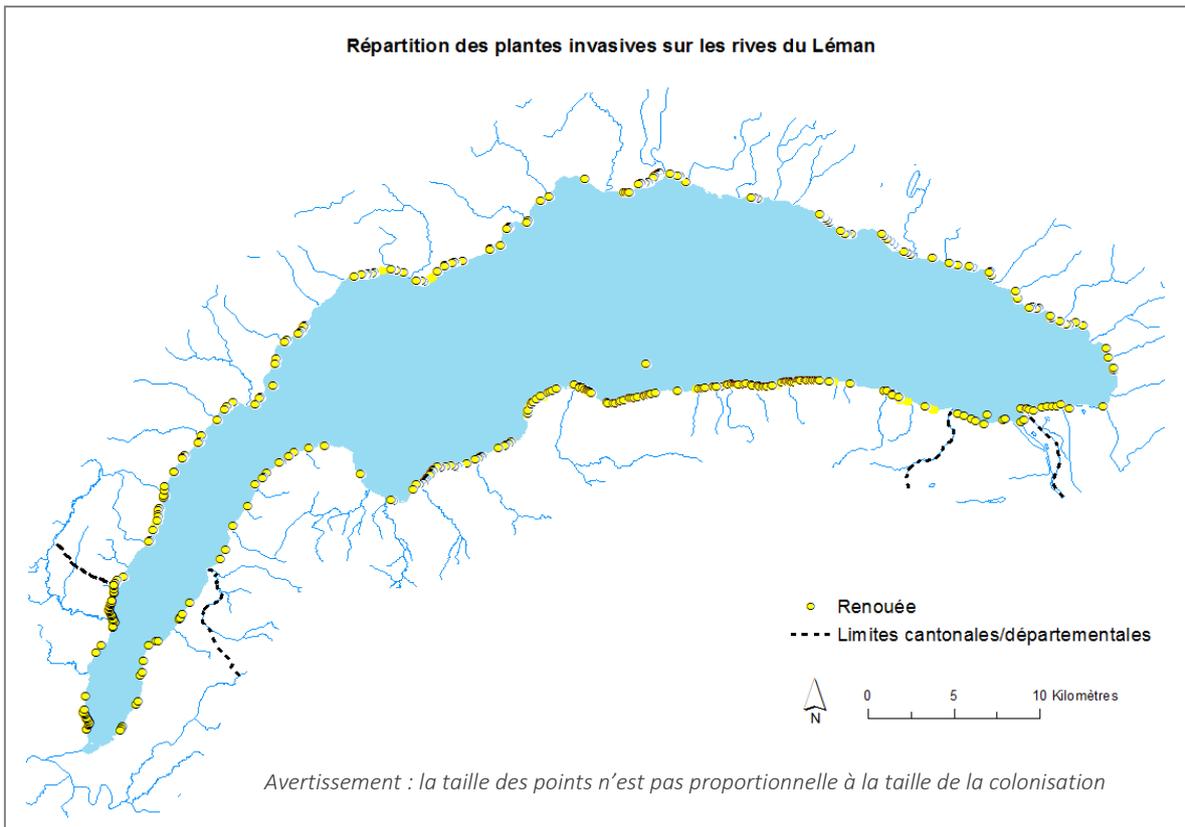


Figure 5 : Répartition des renouées sur les rives du Léman

Figure 5 : Distribution of polygonum on the shores of Lake Geneva

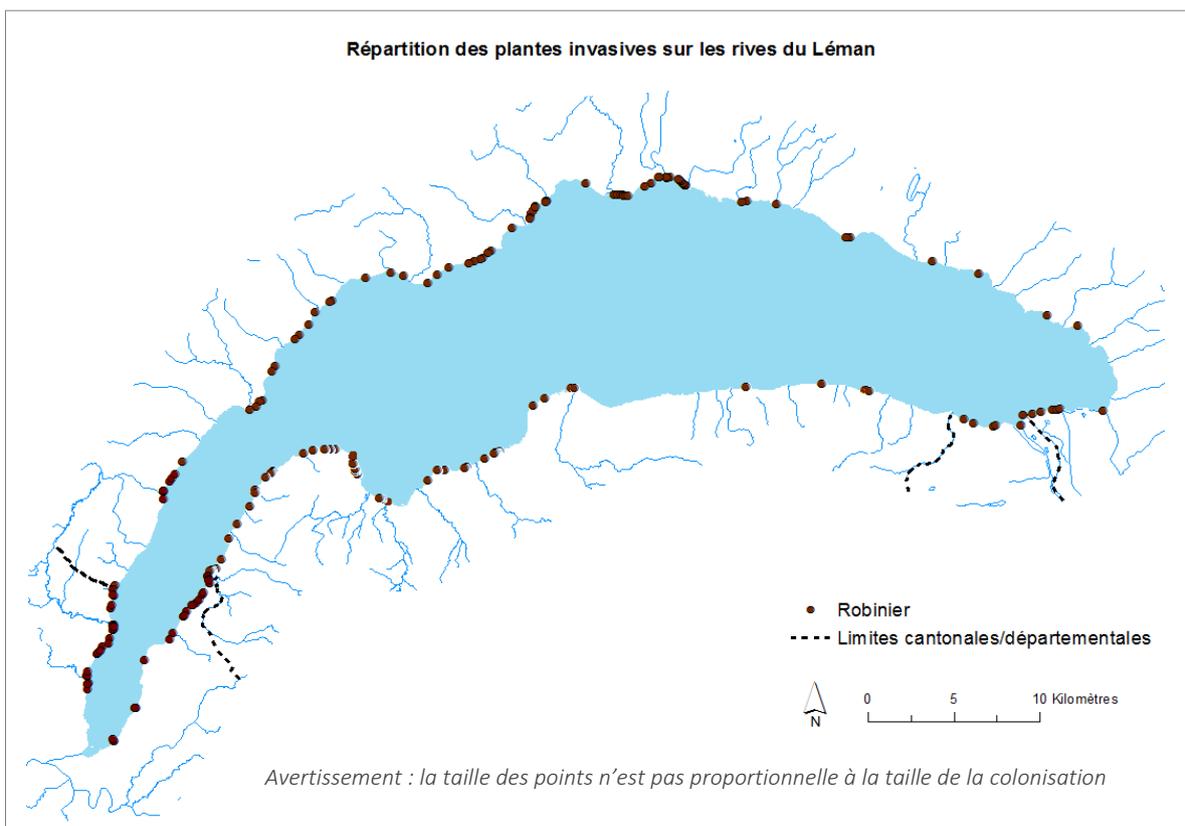


Figure 6 : Répartition des robiniers sur les rives du Léman

Figure 6 : Distribution of robinia on the shores of Lake Geneva

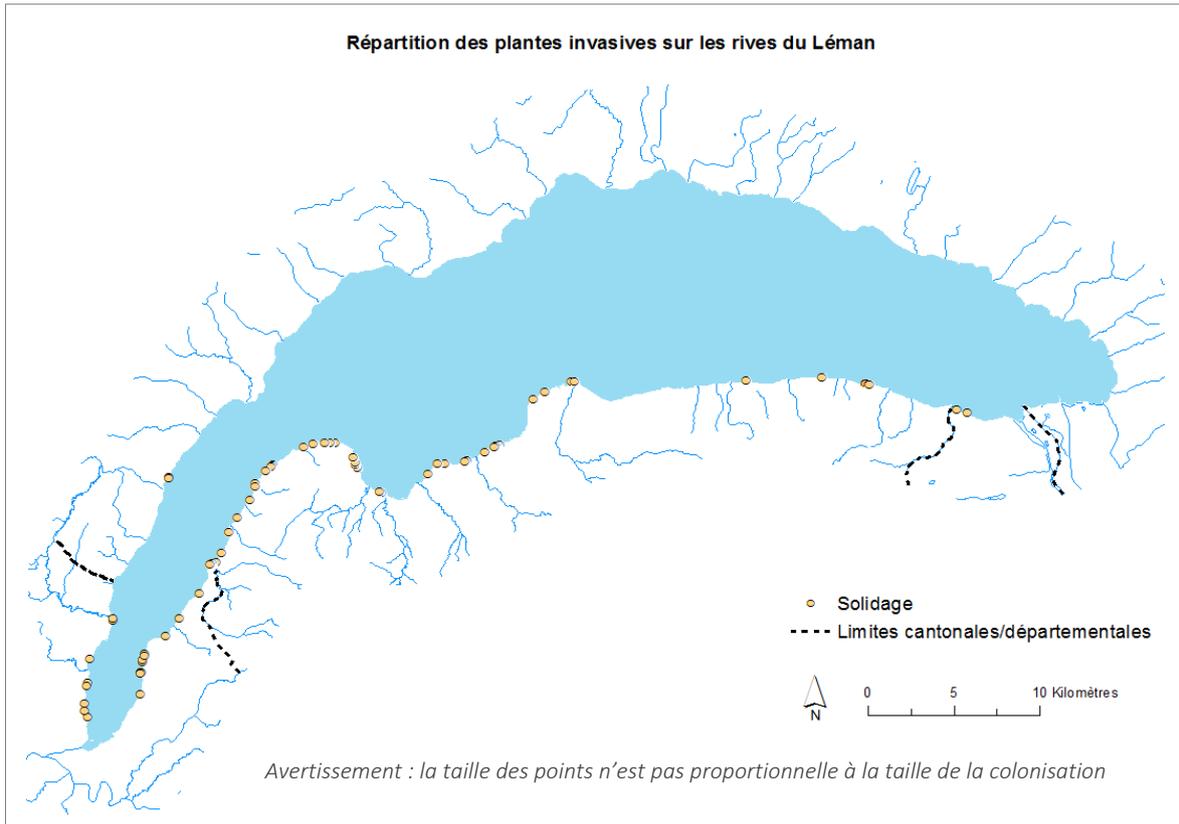


Figure 7 : Répartition des solidages sur les rives du Léman

Figure 7 : Distribution of solidago on the shores of Lake Geneva

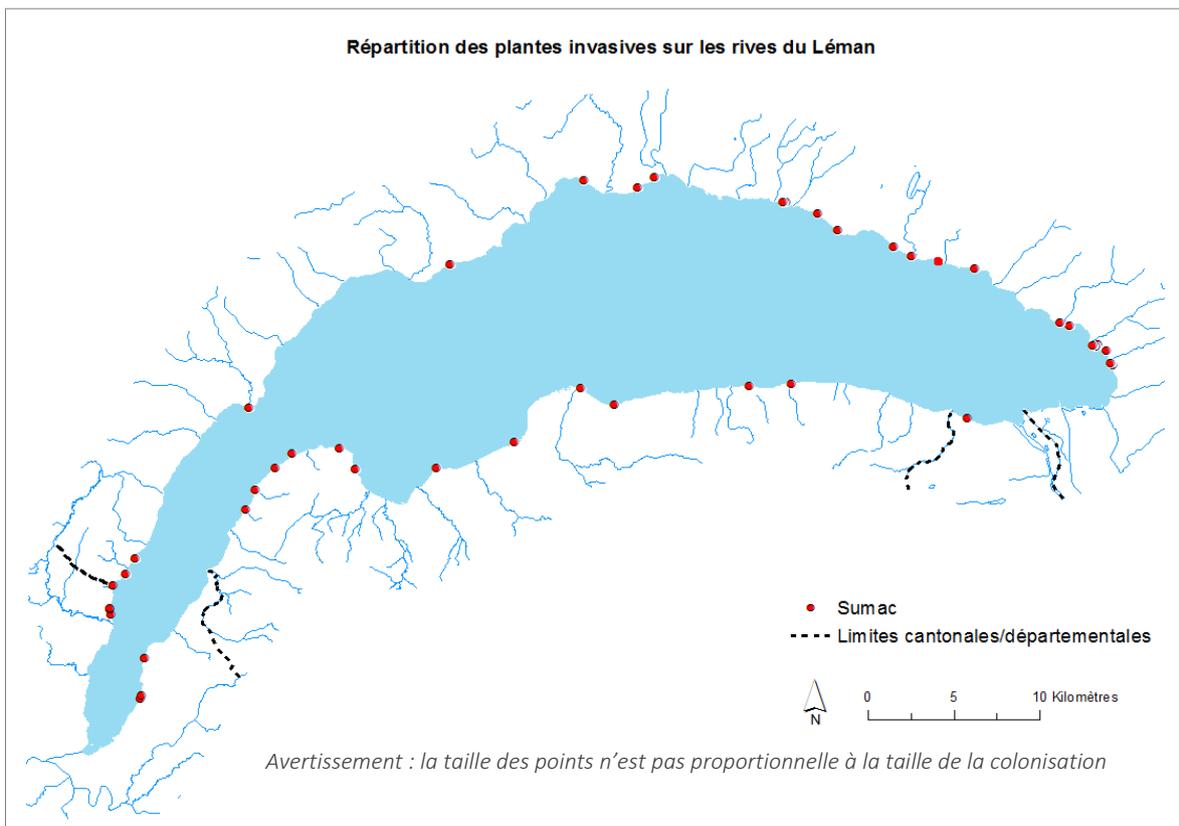


Figure 8 : Répartition des sumacs sur les rives du Léman

Figure 8 : Distribution of sumacs on the shores of Lake Geneva

4.2 SURFACES COLONISÉES

Là où le relevé concernait un linéaire, la surface associée a été obtenue en le multipliant par la largeur indiquée par les observateurs de terrain. Pour le canton de Vaud, l'information « classe de surface » a été convertie en valeurs discrètes en retenant la moyenne des bornes de chaque classe (et 150 m² pour la plus grande). Cette classification est présentée dans le tableau 4.

Tableau 4 : Classification de la taille des foyers retenue pour l'étude, sur la base des classes du canton de Vaud

Tableau 4 : Classification of outbreaks selected for the study, on the basis of the Canton Vaud's classes

Surface	Classe de surface correspondante (m ²)	Surface retenue pour les calculs (m ²)
T1	< 1	0.5
T2	1-10	5
T3	11-50	30
T4	51-100	75
T5	>100	150

Pour la plupart des foyers genevois, les données de surface en m² n'étaient pas disponibles (seulement disponible pour 16%). Cependant, pour 79% supplémentaires, une catégorie d'abondance était renseignée, permettant l'estimation de surfaces sur la base des correspondances présentées dans le tableau 5 (foyers d'ailante, buddleia, renouées, robinier, solidages, sumac confondus). Il faut souligner que la correspondance obtenue présente un biais et reste approximative. Ici aussi, on a retenu pour les calculs la moyenne des bornes de chaque classe.

Tableau 5 : Classification de la taille des foyers genevois

Tableau 5 : Classification of size of outbreaks in the Canton Geneva

Catégorie d'abondance	Abondance (pieds)	Classe de surface correspondante (m ²)	Surface retenue pour les calculs (m ²)
Cat 1	1 à 10	< 1	0.5
Cat 2	11 à 25	1-5	3
Cat 3	26 à 50	6-10	8
Cat 4	51 à 100	11-50	30
Cat 5	101 à 250	51-100	75
Cat 6	> 250	>100	150

Pour le Valais et la Haute-Savoie, des estimations de surfaces étaient disponibles par foyer et ont pu être intégrées directement aux calculs. Avec les correspondances décrites pour Vaud et Genève, on obtient le tableau 6, qui donne les surfaces de rives envahies pour l'ensemble du lac, toutes espèces confondues.

Au total, environ 5,1ha de la bande de rive de 5m sont concernés. Rapporté à la bande de rive totale du lac (5m par 203km de périmètre), ce chiffre indique qu'**environ 5% de la bande riveraine est concernée par la problématique**. A titre indicatif, cela représenterait un linéaire colonisé théorique continu de 10.2km.

Tableau 6 : Surfaces envahies et part théorique du total correspondant à une bande de rive de 5m de large, par canton/département

Tableau 6 : Invaded surfaces and theoretical share of the total corresponding to a 5m wide strip of shoreline, by canton/department

Entité	Rives totales		Rives envahies	
	Linéaire de rive (km) et part du total (%)	Surface (lin. x 5 m) (ha)	Surface envahie (ha)	%
Vaud (avec Céligny)	102.2 (50%)	51.1	2.9	6
Valais	7.5 (4%)	3.8	0.2	5
France	63.3 (31%)	31.6	1.7	5
Genève (sans Céligny)	30.9 (15%)	15.4	0.2	2
CIPEL	203.9 (100%)	101.9	5.1	5

4.3 RÉPARTITION DES INVASIVES

Le tableau 7 détaille les surfaces envahies par espèce au sein de chaque entité. Leur répartition par canton/département est donnée dans les graphiques 7 à 13.

Tableau 7 : Répartition des espèces par surface (m²) et part des surfaces envahies, pour chaque entité

Tableau 7 : Distribution of species by surface (m²) and share of invaded surfaces, for each entity

	Vaud		Valais		France		Genève		CIPEL	
	Surface (m ²)	%								
Ailante	106	~0	15	1	1	~0	43	2	165	~0
Buddleia	5'295	18	683	38	4'830	28	6	~0	10'814	21
Impatiente	773	3	-	-	5	~0	-	-	778	2
Laurelle	7'274	25	326	18	723	4	-	-	8'323	16
Renouée	11'181	38	375	21	8'284	48	2'050	85	21'890	43
Robinier	3'720	13	390	21	2'826	16	118	5	7'053	14
Solidage	-	-	2	~0	190	1	189	8	381	1
Sumac	1'011	3	25	1	308	2	21	1	1'365	3
TOTAL	29'357	100	1'816	100	17'167	100	2'426	100	50'766	100

Comme on a pu l'observer sur les cartes (Fig. 1-8, p. 6-11), quatre espèces ont les foyers les plus nombreux et dominant sur l'ensemble des rives (la renouée, le buddleia, la laurelle et le robinier) ; ce sont ces mêmes espèces qui recouvrent les plus grandes surfaces.

À l'échelle de l'entier du rivage, la renouée couvre à elle seule presque la moitié (43 %) de la surface totale des rives colonisées. Le buddleia en couvre un cinquième (21 %), suivi de la laurèle (16 %) et du robinier (14 %). Quant aux autres espèces retrouvées, le sumac, l'impatiente, le solidage ou encore l'ailante, elles ne représentent qu'une petite part de la surface des foyers repérés (environ 5 % au total).

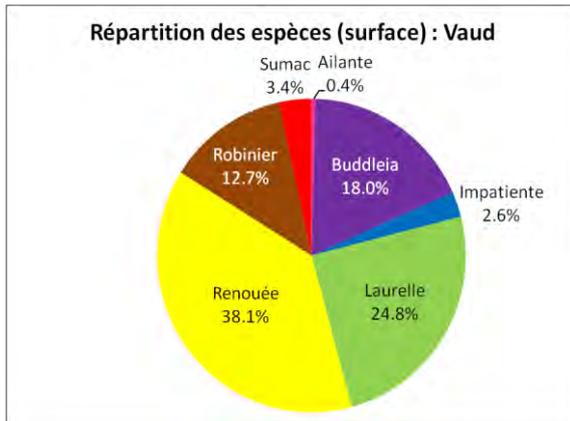


Figure 9 : Part de la surface totale envahie, par espèce (VD)
Figure 9 : Share of total invaded surface, by species (VD))

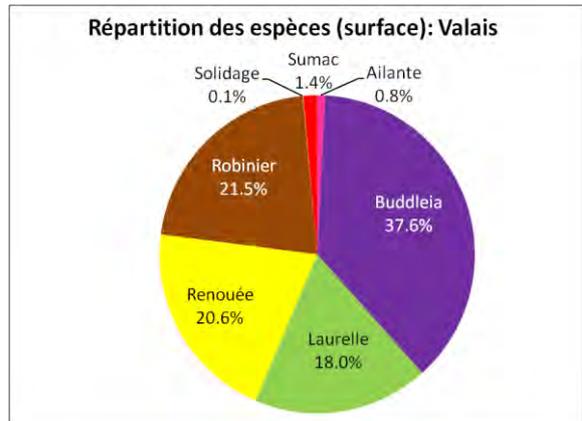


Figure 10 : Part de la surface totale envahie, par espèce (VS)
Figure 10 : Share of total invaded surface, by species (VS)

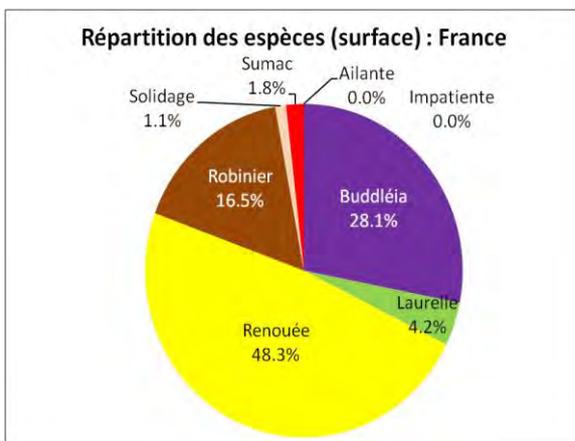


Figure 11 : Part de la surface totale envahie, par espèce (F)
Figure 11 : Share of total invaded surface, by species (F)

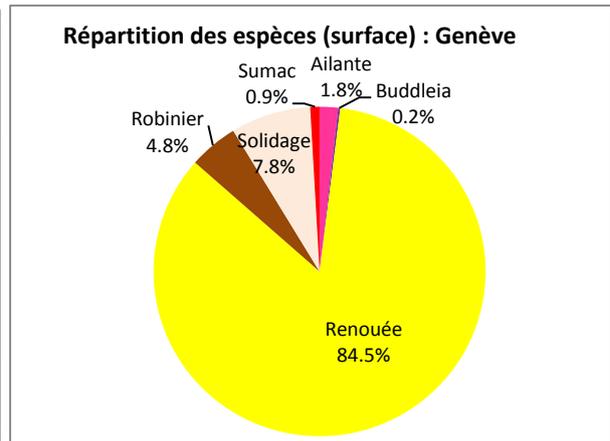


Figure 12 : Part de la surface totale envahie, par espèce (GE)
Figure 12 : Share of total invaded surface, by species (GE)

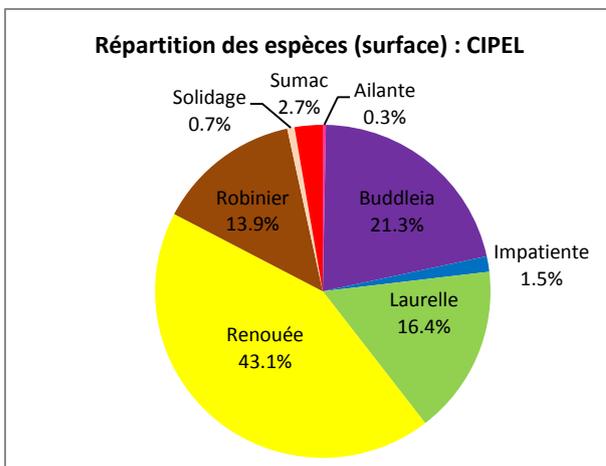


Figure 13 : Part de la surface totale envahie, par espèce (CIPEL)
Figure 13 : Share of total invaded surface, by species (CIPEL)

On note que la répartition des invasives sur le canton de Genève diffère des autres secteurs. Par exemple, le buddleia et la laurelle n'y sont pas ou que peu présents. Pourtant, les relevés ont été faits à une période où ces espèces sont visibles. On pourrait supposer que les enrochements qui constituent la quasi-intégralité des rives genevoises constituent un substrat moins favorable pour ces espèces, ou que les embruns gelés de l'hiver nuisent à leur développement, mais cela reste à confirmer. On note également que la renouée représente un part bien plus significative des surfaces qu'ailleurs.

4.4 TAILLES DES FOYERS

Pour caractériser les tailles des foyers, la classification en 5 classes proposée par le canton de Vaud a été retenue (cf. tableau 4).

Les figures 14 et 15 permettent de caractériser la répartition des foyers dans chaque classe de taille sur l'ensemble des rives, en nombre (fig. 14) et en surface (fig.15).

