

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 2012

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

Fax : CH - 022 / 363 46 70
FR - 00 41 22 / 363 46 70

E-mail : cipel@cipel.org

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

La reproduction partielle de rapports et d'illustrations publiés dans les
"Rapports de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution"
est autorisée à la condition d'en mentionner la source.

La reproduction intégrale de rapports doit faire l'objet d'un accord avec l'éditeur.

SOMMAIRE

I.	FICHE SIGNALÉTIQUE DU LÉMAN ET DE SON BASSIN VERSANT.....	7
II.	CONCLUSIONS GÉNÉRALES	10
	LÉMAN	10
1.	Evolution physico-chimique.....	10
2.	Evolution biologique	10
3.	Métaux et micropolluants dans les eaux	11
4.	Micropolluants dans la chair des poissons du Léman.....	12
	BASSIN VERSANT DU LÉMAN ET RHÔNE AVAL	13
1.	Bilan des apports au lac et au Rhône aval par les rivières	13
2.	Micropolluants dans les eaux du Rhône	13
3.	Epuraton des eaux usées	13
4.	Assurance qualité des mesures chimiques	14
	RAPPORTS SUR LES ÉTUDES ET RECHERCHES ENTREPRISES DANS LE BASSIN LÉMANIQUE.....	15
III.	ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN (ÉLÉMENTS MAJEURS) ET DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES.....	16
1.	INTRODUCTION.....	18
2.	MÉTHODES.....	18
3.	RÉGIME THERMIQUE ET INFLUENCE SUR LA STRATIFICATION OU LE MÉLANGE DES EAUX	20
4.	ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES	23
4.1	Phosphore total et orthophosphate.....	23
4.2	Azote nitrique et azote ammoniacal	26
4.3	Silice.....	28
4.4	Oxygène dissous.....	30
4.5	Transparence	31
4.6	Matière organique particulaire	32
5.	ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES PROFONDES.....	35
6.	ÉVOLUTION INTERANNUELLE DES PRINCIPAUX PARAMÈTRES.....	37
6.1	Oxygène dissous	37
6.2	Phosphore réactif soluble et phosphore total.....	38
6.3	Azote nitrique et azote total.....	39
6.4	Chlorure.....	40
7.	CONCLUSIONS.....	41
	DONNEES MÉTÉOROLOGIQUES	47
1.	INTRODUCTION.....	47
2.	TEMPÉRATURE DE L'AIR.....	47
3.	PLUVIOMÉTRIE.....	50
4.	INSOLATION	52
5.	RAYONNEMENT	55
6.	VENT.....	57

6.1	Vitesse du vent	57
6.2	Rose des vents	59
IV.	MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES EAUX DU LÉMAN.....	60
1.	INTRODUCTION	61
2.	ÉCHANTILLONNAGE	61
3.	MÉTHODOLOGIE	62
3.1	Analyses chimiques	62
3.2	Contrôles	62
4.	MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU LÉMAN	62
4.1	Métaux	62
4.2	Pesticides (phytosanitaires).....	63
4.3	Médicaments.....	67
4.4	Modélisation du flux de micropolluants issus des rejets de stations d'épuration (STEP) dans le bassin lémanique.....	68
5.	CONCLUSIONS.....	68
V.	MICROPOLLUANTS DANS PLUSIEURS ESPECES DE POISSONS DU LÉMAN	70
1.	INTRODUCTION	71
2.	ÉCHANTILLONNAGE	71
3.	MÉTHODOLOGIE	72
4.	RÉSULTATS	72
4.1	Polychlorobiphényles (PCB) et dioxines (PCDD/F).....	72
4.2	Retardateurs de flamme polybromés (PBDE).....	75
4.3	Perfluorooctane sulfonate (PFOS)	77
4.4	Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	78
4.5	Mercure (Hg)	79
4.6	Autres micropolluants	80
5.	CONCLUSIONS.....	81
VI.	PHYTOPLANCTON DU LÉMAN.....	82
1.	INTRODUCTION	83
2.	METHODES.....	83
3.	RESULTATS	84
3.1	Evolution saisonnière de l'année 2012.....	84
3.2	Evolution interannuelle	87
4.	CONCLUSIONS.....	92
VII.	PRODUCTION PRIMAIRE ET BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE DANS LE LÉMAN	94
1.	INTRODUCTION	95
2.	MÉTHODES.....	95
3.	RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	96
3.1	Répartition verticale	96
3.2	Evolution saisonnière des variables mesurées.....	98
3.3	Comparaison de l'année 2012 aux douze années précédentes (1999-2011)	100
4.	CONCLUSIONS.....	101

VIII. ZOOPLANCTON DU LÉMAN.....	102
1. INTRODUCTION.....	103
2. MÉTHODOLOGIE.....	103
3. RÉSULTATS.....	103
3.1 Biovolume sédimenté.....	103
3.2 Composition spécifique de la biocénose crustacéenne.....	104
3.3 Dynamique saisonnière du zooplancton en 2012.....	105
3.4 Autres groupes planctoniques.....	108
3.5 Evolution à long-terme du zooplancton.....	110
4. CONCLUSIONS.....	112
IX. RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE.....	113
1. INTRODUCTION.....	113
2. MÉTHODOLOGIE.....	114
3. RÉSULTATS.....	114
3.1 Taille des poissons.....	114
3.2 Evolution mensuelle du taux de vacuité.....	115
3.3 Composition du régime alimentaire.....	116
4. CONCLUSIONS.....	119
X. APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE.....	120
1. GÉNÉRALITÉS ET MÉTHODES.....	122
2. DÉBITS DES AFFLUENTS PRINCIPAUX DU LÉMAN ET DE L'ÉMISSAIRE.....	123
3. APPORTS ANNUELS DES AFFLUENTS DU LÉMAN.....	126
3.1 Phosphore.....	126
3.2 Azote minéral total.....	130
3.3 Chlorure.....	132
4. EXPORTATIONS ANNUELLES DU RHÔNE AVAL À CHANCY ET APPORTS DE SES PRINCIPAUX AFFLUENTS.....	134
4.1 Phosphore.....	134
4.2 Azote total ou minéral total.....	136
4.3 Chlorure.....	137
5. CONCLUSIONS.....	138
XI. MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE.....	141
1. INTRODUCTION.....	142
2. ECHANTILLONNAGE.....	142
3. METHODOLOGIE.....	142
3.1 Analyses.....	142
3.2 Contrôles.....	142
4. RÉSULTATS.....	143
4.1 Concentrations des produits phytosanitaires dans les eaux du Rhône.....	143
4.2 Charges des produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône de 2006 à 2012.....	145
4.3 Profils de concentrations des produits phytosanitaires le long du Rhône.....	147
4.4 Produits pharmaceutiques.....	149
4.5 Autres substances.....	152
5. CONCLUSIONS.....	153

RAPPORTS TECHNIQUES	163
XII. CONTRÔLE ANNUEL DES STATIONS D'ÉPURATION (STEP).....	164
1. INTRODUCTION	166
2. SITUATION DE L'ASSAINISSEMENT	166
2.1 État des stations d'épuration	166
2.2 Contrôles de l'assainissement	168
3. BILAN DU FONCTIONNEMENT DES STEP.....	169
3.1 Débits et volumes	169
3.2 Phosphore total et réactif soluble (dissous).....	171
3.3 Demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	174
4. MICROPOLLUTION	175
4.1 Introduction.....	175
4.2 Ain et Haute-Savoie	176
4.3 Canton de Vaud	177
4.4 Canton du Valais.....	178
4.5 Canton de Genève	178
4.6 Synthèse	179
5. CONCLUSIONS.....	180
XIII. ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES.....	183
1. INTRODUCTION	184
2. PROGRAMME POUR LE TRAITEMENT DES RÉSULTATS.....	184
3. MÉTHODE DE TRAITEMENT DES RÉSULTATS RETENUE ET EXPLICATION DES TABLEAUX RÉCAPITULATIFS.....	186
4. RÉSULTATS	186
4.1 Éléments majeurs	186
4.2 Micropolluants organiques et phytosanitaires.....	187
5. CONCLUSIONS.....	187

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)
Superficie du plan d'eau * * :	580.1 km ²		
	dont :	• 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	dont :	- 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	dont :	- 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		
Longueur des rives * * :	200.2 km	dont :	• France : 58.0 km
			• Suisse : 142.2 km
		- Vaud :	102.0 km
		- Valais :	7.6 km
		- Genève :	32.6 km

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

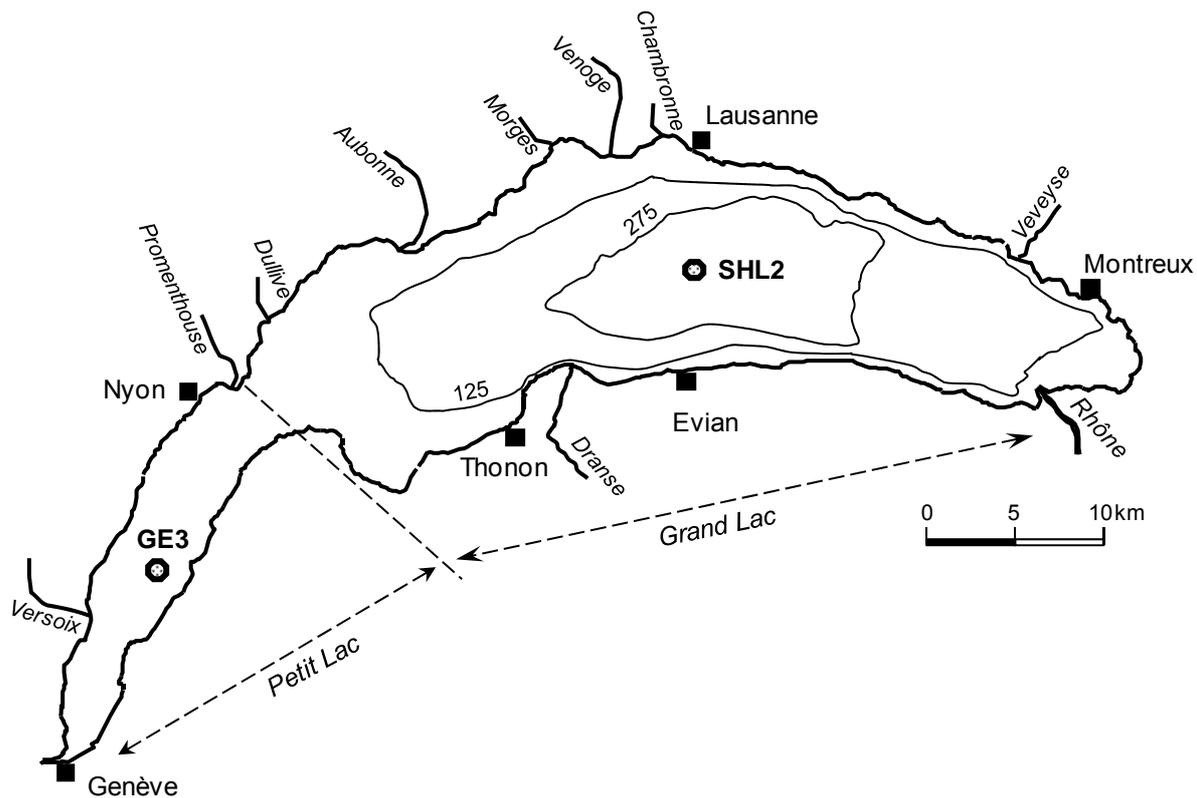


Figure 1 : Le Léman et la situation des stations de prélèvements
SHL2 : (coord. CH : 534.700 / 144.950)
GE3 : (ccord. CH : 506.100/ 128.040)

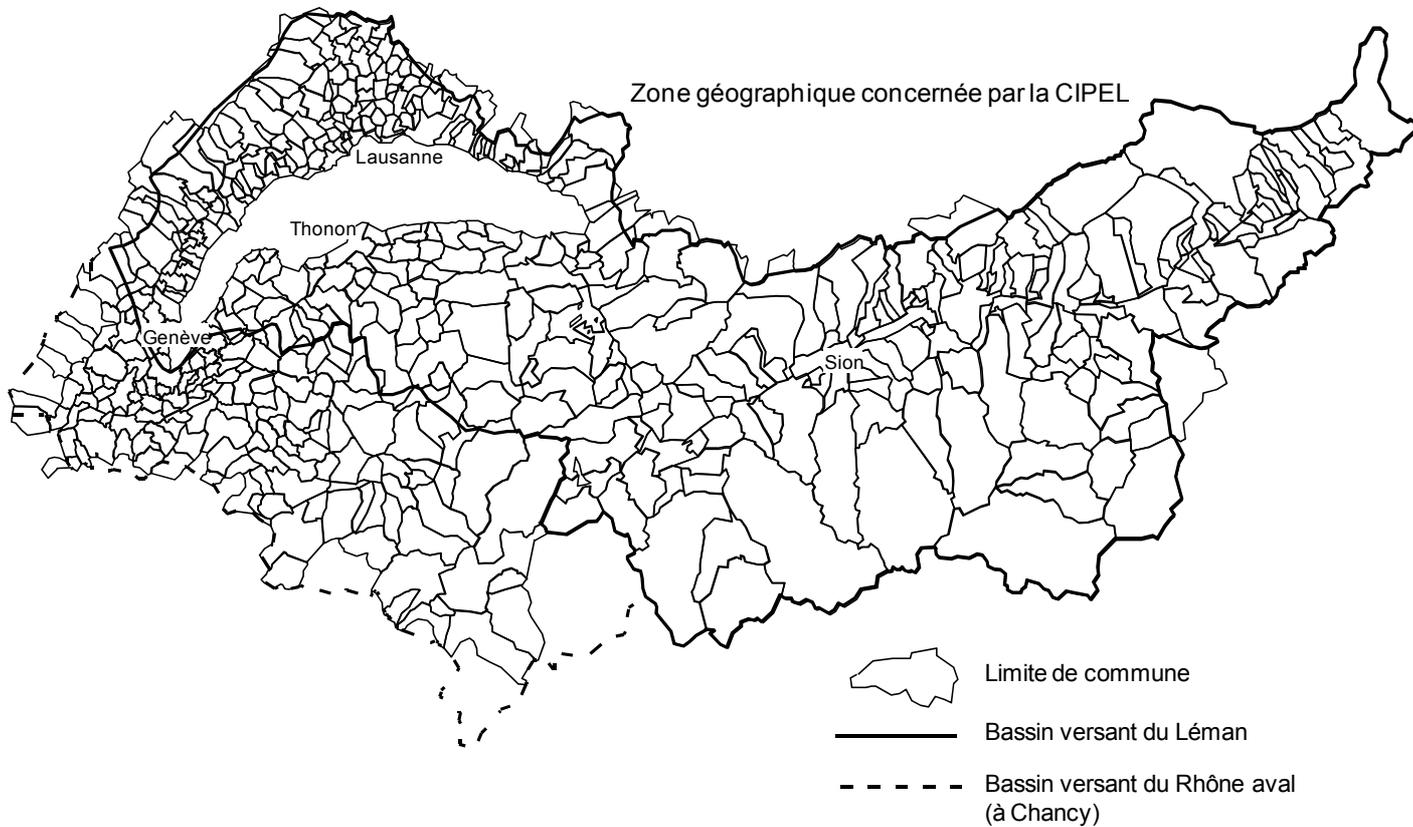


Figure 2 : Le bassin versant du Léman et du Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy

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
	dont : • 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 (2006/2009) :	1'040'139
	dont : • France : 138'356
	• Suisse : 901'783
Population touristique (capacité d'accueil – 2006/2012) :	556'227
	dont • 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
	dont : - maxi (1995) : 434 m ³ /s
	- mini (1976) : 219 m ³ /s
Population permanente (2006/2008) :	1'809'187
	dont : • France : 513'162
	• Suisse : 1'296'025
Population touristique (capacité d'accueil – 2006/2012) :	886'057
	dont : • 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 conti pollut., Campagne 1998, 221-229.

CONCLUSIONS GÉNÉRALES

CAMPAGNE 2012

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 brassage hivernal complet dû à un hiver particulièrement froid et venteux a permis une réoxygénation complète des couches profondes et une redistribution des nutriments dans les couches superficielles. La concentration moyenne en phosphore est en lente diminution.

L'année 2012 est une année moyennement chaude : la température moyenne annuelle a été de 11.1°C. L'hiver 2011-2012 a été exceptionnellement froid et suffisamment venteux pour entraîner un brassage complet de la colonne d'eau. Ce brassage a permis la redistribution des nutriments dans les couches superficielles ainsi qu'une réoxygénation complète des couches inférieures.

Dès la fin du mois de mars, la baisse des nutriments et l'augmentation de la matière organique particulaire constatée dans les couches superficielles traduisent la reprise de l'activité phytoplanctonique printanière. Cette activité phytoplanctonique continue de manière importante jusqu'au mois de novembre, sans phase des eaux claires significative.

La réoxygénation complète de la colonne d'eau a très fortement limité le relargage du phosphore et de l'azote ammoniacal par les sédiments au fond du lac.

Dans la continuité de 2011, les concentrations moyennes en azote total et en azote nitrique sont les plus faibles observées dans le lac depuis les années 1980 et sont bien inférieures aux normes pour l'eau potable.

Le stock en chlorure continue d'augmenter et la concentration moyenne annuelle se rapproche des teneurs moyennes des apports par les affluents du Léman.

Enfin, le stock en phosphore total est légèrement plus faible que les années précédentes (1'853 tonnes en 2012) et la concentration moyenne est de 21.6 µg.L-1. L'objectif visé pour 2020 est d'atteindre une concentration entre 10 et 15 µg.L-1.

2. EVOLUTION BIOLOGIQUE

Maintien d'une biomasse phytoplanctonique faible mais augmentation significative de la productivité du phytoplancton probablement liée à d'autres facteurs que le phosphore.

Suite à l'apport d'une quantité importante de nutriments dans les couches superficielles lié au brassage complet de la colonne d'eau, la composition taxonomique du phytoplancton a été modifiée par rapport aux années précédentes. La proportion de Chlorophycées, indicatrices de milieux eutrophes est plus importante pendant l'été. D'autre part, des diatomées littorales ont dominé le peuplement en été et la proportion en Chrysophycées caractéristiques de milieux oligotrophes est plus faible que d'habitude. En automne, la biomasse d'une cyanobactérie pouvant potentiellement produire des toxines (*Aphanizomenon flos-aquae*) a dépassé le seuil d'alerte 1 de l'OMS pendant le mois de novembre, puis sa

biomasse est revenue à des plus faibles valeurs en décembre. Des contrôles de l'eau de boisson ont été menés par le canton de Genève et aucune toxine n'a été détectée.

Cependant, la biomasse phytoplanctonique reste faible et similaire à celle de 2011. Globalement, le phytoplancton continue à indiquer une ré-oligotrophisation des eaux.

Au cours de l'année 2012, les variations saisonnières de la production primaire et de la transparence des eaux ne sont pas complètement expliquées par les variations de la biomasse du phytoplancton. La variation saisonnière de la production primaire est essentiellement expliquée par la capacité photosynthétique du phytoplancton, qui est apparue plus forte en 2012 qu'en 2010 et 2011.

En accord avec cette forte capacité photosynthétique, la production primaire 2012 est apparue 1.6 fois plus élevée que celle de 2011 pour des concentrations de chlorophylle similaires. Cette forte augmentation de production en 2012 serait liée à des facteurs autres que le phosphore tels que la température, la lumière incidente, la pression de prédation des herbivores ou encore la composition du phytoplancton.

Diminution constante de l'abondance des microcrustacés qui restent une proie privilégiée des corégones

Contrairement aux autres années où le zooplancton montrait deux pics d'abondances, les changements saisonniers d'abondance des crustacés du zooplancton en 2012 ont suivi une dynamique unimodale, plus typique d'un lac eutrophe que mésotrophe. La dynamique du zooplancton en 2012 est donc cohérente avec celle du phytoplancton, elle aussi marquée par des espèces estivales plus typiquement eutrophes. Le pic printanier d'abondance est bien présent. L'absence de pic automnal, contrairement à ce qui a été plus traditionnellement observé les années précédentes, pourrait être relié aux biomasses exceptionnelles de la cyanobactérie *Aphanizomenon flos-aquae* en novembre 2012. Ainsi, l'absence de reprise de croissance automnale du zooplancton serait due à une limitation par la qualité nutritionnelle du phytoplancton.

La diminution de la densité crustacéenne, observée depuis 1984, se poursuit. L'analyse des ratios entre abondances zooplanctoniques et biomasses phytoplanctoniques confirme que cette tendance résulte en partie d'une diminution de l'efficacité des transferts trophiques entre producteurs et consommateurs primaires. Cette première explication de la perte d'efficacité est due à la baisse de la contribution des petites algues de bonne qualité nutritionnelle au phytoplancton total, au profit d'algues de plus grande taille (diatomées et zygothécées) dont la prévalence pourrait être favorisée par le réchauffement climatique.

De plus, la pêche des corégones représente toujours le plus fort tonnage de capture dans le Léman. Comme les années précédentes, l'analyse du régime alimentaire montre une forte sélectivité de cette espèce pour les cladocères. Les daphnies, Bythotrephes et *Leptodora* sont les trois proies principales du corégone. Leurs abondances relatives présentent une forte variabilité saisonnière liée à leur disponibilité et accessibilité. En 2012 les compositions saisonnières du bol alimentaire sont relativement semblables à celle observées en 2011, excepté en automne où la contribution des daphnies est plus importante que lors des deux années précédentes.

La diminution des abondances zooplanctoniques serait donc due, à une baisse de la qualité nutritionnelle du phytoplancton mais aussi probablement à une pression plus importante de la part du corégone. Ces changements seraient une conséquence indirecte de la baisse des concentrations en phosphore dans un contexte de changement climatique.

3. MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX

Teneurs stables, relativement faibles et conformes aux exigences réglementaires pour l'eau de boisson.

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. Les concentrations en pesticides totaux dans le lac se stabilisent depuis 2008 et oscillent entre 0.1 et 0.2 µg/L. Seule une substance fait état de teneurs en nette augmentation depuis 2009 : le métalaxyl. Les causes de cet accroissement ainsi que l'origine de ce

fongicide restent inconnues à ce jour. Toutefois, les concentrations individuelles de chaque pesticide 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).

4. MICROPOLLUANTS DANS LA CHAIR DES POISSONS DU LÉMAN

Des teneurs en mercure faibles et conformes aux exigences requises pour la consommation.

Des teneurs élevées en PCB de types dioxines dans les ombles chevaliers font l'objet d'une saisine de l'ANSES et des teneurs à surveiller en 2014 dans les truites lacustres. Des teneurs en PBDE et en PFOS stables.

Des campagnes d'analyses ont été réalisées pour évaluer l'état de contamination en micropolluants de poissons du Léman. La campagne menée en 2012 a permis le prélèvement de poissons de six espèces : omble chevalier, corégone, brochet, truite lacustre, perche, lotte. Les substances recherchées ont été le mercure, les Polychlorobiphényles indicateurs et de type dioxine (PCBi et PCBdl), les dioxines et furanes (PCDD et PCDF), les Polybromodiphényles Ethers (PBDE), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (PAH), les substances perfluorées (PFOS), l'hexachlorobenzène (HCB) et l'hexachlorobutadiène (HCBd), ainsi que trois pesticides organochlorés (dicofol, heptachlore et époxyde d'heptachlore).

Les teneurs en mercure dans les poissons demeurent faibles et sont conformes aux exigences requises pour la consommation.

Comme en 2008, les analyses de PCB et dioxines ont montré des concentrations élevées de PCB de types dioxines dans les ombles chevaliers. Les valeurs limites maximales de résidus, ainsi que les facteurs en équivalent toxique dioxine (TEQ), ayant été modifiés par la réglementation européenne en 2011, la question de la taille maximale autorisée de 39 cm pour la commercialisation des ombles chevaliers est actuellement réévaluée par l'Agence nationale française de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ANSES). Les résultats de cette saisine sont toujours en attente.

Les analyses ont également montré la présence de résidus de PBDE et PFOS, mais les valeurs mesurées n'ont pas révélé d'augmentation significative par rapport à la campagne menée en 2008. De faibles traces de HAP, HCB et HCBd ont également été mises en évidence, mais la situation est jugée très satisfaisante.

BASSIN VERSANT DU LÉMAN ET RHÔNE AVAL

1. BILAN DES APPORTS AU LAC ET AU RHÔNE AVAL PAR LES RIVIÈRES

Baisse des apports en phosphore, stabilité des apports en azote, augmentation des apports en chlorure.

Le suivi de l'évolution temporelle des apports en nutriments au lac de quatre principaux affluents (le Rhône amont, la Dranse, l'Aubonne et la Venoge), ainsi que celle d'une dizaine d'affluents secondaires, les exportations du lac à Genève, du Rhône aval à Chancy et les apports de ses affluents (l'Arve et l'Allondon) permet d'estimer l'évolution des flux en nutriments vers le lac, ce qui participe à la compréhension de l'évolution des concentrations dans le lac.

L'observation des résultats sur ces 40 dernières années permet de montrer pour le phosphore réactif soluble, l'effet de la déphosphatation dans les STEP et pour l'azote minéral total, l'absence de la dénitrification et le maintien d'une fertilisation azotée au même niveau pendant près de 20 ans. Enfin pour le chlorure, l'impact des apports industriels et du salage des routes est évident. Des évolutions à plus court terme se dégagent pour certaines rivières, comme la baisse des apports en phosphore réactif soluble depuis 2009 pour l'Arve. Cette diminution est due à l'amélioration de l'assainissement domestique dans ce bassin versant. Au contraire, certaines tendances ne trouvent pas encore d'explication, comme la baisse des apports en phosphore total constatée depuis 2008 pour le Rhône amont et depuis les années 90 pour la Dranse.

2. MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE

Diminution des apports en produits phytosanitaires et en résidus médicamenteux, mais teneurs encore trop élevées.

112 produits phytosanitaires, 14 principes actifs pharmaceutiques et deux autres composés non volatils ont été analysés systématiquement dans les eaux du Rhône en amont du Léman tout au long de l'année 2012. Un seul produit phytosanitaire dépasse les exigences de l'Ordonnance sur la protection des eaux de 0.1 µg/L, le Glyphosate détecté avec une valeur de 0.25 µg/L. Sur les 14 principes actifs pharmaceutiques recherchés, huit ont été retrouvés dans les eaux du Rhône à des concentrations plus faibles que les années précédentes avec un maximum de 0.25 µg/L pour la Mèpivacaïne.

En termes de flux annuels, la quantité totale de produits phytosanitaires transitant par le Rhône sont en diminution par rapport aux années précédentes (environ 678 kg en 2012 comparée à 731 kg en 2011). Les charges les plus importantes en 2012 proviennent du Glyphosate qui n'avait pas été analysé ni comptabilisé dans les bilans précédents et qui est présent principalement du mois de mars à juin pour une charge cumulée de 150 kg. Les quantités de médicaments sont en recul avec 425 kg comparé à 677 kg en 2011, mais restent cependant trop élevés.

3. EPURATION DES EAUX USÉES

Bonnes performances d'épuration des STEP conformément à la réglementation mais des efforts pour atteindre l'objectif du plan d'action 2011-2020. Renforcement du suivi des micropolluants dans les effluents de STEP.

Avec 222 stations d'épuration (STEP) en service en 2012 dans le territoire couvert par la CIPEL, le bilan global de l'assainissement repose sur les résultats de surveillance de 167 STEP pour le phosphore total et pour la DBO5, représentant 99% de la capacité du parc épuratoire.

L'année 2012, plus pluvieuse que la moyenne 1981-2010, a vu une augmentation des volumes entrants et sortants dans les stations du territoire. Les performances des STEP du bassin versant du Léman pour le paramètre phosphore semblent s'améliorer en 2012 par rapport à leur niveau de 2011, comme en témoigne le rendement moyen d'épuration (91%). Des efforts permettraient toutefois de réduire encore la part des apports en phosphore au lac si le rendement moyen d'épuration atteignait l'objectif de 95% fixé par la CIPEL dans le plan d'action 2011-2020.

Les bons rendements sont à nuancer par des déversements plus importants, en lien avec la pluviométrie. 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, déversoirs sur les réseaux. En effet, le débit spécifique par temps sec de 317 L·EH-1·j⁻¹ est plus élevé que les années précédentes, signe que des eaux claires parasites s'écoulent dans le réseau d'eaux usées. Les lourdes démarches mises en place sur les réseaux sont reflétées dans l'évolution de l'indicateur « débit spécifique par temps sec », qui doit donc être observé sur le long terme.

Par ailleurs, les effluents et certaines eaux brutes de 42 stations domestiques du territoire ont fait l'objet de suivis vis-à-vis des micropolluants. Les substances détectées dans leurs effluents varient entre la France et la Suisse car les listes recherchées diffèrent. On y a notamment retrouvé : des résidus médicamenteux, des inhibiteurs de corrosion, des perturbateurs endocriniens, des muscs polycycliques, des métaux, etc.

4. 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 2012, 4 essais inter-laboratoires concernant des analyses d'éléments nutritifs majeurs (cycles de l'azote et du phosphore, matière organique, ions majeurs), de produits phytosanitaires (pesticides), de divers micropolluants organiques d'origine 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 à très 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 bonne, que ce soit pour les éléments majeurs ou les produits phytosanitaires.

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

Campagne 2012

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

PHYSICAL-CHEMICAL CHANGES IN THE WATERS OF LAKE GENEVA (MAJOR-ELEMENTS)

CAMPAGNE 2012

PAR

Jérôme LAZZAROTTO et Philippe QUETIN

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

Audrey KLEIN

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

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

RÉSUMÉ

Les conditions météorologiques de l'année 2012 montrent que l'année 2012 peut être considérée comme une année moyennement chaude avec une température moyenne annuelle inter-stations de 11.1°C.. La moyenne inter-stations des précipitations est de 1'092.3 mm, ce qui classe le total annuel au 8e rang de la chronologie 1981-2012. L'année 2012 présente un excédent de 8.5% par rapport à la normale 1981 - 2010. Concernant l'insolation, l'année 2012 a une moyenne inter-stations de 2'008 h et se classe au 6e rang de la période 1981-2012. La moyenne inter-stations pour le rayonnement global pour l'année 2012 est de 13.0 MJ·m⁻²·d⁻¹. L'année 2012 est moyennement venteuse.

L'hiver 2011-2012 a été exceptionnellement froid et suffisamment venteux pour entraîner un brassage complet de la colonne d'eau. Ce brassage a permis la redistribution des nutriments dans les couches superficielles ainsi qu'une réoxygénation complète des couches inférieures.

Dès la campagne suivant le brassage, à la fin du mois de mars, la reprise de l'activité phytoplanctonique printanière entraîne la baisse des nutriments et l'augmentation de la matière organique particulaire. Cette activité phytoplanctonique continue de manière importante jusqu'au mois de novembre, sans phase des eaux claires significative.

La réoxygénation complète de la colonne d'eau a très fortement limité le relargage du phosphore et de l'azote ammoniacal au fond du lac.

Comme en 2011, les concentrations moyennes en azote total et en azote nitrique sont les plus faibles observées dans le lac depuis les années 1980 et sont bien inférieures aux normes pour l'eau potable.

Le stock en chlorure continue son augmentation et la concentration moyenne annuelle se rapproche des teneurs moyennes des apports par les affluents du Léman.

Enfin, le stock en phosphore total est légèrement plus faible que les années précédentes (1'853 tonnes en 2012) et la concentration moyenne est de 21.6 µg.L⁻¹. L'objectif visé pour 2020 est d'atteindre une concentration entre 10 et 15 µg.L⁻¹.

ABSTRACT

Weather conditions in 2012 show that the year 2012 can be classified as a moderately hot year, with a mean annual inter-station temperature of 11.1°C. The inter-station mean rainfall was 1'092.3 mm, which ranks the annual total in 8th place for the period 1981-2012. The year 2012 was 8.5% higher than the average value for 1981 - 2010. With regard to insolation, the annual interstation mean for 2012 was 2'008 h, which ranks 6th for the period 1981-2012. The inter-station mean for total insolation for the year 2012 was 13.0 MJ·m⁻²·d⁻¹. 2012 was a moderately windy year.

The winter of 2011-2012 was exceptionally cold and sufficiently windy to produce complete churning of the water column. This churning redistributed the nutrients in the surface layers, and also resulted in complete reoxygenation of the lower layers.

From the sampling campaign that followed churning to the end of the month of March, the resumption of springtime phytoplankton activity led to a decrease in nutrients and an increase in particulate organic matter. This phytoplankton activity continued at a high level until the month of November, without any significant clear water phase.

The complete reoxygenation of the water column very markedly limited the release of phosphorus and ammoniacal nitrogen from the lake bottom.

As in 2011, the mean concentrations of total nitrogen and nitric nitrogen were the lowest that had been seen in the lake since the 1980s, and were well below the standards required for drinking water.

The chloride content continued to rise and the mean annual concentration is approaching the mean levels in the inflows from the tributaries of Lake Geneva.

Finally, the total phosphorus content was slightly lower than in previous years (1'853 metric tonnes in 2012) and its mean concentration was 21.6 µg.L⁻¹. The target for 2020 is a concentration of between 10 and 15 µg.L⁻¹.

1. INTRODUCTION

Ce rapport traite de l'étude du Grand Lac à la station SHL2 et présente les résultats et l'évolution de 13 paramètres physico-chimiques (oxygène dissous, phosphore total, orthophosphate, phosphore particulaire, azote total, azote ammoniacal, nitrate, nitrite, azote particulaire, chlorure, carbone organique particulaire, silice, transparence). L'étude du Petit Lac à GE3 fait l'objet d'un rapport tous les 5 ans (LAZZAROTTO *et al.*, 2012).

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 2012 (température de l'air, pluviométrie, insolation, rayonnement global et vents) est intégrée à ce rapport et figure en annexe 4 du présent rapport. Cette annexe prend en compte les données des quatre stations météorologiques de Genève-Cointrin, Changins, Pully et Thonon-INRA.

2. MÉTHODES

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).

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 1 et 2).

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

Profondeurs et fréquence d'échantillonnage - station SHL2 (Grand 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 est prévue : mensuelle de décembre à février, mois pendant lesquels l'activité biologique est réduite ; bimensuelle de mars à novembre, lorsque l'activité est intense et que le lac subit de fortes et rapides fluctuations des conditions environnementales.

Il y a eu 20 campagnes de prélèvements en 2012, réparties selon les dates indiquées dans le Tableau 1.

Les prélèvements sont effectués selon des techniques uniformisées par l'INRA-UMR CARTELE 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'INRA-UMR CARTELE 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 2012 par les différents laboratoires sont concordants (STRAWCZYNSKI, 2013). Les analyses sont validées par des cartes de contrôle de justesse et de répétabilité. Les incertitudes élargies des méthodes sont indiquées dans l'Annexe 3.

Lors de chaque campagne, des profils verticaux (mesures à chaque mètre) de température, oxygène dissous, conductivité électrique, pH, turbidité, chlorophylle a in vivo et luminosité sont réalisés à l'aide d'une sonde multiparamètres 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 (blanc de 30 cm de diamètre). La figure 2 représente deux profils de sonde effectués à deux périodes distinctes : le 19 mars 2012 lors du brassage et le 13 août 2012 alors que l'activité phytoplanctonique est importante.

Tableau 1 : Dates des campagnes de prélèvement à la station SHL2 (Grand Lac).
Table 1 : Dates of the sampling campaigns at the station SHL2 (Grand Lac).

Campagne n°	Date	Campagne n°	Date
1	11.01.2012	11	25.07.2012
2	23.02.2012	12	13.08.2012
3	08.03.2012	13	28.08.2012
4	19.03.2012	14	11.09.2012
5	26.04.2012	15	26.09.2012
6	09.05.2012	16	11.10.2012
7	24.05.2012	17	23.10.2012
8	18.06.2012	18	13.11.2012
9	27.06.2012	19	26.11.2012
10	09.07.2012	20	19.12.2012

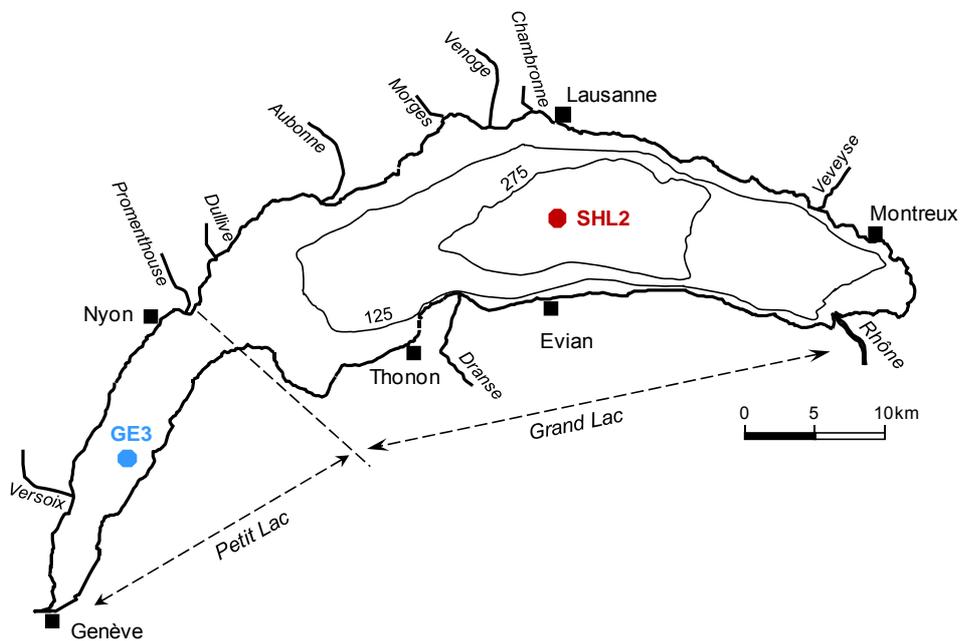


Figure 1 : Situation des points de prélèvement.
Figure 1 : Location of the sampling stations.

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

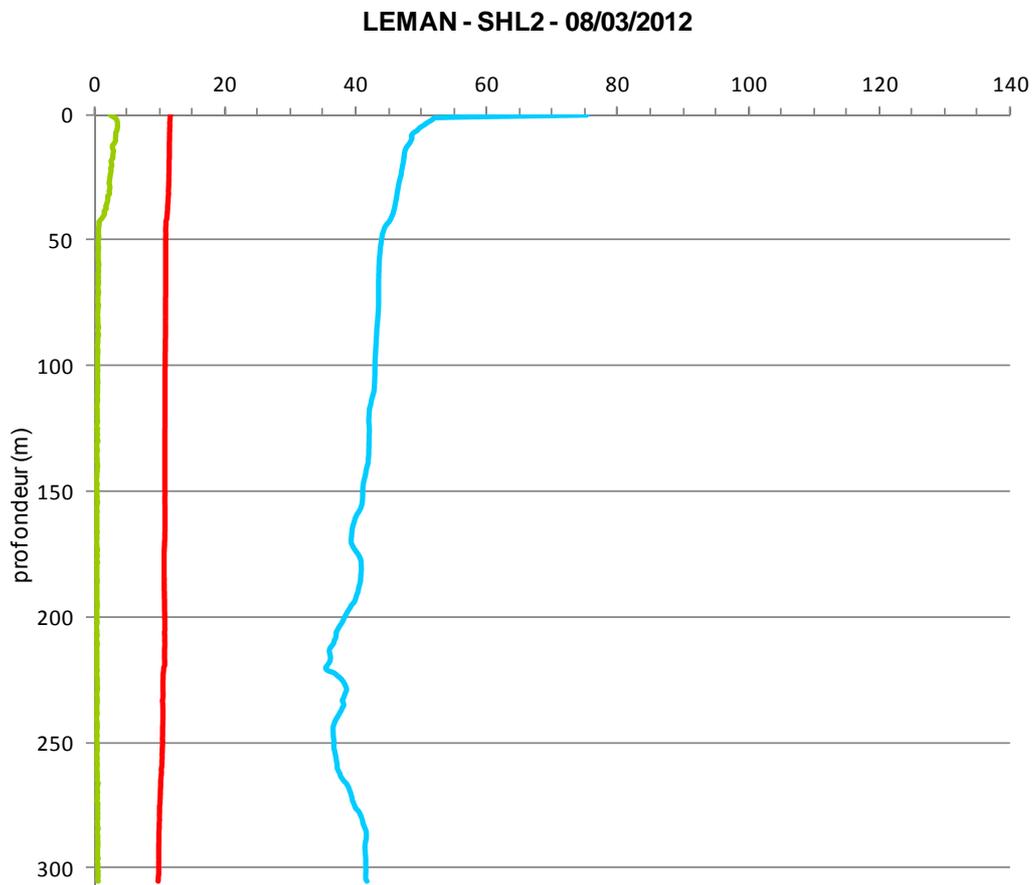
En 2012, la température moyenne annuelle de l'air inter-stations est de 11.1°C, soit dans la normale de la période 1980 – 2010, dont la moyenne est à 10.8 °C. L'année 2012 se distingue principalement de la chronique avec un mois de février particulièrement froid : la moyenne inter-stations de février est de -1.6 °C alors que la moyenne inter-station de février de 1981 à 2010 est de 2.9 °C. Le mois de février a aussi présenté des vents forts plus importants que la moyenne bidécennale (annexe 4).

Ces conditions exceptionnelles ont permis un brassage complet de la colonne d'eau entre le mois de février et le mois de mars. Nous n'avions pas observé de brassage complet depuis 2006.

Début mars, nous observons que la température du fond du lac est descendue à 5.1 °C, soit 0.4 °C de moins que les années précédentes, et que la réoxygénation est complète avec 11.2 mgO₂/L au fond du lac. Le fond du lac n'avait pas atteint une telle température depuis plus de 20 ans (figure 3).

Dès la campagne suivante, le 19 mars 2012, les couches superficielles se réchauffent et la stratification se met en place. Le maximum de température est observé en surface le 28 août avec 22.5°C.

Les figures 3 à 6 représentent l'évolution saisonnière et interannuelle de la température des eaux du lac.



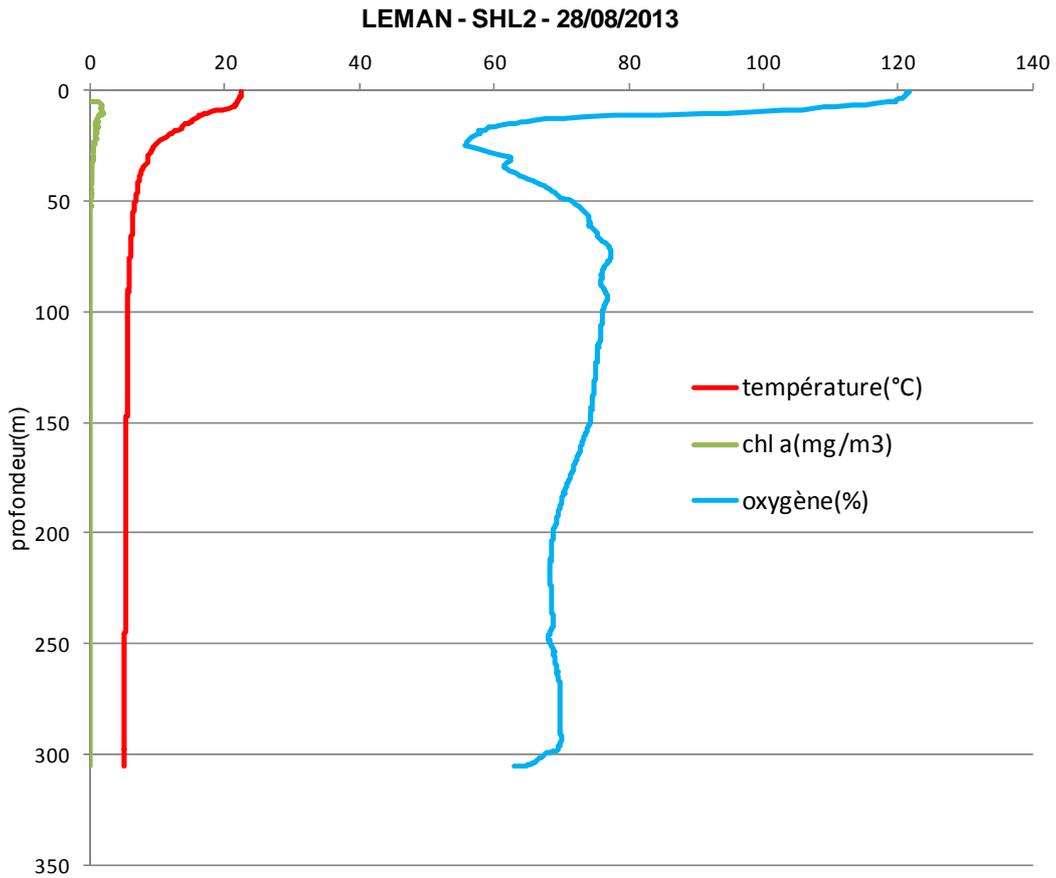


Figure 2 : Profil physico-chimique réalisé à la station SHL2 à l'aide de la sonde multiparamètres lors du brassage (08.03.2012) et lors de la stratification thermique (28.08.2012).
Figure 2 : Multi-parameter Water Quality Logger profile at SHL2 : 08.03.2012 and 28.08.2012.