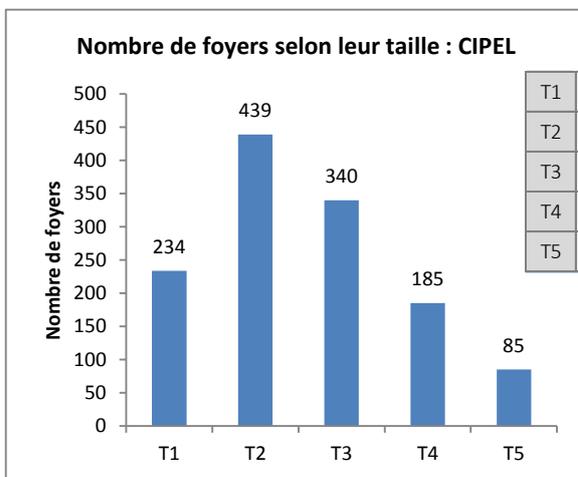


Figure 14 : Nombre de foyers par classe de taille (total : 1'283), CIPEL

Figure 14 : Number of outbreaks by size class (total: 1'283), CIPEL

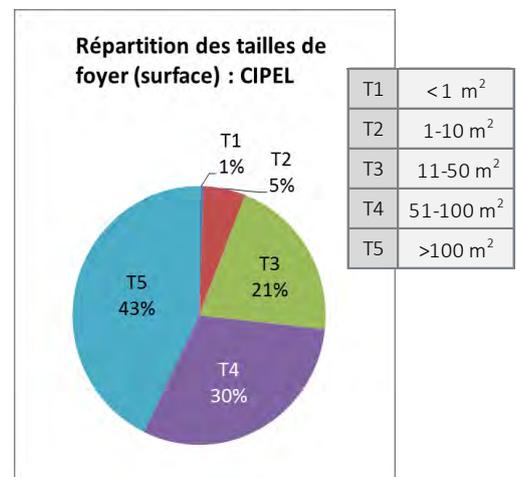


Figure 15 : Surface totale (50'766 m²) par classe de taille de foyer, CIPEL

Figure 15 : Total surface (50'766 m²) by outbreak size class, CIPEL

La figure 14 illustre la répartition des foyers par classe de taille. De manière générale, sur l'ensemble des rives du Léman, on retrouve majoritairement des foyers de taille petite à moyenne (T2 et T3 ; respectivement 34 % et 27 % des foyers). Ceux-ci ne représentent pourtant « que » 26 % des surfaces envahies. Les foyers les plus grands (T5), eux, totalisent près de la moitié de la surface colonisée (43 %).

De même, si on observe la taille des foyers par espèce (Fig. 16), quasiment toutes les invasives présentent une majorité de foyers petits à moyens (T2-T3). Pour le buddleia et la renouée, la part des foyers T2 et T3 est nettement plus élevée que les autres tailles de foyers ; cette différence n'est pas aussi marquée pour les autres espèces. La figure 17 illustre la répartition des foyers par classe de taille selon la surface pour les quatre espèces les plus retrouvées (buddleia, laurelle, renouées, robinier). On note que les grands foyers de buddleia, s'ils sont peu nombreux (17, soit 6%), représentent des surfaces particulièrement grandes (68%). Ce contraste est moins marquant pour les autres espèces.

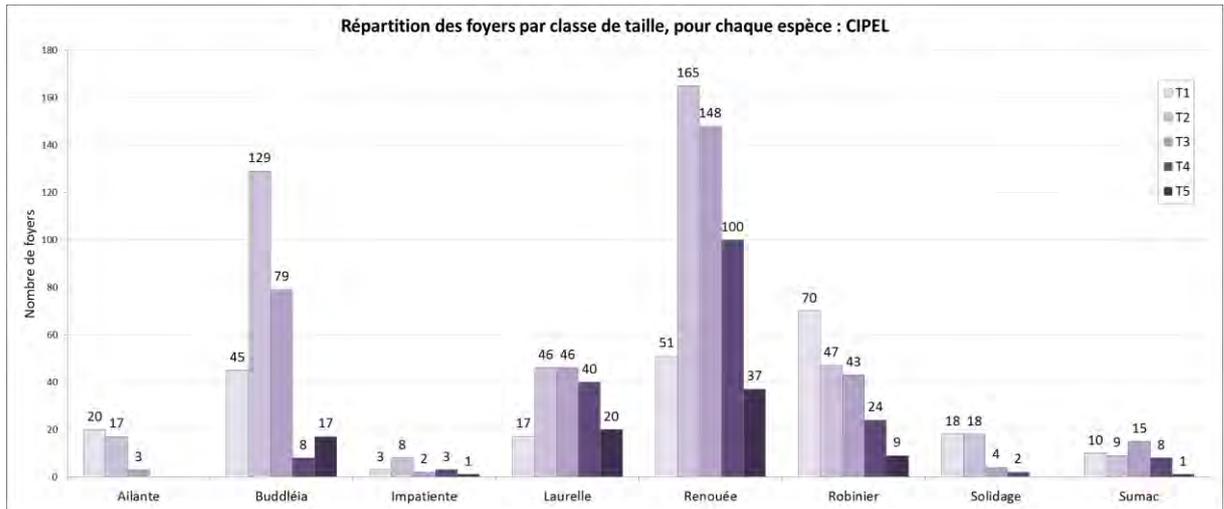


Figure 16 : Répartition des foyers par classe de taille, pour chaque espèce, CIPEL

Figure 16 : Distribution of outbreaks by size class, for each species, CIPEL

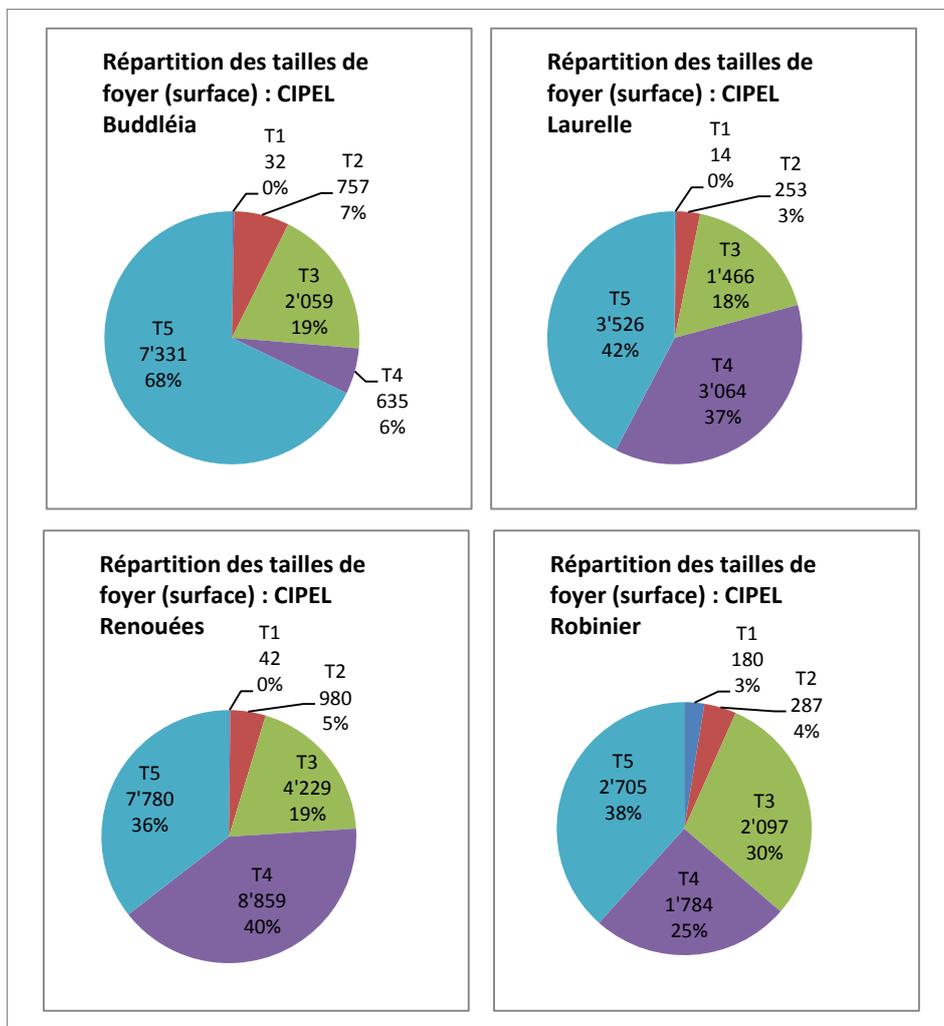


Figure 17 : Répartition des foyers par classe de taille selon leur surface, pour quatre espèces, CIPEL

Figure 17 : Distribution of outbreaks by size class according to their surface, for four species, CIPEL

4.5 SUBSTRATS

Les données de substrat n'ont malheureusement pas été standardisées pour ce premier relevé et ne sont pas comparables entre les différents cantons/départements. Dans certains cas l'information vise un type de rive : plage, graviers, enrochements, etc., et dans d'autres ne permet pas de discriminer les natures de substrats: embouchure, rive naturelle/corrigée, etc.

Pour cette raison, aucune analyse des données n'a été faite.

4.6 DENSITÉ DES FOYERS

La densité d'un foyer est définie comme le nombre de pieds par unité de surface colonisée. Les données de densité ne sont pas disponibles dans tous les inventaires, et ne sont pas comparables entre les services qui les ont relevées. Elles ne faisaient pas partie des informations à collecter au départ.

En pratique, si la densité des foyers permet de mieux caractériser leur évolution dans une visée diagnostique, elle n'est pas discriminante par rapport à la surface pour un projet orienté vers l'action : sur ce point, pour l'éradication, c'est la surface sur laquelle il faut intervenir qui doit être prise en compte.

Par ailleurs, en termes statistiques, tenir compte des densités et des surfaces, grandeurs toutes deux estimées, peut occasionner des biais importants. Aucune conclusion n'est donc présentée sur ces points dans la suite du rapport.

Toutefois, le sujet a été étudié plus en détails en interne sur les résultats du canton de Vaud. On a ainsi observé :

- Dans le canton de Vaud, la majorité des foyers a une densité plutôt élevée (38 %, resp. 31 % des foyers ont une densité de 51 à 75%, resp. 76 à 100%). Ceux-ci correspondent également aux plus grandes surfaces recouvertes : 82 % des surfaces colonisées ont une densité d'au moins 80 %.
- Ce constat démontre l'influence des espèces invasives sur la biodiversité en supplantant les espèces indigènes.

4.7 COMPARAISON À D'AUTRES RELEVÉS DANS LA RÉGION

Les résultats peuvent également être comparés à ceux obtenus pour le lac d'Annecy. Le même protocole d'inventaire y a été mis en œuvre en 2012 (Onema, 2013). La comparaison des relevés fait ressortir une colonisation plus importante des rives du Léman, notamment pour les renouées, laurèlles et budléias, la seule exception étant le solidage. Ce constat est probablement le reflet de la subsistance d'un plus grand linéaire de rivage où la végétation est moins maîtrisée foncièrement et/ou entretenue sur le Léman mais une analyse approfondie serait nécessaire pour expliquer cette différence de colonisation.

Tableau 8 : Taux de colonisation comparée des lacs d'Annecy et Léman (« surface colonisée/périmètre du lac » : m²/km de rive)

Tableau 8 : Comparative colonization rate of the Lake of Annecy and Geneva ("colonized area/perimeter of the lake":m²/km of shoreline)

	Léman	Annecy
<i>Linéaire de rive (km)</i>	203	38
Ailante	0.8	-
Buddleïa	53.3	9.4
Impatiente	3.8	-
Laurèlle	41.0	4.5
Renouée	107.8	4.2
Robinier	34.7	1.4
Solidage	1.9	3.0
Sumac	6.7	1.5
Total	250.1	18.7

De son côté, InfoFlora n'a pas connaissance de tels relevés sur d'autres lacs en Suisse (communication mail, février 2015). Un historique des relevés disponibles de 2000 à 2014 pour les mêmes 12 espèces aux abords du Léman a été communiqué (sélection des relevés situés dans à moins de 50m de la rive du Léman, avec une précision maximale de 250m). Les données transmises à InfoFlora (Centre de données sur la flore de Suisse) ne sont pas exhaustives et ne concernent que la partie suisse des rives.

La comparaison des résultats de l'inventaire « CIPEL » et des relevés supplémentaires disponibles chez InfoFlora est présentée à la figure 18 pour ces 12 espèces. On note en particulier la présence d'un foyer de solidage (en 2014 à Montreux), espèce qui n'a pas été observée dans l'inventaire CIPEL de 2013. Cela confirme qu'elle est présente dans la région. On note également la présence d'un foyer d'ambroisie (en 2005 à Lausanne). Cependant, l'ambroisie, qui figure dans l'ordonnance végétale sur la protection des végétaux (OPV) en tant que « mauvaise herbe particulièrement dangereuse », fait l'objet de mesures préventives et d'arrachage systématique. On peut donc douter qu'elle soit encore présente.

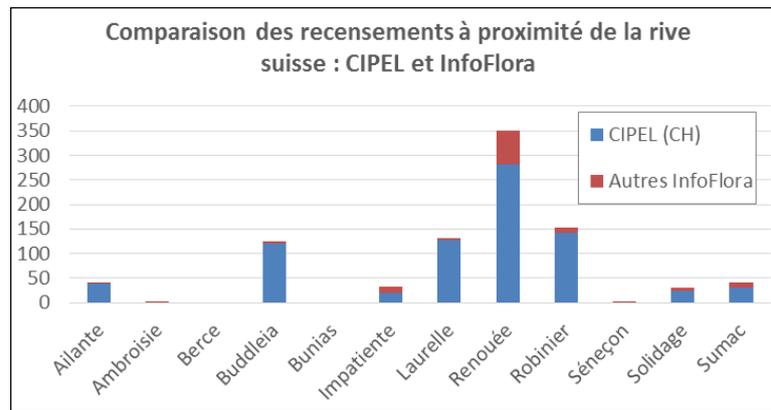


Figure 18: Comparaison du relevé coordonné par la CIPEL (2013) et des foyers recensés à proximité des rives du Léman entre 2000 et 2014 par InfoFlora (nombre de foyers) – territoire suisse seulement

Figure 18: Comparison of the coordinated statement by CIPEL (2013) and the identified outbreaks in proximity to the shores of Lake Geneva between 2000 and 2014 by InfoFlora (number of outbreaks) – Swiss territory only

4.8 AUTRES PISTES D'ANALYSE

En interne, d'autres pistes d'analyse des données ont été explorées mais ne sont pas développées ici. Des croisements géographiques ont été réalisés avec les cadastres pour évaluer la faisabilité de discriminer entre terrains privés et publics, ou encore avec le Réseau écologique lémanique (REL) pour caractériser l'ampleur de la problématique dans ces sites prioritaires.

5. ELABORATION D'UN PROTOCOLE POUR LES FUTURS INVENTAIRES

Afin d'uniformiser les futurs inventaires sur l'ensemble des rives du Léman, et fort de cette première expérience, le groupe Milieux naturels de la CIPEL a défini un protocole d'inventaire à suivre lors des prochains relevés. Il s'accompagne d'une fiche terrain et d'un modèle de tableur pour la restitution des résultats.

Propre à la CIPEL, ce protocole se veut le plus compatible possible avec les approches de chaque canton, de l'ONEMA et d'InfoFlora. Il permettra notamment de transmettre directement les relevés aux instances coordinatrices nationales ou régionales (InfoFlora et FRAPNA par exemple). Il vise un inventaire global comme celui réalisé en 2012/2013 et présenté dans ce rapport :

- Mêmes 12 espèces
- Même méthode, relevé à partir d'un bateau en longeant la rive à 5m environ
- Conseil d'une période commune (août) et d'une année unique de réalisation
- Harmonisation des classes de tailles et des types de substrats, selon les modèles des bases de données nationales

Le document et la fiche de terrain sont présentés en annexe 2. Des travaux spécifiques pourront amener à l'adapter au cas par cas, pour l'obtention d'une information plus détaillée sur les zones naturelles sensibles par exemple, ou en adoptant une largeur de bande étudiée différente, en précisant des passages à pied sur la rive, etc. Avant chaque inventaire, une réunion de préparation regroupant toutes les personnes en charge du terrain est préconisée pour garantir une comparabilité optimale des résultats.

De cette façon, l'évolution des néophytes sur les rives du Léman pourra être suivie de manière fiable sur le long terme. Un tel inventaire pourrait être reconduit à la fin du Plan d'action 2011-2020.

6. CONCLUSION

En 2012 et 2013, les cantons de Vaud, Valais et Genève, ainsi que la Haute-Savoie via l'ONEMA, se sont coordonnés à travers le groupe Milieux naturels de la CIPEL pour réaliser un inventaire de 12 espèces de néophytes envahissantes colonisant une bande terrestre de 5m, de cartographier les foyers sur les rives du Léman et d'obtenir ainsi un état de la situation pour l'année 2013. Cette démarche collective a permis d'instaurer une bonne dynamique de travail collective, et d'apporter la première analyse coordonnée de cette problématique à l'échelle du Léman.

La cartographie permet de constater que ces espèces sont retrouvées régulièrement sur l'ensemble des rives du Léman, dans des foyers de tailles variables. Sur l'ensemble du pourtour du lac, environ 5% de la bande riveraine de 5m de large est envahie. Quatre espèces représentent à elles seules 95% des surfaces colonisées : ce sont les renouées, le buddleia, la laurèle et le robinier-faux-acacia. Quatre autres n'ont pas été retrouvées, mais il est probable qu'elles soient passées inaperçues en raison de leur floraison hors périodes d'inventaires.

L'inventaire répond à l'objectif de fixer un état de référence pour évaluer le développement futur de ces espèces sur les rives du lac. Fort de cette première expérience, le groupe Milieux naturels a formalisé un protocole pour les prochains inventaires, ce qui permettra d'en assurer un suivi durable.

Le groupe Milieux naturels a d'ores et déjà commencé à communiquer cette démarche coordonnée avec la publication d'un dossier dédié dans la Lettre du Léman n°48 de juin 2014 (CIPEL, 2014). Ce journal, édité à 12'000 exemplaires par la CIPEL et en accès libre sur son site internet, a permis de présenter les résultats principaux de l'inventaire et des exemples de lutte engagés sur le territoire. Le dossier a notamment été repris dans un reportage par la radio OneFM en juin 2014 et relayé dans le journal La Côte en août 2014. Une page spécifique sur le thème des invasives est à venir sur le site de la CIPEL. La Commission présente également ces résultats dans le cours « Gestion des néophytes envahissantes le long des cours d'eau » du SANU destiné aux communes.

Hormis sa publication au rapport scientifique de la CIPEL, le présent article est adressé à l'été 2015 par courrier et courriel aux communes, collectivités et ONG du territoire accompagné d'une liste de supports et d'organismes de référence existants dans la région pour aller plus loin dans le recensement et l'éradication de ces espèces.

Le point de départ est maintenant posé pour la mise en place d'actions spécifiques pour enrayer le développement des populations.

BIBLIOGRAPHIE

CIPEL (2014) : Dossier « des néophytes envahissantes sur les rives du Léman ». Lettre du Léman n°48, Juin 2014, 3p.

INFOFLORA (2015) : Données relatives aux foyers de 12 espèces situés à moins de 50 m des rives du Léman et inscrits entre 2000 et février 2015.

ONEMA-USML (2013) : Inventaire cartographique des espèces végétales invasives des berges du lac d'Annecy (Situation en 2012). Rap. Onema, dél. Rég. Rhône-Alpes., 18 p.

QUETIN, P. (2013) : Météorologie. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2012, 47-59.

QUETIN, P. (2014) : Météorologie. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2013, 57-68.

Le présent rapport a été rendu possible grâce à la courtoisie de l'ONEMA, et des cantons Vaud, Valais et Genève pour leurs relevés d'une part et leurs analyses et commentaires d'autre part.

Annexe 1 : Photos des espèces inventoriées

Annexe 1 : Pictures of inventoried species



Ailante, Faux vernis du Japon
Ailanthus altissima

© E. Jörg

Ambrosie à feuilles d'armoise
Ambrosia artemisiifolia

© K. Lauber



Buddleia de David, Arbre à papillons
Buddleja davidii

© S. Rometsch

Berce du Caucase, Berce de Mantegazzi
Heracleum mantegazzianum

© S. Rometsch



Impatiente glanduleuse
Impatiens glandulifera

© S. Rometsch

Laurier-cerise, laurelle
Prunus laurocerasus

© S. Mercier



Renouée du Japon
Reynoutria japonica

© S. Mercier

Sumac, Vinaigrier
Rhus typhina

© S. Rometsch



Robinier faux-acacia
Robinia pseudoacacia

© E. Jörg

Solidage du Canada & Solidage géant
Solidago canadensis s.l., Solidago gigantea

© E. Lecomte



Séneçon du Cap
Senecio inaequidens

© S. Rometsch

Bunias d'Orient
Bunias orientalis

© S. Rometsch



Annexe 2 : Protocole d'inventaire et fiche terrain

Annexe 2 : Inventory protocol and field sheet



Plantes exotiques envahissantes sur les rives du Léman Protocole d'inventaire

Février 2015

Afin d'uniformiser les futurs inventaires sur l'ensemble des rives du Léman, et sur la base des inventaires réalisés en 2012 et 2013, le groupe Milieux naturels de la CIPEL a défini un protocole d'inventaire à suivre lors des relevés. Il s'accompagne d'une fiche terrain et d'un modèle de tableur pour la restitution des résultats. Propre à la CIPEL, il se veut le plus compatible possible avec les approches de chaque canton, de l'ONEMA et d'InfoFlora.

Ce protocole vise un inventaire global du type de celui réalisé en 2012/2013. Des travaux spécifiques pourront amener à l'adapter au cas par cas, pour l'obtention d'une information plus détaillée sur les zones naturelles sensibles par exemple, ou en adoptant une largeur de bande étudiée différente, en précisant des passages à pied sur la rive, etc.

Avant chaque inventaire, une réunion de préparation regroupant toutes les personnes en charge du terrain sera nécessaire pour garantir une comparabilité optimale des résultats. Dans ce même but, on cherchera à planifier les sorties de chacun aux mêmes périodes [en tenant compte de la phénologie des espèces – aout devrait être un bon compromis].

Mode d'inventaire

L'inventaire est mené par bateau, à 5m de la rive sauf impossibilité [auquel cas le mode d'inventaire est précisé : distance du bateau, ou bien par la terre].

À renseigner :

- Inventaire par bateau à X m de la rive environ
- OU Inventaire par la terre à X m de la rive environ

Espèces à inventorier

Ailante, Faux vernis du Japon	<i>Ailanthus altissima</i>
Ambrosie à feuilles d'armoise, Ambrosie élevée	<i>Ambrosia artemisiifolia</i>
Buddleia de David, Arbre aux papillons	<i>Buddleja davidii</i>
Berce du Caucase, Berce de Mantegazzi	<i>Heracleum mantegazzianum</i>
Impatiente glanduleuse	<i>Impatiens glandulifera</i>
Laurier-cerise	<i>Prunus laurocerasus</i>
Renouées : Renouée du Japon + Renouée de Sakhaline + Renouée de Bohême (hybride)	<i>Reynoutria japonica</i> , <i>Fallopia j.</i> , <i>Polygonum cuspidatum</i> , <i>Reynoutria sachalinensis</i> + R. X <i>bohemica</i>
Sumac, Vinaigrier	<i>Rhus typhina</i>
Robinier faux-acacia	<i>Robinia pseudoacacia</i>
Solidages : Solidage du Canada + Solidage géant	<i>Solidago canadensis</i> s.l., <i>Solidago gigantea</i>
Séneçon du Cap	<i>Senecio inaequidens</i>
Bunias d'Orient	<i>Bunias orientalis</i>

À renseigner :

- les espèces présentes

Nombre et dates des sorties terrain

Pour caractériser une année, les relevés auront lieu lors d'une sortie vers la fin de l'été [deuxième moitié d'aout, le compromis se faisant alors sur le bunias qui ne sera plus en fleurs].