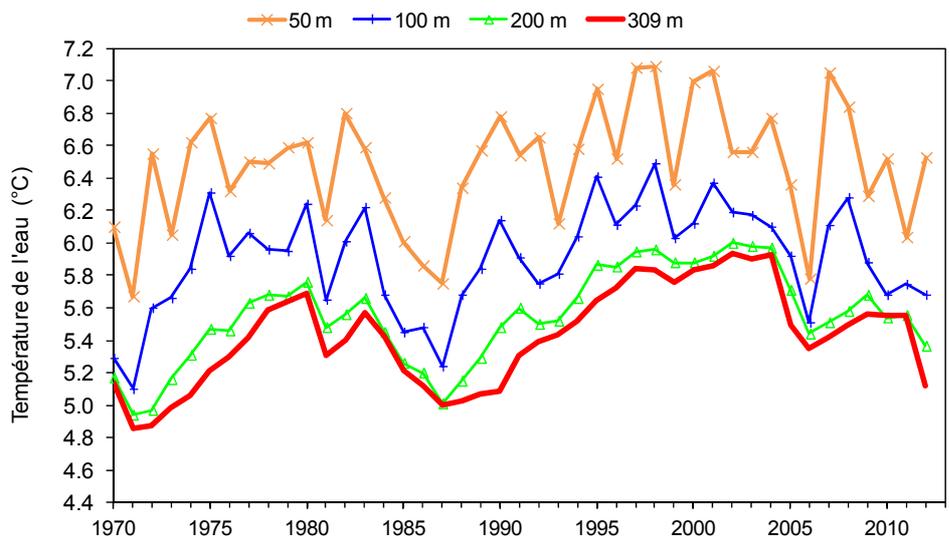


Figure 3 : Evolution de la température moyenne de l'eau aux profondeurs 50, 100, 200 et 309 mètres dans le Léman – Grand Lac (SHL2).
Figure 3 : Change in the mean annual water temperature at depths of 50, 100, 200 and 309 meters, lake Geneva – Grand Lac (SHL2).

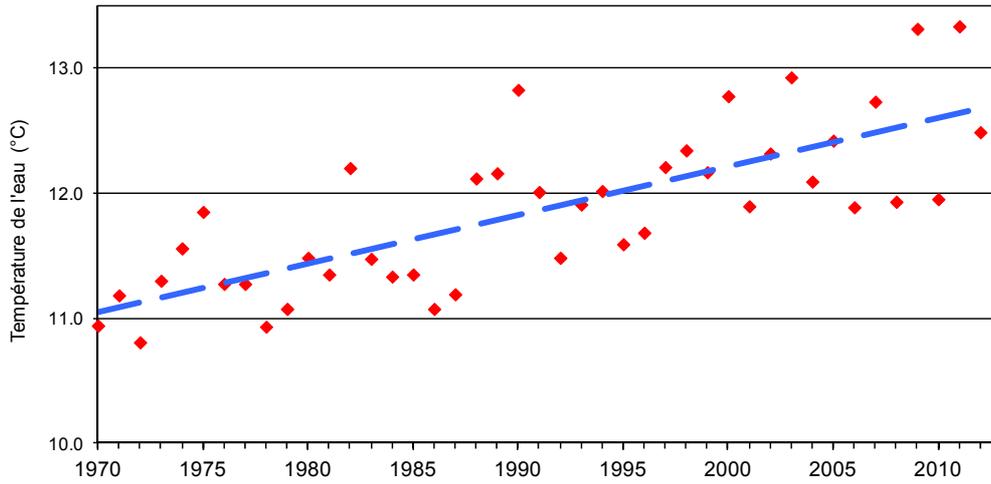


Figure 4 : Evolution de la température moyenne annuelle de l'eau du Léman à 5 mètres de profondeur – Grand Lac (SHL2).
Figure 4 : Change in the mean annual water temperature of lake Geneva at a depth of 5 meters – Grand Lac (SHL2).

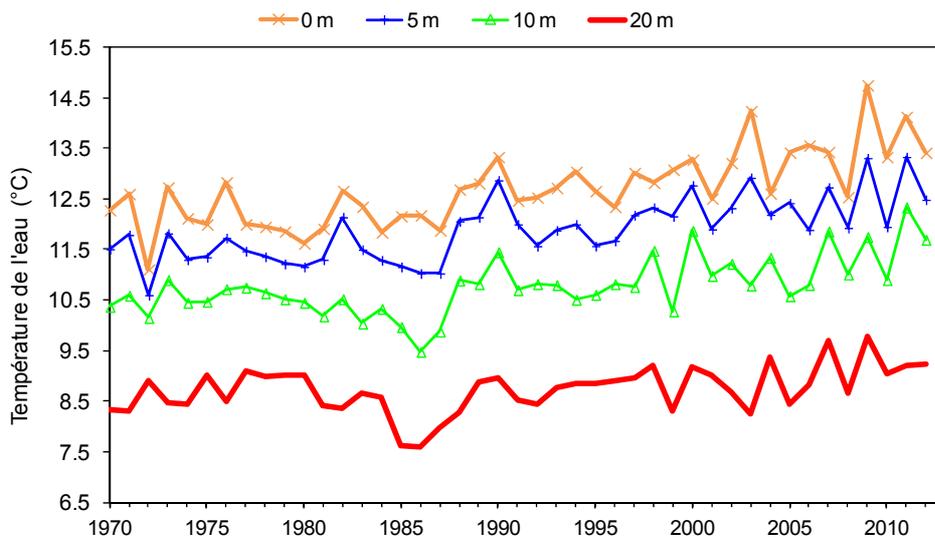


Figure 5 : Température de l'eau des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m) Léman – Grand Lac (SHL2).
Figure 5 : Temperature of the water in the surface layers (0, 5, 10, 15 et 20 m) Lake Geneva – Grand Lac (SHL2).

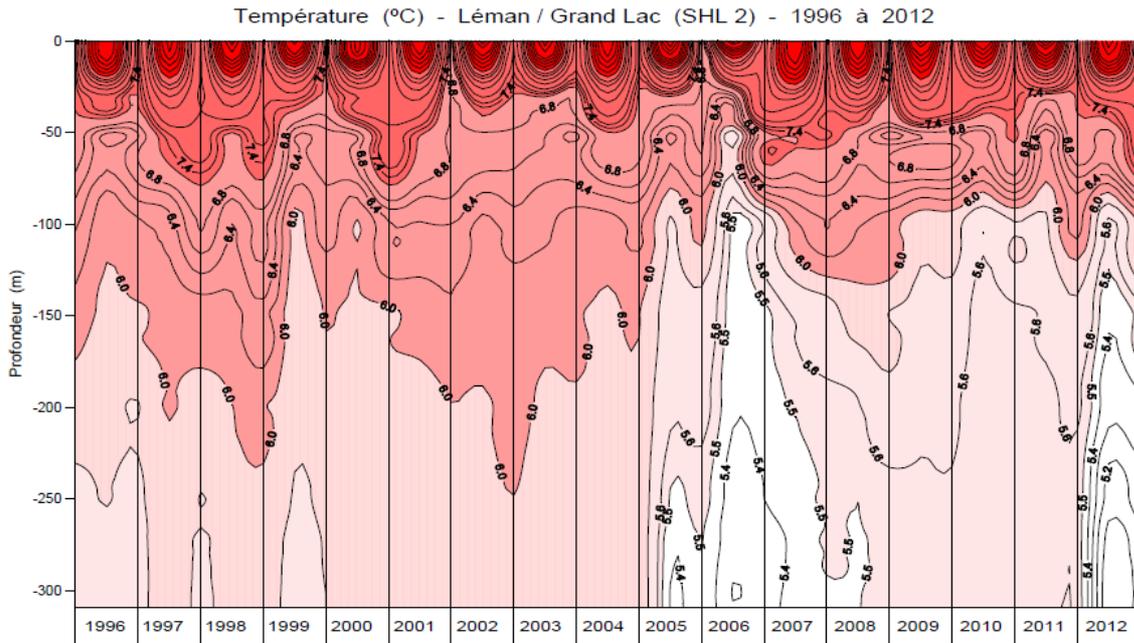


Figure 6 : Température des eaux de Léman (Grand Lac – SHL2) en fonction de la profondeur de 1996 à 2012.

Figure 6 : Water temperature in lake Geneva (Grand Lac – SHL2) as a function of depth from 1996 to 2012.

4. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES

Chaque année, le brassage 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 particulièrement froid de 2012 a permis un brassage complet. Les nutriments ont été redistribués de manière homogène tout le long de la colonne d'eau.

4.1 Phosphore total et orthophosphate

Lors du brassage des eaux, la concentration en orthophosphate (phosphore réactif soluble) est homogène dans la colonne d'eau avec une moyenne de $17 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$ le 8 mars 2012. Cette concentration diminue immédiatement jusqu'à 20 m dès la campagne suivante (le 19 mars 2012).

Malgré le brassage complet, la concentration de phosphore remis à disposition n'est pas significativement plus importante que les années précédentes. En effet, étant donné que fin 2011, le fond du lac n'était pas très désoxygéné et avait une concentration limitée en phosphore relargué, le brassage complet de 2012 n'a pas distribué de grandes quantités de phosphore, à la différence d'autres brassages complets faisant suite à une période de forte désoxygénation du fond du lac.

La figure 7 permet d'observer la consommation des ions orthophosphate consécutive à l'activité phytoplanctonique printanière. Les couches superficielles s'appauvrissent rapidement en orthophosphate pour atteindre l'état de trace au mois de juin jusqu'à la fin de l'année. L'épaisseur de la couche « déphosphatée » augmente au cours de l'année pour atteindre 50 m en décembre avec des concentrations traces de l'ordre de $4 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$.

A noter que depuis 2007, l'appauvrissement en orthophosphate dans les couches superficielles, est significativement plus important qu'entre 1996 et 2006 (figure 8).

La figure 9 représente l'évolution depuis 1996 du stock en phosphore total et en orthophosphate dans les couches 0-5 m et 0-30 m au moment du brassage printanier, soit dans les couches où il est disponible pour l'activité phytoplanctonique. Le stock en orthophosphate, directement biodisponible, est légèrement plus élevé que l'année précédente du fait du brassage, mais du même ordre que les trois dernières années. Tout comme la profondeur de la couche déphosphatée, nous observons bien la différence entre les années avant et après 2007.

Cette évolution est dépendante de l'intensité des brassages de l'année en cours et de l'année précédente, mais n'est pas affectée directement par le phénomène de relargage. Par ailleurs, le stock de phosphore biodisponible dans les couches superficielles ne présente pas la même dynamique d'évolution que celle du phosphore total sur toute la colonne d'eau. Notons que l'activité phytoplanctonique est quant à elle influencée par le stock en phosphore biodisponible des couches superficielles.

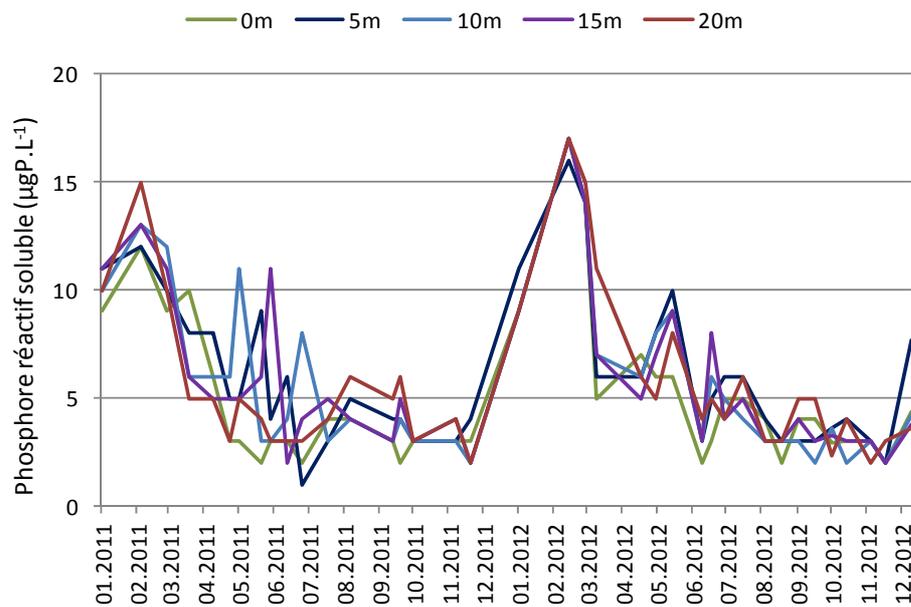


Figure 7 : Concentration en phosphore réactif soluble (P-PO₄³⁻) des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman – Grand Lac (SHL2).

Figure 7 : Concentration of soluble reactive phosphorus (P-PO₄³⁻) in the water in the surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva – Grand Lac (SHL2).

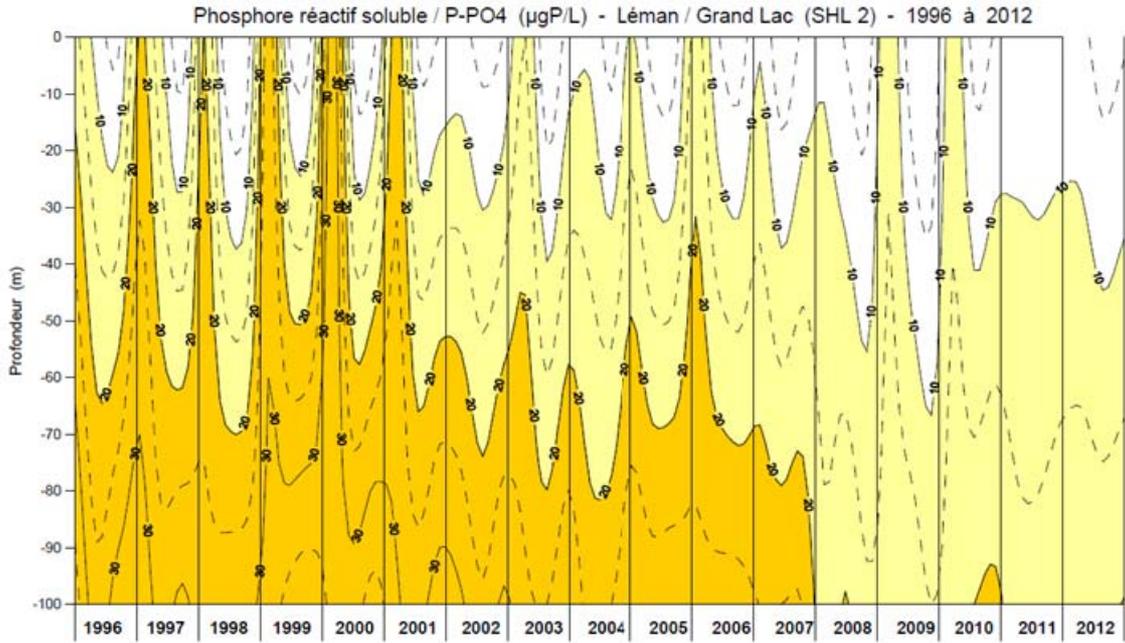


Figure 8 : Concentration en phosphore réactif soluble (P-PO₄³⁻) dans les différentes couches du Léman (SHL2) (zone jaune foncée = concentration supérieure à 20 µgP·L⁻¹. Zone jaune claire = concentration entre 10 et 20 µgP·L⁻¹) de 1996 à 2012.

Figure 8 : Concentration of soluble reactive phosphorus (P-PO₄³⁻) in the various layers of Lake Geneva (SHL2) (zone shaded dark yellow = concentration > 20 µgP·L⁻¹. Zone shaded light yellow = concentration between 10 and 20 µgP·L⁻¹) from 1996 to 2012.

Remarque : Ce graphique représente des isovaleurs recalculées et lissées à partir des données mesurées, c'est pourquoi certains évènements ponctuels, comme l'homogénéisation lors du brassage, ne sont pas observables sur ce type de graphique.

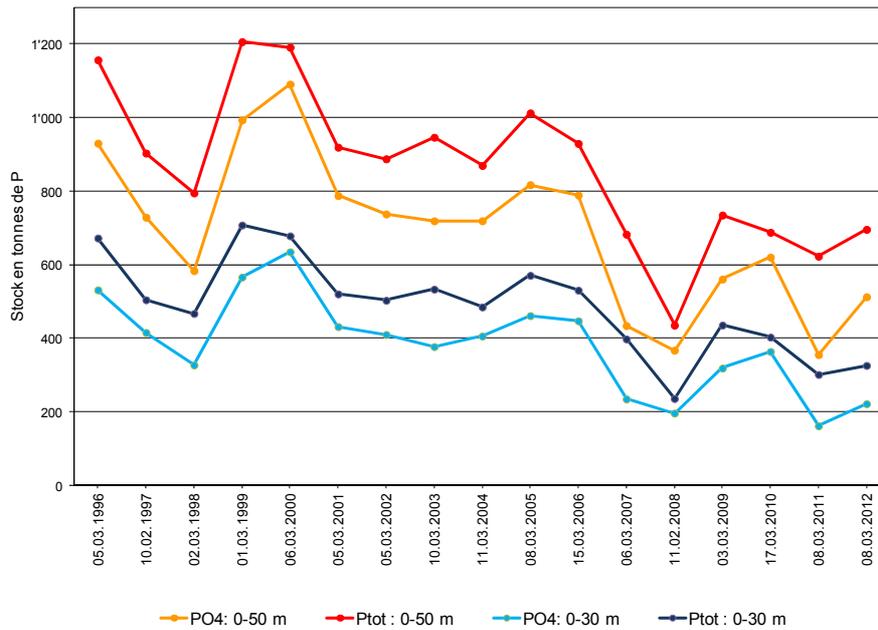


Figure 9 : Stock en phosphore réactif soluble ($P-PO_4^{3-}$) et phosphore total dans les couches 0-30 m et 0-50 m de 1996 à 2012 (Grand Lac – SHL 2) au moment du brassage printanier.

Figure 9 : Stock of soluble reactive phosphorus ($P-PO_4^{3-}$) and total phosphorus (-) in the water in the surface layers (0-30 and 0-50 m) from 1996 to 2012, Lake Geneva – Grand Lac (SHL2) at the time of the Spring churning.

4.2 Azote nitrique et azote ammoniacal

De même que pour le phosphore, le brassage complet a permis de redistribuer complètement l'azote inorganique le long de la colonne d'eau. En février, la concentration moyenne en azote nitrique est de 520 $\mu\text{gN/L}$ et varie entre 490 et 540 $\mu\text{gN/L}$, soit du même ordre que les années précédentes.

La concentration en azote nitrique des couches superficielles diminue significativement à partir du mois de mars comme on l'observe sur la figure 10. Progressivement, la consommation de l'azote nitrique continue pour atteindre des concentrations traces, entre 20 et 30 $\mu\text{gN/L}$ le 28 août de 0 à 5 m. L'azote nitrique est consommé de manière significative jusqu'à 15 m. Cette consommation est plus importante que les dernières années et est consécutive à la présence plus importante en 2012 de chlorophycées (RIMET, 2013). La consommation ralentit à partir du mois de septembre.

L'activité zooplanctonique entraîne une augmentation de la concentration en azote ammoniacal (excrétions du zooplancton, mais aussi excrétions des poissons, dégradation de la matière organique,...) (LAINE, 2013). Il est ainsi possible d'observer l'évolution de cette activité dans les couches superficielles entre le mois d'avril et le mois de juillet (figure 11). Le maximum est observé entre 25 et 35 m le 24 mai avec 74 et 75 $\mu\text{gN/L}$.

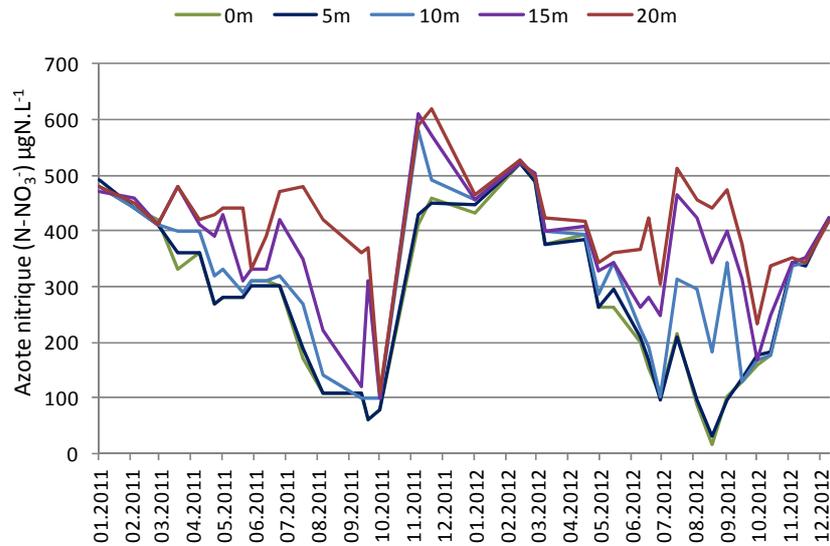


Figure 10 : Concentration en azote nitrique (N-NO₃⁻) des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman – Grand Lac (SHL2).

Figure 10 : Concentration of nitrate (N-NO₃⁻) in the water in the surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva – Grand Lac (SHL2).

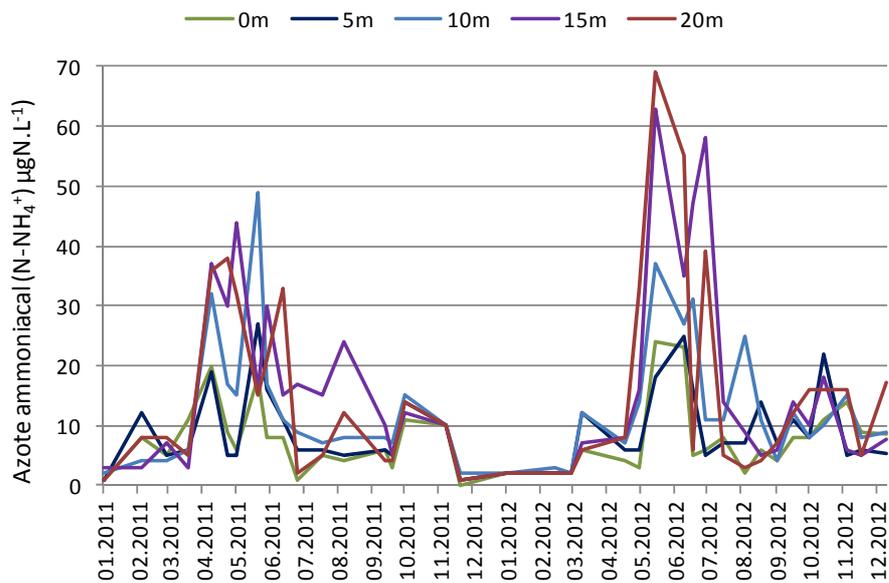


Figure 11 : Concentration en azote ammoniacal des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 11 : Concentration of ammoniacal nitrogen in the surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

4.3 Silice

Le brassage complet a permis de redistribuer de manière plus importante que les années précédentes la silice dissoute à partir des couches profondes dans l'ensemble de la colonne d'eau avec en moyenne 2 mg.L⁻¹. L'enfoncement de la couche à 2 mg.L⁻¹ est également observé lors des 2 derniers brassages complets en 2005 et 2006 (figure 13)

Dès le mois de mars, la silice est rapidement consommée par l'activité phytoplanctonique des algues diatomées (RIMET, 2013) jusqu'à des concentrations très faibles (figures 12 et 13). A partir du mois de mai, les couches superficielles ont une concentration inférieure à 1mg.L-1. Le minimum est observé au mois d'octobre avec des concentrations traces inférieures à 0.01 mg.L-1 de 0 à 5 m.

La consommation diminue en novembre mais les couches superficielles restent à des concentrations inférieures à 1 mg.L-1.

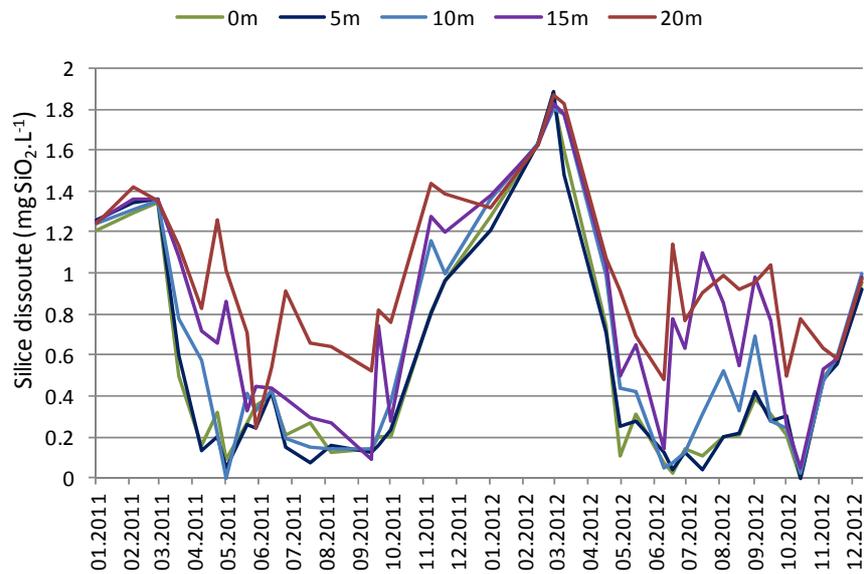


Figure 12 : Concentration en silice dissoute (SiO₂) des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman – Grand Lac (SHL2).

Figure 12 : Concentration of dissolved silica (SiO₂) in the water in the surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva – Grand Lac (SHL2).

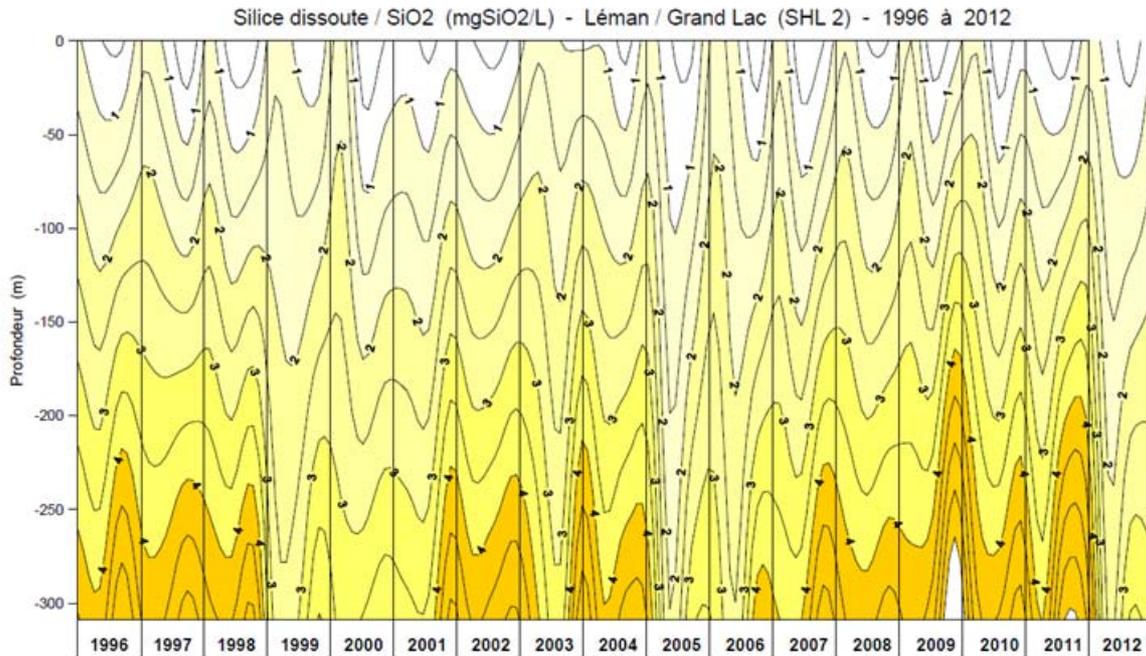


Figure 13 : Concentration en silice dissoute (SiO₂) des eaux du Léman (Grand Lac - SHL2) en fonction de la profondeur de 1996 à 2012.

Figure 13 : Concentration of dissolved silica (SiO₂) in the water of Lake Geneva (Grand Lac - SHL2) as a function of depth from 1996 to 2012.

Remarque : Ce graphique représente des isovaleurs recalculées et lissées à partir des données mesurées c'est pourquoi certains événements ponctuels, comme l'homogénéisation lors du brassage, ne sont pas observables sur ce type de graphique.

4.4 Oxygène dissous

La photosynthèse produit de l'oxygène dissous et peut entraîner une sursaturation des couches superficielles (figure 14). Le maximum de sursaturation est observé le 24 mai avec $13.5 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ à 2.5m.

La concentration en oxygène dissous dans les couches superficielles diminue ensuite à partir du mois de juin principalement du fait de la désoxygénation des couches inférieures, et aussi lors de saturation en surface par le dégazage vers l'atmosphère.

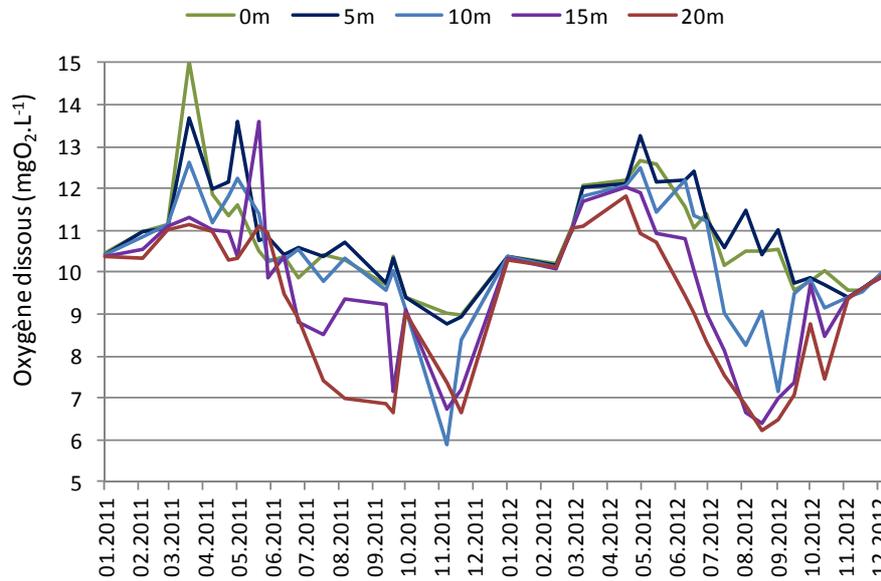


Figure 14 : Concentration en oxygène dissous des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 14 : Concentration of dissolved oxygen in the surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

4.5 Transparence

Le brassage complet entraîne une transparence forte de 13 m. Après le brassage, lors de la reprise de l'activité photosynthétique, les nutriments sont consommés et la transparence diminue du fait de la présence de phytoplancton (figure 15). Dès la campagne suivante, la transparence diminue à 4.1 m avec l'activité phytoplanctonique due principalement aux diatomées (RIMET, 2013). Nous n'observons pas cette année une augmentation de la transparence au printemps alors que la baisse de l'abondance phytoplanctonique marquant la phase des eaux claires est observée le 24 mai (RIMET, 2013). La faible transparence observée à cette date (2.4 m) est liée à un pic important de la turbidité ainsi qu'à la présence de pollen en surface (LAINE, 2013).

La transparence reste faible et inférieure à 6 m jusqu'en septembre, puis augmente lentement avec le ralentissement de l'activité phytoplanctonique.

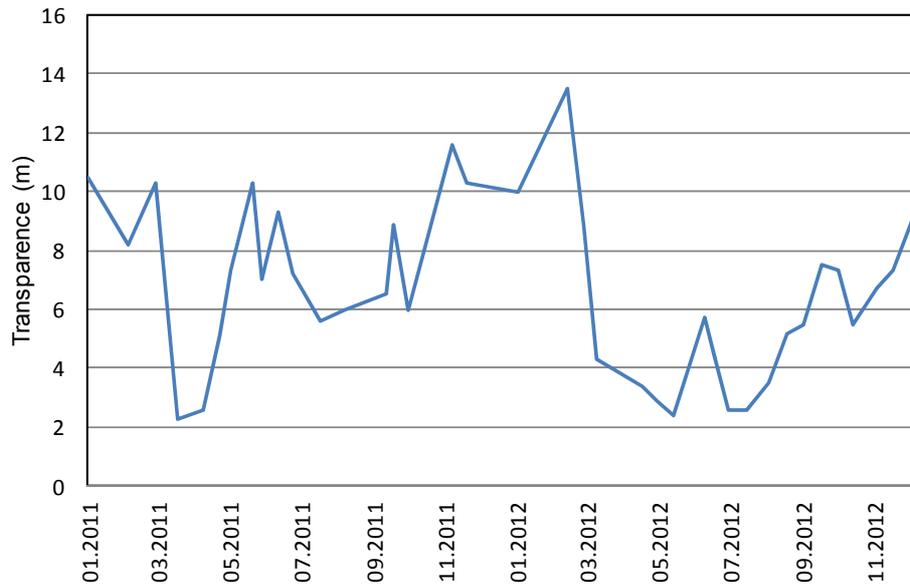


Figure 15 : Transparence mesurée avec le disque de Secchi (30 cm blanc), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 15 : Transparency measured using a Secchi disk (30 cm white), Léman - Grand Lac (SHL2).

4.6 Matière organique particulaire

Les concentrations en carbone organique particulaire (COP) dans les couches superficielles évoluent inversement à la consommation des nutriments et ceci dès le début de l'activité phytoplanctonique (figure 16). Comme pour la transparence et la sursaturation en oxygène dissous, le maximum de l'année en carbone organique particulaire est observé à 2.5 m le 24 mai avec 850 $\mu\text{gC.L}^{-1}$.

La figure 17 permet d'observer la dynamique de la matière organique particulaire (C, N et P) et met en évidence le pic printanier d'activité planctonique. Nous observons aussi que l'année 2012 présente des concentrations en carbone, azote et phosphore particulaires légèrement supérieures aux dernières années, notamment après le pic printanier. Ce pic est moins important que dans les années 80-90, donnant relativement plus d'importance au pic automnal.

La figure 18 montre que le phosphore reste majoritairement le facteur limitant pour la croissance du phytoplancton : 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 (Redfield, 1958).

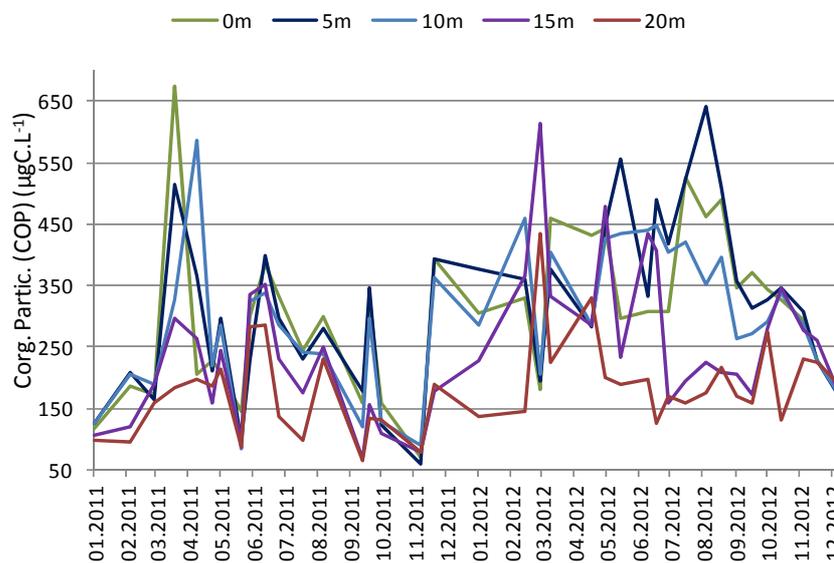


Figure 16 : Concentration en carbone organique particulaire des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 16 : Concentration of particulate organic carbon in the surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

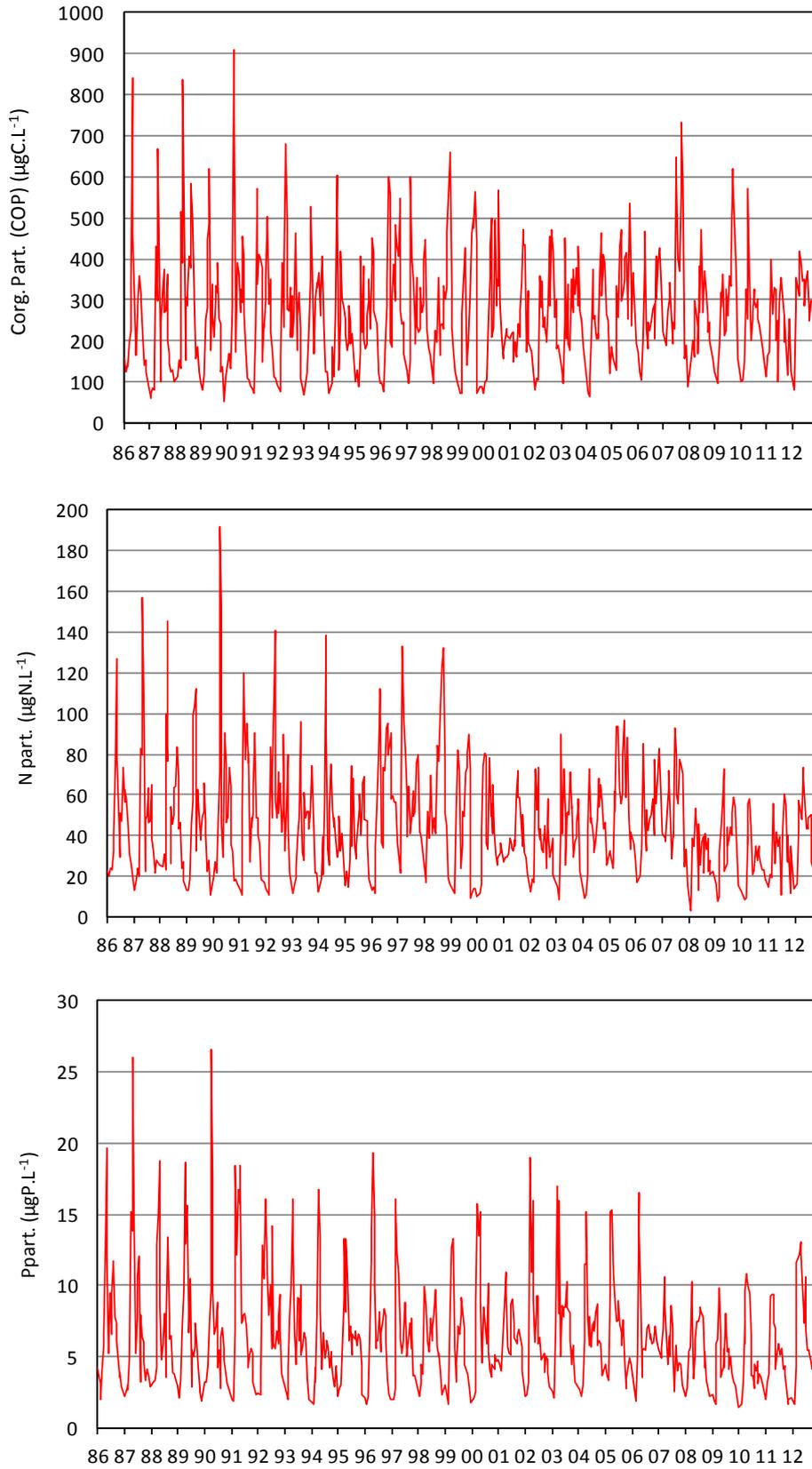


Figure 17: Concentrations en carbone organique, azote et phosphore particulaires des eaux de la couche superficielle (0-20 m).

Figure 17: Concentrations of particulate organic carbon, nitrogen and phosphorus in the water in the surface layer (0-20 m).

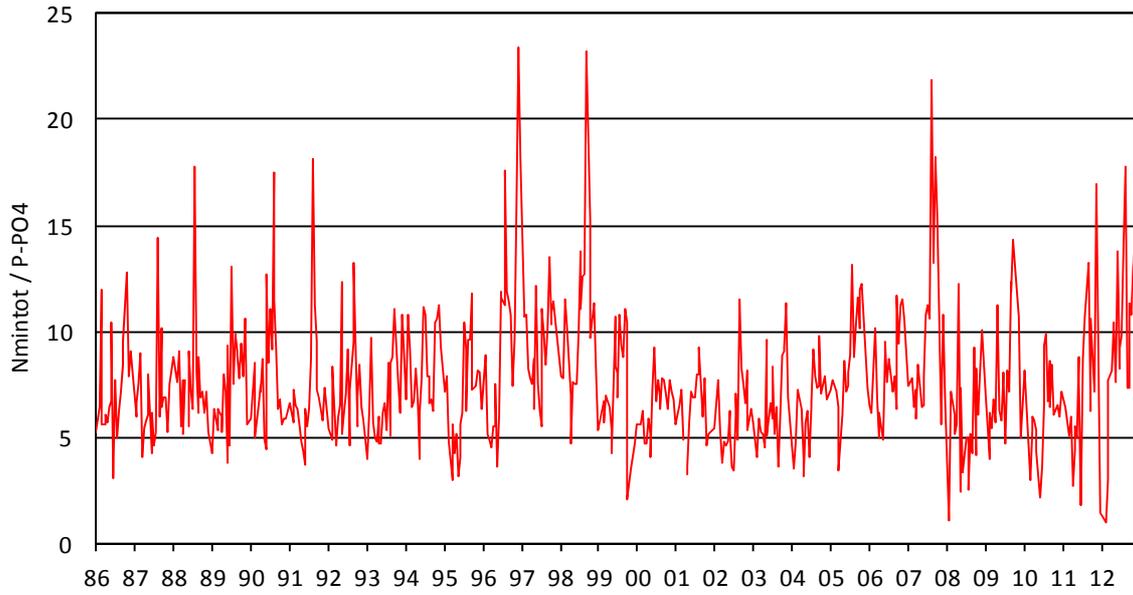


Figure 18 : Rapport Nminéral / P-PO₄³⁻, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 18: Nmineral / P-PO₄³⁻, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

5. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES PROFONDES

Grâce à l'hiver particulièrement froid et le brassage complet, les couches profondes présentent une dynamique différente des années précédentes et similaire aux années de brassage complet, comme en 2005 ou 2006 (figures 19 et 20). La concentration en oxygène dissous au fond du lac est alors de 11.2 mgO₂.L⁻¹, elle diminue ensuite de manière progressive et continue jusqu'à la fin de l'année, principalement du fait de la minéralisation de la matière organique sédimentée. Malgré cette désoxygénation, la concentration en oxygène du fond reste élevée et supérieure à 5 mgO₂.L⁻¹ toute l'année.

La désoxygénation des couches profondes entraîne plusieurs phénomènes propres à ces conditions réductrices : la réduction de certains métaux comme le manganèse et le fer, la formation d'azote ammoniacal, le relargage à partir des sédiments et des eaux interstitielles de phosphore. 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 que la désoxygénation des couches profondes est limitée en 2012, le relargage du phosphore est très faible, toute l'année. Dans toute la chronique du suivi, des concentrations si faibles en phosphore au fond du lac sont observées seulement en 2005 après un autre brassage complet (figure 21). Le maximum est observé le 13 novembre avec 42 µgP.L⁻¹. Les concentrations en azote ammoniacal au fond du lac ne présentent pas d'augmentation significative.

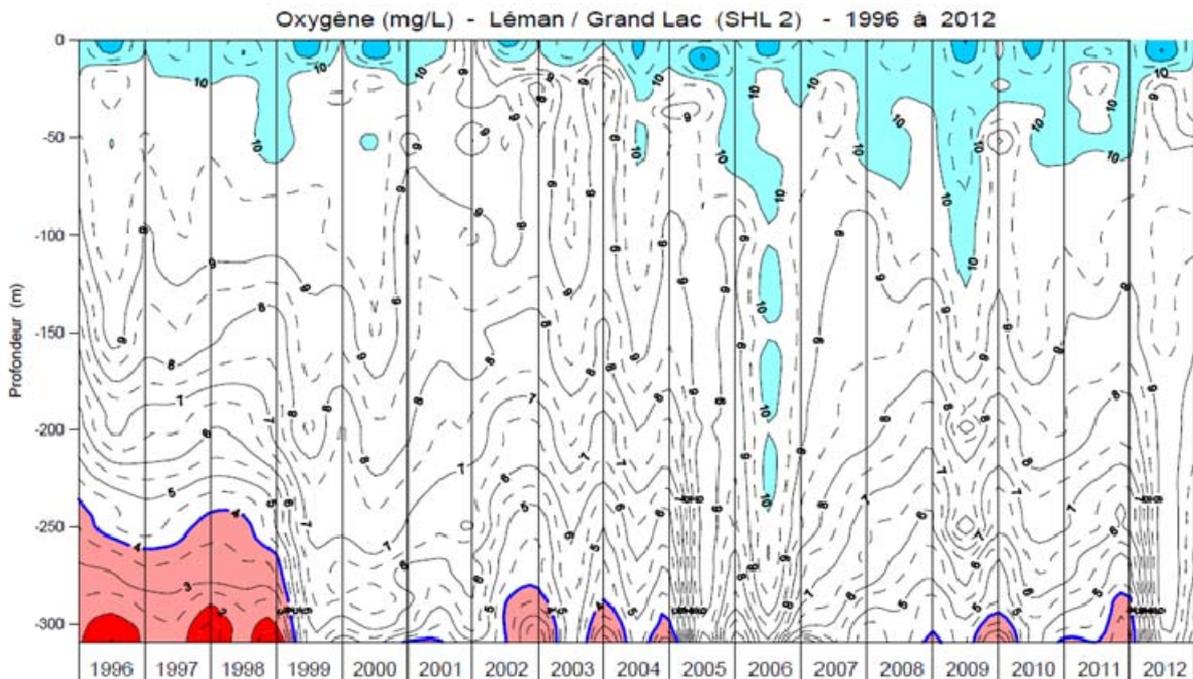


Figure 19 : Concentration en oxygène dissous des eaux du Léman (Grand Lac - SHL2) en fonction de la profondeur de 1996 à 2012.

Figure 19 : Concentration of dissolved oxygen in the water of the lake Geneva (Grand Lac - SHL2) as a function of depth from 1996 to 2012.

Remarques : Ce graphique représente des isovaleurs recalculées et lissées à partir des données mesurées, c'est pourquoi certains événements ponctuels, comme l'homogénéisation lors du brassage, ne sont pas observables sur ce type de graphique.

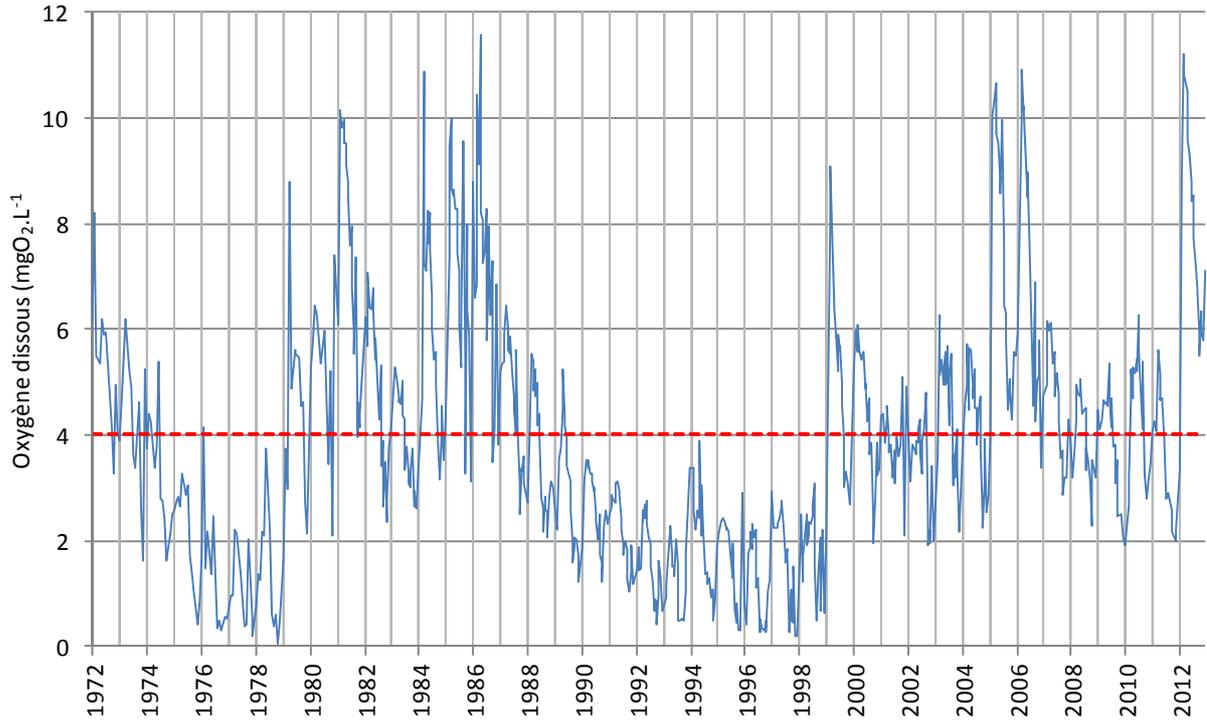


Figure 20 : Concentration en oxygène dissous des eaux du fond, Léman - Grand Lac (SHL2).
Figure 20 : Concentration of dissolved oxygen in the water at the bottom of the lake, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

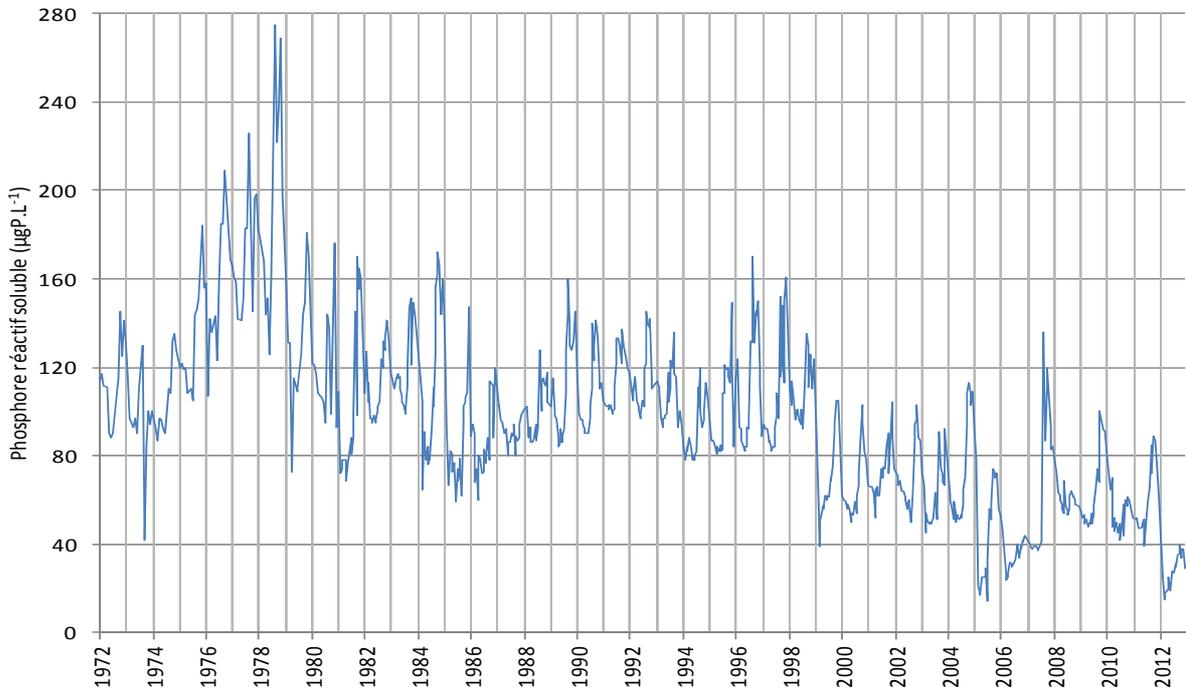


Figure 21 : Concentration en phosphore réactif soluble ($P-PO_4^{3-}$) des eaux du fond à 309 m, Léman - Grand Lac (SHL2).
Figure 21 : Concentration of soluble reactive phosphorus ($P-PO_4^{3-}$) in the water at the bottom of the lake, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

6. ÉVOLUTION INTERANNUELLE DES PRINCIPAUX PARAMÈTRES

Les concentrations moyennes pondérées et les stocks (cf. Annexes 1 et 2) pour l'ensemble du Grand Lac sont calculés à partir des mesures et des analyses effectuées sur les échantillons prélevés au centre du lac entre Lausanne et Evian (Grand Lac, point SHL 2 : figure 1).

6.1 Oxygène dissous

Sur la figure 20, la limite pointillée indique le seuil des $4 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ correspondant aux exigences relatives à la qualité des eaux en Suisse. L'Annexe 2 de l'Ordonnance suisse sur la protection des eaux (OEaux) du 28 octobre 1998 stipule :

« Pour les lacs, il faut également que : la teneur en oxygène de l'eau ne soit, à aucun moment et à aucune profondeur, inférieure à $4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ O}_2$; 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 22 indique l'évolution de l'épaisseur de la couche d'eau de concentration inférieure à $4.0 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ depuis 1957. Depuis 1998, l'épaisseur de cette couche est limitée.

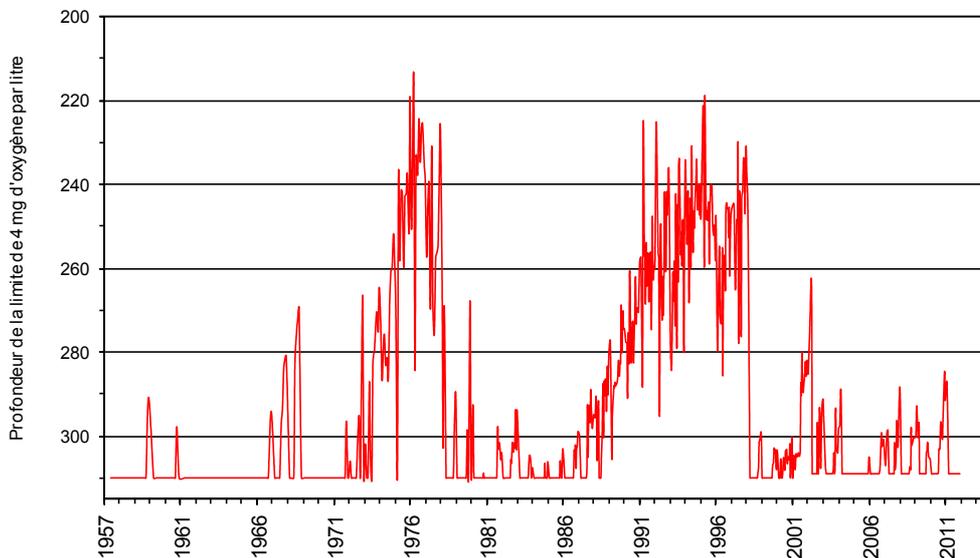


Figure 22 : Evolution de la profondeur de la limite à $4 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ dans le Léman - Grand Lac (SHL2) depuis 1957.

Figure 22 : Change in the depth of the $4 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ threshold in lake Geneva - Grand Lac (SHL2) since 1957.

6.2 Phosphore réactif soluble et phosphore total

Le stock moyen en phosphore total n'a que légèrement diminué par rapport à 2011, soit 1'853 tonnes de P en 2012 (pour 1'938 tonnes de P en 2011 et 1'915 en 2010) et une concentration moyenne de $21.6 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$ (figure 23).

Il en est de même pour le stock en orthophosphate (phosphore réactif soluble) qui est de 1'445 tonnes de P en 2012 (pour 1'684 tonnes de P en 2011 et 1'650 tonnes de P en 2010) et une concentration moyenne de $16.9 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$.

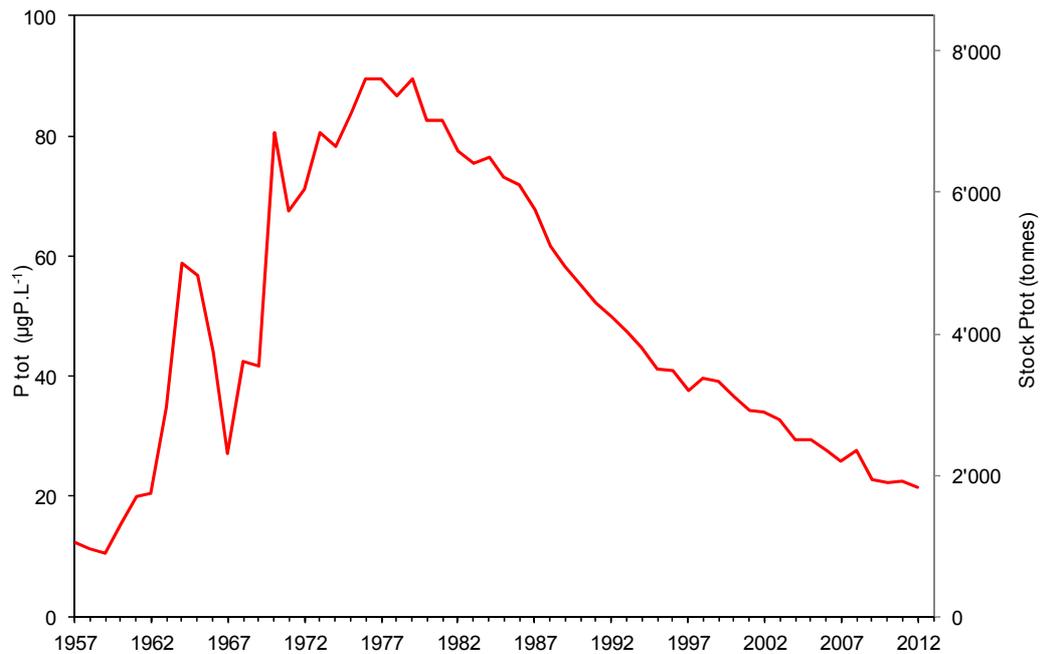


Figure 23 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et du stock de phosphore total contenu dans le Léman de 1957 à 2012 - Grand Lac (SHL2).

Figure 23 : Change in weighted mean annual total phosphorus concentration and total phosphorus content of the lake Geneva from 1957 to 2012 - Grand Lac (SHL2).

6.3 Azote nitrique et azote total

Les concentrations moyennes en azote total et en azote nitrique sont du même ordre que l'année précédente. En 2012, la concentration moyenne en azote total est de $0.57 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$, soit un stock de 48'710 tonnes de N. La concentration moyenne en azote nitrique est de $0.46 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$, soit $2.04 \text{ mgNO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ (la norme d'eau de consommation en Suisse est de $40 \text{ mgNO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ et en France de $50 \text{ mgNO}_3\cdot\text{L}^{-1}$).

Les années 2011 et 2012 présentent les plus faibles valeurs observées depuis le début des années 1980 (figure 24).

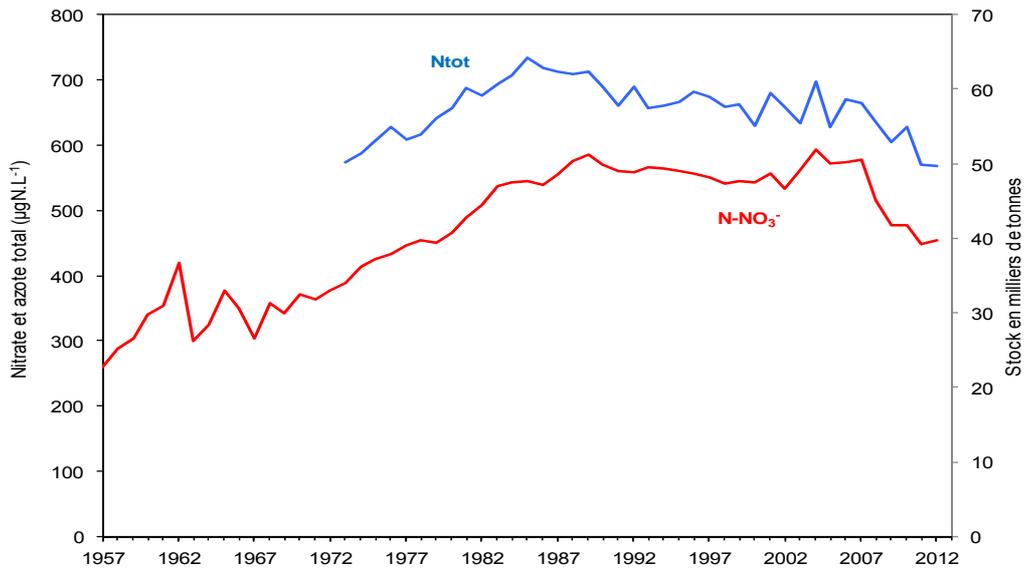


Figure 24 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et des stocks d'azote total et d'azote nitrique contenus dans le Léman de 1957 à 2012, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 24 : Change in the weighted mean annual total nitrogen concentration, in the total nitrogen content and the nitric content of the lake Geneva from 1957 to 2012, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

6.4 Chlorure

Depuis le début des mesures du chlorure dans le Léman en 1971 ($2.73 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), la teneur du Grand Lac en chlorure est en augmentation quasi linéaire de 2 % par an. Entre 2005 et 2008, nous avons observé un léger ralentissement de l'évolution, mais depuis 2009, le stock en chlorure augmente et atteint en 2012 $819'208$ tonnes soit $9.56 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, contre $9.37 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ en 2011 (figure 25). La concentration moyenne des apports par les affluents du Léman atteint $9.82 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ cette année (KLEIN, 2013). Si les apports n'évoluent pas de manière importante, la concentration moyenne du lac atteindra progressivement la concentration moyenne des apports.

L'étude menée par GUMY et De ALENCASTRO (2001) indiquait que les concentrations du chlorure observées dans le Léman sont très inférieures aux valeurs toxiques citées dans la littérature. Elle montrait également que les principales sources du chlorure sont majoritairement l'industrie et les sels de déneigement.

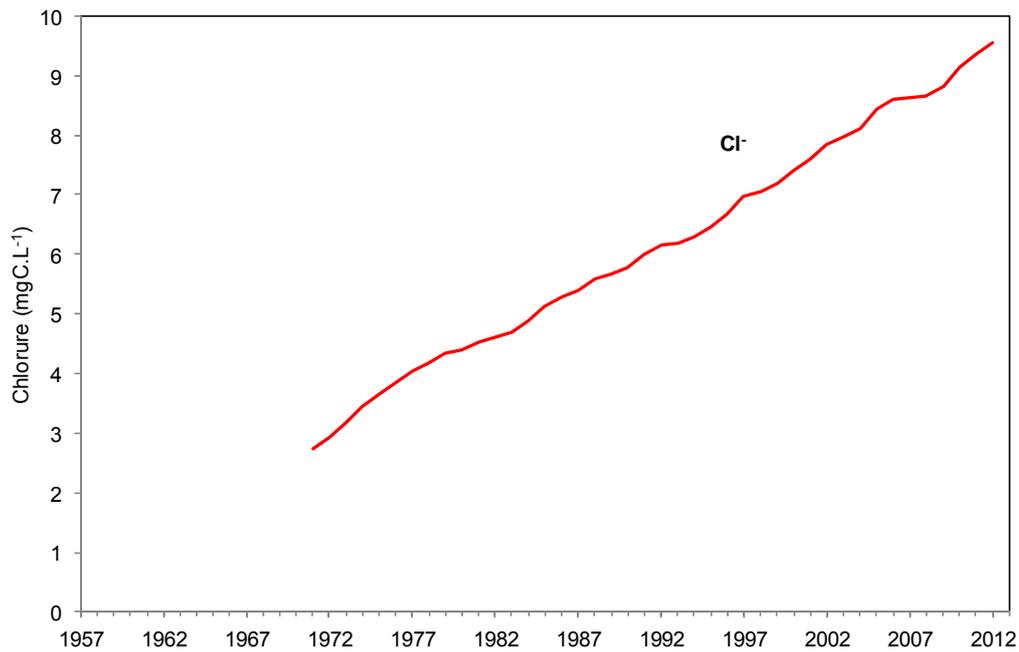


Figure 25 : Evolution de la concentration moyenne annuelle en chlorure, pondérée pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1971 à 2012, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 25 : Change in the weighted mean annual concentration of chloride in the entire mass of the water of the lake from 1971 to 2012, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

7. CONCLUSIONS

L'année climatique 2012 sur les rives du Léman peut être considérée comme une année chaude et un peu humide, avec 11.1°C et 1'092.3 mm de précipitations en moyenne d'inter-stations. L'insolation est supérieure à la moyenne 1980-2010 (2'008 au lieu de 1'836h). Le rayonnement global est lui aussi supérieur à la moyenne 1980-2010 (4'747 au lieu de 4'390 MJ·m⁻²). L'année 2012 peut être considérée comme moyennement venteuse.

Seul le mois de février se démarque comme étant un mois sec et (très) froid.

En ce qui concerne l'évolution physico-chimique des eaux du Léman, on retiendra que :

- L'année 2012 est exceptionnelle avec un brassage complet de la colonne d'eau du lac. Les nutriments ont été complètement redistribués à partir du fond du lac et les couches profondes ont été complètement réoxygénées. Cependant la concentration en phosphore lors du brassage n'est pas significativement élevée par rapport aux années précédentes du fait du relargage limité en fin 2011.
- Les consommations des ions orthophosphate (phosphore réactif soluble) et silice sont très importantes dès le mois de mars et se poursuivent toute l'année jusqu'à l'état de trace dans les couches épilimniques.
- Les phénomènes de relargage du phosphore et de réduction de l'azote en fin d'année sont exceptionnellement limités du fait de la concentration encore importante d'oxygène au fond du lac.
- Le stock en phosphore total sur toute la colonne a légèrement diminué après quelques années de stabilité : en 2012 la concentration moyenne est de 21.6 µgP·L⁻¹.
- Le stock en chlorure continue son augmentation après un léger ralentissement ces dernières années.
- Comme en 2011, le stock en azote total est faible par rapport au reste de la chronique.

BIBLIOGRAPHIE

- BLANC, P., PELLETIER, J.P. et MOILLE, J.P. (1993) : Variabilité spatiale et temporelle des paramètres physico-chimiques et biologiques dans l'eau du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1992, 113-162 et 162b-162p.
- GUMY, D. et de ALENCASTRO, L.F. (2001) : Origine de la pollution du Léman par le chlorure. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, 261-278.
- KLEIN, A. (2013) : Apports par les affluents au Léman et au Rhône à l'aval de Genève. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2012, 120-140.
- LAZZAROTTO, KLEIN, A., (2012) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2012, 16-41.
- OEaux (1998) : Ordonnance sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (Suisse).
- LAINE, L. et PERGA, M.-E. (2013) : Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2012, 98-108.
- REDFIELD, A.C. (1958) : The biological control of chemical factors in the environment. American Scientist, Vol. 46, N°3, pp. 205-221
- RIMET, F. (2013) : Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2012, 82-93.
- STRAWCZYNSKI, A. (2013) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2012, 183-192.
- TADONLEKE, R.D. (2013) : Production primaire et biomasse chlorophyllienne dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2012, 94-101.

ANNEXES

ANNEXE 1

Tableau 2 : Concentrations moyennes pondérées - Léman (Grand Lac - SHL2).
Table 2 : Mean weighted concentrations – Lake Geneva (Grand Lac – SHL2).

Année	Oxygène mg·L ⁻¹	P tot. µgP·L ⁻¹	PO ₄ µgP·L ⁻¹	Ntot. µgN·L ⁻¹	Nmintot µgN·L ⁻¹	NH ₄ µgN·L ⁻¹	NO ₂ µgN·L ⁻¹	NO ₃ µgN·L ⁻¹	Cl mgCl·L ⁻¹	C.O.P µgC·L ⁻¹	Npartic µgN·L ⁻¹	Ppartic µgP·L ⁻¹	Transpar 12 mois (en m)	Transpar mai-sept (en m)
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	93.8	14.1	2.3	6.70	4.86
2004	9.10	29.5	26.1	698	609	2.0	1.3	605	8.12	94.6	14.9	2.5	7.14	5.95
2005	9.28	29.4	24.1	628	589	2.4	1.6	585	8.44	138.2	22.0	3.0	6.17	5.39
2006	9.80	27.7	22.6	671	591	2.5	1.2	587	8.61	107.5	18.6	2.4	7.01	6.57
2007	8.99	25.7	20.9	665	594	2.7	1.0	590	8.63	114.7	17.6	2.3	6.23	5.11

2008	8.86	27.6	21.4	635	531	3.3	1.5	526	8.65	103.4	11.9	2.1	8.13	6.30
2009	9.30	22.8	19.3	605	492	3.1	1.1	488	8.81	113.9	10.9	1.8	7.90	6.41
2010	9.18	22.4	19.3	628	503	3.0	2.0	498	9.15	110.0	8.7	2.0	8.22	6.41
2011	8.96	22.6	19.7	570	463	4.1	1.4	457	9.37	86.6	9.7	2.1	7.50	7.32
2012	9.25	21.6	16.9	568	471	5.4	2.5	463	9.56		10.1	2.6	5.9	4.2

* : valeur interpolée

Tableau 3 : Stocks en tonnes - Léman (Grand Lac - SHL2).
Table 3 : Total content in metric tons - Lake Geneva (Grand Lac - SHL2).

Année	Oxygène Tonnes	P tot. Tonnes	P-PO ₄ Tonnes	N tot. Tonnes	Nmintot Tonnes	N-NH ₄ Tonnes	N-NO ₂ Tonnes	N-NO ₃ Tonnes	Cl Tonnes	C.O.P. Tonnes	P partic Tonnes	N partic 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
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	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	48'710	463	212	39'655	819'208		224	868

* : valeur interpolée

Tableau 4 : Incertitudes élargies* des principales analyses physico-chimiques.
 Table 4 : Expanded uncertainties of main physical and chemical analyses.

Paramètre	Unité	Incertitude élargie U (%)
NO ₃	mgN·L ⁻¹	6 %
NO ₂	mgN·L ⁻¹	6 %
NH ₄	mgN·L ⁻¹	6 %
Ntotal	mgN·L ⁻¹	6 %
PO ₄	µgP·L ⁻¹	6 %
Ptotal	µgP·L ⁻¹	7 %
TOC	mgC·L ⁻¹	4 %
Ca	mg·L ⁻¹	3 %
K	mg·L ⁻¹	4 %
Mg	mg·L ⁻¹	4 %
Na	mg·L ⁻¹	5 %
Cl	mg·L ⁻¹	5 %
SO ₄	mg·L ⁻¹	3 %

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

DONNEES MÉTÉOROLOGIQUES

WEATHER

CAMPAGNE 2012

PAR

Philippe QUETIN

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

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 les mêmes que ceux analysés lors des années précédentes : 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 2012, à part le mois de février (particulièrement froid) et dans une moindre mesure juillet, septembre, octobre et décembre (pour Genève et Changins), les températures moyennes mensuelles des différentes stations sont supérieures à leur moyenne inter-stations sur la période 1981 - 2012. (tableau 1.1, figure 1.1).

Tableau 1.1 : Température moyenne mensuelle de l'air à chaque station en 2012 (°C).

Table 1.1 : Mean monthly air temperature for each station in 2012 (°C).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1981-2010
Janvier	2.9	3.0	4.0	4.1	2.2
Février	-2.1	-2.0	-1.4	-0.8	2.9
Mars	8.6	9.2	9.8	8.4	6.5
Avril	10.2	9.6	10.0	10.4	9.9
Mai	15.1	14.7	15.2	15.0	14.4
Juin	19.1	18.2	18.8	19.2	17.7
Juillet	19.8	19.5	19.8	20.2	20.1
Août	20.7	20.5	21.1	21.1	19.7
Septembre	15.5	15.6	16	16.1	15.8
Octobre	11.2	11.2	11.8	12.2	11.5
Novembre	7.0	6.8	7.5	7.7	6.0
Décembre	3.0	2.6	3.5	4.2	3.3
Moyenne annuelle	10.9	10.7	11.3	11.5	10.8

En 2012, la température moyenne annuelle inter-stations est de 11.1°C, soit 0.7 °C de moins par rapport à 2011. Avec cette température, l'année 2012 se classe au 10^e rang (la plus chaude étant 1994 avec 11.9°C) de la période 1981 - 2012. (tableau 1.2, figure 1.2).

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

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

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

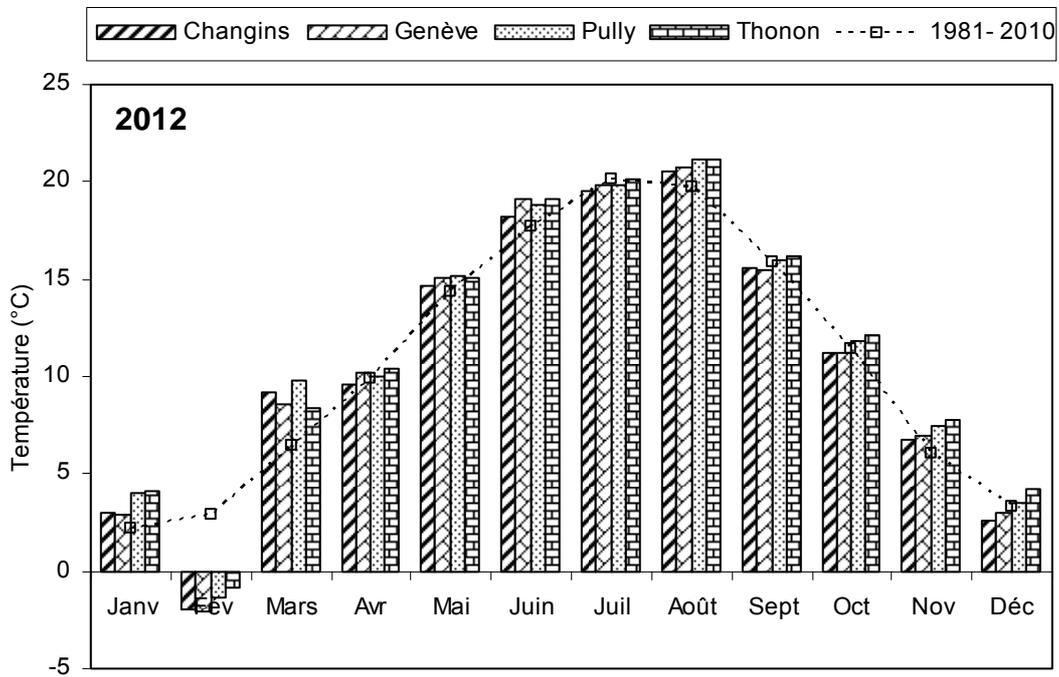


Figure 1.1 : Moyenne mensuelle de la température de l'air de chaque station en 2012 (histogramme) et celle de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 1.1 : Mean monthly air temperature at each station in 2012 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

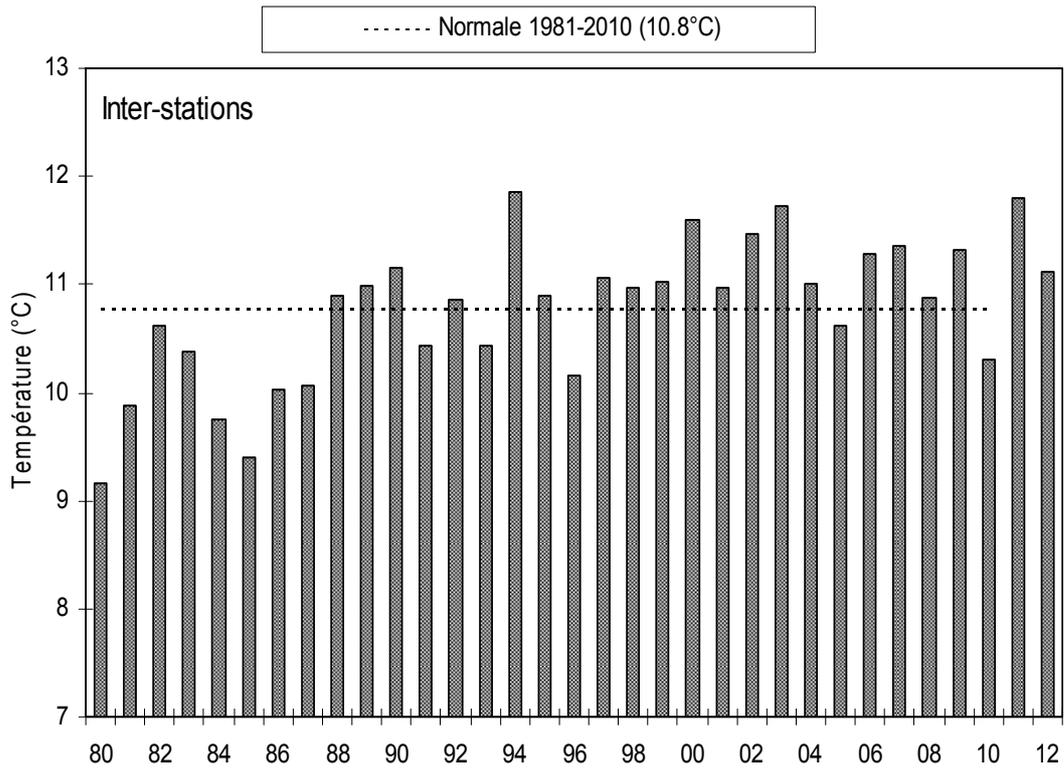


Figure 1.2 : Température moyenne annuelle de l'air pour l'inter-station (°C).

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

3. PLUVIOMÉTRIE

La pluviométrie de l'année 2012 sur le bassin lémanique est de 1'092.3 mm, légèrement supérieure à la moyenne inter-stations (1'006.7 mm) relevée sur les 4 stations entre 1981 et 2010. Pully est la station la plus arrosée avec 1'160.3 mm. Genève avec 970 mm a les précipitations les moins importantes (tableau 2.1, figure 2.1).

Les mois de février et mars sont particulièrement secs. Par contre les mois de novembre et décembre sont eux excédentaires, ce qui donne pour l'année 2012 un excédent de 8.5% par rapport à la normale 1981 - 2010.

Tableau 2.1 : Pluviométrie mensuelle (mm) à chaque station en 2012.

Table 2.1 : Monthly rainfall (mm) at each station in 2012.

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1981-2010
Janvier	82.4	81.7	74.4	53.5	72.9
Février	0.4	0.9	6.3	1.5	60.8
Mars	13.7	12.7	23.6	22.5	68.5
Avril	112.2	138.5	134.7	121.5	73.5
Mai	76.4	101.7	66.0	80.5	92.8
Juin	95.0	136.9	143.1	109.5	94.3
Juillet	45.8	59.6	90.4	67.5	83.8
Août	81.7	77.8	84.2	141.5	86.6
Septembre	77.5	82.9	102.2	100.5	99.0
Octobre	49.8	63.9	91.5	82.0	102.5
Novembre	180.7	199.3	183.0	210.0	83.0
Décembre	154.7	167.0	160.9	125.0	88.9
Total annuel	970.3	1'122.9	1'160.3	1'115.5	1'006.7

En inter-stations, l'année 2012 se classe au 8e rang de la chronologie pluviométrique 1981-2012 (le 1er étant 2001 avec 1'298 mm, le dernier étant 1989 avec 661 mm) (tableau 2.2, figure 2.2).

Tableau 2.2 : Pluviométrie annuelle de l'inter-stations (mm).

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

Années	Pluviométrie total annuel	Années	Pluviométrie total annuel
1981	1'082.8	1997	1'022.9
1982	1'037.5	1998	924.6
1983	1'022.3	1999	1'266.0
1984	911.8	2000	1'028.2
1985	957.1	2001	1'298.7
1986	964.2	2002	1'169.5
1987	1'044.8	2003	760.6
1988	1'078.0	2004	980.0
1989	660.7	2005	775.1
1990	1'093.9	2006	1'069.2
1991	860.3	2007	1'135.7
1992	1'057.8	2008	1'047.8
1993	1'060.5	2009	849.9
1994	1'124.1	2010	815.5
1995	1'194.7	2011	750.1
1996	972.8	2012	1'092.3

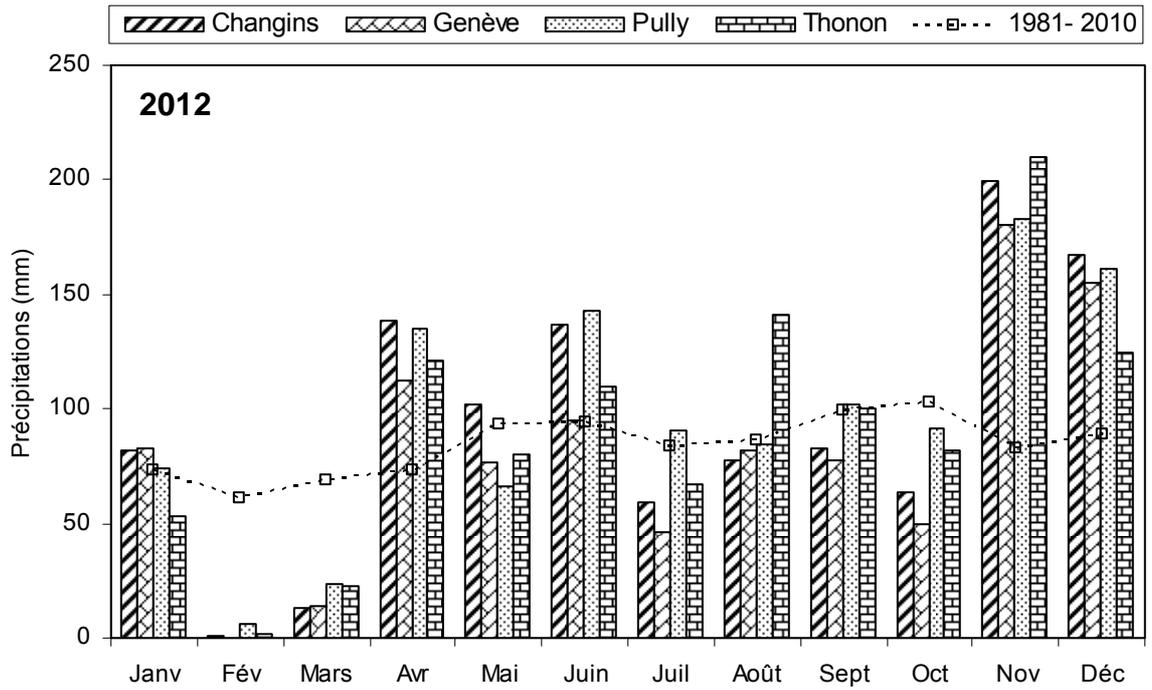


Figure 2.1 : Pluviométrie mensuelle de chaque station en 2012 (histogrammes) et de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 2.1 : Monthly rainfall at each station in 2012 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

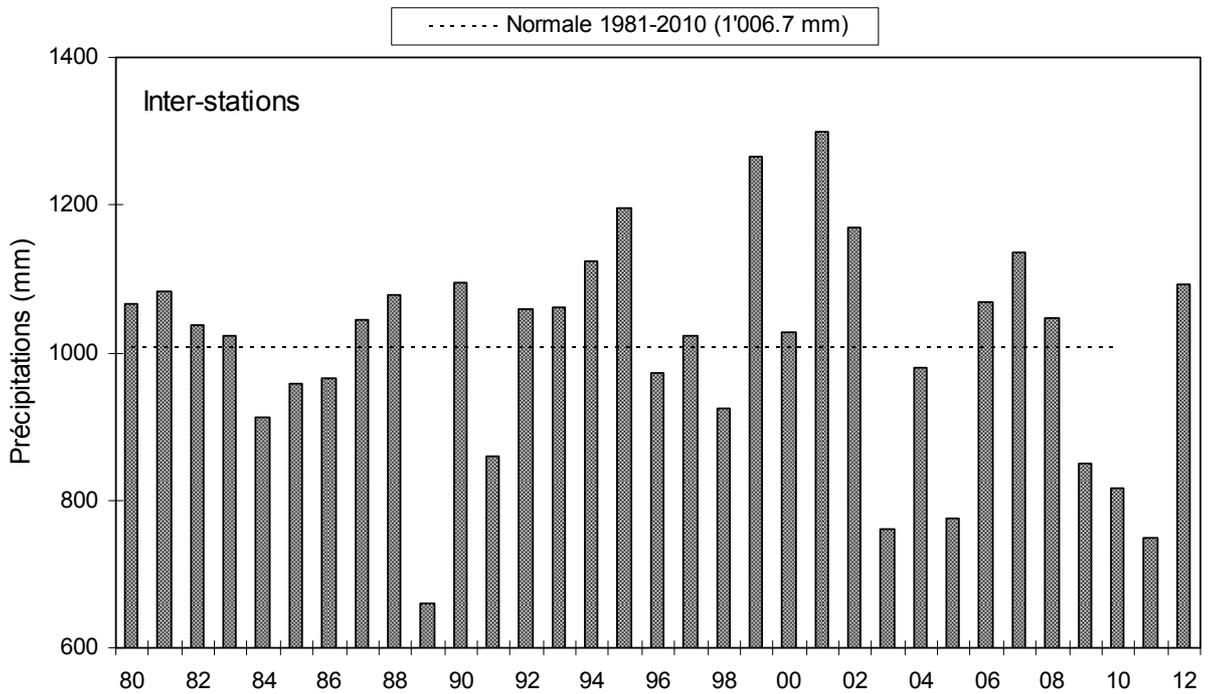


Figure 2.2 : Pluviométrie annuelle pour l'inter-stations (mm).

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

4. INSOLATION

L'insolation est, au sens météorologique, l'exposition d'un objet au rayonnement solaire direct; cette exposition est correctement révélée par la présence d'ombres portées nettement dessinées : on considère alors que la production de telles ombres est possible lorsque l'éclairement de l'objet par le Soleil a une valeur au moins égale à 120 watts par mètre carré, ce qui permet de déterminer à chaque instant s'il y a ou non insolation. On emploie couramment la locution "durée d'insolation" pour désigner la somme des intervalles de temps durant lesquels un objet fixe est soumis à insolation au cours d'une période donnée que l'on choisit, sauf indication contraire, comme égalant un jour entier, soit 24 heures à partir de minuit.

Le terme insolation est donc associé à la luminosité du disque solaire par rapport au fond de lumière diffuse du ciel. Ce critère est tout d'abord visuel plutôt qu'énergétique. Pour permettre les comparaisons des données acquises dans les différentes stations météo, l'Organisation mondiale de météorologie

(OMM) a fixé depuis 1981 le seuil énergétique de l'insolation à 120 W m^{-2} (Guyot 1997).

Au mois de février et mars les insolutions relevées sont très supérieures à la moyenne de la période 1981-2010 (+60h, +110h), contrairement à avril (-60h). (tableau 3.1, figure 3.1).

Tableau 3.1 : Insolation mensuelle à chaque station en 2012 (h).

Table 3.1 : Monthly insolation at each station in 2012 (h).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1981-2010
Janvier	61.1	65.3	63.9	40.2	62.4
Février	142.1	188.9	177.7	112.3	90.7
Mars	266.7	274.9	280.1	240.7	156.4
Avril	112.4	114.4	118.7	146.9	182.1
Mai	251.3	252.7	254.5	275.1	208.1
Juin	230.0	225.9	218.7	256.8	236.7
Juillet	267.4	276.7	254.2	279.0	258.6
Août	274.0	277.5	274.3	261.9	236.8
Septembre	150.1	164.4	167.4	160.6	183.6
Octobre	95.0	111.9	104.9	110.8	120.0
Novembre	49.9	59.9	74.7	54.6	69.2
Décembre	39.4	56.9	50.9	45.9	49.8
Total annuel	1'939.4	2'069.4	2'040.0	1'984.8	1'854.4

L'année 2012 avec une moyenne inter-stations de 2'008 heures est une année relativement ensoleillée. Elle se classe 6^e sur la période 1981 - 2012 (la 1^e étant 2003 avec 2'290 h, la dernière étant 1987 avec 1'442 h) (tableau 3.2, figure 3.3).