À renseigner :

- date précise [JJMMAA]



Forme des relevés

Les relevés seront faits sous forme de lignes, ou de points (pour les touffes ou pieds isolés). Ils concernent les observations faites sur une bande de rive de 5m de large.

À renseigner :

- identifiant unique pour le foyer
- info « ligne » ou « point »
- pour les lignes :
 - coordonnées (X,Y) de début de ligne & (X,Y) de fin de ligne ¹
 - largeur de la bande (m)
- pour les points :
 - coordonnées (X,Y) du centre de la tache
 - estimation de la surface colonisée (m²) selon les classes :

▪ T1. < 1 m ²	(ou 1-10 pieds ²)
▪ T2. 1-5m ²	(ou 11-25 pieds)
▪ T3. 6-10 m ²	(ou 26-50 pieds)
▪ T4. 11-50 m ²	(ou 51-100 pieds)
▪ T5. 51-100 m ²	(ou 101-250 pieds)
▪ T6. >100 m ²	(ou > 250 pieds)
- = précision GPS (m)

Rq. : la longueur de la ligne est calculée à l'aide des SIG

Substrats à identifier

Il faut a minima renseigner les informations :

- | | |
|---------------------------------|--------------------|
| - Herbe / prairie | - Boisé |
| - Terre | - Blocs naturels |
| - Gazon (espace vert entretenu) | - Mur |
| - Graviers / galets | - Enrochement |
| - Sable | - Autre (préciser) |

Renseigner également : Pieds plantés ou non (ex. jardin, espace entretenu).

À renseigner :

- la nature du substrat
- l'info « plantation » (oui/non)

Autres informations

À renseigner :

- Collaborateurs (observateur)
- Système de coordonnées
- Remarques

Dans le cas où une méthodologie adaptée prévoira la possibilité de préciser les relevés à pied depuis la rive, il faudra également le noter (les résultats devront pouvoir être compatibles avec l'inventaire global du lac).

Restitution :

Deux modèles de documents-type sont proposés en annexe : une fiche terrain (.pdf) et un tableur de restitution de l'inventaire (.xls).

¹ A garder sur la même ligne dans la base de données pour traitement SIG.

² L'équivalence en nombre de pieds est indicative et dépend de l'espace : il faut privilégier l'estimation en m² (sinon, à préciser).

 <p>...pour que vive L'eau du Léman</p>	Inventaire cartographique des plantes invasives Rives du Léman	
Date (JJMMAA) <input type="text"/>	Mode d'inventaire	
Canton/département <input type="text"/>	<input type="checkbox"/> Bateau à <input type="text"/> m de la rive environ	
Collaborateur <input type="text"/>	<input type="checkbox"/> Par la terre à <input type="text"/> m de la rive environ	
Localisation foyer	Identifiant unique foyer :	
Syst. de coordonnées <input type="text"/>	<input type="text"/>	
Précision (m) <input type="text"/>		
Si point (touffe ou foyer isolé) : <input type="checkbox"/> X <input type="text"/>		
Coordonnées du centre <input type="text"/>		
Si linéaire : Début <input type="checkbox"/> X <input type="text"/>	Fin <input type="checkbox"/> X <input type="text"/>	
Coordonnées début/fin <input type="text"/>	Y <input type="text"/>	
	Y <input type="text"/>	
Espèce		
<input type="checkbox"/> AIL Ailante	<input type="checkbox"/> BUN Bunias d'Orient	<input type="checkbox"/> ROB Robinier
<input type="checkbox"/> AMB Ambroisie	<input type="checkbox"/> IMP Impatiente	<input type="checkbox"/> SEN Séneçon du Cap
<input type="checkbox"/> BER Berce	<input type="checkbox"/> LAU Laurelle	<input type="checkbox"/> SOL Solidages
<input type="checkbox"/> BUD Buddleia	<input type="checkbox"/> REN Renouées asiatiques	<input type="checkbox"/> SUM Sumac
Taille population		
Si point (touffe ou foyer isolé), surface :	Si linéaire, largeur (m) :	
<input type="checkbox"/> T1. < 1 m ² (ou 1-10 pieds)	<input type="text"/>	
<input type="checkbox"/> T2. 1-5 m ² (ou 11-25 pieds)		
<input type="checkbox"/> T3. 6-10 m ² (ou 26-50 pieds)		
<input type="checkbox"/> T4. 11-50 m ² (ou 51-100 pieds)		
<input type="checkbox"/> T5. 51-100 m ² (ou 101-250 pieds)		
<input type="checkbox"/> T6. >100 m ² (ou > 250 pieds)		
Substrat		
<input type="checkbox"/> Herbe / prairie	<input type="checkbox"/> Sable	<input type="checkbox"/> Enrochement
<input type="checkbox"/> Terre	<input type="checkbox"/> Boisé	<input type="checkbox"/> Autre, préciser : <input type="text"/>
<input type="checkbox"/> Gazon (espace vert entretenu)	<input type="checkbox"/> Blocs naturels	
<input type="checkbox"/> Gravier / galets	<input type="checkbox"/> Mur	
Préciser si pied planté (ex. jardin, esp. vert entretenu) : <input type="checkbox"/> Pied planté		
Remarques		
<input type="text"/>		

Date inventaire (JMM/AA) :
Canton / Département :

Collaborateur :

Id	Mode d'inventaire	Point/ligne	Coordonnées				Espèces		Taille foyer	Substrat		Plantation	Remarques
			X déb	Y déb	X fin (si linéaire)	Y fin (si linéaire)	Code	Nom		Code	Nom		
1													
2													
3													
4													
5													
6													
7													
8													
9													
10													
11													
12													
13													
14													
15													
...													

Remarque :

En termes de ressources humaines, en 2013-2014, l'inventaire a mobilisé un total de :

- 49.5 jours-équivalent-temps-plein pour le terrain, au sein des cantons de Vaud, Genève, Valais et la France (31.5 journées à 1, 2 ou 3 personnes) ;

- 15 jours-ETP pour la mise en forme des données au sein de ces mêmes entités ;

- 10 jours ETP au Secrétariat de la CIPEL pour le retraitement des données, la cartographie, l'analyse et la rédaction du rapport.

**CARACTÉRISATION DES RISQUES DE TRANSFERT DE PESTICIDES
D'ORIGINE AGRICOLE DANS LE BASSIN LÉMANIQUE**

**CHARACTERISATION OF AGRICULTURAL PESTICIDE TRANSFER RISKS
IN LAKE GENEVA**

CAMPAGNE 2014

PAR

Xavier LOUCHART, Mylène DELARUE, Laurent BOUCHET

Envilys - Domaine du Chapitre, 170 boulevard du Chapitre, F - 34750 VILLENEUVE-LES-MAGUELONE

Magali CONDAMINES

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

ACW Changins, Case postale 1080, CH - 1260 NYON 1

RÉSUMÉ

En 2013-2014, la CIPEL a réalisé une étude visant à obtenir une vision homogène à l'échelle de son territoire des risques de transferts de pesticides d'origine agricole vers les eaux de surface, afin de cibler efficacement les secteurs et les pratiques les plus sensibles.

L'estimation d'un risque potentiel de transfert a combiné i) la caractérisation des pressions phytosanitaires pour chaque molécule autorisée vis-à-vis des cultures en place, ii) la caractérisation de la vulnérabilité du milieu aux transferts, et iii) l'analyse des résultats de qualité des eaux. L'ensemble des résultats sont agrégés à l'échelle de bassins versants élémentaires ainsi qu'à celle de masses d'eau : des échelles de lectures pertinentes avec les logiques hydrographiques. Le diagnostic s'accompagne de propositions d'actions tenant compte du jeu d'acteurs et comprenant des préconisations techniques visant à réduire les risques de transfert.

ABSTRACT

In 2013-2014, CIPEL conducted a study, the purpose of which was to obtain a uniform vision across its territory of the risks of agricultural pesticide transfer into surface columns, in order to effectively target the most sensitive sectors and activities.

The estimate of a potential transfer risk combined i) the characterization of phytosanitary pressure for each authorized molecule toward existing crops, ii) the characterization of the ecosystem vulnerability to transfers, and iii) the analysis of the results of water quality measurements. All results have been aggregated to the sub-drainage basins as well as to water bodies: pertinent reading scales with hydrographic logic. The diagnosis is accompanied by proposals for action which take into account the set of actors and comprising technical recommendations aiming to reduce transfer risks.

GLOSSAIRE

- BVE :** Bassin versant élémentaire ou partiel, représentant soit un petit bassin versant amont d'un cours d'eau, soit un versant (ou les 2 versants) d'un bief de cours d'eau qui s'étend de l'exutoire dudit BVE en aval à l'exutoire du BVE amont (environ 1-2 km²)
- BVME :** Bassin Versant de la Masse d'Eau, bassin versant global d'une masse d'eau
- CLC :** CORINE Land Cover, base de données géographique sur l'occupation des terres produite dans le cadre du programme européen de coordination de l'information sur l'environnement CORINE
- GC :** Grandes Cultures
- ITK :** Itinéraire technique (ensemble d'opérations culturales programmées dans le temps) d'une exploitation agricole pour une culture donnée sur une ou plusieurs parcelles
- ME :** Masse d'eau, unité hydrographique (eau de surface) cohérente, présentant des caractéristiques assez homogènes et pour laquelle, on peut définir un même objectif de bon état des eaux dans le sens de la Directive cadre sur l'Eau (environ 40-300 km²)
- MNT :** Modèle Numérique de Terrain
- NOAS04 :** Nomenclature standard d'occupation du sol selon 72 catégories (Suisse)
- RGA :** Recensement Général Agricole (France)
- RPG :** Registre Parcellaire Graphique (France)
- SAU :** Surface agricole utile
- SIRIS :** Système d'Intégration des Risques par Interaction des Scores

Le présent rapport constitue une synthèse de l'étude globale, confiée aux bureaux Envilys et 3liz en 2013-2014 et pilotée par le groupe « Pollutions agricoles » et le Secrétariat de la CIPEL.

1. INTRODUCTION : CONTEXTE ET BESOINS DE LA CIPEL

Le plan d'Action 2011-2020 de la CIPEL, « Pour préserver le Léman, ses rives et ses rivières aujourd'hui et demain », a entre autres objectifs celui de réduire les teneurs en micropolluants dans les eaux, sédiments et poissons, compte-tenu des teneurs mesurées dans les eaux du lac (RAMSEIER et al. 2015).

Ces substances peuvent provenir des rejets des industries qui les produisent, et des transferts liés à leur utilisation agricole comme non agricole. Concernant le volet agricole, la CIPEL qualifie de prioritaire l'action de « Limiter l'utilisation des phytosanitaires et leur transfert vers l'environnement » (fiche C1 du plan d'action).

C'est pourquoi en 2013, elle lance un mandat ayant pour objectif principal de caractériser les risques de transferts de pesticides d'origine agricole vers les eaux superficielles du territoire, dans le but :

- De fournir une vision homogène, globale et actuelle des secteurs et pratiques à risques de ce territoire, s'appuyant de manière complémentaire sur les pressions agricoles et la vulnérabilité au transfert du territoire, et avec une sectorisation cohérente avec la logique hydrographique
- De les hiérarchiser et d'identifier les facteurs de risque principaux, afin de sensibiliser les partenaires aux zones les plus prioritaires.
- De proposer aux acteurs de l'eau et de l'agriculture, des solutions ciblées pour la réduction des risques de transfert et de qualifier leur efficacité, sur lesquelles ils puissent s'appuyer de manière à orienter efficacement leurs politiques locales.

2. DONNÉES ET MÉTHODES

2.1 BIBLIOGRAPHIE ET DONNÉES EXISTANTES

Afin de préciser la méthodologie, un commentaire critique de la bibliographie et des données existantes au lancement de l'étude a été proposé. In fine, aucune des méthodes déjà développées ne permet de caractériser directement les risques de transfert des pesticides d'origine agricole sur l'ensemble du territoire de la CIPEL. Outre le développement d'une méthodologie adaptée, un travail d'homogénéisation et d'actualisation des données est nécessaire.

Les conclusions principales concernant les données sont reprises ci-après.

Au lancement de l'étude, les données existantes en France et en Suisse ont été recueillies pour la plupart des thèmes suivants : administratif, climat, géomorphologie, topographie, pédologie, érosion, hydrologie, occupation des sols, cultures, pratiques, qualité des eaux, caractéristiques des produits phytosanitaires. Cependant, on trouve de grandes différences entre les sources de données côté français et côté suisse concernant leur disponibilité, leur date ou période de mise à jour et surtout leur résolution. Un exemple frappant est celui de la thématique érosion où côté français un aléa érosion est disponible à l'échelle cantonale (regroupement de communes) alors qu'en Suisse une carte des risques d'érosion a été élaborée à une résolution de 2 mètres.

Concernant l'occupation du sol et la localisation des cultures, mis à part les données issues du Registre Parcellaire Graphique (RPG) côté français, les données sont celles des îlots Corine Land Cover (CLC) (disponibles en France et en Suisse mais dont la catégorie terres arables regroupe la majeure partie des cultures sans distinction) et les statistiques communales de répartition des cultures. Un effort de « mise à jour » est important sur ce point. Au lancement de l'étude, la description des usages de produits phytosanitaires est également lacunaire. La majeure partie des données de terrain disponibles provient d'un réseau d'exploitations pilotes suivi en Suisse de 2000 à 2004. Enfin, sur le volet cartographique, les métadonnées associées à chaque couche d'information sont rarement renseignées (origine de la données, description, résolution, traitement éventuel).

2.2 MÉTHODOLOGIE : PRINCIPES GÉNÉRAUX

2.2.A. Risque potentiel et zones sensibles

La méthode de définition de zones sensibles prioritaires vis-à-vis du transfert de pesticides vers les eaux superficielles s'appuie sur la prise en compte et la caractérisation de 3 composantes : 1-Vulnérabilité du milieu, 2-Usages et pressions pesticides et 3-Qualité de la ressource.

Elle permet de qualifier des *risques potentiels de contamination* des ressources en eau de surface par les pesticides en croisant i) la vulnérabilité intrinsèque du milieu au transfert par les écoulements de surface, et ii) la pression phytosanitaire engendrée par les usages autorisés de molécules pesticides sur les différentes cultures. Ces risques potentiels sont ensuite croisés avec l'analyse de la qualité des ressources en eau ce qui permet de cibler *les zones sensibles et prioritaires* pour mettre en place des actions cohérentes (cf. Figure 1).

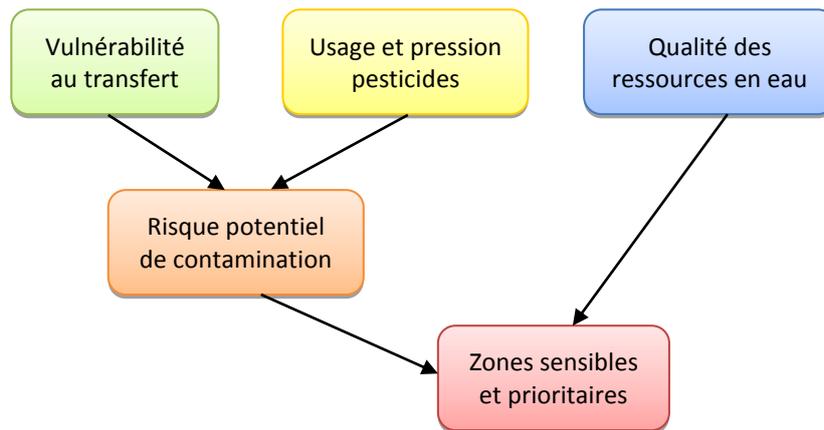


Figure 1 : Démarche générale d'évaluation du risque potentiel de contamination des eaux de surfaces par les pesticides et de détermination des zones prioritaires (zones sensibles à enjeux)

Figure 1 : General evaluation approach of the potential contamination risk of surface columns from pesticides and determination of priority areas (ecologically sensitive areas)

Les données et les variables prises en compte pour chacune de ces 3 composantes sont les suivantes :

1. Vulnérabilité au transfert :

- ruissellement de surface (occupation des sols et leurs caractéristiques)
- érosion des sols (érodibilité des sols, érosivité de la pluie, pente et longueur de pente d'après le modèle numérique de terrain - MNT)
- hydrologie (distance au cours d'eau, connexion au cours d'eau, densité de réseau, délimitation en bassin versant élémentaire)

2. Usage et pression pesticides (un potentiel de transfert intrinsèque à chaque molécule est combiné avec la/les culture/s susceptibles de l'utiliser localement) :

- occupation des sols : type de culture et surface correspondante (géoréférencée ou statistiques communales)
- usages autorisés par pays et par culture (matières actives des produits autorisés)
- propriétés physico-chimiques des molécules

3. Qualité des eaux

- réseau de suivi de la qualité des eaux (stations de mesures)
- analyses des pesticides (date de prélèvement, concentrations mesurées, fréquences de détection estimées)
- Le choix des molécules pesticides à évaluer tient compte des usages autorisés des produits phytosanitaires en France et en Suisse, des itinéraires techniques types par culture et terroir donnés par les experts, de la cartographie des cultures sur le territoire, et des molécules recherchées dans les eaux de surface du bassin lémanique.

2.2.B. Principes de croisement des données

La détermination de la vulnérabilité et de la pression nécessite de combiner entre elles les variables listées ci-dessus. Pour cela, le principe est de normaliser chaque composante sur l'intervalle [0-1], puis de les combiner linéairement en leur affectant un poids.

- *La normalisation des variables quantitatives est nécessaire car la gamme de valeurs minimale et maximale, l'étendue et la distribution des valeurs sont hétérogènes. Cette normalisation se fait de manière non-linéaire selon des seuils fixés, comme illustré ci-après.*

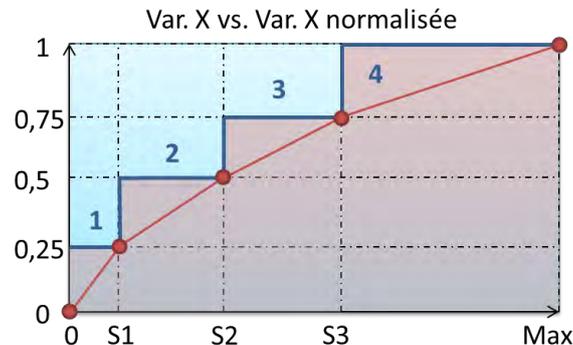


Figure 2 : Exemple de normalisation non-linéaire d'une variable X selon 3 seuils S1, S2 et S3 (courbe en rouge), permettant de tenir compte de la gamme de valeur très importante (de 0 à Max) et d'un échelonnement progressif des valeurs contrairement à une classification en 4 catégories (rectangle rouge et limites par palier en trait bleu)

Figure 2 : Example of non-linear normalization of a variable X according to 3 thresholds S1, S2 et S3 (red curve), allowing to account for the very wide value range (from 0 to Max) and the progressive spacing out of values contrary to a classification in 4 categories (red rectangle and stepwise limits in blue line)

- *La combinaison linéaire de deux variables A et B normalisées s'obtient par l'addition ($\alpha*A + \beta*B$), où α et β sont les poids associés aux deux variables (avec $\alpha+\beta=1$ pour un résultat normalisé entre [0-1]). Le principe est le même pour des combinaisons à plus de deux variables.*

La partie 3 détaille les seuils retenus pour la normalisation de chaque variable considérée, ainsi que les poids retenus pour chaque croisement.

2.2.C. Echelles spatiales en jeu

Il est nécessaire de définir :

- Une ou des échelles spatiales qu'on utilisera pour la restitution des résultats, qui ait du sens en termes de gestion.
- Une échelle spatiale la plus fine possible à laquelle seront effectués les croisements entre variables tels que décrits plus haut. Pour cela, on trouve un compromis entre les échelles de toutes les données spatiales impliquées pour identifier l'échelle la plus fine possible qui soit cohérente pour le calcul. Cette échelle n'aura pas nécessairement de sens en termes de gestion.
- Une méthode d'agrégation des résultats permettant de passer de l'échelle fine à l'échelle de restitution.

- *Echelles de restitution des résultats.* Pour la restitution des résultats, on fait le choix de définir des zones cohérentes avec le fonctionnement hydrologique du territoire, c'est-à-dire des bassins de cours d'eau ou tronçons de cours d'eau. Deux niveaux de restitution sont retenus : les bassins versants élémentaires (BVE) et les bassins de masse d'eau (BVME).

Tableau 1 : Nombre et taille des bassins versants élémentaires (BVE) et de masse d'eau (BVME) retenus pour la restitution des résultats

Tableau 1 : Number and size of primary and water mass drainage basins retained for the restitution of results

	France	Suisse
BVME	29 entités (40-267 km ²)	44 entités (44-299 km ²)
BVE	Environ 3083 entités (délimités à partir du MNT et du réseau) – taille moyenne de 1.16 km ²	Environ 3126 entités – taille médiane de 1.53 km ²

- *Echelle la plus fine pour les calculs.* Les données spatiales disponibles et nécessaires à l'évaluation du risque sont : le découpage en BVE, les données de l'occupation des sols par îlot Corine Land Cover, les données raster de l'érosion (pixel env. 24x24m) et les distances au cours d'eau calculées à partir du modèle numérique de terrain (MNT). Parmi elles, la résolution des données raster de l'érosion semble être un bon compromis entre des données actuellement existantes mais partielles sur le territoire à une résolution plus fine d'une part (îlot d'occupation des sols RPG en France, pixels de 2 m pour le potentiel de transfert par érosion et de connexion au réseau en Suisse) et d'autre part les unités géographiques de restitution et de gestion comme les BVME. L'ensemble des calculs d'évaluation de la vulnérabilité, de la pression par molécule pesticide et du risque potentiel qui en découle se fait donc par pixel (env. 24x24m).
- *Agrégation des résultats des calculs à fine échelle jusqu'aux échelles de restitution.* Le lien entre l'échelle fine du calcul et les grandes échelles retenues pour la restitution se fait par agrégation spatiale des données raster (pixels d'env. 24x24m contenus dans les entités BVE et BVME). Le choix a été fait d'agréger les données selon le 90ème centile, qui est un bon compromis pour prendre en compte la distribution des valeurs de chaque pixel contenu dans chaque BVE ou BVME et d'écarter les valeurs extrêmes pouvant biaiser l'analyse et la restitution des résultats (cf. Figure 3).



Figure 3 : Exemple d'agrégation d'information spatiale de type raster vers des entités de type vecteur

Figure 3 : Example of raster-based spatial information analysis toward entities for vector datasets

2.2.D. Conclusion

La méthodologie choisie est générique et adaptable, donc reproductible dans le temps et dans l'espace en fonction des évolutions futures des données, de l'aire géographique à laquelle on s'intéresse pour l'analyse des risques et des différences de disponibilité et de résolution des données côté suisse et côté français. Elle permet également une homogénéité d'échelle d'analyse des résultats sur l'ensemble du territoire de la CIPEL, en particulier aux niveaux de petits et grands bassins versants.

Le calcul des trois composantes permettant d'évaluer les risques potentiels de transferts de produits phytosanitaires d'origine agricole vers les eaux superficielles est détaillé ci-après.

2.3 VULNÉRABILITÉ AU TRANSFERT

Il s'agit d'estimer une vulnérabilité au transfert des pesticides vers les eaux de surface (ici, les cours d'eau). Le transfert considéré intègre les processus :

- de ruissellement de surface, mobilisant principalement les molécules pesticides sous forme dissoute (noté RUIS)
- d'érosion et de transport de matières emportant les pesticides adsorbés sur les particules de terres (noté EROS)
- de transfert de la lame d'eau et des matières depuis les lieux de production (généralement les parcelles agricoles) vers les cours d'eau ou les surfaces en eau (noté DIST).