Tableau 3.2 : Insolation annuelle de l'inter-stations (h).
Table 3.2 : Annual insolation at the inter-stations (h).

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

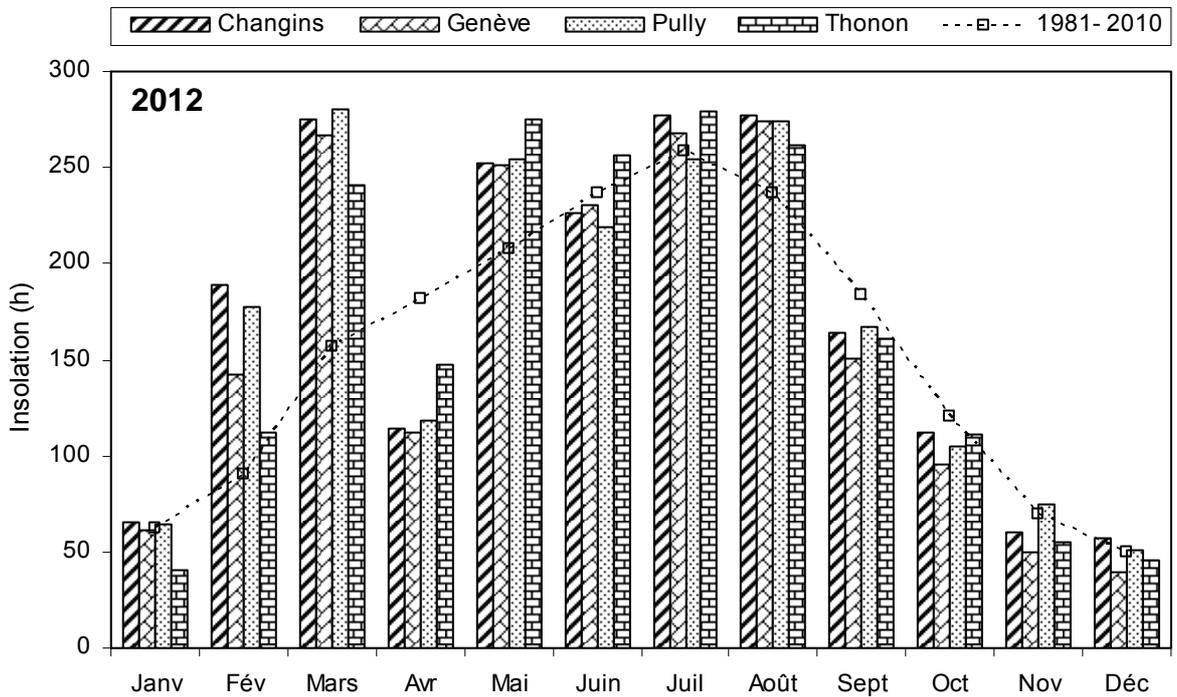


Figure 3.1 : Moyenne mensuelle de l'insolation de chaque station en 2012 (histogramme) et celle de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 3.1 : Monthly insolation at each station in 2012 (histogram), and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

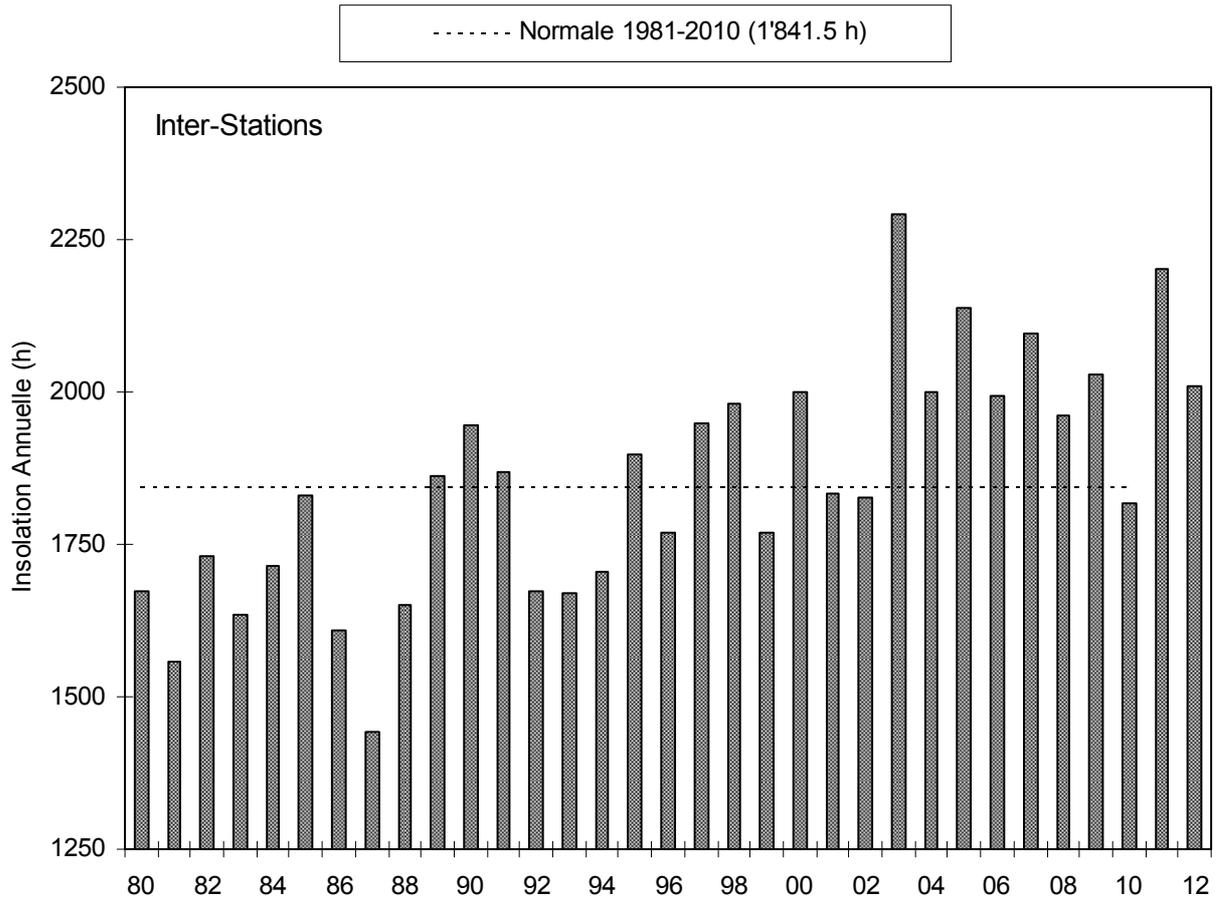


Figure 3.2 : Insolation annuelle de l'inter-stations.
Figure 3.2 : Annual insolation at the inter-stations.

5. RAYONNEMENT

Définition: Le rayonnement global est composé de l'éclairement solaire direct et de l'éclairement solaire diffus provenant du ciel. La mesure est effectuée par des pyrromètres, opérant dans le domaine spectral de 0.3 à 3 µm.

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 2012 est de 13.0 MJ·m⁻²·d⁻¹.

Tableau 4.1 : Rayonnement global mensuel à chaque station en 2012 (moyenne journalière en MJ·m⁻²·d⁻¹).

Table 4.1 : Global monthly solar irradiation at each station in 2012 (mean daily irradiation in MJ·m⁻²·d⁻¹).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1981-2010
Janvier	3.7	3.8	3.8	2.8	3.6
Février	9.0	9.8	9.4	7.1	6.5
Mars	16.2	15.8	15.6	14.7	11.2
Avril	14.3	13.6	14.2	13.3	15.6
Mai	22.6	22.3	22.0	21.6	18.8
Juin	22.6	22.0	20.7	21.7	21.3
Juillet	22.5	23.0	21.6	22.0	21.3
Août	20.3	20.6	20.3	19.6	18.2
Septembre	12.9	13.1	13.2	12.3	13.4
Octobre	7.7	8.1	7.9	7.4	7.9
Novembre	3.9	4.1	4.9	3.8	4.3
Décembre	2.8	3.4	3.1	2.7	2.9
Moyenne annuelle	13.2	13.3	13.1	12.4	12.1

Pour l'inter-stations en 2012, le rayonnement global annuel obtenu est de 4'746.9 MJ·m⁻², ce qui classe l'année 2012, 5^e sur la période 1981–2012 (tableau 4.2, figure 4.2).

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

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

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

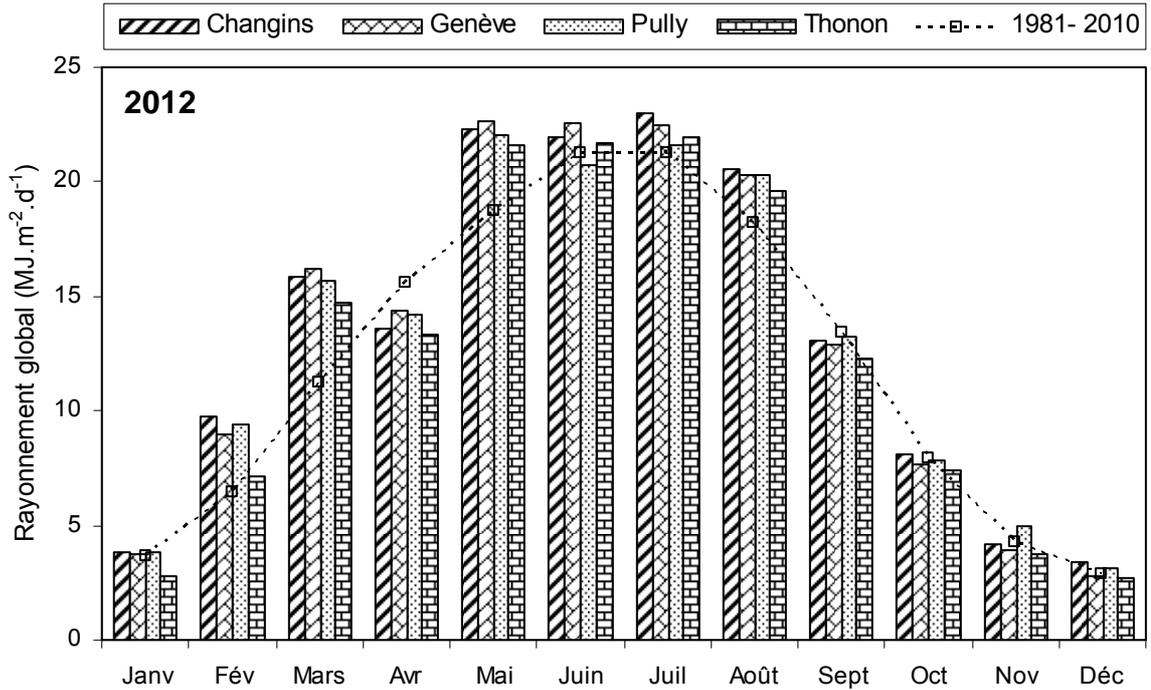


Figure 4.1 : Moyenne mensuelle du rayonnement global de chaque station en 2012 (histogrammes) et de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 4.1 : Mean monthly global solar irradiation at each station in 2012 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

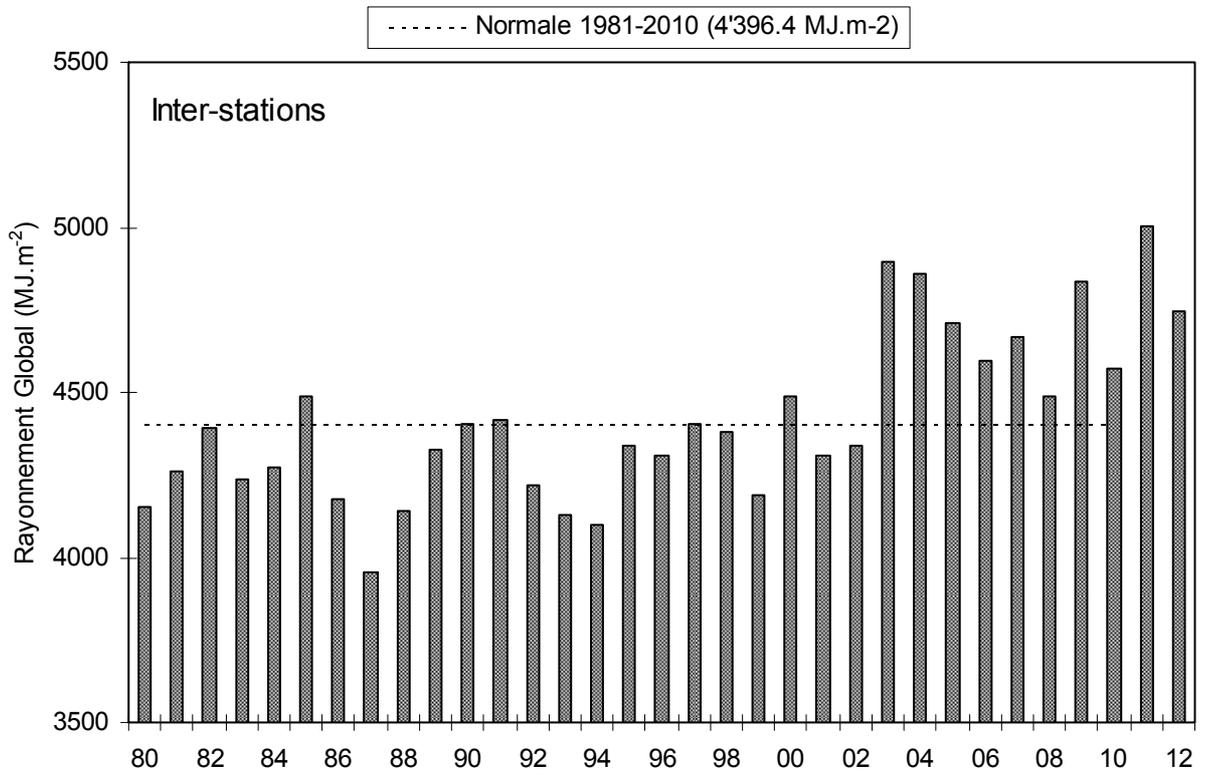


Figure 4.2 : Rayonnement global annuel de l'inter-stations (MJ·m-2).

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, à part les mois de février et avril (dans une moindre mesure), les vitesses moyennes du vent des autres mois de l'année 2012 sont moins élevées que la moyenne de la période 1981 - 2010 (tableau 5.1, figure 5.1 et tableau 5.2).

Tableau 5.1 : Moyenne mensuelle de la vitesse du vent en 2012 (m·s⁻¹)

Table 5.1 : Mean monthly wind speeds in 2012 (m·s⁻¹).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Changins 1981-2010
Janvier	2.2	2.8	1.4	1.6	2.4
Février	3.9	4.2	2.2	3.3	2.8
Mars	2.8	2.8	1.7	1.2	3.3
Avril	3.6	3.3	1.7	2.0	3.3
Mai	2.5	2.5	1.7	1.2	2.8
Juin	2.5	2.2	1.4	1.1	2.8
Juillet	2.5	2.5	1.7	1.6	2.7
Août	1.7	1.9	1.4	0.9	2.6
Septembre	2.5	2.5	1.4	1.5	2.6
Octobre	1.9	1.9	1.4	1.5	2.4
Novembre	2.2	1.9	1.4	1.5	2.5
Décembre	2.5	2.5	1.7	1.4	2.6
Moyenne annuelle	2.6	2.6	1.6	1.6	2.7

Pour l'année 2012 à Changins, il a été enregistré 29 jours de vent fort (> 5 m·s⁻¹) dont pratiquement un tiers de ceux-ci au mois de février (figure 5.2). Le maximum de vent moyen journalier a été relevé pour l'année 2012 le 10 février (avec 11.36 m·s⁻¹). De plus, il y a eu en 2012, 4 jours où la vitesse du vent a été enregistrée à 4.99 m·s⁻¹ (que l'on peut intégrer au nombre de jours à vent fort, car les données de vent sont fournies arrondies et en km/h).

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

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

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

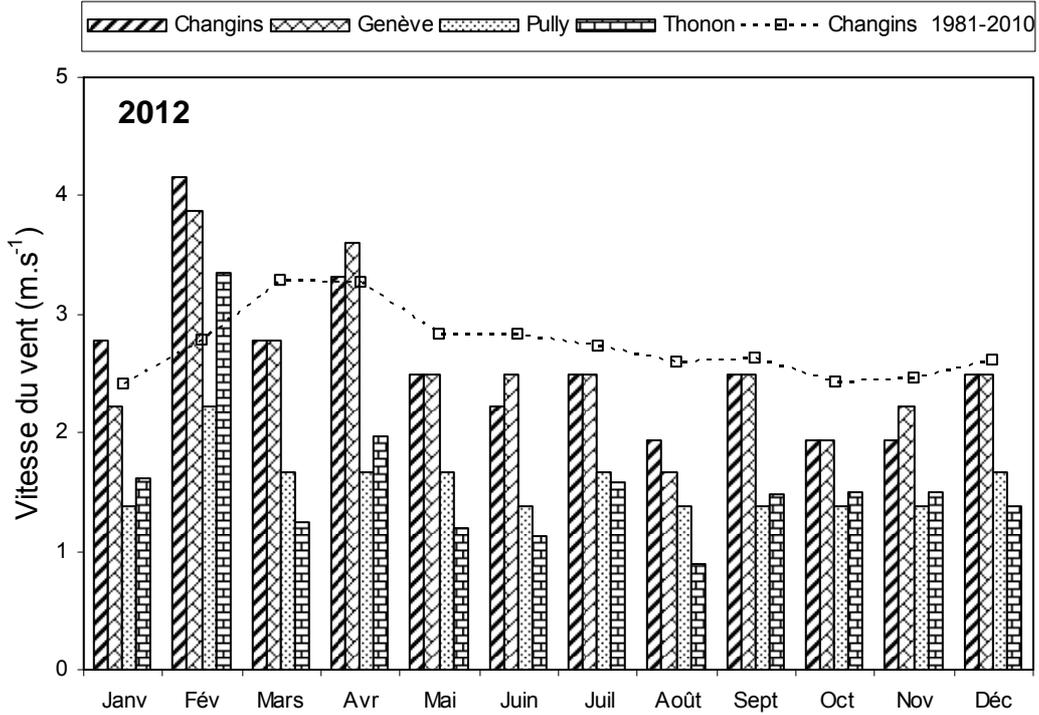


Figure 5.1 : Moyenne mensuelle de la vitesse de vent de chaque station en 2012 (histogramme) et celle de Changins pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 5.1 : Mean monthly wind speeds at each station in 2012 (histogram), and at Changins for the period 1981 - 2010 (curve).

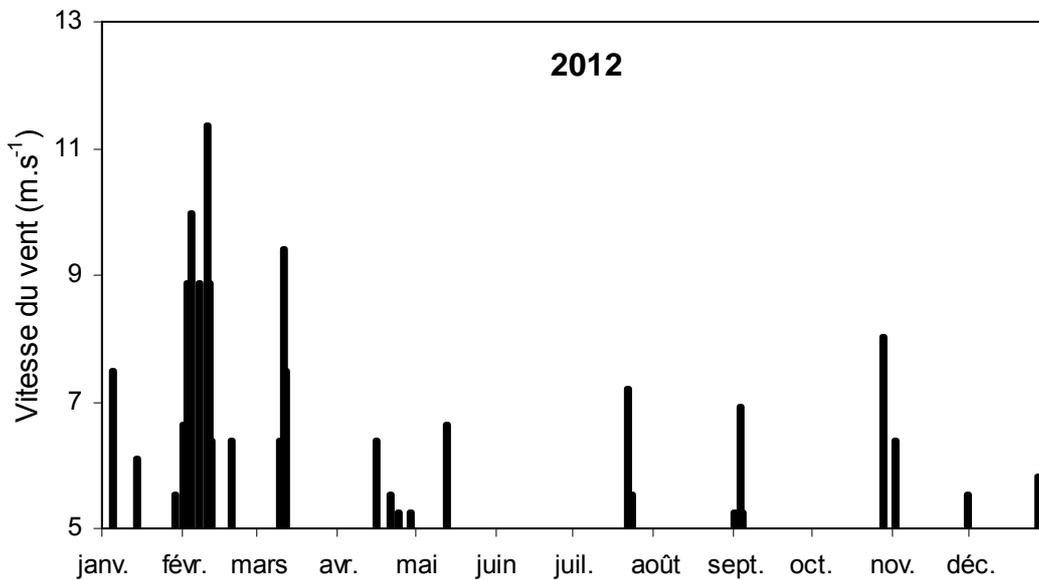


Figure 5.2 : Répartition annuelle (en 2012) des vents forts (> 5 m.s-1) à Changins.

Figure 5.2 : Annual distribution (in 2012) of strong winds (> 5 m.s-1) at Changins.

MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES EAUX DU LÉMAN

METALS AND ORGANIC MICROPOLLUTANTS IN GENEVA LAKE WATERS

CAMPAGNE 2012

PAR

Didier ORTELLI et 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

Stéphan RAMSEIER GENTILE

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

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. Les concentrations en pesticides totaux dans le lac se stabilisent depuis 2008 et oscillent entre 0.1 et 0.2 µg/L. Seule une substance fait état de teneurs en nette augmentation depuis 2009 : le métalaxyl. Les causes de cet accroissement ainsi que l'origine de ce fongicide restent inconnues à ce jour. Toutefois, les concentrations individuelles de chaque pesticide 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).

ABSTRACT

The monitoring program for Lake Geneva confirms the results of previous years. The heavy metal concentrations remained stable and relatively low. They comply fully with the requirements for drinking water. Concentrations of total pesticides in the lake have stabilized since 2008, ranging between 0.1 and 0.2 µg/L. Only one substance gave surprising results: metalaxyl. Concentrations of metalaxyl have been increasing steadily since 2009 without any explanation about the source. All individual concentrations measured have remained well below those required for drinking water (0.1 µg / L per compound, and 0.5 µg/L for all compounds).

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 simple. Chaque année, la CIPEL réalise un programme d'analyses pour la recherche de micropolluants dans le lac car ce dernier représente un milieu stable (intégrant la pollution) et adéquat pour une bonne visualisation des pollutions.

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 différentes profondeurs, après brassage éventuel des eaux (printemps) et en période de stratification (automne). Le prélèvement du printemps a été effectué le 8 mars 2012 et celui d'automne le 11 octobre 2012 (LAZZAROTTO et KLEIN, 2012).

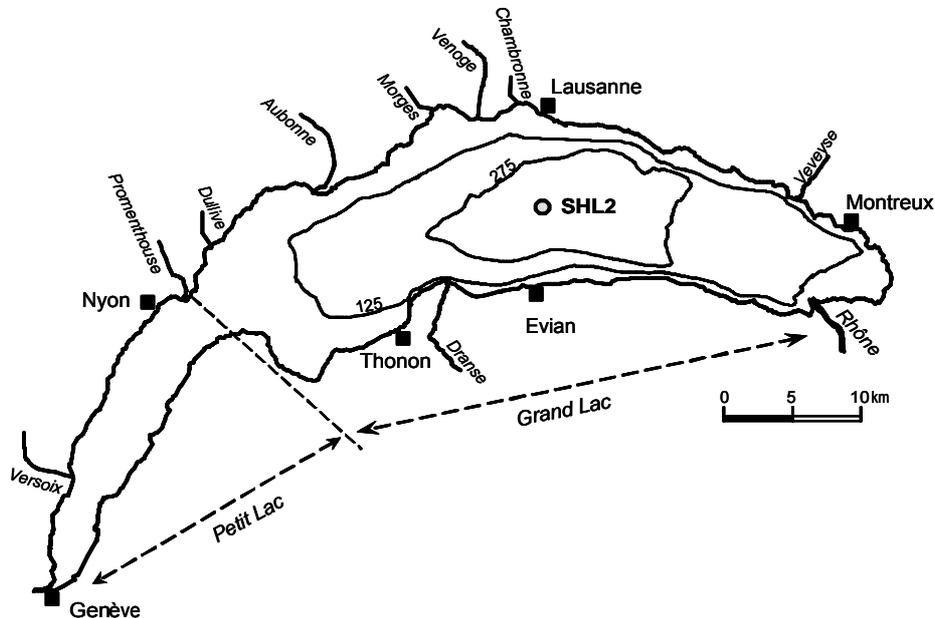


Figure 1 : Situation du point de prélèvement - station SHL2.

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

4 échantillons ont été prélevés pour analyses de métaux lourds (plomb, cadmium, chrome, cuivre et mercure) :

Métaux :	08.03.2012 :	mélange 1 :1 des niveaux 1 m et 30 m
Métaux :	08.03.2012 :	mélange 1 :1 des niveaux 200 m et 305 m
Métaux :	11.09.2012 :	mélange 1 :1 des niveaux 1 m et 30 m
Métaux :	11.09.2012 :	mélange 1 :1 des niveaux 200 m et 305 m

8 échantillons ont été prélevés pour analyses de pesticides ainsi que de quelques résidus de médicaments :

Pesticides :	08.03.2012	prélèvements à SHL2 à 1, 30, 100 et 305 m
Pesticides :	11.09.2012	prélèvements à SHL2 à 1, 30, 100 et 305 m

3. MÉTHODOLOGIE

3.1 Analyses chimiques

Métaux

Les analyses de métaux 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. Il s'agit donc d'un dosage de métaux totaux.

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 à celle de 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

Huit principes actifs médicamenteux d'intérêt car synthétisés ou formulés sur les sites industriels situés dans le bassin versant du Rhône valaisan ont été rajoutés à la méthode de dosage des pesticides.

3.2 Contrôles

Le laboratoire ayant réalisé les analyses est accrédité 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'intercalibration dont, entre autres, celles organisées par la CIPEL. Les résultats des inter-calibrations organisées par la CIPEL en 2012 font l'objet du rapport de STRAWCZYNSKI (2013) au sein du présent document.

4. MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU LÉMAN

4.1 Métaux (Tableaux 1 et 2)

Les concentrations mesurées en métaux lourds sont stables par rapport aux années précédentes. Les teneurs totales en éléments métalliques toxiques (mercure, plomb, cuivre, cadmium et chrome) demeurent faibles et respectent les valeurs de références pour l'eau potable ainsi que les exigences relatives à la qualité des eaux pour les lacs et cours d'eau (Ordonnance suisse sur la protection des eaux (OEaux), Directive 2008/105/CE du parlement européen et du Conseil établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau et Circulaire 2007/23 du Ministère français de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire définissant des normes de qualité environnementales provisoires des 41 substances chimiques impliquées dans l'évaluation de l'état chimique des masses d'eau ainsi que des substances pertinentes du programme national de réduction des substances dangereuses dans l'eau).

Tableau 1 : Campagne du 8 mars 2012. Léman - Grand Lac (Station SHL 2).

Table 1 : Survey done on 8 March, 2012. Lake Geneva - Grand Lac (SHL 2).

Profondeur (m)	Plomb (µg/L)	Cadmium (µg/L)	Chrome (µg/L)	Cuivre (µg/L)	Mercure (µg/L)
mélange 1 et 30 m	< 0.5	< 0.02	< 0.1	0.6	< 0.1
mélange 200 et 305	< 0.5	< 0.02	< 0.1	0.6	< 0.1

Tableau 2 : Campagne du 11 septembre 2012. Léman - Grand Lac (Station SHL 2).
 Table 2 : Survey done on 11 September 2012. Lake Geneva - Grand Lac (SHL 2).

Profondeur (m)	Plomb ($\mu\text{/L}$)	Cadmium ($\mu\text{/L}$)	Chrome ($\mu\text{g/L}$)	Cuivre ($\mu\text{g/L}$)	Mercure ($\mu\text{g/L}$)
mélange 1 et 30 m	< 0.5	< 0.02	0.2	1.4	< 0.1
mélange 200 et 305 m	< 0.5	< 0.02	0.2	1	< 0.1

4.2 Pesticides (phytosanitaires) (figures 2 et 3)

Les valeurs en pesticides totaux mesurés dans le lac en 2012 s’inscrivent dans la continuité de ce qui est observé depuis 2008. Les concentrations totales de pesticides oscillent entre 0.1 et 0.2 $\mu\text{g/L}$ quelle que soit la profondeur de l'eau analysée (figure 2). Du point de vue de la santé publique, les valeurs mesurées sont donc inférieures aux réglementations suisse et française fixant une valeur maximale à 0.5 $\mu\text{g/L}$ de pesticides totaux pour les eaux de boisson. Il faut toutefois souligner que localement et ponctuellement, 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 et al. 2013).

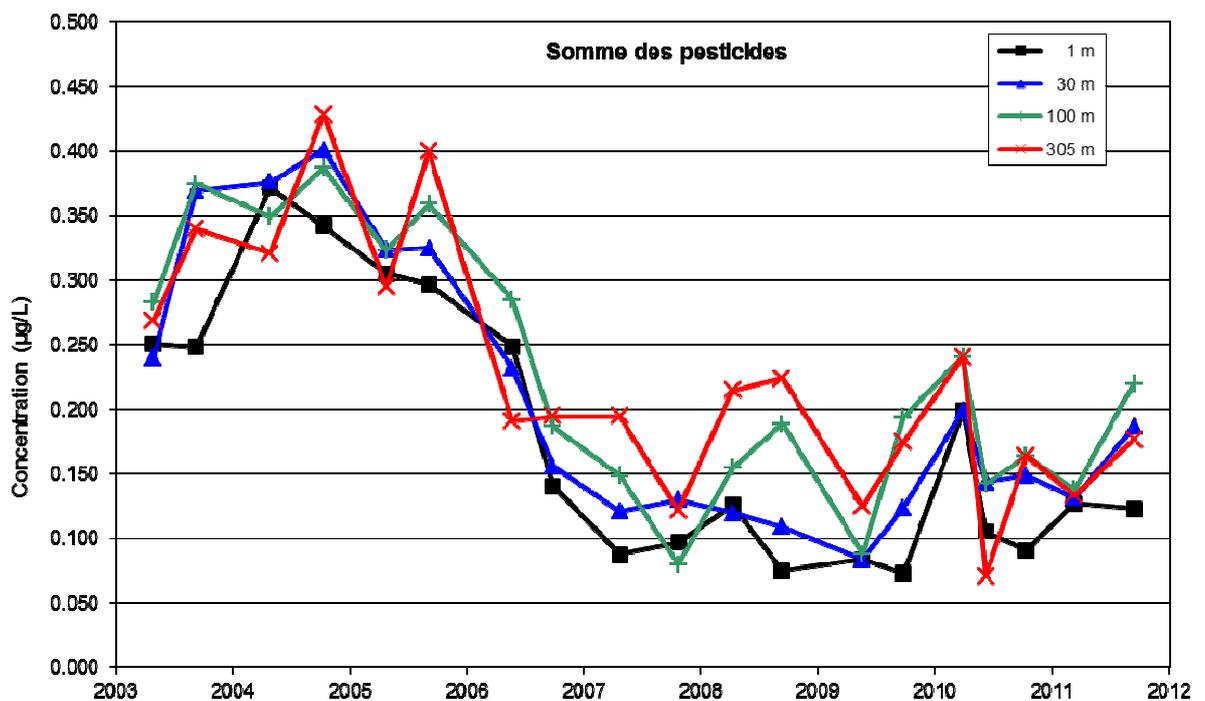


Figure 2 : Evolution des concentrations en pesticides totaux recherchés au centre du Léman (station SHL2) de 2004 à 2012 pour 4 profondeurs.

Figure 2 : Change in the total concentrations of the pesticides surveyed in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2004 and 2012 at 4 depths.

Parmi les 399 substances recherchées, 54 substances différentes (57 en 2011) ont été détectées dans le lac au moins une fois lors des campagnes de mars et septembre. Toutes les concentrations individuelles mesurées demeurent inférieures à 0.1 µg/L qui correspond à la limite maximale autorisée dans les eaux potables pour une substance individuelle.

Sept substances ont été mesurées à des teneurs supérieures à 0.010 µg/L. Il s'agit de 3 métabolites de l'atrazine, de l'amidosulfuron, du métalaxyl, de la simazine et de la terbuthylazine. La figure 3 montre plus spécifiquement l'évolution des concentrations pour les pesticides décelés en plus fortes concentrations (> 0.010 µg/L) entre les campagnes 2004-2012. L'augmentation progressive de la concentration en métalaxyl observée depuis 2009 s'est confirmée en 2012. Malgré les investigations menées, les raisons de cette augmentation n'ont toujours pas pu être déterminées. Aussi, la surveillance spécifique de ce composé se poursuivra. Le métalaxyl a également fait l'objet d'une calibration interlaboratoires organisée par la CIPEL afin de s'assurer qu'il ne s'agissait pas d'un biais analytique. Les premiers résultats semblent montrer que ce n'est pas le cas.

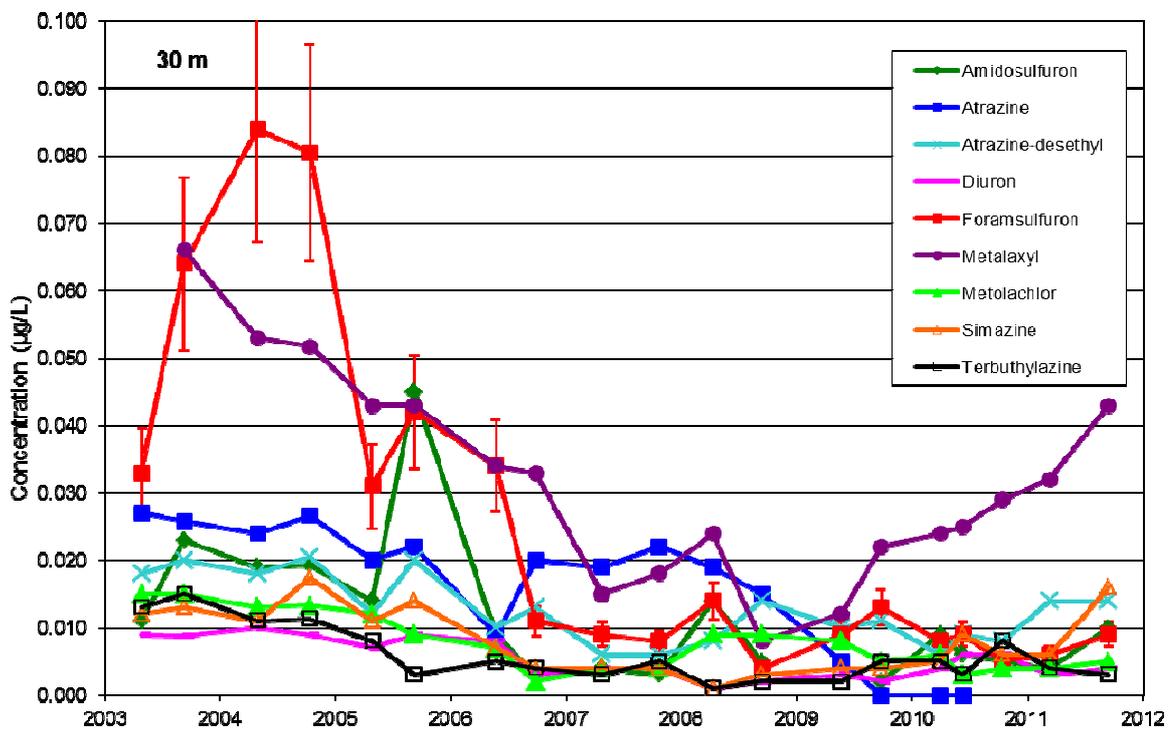


Figure 3 : Evolution des concentrations en divers pesticides au centre du Léman à 30 m (station SHL2) de 2004 à 2012.

Figure 3 : Change in the concentrations of some pesticide at 30 m in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2004 and 2012.

Les résultats détaillés des campagnes de mesures réalisées en 2012 sont donnés dans le tableau 3. Les herbicides sont le plus représentés et plus précisément les composés (principes actifs ou métabolites) de la famille des triazines puisqu'ils représentent à eux seuls entre un tiers et la moitié de la somme des pesticides décelés.

Tableau 3 : Produits phytosanitaires décelés dans le Léman à SHL2 le 8 mars et le 11 septembre 2012
Table 3 : Pesticides detected in Lake Geneva samples at SHL2 of 8 March and 11 September 2012

Concentration en µg/L		08.03.2012				11.09.2012			
Pesticides	Type	1m	30m	100m	305m	1m	30m	100m	305m
Acibenzolar-S-methyl	Fongicide	0.001	0.003	0.001	0.002				
Ametryn	Herbicide	0.001	0.002	0.002	0.002	0.001	0.002	0.002	0.002
Amidosulfuron	Herbicide	0.004	0.004	0.004	0.004	0.005	0.010	0.009	0.011
Atrazine-2-hydroxy	Herbicide	0.003	0.005	0.004	0.004	0.009	0.011	0.013	0.011
Atrazine-desethyl	Herbicide	0.013	0.014	0.014	0.012	0.010	0.014	0.018	0.009
Atrazine-desethyl-2-hydroxy	Herbicide	0.001	0.001	0.001	0.001		0.001		
Atrazine-desethyl-desisopropyl	Herbicide	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.002	0.001
Atrazine-desisopropyl	Herbicide	0.002	0.003	0.003	0.003	0.008	0.005	0.011	0.005
Azoxystrobin	Fongicide	0.001	0.001	0.002	0.001	0.002	0.003	0.001	0.002
Boscalid	Fongicide			0.001					0.001
Butafenacil	Herbicide						0.001		0.002
Carbendazim	Fongicide	0.001	0.001	0.001	0.001		0.001	0.001	0.001
Chlorotoluron	Herbicide	0.002	0.002	0.002	0.003	0.001	0.003	0.004	0.003
Cyclosulfamuron	Herbicide	0.002	0.001	0.002	0.001				
Cyproconazole	Fongicide	0.003	0.003	0.003	0.004	0.002	0.003	0.005	0.005
Dicyclanil	Insecticide		0.001	0.001	0.001				
Dimethachlor	Herbicide	0.001	0.001	0.002	0.001		0.001	0.002	0.001
Dimethoate	Insecticide						0.003		
Dimethomorph	Fongicide			0.001		0.001			
Diuron	Herbicide	0.003	0.003	0.003	0.002	0.003	0.004	0.005	0.003
Ethoxysulfuron	Herbicide	0.002	0.002	0.002	0.002	0.003	0.003	0.002	0.003
Fenarimol	Fongicide	0.001	0.001	0.002	0.002		0.001		0.002
Fensulfthion	Insecticide	0.002					0.003		
Fludioxonil	Fongicide		0.001						
Flutriafol	Fongicide	0.004	0.004	0.004	0.005				
Foramsulfuron	Herbicide	0.005	0.006	0.005	0.004	0.006	0.009	0.007	0.01
Furalaxyl	Fongicide	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.002
Iodosulfuron-methyl	Herbicide	0.003	0.003	0.003	0.003		0.004	0.003	0.005
Isoproturon	Herbicide	0.001	0.001	0.002	0.002		0.002	0.002	0.002
Linuron	Herbicide	0.001		0.001	0.002		0.001		0.001
Mesotrione	Herbicide	0.001		0.001	0.001	0.001	0.002	0.002	0.002
Metalaxyl	Fongicide	0.034	0.032	0.03	0.028	0.021	0.043	0.043	0.048
Methamidophos	Insecticide	0.003	0.003	0.003	0.004			0.005	
Metobromuron	Herbicide	0.002	0.001	0.002	0.002		0.002	0.002	0.002
Metolachlor	Herbicide	0.004	0.004	0.005	0.002	0.001	0.005	0.005	0.004
Metsulfuron-methyl	Herbicide			0.001	0.001		0.001	0.001	
Oxadiargyl	Herbicide						0.002		
Penconazol	Fongicide		0.001		0.001		0.001	0.001	0.001
Penthoat							0.004		
Prometryn	Herbicide	0.002	0.001	0.003	0.002		0.001	0.002	0.001
Propiconazole	Fongicide	0.004	0.004	0.004	0.005	0.002	0.004	0.005	0.004
Propoxur	Insecticide				0.001	0.001			
Propyzamide	Herbicide		0.001		0.001		0.001		
Pymetrozine	Insecticide							0.001	
Sebuthylazine	Herbicide					0.002	0.001	0.002	
Secbumeton	Herbicide				0.001				0.001

Simazine	Herbicide	0.006	0.006	0.006	0.005	0.011	0.016	0.02	0.017
Simazine-2-hydroxy	Herbicide		0.001		0.001		0.001	0.001	0.001
Tebuconazole	Fongicide					0.001	0.001		
Terbumeton	Herbicide	0.001	0.001	0.001	0.001		0.001	0.002	0.001
Terbuthylazine	Herbicide	0.004	0.004	0.005	0.005	0.020	0.003	0.026	0.003
Terbuthylazine-2-hydroxy	Herbicide	0.004	0.004	0.005	0.005	0.005	0.006	0.008	0.006
Terbuthylazine-desethyl	Herbicide	0.002	0.002	0.003	0.002	0.005	0.004	0.005	0.004
Terbutryn	Herbicide	0.001	0.001	0.001	0.001			0.001	
Valifenalate	Fongicide						0.001		
Somme des pesticides		0.127	0.131	0.138	0.133	0.123	0.187	0.22	0.177
Nombre de substances décelées		37	39	40	43	25	43	35	35

4.3 Médicaments (figure 4)

Comme les années précédentes, quelques principes actifs médicamenteux produits dans le bassin versant du Rhône ont été intégrés dans la méthode "pesticides". L'irbesartan a été ajouté à la liste mais celui-ci n'a pas été décelé dans les eaux du lac. Le carisoprodol (relaxant musculaire), la mépivacaine (anesthésique) et la carbamazépine (antiépileptique) restent à des concentrations élevées et du même ordre de grandeur que les années précédentes. Les mesures prises par les autorités valaisannes afin de limiter les rejets industriels ne semblent pas (encore) porter leurs fruits.

Tableau 4 : Médicaments décelés dans le Léman à SHL2 le 8 mars et le 11 septembre 2012.
Table 4 : Drugs detected in the Lake Geneva sampling at SHL2 of 8 March and 11 September 2012.

Conc. en µg/L	08.03.2012				11.09.2012			
	1m	30m	100m	305m	1m	30m	100m	305m
Bupivacaïne	0.004	0.004	0.004	0.004	0.002	0.004	0.004	0.003
Carbamazépine	0.038	0.037	0.034	0.032	0.018	0.031	0.036	0.033
Carisoprodol	0.055	0.052	0.047	0.045	0.043	0.071	0.063	0.081
Chloroprocaine	-	-	-	-	-	-	-	-
Irbesartan	-	-	-	-	-	-	-	-
Mépivacaïne	0.037	0.054	0.047	0.045	0.009	0.031	0.038	0.034
Prilocaine	0.008	0.011	0.01	0.009	0.006	0.012	0.011	0.01
Ticlopidine	-	-	-	-	-	-	-	-

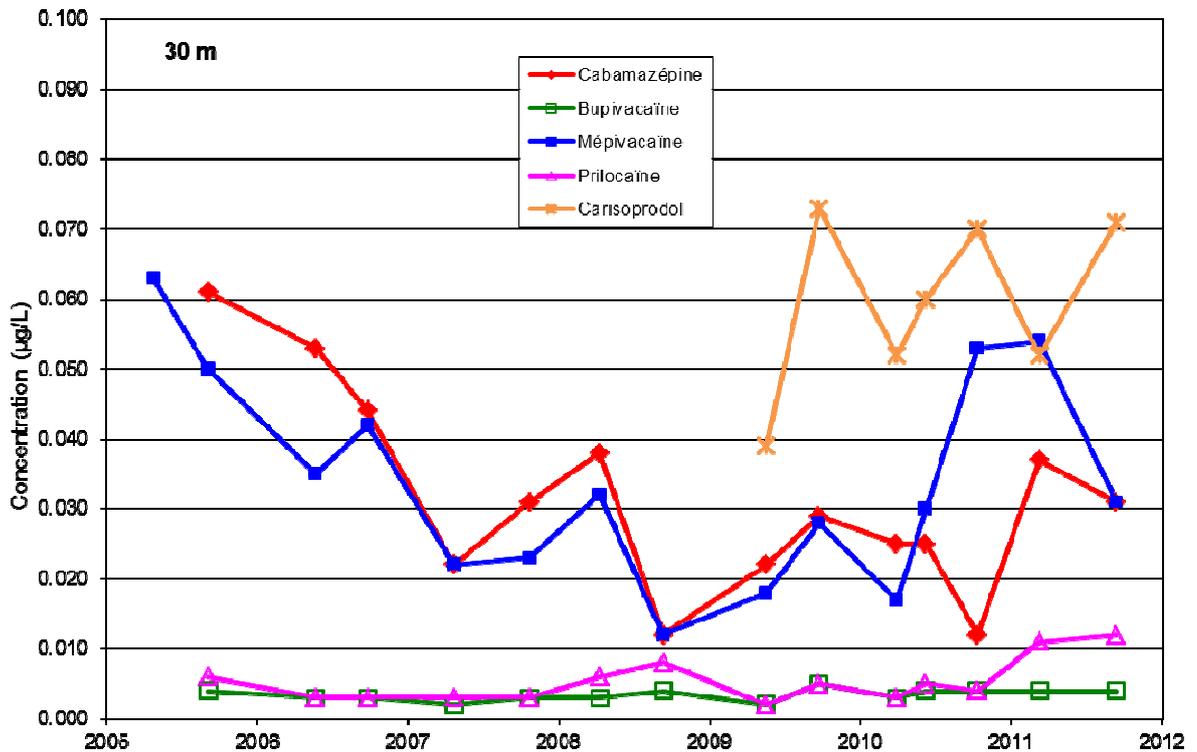


Figure 4 : Evolution des concentrations de quelques médicaments depuis 2006 au centre du Léman à 30 m (station SHL2).