Les deux premières composantes, ruissellement et érosion, définissent un potentiel de transfert intrinsèque à l'unité sur lequel il est évalué (pixel). La dernière définit un potentiel de connexion au cours d'eau. L'évaluation de ces 3 composantes et leur combinaison sont illustrées ci-après.

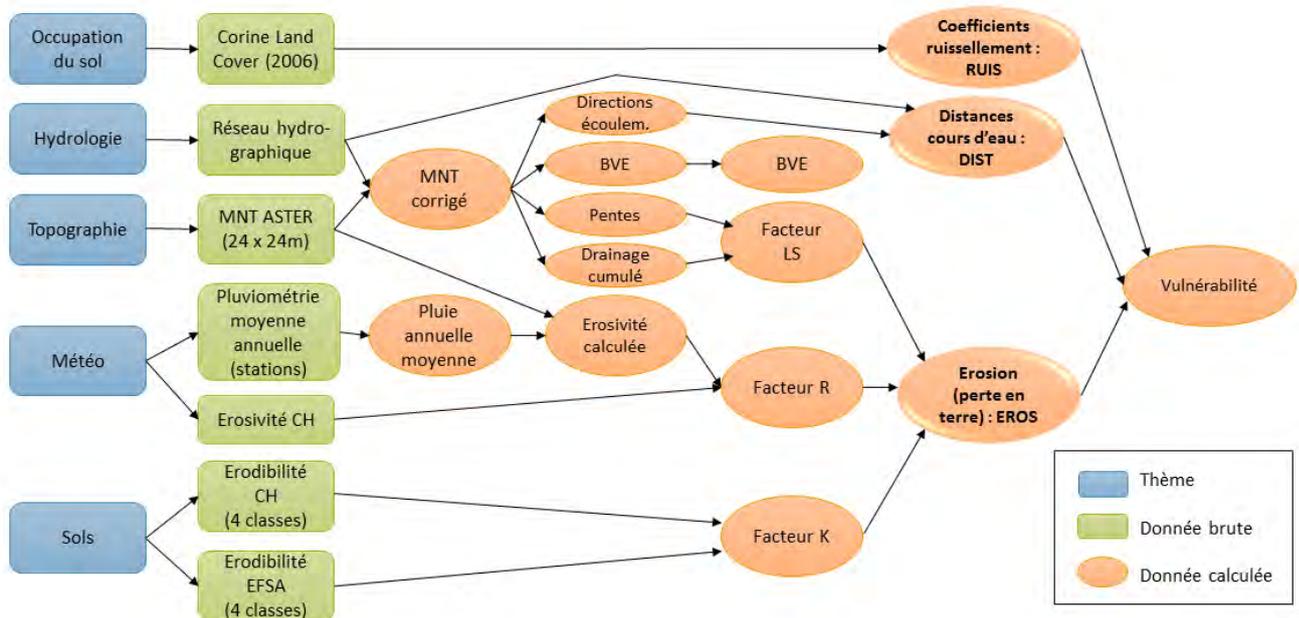


Figure 4 : Démarche générale d'estimation des 3 composantes de la vulnérabilité au transfert : Ruissellement, Erosion et Connexion au cours d'eau

Figure 4 : General estimate approach of the 3 components of vulnerability to transferral: Runoff, Erosion and Connection to waterways

Les 3 composantes de la vulnérabilité au transfert sont détaillées ci-après :

1. La composante ruissellement de surface (RUIS) est évaluée au travers du coefficient de ruissellement, affecté à chaque îlot d'occupation du sol CLC selon sa nature (CREPEPP, 2009). Ceci intègre la nature du couvert ou du revêtement et son impact sur le partage infiltration / ruissellement de la pluie. Le coefficient de ruissellement a une valeur théorique entre 0 et 1.

2. La composante érosion (EROS) est calculée par la méthode MUSLE (Modified Universal Soil Loss Equation), sur le même principe que l'estimation de l'érosion réalisée pour la Suisse à une résolution de 2 m (Carte des Risques d'Erosion 2, Gisler et al., 2011) :

$$A = R.K.LS.C.P$$

où :

- A est la perte en terre annuelle en tonnes par hectare et par an ($t \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$),
- R facteur d'érosivité en Newton par heure ($N \cdot h^{-1}$),
- K facteur d'érodibilité du sol, qui s'exprime en $t \cdot ha \cdot MJ^{-1} \cdot ha^{-1} \cdot mm^{-1}$,
- LS facteur tenant compte de la pente S et de la longueur de pente L (sans dimension),
- C facteur d'occupation du sol (entre 0 et 1) (sans dimension)
- et P facteur de prise en compte des pratiques culturales (entre 0 et 1) (sans dimension).

C et P sont pris égaux à 1 pour l'étude. Les autres facteurs de la composante érosion sont détaillés ci-après :

• *L'érosivité de la pluie (facteur R)* se déduit des précipitations moyennes annuelles de la façon suivante (Rogler et Schwertmann, 1981) :

$$R = 0.083 N f(z) - 1.77$$

où N est la pluviométrie moyenne annuelle (mm) et $f(z)$ une fonction de l'altitude permettant de prendre en compte une partie des précipitations sous forme neigeuse (Schüpp, 1975).

• *Les valeurs d'érodibilité du sol (facteur K)* sont réparties en 4 classes d'après la carte établie pour la Suisse (0.15, 0.25, 0.35, 0.45) et sont appliquées au reste du territoire sur la base de la carte européenne des sols (European Soil Data Centre).

• *Le facteur LS* est calculé à partir du MNT et du réseau hydrographique selon la formule :

$$LS = (m + 1) * (Flowacc * Res / 22.13)^m * \sin(S) / 0.0896^n$$

où m et n des paramètres à caler – les valeurs de m sont habituellement de 0.2 à 0.4 et celles de n de 1.2 à 1.5, $Flowacc$ est le drainage ou écoulement cumulé de pixel en pixel, Res est la résolution du MNT (environ 24 mètres en X et en Y), S est la pente en degré.

Une analyse de sensibilité et un calage ont été réalisés pour les paramètres m (=0.4) et n (=1.3) en comparant les valeurs d'érosion calculées avec celles de la carte d'érosion Suisse.

Les données d'érosion sont comprises entre 0 et 8'000 t/ha/an sur l'ensemble de la CIPEL. Elles sont normalisées selon les seuils 0-30-55-100 t/ha/an comme pour la carte des risques érosion Suisse.

3. La distance (DIST) séparant la production du ruissellement et de l'érosion en chaque pixel, du cours d'eau le plus proche est calculée à partir du MNT (résolution d'environ 24 m), recrusé en altitude à l'endroit du tracé du réseau hydrographique afin de s'assurer que les algorithmes utilisés conduisent bien à un drainage vers les cours d'eau. Les données de distance au cours d'eau sont comprises entre 0 et 12'000 m et sont normalisées selon les seuils 0-50-100-200 m comme pour l'étude Diagnostic SAGE Estuaire de la Loire (CREPEPP, 2009).

² MJ : méga joules (~N.m)

Vulnérabilité finale. Au final, l'estimation de la vulnérabilité au transfert sur chaque pixel considéré comme base spatiale de calcul (env. 24x24m) revient à combiner ces trois composantes (ruissellement RUIS, érosion EROS et distance au cours d'eau DIST) avec pour chacune des variables normalisées un poids. Les valeurs affectées au poids des 3 composantes dépendent de l'importance que l'on donne aux processus de transfert locaux (ruissellement et érosion) et à celui du transfert vers les cours d'eau. Dans l'étude (comme dans d'autres – CREPEP diagnostic de l'Estuaire de la Loire) un poids plus important (0.7) est donné à l'accessibilité au milieu aquatique (distance au cours d'eau). On obtient :

$$VULNER = \alpha * DIST + (1 - \alpha) * (\beta * EROS + (1 - \beta) * RUIS)$$

$$\text{soit } VULNER = 0.7 * DIST + 0.15 * EROS + 0.15 * RUIS$$

Enfin, l'analyse de la vulnérabilité à l'échelle des bassins versants (élémentaires ou de masses d'eau) nécessite d'agrégier les résultats de vulnérabilité calculés au niveau de chaque pixel. Pour cela le centile 90 de la vulnérabilité est calculé sur l'ensemble du bassin en affectant une vulnérabilité nulle (valeur 0) aux zones non-agricoles (urbain et milieu naturel). Cette méthode permet ainsi d'évaluer, au sein des bassins versants, la vulnérabilité des zones agricoles uniquement, au prorata de leur surface dans chaque bassin (élémentaire ou de masse d'eau).

2.4 USAGE ET PRESSION DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES

Les pressions liées à l'utilisation des produits phytosanitaires sont évaluées sur la base de la localisation des cultures (Arboriculture, Viticulture, Horticulture, et toutes les autres cultures associées à la catégorie Grandes Cultures) et des réglementations française et suisse sur l'usage des molécules pesticides.

Conjointement, un potentiel de transfert intrinsèque à chaque molécule est estimé sur la base de ses propriétés physico-chimiques (rang SIRIS). La démarche est schématisée ci-après.

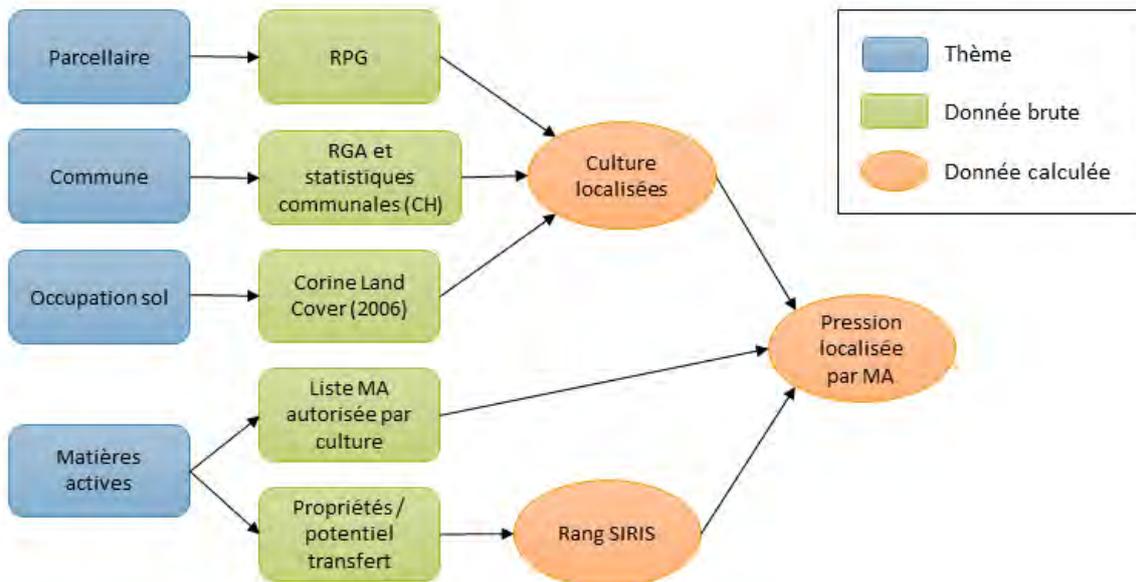


Figure 5 : Méthode d'estimation de la pression des pesticides sur les pixels 24x24m

Figure 5 : Estimate method of pesticide pressure on the 24x24m pixels

Localisation des cultures. Les données existantes sont synthétisées dans le tableau ci-après. Elles sont très hétérogènes sur le territoire, pas toujours géo-référencées et la catégorie « Grandes Cultures » (GC) est très vaste en termes de diversité de cultures et donc potentiellement de pratiques. Elle doit être détaillée.

Tableau 2 : Description des données disponibles sur l'occupation du sol

Tableau 2 : Description of available data on the occupation of soil

Pays	Nom Données	Précision sur les catégories agricoles	Géo-référencement
France	RGA 2010	17 catégories - statistiques par commune	Non
	RPG 2012	28 catégories - par îlot mais incomplet	Oui – polygones
	CultComm F 1997	5 catégories (Arboriculture, Horticulture, Viticulture, Prairie et pâturage, Grandes cultures)	Oui – polygones
	CLC 2006	4 catégories (211, 221, 222, 231)	Oui - polygones
Suisse	NOAS04P 2004-2009	8 catégories (37, 38, 39, 40, 41, 42, 43, 44)	Oui - point / 100m
	CLC 2006	4 catégories (211, 221, 222, 231)	Oui - polygones
	Statistiques Vaud	92 catégories	Non
	Statistiques Genève	92 catégories	Non
	Statistiques Valais	92 catégories	Non

La démarche proposée combine donc les données géo-référencées et les statistiques communales détaillant les cultures de la catégorie GC. La couche d'information la plus homogène sur l'ensemble du bassin versant lémanique est celle de « Corinne Land Cover » (CLC) datant de 2006 et sert de base à la démarche. Elle est ensuite complétée côté français avec le Registre parcellaire Graphique (RPG) de 2012, puis sur les îlots CLC en « Grandes Cultures » par les statistiques communales.

Elle est ensuite complétée par :

- Côté français : le RPG. Sa localisation, par îlot, est plus précise, et il recense davantage de catégories de cultures (28 contre 4). Par contre, il n'est pas complet sur le territoire puisqu'il correspond aux exploitations déclarées à la PAC³. Lorsqu'il est renseigné, le RPG est pris en compte et vient remplacer spatialement CLC.
- Côté français (là où le RPG ne donne pas d'information) et côté suisse : on affecte aux îlots de CLC en catégorie « Grandes cultures » (GC), les surfaces recensées dans les statistiques communales (surface agricole utile (SAU) déclarée par commune pour 11 catégories de grandes cultures). Cela ne permet pas de localiser exactement l'occupation des sols mais offre un compromis entre les zones géoréférencées de CLC et les statistiques plus descriptives au niveau communal.

Potentiel de contamination intrinsèque par molécule. Il s'agit ensuite de définir un potentiel de contamination intrinsèque à chaque molécule pesticide en fonction de ses propriétés physico-chimiques, et plus particulièrement concernant son devenir à la surface du sol et dans l'eau et sa capacité de mobilisation par ruissellement et/ou érosion. Pour cela, la méthode SIRIS (Système d'Intégration des Risques par Interaction de Scores, Vaillant et al., 1995), méthode dite "hiérarchique de rang" d'agrégation de multiples variables, est utilisée et adaptée⁴ à l'étude. On procède comme suit :

³ Politique Agricole Commune de l'Union Européenne

⁴ La méthode originale tient également compte de la dose. Ce paramètre a été laissé de côté pour refléter un potentiel de contamination : d'une part parce que les paramètres intrinsèques (Tableau 3) sont relativement beaucoup plus importants dans la caractérisation globale du potentiel de transfert d'une molécule (plusieurs ordres de grandeur), et d'autre part parce que l'information, peu disponible, aurait été parcellaire et potentiellement non fidèle à la réalité du terrain.

- choix des variables intervenant dans la caractérisation du potentiel de contamination intrinsèque. Dans notre cas, on retient 4 variables : la solubilité dans l'eau, la dégradabilité, qui combine demi-vie (DT50) et hydrolyse, et l'affinité pour les particules du sol (Koc).
- détermination des modalités des variables : on définit les seuils qui permettront de dire si pour une molécule donnée, la valeur de la variable est peu (o), moyennement (m) ou très (d) favorable au potentiel de contamination (cf. tableau 3)
- hiérarchisation des variables par rapport à leur contribution dans le potentiel de contamination : dans notre cas, par importance décroissante, la solubilité dans l'eau est d'ordre 1, la dégradabilité d'ordre 2 et le Koc d'ordre 3.
- hiérarchisation finale de l'ensemble des variables et de leurs modalités et normalisation en un score de 0 à 100.
- obtention du score par molécule, décrivant le potentiel de transfert intrinsèque : en renseignant les modalités des 4 variables en fonction des caractéristiques de chaque molécule (cf. tableau 4).

Tableau 3 : Les classes de potentiel de transfert des molécules (source : SIRIS)

Tableau 3 : Transfer potential classes of molecules (source: SIRIS)

	Peu favorable (o)	Moyennement favorable (m)	Très favorable (d)
Solubilité (mg/L)	<10	>=10 et <200	>=200
DT50 (jours)	<8	>=8 et <30	>=30
Hydrolyse à pH 7	Instable	Stable	Très Stable
Koc (mL/g)	>1000	<=1000 et >100	<=100

Tableau 4 : Exemple de classement du comportement de quelques herbicides avec la méthode SIRIS, en fonction de leurs propriétés physico-chimiques

Tableau 4 : Example of ranking of the behavior of a few herbicides with the SIRIS method, according to their physicochemical properties

SA	Valeurs de référence				Modalités					Rang	
	Solubilité (mg.L-1)	DT50 champ (jours)	Hydrolyse à pH7	Koc (mL.g-1)	Solu-bilité	DT50	Hydro-lyse	Dégra-dabilité	Koc	Rang Absolu	Rang Normalisé
diquat	718000	3184.2	TS	2184750	d	d	d	2d	o	30	81%
diuron	36.5	78	TS	920	m	d	d	2d	m	24	65%
flazasulfuron	2100	10	I	65	d	m	o	m	d	22	59%
glufosinate ammonium	500000	23	TS	755	d	m	d	md	m	29	78%
glyphosate	10500	31.5	TS	21699	d	d	d	2d	o	30	81%
isoxaben	1.42	105	S	608	o	d	m	md	m	11	30%
isoxaflutole	6.2	1.3	I	112	o	o	o	o	m	0,5	1%
oryzalin	2.6	74	S	1400	o	d	m	md	o	9	24%
pendimethaline	0.33	99.2	S	15744	o	d	m	md	o	9	24%
triclopyr	8100	46.3	S	48	d	d	m	md	d	32	86%
trifluraline	0.22	170	TS	8765	o	d	d	2d	o	12	32%

Pression finale. Au final, l'estimation de la pression phytosanitaire sur les îlots de culture CLC combine la répartition géographique des cultures avec le potentiel de transfert par molécule, comme schématisé ci-après.

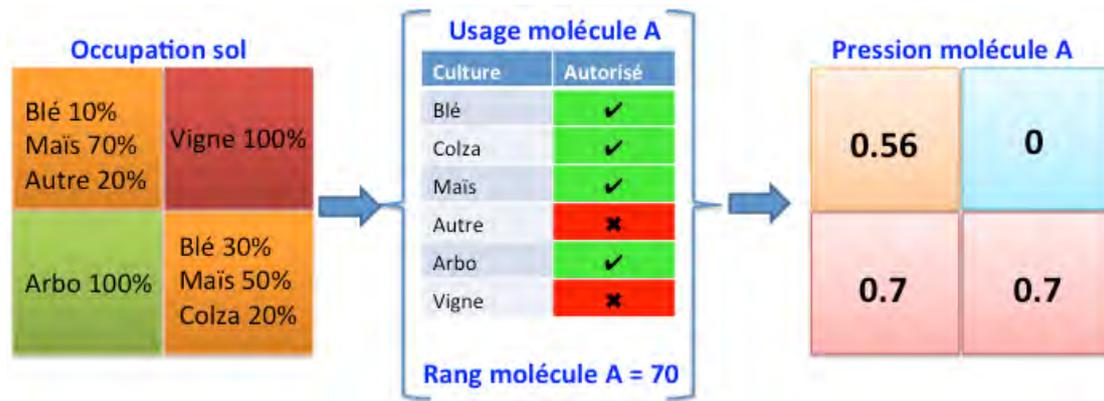


Figure 6 : Méthode d'estimation de la pression localisée par molécule en fonction de la répartition des cultures, et des autorisations par molécule (ici, le rang SIRIS de la molécule exemple A est 70)

Figure 6 : Estimate method of localized pressure per molecule according to the distribution of crops and of authorizations by molecule (here the SIRIS rank of the example molecule A is 70)

Cette opération d'estimation localisée de la pression par molécule peut se résumer par la formule suivante :

$$PRESSION_{molécule} = rang\ SIRIS \sum_{i=1}^n f_{culture\ i}$$

où $f_{culture\ i}$ représente la part d'occupation de chaque culture dans le pixel ou l'îlot. Dans le cas d'une culture autre que celle de la catégorie « grande culture » provenant de Corine Land Cover, on a une monoculture et $f = 1$. Dans le cas d'une catégorie « grandes cultures » pour laquelle on a affecté la répartition statistique de la commune, alors f représente la fraction de chacune des cultures composant la catégorie grandes cultures et $\sum_{i=1}^n f_{culture\ i}$ vaut 1.

2.5 POTENTIEL DE CONTAMINATION DES EAUX DE SURFACE

Risque potentiel par molécule. Le risque potentiel de contamination des eaux de surface par les produits phytosanitaires est évalué par combinaison de la vulnérabilité du milieu et de la pression par molécule en chaque pixel ou îlot du territoire comme schématisé ci-après. Un risque potentiel par molécule agrégé par BVE et BVME est ensuite obtenu par agrégation spatiale avec le 90^{ème} centile (cf. 2.1 Principes généraux sur la méthodologie).

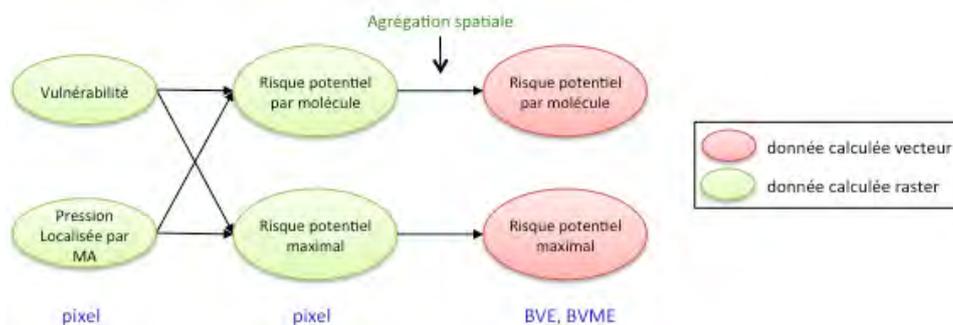


Figure 7 : Méthode d'estimation du risque potentiel de contamination des eaux de surface par molécule et du risque potentiel maximal (risque intégré multi-molécule)

Figure 7 : Estimate method for the potential risk of surface water contamination per molecule and for the potential maxima risk (multi-molecule integrated risk)

$$RISQUE_{molécule} = \alpha PRESSION_{molécule} + \beta VULNERABILITE$$

PRESSION et VULNERABILITE sont combinées avec un poids respectif de 0.7 et 0.3, ce qui donne au final une évaluation complète du RISQUE par molécule de :

$$RISQUE_{molécule} = 0.7 PRESSION_{molécule} + 0.21 * DIST + 0.045 * EROS + 0.045 * RUIS$$

Un poids plus fort est donné à la pression phytosanitaire afin de ne pas sous-évaluer dans le risque les zones agricoles utilisant des niveaux de dose de produits même très faibles, l'hypothèse sous-jacente étant que le risque « zéro » de transfert potentiel vers les eaux de surface n'existe pas. D'autre part, il s'agit bien d'un **risque potentiel de transfert**, car 1) la vulnérabilité au transfert est évaluée selon des critères indépendants de l'aléa climatique et d'une dynamique réelle de ruissellement et d'érosion, et 2) la pression est également basée sur des données d'occupation anciennes (2006) et statiques dans le temps et l'espace.

Risque potentiel intégré multi-molécules (par pixel). Un risque potentiel intégré multi-usages et multi-molécules, en quelque sorte le « pire cas » est également estimé. Il s'agit pour chaque entité spatiale (pixel ou îlot) de retenir la valeur de risque maximale obtenue parmi l'ensemble des molécules utilisées sur cette entité en fonction de la culture et donc des usages phytosanitaires⁵. Le risque intégré au niveau du pixel (multi-molécule) peut s'exprimer de la manière suivante :

$$RISQUE_{max} = \max \left(\bigcup_{molécule} (RISQUE_{molécule}) \right)$$

Risque potentiel maximal intégré multi-molécules (par BVE ou BVME). Le risque par pixel est ensuite agrégé à l'échelle BVE ou BVME, en retenant le 90^{ème} percentile des risques maximaux multi-molécules de chaque pixel contenu dans le bassin (cf. figure 8). On parle donc d'un risque maximal potentiel. En effet, le risque est dit « potentiel » car on ne dispose pas des pratiques réelles (on suppose donc que chaque molécule est utilisée partout où elle est autorisée), ni des conditions météorologiques et de transfert réelles, qui ne sont pas prises en compte dans la vulnérabilité (on suppose donc que tout transfert théoriquement possible a lieu). Enfin, le risque est dit « maximal » parce qu'en chaque pixel, on ne garde que la molécule présentant le risque potentiel le plus fort dans le cas où plusieurs molécules peuvent être utilisées pour une même culture.

Les résultats de risque peuvent être confrontés et validés aux données issues du réseau de suivi de la qualité des eaux : c'est l'objet de la prochaine partie.

2.6 QUALITÉ DES RESSOURCES EN EAU

Les données de qualité de l'eau (coordonnées géographiques des stations de mesure, date prélèvement, molécule analysée et concentration mesurée) proviennent de diverses sources : CIPEL (dont données de PestiBase : Manco, 2007), chaque canton suisse et SIE (Système d'Information sur l'Eau en France). A partir de toutes ces données, une base de données spatio-temporelle la plus complète possible a été constituée en évitant les doublons de station (station unique identifiée et rattachée à un cours d'eau – cf. carte ci-après) et d'analyse. Elles couvrent la période 2000-2012. Les différences de format et l'âge de certains fichiers ont conduit à faire les choix suivants : les valeurs sous la limite de détection sont prises à 0 ; les valeurs détectées et non quantifiées sont prises à 0,0005µg/L (plus petite valeur quantifiée divisée par deux).

⁵ En pratique, on ne retient pour l'agrégation que les molécules ayant un potentiel de transfert important (rang SIRIS supérieur à 85). Cela simplifie les calculs tout en s'assurant que pour chaque culture considérée, au moins une molécule autorisée et à enjeu, pouvant représenter le risque maximal, est bien prise en compte.

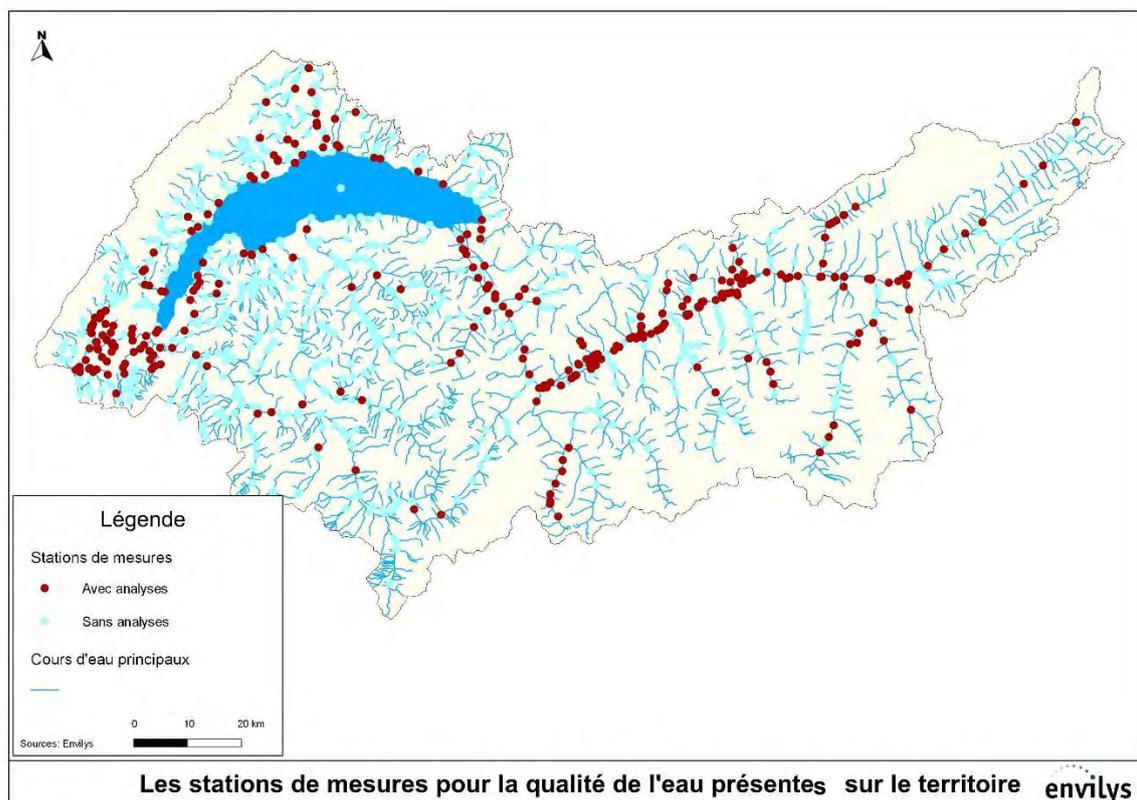


Figure 8 : Carte illustrant les stations de mesures (avec et sans analyses pesticides) présentes sur le bassin versant lémanique (sources : Pestibase, Valais, Vaud, Genève et SIE)

Figure 8 : Map illustrating the measuring stations (with and without analysis of pesticides) present on the drainage basin of Lake Geneva (sources: Pestibase, Valais, Vaud, Geneva and ISW)

Une méthode est déployée pour l'analyse de la qualité de la ressource en eau à l'échelle des 73 BVME. La méthode est basée sur une analyse des fréquences de détection des substances actives (rapport entre le nombre de fois où la substance est détectée sur le nombre de fois où elle a été recherchée). A partir des fichiers de résultats il est difficile de savoir combien de fois une molécule a été recherchée (elle n'apparaît que si elle est détectée mais pourrait être recherchée non détectée). On prend donc comme hypothèse que si une molécule a été détectée au moins une fois sur un BVME une année, alors elle a été recherchée à chaque campagne de l'année sur le BVME : c'est ainsi que l'on obtient le nombre de fois où une molécule a été recherchée, nécessaire à l'étude de la fréquence de détection.

Quatre niveaux sont utilisés pour analyser les fréquences de détection :

- V2.0 : La molécule est détectée ;
- V2.1 : La molécule est détectée avec une valeur supérieure à la limite de quantification ;
- V2.2 : La molécule est détectée avec une valeur supérieure à 0,1µg/L ;
- V2.3 : La molécule est détectée avec une valeur supérieure à 1µg/L.

Pour augmenter la robustesse du raisonnement, on regroupe les résultats en deux périodes : de 2000 à 2006 et de 2007 à 2012. Les fréquences de détection par point de prélèvement sont agrégées selon ces deux périodes.

3. RÉSULTATS

3.1 UNE OCCUPATION DU SOL À DOMINANCE « AGRICOLE » AUX ABORDS DU LÉMAN ET DANS LA VALLÉE DU RHÔNE

D'après la méthode présentée dans la partie précédente (0 2.4 Usage et pression des produits phytosanitaires), une carte de l'occupation du sol est élaborée (CLC, RPG). Les cultures sont réparties principalement sur les zones de plus faible pente, à savoir autour du Léman et dans les vallées de l'Arve et du Rhône.

En agrégeant ces données aux BVME (voir carte ci-dessous) il est possible de localiser les zones à prépondérance agricole ou naturelle. La dominance est définie selon les proportions de l'occupation du sol : « Naturelle » si plus de 90% de milieux naturels ; « Agricole » si plus de 20% de terres agricoles ; « Partagée » pour les autres. Etant en milieu montagneux, la plupart des BVME présente une proportion de « milieux naturels » supérieure à 40%.

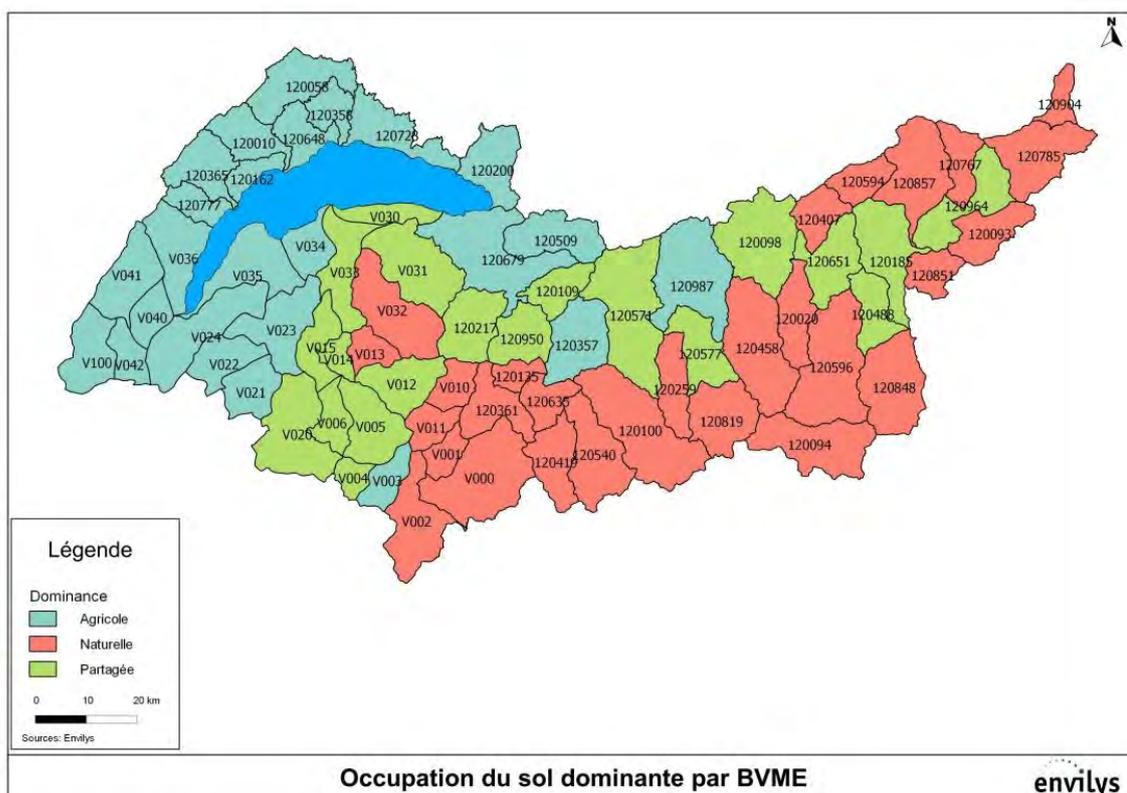


Figure 9 : Dominance de l'occupation du sol des BVME

Figure 9 : Dominance of soil occupation by water mass drainage basins

Toute la zone sud du territoire et l'extrême Est correspondent aux zones de plus hautes montagnes d'où la dominance « naturelle ». Au contraire les abords du Léman et plusieurs BVME de la vallée du Rhône apparaissent avec une dominance « agricole ».

3.2 UN RISQUE DE TRANSFERT HÉTÉROGÈNE SUR LES BASSINS À DOMINANCE « AGRICOLE »

Les cartes du risque potentiel maximal multi-molécules de transfert vers les eaux de surface (multi-molécules) agrégé aux BVE et aux BVME sont données ci-dessous (cf. 2.5 Potentiel de contamination des eaux de surface).

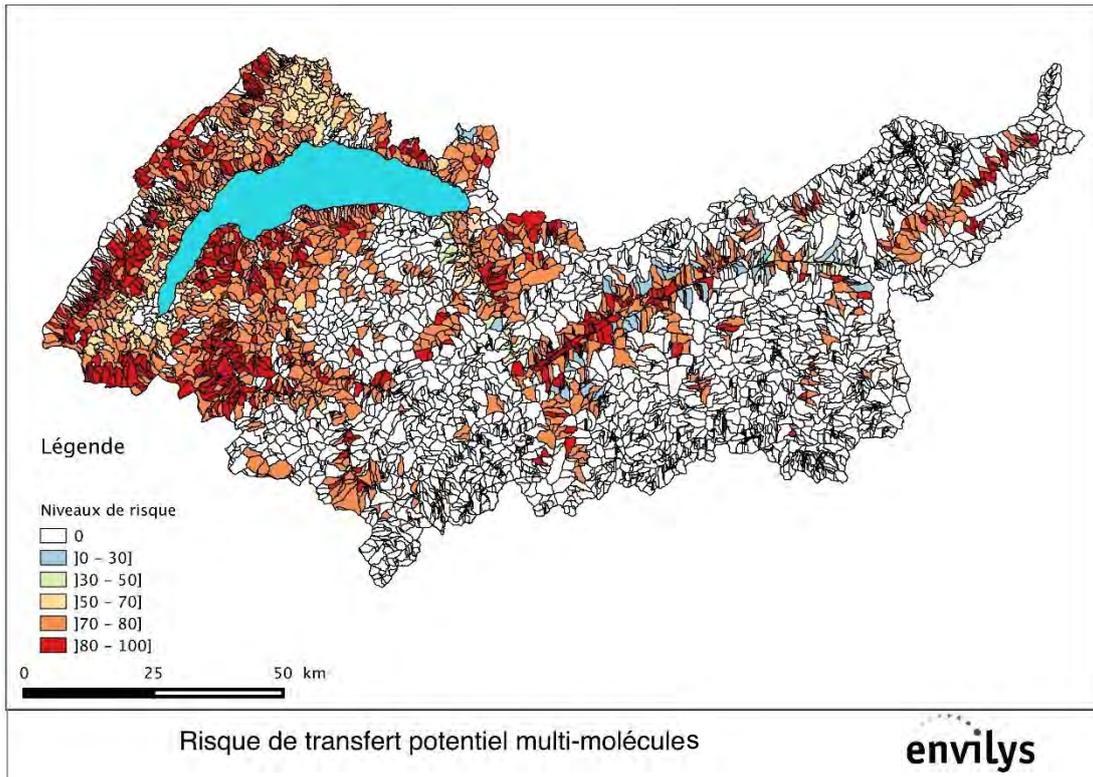


Figure 10 : Risque de transfert potentiel multi-molécules vers les eaux superficielles – intégrés au BVE

Figure 10 : Risk of potential multi-molecule transfer to upper water columns – integrated in the primary drainage basins

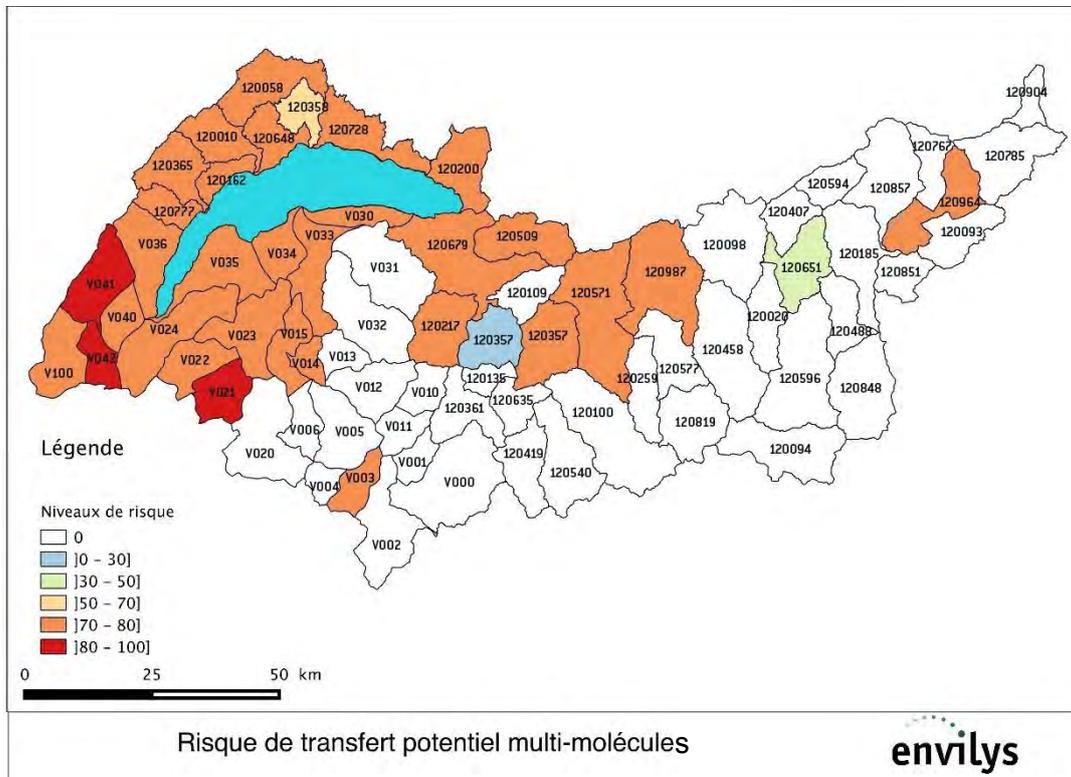


Figure 11 : Risque de transfert potentiel multi-molécules vers les eaux superficielles – intégrés au BVME

Figure 11 : Risk of potential multi-molecule transfer to upper water columns – integrated in the water mass drainage basins

Les BVE ou BVME présentant un risque de transfert potentiel nul correspondent à des niveaux de vulnérabilité nulle ou faible et/ou à une pression nulle ou faible. De même une zone avec une vulnérabilité forte pourra avoir un risque faible si la pression est faible et inversement.

Le risque de transfert estimé étant d'origine agricole (vulnérabilité calculée sur les pixels agricoles et pression nulle sur les pixels non agricoles), il est rassurant de constater que les zones à risque fort sont celles correspondant à la localisation des cultures. Pour autant, une diversité des risques potentiels par BVE ou par BVME est visible au sein des zones agricoles bordant le Léman et le long du Rhône. Il apparaît également que des BVME à occupation du sol « partagée » (entre agricole et naturel) soient catégorisés en risque de transfert potentiel élevé (classe]70;80]) : BVME V014, V015, V 033, V030, 120217, 120574, 120964 ; tandis qu'un des BVME ayant une dominance « agricole » de l'occupation du sol apparaît en risque moyen (classe]50;70]) : BVME 120358.

3.3 DES RANGS SIRIS PLUTÔT ÉLEVÉS PARMIS LES MOLÉCULES FORTEMENT DÉTECTÉES

Rappelons que le rang SIRIS, qui caractérise le potentiel au transfert d'une molécule, tient compte des caractéristiques intrinsèques de la molécule et que plus il est élevé, plus la molécule est « mobile » vers les eaux superficielles. Cependant le rang seul ne permet pas d'évaluer les risques de transfert. La vulnérabilité du milieu, les conditions d'apport des produits sont autant de critères à prendre en considération dans une estimation des risques. L'analyse de la qualité de l'eau aux points de prélèvement se fait par les fréquences de détection au-dessus de certains seuils (voir partie précédente : 0 2.6 Qualité des ressources en eau).

Dans un premier temps, une liste de 52 molécules « fortement détectées » est définie, parmi lesquelles figurent les matières actives détectées au-dessus de 0,1 µg/L, dans plus de 5% des prélèvements, et pour au moins un point de mesure (voir Annexe 1).

Les rangs SIRIS des 52 molécules « fortement détectées » sont réparties dans 4 catégories : 61% ont un rang SIRIS fort à très fort (>50) ; 38% ont un rang SIRIS moyen (entre 25 et 50) et seulement 2% un rang SIRIS faible (<25). Les molécules « fortement détectées » peuvent avoir un rang SIRIS moyen voire faible. Ceci peut s'expliquer d'une part par le niveau d'utilisation des substances, puisque le rang SIRIS ne prend pas en compte la dose. D'autre part, la méthode SIRIS ne tient pas compte des rejets ponctuels ou des utilisations non agricoles des produits.

Dans un second temps, prenons maintenant deux listes de substances actives : dans la première le rang SIRIS des molécules est supérieur ou égal à 75 (51 molécules) et dans la deuxième il est inférieur à 25 (67 molécules). L'idée est de rechercher ces rangs SIRIS extrêmes dans les analyses d'eau afin d'évaluer leur proportion aux différents niveaux de détection. La répartition pour les 4 fréquences de détection⁶ est donnée ci-dessous.

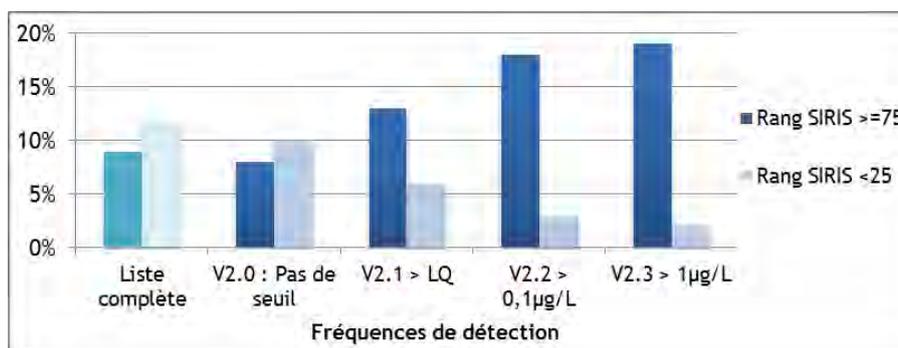


Figure 12 : Part des molécules avec des rangs SIRIS fort (respectivement faible) parmi celles que l'on retrouve aux différents niveaux de détection

Figure 12 : Share of molecules with strong (or weak) SIRIS ranks among those found at different detection levels

⁶ Rappel des niveaux de fréquence de détection : V2.0 : pas de seuil ; V2.1 : au-dessus de la limite de quantification ; V2.2 : au-dessus de 0,1 µg/L et V2.3 : au-dessus de 1 µg/L

A l'origine il y a environ 9% des substances qui ont un rang SIRIS supérieur à 75 et 12% qui ont un rang inférieur à 25. Pour le niveau de détection V2.0, on retrouve sensiblement la même répartition. Cependant, plus le seuil de détection augmente, plus la part de substances ayant un rang SIRIS élevé augmente. Les substances fortement mobiles seront généralement retrouvées en proportions supérieures à des seuils de détection élevés.

Le parallèle entre le rang SIRIS et les analyses d'eau montre bien que certaines molécules avec un rang SIRIS moyen ou faible peuvent être fréquemment détectées et à l'inverse, des molécules au rang SIRIS fort peuvent être faiblement retrouvées. Toutefois, les molécules fortement mobiles (rang SIRIS élevé) sont plus susceptibles d'être détectées à des concentrations élevées.

Néanmoins, le rang SIRIS seul ne suffit pas à définir un risque de transfert même s'il est plutôt rassurant de trouver une certaine corrélation entre le rang et les analyses d'eau.

3.4 UNE APPROCHE DU RISQUE DE TRANSFERT POUR CHAQUE MOLÉCULE

Le risque de transfert potentiel de chaque molécule est estimé à partir de la vulnérabilité intrinsèque du milieu et de la pression potentielle exercée sur ce dernier. La pression est définie grâce à l'utilisation potentielle de la substance active concernée (si elle est autorisée sur les cultures identifiées dans l'étude de l'occupation du sol), et à ses caractéristiques intrinsèques (son potentiel de transfert). Environ 300 molécules sont concernées par cette approche, elle est détaillée pour une molécule dans cette partie.

3.4.A. Exemple d'une molécule avec un rang SIRIS élevé

Les quatre critères utilisés pour caractériser la molécule et qui permettent de lui associer un rang par la méthode SIRIS sont la solubilité, l'hydrolyse, la demi-vie (DT50) et l'affinité pour le sol (Koc). Dans la méthode SIRIS, 3 classes sont définies : « peu favorable », « moyennement favorable » et « très favorable ». Le tableau ci-dessous indique les valeurs pour chaque classe ainsi que les valeurs correspondantes à la molécule exemple.