Figure 4 : Change in some pharmaceutical concentration since 2006 at 30m depth in the centre of Lake Geneva (SHL2).

4.4 Modélisation du flux de micropolluants issus des rejets de stations d'épuration (STEP) dans le bassin lémanique

Le projet initié en 2011 a vu le jour concrètement cette année. La problématique n'est pas nouvelle pour la CIPEL, qui lançait pour la 1^{ère} fois une campagne d'analyses de micropolluants dans plusieurs STEP de son territoire en 2005 et 2006 (KLEIN et RAPIN, 2007). Depuis, les services cantonaux et départementaux ont réalisé un certain nombre d'analyses de substances chimiques dans les eaux usées domestiques, attestant de leur présence à des concentrations parfois élevées (CONDAMINES, 2013).

L'analyse chimique des micropolluants étant complexe et coûteuse, elle ne peut être envisagée pour chacune des 219 STEP du bassin lémanique ni même des quelques 5'000 km de cours d'eau principaux qui couvrent le territoire de la CIPEL. La modélisation des flux de micropolluants est une approche alternative et complémentaire qui permettra de réaliser un bilan de flux des substances issues des rejets de STEP dans les milieux naturels (cours d'eau et lac) et ainsi de pouvoir modéliser l'évolution des teneurs en micropolluants dans le bassin lémanique selon différentes stratégies de réduction visant à améliorer la qualité générale des eaux. Les conclusions de ce travail devraient aider à l'exécution de la nouvelle ordonnance sur la protection des eaux (OEaux) dans le cadre de l'élimination des micropolluants provenant des eaux usées.

5. CONCLUSIONS

Les conclusions du programme 2012 de surveillance de base sont sans surprise et confirment les résultats des années précédentes. Les teneurs en métaux lourds des eaux du Léman demeurent stables et relativement faibles. Celles-ci satisfont pleinement aux exigences requises pour les eaux de boisson au sens des diverses législations.

Les concentrations en pesticides totaux se stabilisent depuis 2008 et oscillent entre 0.1 et 0.2 µg/L. L'augmentation régulière de métalaxyl, sans néanmoins en trouver l'origine, reste préoccupante. Toutefois, les 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.

Pour les médicaments, on constate toujours des concentrations très élevées (comparativement aux pesticides) de certains principes actifs. Le problème des rejets industriels dans le Rhône par les industries pharmaceutiques n'est donc toujours pas résolu.

Des efforts doivent être poursuivis afin d'atteindre les objectifs pour les eaux du lac fixés dans le plan d'action 2011-2020. Pour une meilleure connaissance et veille par rapport aux résidus médicamenteux, la CIPEL va dès 2013 renforcer son suivi de ces substances dans les eaux du lac.

BIBLIOGRAPHIE

- BERNARD, M., ARNOLD, C. et MANGE, P. (2013) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2012, 66-77.
- Circulaire 2007/23 du 7 mai 2007 du Ministère français de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire définissant des normes de qualité environnementales provisoires des 41 substances chimiques impliquées dans l'évaluation de l'état chimique des masses d'eau ainsi que des substances pertinentes du programme national de réduction des substances dangereuses dans l'eau
- CONDAMINES, M. (2013) : Contrôle des stations d'épuration (STEP). Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2012, 164-182.
- 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.
- DIRECTIVE 2008/105/CE du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2008 établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau - Journal officiel des Communautés européennes du 24.12.2008.
- KLEIN, A. et RAPIN, F. (2007) : Contrôle des stations d'épuration (STEP). Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 205-223.
- LAZZAROTTO, J. et KLEIN A. (2013) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2012, 16-46.
- OEaux (1998) : Ordonnance du 28 octobre 1998 sur la protection des Eaux (état au 1er janv. 2008) (Suisse).
- OMS (2006) : "Guidelines for Drinking-water Quality", first addendum to third edition", 3rd edition. Organisation Mondiale de la Santé, Geneva.
- 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. (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.
- STRAWCZYNSKI, A. (2013) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2012, 183-192.

MICROPOLLUANTS DANS PLUSIEURS ESPECES DE POISSONS DU LÉMAN

MICROPOLLUTANTS IN FISH SPECIES FROM LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2012

PAR

Patrick EDDER et Didier ORTELLI

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

Des campagnes d'analyses ont été réalisées pour évaluer l'état de contamination en micropolluants de poissons du Léman. La campagne menée en 2012 a permis le prélèvement de poissons de six espèces : omble chevalier, corégone, brochet, truite lacustre, perche, lotte. Les substances recherchées ont été le mercure, les Polychlorobiphényles indicateurs et de type dioxine (PCBi et PCBdl), les dioxines et furanes (PCDD et PCDF), les Polybromodiphényles Ethers (PBDE), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (PAH), les substances perfluorées (PFOS), l'hexachlorobenzène (HCB) et l'hexachlorobutadiène (HCBd), ainsi que trois pesticides organochlorés (dicofol, heptachlore et époxyde d'heptachlore).

Les teneurs en mercure dans les poissons demeurent faibles et sont conformes aux exigences requises pour la consommation. Comme en 2008, les analyses de PCB et dioxines ont montré des concentrations élevées de PCB de types dioxines dans les ombles chevaliers. Les valeurs limites maximales de résidus, ainsi que les facteurs en équivalent toxique dioxine (TEQ), ayant été modifiés par la réglementation européenne en 2011, la question de la taille maximale autorisée de 39 cm pour la commercialisation des ombles chevaliers est actuellement réévaluée par l'Agence nationale française de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ANSES). Les analyses ont également montré la présence de résidus de PBDE et PFOS, mais les valeurs mesurées n'ont pas révélé d'augmentation significative par rapport à la campagne menée en 2008. De faibles traces de HAP, HCB et HCBd ont également été mises en évidence, mais la situation est jugée très satisfaisante.

ABSTRACT

A survey was conducted in 2012 to assess the level of micropollutants in six different species of fish found in Lake Geneva: charr, whitefish, pike, lake trout, perch, and burbot. The substances tested for were mercury, dioxins, furans and polychlorinated biphenyl indicators and dioxin-like polychlorinated biphenyls (PCB-Is and PCB DLs), polybrominated ethers (PBDEs), perfluorinated substances (PFOS), polyaromatic hydrocarbons (PAHs), hexachlorobenzene (HCB), and hexachlorobutadiene (HCBd), plus three organochlorine pesticides (dicofol, heptachlor and heptachlor epoxide).

Mercury levels in fish remained low and complied fully with food safety requirements. As in 2008, the analysis of PCBs and dioxins identified high concentrations of dioxin-like PCB type compounds in charr. The maximum acceptable residues and the dioxin toxic equivalent factors were modified by European regulations in 2011, and so the question of the maximum size of 39 cm for commercially fished charr is currently being re-assessed by the French Food Safety Agency (ANSES). Tests for polybrominated diphenyl flame retardants (PBDEs) and

perfluorinated substances (such as PFOS) revealed significant levels of contamination, but the concentrations measured remained similar to those found during the sampling campaign of 2008. Traces of HAPs, HCBs and HCBDs were also detected, but the situation was assessed as being very satisfactory for all of them.

1. INTRODUCTION

Parmi la multitude de contaminants présents dans le milieu, des molécules susceptibles de s'accumuler dans les organismes vivants ont été choisies pour caractériser leur niveau de contamination et voir si celles-ci répondent aux exigences légales de consommation humaine et/ou de commercialisation. Ce sont donc prioritairement les espèces de poissons les plus consommées qui ont été sélectionnées. Leur place dans les réseaux trophiques a aussi été prise en compte, car il est connu que les espèces situées en haut de la chaîne alimentaire et à fort taux lipidique sont particulièrement impactées par les polluants organiques persistants (POP). Parmi ceux-ci, les substances recherchées ont été le mercure, les dioxines, furanes et polychlorobiphényles (PCB), les polybromodiphényles éthers (PBDE), les substances perfluorées (PFOS) ainsi que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Le programme de surveillance 2012 a également été étoffé, conformément au projet de Directive 2011/0429 modifiant les directives 2000/60/CE et 2008/105/CE en ce qui concerne les substances prioritaires pour la politique dans le domaine de l'eau, en incluant la recherche de trois pesticides organochlorés (le dicofol, l'heptachlore et l'époxyde d'heptachlore), l'hexachlorobenzène (HCB) et l'hexachlorobutadiène (HCBD). Pour les PCB, suite à la modification de la législation européenne en la matière, la recherche a porté sur les PCB indicateurs ainsi que sur les PCB de type dioxine.

2. ÉCHANTILLONNAGE

Les poissons ont été pêchés dans le Grand Lac au large de Thonon et devant Meillerie pour les ombles (zone où se trouve un des sites importants de fraie) par des pêcheurs professionnels ou de loisir, sous la responsabilité des services officiels français de la pêche (Haute-Savoie). Suite aux résultats de la campagne 2008 (ORTELLI 2009) qui n'ont pas révélés d'influence de la zone de pêche sur la contamination des poissons, toutes les pêches ont été effectuées au large de Thonon, sauf en ce qui concerne les truites lacustres pêchées dans le lac du côté de la rive vaudoise.

Les ombles chevaliers ont été pêchés au cours de la 2^{ème} semaine du mois de janvier 2012, les truites lacustres durant le mois de mars 2012 et les autres espèces de poissons durant la dernière semaine du mois de mars 2012.

Espèces, nombre d'échantillons

- omble chevalier (*Salvelinus alpinus*), 20 échantillons, 20 spécimens de 29 à 45 cm ;
- corégone (*Coregonus lavaretus*), 5 échantillons, 5 spécimens de 36.5 à 42 cm ;
- brochet (*Esox lucius*), 5 échantillons, 5 spécimens de 56 à 71 cm;
- truite lacustre (*Salmo trutta lacustris*), 2 échantillons, 2 spécimens de 57 à 66 cm;
- perche (*Perca fluviatilis*), 5 échantillons composites de 9-12 spécimens de taille entre 16,5 à 20,5 cm ;
- lotte (*Lotta lotta*), 5 échantillons composites de 3-8 spécimens de taille entre 22 à 36 cm.

3. MÉTHODOLOGIE

La taille, le poids et le sexe des poissons ont été déterminés. Ils ont ensuite été préparés sous forme de filets sans peau, broyés et finalement congelés préalablement à l'envoi dans plusieurs laboratoires. La quantité nécessaire par échantillon est d'environ 200 g de chair.

Le laboratoire d'étude des résidus et contaminants dans les aliments (LABERCA) à Nantes s'est chargé des analyses de polychlorobiphényles indicateurs et de type dioxine (PCB_i et PCB_{DL}), dioxines et furanes (PCDD/F), polybromodiphényléthers (PBDE), l'hexachlorobenzène (HCB) et l'hexachlorobutadiène (HCBd), ainsi que des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) par chromatographie gazeuse couplée à une détection par spectrométrie de masse haute résolution (GC-HRMS). Les analyses de composés perfluorés par chromatographie liquide avec détection par spectrométrie de masse en mode tandem (LC-MSMS), du mercure par absorption atomique FIMS (Flow Injection Mercury System) et du dosage des pesticides organochlorés par GC-MS ont été confiées au service de la consommation et des affaires vétérinaires (SCAV) à Genève.

Les résultats des PCB indicateurs et de type dioxine ont été exprimés selon les exigences du règlement européen UE/2059/2011 concernant les teneurs maximales en dioxines, en PCB de type dioxine et en PCB autres que ceux de type dioxine des denrées alimentaires. Selon ce nouveau règlement européen, le calcul des équivalents-toxiques (TEF) a été modifié et les valeurs maximales de résidus pour les dioxines et PCB de type dioxine est passée de 8 $\mu\text{g/g}$ à 6.5 $\mu\text{g/g}$. De plus, il existe désormais une norme pour les PCB indicateurs fixée à 125 ng/g pour les poissons d'eau douce sauvages.

4. RÉSULTATS

4.1 Polychlorobiphényles (PCB) et dioxines (PCDD/F)

Les PCB sont des substances chimiques synthétiques constituant une famille de 209 substances congénères qui se distinguent par le nombre et la position d'atomes de chlore sur deux cycles phényle (cf. figure 1). Dans le passé, ils ont largement été utilisés comme lubrifiant dans la construction, la fabrication de transformateurs électriques, de condensateurs ou comme isolateurs dans des environnements à très haute tension (THT) en raison de leur relative inflammabilité et de leurs excellentes caractéristiques diélectriques. Ils ont également été utilisés dans les moteurs de pompe, pour les fours à micro-ondes, comme additifs d'huiles ou de produits de soudures, dans certains adhésifs, peintures et jusque dans des papiers autocollants. Sur les 209 congénères, 12 présentent des caractéristiques toxicologiques comparables à celles de la dioxine et sont généralement appelés PCB de type dioxine (PCBDL ou PCB dioxin like).

Les polychlorodibenzo-para-dioxines (PCDD) et les polychlorodibenzo-furanes (PCDF) sont deux familles de composés aromatiques organochlorés présentant des propriétés physico-chimiques semblables aux PCB. Le terme générique dioxines est généralement utilisé pour désigner les PCDD et les PCDF, abrégé sous la forme PCDD/F. Ceux-ci ne sont pas des produits de synthèse, mais des composés issus des activités humaines, industrielles et domestiques. Elles sont produites notamment dans les incinérateurs des usines de traitement de déchets mais aussi sous toutes les formes de combustion, de la cigarette au barbecue. Il existe 210 dioxines et furanes mais seuls 17 congénères sont reconnus comme toxiques.

Chacun des 17 congénères des dioxines et des 12 PCBDL 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.

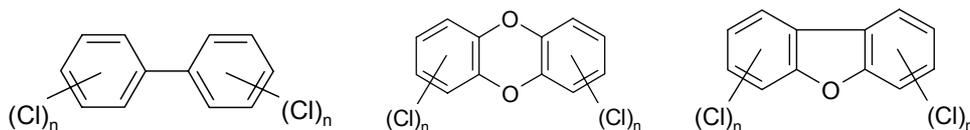


Figure 1 : Structure chimique des PCB, PCDD et PCDF

Figure 1 : Chemical structure of PCB, PCDD and PCDF

Selon la nouvelle 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 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).

Les résultats (voir tableau 1) montrent que la contamination en dioxines est relativement faible quelle que soit l'espèce considérée et qu'elle est principalement due aux PCB_{DL}. Pour les PCB_{DL}, une contamination plus importante a été identifiée et touche plus particulièrement les ombles chevaliers et les truites lacustres, mais pas les autres espèces (brochets, corégones, perches, lottes). Les PCB ayant la particularité de s'accumuler dans la matière grasse, les poissons sont d'autant plus contaminés qu'ils sont âgés et gras.

Or, l'omble chevalier est un poisson situé tout en haut de la chaîne trophique et très gras. Le brochet est un poisson peu gras, ce qui explique les faibles concentrations mesurées pour cette espèce bien qu'elle se situe en haut de la chaîne alimentaire. Pour rappel en 2008, les chimistes cantonaux de Vaud, Valais et Genève ainsi que le Préfet de Haute-Savoie ont prononcé une interdiction de commercialisation des ombles chevaliers pêchés dans le Léman et dont la taille est supérieure à 39 cm. La taille de 39 cm avait été déterminée statistiquement par l'Agence Française de Sécurité Sanitaire Alimentaire (AFSSA) et symbolisait la taille pour laquelle on peut attendre des concentrations en PCB_{DL} + PCDD/F inférieures à la teneur maximale autorisée. Considérant que de tels poissons représentent une faible part de la pêche professionnelle, cette interdiction était proportionnée et apte à protéger les consommateurs sans nuire gravement aux intérêts économiques des pêcheurs professionnels.

La figure 2 représente les niveaux de contamination en PCDD/DF + PCB_{DL} pour les ombles chevaliers, les corégones, les brochets et les truites lacustres en fonction de la taille et montrent que 6 ombles chevaliers dépassent la norme de 6.5 pg/g, dont 3 avec une taille inférieure à 39 cm. Cette nouvelle situation est essentiellement une conséquence du changement législatif de 2011 avec l'entrée en vigueur du règlement UE/1259/2011. En effet, les résultats de la campagne 2008 ont été convertis suivant le nouveau règlement en vigueur, de manière à pouvoir les comparer aux résultats 2012 et cette analyse a montré que la situation, soit la contamination du milieu naturel et des poissons, ne s'est pas détériorée (voir figure 3).

En novembre 2012, les autorités d'exécution du droit alimentaire suisses et françaises se sont à nouveau réunies sous l'égide de la CIPEL afin d'appréhender ces nouveaux résultats. Comme les résultats des 2 campagnes 2008 et 2012 traduisent une fluctuation statistique, il a été décidé de solliciter officiellement l'ANSES comme en 2008 pour pouvoir disposer d'une expertise scientifique sur les résultats obtenus. La conclusion de cette expertise est attendue pour juin 2013. Dans l'attente de ces résultats, il a été également décidé de ne pas prendre de mesures supplémentaires, car les risques pour le consommateur sont très faibles, sachant que la fréquence de consommation d'ombles chevaliers reste très modérée. Il n'est pas fréquent de consommer plus de 2 ou 3 ombles et quand bien même l'on consommerait régulièrement des ombles avec les teneurs que l'on connaît, la dose de PCB absorbée reste inférieure à 6.5 pg/g.

Les teneurs mesurées dans la chair de 2 truites lacustres interpellent davantage dans la mesure où cette situation n'avait pas été mise en évidence en 2008. Toutefois, ces 2 truites sont particulièrement grandes et pas forcément représentatives de la taille moyenne de capture pour cette espèce de poisson. La CIPEL a décidé de faire une étude complémentaire sur la truite lacustre en constituant un échantillon de 20 individus, répartis selon leur taille entre 35 cm (taille minimale de capture) et plus de 60 cm.

TOTAL-TEQ₂₀₀₅ (PCDD/F + PCB DL) dans la chair des poissons du Léman résultats 2012

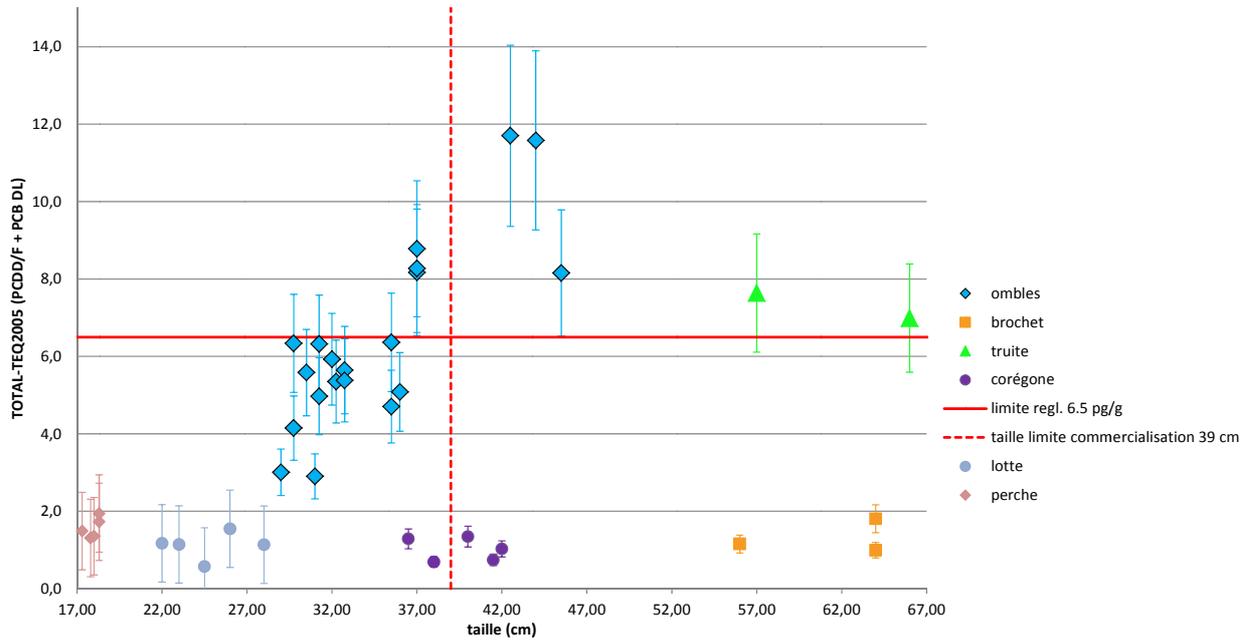


Figure 2 : Résultats en TEQ PCDD/F + PCBdl par espèce en fonction de la taille du poisson.
 Figure 2 : TEQ PCDD/F + PCBdl results according to fish species and size.

TOTAL-TEQ(PCDD/F + PCB DL) dans la chair des ombles du Léman Evolution 2008 - 2012

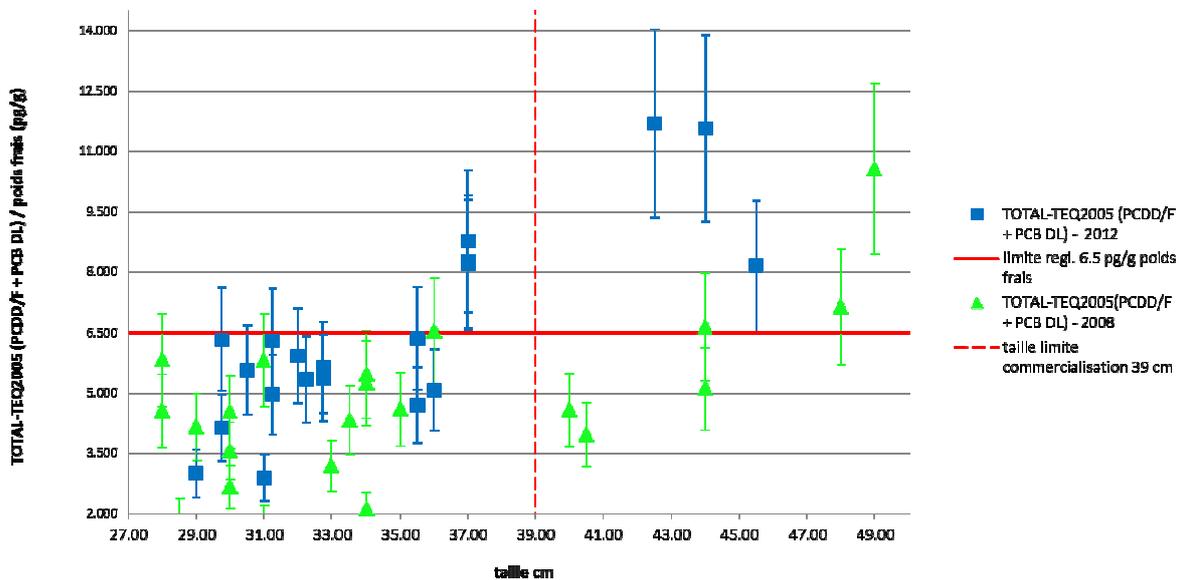


Figure 3 : Résultats 2008 et 2012 en TEQ PCDD/F + PCBdl pour les ombles chevaliers en fonction de la taille du poisson.
 Figure 3 : TEQ PCDD/F + PCBdl results 2008 and 2012 according to charr depending of the fish size.

Le tableau 1 et la figure 4 présentent les résultats pour les PCB indicateurs. Ces derniers doivent donner une estimation de la pollution et contamination en PCB totaux, et non pas seulement en PCB de type dioxine. L'évolution des contaminations au cours des dernières années est difficile à évaluer pour les PCB en raison d'un changement méthodologique. Jusqu'en 2004, les dosages mesuraient le taux de contamination sur les PCB totaux alors qu'aujourd'hui, les mesures déterminent spécifiquement 7 PCB indicateurs (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 et 180). Toutefois, selon un avis de l'AFSSA (AFSSA 2002), la concentration en PCB indicateur correspondrait à environ 50% de la concentration en PCB totaux. Sur cette base, il ne semble pas y avoir de baisse significative de ces polluants par rapport aux dernières mesures dans les poissons réalisées en 2004 (CORVI et al. 2005).

Les résultats d'analyses sur la somme des 7 PCB indicateurs ne montrent pas de problème particulier, car en tenant compte des incertitudes de mesure tous les échantillons respectent la valeur maximale de 125 ng/kg pour la somme des 7 PCB indicateurs nouvellement introduite par le règlement UE/1259/2011.

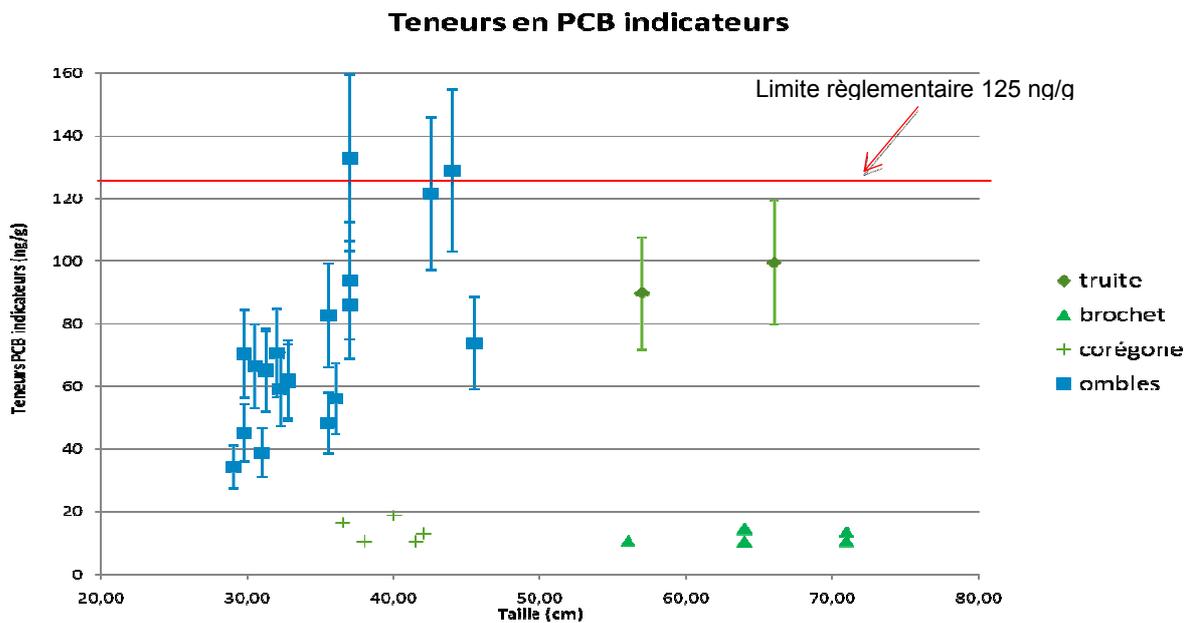


Figure 4 : Résultats en PCB indicateurs en fonction des espèces de poissons et de leur taille.
Figure 4 : PCBis results according to fish species and size.

4.2 Retardateurs de flamme polybromés (PBDE)

Les polybromodiphényléthers (PBDE) sont des substances chimiques d'origine humaine ajoutées à divers produits de consommation tels que plastiques, équipements électriques et électroniques ou encore dans le mobilier pour les rendre moins susceptibles de s'enflammer. Les PBDE peuvent être libérés lentement de ces produits, mais de manière continue, lors de leur fabrication, de leur utilisation ou après leur élimination. Des PBDE ont été détectés dans l'environnement en faibles concentrations mais en raison de leur lipophilicité, peuvent se retrouver en concentration plus élevée dans les graisses animales comme les poissons. Ces substances se comportent en fait de manière très similaire aux PCB.

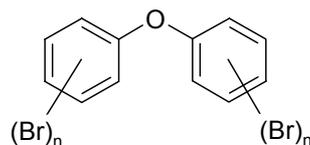


Figure 5 : Structure chimique des PBDE
Figure 5 : Chemical structure of PBDE

Les analyses des PBDE ont été effectuées sur 5 corégones, 5 ombles chevaliers, 2 truites lacustres, 5 lots de perches et 5 lots de lottes. 7 PBDE indicateurs ont été mesurés (voir tableau 2 et figure 6). Tout comme pour les PCB, les ombles chevaliers sont les plus contaminés avec des valeurs comprises entre 2,3 et 6,5 ng/g pour la somme des PBDE indicateurs. Ces valeurs sont dans le même ordre de grandeur, voire un peu inférieures, à celles observées en 2008 (Ortelli et al, 2009) ce qui montre que la situation ne s'est pas dégradée dans cet intervalle.

Pour les autres espèces, la valeur maximale a été trouvée dans les deux truites lacustres avec des valeurs de 4,0 et 4,8 ng/g. Le niveau de contamination en PBDE dans les poissons du Léman est du même ordre de grandeur à ce qui a pu être mesuré dans les autres lacs Suisses et en Europe (Zenegg 2003, AFSSA 2005). Le profil de contamination observé est indépendant du seuil de contamination, de l'espèce, ou de l'âge. Le 2,2',4,4'-tétrabromodiphényléther (PBDE-47) et le 2,2',4,4',5-pentabromodiphényléther (PBDE-99) représentent à eux seuls plus de 80% de la contamination globale.

Teneurs en PBDE dans la chair des poissons en fonction de la taille

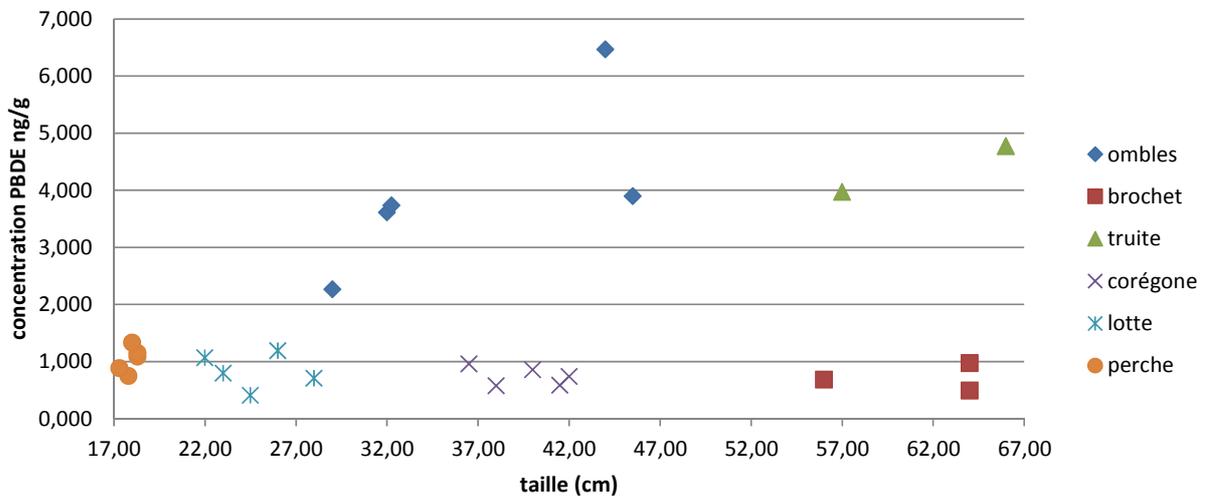


Figure 6 : Somme des PBDE par espèces en fonction de la taille du poisson.

Figure 6 : Sum of PBDE according to fish species and size.

Bien qu'il n'existe pas encore de normes légales définissant les valeurs maximales autorisées de PBDE dans les poissons, les premiers résultats montrent que la problématique des PBDE est présente dans le Léman. La persistance de ces composés dans l'environnement et leur accumulation dans les organismes, analogue à celle des PCB, doivent continuer d'être surveillées mais pour l'heure ne semble pas présenter de risque sanitaire. En effet, il n'y a pas eu d'évaluation du risque ou d'études toxicologiques nouvelles modifiant l'appréciation qui avait été faite lors de la campagne de 2008 (Ortelli et al, 2009).

4.3 Perfluorooctane sulfonate (PFOS)

Le perfluorooctane sulfonate (PFOS) est le représentant principal de la famille des composés perfluorés. De nombreux autres composés existent et sont caractérisés par la longueur de la chaîne carbonée et par le groupement fonctionnel en fin de chaîne. On distingue deux groupes principaux qui sont les sulfonates et les acides dont les structures de base sont indiquées ci-dessous. Les abréviations employées commencent par PF pour perfluorés suivies de l'abréviation de la longueur de la chaîne (P pour penta, Hx pour hexa, O pour octa etc...) puis finalement S ou A en fonction du groupement fonctionnel.

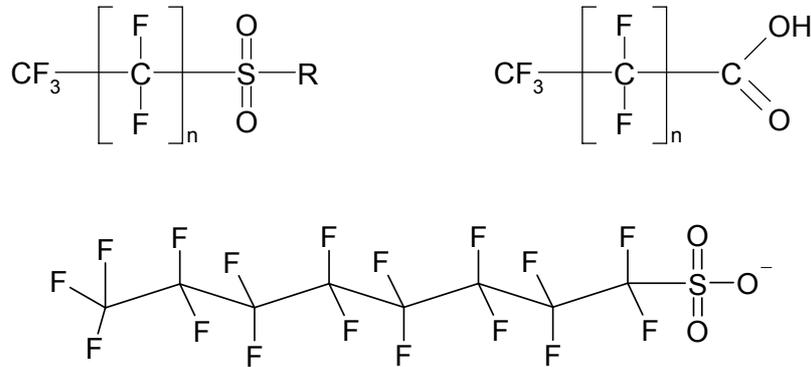


Figure 7 : Structure chimique des perfluoroalkyle sulfonates, d'acide perfluoroalkyle et du PFOS.
Figure 7 : Chemical structure of perfluoroalkyle sulfonates, acidic perfluoroalkyle and PFOS.

Le PFOS et ses précurseurs servent principalement dans les produits hydrofuges, anti-taches et imperméables aux graisses qui sont appliqués sur le papier, les moquettes, les tissus et les emballages alimentaires, de même que dans certaines applications chimiques spécialisées, comme les mousses extinctrices, les fluides hydrauliques ou comme agents tensio-actifs. La plupart des perfluoroalkyl sulfonates est susceptible de se dégrader en PFOS dans l'environnement. Le PFOS est une substance très persistante dans l'environnement (demi-vie estimée à 41 ans) et se bioaccumule facilement dans certains organismes.

Les composés perfluorés avaient été recherchés pour la première fois dans la chair des poissons du Léman en 2008 (Ortelli et al, 2009). Une contamination des poissons allant de 8 à 95 ng/g avait été mise en évidence. Contrairement aux PCB, PCDD/F et PBDE qui se bioaccumulent dans les graisses, aucune corrélation ne peut être faite entre la contamination en PFOS et la taille, le poids ou le pourcentage de matière grasse. L'espèce n'est pas non plus un critère significatif puisque l'on avait constaté que toutes les espèces étaient concernées et qu'à l'intérieur d'une même espèce, il y avait une très grande dispersion des résultats.

Les analyses 2012 ont porté sur l'ensemble des poissons prélevés, soit les 20 ombles chevaliers, 5 corégones, 2 truites lacustres, 5 lots de perches et 5 lots de lottes. Les résultats pour le PFOS, seul composé perfluoré qui a été détecté, sont présentés dans la figure 8. Seuls 5 échantillons se sont révélés exempts de PFOS. Pour les autres des valeurs comprises entre 11 et 140 ng/g ont été mesurées avec une valeur médiane à 35 ng/g.

Ces résultats montrent que la problématique des perfluorés est importante dans le Léman. A l'heure actuelle, il n'existe pas de valeurs maximales autorisées. Selon les dernières recommandations de l'EFSA (Autorité européenne de sécurité des aliments) (EFSA 2008a), la dose journalière admissible (TDI, tolerable daily intake) pour le PFOS est de 0.15 µg de poids corporel. Ainsi, pour une personne d'un poids moyen de 70 kg, la dose journalière admissible en PFOS est de 10.5 µg et ainsi un adulte devrait consommer quotidiennement 74g du poisson le plus contaminé pour s'en approcher. Les derniers recensements montrent que le consommateur suisse ne mange en moyenne que 342 g de poisson de lac par année. Par conséquent, les teneurs retrouvées ne représentent pas un danger pour le consommateur moyen, mais pourraient représenter un problème pour des pêcheurs amateurs qui consommeraient de grandes quantités de leurs captures.

Il faut noter qu'aucun des composés perfluorés à chaîne courte (censé être les seuls utilisés actuellement par les entreprises en raison de leur non accumulation dans l'organisme) n'a été retrouvé en concentration significative (> limite de quantification de 10 µg/kg). Les résultats montrent en revanche que le perfluorooctane sulfonate à chaîne longue (C8) est bien présent dans le lac Léman.

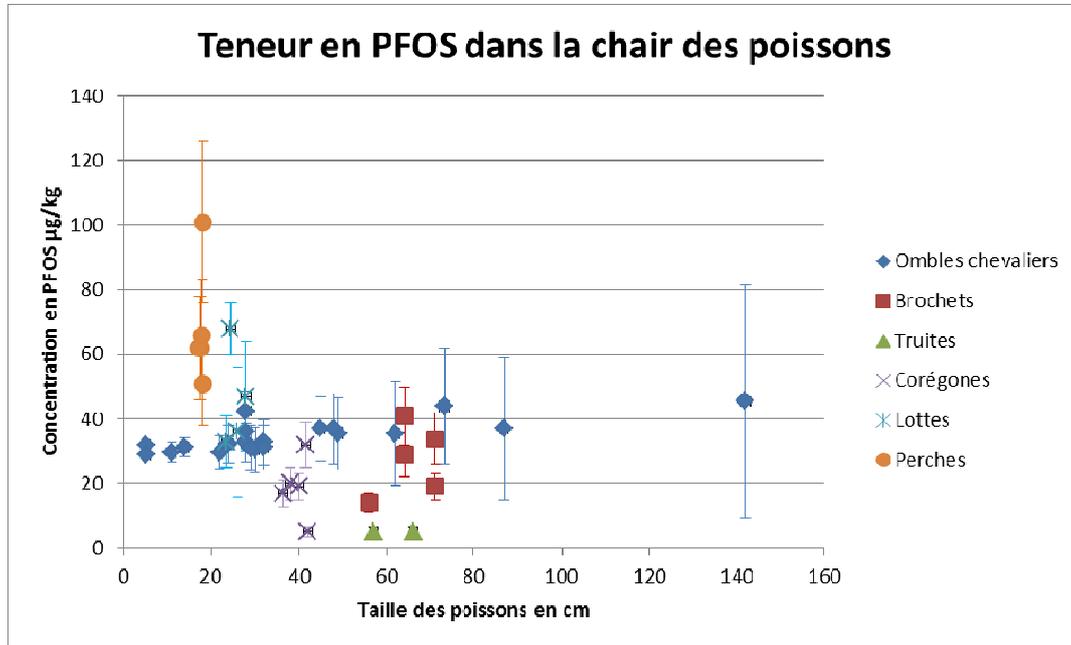


Figure 8 : Teneurs en PFOS par espèces en fonction de la taille du poisson.

Figure 8 : PFOS concentration according to fish species and size.

4.4 Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) forment une classe de substances organiques contenant un ou plusieurs noyaux aromatiques. Plus d'une centaine de ces composés peuvent être formés et libérés par divers procédés de combustion ou de pyrolyse et contaminer notre environnement. Les PAHs sont maintenant reconnus comme étant des contaminants de l'environnement persistants.

Du fait de cette grande diversité, seuls certains HAPs sont analysés : benzo[a]pyrène, benzo[a]anthracène, chrysène, benzo[b]fluoranthène, benzo[k]fluoranthène, benzo[j]fluoranthène, indéno[1,2,3-c,d]pyrène, dibenzo[a,h]anthracène, benzo[g,h,i]perylène, dibenzo[a,l]pyrène, dibenzo[a,e]pyrène, dibenzo[a,i]pyrène, dibenzo[a,h]pyrène, cyclopenta[c,d]pyrène, 5-Methylchrysène, benzo[c]fluorène, phenanthrène, anthracène, fluoranthène, pyrène.

Un certain nombre de ces HAPs ont été démontrés comme carcinogènes et génotoxiques (EFSA, 2008b) alors que pour d'autres les données toxicologiques sont contradictoires ou équivoques et n'ont pas permis de statuer quant à leur danger. D'autres encore comme l'anthracène, benzo[b]fluorene, naphtalène et pyrène ne le sont clairement pas.

Les analyses ont été effectuées sur 5 corégones, 5 ombles chevaliers, 2 truites lacustres, 5 lots de perches, 5 de lottes.

Dans tous les poissons analysés, aucun HAP ayant une toxicité significative n'a été détecté. Seules de faibles teneurs en anthracène 0,3-2,0 ng/g, en phénanthrène 0,9-4,3 ng/g, en pyrène 0,3-1,4 ng/g ont été mises en évidence.

A titre de comparaison, la valeur maximale autorisée pour le benzo[a]pyrène est de 5,0 ng/g. Cependant cette norme n'est applicable qu'aux poissons fumés. Le règlement européen UE/835/2011 entré en force en septembre 2012 introduit une valeur maximale supplémentaire de 30 ng/g relative à la somme de quatre HAP les plus toxiques, nommés les HAP4 (somme des benzo(a)pyrène, benzo[a]anthracène,

benzo[b]fluoranthène et chrysène]. Cette nouvelle réglementation européenne n'a toutefois pas été reprise par la Suisse. Les autres HAP, et plus particulièrement ceux présents dans l'environnement ne sont à ce jour pas réglementés mais il est probable qu'à terme ils le soient afin de suivre les recommandations des experts toxicologues. On peut toutefois estimer que la contamination environnementale des poissons du Léman en HAP est faible et ne représente pas un problème particulier.

4.5 Mercure (Hg)

Le mercure fait depuis longtemps l'objet d'un suivi dans les poissons du Léman et il était donc intéressant de le rechercher pour avoir un point de comparaison avec le passé. Les teneurs mesurées en 2012 en mercure dans les poissons sont comprises entre 34 et 367 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Les valeurs moyennes étaient de 47, 77, 43 et 47 $\mu\text{g}/\text{kg}$ pour les ombles chevaliers, les perches, les corégones et les lottes respectivement. L'ordre de grandeur des concentrations en mercure est stable et correspond aux résultats des années précédentes (CORVI et al., 2001, 2005; ORTELLI et al., 2009) (cf. figure 9). Des valeurs plus élevées ont été constatées pour les brochets avec une teneur moyenne de 250 $\mu\text{g}/\text{kg}$ et une valeur maximale à 367 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Ces résultats se situent en dessous de la teneur maximale autorisée de 500 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Pour les perches, on note une légère augmentation de la valeur moyenne en 2012, qui est due principalement à une valeur individuelle élevée avec un échantillon mesuré à 151 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Si cette valeur est exclue, on obtient une moyenne de 59 $\mu\text{g}/\text{kg}$, très similaire à ce qui a été constaté lors des précédentes campagnes.

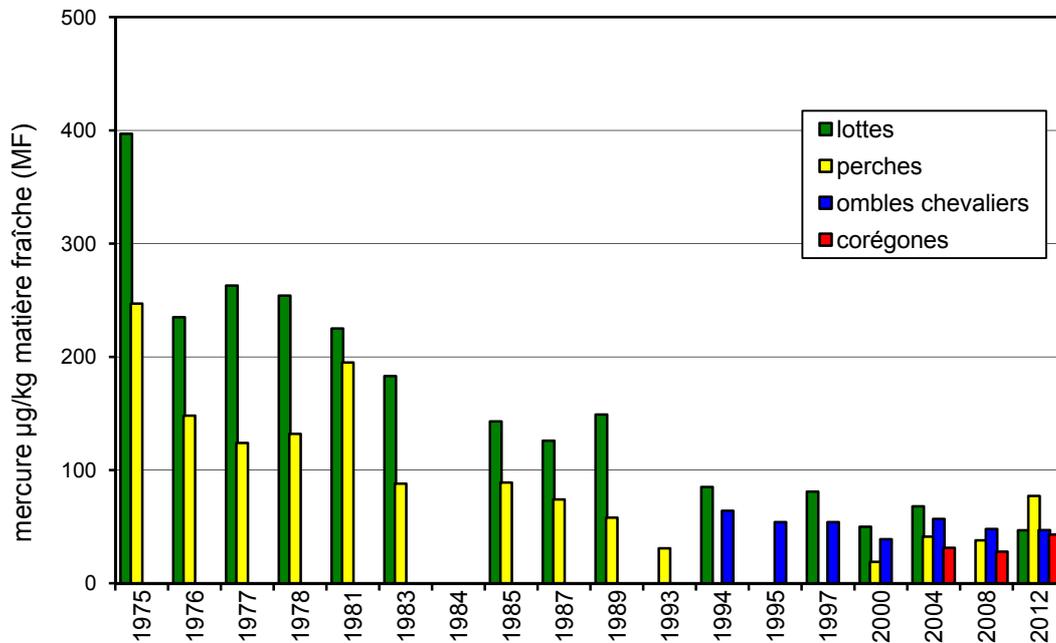


Figure 9 : Evolution de la teneur en mercure dans les poissons du Léman de 1975 à 2012.

Figure 9 : Evolution of mercury concentration in European fish from 1975 to 2012.

4.6 Autres micropolluants

Tous les échantillons, soit les 5 corégones, 5 ombles chevaliers, 2 truites lacustres, 5 lots de perches, 5 de lottes se sont révélés exempts des trois pesticides organochlorés qui ont été recherchés, à savoir le dicofol, l'heptachlore et l'époxyde d'heptachlore ainsi que d'hexachlorobutadiène.

De faibles teneurs en hexachlorobenzène ont par-contre été mesurées dans la plupart des poissons avec une valeur maximale proche de 2 ng/g (cf. figure 10). L'hexachlorobenzène compte parmi les douze polluants organiques persistants (POP) de la Convention de Stockholm (2000) qui vise à réduire et/ou éliminer les rejets de ces substances dans l'environnement. L'hexachlorobenzène est interdit en France depuis 1988. En Europe, il n'est plus ni produit intentionnellement, ni commercialisé depuis 1993. Il peut être produit de façon involontaire au cours de certaines fabrications, principalement dans l'industrie du chlore et des solvants chlorés ou de l'incinération des déchets.

L'hexachlorobenzène est classé cancérigène de catégorie 2 et de par ses propriétés physico-chimiques, l'hexachlorobenzène peut s'accumuler dans de très grandes variétés d'organismes vivants, mais il n'existe aucune valeur maximale relative à sa présence dans les aliments et plus particulièrement les poissons destinés à être consommés. Toutefois, L'OMS propose une TDI de 0,17 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ pour une exposition chronique par voie orale à l'hexachlorobenzène (INERIS, 2011). Pour une personne de 60 kg ingérant 200 g de poisson contaminé à 2 ng/g, cela représenterait 0,007 $\mu\text{g/kg}$ de poids corporel, très largement au-dessous de la TDI de l'OMS.

Teneurs en HCB/HCBD dans la chair des poissons en fonction de la taille

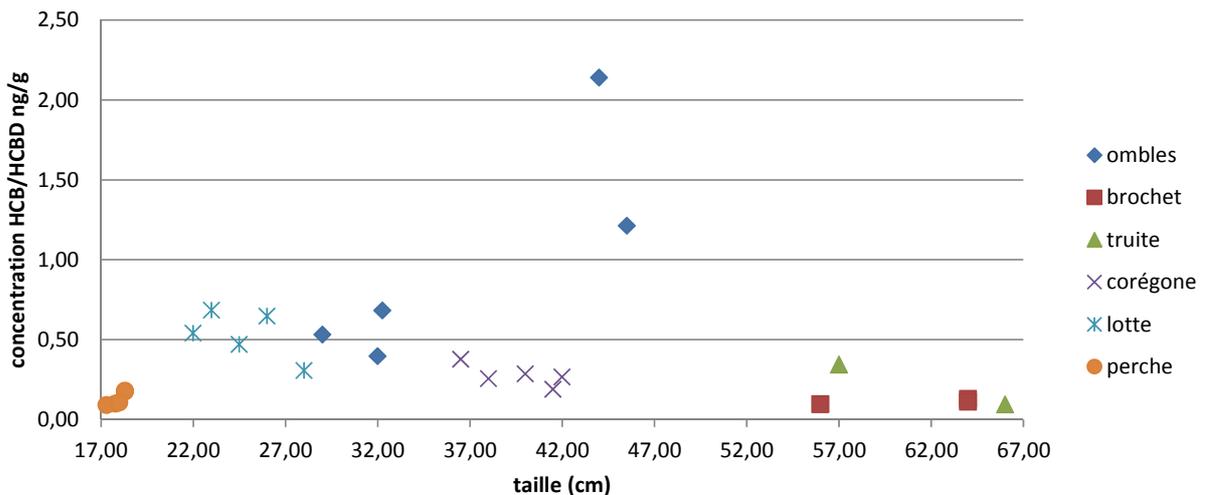


Figure 10 : Teneur en HCB en fonction des espèces de poissons et de leur taille.

Figure 10 : HCB concentrations according to fish species and size.

5. CONCLUSIONS

Les teneurs mesurées en mercure, PAH, PBDE, PFOS, HCB, HCBD et pesticides organochlorés de la chair des poissons du Léman lors de cette campagne demeurent basses et bien inférieures aux exigences requises pour les denrées alimentaires. Toutefois, il est à noter que de nombreux micropolluants persistants sont bel et bien détectables et présents dans les poissons sauvages du Léman, et touchent pour certains d'entre eux toutes les espèces, y compris celles pauvres en matières grasses. Les connaissances actuelles ne permettent pas de savoir si ce cumul de substances persistantes dans les organismes piscicoles est problématique pour la santé des poissons ou pourrait avoir une influence sur leur reproduction. Quoiqu'il en soit, une protection du milieu naturel en regard de ces substances est par conséquent absolument nécessaire pour garantir des taux de contamination aussi bas que possible et assurer une consommation sans risques des poissons nobles du Léman.

Les teneurs mesurées en PCBdl se montrent toujours élevées pour les ombles chevaliers avec un certain nombre de poissons qui dépassent la valeur maximale autorisée de la nouvelle réglementation, même pour des tailles inférieures à 39 cm. Par conséquent, les autorités de sécurité alimentaire vont réévaluer si les mesures actuelles prises en 2008, à savoir la fixation d'une taille maximale de 39 cm pour la commercialisation des ombles chevalier, restent suffisantes pour protéger la santé des consommateurs. Cependant, il n'y a pas d'observation de dégradation de la situation ou d'augmentation de la contamination des poissons.

BIBLIOGRAPHIE

AFSSA 2002 - Afssa – Saisine n°2002-SA-0149

AFSSA 2005 - Afssa – Saisine n° 2005-SA-0090

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.

CORVI C., ZIMMERLI P., ORTELLI D., KHIM-HEANG S. et BECKER VAN SLOOTEN K. (2005) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux, les moules et les poissons du Léman, Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2004, 55-78.

EFSA 2008a, Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food chain : http://www.efsa.europa.eu/EFSA/efsa_locale-1178620753816_1211902012410.htm

EFSA 2008b, Findings of the EFSA data collection on polycyclic aromatic hydrocarbons in food, European Food Safety Authority, Parma, Italy

INERIS 2011, Chlorobenzène – fiche de données toxicologiques et environnementales de substances chimiques

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.

ZENNEG M., KOHLER M., GERECKE A. C., SCHMID P. (2003) : Polybrominated diphenyl ethers in whitefish from Swiss lakes and farmed rainbow trout, Chemosphere 51 (2003) 545-553

PHYTOPLANKTON DU LÉMAN

THE PHYTOPLANKTON OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2012

PAR

Frédéric RIMET

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

RÉSUMÉ

*L'année 2012 est marquée par le brassage complet du lac au mois de février. Cet évènement amène une quantité importante de nutriments dans la zone euphotique qui va modifier la composition taxonomique du phytoplancton par rapport aux années précédentes. En effet, la proportion de Chlorophycées, indicatrices de milieux eutrophes est plus importante pendant l'été. D'autre part, des diatomées littorales (*Achnanthes catenatum*, *Fragilaria perminuta*) vont dominer le peuplement en été. La proportion en Chrysophycées est plus faible que d'habitude. En automne, une cyanobactérie potentiellement toxique, *Aphanizomenon flos-aquae* va dépasser le seuil d'alerte 1 de l'OMS pendant le mois de novembre. Sa biomasse diminue en décembre.*

Pour l'évolution interannuelle, on observe que l'indice de Brettum, indicateur du niveau trophique du lac, présente sa meilleure valeur depuis 1974 malgré un accroissement estival d'espèces caractéristiques de milieux eutrophes. Ceci est confirmé par l'augmentation régulière de taxons oligotrophes et inversement la diminution des taxons indicateurs de milieux eutrophes.

ABSTRACT

*The year 2012 was marked by complete churning of the Lake during the month of February. This brought large amounts of nutrients into the euphotic zone, which in turn led to changes in the taxonomic composition of the phytoplankton compared to the preceding years. The proportion of Chlorophyceae, which are indicative of a eutrophic environment, was higher during the summer. On the other hand, the littoral diatoms (*Achnanthes catenatum*, *Fragilaria perminuta*) dominated the populations present in the summer. The proportion of Chrysophyceae was lower than usual. In the autumn/fall, a potentially toxic cyanobacterium, *Aphanizomenon flos-aquae* rose above the first WHO warning threshold during the month of November. Its biomass decreased in December.*

With regard to the interannual change, the Brettum index, which is indicative of the trophic level of the lake, was at its best level since 1974. This was confirmed by the steady increase in oligotrophic taxa and the concomitant decrease in taxa indicative of eutrophic environments.

1. INTRODUCTION

Le compartiment phytoplanctonique a fait l'objet d'un suivi durant l'année 2012 à la station SHL2 localisée au centre du Grand Lac (coord. CH : 534.70 / 144.95) entre Evian et Lausanne. Cette étude comporte l'analyse de l'évolution qualitative et quantitative du peuplement phytoplanctonique. Différentes métriques, telles que la diversité (indice de Shannon, Weaver & Shannon 1949), ainsi que l'indice de trophie de Brettum (1989), ont été calculés sur la toute la série chronologique. 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 novembre 2012 dans les 18 premiers mètres de la colonne d'eau à l'aide d'une cloche intégratrice d'eau brute (Pelletier & Orand 1978a et b). Ces prélèvements ont été effectués une fois par mois en janvier, février, avril, décembre et deux fois par mois pour les autres mois de l'année. Au final, 20 campagnes ont été menées en 2012.

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 qualitatif et quantitatif 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 $\mu\text{g/L}$. Le détail des protocoles est donné dans Druart & Rimet (2008), il est téléchargeable sur le site <http://www.dijon.inra.fr/thonon>

Différentes métriques ont été calculées à partir des listes floristiques : la biomasse des classes algales (sensu 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), et un indice de qualité trophique (Indice de Brettum calculé selon Kaiblinger *et al.*, 2009).

En plus de ces métriques, afin de compléter le diagnostic, nous avons utilisé les informations obtenues à partir d'une sonde spectrofluorimétrique (sonde BBE) permettant de détecter les diverses classes d'algues le long de la colonne d'eau. La sonde spectrofluorimétrique BBE est une sonde immergeable qui permet d'obtenir la concentration en μg équivalent de chl a.L^{-1} de diverses classes algales, en continu le long de la colonne d'eau. Le principe de mesure repose sur les capacités de fluorescence des algues phytoplanctoniques. La sonde est en effet capable de différencier les principaux groupes phytoplanctoniques (diatomées, dinoflagellés, algues vertes, cryptophycées, cyanobactéries riches en phycocyanine et un groupe mixte riche en phycoérythrine) sur la base de leurs caractéristiques pigmentaires propres (Moldaenke, 2002).

3. RESULTATS

3.1 Evolution saisonnière de l'année 2012

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

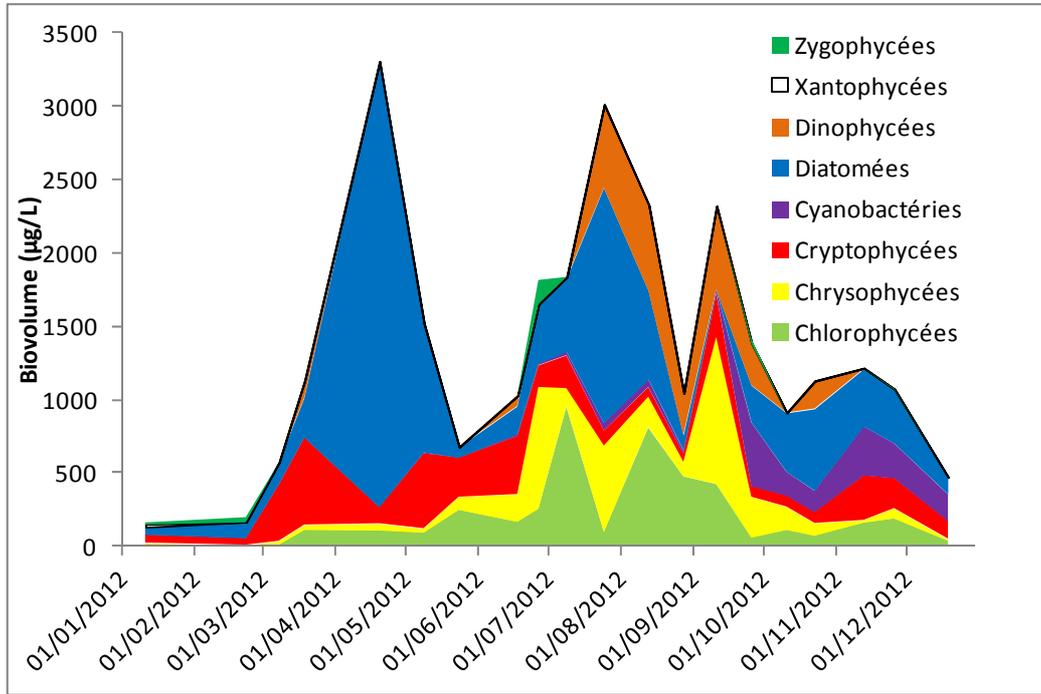


Figure 1 : Variations de la biomasse du phytoplancton par classe algale (sensu Bourrelly 1972, 1981, 1985) dans le Grand Lac (SHL 2) en 2012.

Figure 1 : Variations in the biomass of phytoplankton by algal class in Grand Lac (SHL 2) in 2012.

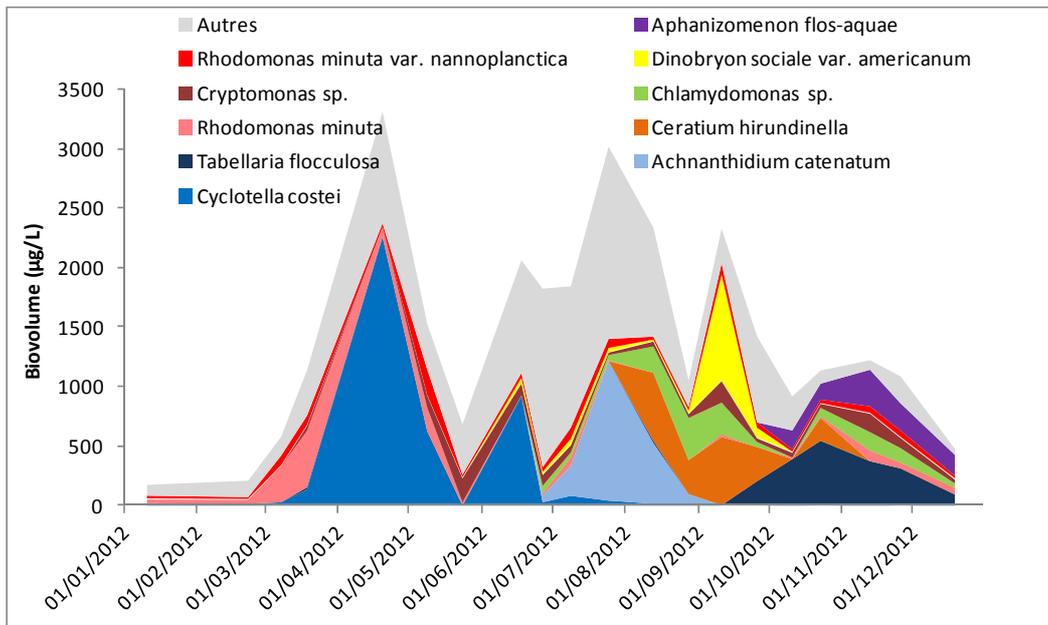


Figure 2 : Variations de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le Grand Lac (SHL 2) en 2012.

Figure 2 : Variations in the biomass of the main taxa of phytoplankton in Grand Lac (SHL 2) in 2012.

Pour le Grand Lac, plusieurs phases peuvent être distinguées au cours de l'année 2012 (figures 1 et 2) :

- Une phase hivernale (observée du 11 janvier au 8 mars) : la biomasse algale est faible et composée essentiellement de Cryptophycées (*Rhodomonas minuta* et sa var. *nannoplanctica*) ainsi que de petites diatomées centriques (*Cyclotella costei*). Pendant la 1^{ère} quinzaine de février, les très faibles températures extérieures vont permettre un brassage sur toute la profondeur du lac. Ceci explique les très faibles biomasses observées en février.
- Une phase printanière (19 mars au 9 mai) : la biomasse algale augmente fortement et va atteindre le 20 avril, la biomasse maximale de l'année 2012. Cette biomasse élevée a été favorisée par le brassage complet du lac qui a amené des nutriments provenant des couches profondes du lac. Les diatomées centriques (*Cyclotella costei*, *Discostella woltereckii*, *Puncticulata radiosa*, *Stephanodiscus alpinus*, *S. neoastrea*) représentent l'essentiel de la biomasse à cette période. Il s'agit de taxons sensibles à la stratification des eaux.
- Une phase des eaux claires observée autour du 24 mai : à cette date, la biomasse baisse fortement. Ce sont surtout les diatomées qui disparaissent, broutées préférentiellement par le zooplancton. Les Chlorophycées augmentent en proportion par rapport aux prélèvements précédents. Les Cryptophycées présentent une biomasse toujours importante à cette date.
- Une phase estivale (18 juin au 11 septembre) : la proportion des diatomées reste importante pendant l'été, avec dans un premier temps des diatomées centriques telles *Cyclotella costei*, *C. delicatula*, *Discostella woltereckii*, *Puncticulata radiosa*, *Stephanodiscus alpinus*, qui représentent l'essentiel de la biomasse des diatomées (18 juin). Puis, c'est *Achnanthydium catenatum* qui va dominer la biomasse des diatomées à partir du 27 juin, jusqu'au 28 août. Il s'agit d'une espèce plutôt benthique, que l'on retrouve dans les biofilms littoraux du Léman. Elle forme des petites chainettes et peut se retrouver également dans le plancton de manière épisodique. Elle avait été déjà observée en septembre 1995 et 2010, et en novembre 2011 mais avec des biomasses plus faibles. On note également la présence pendant cette même période (27 juin au 28 août) de *Fragilaria perminuta*, également plutôt benthique littorale, qui ne forme pas de chainette (contrairement aux autres *Fragilaria*) mais est unicellulaire. Ces taxons sont inhabituels pour cette période de l'année qui est normalement dominée par *Fragilaria crotonensis* et *Asterionella formosa*.

Pendant la phase estivale, plusieurs espèces de Chlorophycées telles que *Scenedesmus acutus*, *Chlamydomonas* spp., *Pandorina morum* présentent des biomasses élevées. Ces taxons sont typiques de milieux eutrophes et sont inattendus à cette période, plutôt dominée par des Chrysophycées (ex. *Dinobryon* spp.) les années précédentes. Leur présence est probablement liée au brassage des eaux du fond et donc à l'enrichissement momentané des eaux de surface en nutriments.

Les Chrysophycées, telles les *Dinobryon* spp. -taxons caractéristiques des milieux oligotrophes-, sont présentes, mais leurs proportions en biomasses sont plus faibles que les autres années. Les Chrysophycées (avec principalement les *Dinobryon* spp.) vont dominer le phytoplancton seulement en fin d'été, le 11 septembre.

- Une phase automnale du 26 septembre au 26 novembre. Les cyanobactéries et les diatomées vont dominer le phytoplancton. C'est *Aphanizomenon flos-aquae*, cyanobactérie hétérocystée qui domine largement les cyanobactéries. C'est vers 15-20 m de profondeur que ce taxon trouve sa niche écologique lorsque la colonne d'eau est encore stratifiée (cf. profils BBE dans Rimet 2012). En 2012 on le retrouve jusqu'à 40 m (cf. fig 7). Ce taxon est potentiellement toxique ; il produit des anatoxines et saxitoxines (Afssa et Afsset 2006). Le seuil de risque 1 pour l'eau potable de l'OMS, a été dépassé le 13 et le 26 novembre (plus de 2000 cellules/ml). Au-delà de ce seuil, l'OMS préconise de chercher une eau moins chargée en cyanobactéries ou de s'assurer d'être en mesure d'éliminer les toxines. L'OMS conseille également de contrôler l'eau toutes les semaines au moins du point de vue des cyanobactéries. Si les cyanobactéries présentes sont susceptibles de produire d'autres toxines que la microcystine cette éventualité doit être investiguée.

Les diatomées sont également présentes avec *Tabellaria flocculosa* qui domine la biomasse du phytoplancton. Cette espèce avait été observée également avec des fortes biomasses pendant l'hiver 2000-2001, après un brassage presque complet du lac en mars 2001.

- Une phase hivernale le 19 décembre : la biomasse phytoplanctonique diminue, les Chlorophycées, les diatomées et les cyanobactéries présentent des proportions équivalentes en termes de biomasses. *Aphanizomenon flos-aquae* reste l'espèce dominante avec *Tabellaria flocculosa*.

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 µm³, ceux du microphytoplancton une longueur supérieure à 20 µm et/ou un biovolume supérieur à 10 000 µm³.

La figure 3 présente la dynamique de ces deux compartiments dans le Grand Lac pour l'année 2012.

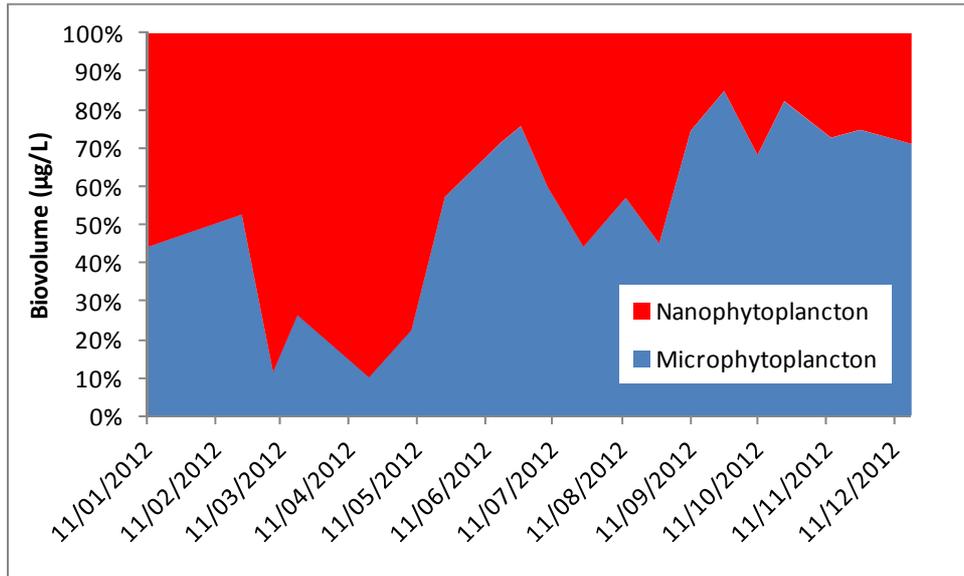


Figure 3 : Variations de la biomasse par classes de taille dans le Grand Lac (SHL 2) en 2012.
Figure 3 : Variations in the biomass per size class in Grand Lac (SHL 2) in 2012.

Pour l'année 2012, le micro et nanophytoplancton présentent des proportions en termes de biomasses équilibrées en début d'année (janvier, février). Puis les taxons de petites tailles (petites *Cyclotella*, *Discostella*), vont dominer le compartiment de mars à début mai. Puis à partir de la phase des eaux claires (24 mai), le microphytoplancton voit la proportion augmenter fortement. Pendant l'été, microphytoplancton et nanophytoplancton ont des biomasses proches. En automne, le microphytoplancton est dominant principalement à cause de la présence d'*Aphanizomenon flos-aquae* et *Tabellaria flocculosa*.

3.2 Evolution interannuelle

3.2.a Evolution des classes d'algues

La figure 5 présente l'évolution interannuelle des principales classes d'algues (sensu Bourrelly 1972, 1981, 1985) dans le Grand Lac.

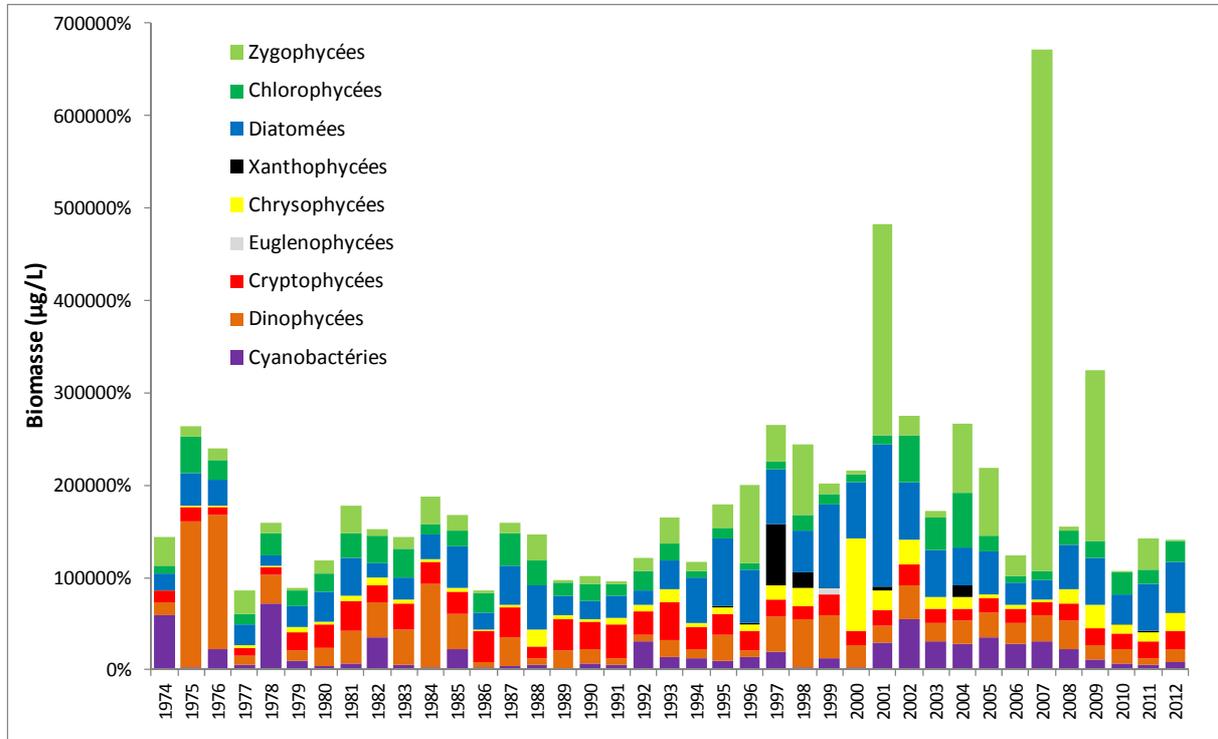


Figure 4 : Evolution interannuelle des principales classes algales (biomasse annuelle moyenne) dans le Grand Lac.

Figure 4 : Interannual change in the main algal classes (mean annual biomass).

Pour le Grand Lac, l'année 2012 présente des biomasses semblables à celles observées en 2011 (en mettant à part les années ayant présenté des blooms de *Mougeotia gracillima* en 2001, 2007 et 2009).

Les proportions des différentes classes algales sont proches de celles observées les années précédentes, malgré le fait que la composition en espèces est assez différente : présence en grande quantité d'*Achnanthydium catenatum*, *Tabellaria flocculosa*, *Aphanizomenon flos-aquae*, nombreuses Chlorophycées caractéristiques de milieux eutrophes (*Chlamydomonas* spp., *Pandoriona morum*, etc.).

3.2.b Profils de biomasse des principales classes d'algues

Ces profils sont obtenus grâce à la sonde spectrofluorimétrique BBE.

La figure 6 montre la dynamique des diatomées ; on observe une augmentation de leur biomasse en début de chaque année et pour l'année 2012 leurs biomasses sont particulièrement élevées (entre 0 et 30 mètres principalement, mais leur présence se retrouve jusqu'à 40 m). On note aussi de fortes biomasses de diatomées en été 2012 jusqu'à 15 m.

Les cyanobactéries (figure 7), présentent des biomasses importantes plutôt en automne (2008, 2009 et 2010). En 2012, la présence d'*Aphanizomenon flos-aquae* (cyanobactérie filamenteuse hétérocystée potentiellement toxique) n'est pas observable à la sonde à cause de des problèmes de fonctionnement à partir du mois d'octobre jusqu'en fin d'année (pas de relevés d'octobre à décembre).

Log algues brunes

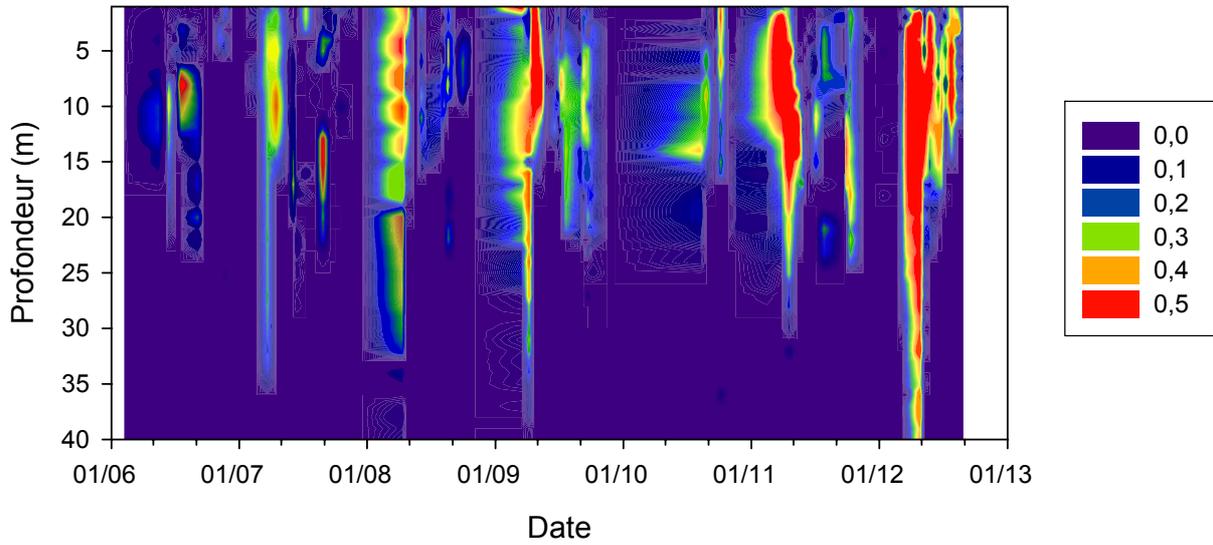


Figure 5 : Evolution de la distribution de la biomasse (exprimée en μg de chlorophylle/L) du groupe algal riche en Chlorophylle *a*, *c*, xanthophylle, fucoxanthépéridine (diatomées).

Figure 5 : Change in the distribution of the biomass (expressed in μg chlorophyll/L) of the algal group containing high levels of chlorophyll *a* and *c*, fucoxanthepéridine (diatoms).

Log algues bleu-vertes

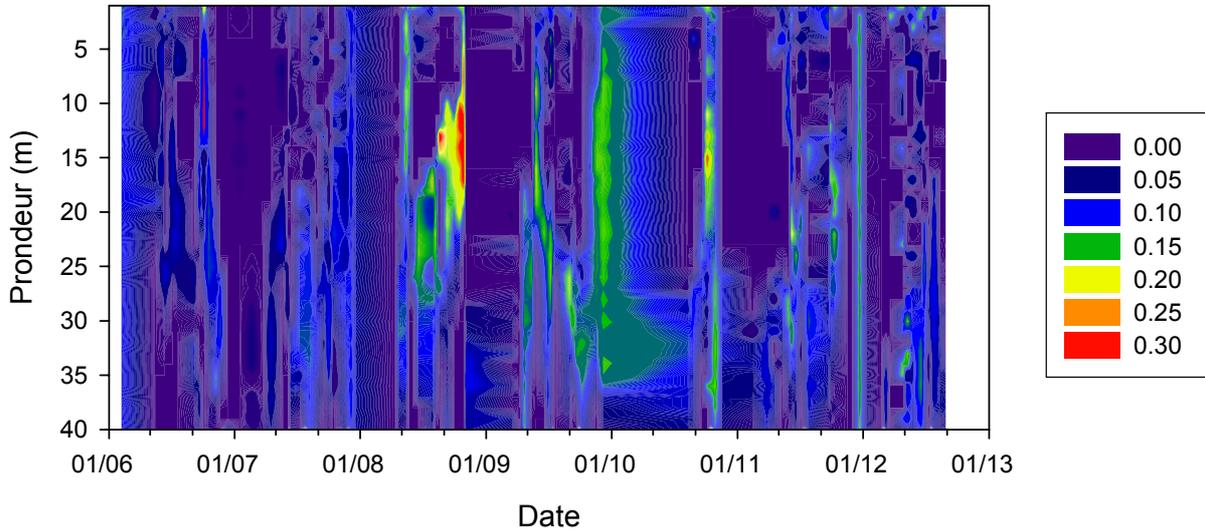


Figure 6 : Evolution de la distribution de la biomasse (exprimée en μg de chlorophylle/L) du groupe algal riche en chlorophylle *a*, et phycocyanines (Cyanobactéries).

Figure 6 : Change in the distribution of the biomass (expressed in μg chlorophyll/L) of the algal group containing high levels of chlorophyll *a* and *c*, xanthophyll and carotenoids (Chlorophyceae, Conjugates).

3.2.c Evolution de la diversité

Un indice de diversité annuelle a été calculé sur la chronique 1974-2012. Pour chaque prélèvement, l'indice de Shannon est calculé, puis la moyenne annuelle de ces indices est calculée pour chacune des années de 1974 à 2012.

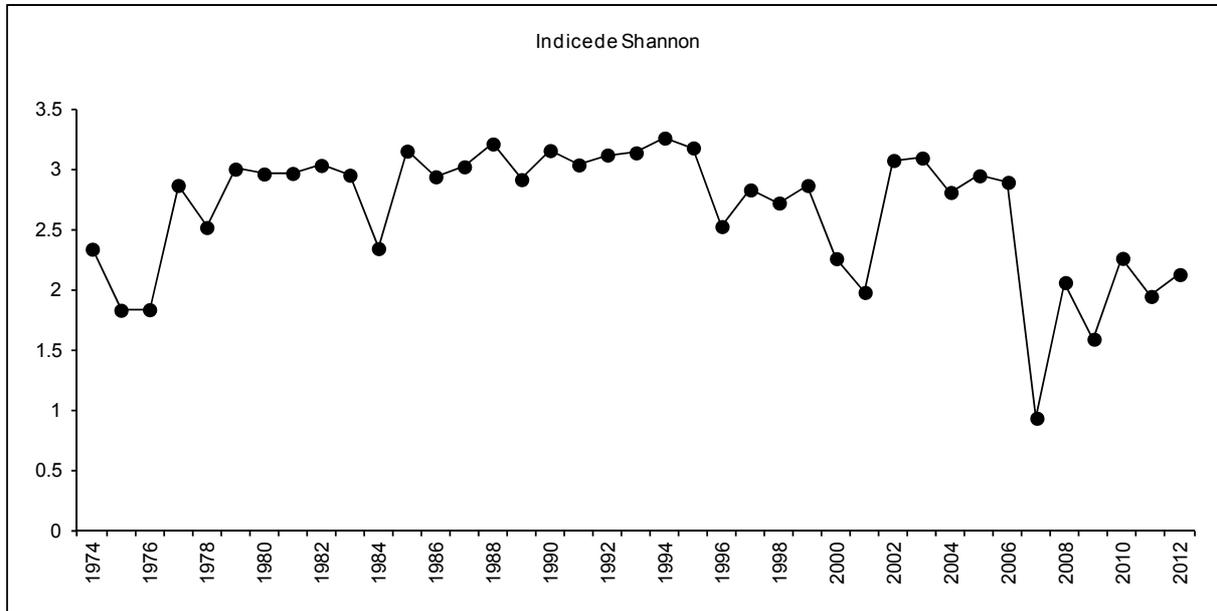


Figure 7 : Evolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon.

Figure 7 : Interannual change in the Shannon diversity index.

La diversité peut être un indicateur de niveau en nutriment en milieu aquatique, des relations sont régulièrement établies (ex. Russel-Hunter 1970, Schelske & Stoermer 1971).

Pour le Grand-Lac, la diversité de l'année 2012 est proche de celle des 5 dernières années. Cette diversité est plus faible que celle observée en moyenne avant 2007.

Les chutes de diversité en 2007 et 2009 correspondent aux blooms de *Mougeotia gracillima* qui dominait fortement le peuplement.

3.2.d Evolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum

L'état trophique des lacs peut ainsi 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 c'est l'indice de Brettum modifié par Wolfram (Wolfram et al. 2007; Wolfram & Dokulil 2007) qui était relativement bien adapté à évaluer le niveau trophique des grands lacs alpins mais nécessitait une correction. Cet indice corrigé donne pour 133 taxons leur préférence par rapport à une concentration en phosphore. Plus cet indice est élevé plus le niveau trophique sera faible. Les valeurs suivantes sont données par Wolfram et al. (2007) :

Classe Indice Brettum	Concentrations en TP	Etat trophique
6	$\leq 5 \mu\text{g.L}^{-1}$	ultra-oligotrophe
5	$5-8 \mu\text{g.L}^{-1}$	oligotrophe
4	$8-15 \mu\text{g.L}^{-1}$	oligo-mesotrophe
3	$15-30 \mu\text{g.L}^{-1}$	méso/faiblement eutrophe
2	$30-60 \mu\text{g.L}^{-1}$	eutrophe
1	$>60 \mu\text{g.L}^{-1}$	hypertrophe

La figure 8 présente l'évolution de cet indice pour le Grand Lac.

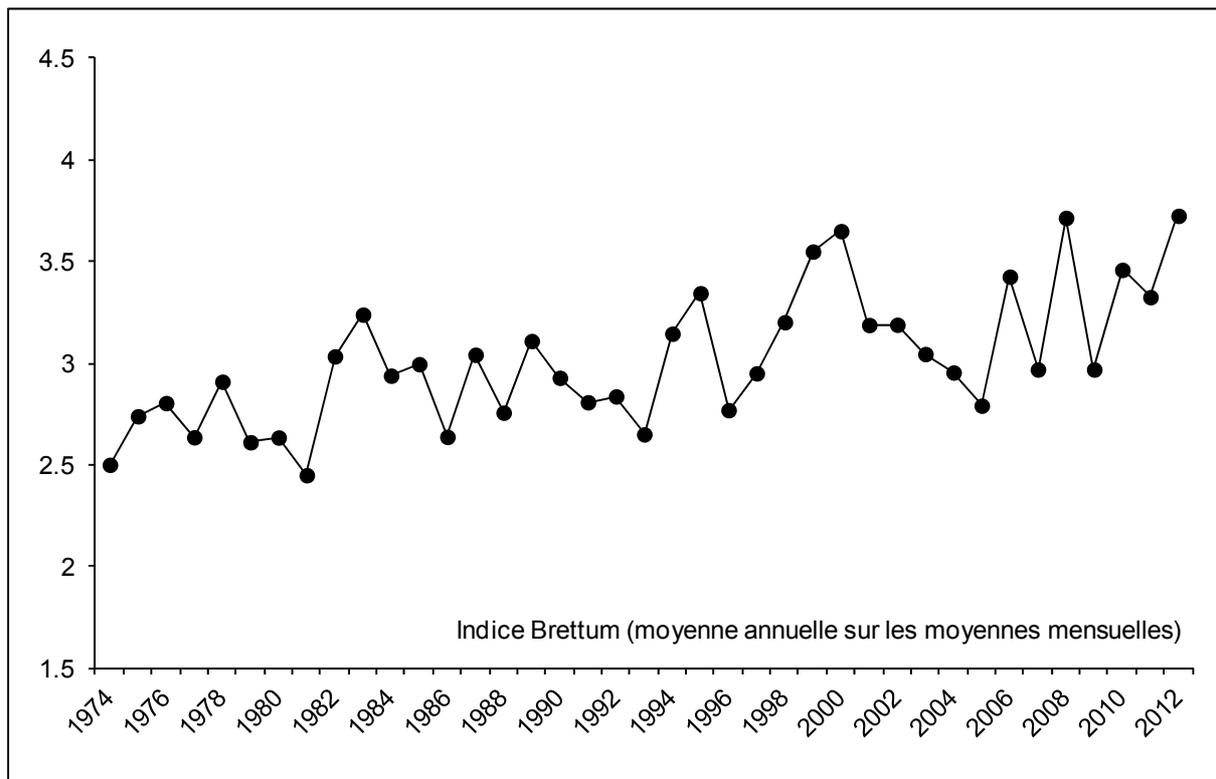


Figure 8 : Evolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum (1989) dans le Grand Lac.
 Figure 8 : Change in Brettum's modified phytoplankton quality index (1989) in Grand Lac.

Pour le Grand Lac, globalement une amélioration de la qualité des eaux est observable depuis 1974 (Figure 9). 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 pour l'année 2012 est la plus élevée de toute la chronique, la valeur est de 3.72 (lac méso/faiblement eutrophe). Cette valeur élevée est liée à la présence de nombreuses diatomées centriques indicatrices de milieux méso à oligotrophes en début d'année (janvier à mai).

3.2.e Evolution des groupes fonctionnels

La dynamique interannuelle de certains groupes fonctionnels de Reynolds *et al.* (2002) sont donnés à la figure 9.