Tableau 5 : Caractéristiques de la molécule exemple (source : SIRIS)

Tableau 5 : Characteristics of the example molecule (source: SIRIS)

		Modalité			Molécule exemple	
		Peu favorable (o)	Moyennement favorable (m)	Très favorable (d)	Valeur	Classe correspondante
Seuils	Solubilité (mg/L)	<10	>=10 et <200	>=200	23 180	Très favorable
	DT50 (jours)	<8	>=8 et <30	>=30	9,9	Moyennement favorable
	Hydrolyse à pH 7	Instable	Stable	Très Stable	Très stable	Très favorable
	Koc (mL/g)	>1000	<=1000 et >100	<=100	56	Très favorable

La molécule exemple est un herbicide utilisé contre les dicotylédones sur les céréales (blé, orge, triticale, seigle,...), sur maïs, en arboriculture, en maraîchage et sur prairie. Une majorité de la SAU totale (82%) est concernée par un usage potentiel de ce composé. Ses caractéristiques montrent qu'elle est peu adsorbable sur les particules du sol et qu'elle est très soluble ; elle sera donc très présente dans la phase aqueuse. Par ailleurs, elle est très stable face à l'hydrolyse et a un temps de demi-vie moyen ; elle est donc moyennement dégradable. Ces valeurs lui confèrent un rang SIRIS de 86 considéré comme très élevé.

3.4.B. Mise en évidence des bassins versants prioritaires pour la molécule exemple

A partir de la méthodologie développée dans la partie 0 2.4 Usage et pression des produits phytosanitaires, la pression exercée par la molécule exemple est estimée puis agrégée par BVE, voir ci-dessous.

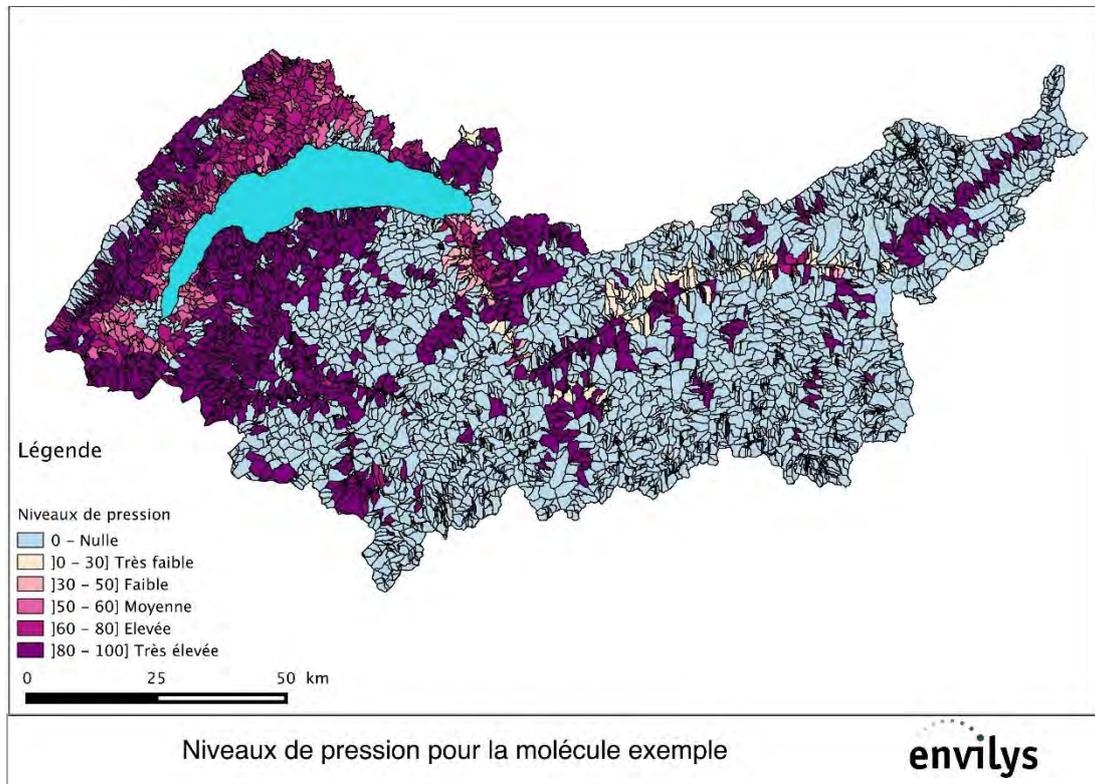


Figure 13 : Estimation de la pression pour la molécule exemple – agrégation au BVE

Figure 13 : Pressure estimate for the example molecule – aggregation to the primary drainage basin

La pression estimée de cette molécule est ensuite combinée à la vulnérabilité intrinsèque du territoire afin d'estimer le risque de transfert potentiel. Celui-ci est présenté agrégé aux BVE et aux BVME (voir 0 2.5 Potentiel de contamination).

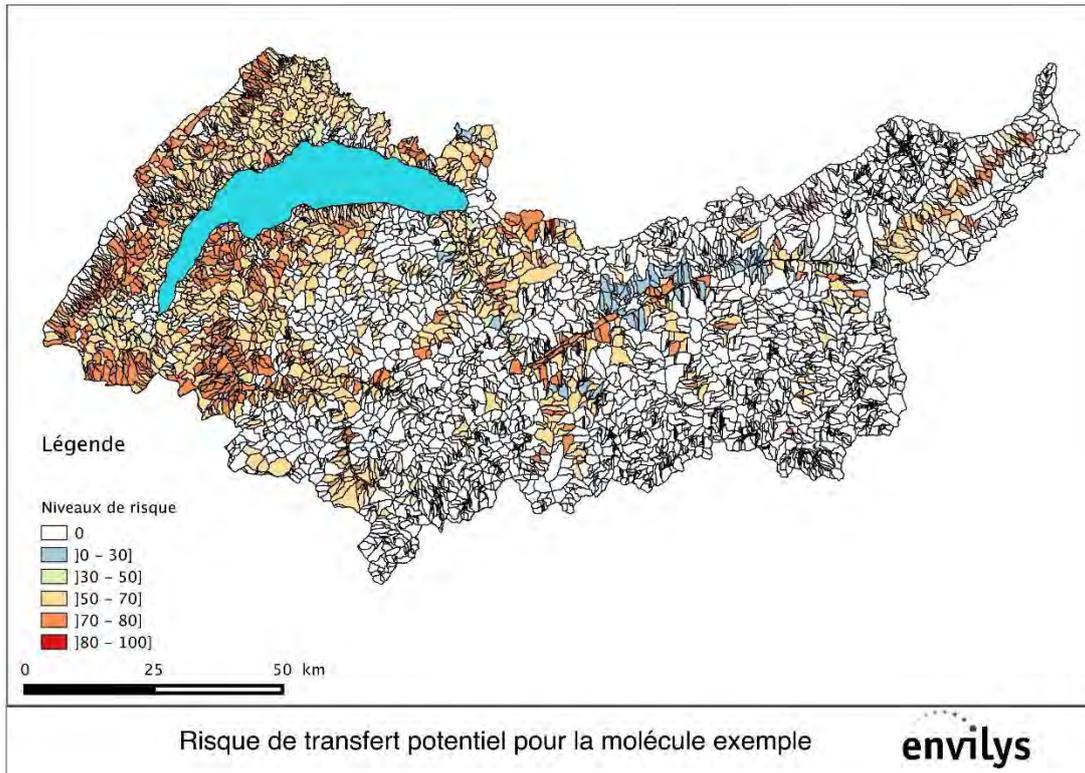


Figure 14 : Estimation du risque potentiel pour la molécule exemple – agrégation au BVE

Figure 14 : Estimate of potential risk for the example molecule – aggregation to the primary drainage basin

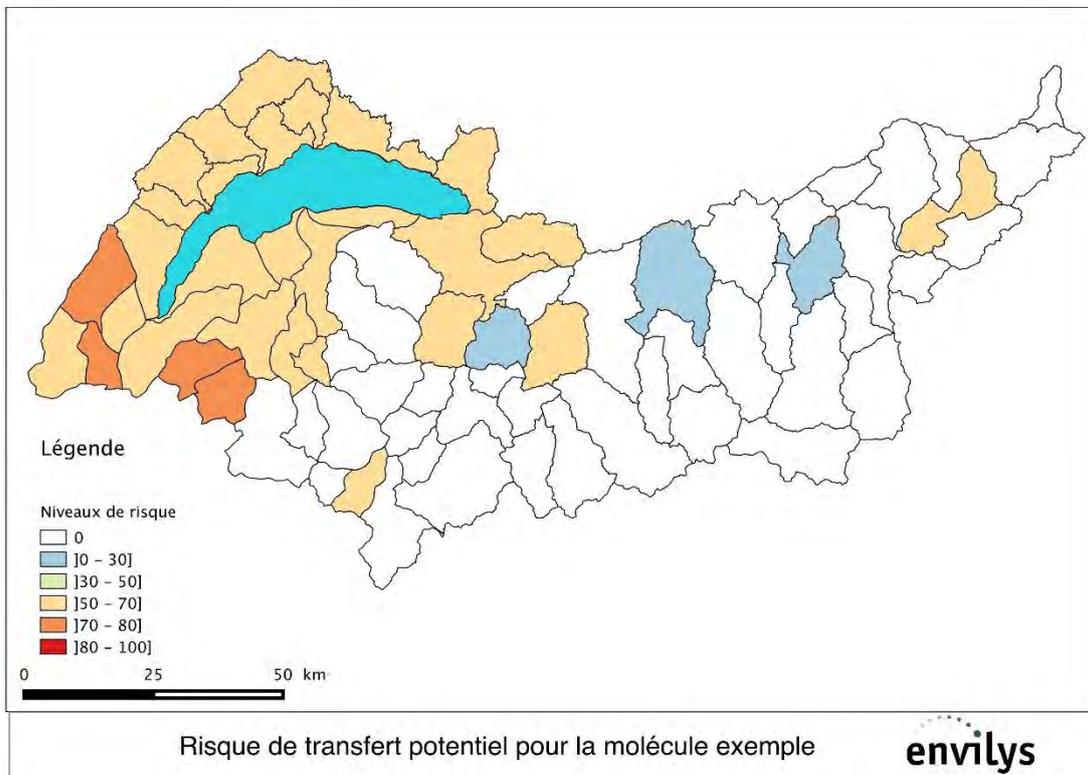


Figure 15 : Estimation du risque potentiel pour la molécule exemple – agrégation au BVME

Figure 15 : Estimate of potential risk for the example molecule – aggregation to the water mass drainage basin

En parallèle, les analyses de la qualité de l'eau permettent de soupçonner⁷ une utilisation avérée de cette matière active lorsque celle-ci est détectée, voir ci-dessous. Les BVME prioritaires sont définis par association de ces deux informations.

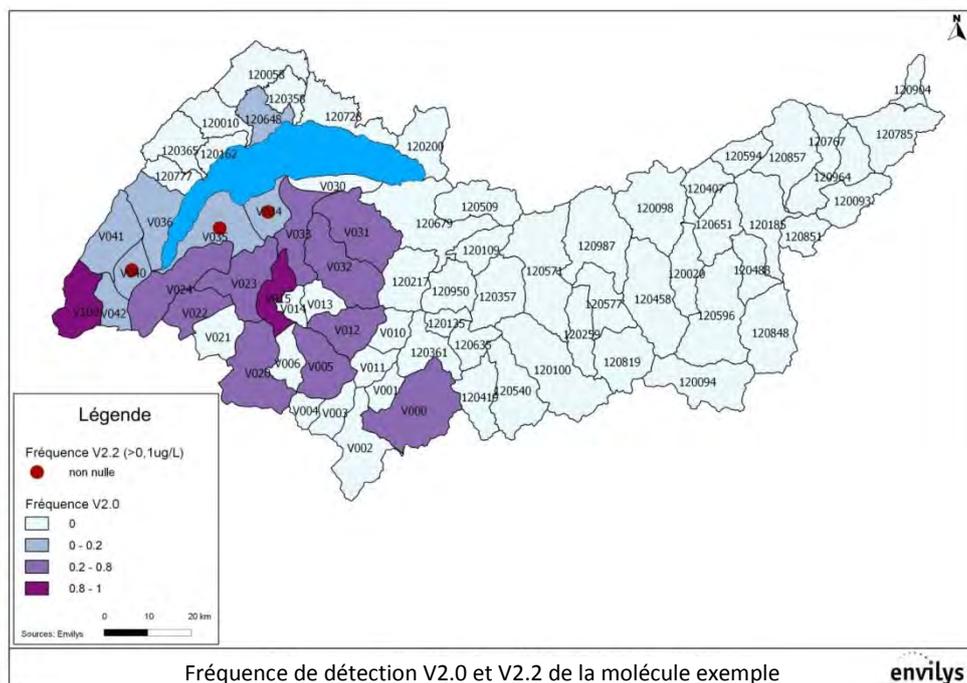


Figure 16 : Fréquences de détection sans seuil (V2.0) et au-dessus du seuil de 0,1µg/L (V2.2) entre 2007 et 2012 pour la molécule exemple

Figure 16 : Detection frequencies without threshold (V2.0) and above the threshold of 0,1µg/L (V2.2) between 2007 and 2012 for the example molecule

Pour la molécule exemple, 3 BVME (V041, V042, V021) sont concernés par un risque de transfert potentiel élevé et des fréquences de détection importantes. Ils sont considérés comme prioritaires pour cette substance. Sur un des BVME (V021), le risque de transfert potentiel estimé est élevé mais l'absence d'analyses de la qualité de l'eau ne permet pas de conclure quant à son utilisation réelle. Pour autant, on considèrera que ce bassin est à surveiller également. Enfin, le composé est fortement détecté aux points de prélèvement de 3 BVME (V034, V035 et V040) alors que l'estimation donne un risque de transfert potentiel moyen. Sur ces 3 bassins, une forte utilisation ou des pollutions ponctuelles pourraient expliquer le fort niveau de détection.

⁷ La substance active détectée peut provenir d'une utilisation agricole mais aussi d'une utilisation non agricole ou encore d'une source de pollution ponctuelle. Les origines non agricoles (collectivités, industries) et ponctuelles ne sont pas étudiées ici.

4. LOGIQUE D'ACTION ET PRÉCONISATIONS

Pour guider le travail de la CIPEL et de ses partenaires sur les pollutions liées à l'utilisation de produits phytosanitaires dans l'agriculture, il apparaît utile de travailler sur :

- la logique d'actions à l'échelle du bassin versant et des acteurs concernés,
- les préconisations techniques pour réduire les risques de transfert de produits phytosanitaires vers les eaux superficielles.

Ces propositions s'appuient sur différentes sources :

- des guides méthodologiques existant en France sur la gestion des pollutions diffuses agricoles,
- un travail de synthèse des actions proposées en Suisse dans le cadre des 2 programmes d'actions 62A engagés sur le territoire : Boiron de Morges et Ruisseau des Charmilles, ainsi que les travaux visant à réduire les risques d'érosion,
- des listes de propositions élaborées par Envilys au fil de leurs réalisations ou discutées dans des groupes méthodologiques.

4.1 LOGIQUE D' ACTIONS

4.1.A. Principe et acteurs

La logique d'actions proposée se formalise depuis les enjeux (Améliorer la qualité de l'eau) jusqu'aux effets selon le schéma suivant.

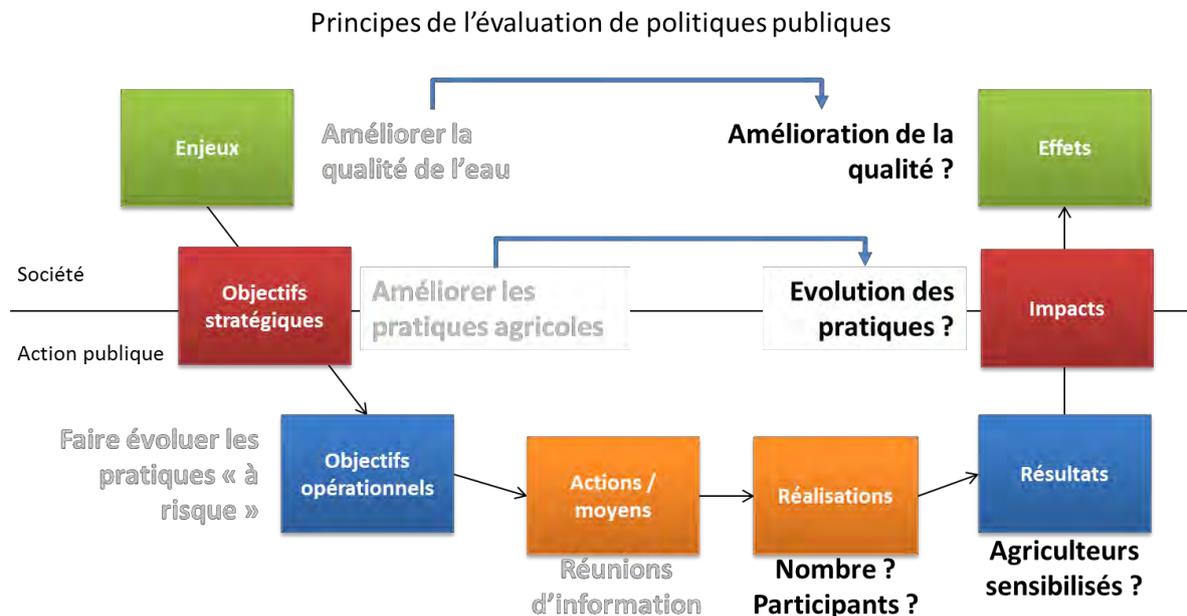


Figure 17 : Présentation d'un exemple de formalisation de la logique d'actions depuis les enjeux jusqu'aux effets.

Figure 17 : Presentation of an example of formalization of the logic of actions from the stakes until the effects

Les acteurs impliqués dans la thématique eau et l'utilisation de produits phytosanitaires dans l'agriculture sont nombreux. Leur niveau d'implication peut être variable et concerner :

- La définition de cadres réglementaires et/ou incitatifs
- Le pilotage des projets de terrain (appui technique, recherche appliquée, portage de projets locaux)
- La mise en œuvre des pratiques et des améliorations (conseil technique agricole, vulgarisation).

Les missions et le fonctionnement de la CIPEL font qu'elle entretient des relations plus fortes avec le premier niveau, qu'avec le second (très peu avec le troisième). Il s'agit de bien les connaître afin de travailler sur des organisations adaptées aux projets qui pourraient être mis en place. La bi-nationalité du territoire est à la fois une richesse pour les échanges, et une complexité dont il faut tenir compte dans les jeux d'acteurs.

4.1.B. Objectifs stratégiques et opérationnels

Le lien entre l'enjeu général (Améliorer la qualité de l'eau) et les actions de terrain se fait par les objectifs stratégiques suivants :

- Développer des actions de limitation des pressions agricoles : limiter les risques liés aux usages (pratiques et liens avec les systèmes de cultures).
- Aménager le territoire pour limiter les risques de transfert vers les ressources en eaux : limiter les risques par une intervention sur les écoulements de l'eau et les transferts de produits.
- Développer des projets pilotes entre les acteurs de la thématique : mettre en place des projets entre les différents niveaux d'intervenants, afin de développer un savoir-faire de travail commun sur la thématique (la notion de projet pilote évoque ici la nécessité de commencer dans un cadre qui permette de tester différentes options).
- Communiquer sur les actions mises en œuvre et échanger des données : rendre compte des avancées et développer des partenariats solides qui permettent un échange de données, par exemple sur les itinéraires techniques types et les pratiques des exploitants.
- Définir des territoires et des sujets prioritaires : dans le cadre du déploiement des actions de terrain, le diagnostic aura permis un premier ciblage (fondé sur le risque), mais d'autres critères apparaîtront par la suite (par exemple l'opportunité d'un projet local), il s'agira donc de piloter des priorités dans le temps.
- Organiser et soutenir les actions de terrain : la CIPEL et ses instances pourraient constituer une ressource pour mobiliser puis accompagner des porteurs de projets sur la thématique.

Ces objectifs stratégiques se déclinent ensuite en objectifs opérationnels, qui peuvent être mis en lien avec des dispositifs d'action comme l'illustre le tableau suivant.

Tableau 6 : Liens entre objectifs opérationnels et lien avec les dispositifs envisageables (X liens entre objectif opérationnel et dispositif jugé intéressant, XX : très intéressant, XXX : essentiel)

Table 6 : Links between operational objectives and link with possible devices/plans (SELON LE CONTEXTE) (X links between operational objective and device/plan deemed interesting, XX: very interesting, XXX: essential)

N°	Objectifs opérationnels	Dispositifs envisageables									
		Vulgarisation et conseil agro-environnemental vers les professionnels agricoles	Sensibilisation collective (de la profession et de territoires porteurs de projets potentiels)	Plateforme de démonstration des performances agro-environnementales (Eco phyto, BV Pilote et 62A)	Mise en place de partenariats avec les structures de vulgarisation et de conseil agricole	Conception et diffusion d'un référentiel agro-environnemental (liste des préconisations techniques promues par la CIPEL et ses partenaires)	Développement de stratégies de "chart-label" permettant de valoriser les efforts entrepris	Contractualisations environnementales (MAEC/PER)	Aide à l'investissement en matériel en individuel ou collectif	Conditionnalité de la politique agricole commune et mesures réglementaires	Suivi de la qualité de l'eau
1	Améliorer les itinéraires techniques fortement consommateurs de produits phytosanitaires	XXX	XXX		XX	XX		XXX	XXX	XX	
2	Améliorer et valoriser les outils d'aide à la décision (OAD) et services agro-environnementaux	XXX		XXX	XX	XXX	X			XX	
3	Améliorer la connaissance agroenvironnementale : sol, occupation des sols agricoles itinéraires techniques (ITK)			XXX	XXX	XXX	XXX				XXX
4	Développer des zones tampons permettant la limitation des transferts, d'eau, d'érosion et de produits phytosanitaires	XX	XX			XX	XXX	XXX	XXX	XX	
5	Limiter les pollutions ponctuelles des sites d'exploitation	XXX	XX		XXX		XX		XXX	XX	
6	Valoriser les pratiques limitant les risques				XX		XXX			XX	
7	Valoriser le conseil à forte valeur ajoutée environnementale (formation, échange d'information)				XXX	XXX	XXX				
8	Ajuster le suivi des phytosanitaires dans le milieu en fonction des priorités et des actions conduites										XXX
9	Communiquer entre porteurs de projets sur leur pilotage et échanger des données		XX	XXX	XXX	X	XX	X			
10	Communiquer en direction des agriculteurs, coopératives, collectivités sur les actions conduites et leurs résultats	XXX	XXX	XXX	XX	XXX	XXX	XX	XX		X

4.2 PRÉCONISATIONS TECHNIQUES

Des propositions de solutions techniques envisageables pour la réduction des risques de pollution par les produits phytosanitaires agricoles sur le territoire ont également été élaborées dans le rapport final. Leur intérêt est qualifié selon l'étape du transfert qu'elles ciblent (genèse ou organisation du ruissellement, transfert et sortie de parcelles, liens avec le réseau hydrographique et pression pesticides), le type de culture qu'elles visent et enfin leur faisabilité.

Cette liste de 24 propositions constitue une liste à laquelle se référer lorsque la démarche en vient aux pratiques de terrain : elle fournit une base à discuter au cas par cas avec les acteurs concernés.

5. CONCLUSIONS – PERSPECTIVES

5.1. RÉSUMÉ MÉTHODOLOGIQUE

La méthodologie développée repose sur une approche d'estimation d'un risque potentiel de transfert vers les eaux de surface, combinant i) une caractérisation locale des pressions phytosanitaires pour chaque molécule utilisable et autorisée vis-à-vis des cultures en place, et ii) une estimation de la vulnérabilité du milieu aux transferts vers les eaux de surface par les écoulements de surface (ruissellement et érosion produits localement et acheminement vers le réseau hydrographique). Bien qu'estimés localement, les pressions, vulnérabilités et risques potentiels sont restitués aux échelles de petits bassins élémentaires (BVE) et de masses d'eau (BVME) pour respecter les logiques de fonctionnement hydrologique et de gestion.