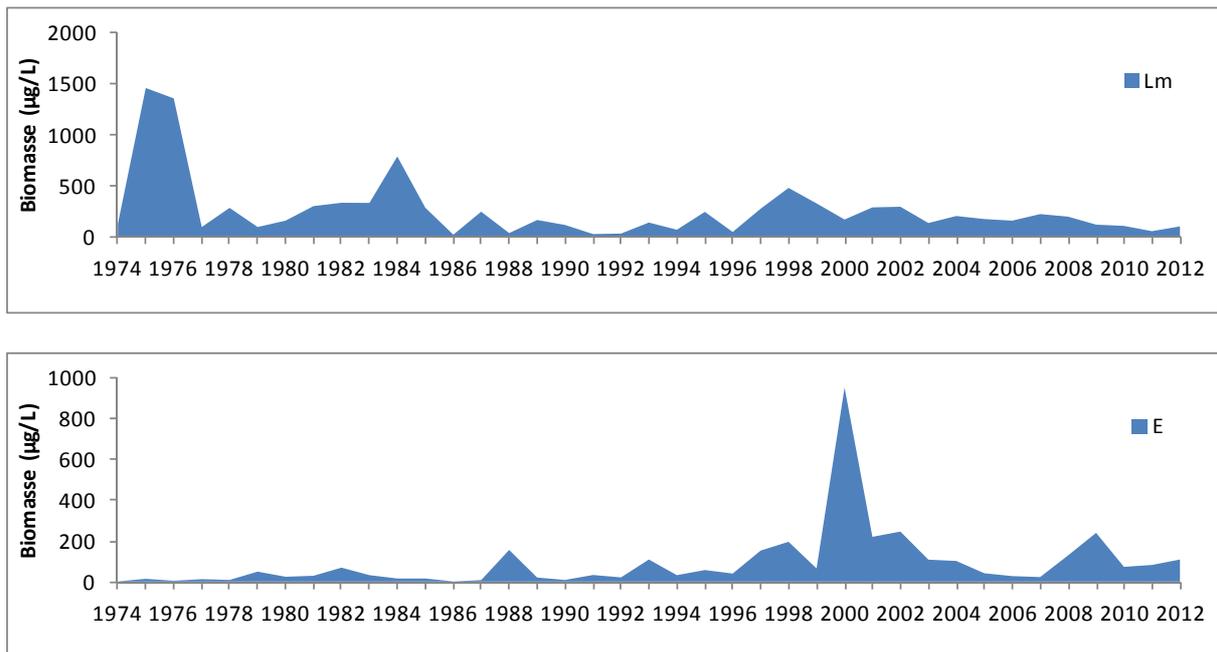


Figure 9 : Evolution de la dynamique interannuelle des groupes fonctionnels Lm et E de Reynolds et al. (2002).

Figure 9 : Change in the interannual dynamiy profile of the Lm and E fonctionnal groups of Reynolds *et al.* (2002)

Le groupe Lm rassemble les taxons caractéristiques des épilimnions eutrophes bien stratifiés, on observe une raréfaction de sa biomasse de l'année 1974 à l'année 2012 (fig. 9). Le groupe E, qui rassemble des taxons caractéristiques des milieux oligotrophes, présente une dynamique inverse (fig. 9). Ces dynamiques indiquent bien une ré-oligotrophisation de la masse d'eau.

4. CONCLUSIONS

La dynamique annuelle de 2012 est marquée par le brassage complet du lac qui a amené une quantité importante de nutriments dans la zone euphotique. De janvier à février, la biomasse est faible, puis après le brassage complet du lac, un pic de biomasse apparaît le 20 avril. Il est composé essentiellement de diatomées centriques adaptées au brassage des eaux. La phase des eaux claires apparaît autour du 24 mai.

Après cette phase, la composition en espèce change et va laisser la place à des taxons inhabituels par rapport aux années précédentes pour cette période de l'année. Tout d'abord, *Achnanthydium catenatum* et aussi *Fragilaria perminuta*. Ces taxons benthiques, sont normalement retrouvés dans les biofilms littoraux du Léman. Pendant l'été, on retrouve des biomasses importantes de Chlorophycées caractéristiques de milieux eutrophes (*Scenedesmus*, *Pandorina* ...), alors qu'à cette période, c'est plutôt des Chrysophycées (*Dinobryon* spp.) indicatrices de milieux oligotrophes que l'on retrouve. Les Chrysophycées ne vont présenter des biomasses importantes qu'en fin d'été.

En automne, la biomasse est dominée par une diatomée *Tabellaria flocculosa* et *Aphanizomenon flos-aquae*, une cyanobactérie potentiellement toxique, qui va dépasser le seuil d'alerte de niveau 1 de l'OMS en novembre. Puis la biomasse diminue en décembre, mais reste dominée par ces deux taxons.

L'analyse interannuelle du phytoplancton permet de montrer que la biomasse de 2012 est proche de celles des années précédentes. L'indice Brettum est le plus haut de toute la chronique et indique que le lac continue sa ré-oligotrophisation.

On continue à noter la baisse inter-annuelle régulière des taxons caractérisant les épilimnions eutrophes, et au contraire, l'augmentation régulière des taxons caractérisant les milieux oligotrophes. Cette tendance est à mettre en lien avec la diminution progressive de la concentration en phosphore observée dans le Léman depuis le début des années 80.

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.
- AFSSA et AFSSET 2006. Risques sanitaires liés à la présence de cyanobactéries dans l'eau. Évaluation des risques liés à la présence de cyanobactéries et de leurs toxines dans les eaux destinées à l'alimentation, à la baignade et autres activités récréatives. Paris, 227 pp.
- Bourrelly, P., 1972. Les Algues d'eau douce, Tome I: Les Algues vertes. 1-572pp.
- Bourrelly, P., 1981. Les Algues d'eau douce, Tome II: Les Algues jaunes et brunes. 1-517pp.
- Bourrelly, P., 1985. Les Algues d'eau douce, Tome III: Les Algues bleues et rouges. 1-606pp.
- Brettum, P., 1989. Algen als Indikatoren für die Gewässerqualität in norwegischen Binnenseen. Norsk Institutt for vannforskning NIVA, Norway: 102 pp.
- Druart, J.C. & Rimet F., 2008. Protocoles d'analyse du phytoplancton de l'INRA : prélèvement, dénombrement et biovolumes. INRA Thonon, Rapport SHL 283 – 2008, 96 pp.
- Kaiblinger, K., 2008. Water quality assessment in lakes with special focus on Phytoplankton indices used within the EU Water Framework Directive (WFD). Rapport I.L. 277/08, DEC0470, INRA Thonon, France: 45 pp.
- Kaiblinger, C., Anneville, O., Tadonleke, R., Rimet, F., Druart, J. C., Guillard, J. & Dokulil, M. T. 2009. Central European water quality indices applied to long-term data from peri-alpine lakes: test and possible improvements. *Hydrobiologia* 633: 67-74.
- Moldaenke, 2002. The bbe Fluoroprobe. Software manual. Kiel-Kronshagen, Germany: 41 pp.
- 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.
- Rimet F., 2012. Phytoplancton du Léman. Campagne 2011. Rapport Cipel: pages 67-77.
- 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. Angew. 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., 2007. Leitfaden zur erhebung der biologischen qualitatselemente. Teil B2 - Phytoplankton. Lebensministerium, Austria: 50 pp.
- 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.

PRODUCTION PRIMAIRE ET BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE DANS LE LÉMAN

PRIMARY PRODUCTION AND CHLOROPHYLL A BIOMASS IN LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2012

PAR

Rémy D. TADONLEKE

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

RÉSUMÉ

Au cours de l'année 2012, 19 campagnes de prélèvement ont été effectuées à la station SHL2 du Léman afin d'évaluer l'évolution temporelle de la production primaire (PP) et de la biomasse chlorophyllienne (Chl a), en rapport avec le contrôle des apports du phosphore dans le lac. La Chl a expliquait 51 % de la variabilité saisonnière de la transparence des eaux et n'était pas significativement reliée à la PP. La variation saisonnière de cette dernière était essentiellement expliquée par la capacité photosynthétique du phytoplancton, qui est apparue plus forte en 2012 qu'en 2010 et 2011.

En accord avec cette forte capacité photosynthétique, la PP de 2012 est apparue 1.6 fois plus élevée que celle de 2011 pour des concentrations de Chl a similaires. La valeur moyenne annuelle de la PP nette dans la zone 0-30 m est parmi les plus élevées des 14 dernières années, alors que celle de la Chl a est parmi les plus basses.

Cette forte augmentation de productivité et de production en 2012 serait liée à des facteurs autres que le phosphore (tels que la température, la lumière incidence, la pression de prédation des herbivores et la composition du phytoplancton) puisque les concentrations de phosphore dans la zone où s'est faite l'essentiel de la production phytoplanctonique ont très peu varié de 2011 à 2012.

ABSTRACT

During the year 2012, 19 sampling campaigns were carried out at station SHL2 in Lake Geneva in order to monitor the change over time in the primary production (PP) and chlorophyll biomass (Chl a), as a result of controlling the phosphorus input into the Lake. Chl accounted for 51% of the seasonal variability of the transparency of the water and was not significantly related to the PP. The seasonal variation of the PP was essentially explained by photosynthetic capacity of the phytoplankton, which appeared to be greater in 2012 than in 2010 or 2011.

Consistently with this high photosynthetic capacity, in 2012 the PP appeared to be 1.6 times higher than in 2011 despite similar concentrations of Chl. The mean annual value of the net PP in the 0-30 m zone was amongst the highest in the last 14 years, whereas that of Chl was amongst the lowest.

This marked increase in the productivity and production in 2012 is apparently linked to factors other than the level of phosphorus (such as the temperature, incident light, predation pressure from herbivores and the composition of the phytoplankton) since the concentrations of phosphorus in the zone where most of the phytoplanktonic production occurred, showed little difference between 2011 and 2012.

1. INTRODUCTION

Ce rapport présente les données de production primaire (PP) et de biomasse phytoplanctonique (estimée par la chlorophylle *a*) dans le Léman au cours de l'année 2012. L'évolution des mêmes variables phytoplanctoniques au cours des 13 années précédentes (1999-2011) est également présentée pour comparaison avec l'année 2012.

2. MÉTHODES

L'échantillonnage a été réalisé entre le 11 janvier et le 26 novembre 2012 aux profondeurs habituelles (0, 1, 2, 3.5, 5, 7.5, 10, 15, 20, 30 m). Il est à noter qu'en raison de problèmes techniques la chlorophylle *a* du 09 mai n'a pas été analysée et la production primaire n'a été mesurée qu'à certaines profondeurs le 26 septembre. En conséquence, ces données ne sont pas présentées. Les méthodes d'analyse mises en œuvre sont les mêmes que celles utilisées lors des années précédentes. La transparence de l'eau a été mesurée à l'aide d'un disque blanc de 30 cm de diamètre. La chlorophylle *a* (Chl *a*), utilisée ici comme estimateur de la biomasse phytoplanctonique, a été analysée au spectrophotomètre (STRICKLAND et PARSONS, 1968). La PP a été mesurée par l'incorporation du ¹⁴C par le phytoplancton (STEEMAN-NIELSEN, 1952). La PP mesurée a été convertie en production journalière à l'aide du facteur 2.22 (PELLETIER 1983), pour comparaison avec les treize dernières années (1999-2011). Dans le cadre de la comparaison interannuelle, la biomasse chlorophyllienne et la PP ont été intégrées dans la zone 0-30 m. La PP nette annuelle a été estimée en considérant qu'elle représente 60 % de la PP annuelle mesurée, c'est-à-dire de la production brute (LEBOULANGER, comm. pers.). Les relations entre variables sont examinées à l'aide de régressions simples après transformation logarithmique des données.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 Répartition verticale

La répartition verticale de la biomasse et de la production phytoplanctoniques dans la zone 0 – 30 m au cours des 19 campagnes de prélèvement est illustrée sur la figure 1. Les variables phytoplanctoniques calculées à partir de ces données, ainsi que la transparence de l'eau sont présentées dans le Tableau 1.

Tableau 1 : Principaux paramètres de la production primaire dans la zone 0-20 m. ΣA : production primaire totale lors de l'incubation ; PP : production primaire journalière calculée ; Amax : production maximale lors de l'incubation correspondant à la biomasse Chl a max ; Tds : profondeur de disparition du disque de Secchi ; nd : non déterminé.

Table 1 : Main primary production parameters in the 0-20 m zone : ΣA : total primary production during the incubation period ; PP : calculated daily primary production ; Amax : maximum production during incubation period ; Tds : water transparency ; nd: not determined.

	ΣA (mgC.m ⁻² .inc ⁻¹)	PP (mgC.m ⁻² .j ⁻¹)	A max (mgC.m ⁻³ .inc ⁻¹)	Chl à Amax (mgC.m ⁻³)	Chl a (0-20 m) (mgC.m ⁻²)	Tds (m)
11-janv.-12	125	271	11	1,6	30,3	11,8
23-févr.-12	176	418	12	1,5	27,8	15
8-mars-12	261	599	25	3,7	75,5	9,8
19-mars-12	605	1257	81	8,2	156,9	4,6
26-avr.-12	748	1573	87	10,6	171,7	3,9
9-mai-12	769	1588	87	nd	nd	3,4
24-mai-12	834	1783	131	1,6	15,7	2,6
18-juin-12	1411	3058	142	0,9	13,2	6,2
27-juin-12	1446	3089	162	8,0	128,6	4,7
9-juil.-12	1102	2254	141	8,1	122,9	2,8
25-juil.-12	1351	2658	177	11,3	137,4	3,2
13-août-12	2226	4632	281	6,7	98,0	4
28-août-12	2464	4990	286	5,0	76,1	5,6
11-sept.-12	2710	5397	391	6,1	54,9	5,6
26-sept.-12	nd	nd	nd	nd	86,2	8,2
11-oct.-12	1302	2582	183	10,0	178,6	7,9
23-oct.-12	254	462	46	7,6	149,1	6,1
13-nov.-12	360	725	47	6,0	120,8	8,2
26-nov.-12	181	324	38	6,4	119,8	8,5

Les valeurs de PP et Chl a, qui étaient faibles en hiver (< 26 mgC. m⁻³.inc⁻¹ et 4 mg.m⁻³ entre le 11 janvier et le 8 mars), ont augmenté progressivement dès le début du printemps et atteint les maxima au milieu de l'été pour la Chl a (~20 mg m⁻³ à 2 m le 25 juillet) et à la fin de l'été pour la PP (391 mgC. m⁻³.inc⁻¹ à 1m le 11 septembre). Elles ont diminué ensuite assez rapidement au fil des dates, mais sont restées, à la dernière date de prélèvement, supérieures aux valeurs d'hiver (Fig. 1). Il est convenit de noter que les valeurs maximales de ces variables ont été enregistrées en 2011 au printemps et que ce maximum de PP de 2012 est pratiquement 3 fois plus élevé que celui de 2011 (135 mgC. m⁻³.inc⁻¹) alors que le maximum de Chl a est similaire à celui de 2011 (~19 mg.m⁻³).

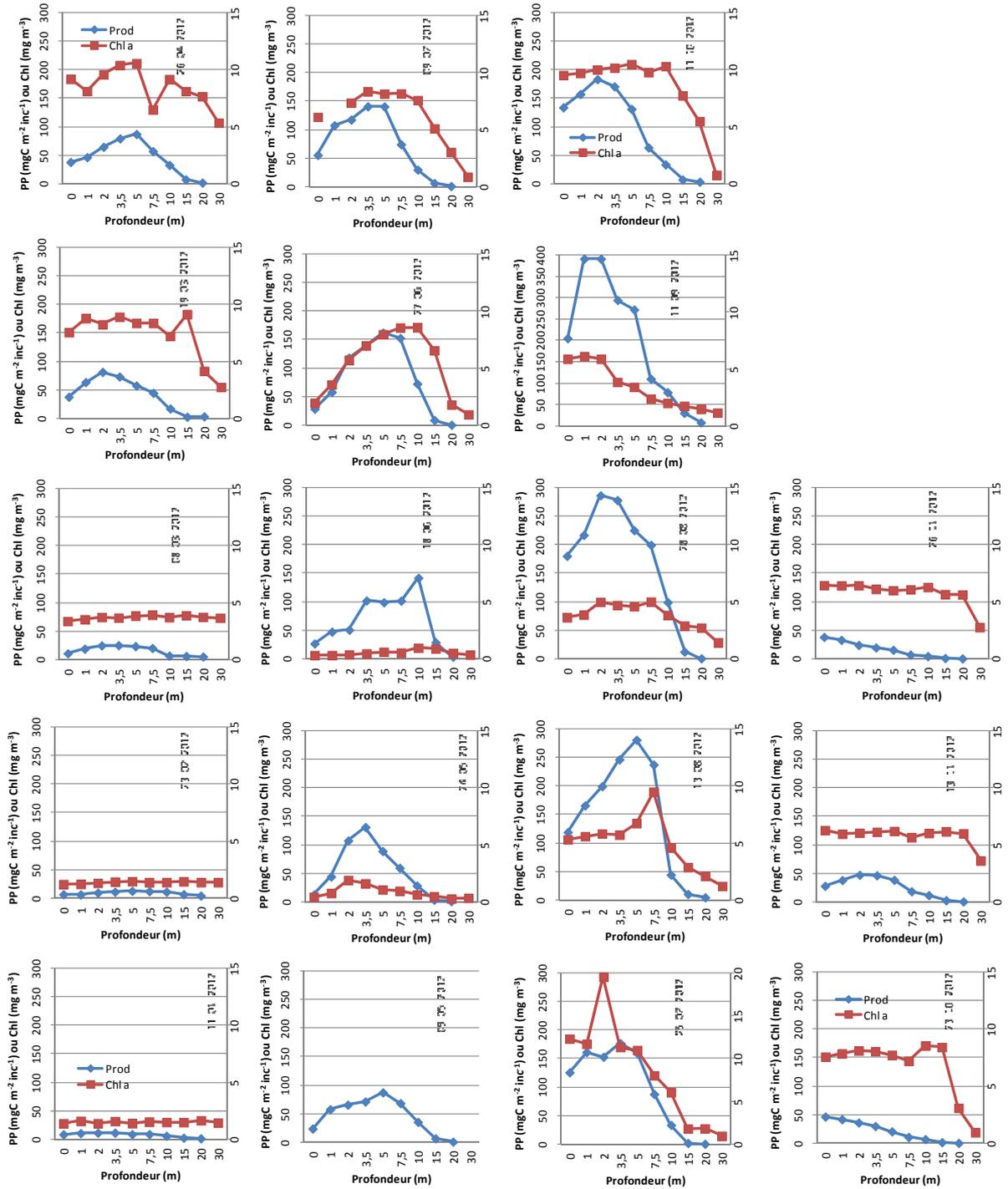


Figure 1 : Profils verticaux de la production primaire (losange) et de la biomasse chlorophyllienne (carré) au point SHL2 du 11 janvier au 26 novembre 2012. La biomasse chlorophyllienne (axe des Y secondaires) n'a pas été mesurée le 09 mai 2012. Notez les différences des échelles des axes pour la production primaire le 11 septembre et pour la biomasse chlorophyllienne le 27 juillet 2012.

Figure 1 : Vertical profiles of the primary production (diamonds) and of the chlorophyll biomass (squares) at SHL2 from 11 January to 26 November 2012. The chlorophyll biomass (secondary Y axes) was not measured on 09 May 2012. Note the differences in the scales of the axes for the primary production on 11 September and for the chlorophyll biomass on 27 July 2012.

3.2 Evolution saisonnière des variables mesurées

L'évolution saisonnière de la transparence des eaux (profondeur de disparition du disque de Secchi) montre que les valeurs les plus élevées ont été enregistrées en hiver, alors que la plus faible a été enregistrée le 24 mai (Fig. 2A), correspondant, contrairement à ce qui est habituellement observé, à l'une des plus faibles concentrations de Chl *a*. La moyenne annuelle de cette transparence des eaux (6.3 m) apparaît un peu plus faible que celles enregistrées en 2010 (7.3 m) et 2011 (7.5 m). La transparence de l'eau en 2012 a montré une relation significative avec la Chl *a* intégrée dans la zone 0-10 m mais pas avec la Chl *a* intégrée dans la zone 0-20 m, et cela seulement après que les très faibles valeurs de Chl *a* du 24 mai et du 18 juin aient été exclues de l'analyse statistique ($R^2 = 0.51$, $P < 0.05$). Cela suggère que l'atténuation de la lumière pénétrant dans la colonne d'eau était très forte dans les premiers mètres, bien que la Chl *a* y soit en générale en faible concentration.

L'évolution saisonnière de la Chl *a* intégrée dans la zone 0-20 m montre une grande différence avec celle de la PP intégrée dans la même zone (Figs. 2 B, C). Ceci contraste avec les observations de 2011, année pendant laquelle les deux variables ont montré des évolutions temporelles très similaires (TADONLEKE, 2012). Au cours de l'année 2012, aucune tendance temporelle particulière n'a été observée pour la Chl *a* (qui montre trois périodes de pics: début du printemps, milieu de l'été et début de l'automne), contrairement à la PP, qui montrait une augmentation progressive jusqu'au pic du 11 septembre, puis une diminution des valeurs jusqu'à la fin de la campagne (Figs. 2B, C). La PP intégrée dans la zone 0-20 m n'était pas corrélée à la Chl *a* intégrée dans la zone 0-20 m ($P > 0.05$), mais était significativement et positivement corrélée à la capacité photosynthétique (production maximale: Chl *a* à la même profondeur) ($R^2 = 0.61$, $P < 0.05$). Ces résultats suggèrent que la variation saisonnière de production était essentiellement due aux réponses physiologiques du phytoplancton aux conditions du milieu.

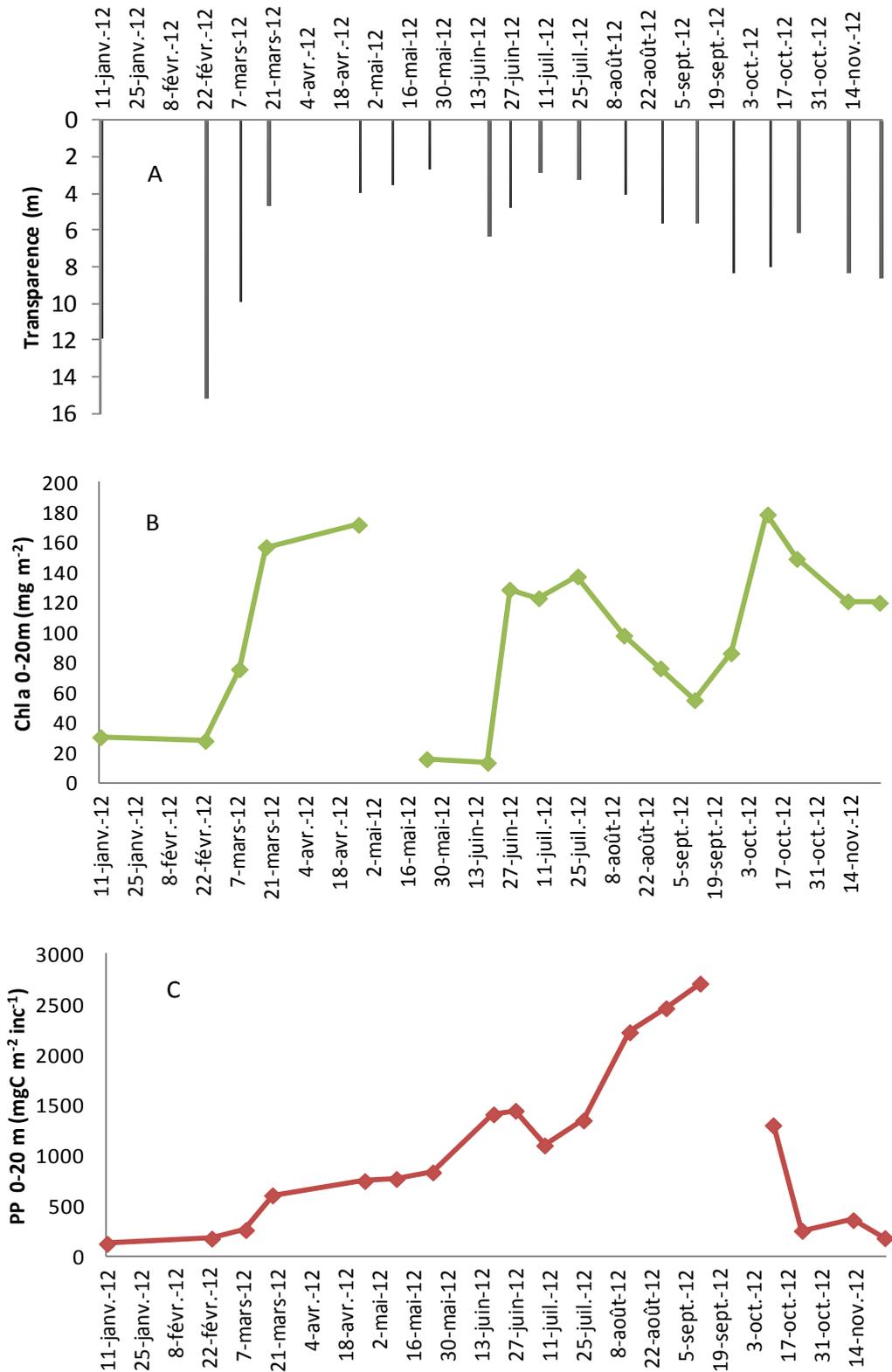


Figure 2 : Evolution saisonnière de la transparence des eaux (A), de la Chlorophylle *a* intégrée dans la zone 0-20 m (B) et de la production primaire intégrée dans la zone 0-20 m (C) au point SHL2 du 11 janvier au 26 novembre 2012.

Figure 2 : Seasonal changes in the transparency of the water (A), in the integrated Chlorophyll *a* in the 0-20 m zone (B) and in the integrated primary production in the 0-20 m zone (C) at SHL2 from 11 January to 26 November 2012.

3.3 Comparaison de l'année 2012 aux douze années précédentes (1999-2011)

L'évolution entre 1999 et 2012 des moyennes annuelles de la Chl a et de la PP nette intégrée dans la zone 0-30 m est présentée sur la figure 3. Alors que pour la Chl a , la moyenne de 2012 se situe parmi les plus faibles valeurs enregistrées au cours de cette série chronologique, pour la PP, la moyenne de 2012 se situe parmi les valeurs les plus élevées, égalant quasiment les importants pics de 2001, 2007, 2009. Cependant une des différences majeures avec ces trois années est que ces dernières montraient des concentrations moyennes de Chl a en forte augmentation comparées aux années qui les précédaient directement (c'est-à-dire respectivement 2000, 2006 et 2008), ce qui n'est pas le cas pour 2012, dont la moyenne de Chl a est quasiment identique à celle de 2011 (Fig. 3). D'autre part, la moyenne annuelle de la capacité photosynthétique en 2012 (23.5 mgC. mgChl a^{-1}) est apparue 1.6 à 2 fois plus élevée que celles enregistrées respectivement en 2010 (15 mgC.mgChl a^{-1}) et 2011 (11.6 mgC.mgChl a^{-1}), si on fait abstraction de la valeur exceptionnelle de 150.2 mgC.mgChl a^{-1} du 18 juin 2012. Ces résultats tendent à confirmer que la forte production en 2012 était essentiellement en relation avec l'adaptation physiologique du phytoplancton.

L'analyse des concentrations de phosphore dans la zone 0-10 (où se fait l'essentiel de la production) montre que les concentrations de 2012 sont proches de celles de 2011, que ce soit pour les moyennes annuelles (6 $\mu\text{g L}^{-1}$ pour P-PO_4^{3-} et 14 $\mu\text{g L}^{-1}$ pour le phosphore total en 2011 et respectivement 6 $\mu\text{g L}^{-1}$ et 15 $\mu\text{g L}^{-1}$ en 2012), pour les moyennes de janvier à août, c'est-à-dire avant le pic de PP de septembre 2012 (6 $\mu\text{g L}^{-1}$ et 16 $\mu\text{g L}^{-1}$ en 2011 et respectivement 7 $\mu\text{g L}^{-1}$ et 18 $\mu\text{g L}^{-1}$ en 2012) ou pour les moyennes de l'hiver (10 $\mu\text{g L}^{-1}$ et 19 $\mu\text{g L}^{-1}$ en 2011 et respectivement 12 $\mu\text{g L}^{-1}$ et 22 $\mu\text{g L}^{-1}$ en 2012). Il est donc peu probable que la forte augmentation de productivité et de production de 2011 à 2012 soit due à la variation des concentrations phosphore. Les facteurs responsables de cette augmentation pourraient de ce fait se trouver parmi ceux qui suivent : la température, la lumière incidente, la pression de prédation des herbivores et la composition du phytoplancton. Cette dernière a en effet considérablement changé de 2011 à 2012, montrant la présence de nombreuses chlorophycées en 2012 (RIMET, 2013).

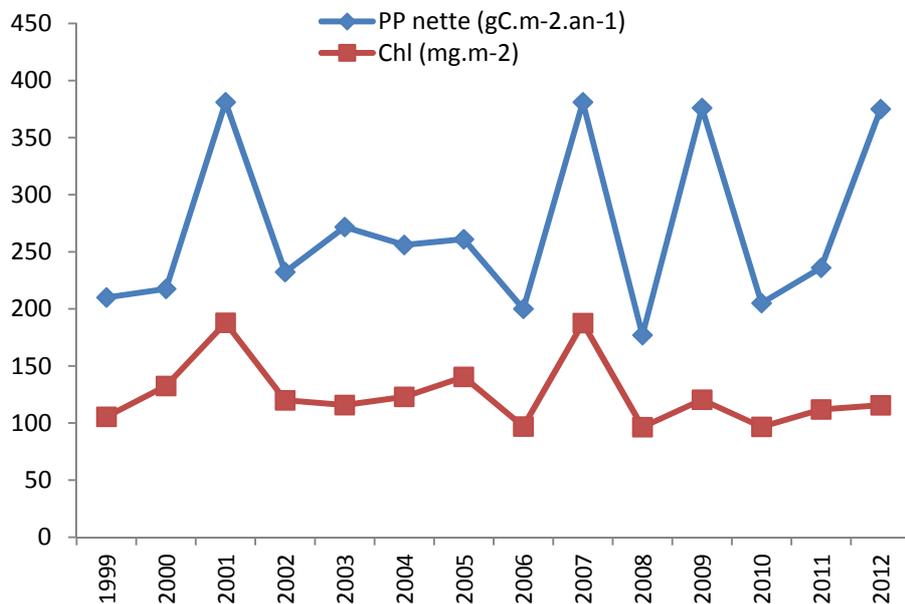


Figure 3 : Evolution inter-annuelle de la production primaire nette (losange bleu) et de la biomasse chlorophyllienne (carré rouge) intégrées dans la zone 0-30 m au point SHL2 entre 1999 et 2012.

Figure 3 : Inter-annual change in the net integrated primary production (diamonds) and chlorophyll biomass (squares) in the 0-30 m zone at SHL2 between 1999 and 2012.

4. CONCLUSIONS

L'analyse des données de l'année 2012 montre que la biomasse phytoplanctonique expliquait 51 % de la variabilité saisonnière de la transparence des eaux et n'était pas significativement reliée à la production primaire. La variation saisonnière de cette dernière était essentiellement expliquée par la capacité photosynthétique du phytoplancton, qui est apparue plus forte en 2012 qu'en 2010 et 2011. En accord avec cette forte capacité photosynthétique, la PP de 2012 est apparue 1.6 fois plus élevée que celle de 2011 pour des concentrations de Chl *a* similaires, et la valeur moyenne annuelle de la PP nette dans la zone 0-30 m est parmi les plus élevées des 14 dernières années, alors que celle de la Chl *a* est parmi les plus basses. Les très légères variations des concentrations de phosphore (dans le sens de l'augmentation) de 2011 à 2012 ne pourraient pas expliquer cette forte augmentation de productivité et de production primaire en 2012. Celle-ci pourrait plutôt être liée aux facteurs tels que la température, la lumière incidence, la pression de prédation des herbivores et la composition du phytoplancton. Cette dernière a en effet considérablement changé de 2011 à 2012, montrant la présence de nombreuses chlorophycées en 2012.

Remerciements

R. D. Tadonléré et la CIPEL remercient Pascal CHIFFLET pour l'échantillonnage et les mesures de production primaire, Jean-Christophe HUSTACHE pour l'échantillonnage, et Jean-Paul MOILLE pour les analyses de la chlorophylle *a*.

BIBLIOGRAPHIE

- RIMET F. (2013) Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2012, 82-93.
- PELLETIER, J.P. (1983) : Mesure de la production primaire en milieu aquatique : problèmes méthodologiques et éléments d'interprétation. Rev. Fr. Sci. Eau, 2, 339-366.
- STEEMAN-NIELSEN, E. (1952) The use of radioactive carbon (¹⁴C) for measuring organic production in the sea. J. Cons. Int. Exploit. Mer, 18, 117-140
- STRICKLAND, J.D.H. et PARSONS, T.R. (1968) : A practical handbook of seawater analysis. Bull. Fish. Res. Board Canada, 167, 311 p.
- TADONLEKE R. D. (2012) : Production primaire et biomasse chlorophyllienne dans le Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2011, 78-84.

ZOOPLANCTON DU LÉMAN

THE ZOOPLANKTON OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2012

PAR

Marie-Elodie PERGA et Leslie LAINE

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

RÉSUMÉ

*Contrairement aux autres années où le zooplancton montrait deux pics d'abondances, les changements saisonniers d'abondance des crustacées du zooplancton en 2012 ont suivi une dynamique unimodale, plus typique d'un lac eutrophe que mésotrophe. La dynamique du zooplancton en 2012 est donc cohérente avec celle du phytoplancton, elle aussi marquée par des espèces plus typiquement eutrophes. Le pic printanier d'abondance est bien présent et marque la phase des eaux claires aux alentours du 24 mai. L'absence de pic automnal, contrairement à ce qui a été plus traditionnellement observé les années précédentes, pourrait être reliée aux biomasses exceptionnelles de la cyanobactérie *Aphanizomenon flos-aquae* en automne 2012. Ainsi, l'absence de reprise de croissance automnale du zooplancton serait due à une limitation par la qualité nutritionnelle du phytoplancton, conformément au modèle réactualisé de dynamique planctonique des lacs eutrophes du Plankton Ecology Group.*

La diminution de la densité crustacéenne, observée depuis 1984, se poursuit. L'analyse des ratios entre abondance zooplanctoniques et biomasses phytoplanctoniques confirme que cette tendance résulte d'une diminution de l'efficacité des transferts trophiques entre producteurs et consommateurs primaires. Cette perte d'efficacité est corrélée à la baisse de la contribution des petites algues de bonne qualité nutritionnelle au phytoplancton total, au profit d'algues de plus grande taille (diatomées et zygothécées) dont la prévalence est favorisée par le réchauffement climatique. La diminution des abondances zooplanctoniques serait une conséquence indirecte de la baisse des concentrations en phosphore dans un contexte de réchauffement climatique.

ABSTRACT

*In contrast to previous years, when zooplankton abundances had peaked twice during the year, in 2012 the seasonal changes in crustacean abundance in Lake Geneva followed a unimodal pattern more typical of eutrophic than mesotrophic environments. In 2012, the dynamic pattern of the zooplankton was consistent with that of the phytoplankton, of which many species more typical of eutrophic lakes were observed. The spring abundance peak was very clear, and indicated that the clearwater phase had occurred around May 24th. The absence of any reduction in the abundance peak, in contrast to what had been observed in the previous years, may have been related to the high biomass of the cyanobacterium *Aphanizomenon flos-aquae* that were observed in late summer 2012. The low crustacean abundances in autumn/fall might be the consequence of limited crustacean growth as a result of the nutritional quality of the phytoplankton available, which was consistent with the new Plankton Ecology Group model of plankton dynamics in eutrophic lakes.*

Crustacean abundance has been continuously decreasing since 1984. A comparison of the phytoplankton biomass/zooplankton abundance ratios over the last 40 years confirms that this trend results from lower trophic transfer efficiency at the primary producer-consumer interface. This lower trophic transfer efficiency could be correlated to the decreasing contribution of small, highly nutritive algae to the total phytoplankton biomass in favour of larger algae (Zygothecae and diatoms), the prevalence of which is promoted by the fall in phosphorus concentrations in a warming climate. Hence, the observed decrease in zooplankton abundance does not result from a decrease in the quality of the nutritional resources, but rather is an indirect consequence of the impacts of the decrease in phosphorus concentration and of climate change on Lake Geneva.

1. INTRODUCTION

En faisant le lien entre producteur primaire et consommateur secondaire, 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. Ces groupes planctoniques feront donc l'objet d'une partie complémentaire en fin de ce rapport.

En 2012, 20 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 2012 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. Le filet à zooplancton est jumelé avec un filet à phytoplancton de vide de maille de 64 µm.

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

Au cours de l'année, le biovolume sédimenté de zooplancton (figure 1) présente des variations saisonnières importantes, de 31 ml.m⁻² (23 février) à 415 ml.m⁻² (24 mai). Le profil temporel décrit une phase avec des biovolumes forts au printemps qui atteignent leur valeur maximale le 24 mai. L'accroissement de la population zooplanctonique entraîne une consommation accrue du phytoplancton, essentiellement les diatomées (RIMET, 2013) et devrait normalement entraîner une augmentation importante de la transparence des eaux. Or cette année, la transparence des eaux est relativement faible (2,4m) au moment de ce pic. Cette faible transparence s'explique par un pic important de la turbidité et par la présence de pollen en surface. L'augmentation de la communauté zooplanctonique ainsi que la chute de la biomasse phytoplanctonique situent la phase des eaux claires au 24 mai.

Comme au cours de l'année 2011, la transparence de la colonne d'eau est restée relativement élevée au cours de l'été et automne 2012 (entre 4,5 et 7,3 m), et ce grâce à l'absence d'efflorescence d'algues filamenteuses dans l'épilimnion (RIMET, 2013).

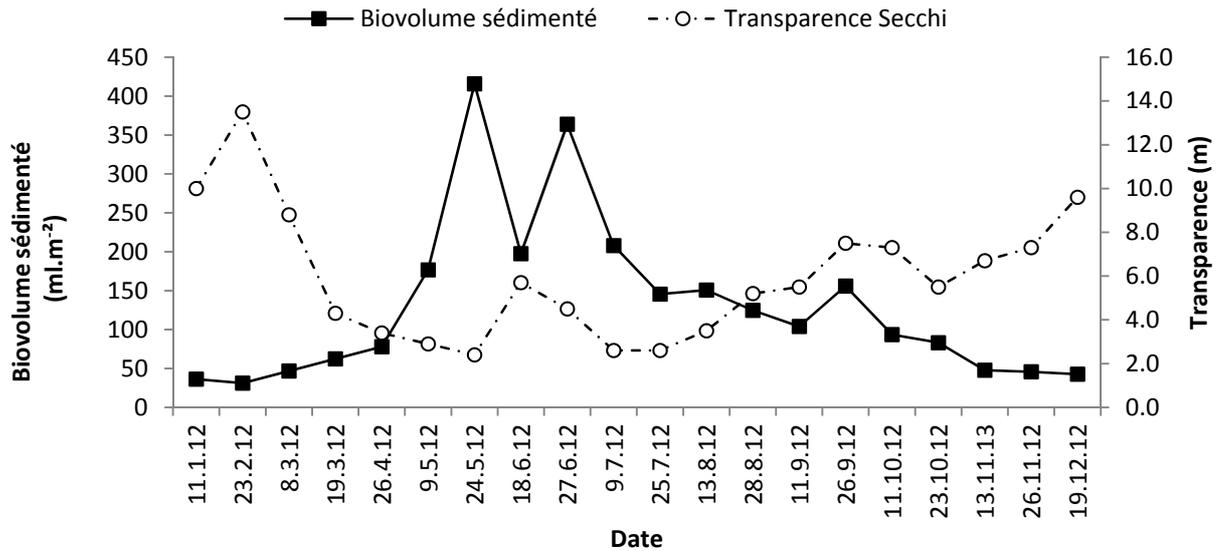


Figure 1 : Evolution saisonnière du biovolume sédimenté de zooplancton et de la transparence des eaux mesurée au disque de Secchi en 2012 (Léman, SHL2).

Figure 1: Seasonal changes in the settled biovolume and Secchi disk transparency in 2012 (Lake Geneva, SHL2).

3.2 Composition spécifique de la biocénose crustacéenne

Le zooplancton crustacéen est, chaque année, largement dominé par les copépodes. En 2012, les copépodes représentent 86% de l'abondance totale des crustacés. La sous-classe des copépodes se compose des cyclopoïdes et des calanoïdes. Contrairement à 2011, les calanoïdes sont plus abondants, représentant 46,8% de l'abondance crustacéenne totale contre 40,0% pour les cyclopoïdes. Cette tendance avait déjà été observée de 2006 à 2010.

Les calanoïdes sont représentés par une unique espèce, *Eudiaptomus gracilis*. Comme en 2011, deux espèces de cyclopoïdes ont été observées en 2012 : *Cyclops prealpinus* (24,1% de l'abondance totale des copépodes) et *C. vicinus* (1,8%). Le reste des copépodes est représenté par les stades naupliens.

La classe des branchiopodes est représentée par un unique ordre, celui des cladocères, qui en 2012 représente 13,1% de la communauté zooplanctonique crustacéenne. En termes d'effectifs, cet ordre est largement dominé dans le Léman par les espèces du complexe *Daphnia longispina* (composé de *D. hyalina* et *D. galeata* ainsi que de leurs hybrides), qui représentent 89,4% de l'ensemble des branchiopodes, les autres taxons étant minoritaires [*Eubosmina longispina* (1,3%), *Leptodora kindti* (5,7%) et *Bythotrephes longimanus* (3,6%)].

3.3 Dynamique saisonnière du zooplancton en 2012

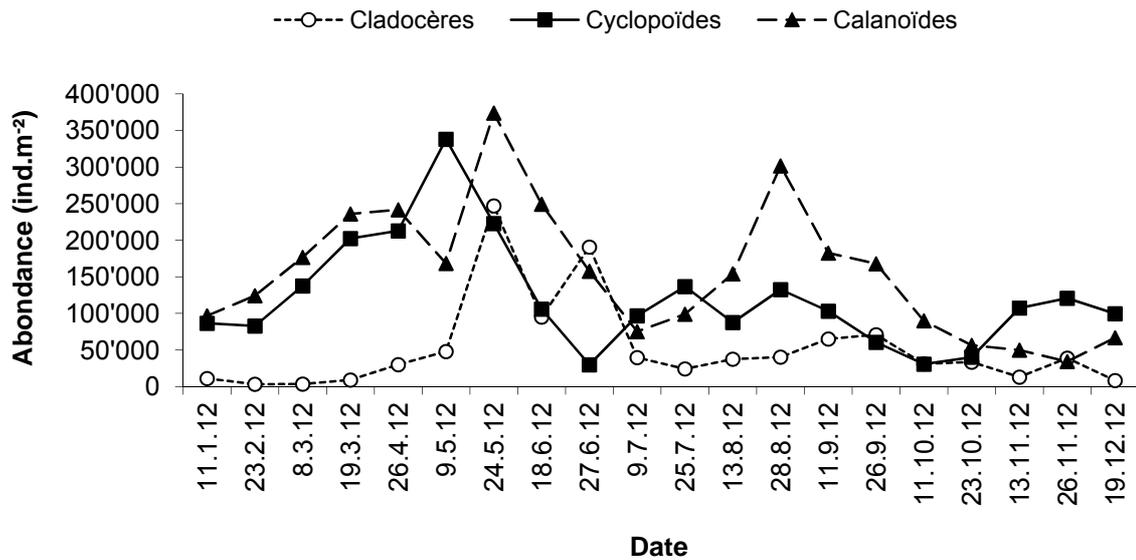


Figure 2 : Evolution saisonnière du peuplement crustacéen en 2012 (Léman, SHL2)
Figure 2 : Seasonal changes in the abundance of crustaceans in 2012 (Lake Geneva, SHL2)

Cette année, le brassage des eaux du fond et donc l'enrichissement momentané des eaux de surface en nutriments a entraîné une modification de la composition taxonomique du phytoplancton (RIMET, 2013) et donc une dynamique crustacéenne particulière. En effet, par rapport aux autres années, le peuplement crustacéen du Léman ne suit pas en 2012 une dynamique bimodale typique des lacs mésotrophes. On observe un pic d'abondance essentiellement au printemps.

En 2012, le pic printanier de cyclopoïdes apparaît le 9 mai, lors du maximum du pic printanier d'abondance phytoplanctonique (RIMET, 2013), avec des abondances proches de 340 000 ind.m⁻². Le pic des taxons (calanoïdes et cladocères) herbivores a lieu 2 semaines plus tard (24 mai), à des abondances respectives de 374 000 ind.m⁻² et 250 000 ind.m⁻², et coïncide avec la phase des eaux claires et donc les minima printaniers d'abondance phytoplanctonique (RIMET, 2013).

Si les effectifs de copépodes diminuent rapidement après le pic printanier, les cladocères restent abondants même après la phase des eaux claires, avec un maximum observé à 200 000 ind.m⁻² à la fin du mois de juin.