Ces risques potentiels sont enfin comparés aux niveaux de qualité des masses d'eau et permettent de définir les bassins prioritaires du point de vue de la contamination des eaux de surface par les produits phytosanitaires d'origine agricole.

Le dernier volet de l'étude propose les actions qui pourraient guider le travail de la CIPEL et de ses partenaires sur ce sujet. La proposition se focalise d'une part sur une logique d'action à l'échelle du bassin versant et des acteurs concernés, et d'autre part, sur des préconisations techniques pour réduire les risques de transfert de produits vers les eaux superficielles.

5.2. OUTIL CARTOGRAPHIQUE

L'ensemble de ces travaux alimente un outil cartographique, restitué à la CIPEL. Il permet aux experts ayant collaboré au projet d'explorer l'ensemble des résultats, avec notamment un accès aux différentes composantes de la pression, de la vulnérabilité et du risque pour chaque BVE. Il permet ainsi d'engager un dialogue approfondi avec les acteurs concernés sur chaque secteur prioritaire.

5.3. DISCUSSION ET LIMITES

De par l'étendue du territoire, transfrontalier, la multiplicité des acteurs et le cadre temporel dans lequel il s'inscrivait, ce projet est ambitieux. Il répond notamment aux enjeux :

- D'homogénéité de la méthodologie et du résultat à travers le territoire malgré d'importantes disparités sur la nature et la qualité des données.
- De transparence, d'évolutivité et de reproductibilité, qui permettront aussi de le faire vivre dans le temps.
- D'accessibilité des résultats, via un portail cartographique.

Le projet comprend aussi des limites qu'il faut souligner. En premier lieu, l'étude vise la pollution d'origine agricole et diffuse due à l'utilisation de produits phytosanitaires. Ni les pollutions agricoles ponctuelles, ni les sources urbaines, industrielles ou d'usages de particuliers ne sont abordées ici : la CIPEL les adresse via des actions de fond ou ponctuelles de manière à mobiliser tous les acteurs. L'exercice délicat de quantification relative des impacts de ces différentes sources n'a pas été mené : comme le montre cette étude, sa faisabilité même n'est pas évidente, même à moyen terme.

Il faut également souligner que, conformément à ces objectifs, le projet ne concerne que les eaux de surface. Aucune interaction ni finalité avec les eaux souterraines n'est prise en compte que ce soit au niveau des cours d'eau ou du Léman.

La démarche a soulevé un frein important relatif au manque de données sur la répartition des cultures sur le territoire de la CIPEL. Ce manque touche à la fois leur localisation et leur résolution spatiale, ainsi que leur degré de description principalement dans la catégorie « grandes cultures ». D'autre part, l'information concernant les usages de produits phytosanitaires (itinéraires techniques) par région agricoles et/ou par terroirs était inégalement disponible, et peu formalisée.

L'échelle d'analyse permet de descendre au niveau relativement fin du bassin versant élémentaire. Par souci de cohérence et de faisabilité, on ne peut pas, sur un tel territoire, atteindre un niveau parcellaire. L'outil permet le lien avec les acteurs de terrain, qui pourront, eux, aller plus loin.

Le contenu de la présente étude ne permet pas non plus d'aboutir à des conclusions quelconques concernant la substitution de molécules. Cette question nécessite un cadre de dispositif très sécurisé du point de vue de l'organisation et de la métrologie qui n'est réalisable que sur de petits territoires pour s'assurer du lien entre la pression et l'impact sur la qualité de l'eau.

Enfin, concernant l'analyse des résultats de qualité de l'eau, il faut signaler l'incertitude suivante : pour les prélèvements pour lesquels on ne disposait pas de la liste exhaustive des molécules recherchées, on ne peut pas conclure qu'une molécule non listée soit non retrouvée (elle pourrait ne pas être recherchée) : conclure à une absence de risque pour cette molécule est donc délicat.

5.4. PERSPECTIVES POUR L'OUTIL ET LA MÉTHODE

Qu'elles tiennent de la disponibilité des données, des savoir-faire techniques, ou encore des objectifs intrinsèques de la CIPEL, ces limites permettent de bien comprendre les résultats. Certaines invitent aussi à être dépassées. Sur la base des échanges avec le groupe de pilotage, d'entretiens individuels supplémentaires avec 11 prescripteurs et porteurs de projets du territoire, de la réalité technique de l'outil proposé et des limites de la méthodologie, une analyse critique d'améliorations possibles a été proposée. Elle tient compte des attentes des acteurs du territoire, à leurs diverses échelles d'action.

Les perspectives d'amélioration de l'outil tiennent d'une part à l'amélioration des données utilisées (non centralisées ou non disponibles donc à créer), notamment concernant les pratiques et la localisation des cultures, et d'autre part à des évolutions de la méthode elle-même, comme par exemple pour permettre une prise en compte de la saisonnalité, ou des fossés drainants dont l'usage est répandu en Suisse.

La question a été posée du semi-quantitatif, avec pour objectif d'approcher la notion de flux de pesticides par bassin. Cette approche permettrait d'affiner le diagnostic et de mieux cibler les actions vis-à-vis de la réalité du terrain. Elle nécessite une connaissance précise des doses et dates d'apport des produits, de la localisation des cultures, et des flux hydrologiques (tracés et débits). Elle est envisageable, mais nécessite des approfondissements techniques et scientifiques pouvant impliquer des partenariats avec des organismes de recherche et/ou des fournisseurs de données et de méthodes sur le volet hydrologie fonctionnelle.

5.5. PERSPECTIVES POUR LA CIPEL

Pour la CIPEL, il est important de considérer ces pistes d'améliorations pour l'outil et la méthode, auxquelles elle pourra revenir à moyen terme. Il s'agit toutefois de pouvoir faire vivre dès maintenant les travaux engagés. Dans un premier temps, elle doit formaliser les conditions de mise à jour des données. De manière plus opérationnelle, elle doit s'attacher dès maintenant à favoriser les échanges avec les acteurs de l'eau et de l'agriculture du territoire autour de cette mine de résultats, dans une démarche générale de coopération, ce qui implique en particulier de s'approcher d'acteurs avec lesquels elle a moins l'habitude de travailler. De tels échanges nécessitent une réelle pédagogie tant l'apparente simplicité de l'outil cartographique peut faire oublier les niveaux scientifiques et techniques engagés dans l'analyse et les limites d'interprétation.

Pour la CIPEL, cette démarche scientifique de priorisation de risques permet de porter un volet stratégique tout aussi important visant aux dialogues et échanges d'expériences à travers le territoire franco-suisse. L'accompagnement même du mandat a d'ailleurs favorisé des échanges propices entre les acteurs de l'agriculture et de l'eau. Le volet de l'étude éclairant la logique d'action et les propositions de préconisations techniques jettent les bases pour aller plus loin. Ainsi pourra-t-on soutenir, à l'échelle lémanique, les stratégies locales de prévention des risques et « limiter l'utilisation des phytosanitaires et leur transfert vers l'environnement », comme y invite le Plan d'action.

BIBLIOGRAPHIE

- CREPEPP (2009). Réalisation d'une cartographie de l'impact potentiel des produits phytosanitaires sur les eaux superficielles et souterraines de la région Pays de la Loire – Rapport Technique, juin 2009. 94 p.
- DIREN Rhône-Alpes, CROPP Rhône-Alpes (2008). Révision des zones prioritaires pesticides sur la région Rhône-Alpes. Etape de délimitation des zones sensibles. 47 pages + annexes.
- Gisler S., Liniger H. P., Prasuhn V. (2010). Rapport technico-scientifique relatif à la carte du risque d'érosion de la surface agricole utile de la Suisse à l'aide d'un modèle numérique de terrain (pixels de 2x2 mètres) (CRE2). Université de Bern, sur mandat de l'OFAG (BLW), 104 p + annexes.
- Gisler S., Liniger H. P., Prasuhn V. (2011). Carte à haute résolution du risque d'érosion au raster 2x2 m (CRE2). Recherche Agronomique Suisse 2(4): 148–155.
- Klein A., Manco F., Charles R. (2007). Pesticides d'origine agricole dans le bassin versant suisse du Léman - Campagne 2006. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., 187-201.
- Le Gall A. C., Morot A., Jouglet P., Chatelier J.-Y. 2007. Mise à jour et amélioration de la méthode SIRIS et développement d'un outil informatique pour son application; Rapport de l'étape 1 du projet, Rep. No. DRC-07-73770-04644A. INERIS, Verneuil en Halatte, France. pp 122.
- Le Gall A. C. (INERIS). 2012. SIRIS Pesticides – informations. 23p.
- Manco F. (2007). Pour le bassin lémanique, inventaire des pesticides utilisés dans l'agriculture et relations avec les teneurs mesurées dans les eaux du lac et des rivières. Rapport de stage, Université de Genève, 42 p + Annexes.
- Noll D., Dakhel N., Burgos S. (2010). Appréciation des risques de transfert de pesticides par écoulement de surface. Recherche Agronomique Suisse 1(3): 110–117.
- Ramseier, S., Edder, P., Ortelli D., Klein, A., Bouchez, A. (2015) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 84-97.
- Rogler H., Schwertmann U. (1981). Rainfall erosivity and isoerodent map of Bavaria. Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung, 22: 99-112.
- Schüpp M. (1975). Objective weather forecasts using statistical aids in Alps. Rivista Italiana Di Geofisica E Scienze Affini, 1: 32-26.
- Siber R., Stamm C., Reichert P. (2009). Modeling potential herbicide loss to surface waters on the Swiss plateau. Journal of Environmental Management, 91(1): 290-302.
- Vaillant M., Jouany J. M., Devillers J. 1995. A multicriteria estimation of the environmental risk of chemicals with the SIRIS method. Toxicology modeling 1, (1), 57-72.

Annexe 1 : Choix d'une liste restreinte de molécules

Annexe 1 : Choice of shortlist of molecules

L'ensemble des fréquences de détection estimées représente une quantité de données importante, il est choisi de cibler l'analyse autour de certaines molécules jugées comme fortement détectées. Ce choix doit se faire à la fois sur la fréquence de détection et sur les concentrations mesurées. Pour la plupart des substances actives les concentrations moyennes à ne pas dépasser (impact environnemental¹) sont supérieures à 0,1µg/L. Par conséquent, nous allons étudier la fréquence de détection avec une valeur mesurée supérieure à 0,1µg/L (V2.2), ce qui nous amène à considérer 118 molécules. Parmi ces 118 molécules, un certain nombre sont détectées très peu de fois à 0,1µg/L, souvent une seule fois. Ces petites valeurs sont mises à part en prenant uniquement les fréquences de détection supérieures à 0,05, on obtient ainsi une liste de 52 « molécules fortement détectées » :

2,4-D	Ethofumesate	Oxadixyl
2,6-Dichlorobenzamide	Fenhexamide	Penconazole
4-nonylphenols	Fludioxonil	Pendimethaline
Aclonifen	Flusilazole	Phosalone
Aminotriazole	Glyphosate	Phthalimide (metabolite Folpet)
AMPA	HCH gamma (lindane)	Propyzamide
Atrazine	Iprovalicarbe	Simazine
Atrazine-desethyl	Isoproturon	S-Metolachlor
Azoxystrobine	Linuron	Spiroxamine
Carbendazime	Mecoprop	Sulcotrione
Chloridazone	Metalaxyl	Tebuconazole
Chlorpyrifos-ethyl	Metamitrone	Tebutame
Chlortoluron	Metazachlore	Terbuthylazine
Cyprodinil	Methoxyfenoside	Terbuthylazine-desethyl
Deet	Metolachlore	Triclosan
Diazinon	Monolinuron	Trifloxystrobine
Diuron	Myclobutanil	
Endosulfan sulfate	Napropamide	

¹ NQE : Norme de Qualité Environnementale, côté France

CQK : Critère de Qualité Environnementale, côté Suisse

ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES

COMPARATIVE INTERLABORATORY ANALYSES

CAMPAGNE 2014

PAR

Sandra VARGAS

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

RÉSUMÉ

Au cours de l'année 2014, les laboratoires membres du groupe de travail "Qualité analytique" de la CIPEL ont pu participer à 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 sur des matrices d'eaux naturelles ou usées.

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.

SUMMARY

During 2014, the laboratories belonging to the CIPEL "Analytical Quality" working group took part in 6 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 and waste 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 dans le cadre du groupe "Qualité analytique" et auxquels les membres du groupe ont pu participer au cours de l'année 2014 sont résumés dans le Tableau 1.

Les laboratoires suivants ont participé à ces essais :

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

Cette année afin d'alléger la préparation des essais interlaboratoire, un tournus d'équipe de préparation des échantillons a pu être effectué avec l'aide de laboratoires participants.

Tableau 1: Liste des analyses interlaboratoires organisées en 2014.

Table 1: List of the interlaboratory surveys organized in 2014.

Date	Matrice	Paramètres	Participants	Préparation des échantillons
04.2014	Rivière (brute et dopée) & solution dopée	Majeurs	21	DGE-PRE, Epalinges - Vaud puis dopage réalisé par chaque laboratoire participant
04.2014	Eau du lac (brute et dopée)	Micropolluants	14	DGE-PRE, Epalinges - Vaud
04.2014	Eau usée (brute et dopée)	Micropolluants	11	DGE-PRE, Epalinges - Vaud
10.2014	Eau du lac	Majeurs	20	INRA – UMR CARTELE, Thonon-les-Bains, France
10.2014	Rivière (brute et dopée)	Micropolluants	16	DGE-PRE, Epalinges - Vaud
10.2014	Eau de réseau dopée	Métaux	9	SIG, Genève

2. PROGRAMME POUR LE TRAITEMENT DES RÉSULTATS

La méthode de calcul présentée en 2013 a été stabilisée et utilisée avec satisfaction en 2014. Basée sur des statistiques robustes et 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 basé par itération, d'être plus simple et de traiter les résultats à partir de 3 valeurs. Le traitement des résultats 2014 a été grandement optimisé par le développement d'un nouvel outil développé sur MS Access 2013 par A. Strawczynski permettant entre autre une importation aisée des résultats.

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

Le groupe "Qualité analytique" a adopté les résolutions suivantes :

- les valeurs de référence seront déterminées par consensus et ne seront pas fixées, même en cas d'ajouts connus ou d'utilisation de matériaux de référence certifiés.
- de traiter le cas échéant également et à titre indicatif les ajouts (différence entre les valeurs de l'échantillon dopé et de l'échantillon brut) comme un paramètre supplémentaire.

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 - M_e $
<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	--

b) 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.

c) 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

Comme mentionné ci-dessus, les z-scores pour les ajouts sont donnés uniquement à titre indicatif. Il n'est pas correct formellement de traiter ceux-ci comme un vrai paramètre analysé (détermination par calcul: le traitement est effectué sur les 2 échantillons analysés, mais lors du calcul les erreurs s'additionnent).

4.1. ÉLÉMENTS MAJEURS

Les résultats sont globalement bons et conformes. Ils sont présentés dans les tableaux 2,3 et 4.

En 2013, deux problèmes avaient été relevés. Le premier concernait une faible récupération du calcium (11%) ce problème ne s'est pas renouvelé en 2014 avec un recouvrement supérieur à 0.90 dans les deux tests interlaboratoire. L'anomalie concernant le carbone organique dissous qui présentait un écart type important avec deux groupes distincts de résultats n'a pas pu être identifiée. En effet, cela ne s'est plus reproduit.

Pour l'année 2014, il avait été proposé de simplifier la préparation des échantillons "Majeurs". Pour ce faire, les laboratoires ont reçu, en mars, un échantillon de rivière et une solution de dopage (sol. spiking). La préparation de l'échantillon dopé avait été effectuée *in situ*. Cette préparation n'a pas été réitérée dans le test interlaboratoire d'octobre 2014.

Dans l'essai de mars, les résultats concernant l'ammonium mettent en évidence une forte variabilité et un taux de récupération anormalement élevé pour plusieurs laboratoires. Le dopage, en trop faible concentration, semble en être la cause. Les essais d'octobre avec un ajout en ammonium plus conséquent indiquent un taux de récupération et un écart-type très bons.

La même observation peut être effectuée pour le phosphate. Le dopage trop faible entraîne des valeurs cibles et un résultat de recouvrement dispersés. En octobre, les résultats sont plus satisfaisants avec un dopage 10 fois supérieur. Cette explication peut également s'appliquer aux résultats des paramètres d'ammonium et phosphate de la solution de dopage du mois de mars.

Le nombre de résultats suspects (z -score >2) ou aberrants (z -score >3) est relativement constant au fil des années. Au vu des concentrations testées, les deux essais interlaboratoire sont considérés satisfaisants.

4.2. MICROPOLLUANTS ORGANIQUES ET PHYTOSANITAIRES

En 2014, les tests interlaboratoire ont porté sur l'analyse de 26 substances (13 micropolluants organiques d'origine domestique et 15 phytosanitaires) dans de l'eau de surface et un effluent de step. Les échantillons ont été distribués dans des récipients en verre pour éviter toute adsorption de substances sur les parois.

Les résultats sont présentés dans les tableaux 5 et 6 pour les essais de mars et octobre respectivement. Les résultats sont statistiquement robustes pour presque l'ensemble des substances. Pour certains composés, le nombre de participants est limité mais suffisant pour utiliser les résultats ($N > 5$). Les résultats de l'ioneprol sont statistiquement inutilisables avec deux participants.

Dans le cas d'échantillons bruts, plusieurs paramètres n'ont pas été détectés ou n'ont pas pu être quantifiés ce qui limite le nombre de résultats et entraîne une dispersion observée de la valeur cible. La

faible stabilité des métabolites de l'atrazine testée en 2013 est à nouveau mise en évidence avec une dispersion importante des résultats.

Dans les eaux de surface, le recouvrement est très bon pour l'ensemble des micropolluants avec une valeur supérieur à 85%. Les échantillons de step, matrice beaucoup plus complexe, présentent également de bons taux de récupération sauf pour le sulfaméthoxazole qui tombe à 62%. Le nombre de résultats suspects (z-score >2) ou aberrants (z-score >3) est relativement bas pour les essais de cette année, que l'on peut considérer comme satisfaisants.

4.3. MÉTAUX

L'analyse de 38 paramètres métaux est la nouveauté des essais interlaboratoires 2014. L'intérêt de la CIPEL pour ces paramètres a permis d'organiser un test comparatif sur l'eau potable au mois d'octobre, auquel neuf laboratoires ont participé.

Les résultats présentés dans le tableau 7 sont très bons. Néanmoins, pour certains paramètres, une participation limitée ne permet pas d'avoir des résultats statistiquement utilisable. Un souci dans la préparation des échantillons n'a pas permis de comparer les résultats pour le mercure. Le nombre de résultats suspects (z-score >2) ou aberrants (z-score >3) est très particulièrement bas et l'essai est considéré très satisfaisant.

5. CONCLUSIONS

D'une manière générale, on peut dire que la dispersion des résultats est en accord avec les valeurs attendues et avec la gamme de concentration testée pour chaque paramètre. Les essais interlaboratoire concernant les métaux mettent en évidence que cette technique est maîtrisée par les laboratoires participants. Il a été décidé d'intégrer les métaux aux essais comparatifs une fois par année.

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 2014 - Rhône

Table 2 : Inter-laboratory "majors"- Mars 2014 - Rhône

Paramètre	Echantillon	N (stats)	Médiane	sMAD (abs. et %)			uC (abs et %)			Corr. uC	Ajout		z-score	
				uC	abs	et %	uC	abs	et %		Valeur	Rec. %	> 2	> 3
Carbone org. dissous	Rivière (dopé)	mg C/l	15	5.70	0.19	3%	0.06	1%	✓			3	1	
Carbone org. dissous	Ajout	mg C/l	15	3.92	0.21	5%	0.07	2%	✓	4.04	97%	1	1	
Carbone org. dissous	Rivière	mg C/l	15	1.72	0.24	14%	0.08	4%	✓			2	1	
Carbone org. total	Rivière	mg C/l	16	1.65	0.21	12%	0.06	4%	✓			1	0	
Carbone org. total	Rivière (dopé)	mg C/l	16	5.54	0.32	6%	0.10	2%	✓			1	0	
Carbone org. total	Ajout	mg C/l	16	3.89	0.29	7%	0.09	2%	✓	4.04	96%	0	0	
Ammonium	Rivière	mg N/L	17	0.016	0.004	24%	0.001	7%	✓			1	2	
Ammonium	Rivière (dopé)	mg N/L	18	0.054	0.015	28%	0.004	8%	✓			2	2	
Ammonium	Ajout	mg N/L	18	0.032	0.020	63%	0.006	19%	✓	0.028	116%	1	1	
Nitrite	Rivière	mg N/L	17	0.0030	0.0007	24%	0.0002	7%	✓			3	2	
Nitrite	Rivière (dopé)	mg N/L	17	0.0189	0.0018	9%	0.0005	3%	✓			0	1	
Nitrite	Ajout	mg N/L	17	0.0160	0.0012	8%	0.0004	2%	✓	0.017	94%	0	1	
Nitrate	Rivière	mg N/L	20	1.59	0.07	5%	0.02	1%	✓			1	1	
Nitrate	Rivière (dopé)	mg N/L	20	2.14	0.13	6%	0.04	2%	✓			1	1	
Nitrate	Ajout	mg N/L	20	0.53	0.04	8%	0.01	2%	✓	0.554	96%	1	2	
Azote total	Rivière	mg N/L	11	1.79	0.13	7%	0.05	3%	✓			0	0	
Azote total	Rivière (dopé)	mg N/L	11	3.83	0.46	12%	0.17	5%	✓			1	0	
Azote total	Ajout	mg N/L	11	1.93	0.36	18%	0.13	7%	✓	3.776	51%	1	0	
Phosphate	Rivière	mg P/l	16	0.011	0.005	46%	0.002	14%	✓			0	3	
Phosphate	Rivière (dopé)	mg P/l	17	0.091	0.009	10%	0.003	3%	✓			0	3	
Phosphate	Ajout	mg P/l	17	0.078	0.008	11%	0.003	3%	✓	0.046	170%	1	3	
Phosphore total	Rivière	mg P/l	12	0.020	0.005	26%	0.002	9%	✓			0	2	
Phosphore total	Rivière (dopé)	mg P/l	13	3.481	0.157	5%	0.054	2%	✓			1	1	
Phosphore total	Ajout	mg P/l	13	3.460	0.158	5%	0.055	2%	✓	3.56	97%	1	1	
Phosphore total FILTRE	Ajout	mg P/l	6	3.459	0.108	3%	0.055	2%	✓	3.56	97%	0	0	
Phosphore total FILTRE	Rivière	mg P/l	5	0.013	0.004	30%	0.002	17%	✓			0	1	
Phosphore total FILTRE	Rivière (dopé)	mg P/l	6	3.472	0.145	4%	0.074	2%	✓			0	0	
Silice	Rivière (dopé)	mg SiO2/l	12	8.86	0.19	2%	0.07	0.8%	✓			1	1	
Silice	Ajout	mg SiO2/l	12	0.91	0.12	13%	0.04	5%	✓	1.027	89%	2	1	
Silice	Rivière	mg SiO2/l	12	7.85	0.26	3%	0.10	1%	✓			0	0	
Sodium	Rivière	mg/l	13	7.00	0.24	3%	0.08	1%	✓			0	0	
Sodium	Rivière (dopé)	mg/l	13	8.05	0.27	3%	0.09	1%	✓			1	0	
Sodium	Ajout	mg/l	13	1.02	0.10	10%	0.03	3%	✓	1.131	90%	0	3	
Potassium	Rivière	mg/l	13	1.31	0.10	8%	0.03	3%	✓			2	0	
Potassium	Rivière (dopé)	mg/l	13	4.64	0.26	6%	0.09	2%	✓			2	0	
Potassium	Ajout	mg/l	13	3.39	0.14	4%	0.05	1%	✓	2.955	115%	0	2	
Calcium	Ajout	mg/l	14	5.75	0.74	13%	0.25	4%	✓	6.413	90%	0	2	
Calcium	Rivière	mg/l	14	67.81	2.57	4%	0.86	1%	✓			0	0	
Calcium	Rivière (dopé)	mg/l	14	72.72	3.20	4%	1.07	1%	✓			1	0	
Magnésium	Ajout	mg/l	13	1.90	0.13	7%	0.05	2%	✓	1.944	98%	1	0	
Magnésium	Rivière	mg/l	13	7.40	0.24	3%	0.08	1%	✓			1	0	
Magnésium	Rivière (dopé)	mg/l	13	9.10	0.44	5%	0.15	2%	✓			0	0	
Chlorure	Rivière	mg/l	19	10.43	0.19	2%	0.06	0.5%	✓			1	4	
Chlorure	Rivière (dopé)	mg/l	19	23.00	0.51	2%	0.15	0.6%	✓			2	2	
Chlorure	Ajout	mg/l	19	12.61	0.52	4%	0.15	1%	✓	11.621	109%	1	0	
Sulfate	Rivière	mg/l	18	9.87	0.70	7%	0.21	2%	✓			0	1	
Sulfate	Rivière (dopé)	mg/l	18	17.30	0.55	3%	0.16	0.9%	✓			2	2	
Sulfate	Ajout	mg/l	18	7.63	0.27	4%	0.08	1%	✓	7.685	99%	2	2	
Oxydabilité	Rivière	mg/l	6	5.00	0.37	7%	0.19	4%	✓			2	0	
Oxydabilité	Rivière (dopé)	mg/l	6	5.48	0.23	4%	0.12	2%	✓			0	1	
Oxydabilité	Ajout	mg/l	5	0.51	0.21	41%	0.12	23%	✓			0	0	
Alcalinité	Rivière	még/l	7	3.65	0.04	1%	0.02	0.5%	✓			1	1	
Conductivité 25°	Rivière	µS/cm	11	394	5	1%	2	0.5%	✓			1	1	

ANNEXE 2

Tableau 3 : Interlaboratoire "majeurs" – Mars 2014 - Solution de dopage

Table 3 : Inter-laboratory "majors" – March 2014 – doping solution

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" – octobre 2014 – Rivière

Table 4 : 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		
Carbone org. dissous	Echant. brut	14	0.88	0.05	6%	0.02	2%	✓		2	4	
Carbone org. dissous	Echant. dopé	14	1.87	0.08	4%	0.03	1%	✓		1	1	
Carbone org. dissous	Ajout	14	0.96	0.10	11%	0.03	4%	✓	1.05	91%	3	0
Carbone org. total	Echant. brut	14	0.96	0.19	19%	0.06	6%	✓			0	0
Carbone org. total	Echant. dopé	14	1.94	0.08	4%	0.03	1%	✓			2	2
Carbone org. total	Ajout	14	0.98	0.11	11%	0.04	4%	✓	1.05	94%	1	0
Ammonium	Echant. brut	12	0.008	0.009	116%	0.003	42%	✓			0	2
Ammonium	Echant. dopé	18	0.471	0.032	7%	0.009	2%				1	2
Ammonium	Ajout	18	0.465	0.027	6%	0.008	2%		0.472	99%	2	3
Nitrite	Echant. brut	7	0.0018	0.0012	70%	0.0006	33%	✓			0	0
Nitrite	Echant. dopé	18	0.7146	0.0473	7%	0.0139	2%				1	2
Nitrite	Ajout	18	0.7130	0.0459	6%	0.0135	2%		0.7090	101%	1	2
Nitrate	Echant. brut	17	0.67	0.06	9%	0.02	3%	✓			0	3
Nitrate	Echant. dopé	17	1.65	0.09	5%	0.03	2%	✓			0	4
Nitrate	Ajout	17	1.02	0.07	7%	0.02	2%	✓	1.00	102%	0	4
Azote total	Echant. brut	12	0.75	0.10	13%	0.04	5%	✓			0	0
Azote total	Echant. dopé	12	2.95	0.17	6%	0.06	2%	✓			2	0
Azote total	Ajout	12	2.25	0.15	6%	0.05	2%	✓	2.33	97%	0	1
Phosphate	Echant. brut	15	0.008	0.002	30%	0.001	10%	✓			0	0
Phosphate	Echant. dopé	16	0.452	0.039	9%	0.012	3%	✓			0	1
Phosphate	Ajout	16	0.445	0.039	9%	0.012	3%	✓	0.449	99%	0	1
Phosphore total	Echant. brut	10	0.012	0.002	14%	0.001	6%	✓			0	1
Phosphore total	Echant. dopé	14	0.469	0.043	9%	0.014	3%	✓			0	0
Phosphore total	Ajout	14	0.456	0.017	4%	0.006	1%	✓	0.464	98%	0	2
Phosphore total FILTRE	Echant. brut	4	0.011	0.003	25%	0.002	16%	✓			0	0
Phosphore total FILTRE	Echant. dopé	6	0.461	0.018	4%	0.009	2%	✓			0	0
Phosphore total FILTRE	Ajout	6	0.447	0.019	4%	0.009	2%	✓	0.464	96%	0	0
Silice	Echant. brut	14	1.66	0.10	6%	0.03	2%	✓			2	2
Silice	Echant. dopé	14	2.93	0.20	7%	0.07	2%	✓			0	2
Silice	Ajout	14	1.25	0.08	6%	0.03	2%	✓	1.33	94%	1	3
Sodium	Echant. brut	13	6.73	0.23	3%	0.08	1%	✓			0	0
Sodium	Echant. dopé	13	10.96	0.34	3%	0.12	1%	✓			0	0
Sodium	Ajout	13	4.29	0.22	5%	0.08	2%	✓	4.37	98%	0	0
Potassium	Echant. brut	13	1.68	0.04	3%	0.02	0.9%	✓			1	0
Potassium	Echant. dopé	13	5.10	0.27	5%	0.09	2%	✓			0	1
Potassium	Ajout	13	3.38	0.35	10%	0.12	4%	✓	3.35	101%	1	0
Calcium	Echant. brut	13	46.45	1.35	3%	0.47	1%	✓			0	1
Calcium	Echant. dopé	13	46.27	1.26	3%	0.44	0.9%	✓			1	0
Calcium	Ajout	8	0.35	0.39	113%	0.17	50%	✓	0.33	104%	1	1
Magnésium	Echant. brut	12	6.07	0.26	4%	0.09	2%	✓			1	0
Magnésium	Echant. dopé	12	7.19	0.29	4%	0.11	1%	✓			0	0
Magnésium	Ajout	12	1.14	0.08	7%	0.03	2%	✓	1.42	80%	2	0
Chlorure	Echant. brut	17	9.75	0.29	3%	0.09	0.9%	✓			0	0
Chlorure	Echant. dopé	17	14.35	0.42	3%	0.13	0.9%	✓			1	0
Chlorure	Ajout	17	4.57	0.13	3%	0.04	0.9%	✓	4.58	100%	1	1
Sulfate	Echant. brut	16	47.25	1.74	4%	0.54	1%	✓			0	0
Sulfate	Echant. dopé	16	52.03	1.94	4%	0.60	1%	✓			0	0
Sulfate	Ajout	16	4.61	0.33	7%	0.10	2%	✓	5.61	82%	0	0
Oxydabilité	Echant. brut	6	2.21	0.26	12%	0.13	6%	✓			0	1
Oxydabilité	Echant. dopé	7	13.23	1.66	13%	0.78	6%	✓			0	0
Oxydabilité	Ajout	7	10.18	2.63	26%	1.24	12%	✓			0	0
Alcalinité	Echant. brut	14	1.87	0.05	3%	0.02	0.9%	✓			1	2
Conductivité 25°	Echant. brut	14	313	2	0.6%	1	0.2%	✓			1	2

ANNEXE 4

Tableau 5a : Interlaboratoire "micropolluants" – mars 2014 - Lac

Table 5a : Inter-laboratory "micropolluants"- March 2014 - Lake

Paramètre		Echantillon	Récup. Médiane	sMAD	Ajout th.	Nlab	z-core > 2 / ≥ 3
Benzotriazol BRUT	ng/l	Lac	69	7 10.6%		10	0 3
Benzotriazol DOPE	ng/l	Lac (dopé)	446	33 7.5%		10	0 3
Benzotriazol AJOUT	ng/l	Ajout	93%	373 29 7.8%	400	9	0 3
Carbamazépin BRUT	ng/l	Lac	11	3 29.1%		12	0 3
Carbamazépin DOPE	ng/l	Lac (dopé)	61	4 6.5%		12	1 3
Carbamazépin AJOUT	ng/l	Ajout	101%	50 4 8.7%	50	10	1 0
Diclofenac BRUT	ng/l	Lac	-1	6 #####		11	0 0
Diclofenac DOPE	ng/l	Lac (dopé)	53	7 13.2%		11	1 1
Diclofenac AJOUT	ng/l	Ajout	100%	50 6 12.8%	50	10	1 1
Mecroprop BRUT	ng/l	Lac	-1	9 #####		11	0 0
Mecroprop DOPE	ng/l	Lac (dopé)	53	7 13.9%		11	0 2
Mecroprop AJOUT	ng/l	Ajout	97%	48 8 15.8%	50	10	0 2
Sulfaméthoxazol BRUT	ng/l	Lac	-5	6 #####		11	0 0
Sulfaméthoxazol DOPE	ng/l	Lac (dopé)	52	8 15.0%		11	0 1
Sulfaméthoxazol AJOUT	ng/l	Ajout	100%	50 4 7.4%	50	9	0 2
Gabapentin BRUT	ng/l	Lac	-1	0 0.0%		6	
Gabapentin DOPE	ng/l	Lac (dopé)	52	5 10.2%		6	0 1
Gabapentin AJOUT	ng/l	Ajout	97%	48 7 14.6%	50	5	0 1
Metformin BRUT	ng/l	Lac	396	95 23.9%		6	2 0
Metformin DOPE	ng/l	Lac (dopé)	859	514 59.9%		6	0 0
Metformin AJOUT	ng/l	Ajout	116%	464 300 64.7%	400	6	0 0
lomeprol BRUT	ng/l	Lac	54	30 54.8%		2	0 0
lomeprol DOPE	ng/l	Lac (dopé)	88	50 56.4%		2	0 0
lomeprol AJOUT	ng/l	Ajout	41%	21 0 0.0%	50	1	
Acesulfame BRUT	ng/l	Lac	436	19 4.4%		4	0 0
Acesulfame DOPE	ng/l	Lac (dopé)	817	76 9.3%		4	0 0
Acesulfame AJOUT	ng/l	Ajout	95%	381 63 16.6%	402	4	0 0
Metoprolol BRUT	ng/l	Lac	-1	4 #####		7	0 0
Metoprolol DOPE	ng/l	Lac (dopé)	58	24 40.9%		7	0 0
Metoprolol AJOUT	ng/l	Ajout	104%	52 17 32.6%	50	6	1 0
Atenolol BRUT	ng/l	Lac	-1	2 #####		7	0 1
Atenolol DOPE	ng/l	Lac (dopé)	50	10 19.2%		7	0 1
Atenolol AJOUT	ng/l	Ajout	104%	52 7 13.6%	50	6	0 1
Clarithromycin BRUT	ng/l	Lac	-3	3 #####		6	1 0
Clarithromycin DOPE	ng/l	Lac (dopé)	40	16 40.3%		6	1 0
Clarithromycin AJOUT	ng/l	Ajout	91%	46 20 45.0%	50	5	0 0
Acide méfénamique BRUT	ng/l	Lac	-1	6 #####		5	0 0
Acide méfénamique DOPE	ng/l	Lac (dopé)	49	6 13.0%		5	0 1
Acide méfénamique AJOUT	ng/l	Ajout	96%	48 6 11.6%	50	4	0 1
Venlafaxin BRUT	ng/l	Lac	-1	2 #####		5	0 0
Venlafaxin DOPE	ng/l	Lac (dopé)	58	15 25.9%		5	1 0
Venlafaxin AJOUT	ng/l	Ajout	141%	70 30 43.3%	50	4	0 0
Atrazine BRUT	ng/l	Lac	-3	5 #####		12	0 0
Atrazine DOPE	ng/l	Lac (dopé)	51	6 11.7%		12	3 1
Atrazine AJOUT	ng/l	Ajout	96%	48 7 15.6%	50	10	2 0
Atrazine-déséthyl BRUT	ng/l	Lac	-1	6 #####		11	1 0
Atrazine-déséthyl DOPE	ng/l	Lac (dopé)	56	28 48.9%		11	0 0
Atrazine-déséthyl AJOUT	ng/l	Ajout	105%	53 31 58.1%	50	11	0 0
Atrazine-désisopropyl BRUT	ng/l	Lac	-1	6 #####		9	0 2
Atrazine-désisopropyl DOPE	ng/l	Lac (dopé)	52	19 35.8%		9	0 2
Atrazine-désisopropyl AJOUT	ng/l	Ajout	103%	51 16 30.4%	50	8	0 1
Simazine BRUT	ng/l	Lac	-5	6 #####		11	0 0
Simazine DOPE	ng/l	Lac (dopé)	48	10 20.6%		11	1 0
Simazine AJOUT	ng/l	Ajout	93%	47 9 19.3%	50	11	1 0
Terbutylazine BRUT	ng/l	Lac	11	3 25.2%		9	0 2
Terbutylazine DOPE	ng/l	Lac (dopé)	58	7 12.1%		9	1 0
Terbutylazine AJOUT	ng/l	Ajout	90%	45 6 13.4%	50	9	0 0

Terbutylazine-déséthyl BRUT	ng/l	Lac		5	13	#####		7	0	0
Terbutylazine-déséthyl DOPE	ng/l	Lac (dopé)		55	5	9.9%		7	0	1
Terbutylazine-déséthyl AJOUT	ng/l	Ajout	96%	48	3	6.9%	50	7	0	1
Diuron BRUT	ng/l	Lac		-3	3	#####		11	2	0
Diuron DOPE	ng/l	Lac (dopé)		48	11	22.5%		11	1	0
Diuron AJOUT	ng/l	Ajout	89%	44	10	23.5%	50	10	1	0
Isoproturon BRUT	ng/l	Lac		-1	1	#####		13	0	6
Isoproturon DOPE	ng/l	Lac (dopé)		49	5	10.6%		13	0	2
Isoproturon AJOUT	ng/l	Ajout	97%	49	8	17.3%	50	12	0	2
Diazinone BRUT	ng/l	Lac		-1	0	0.0%		11		
Diazinone DOPE	ng/l	Lac (dopé)		46	4	8.7%		11	3	1
Diazinone AJOUT	ng/l	Ajout	86%	43	6	13.6%	50	11	4	0
Metolachlor BRUT	ng/l	Lac		-3	3	#####		12	2	1
Metolachlor DOPE	ng/l	Lac (dopé)		48	7	14.0%		12	1	2
Metolachlor AJOUT	ng/l	Ajout	93%	47	8	17.6%	50	11	1	1
Metalaxyl BRUT	ng/l	Lac		-1	6	#####		7	0	0
Metalaxyl DOPE	ng/l	Lac (dopé)		50	9	18.1%		7	0	0
Metalaxyl AJOUT	ng/l	Ajout	99%	50	9	18.1%	50	7	0	0
2,6- Dichlorobenzamide BRUT	ng/l	Lac		14	4	24.3%		7	0	2
2,6- Dichlorobenzamide DOPE	ng/l	Lac (dopé)		60	11	17.7%		7	1	0
2,6- Dichlorobenzamide AJOUT	ng/l	Ajout	94%	47	11	22.9%	50	7	1	0

ANNEXE 5

Tableau 5b : Interlaboratoire "micropolluants" – mars 2014 - STEP

Table 5b : Inter-laboratory "micropollutants" – March 2014 - WWTP

Paramètre		Echantillon	Récup.	Médiane	sMAD	Ajout th.	Nlab	z-core > 2 / ≥ 3
Benzotriazol BRUT	ng/l	Sortie STEP		3267	489 15.0%		8	0 2
Benzotriazol DOPE	ng/l	STEP (dopé)		11139	363 3.3%		8	0 2
Benzotriazol AJOUT	ng/l	Ajout	96%	7713	888 11.5%	8003	7	0 2
Carbamazépin BRUT	ng/l	Sortie STEP		208	38 18.2%		10	1 1
Carbamazépin DOPE	ng/l	STEP (dopé)		1162	107 9.2%		10	0 1
Carbamazépin AJOUT	ng/l	Ajout	96%	958	31 3.2%	1001	9	1 2
Diclofenac BRUT	ng/l	Sortie STEP		910	108 11.8%		9	1 1
Diclofenac DOPE	ng/l	STEP (dopé)		1907	305 16.0%		9	0 1
Diclofenac AJOUT	ng/l	Ajout	98%	978	145 14.8%	1000	8	1 1
Mecroprop BRUT	ng/l	Sortie STEP		-1	13 #####		9	0 1
Mecroprop DOPE	ng/l	STEP (dopé)		1077	168 15.6%		9	0 1
Mecroprop AJOUT	ng/l	Ajout	109%	1085	138 12.7%	1000	8	0 1
Sulfaméthoxazol BRUT	ng/l	Sortie STEP		960	163 17.0%		9	0 2
Sulfaméthoxazol DOPE	ng/l	STEP (dopé)		1747	237 13.5%		9	0 2
Sulfaméthoxazol AJOUT	ng/l	Ajout	62%	618	370 60.0%	1000	8	0 0
Gabapentin BRUT	ng/l	Sortie STEP		1747	99 5.7%		5	0 2
Gabapentin DOPE	ng/l	STEP (dopé)		2592	293 11.3%		5	0 1
Gabapentin AJOUT	ng/l	Ajout	84%	844	66 7.9%	1000	4	0 1
Metformin BRUT	ng/l	Sortie STEP		69053	2598 3.8%		3	0 0
Metformin DOPE	ng/l	STEP (dopé)		79820	6165 7.7%		3	0 1
Metformin AJOUT	ng/l	Ajout	113%	9014	3568 39.6%	8000	3	0 1
lomeprol BRUT	ng/l	Sortie STEP		8675	0 0.0%		1	
lomeprol DOPE	ng/l	STEP (dopé)		9758	0 0.0%		1	
Acesulfame BRUT	ng/l	Sortie STEP		21284	1897 8.9%		2	0 0
Acesulfame DOPE	ng/l	STEP (dopé)		29005	1126 3.9%		2	0 0
Acesulfame AJOUT	ng/l	Ajout	96%	7721	771 10.0%	8042	2	0 0
Metoprolol BRUT	ng/l	Sortie STEP		434	115 26.6%		5	0 0
Metoprolol DOPE	ng/l	STEP (dopé)		1404	478 34.0%		5	0 0
Metoprolol AJOUT	ng/l	Ajout	86%	856	200 23.4%	1000	4	0 0
Atenolol BRUT	ng/l	Sortie STEP		778	56 7.2%		5	1 0
Atenolol DOPE	ng/l	STEP (dopé)		1720	233 13.6%		5	0 0
Atenolol AJOUT	ng/l	Ajout	92%	916	73 8.0%	1000	4	0 1
Simazine AJOUT	ng/l	Ajout	85%	854	67 7.8%	1000	8	1 1
Terbutylazine BRUT	ng/l	Sortie STEP		-6	7 #####		6	0 0
Terbutylazine DOPE	ng/l	STEP (dopé)		882	73 8.3%		6	1 0
Terbutylazine AJOUT	ng/l	Ajout	88%	880	73 8.3%	1000	6	1 0
Terbutylazine-déséthyl BRUT	ng/l	Sortie STEP		-1	4 #####		5	0 0
Terbutylazine-déséthyl DOPE	ng/l	STEP (dopé)		805	120 15.0%		5	0 0
Terbutylazine-déséthyl AJOUT	ng/l	Ajout	80%	801	120 15.0%	1000	5	0 0
Diuron BRUT	ng/l	Sortie STEP		-10	13 #####		7	0 0
Diuron DOPE	ng/l	STEP (dopé)		851	207 24.4%		7	1 0
Diuron AJOUT	ng/l	Ajout	85%	847	208 24.5%	999	7	1 0
Isoproturon BRUT	ng/l	Sortie STEP		-5	6 #####		9	0 0
Isoproturon DOPE	ng/l	STEP (dopé)		879	126 14.3%		9	0 1
Isoproturon AJOUT	ng/l	Ajout	88%	878	121 13.8%	999	9	0 1
Diazinone BRUT	ng/l	Sortie STEP		-5	7 #####		9	0 0
Diazinone DOPE	ng/l	STEP (dopé)		832	140 16.9%		9	0 1
Diazinone AJOUT	ng/l	Ajout	83%	828	147 17.7%	999	9	0 1
Metolachlor BRUT	ng/l	Sortie STEP		-3	9 #####		8	1 0
Metolachlor DOPE	ng/l	STEP (dopé)		903	98 10.9%		8	0 1
Metolachlor AJOUT	ng/l	Ajout	90%	902	101 11.2%	1000	8	0 1
Metalaxyl BRUT	ng/l	Sortie STEP		-1	2 #####		4	0 1
Metalaxyl DOPE	ng/l	STEP (dopé)		936	28 3.0%		4	0 1
Metalaxyl AJOUT	ng/l	Ajout	93%	934	27 2.9%	1000	4	0 1
2,6- Dichlorobenzamide BRUT	ng/l	Sortie STEP		-1	13 #####		5	0 0
2,6- Dichlorobenzamide DOPE	ng/l	STEP (dopé)		806	125 15.5%		5	0 1
2,6- Dichlorobenzamide AJOUT	ng/l	Ajout	79%	793	143 18.1%	999	5	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	
Ioméprol	Rivière	ng/L	3	114	15	13%	11	10%	✓			0	0	
Ioméprol	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-désisopropyl	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	
Terbuthylazine	Rivière	ng/L	2	1	0	25%	0	22%	✓			0	0	
Terbuthylazine	Rivière (dopé)	ng/L	11	44	3	8%	1	3%	✓			1	0	
Terbuthylazine-déséthyl	Rivière	ng/L	1	1	0	0.0%	0	0.0%				0	0	
Terbuthylazine-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

ADRESSES DES AUTEURS DES RAPPORTS

ANNEVILLE Orlane	Biologiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTELE Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex orlane.anneville@thonon.inra.fr
BERNARD Marc	Biologiste Service de la protection de l'environnement CP 405 CH - 1951 SION marc.bernard@admin.vs.ch
BOUCHET Laurent	Envilys Domaine du Chapitre 170 boulevard du Chapitre F - 34750 VILLENEUVE-LES-MAGUELONE laurent.bouchet@envilys.com
BOUCHEZ Agnès	Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTELE Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
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
DELARUE Mylène	Envilys Domaine du Chapitre 170 boulevard du Chapitre F - 34750 VILLENEUVE-LES-MAGUELONE mylene.delarue@envilys.com
EDDER Patrick	Chimiste Service de protection de la consommation Case postale 76 CH - 1211 GENÈVE 4 - Plainpalais patrick.edder@etat.ge.ch
ESPINAT Laurent	Station d'Hydrobiologie Lacustre INRA-UMR/CARTELE Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex laurent.espinat@thonon.inra.fr

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
LOUCHART Xavier	Envilys Domaine du Chapitre 170 boulevard du Chapitre F - 34750 VILLENEUVE-LES-MAGUELONE xavier.louchart@envilys.com
MANGE Pierre	Ingénieur Service de la protection de l'environnement CP 405 CH - 1951 SION pierre.mange@admin.vs.ch
MERCIER Stéphanie	Chargée de communication 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 s.mercier@cipel.org

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
SAVOYE Liliane	Chimiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex lsavoie@thonon.inra.fr
TADONLEKE Rémy D.	Biologiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex remy.tadonleke@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