La période estivale est marquée par un pic important de calanoïdes le 28 août avec des abondances proches de 300 000 ind.m⁻² et des effectifs modérés pour les cladocères et les cyclopoïdes. Cette dynamique est due à la présence de nourriture de bonne qualité, telle que *Scenedesmus acutus* généralement absente à cette période de l'année (RIMET, 2013) et accessible aux calanoïdes grâce à leur forte sélectivité alimentaire (KERFOOT et al, 1991).

L'absence du pic automnal peut être expliquée par la présence de cyanobactéries comme *Aphanizomenon flos-aquae* (RIMET, 2013), algue non ingérée par le peuplement crustacéen.

Une approche plus spécifique révèle une dynamique saisonnière différente des espèces au sein même des différentes classes zooplanctoniques.

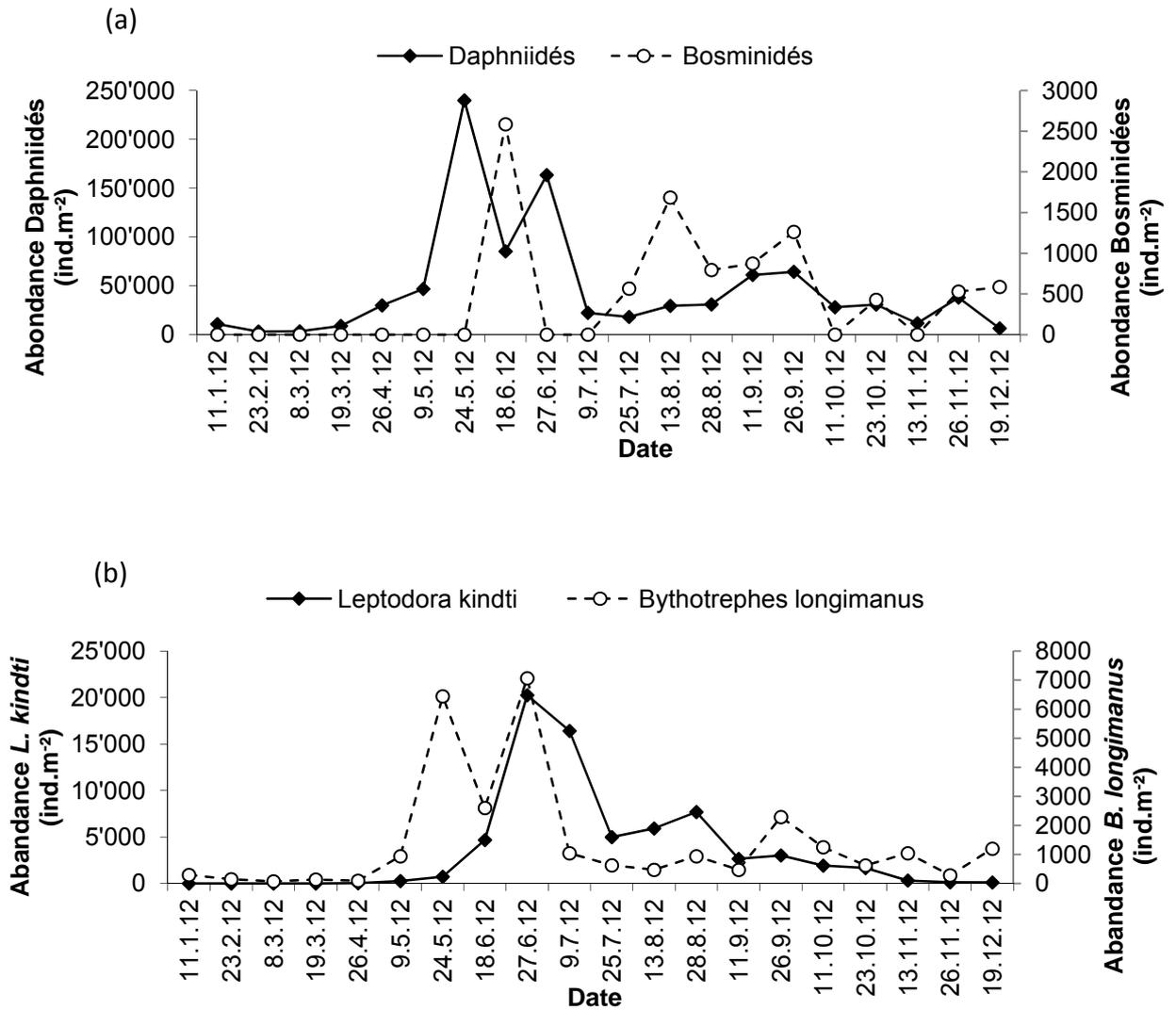


Figure 3 : Evolution saisonnière de l'abondance des Branchiopes Cladocères a) herbivores b) carnivores en 2012 (Léman, SHL2).

Figure 3 : Seasonal changes in the abundance of herbivorous and carnivorous Branchiopoda in 2012 (Lake Geneva, SHL2).

Le pic printanier des cladocères herbivores correspond en 2012, à une augmentation de l'abondance des Daphniidés, qui atteint son maximum lors de la phase des eaux claires avec des effectifs de 250 000 ind.m⁻². Le pic des Bosminidés se produit trois semaines plus tard avec des effectifs près de 80 fois inférieurs (figure 3a), représenté exclusivement par l'espèce *E. longispina*.

A partir de juillet et ce jusqu'à la fin de l'année, les abondances de daphnies se maintiennent à des abondances de près de 50 000 ind.m⁻². Les Bosminidés montrent une augmentation au cours de la période estivale avec des effectifs de l'ordre du millier d'ind.m⁻², et en automne, des effectifs relativement faible (< 500ind.m⁻²).

Les grands cladocères prédateurs, *B. longimanus* et *L. kindti*, se caractérisent quant à eux par un développement en saison chaude (figure 3b). Le pic de *B. longimanus* a lieu dès la phase des eaux claires le 24 mai, avec un effectif de 6 500 ind.m⁻² et montre un deuxième pic un mois après (le 27 juin) en même temps que le pic de *L. kindti* pour un effectif de 20 000 ind.m⁻².

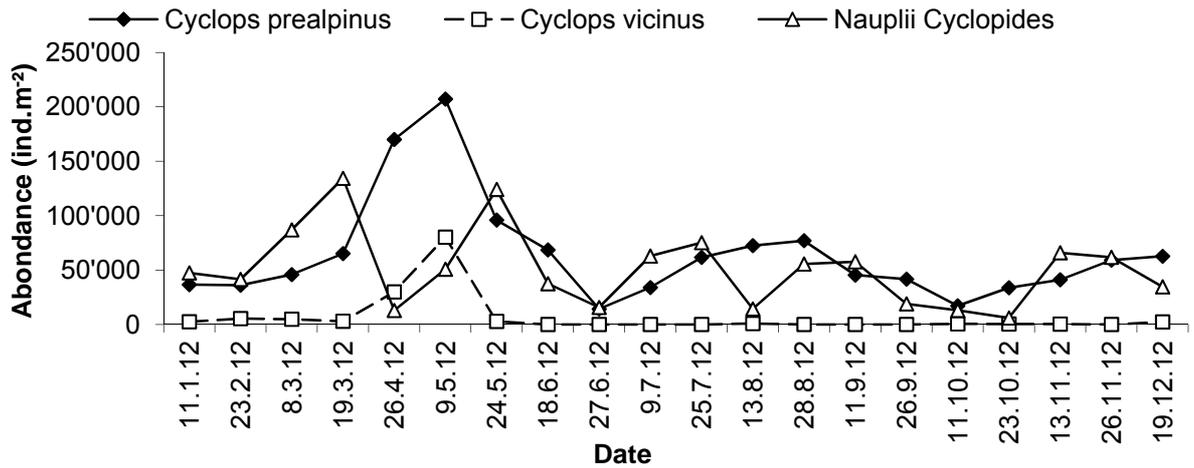


Figure 4 : Evolution saisonnière de l'abondance des cyclopoïdes en 2012 (Léman, SHL2).

Figure 4 : Seasonal changes in the abundance of cyclopids in 2012 (Lake Geneva, SHL2).

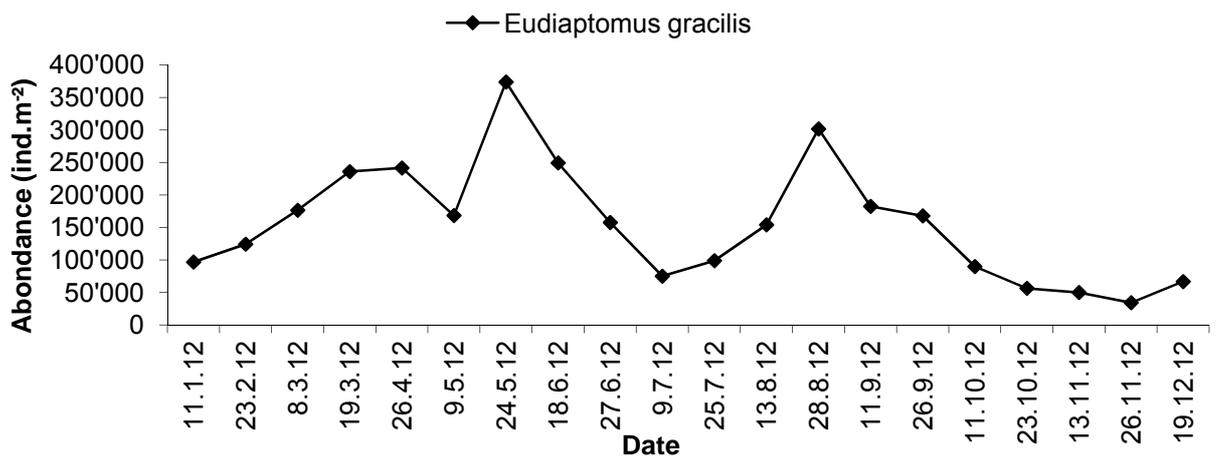


Figure 5 : Evolution saisonnière de l'abondance du calanoïde Eudiaptomus gracilis en 2012 (Léman, SHL2).

Figure 5 : Seasonal changes in the abundance calanids Eudiaptomus gracilis in 2012 (Lake Geneva, SHL2).

En 2012, les cyclopoïdes et calanoïdes ne présentent pas de dynamique saisonnière synchrone et similaire comme en 2011 (figure 4&5).

Les cyclopoïdes sont essentiellement représentés par le genre cyclops et l'espèce *C. prealpinus* est dominante par rapport à *C. vicinus* (figure 4). Comme en témoigne, l'abondance des nauplii, la population de cyclopoïdes commence à se développer tôt, dès la reprise de la croissance phytoplanktonique mi-mars (RIMET, 2013). Le maximum printanier des cyclopoïdes est atteint le 9 mai avec des abondances de 207 000 ind.m⁻² pour *C. prealpinus* et de 80 000 ind.m⁻² pour *C. vicinus*. L'abondance des deux espèces de Cyclops sp et des nauplii décroît ensuite pour rester à des effectifs <100 000 indm⁻² jusqu'à la fin de l'année.

Le calanoïde *E. gracilis* (figure 5) présente une dynamique bimodale avec un premier pic d'abondance au printemps, pendant la phase des eaux claires, avec des effectifs qui culminent à 375 000 ind.m⁻², suivi d'un deuxième pic en période estivale avec des effectifs de 300 000 ind.m⁻².

3.4 Autres groupes planctoniques

Les larves véligères de la moule zébrée apparaissent chaque année en période estivale. En 2012, les larves de dreissènes ont été très peu abondantes (maximum <6000 ind.m⁻²) (Figure 6).

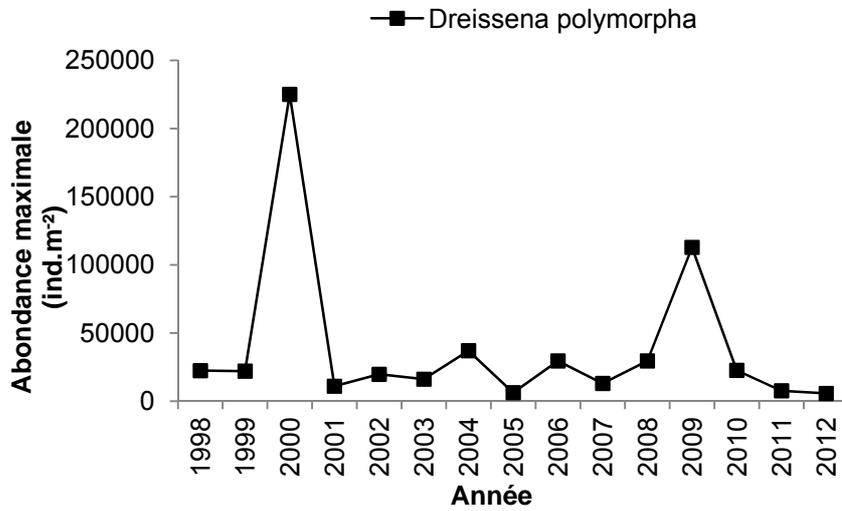


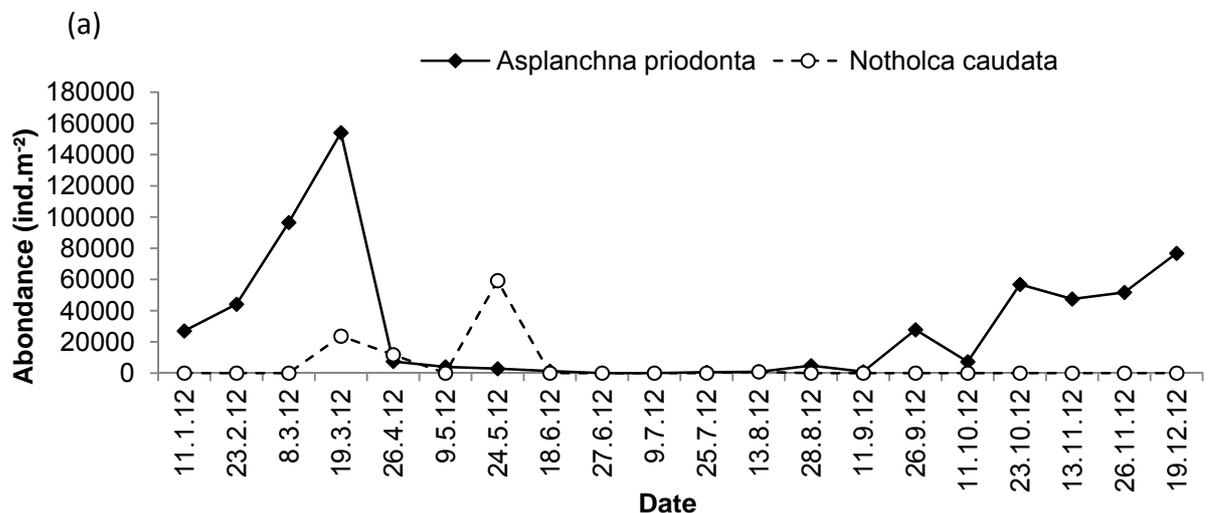
Figure 6 : Evolution de l'abondance maximale des larves planctoniques de *Dreissena polymorpha* (Léman, SHL2).

Figure 6 : Annual changes in the maximum abundance of the planktonic larvae of the zebra mussel *Dreissena polymorpha* (Lake Geneva, SHL2).

Quatre espèces de rotifères sont typiquement observées dans les prélèvements. *Asplanchna priodonta* et *Notholca caudata* sont des espèces typiquement printanières, dont l'apparition coïncide avec la reprise phytoplanktonique (Figure 7a). *Asplanchna priodonta* présente son maximum d'abondance le 19 mars avec un effectif de 155 000 ind.m⁻². Elle se présente ensuite à de faibles effectifs au printemps et en été (<5000 ind.m⁻²) mais montre des abondances relativement élevées en automne (<50 000 ind.m⁻²). Le pic de *Notholca caudata* se situe, quant à lui, le 24 mai au moment de la phase des eaux claires avec un effectif de 60 000 ind.m⁻².

La reprise de croissance de *Kellicottia longispina* est atteinte également pendant la phase des eaux claires avec des effectifs maximum de 85 000 ind.m⁻².

Conochilus unicornis atteint son maximum le 27 juin avec une abondance de 1 265 000 ind.m⁻² (Figure 7b) et présente un deuxième pic moins important synchrone avec le pic des calanoides le 28 août.



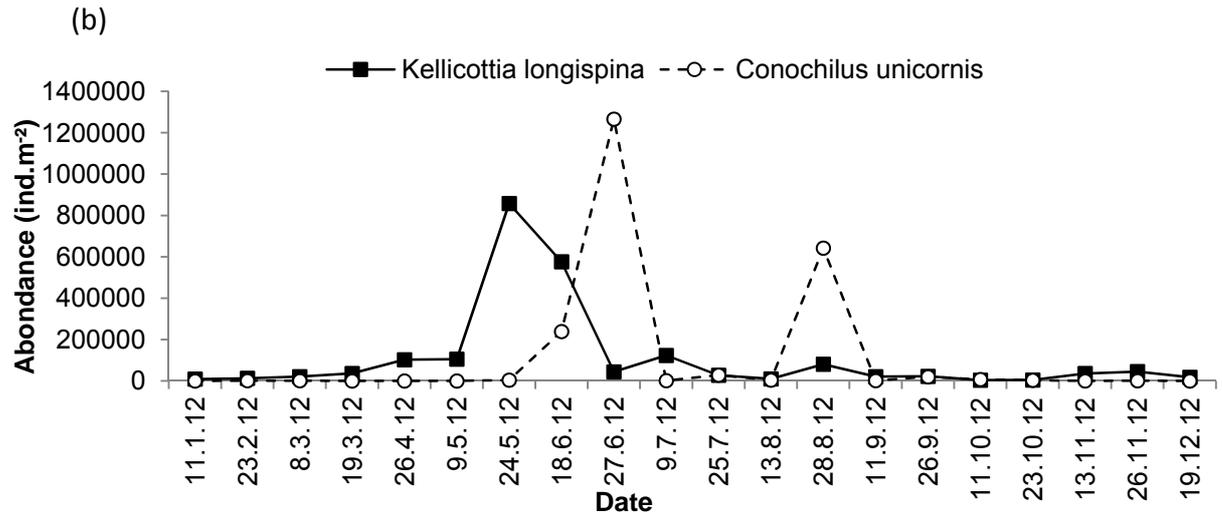


Figure 7 a&b : Evolution saisonnière de l'abondance de quelques rotifères en 2012

Figure 7 a&b : Seasonal patterns in the abundance of some Rotifera taxa in 2012.

3.5 Evolution à long-terme du zooplancton

La figure 8 présente l'évolution interannuelle des moyennes estivales calculées sur la période de mai à septembre.

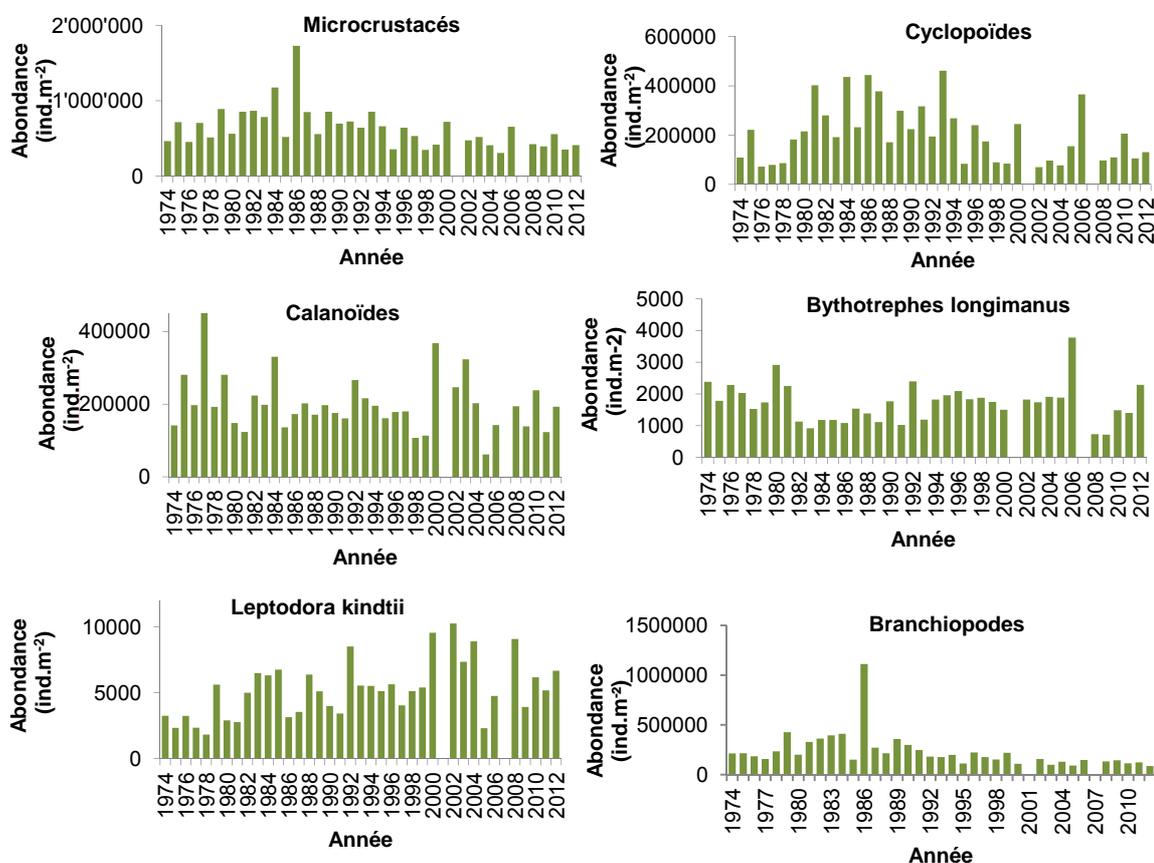


Figure 8 : Evolution interannuelle de l'abondance estivale des différentes catégories de zooplancton crustacéen (Léman, SHL2). En raison du manque d'échantillons comptables, les années 2001 et 2007 n'ont pas été incluses.

Figure 8 : Inter-annual changes in summer abundance of the crustacean zooplankton (Lake Geneva, SHL2). Years 2001 and 2007 were not included.

La tendance à la baisse chez les microcrustacés, observée depuis 1984, se confirme en 2012. Elle est liée à la diminution de l'abondance des cyclopoïdes et des branchiopodes, en particulier des daphnies. La comparaison des dynamiques à long-terme du phyto- et du zooplancton montre un net découplage entre les deux.

La diminution des abondances des micro-crustacés correspondent à une période où les biomasses algales sont importantes (Fig. 9a). Ce découplage conduit à une diminution de moitié des ratios entre abondances zooplanctoniques et biomasses phytoplanctoniques depuis le milieu des années 1990. Ce ratio traduit l'efficacité du transfert trophique entre la source alimentaire phytoplanctonique et les consommateurs primaires du zooplancton.

Ainsi la diminution de la biomasse crustacéenne est le fait de diminution de cette efficacité au cours des 25 dernières années, qui peut être directement reliée à de la qualité nutritionnelle du phytoplancton, et notamment de la diminution de la contribution des algues de petite taille et/ou bonne qualité nutritionnelle (Cryptophycées et Dinophycées, Fig 9b) au détriment des grandes diatomées et zygothécées favorisées par la baisse des concentrations en phosphore dans un contexte de réchauffement climatique (Anneville et al, 2002). La diminution des abondances de micro-crustacés résulterait essentiellement d'une diminution de la qualité de sa ressource alimentaire en lien avec l'évolution de la composition spécifique de la communauté phytoplanctonique en réponse aux changements environnementaux.

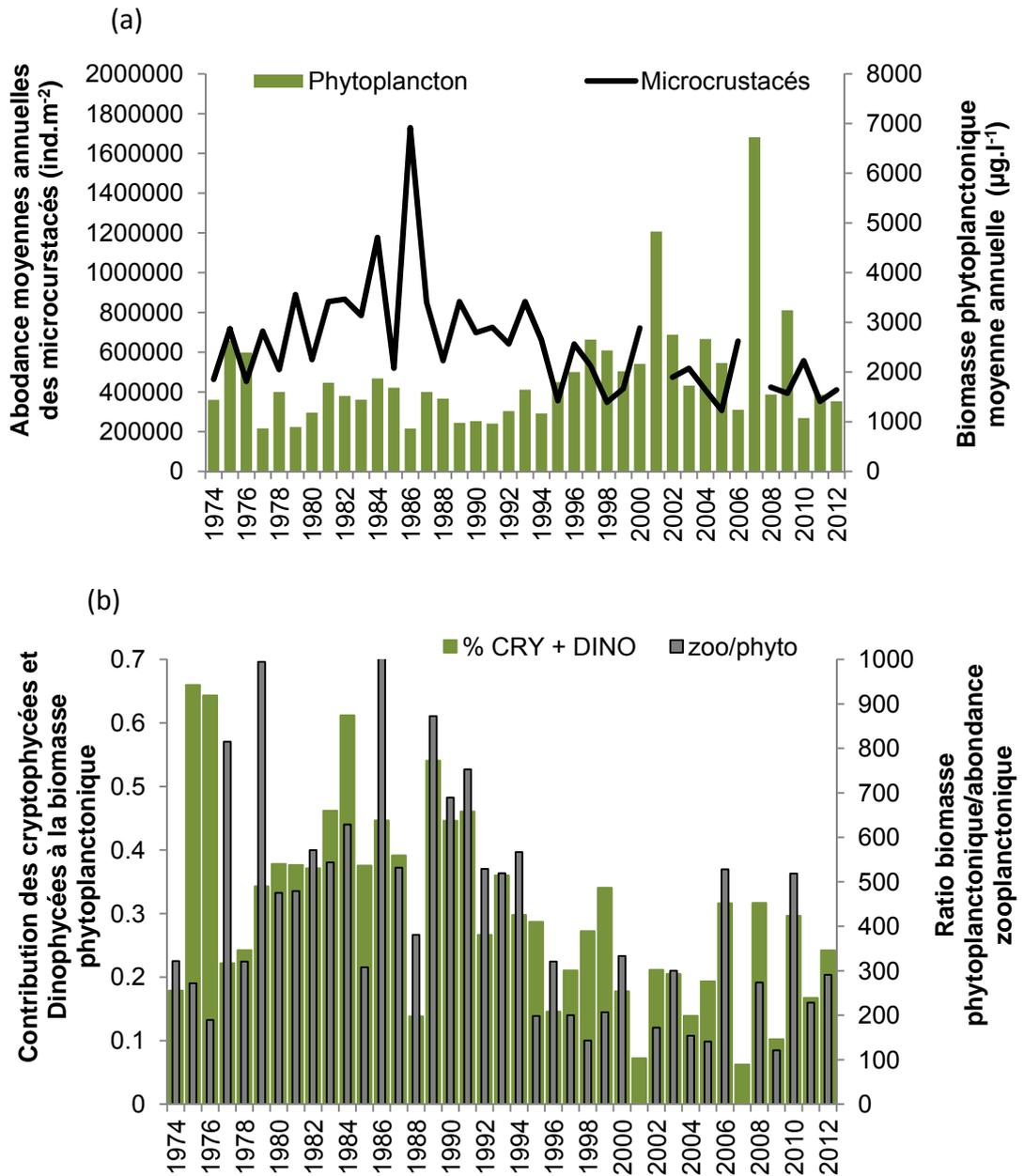


Figure 9 a) : Dynamiques comparées des biomasses phytoplanktoniques et abondances des microcrustacés. b. Dynamiques comparées du rapport zooplancton/phytoplankton et de la proportion d'algues de bonne qualité nutritionnelle à la biomasse phytoplanktonique globale dans le Léman entre 1974 et 2012.

Figure 9 a) : Inter-annual dynamics of phytoplankton biomasses and zooplankton abundances ; b. Temporal changes in the zooplankton/phytoplankton ratio and contribution of small algae to total phytoplankton biomass between 1974 and 2012 in Lake Geneva.

4. CONCLUSIONS

Contrairement aux autres années où le zooplancton montrait deux pics d'abondances, les changements saisonniers d'abondance des crustacées du zooplancton en 2012 ont suivi une dynamique unimodale, plus typique d'un lac eutrophe que mésotrophe (SOMMER et al. 2012). Le pic printanier d'abondance est bien présent et marque nettement la phase des eaux claires aux alentours du 24 mai. L'absence de pic automnal, contrairement à ce qui a été plus traditionnellement observé les années précédentes, pourrait être relié aux biomasses exceptionnelles de la cyanobactérie *Aphanizomenon flos-aquae* en fin d'été 2012.

Ainsi, l'absence de reprise de croissance automnale du zooplancton serait due à une limitation par la qualité nutritionnelle du phytoplancton, conformément au modèle réactualisé de dynamique planctonique des lacs eutrophes du Plankton Ecology Group (SOMMER et al, 2012).

BIBLIOGRAPHIE

- Anneville O, Souissi S, Ibanez F, Ginot V, Druart JC, Angeli N (2002) Temporal mapping of phytoplankton assemblages in Lake Geneva: Annual and interannual changes in their patterns of succession. *Limnol. Oceanogr.* 47:1355-1366
- KERFOOT W.C., et KIRK K.L. (1991) : Degree of Taste Discrimination among Suspension-Feeding Cladocerans and Copepods – Implications for Detritivory and Herbivory. *Limnology and Oceanography*, 36, 1107-1123.
- Rimet F. (2013). Phytoplancton du Léman, Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2012, 82-93.
- SOMMER, U., ADRIAN, R., DOMIS, LD, ELSER, JJ, GAEDKE, U., IBELINGS, B., JEPPESEN, E., LURLING, M., MOLINERO, JC, MOOIJ, WM, Van Donk, E., WINDER, M. (2012) Beyond the Plankton Ecology Group (PEG) Model: Mechanisms Driving Plankton Succession. *ANNUAL REVIEW OF ECOLOGY, EVOLUTION, AND SYSTEMATICS*, 43: 429-448

RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE

WHITEFISH DIET IN THE PELAGIC ZONE OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2012

PAR

Orlane ANNEVILLE et Valérie HAMELET

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA-UMR/CARRETEL), 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 45 cm. Le régime alimentaire de cette espèce est comme pour les années précédentes, largement dominé par les cladocères. Les daphnies, Bythotrephes et Leptodora sont les trois proies préférentielles du corégone. Leurs abondances relatives présentent une forte variabilité saisonnière liée à leur disponibilité et accessibilité. En 2012 les compositions saisonnières du bol alimentaire sont relativement semblables à celle observées en 2011, excepté en automne où la contribution des daphnies est plus importante que lors des deux années précédentes.

ABSTRACT

The same sampling and stomach content counting protocols have been in use since 1999. In 2012, the mean length of the fishes sampled was 45 cm. As in the previous years, whitefish diet was dominated by Cladocerans. Daphnia, Bythotrephes and Leptodora were the main prey species of whitefish. The relative abundance of these zooplankton taxa in the whitefish diet displays marked annual variability, depending on their availability and accessibility. In 2012 the seasonal composition of the whitefish diet was rather similar to that observed in 2011, except in the autumn/fall when the contribution of daphnia was higher than during the two previous years.

1. INTRODUCTION

Le corégone (*Coregonus lavaretus*) est un zooplanctonophage dont les abondances et donc la pression de prédation potentielle sur le zooplancton, présentent une forte augmentation depuis le début des années 2000 (GERDEAUX, 2004 ; ANNEVILLE et al., 2009). Depuis 13 ans, le régime alimentaire de cette espèce fait l'objet d'un suivi qui 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. Ce document décrit les changements survenus dans le régime alimentaire du corégone au cours de l'année 2012 et l'évolution interannuelle, saison par saison, survenue depuis 2000.

2. MÉTHODOLOGIE

Le régime alimentaire des corégones est étudié à partir d'individus mis à disposition par un pêcheur professionnel pendant la période de pêche (janvier-octobre). Les poissons sont pêchés avec des filets dérivants dont la maille est égale à 48 mm de côté. La profondeur de pose du filet n'est pas fixe au cours de l'année mais varie en fonction du positionnement du poisson. Les filets sont relevés en fin de nuit, ce qui rend ces poissons utilisables pour l'étude des contenus stomacaux (Ponton, 1986). Etant donné la faible variabilité inter-individuelle, un échantillon de 10 poissons peut être considéré comme représentatif (Ponton, 1986, Mookerji et al., 1998, Gerdeaux et al., 2002). Dans la mesure du possible, 20 poissons sont donc récoltés pour avoir 10 estomacs suffisamment remplis. En 2012, 220 poissons ont ainsi été échantillonnés et 100 ont été utilisés pour l'analyse des contenus stomacaux.

Le contenu stomacal est extrait au laboratoire, pesé et conservé dans une solution d'éthanol. Pour le comptage, le contenu stomacal est placé dans une éprouvette remplie d'eau et le volume du mélange ajusté à 50 ml. Après agitation, un sous-échantillon de 2 ml 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. Les principales catégories de proies identifiées sont : Copépodes (Cyclopoïdes et Calanoïdes), Cladocères (Bosmines, Daphnies, Leptodora et Bythotrephes), Chironomes (larves et nymphes).

Le volume de chaque catégorie de proies est estimé en multipliant le nombre des proies par un coefficient volumétrique extrait de données bibliographiques ou estimé par assimilation du volume des proies à un volume simple (sphérique ou ellipsoïde) (Hyslop, 1980). Pour chaque poisson examiné, le pourcentage volumétrique des différentes catégories de proies est calculé.

3. RÉSULTATS

3.1 Taille des poissons

La taille moyenne des corégones prélevés en 2012 est de 45 cm, le plus petit mesurant 36.5 cm et le plus gros 54 cm. La répartition en taille fluctue au cours de l'année et présente des différences significatives (Oneway Test ; p -value < 0.05) entre certains mois. La répartition en taille est liée à la sélectivité des filets employés, or même si la maille utilisée est restée identique entre janvier et octobre, les poissons capturés en mai et août sont nettement plus petits (Test Wilcoxon, p -value < 0.05) que ceux capturés les autres mois (figure 1).

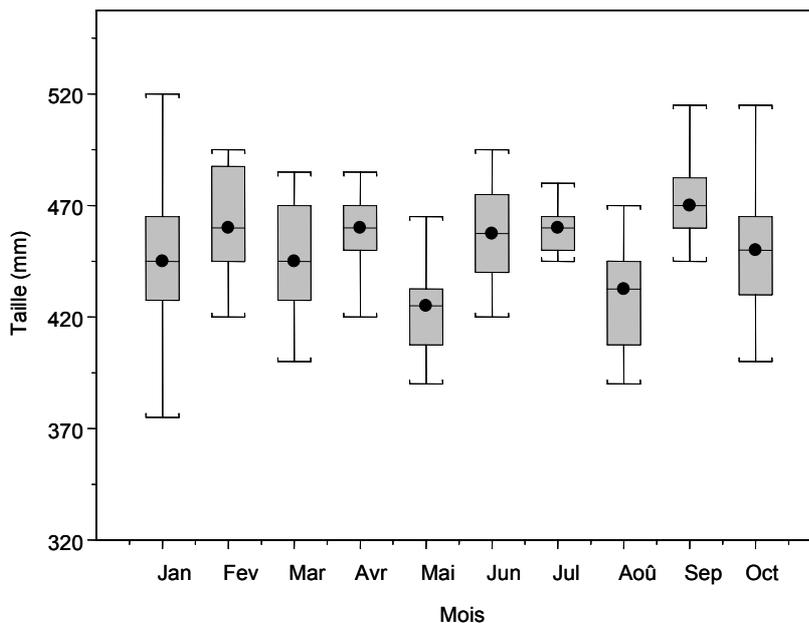


Figure 1 : Répartition des tailles des poissons prélevés en 2012. Représentation en « boîte à moustache » où le cercle au travers de la boîte est au niveau de la médiane, le bas et le haut de la boîte correspondent respectivement aux premier et troisième quartiles. Les moustaches sont les lignes qui s'étirent du haut et du bas de la boîte jusqu'aux valeurs adjacentes, à savoir la plus petite et la plus grande observation encore comprise dans la zone définie par la limite inférieure $Q1-1.5$ ($Q3-Q1$) et par la limite supérieure $Q3+1.5$ ($Q3-Q1$).

Figure 1: Distribution of the sizes of fish sampled in 2012. In the Whisker and Box-plot figure, the dot through the box is the median, the bottom and top of the box are the first and third quartiles respectively. The whiskers are the lines that extend from the top and bottom of the box to the adjacent values, i.e. the lowest and highest values reported that are still within the zone defined by the lower limit of $Q1-1.5(Q3-Q1)$ and the upper limit of $Q3+1.5(Q3-Q1)$.

3.2 Evolution mensuelle du taux de vacuité

Des estomacs vides ont été observés en hiver, quand l'activité écologique du corégone est faible, et en période estivale. En 2012, le taux de vacuité présentait une valeur maximale en janvier, la proportion d'estomacs vide s'élevant à 45%. Comme le montre la figure 2, l'ensemble des estomacs sont pleins de mars à mai. Cette période, durant laquelle les taux de vacuité sont nuls, correspond également à l'augmentation printanière de l'abondance zooplanctonique (LAINE et PERGA, 2013).

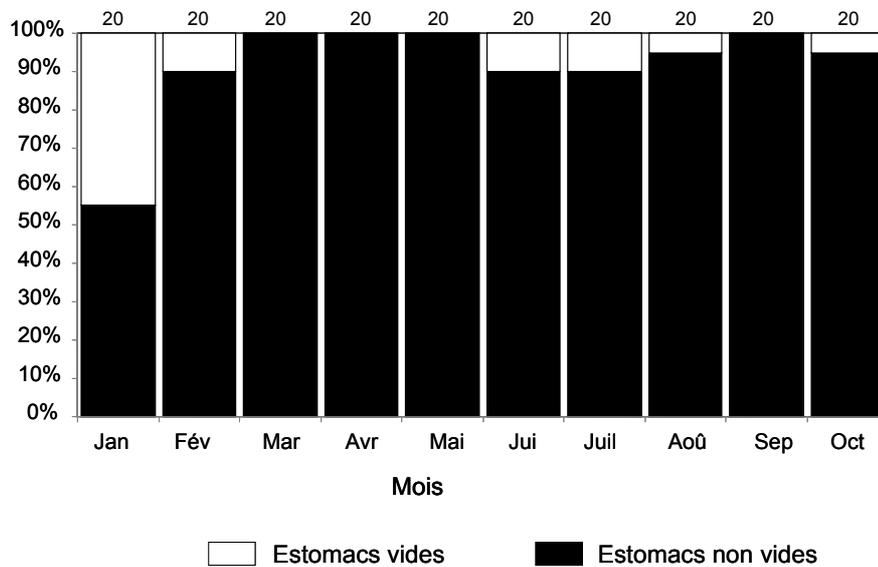


Figure 2 : Evolution mensuelle du taux de vacuité des estomacs analysés de corégone en 2012 au Léman. Le chiffre au-dessus de chaque barre indique le nombre d'estomacs prélevés.

Figure 2: Monthly change in the degree of emptiness of the whitefish stomachs analyzed in 2012 in Lake Geneva. The number shown above each bar indicates the number of stomachs sampled.

3.3 Composition du régime alimentaire

3.3.a A l'échelle annuelle

Les corégones se nourrissent essentiellement de cladocères. Leurs proies principales sont les daphnies, Bythotrephes et Leptodora (figure 3). Ces cladocères, qui pourtant sont dans le Léman beaucoup moins abondants que les copépodes (LAINE et PERGA, 2013), contribuent au bol alimentaire à hauteur de 44% pour les daphnies, 33% pour les Bythotrephes et 20% pour les Leptodora. Les copépodes sont observés régulièrement mais leur contribution annuelle est inférieure à 2%. Leurs contributions mensuelles sont inférieures à 1%, excepté en mars, où elle atteint 18.4%. En période estivale, leurs contributions sont minimales voir nulles (en septembre). Les bosmines et nymphes de chironomes sont observées de façon anecdotique et à des proportions très faibles.

En janvier, le bol alimentaire des corégones se compose essentiellement de Bythotrephes et de daphnies pourtant peu présents dans le milieu (LAINE et PERGA, 2013). Alors que très faiblement représentée dans le lac, dès le mois de mars, les daphnies constituent la proie principale des corégones. Elles demeurent le taxon le plus consommé jusqu'au mois de mai. A partir de juin, ces poissons exercent un choix sélectif sur les Bythotrephes qui dominent le bol alimentaire jusqu'en juillet. Dès le mois d'août, au moment où les Leptodora sont plus abondants que les Bythotrephes (LAINE et PERGA, 2013), les Leptodora constituent l'essentiel du régime alimentaire. Leurs contributions atteignent 84% en septembre. En octobre les daphnies sont à nouveau la proie principale et représentent 68% du bol alimentaire.

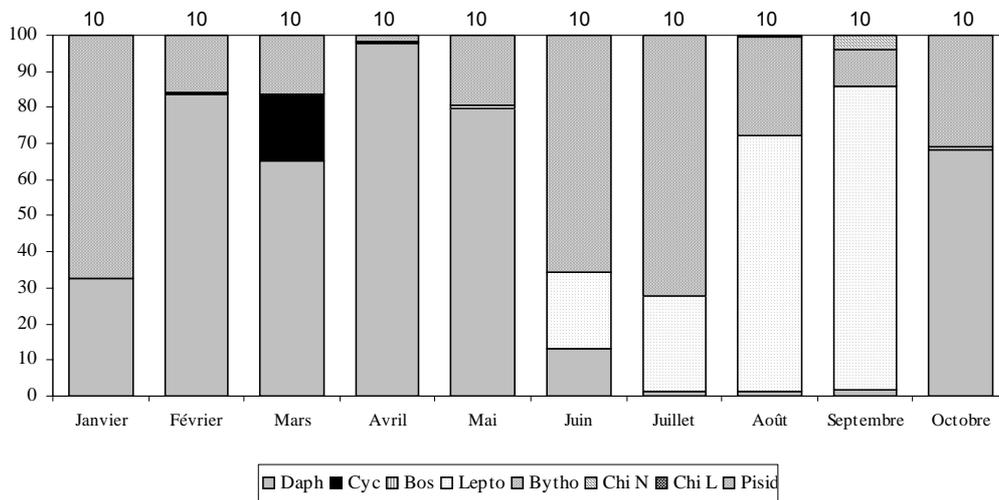


Figure 3 : Evolution mensuelle des pourcentages volumétriques dans les estomacs de corégonne en 2012 au Léman. Le chiffre au-dessus de chaque barre indique le nombre d'estomacs analysés.

Figure 3 : Monthly change in the percentages volume of the prey species in the stomachs of the whitefish in 2012 in Lake Geneva. The number shown above each bar indicates the number of analysed stomachs.

Les contributions relatives des principales proies des corégones présentent des variations saisonnières (figure 3) qui reproduisent de façon très grossière la dynamique annuelle du zooplancton dans le lac. En revanche, les principales proies du corégonne ne sont pas les taxons les plus abondants et aucune relation nette n'apparaît entre abondances relatives dans le milieu et contribution au régime alimentaire. Il ressort donc de cette observation que le corégonne a une alimentation sélective mais que son bol alimentaire est également fortement influencé par l'accessibilité à la ressource. En effet, le positionnement du corégonne dans la colonne d'eau est lié à son préférendum thermique (MEHNER et al., 2010) qui en été, se situe en dessous de la thermocline. Pendant la nuit, les daphnies effectuent leur migration vers l'épilimnion, leur disponibilité dans le métalimnion en est ainsi réduite comparativement à celle des Leptodora et de Bythotrephes qui sont, à cette époque de l'année, dans leur pic d'abondance saisonnière. Ce comportement de migration du zooplancton qui influence l'accessibilité à la ressource pourrait donc également contribuer à la variation saisonnière du régime alimentaire du corégonne.

3.3.b A l'échelle de la décennie

En début d'année (figure 4a), 2012 s'inscrit dans le modèle observé depuis 2007 et qui contraste avec les années anciennes ; les daphnies représentent une part non négligeable du bol alimentaire (plus d'un tiers), au détriment des Bythotrephes qui sont présents mais dans des abondances moindres.

Au printemps 2012 (figure 4b), les copépodes sont légèrement mieux représentés que lors des années précédentes. Toutefois, les daphnies demeurent le taxon dominant à cette époque de l'année.

Le bol alimentaire observé en été 2012 est semblable à celui des années précédentes et est caractéristique de la saison estivale.

Enfin, l'automne 2012 se démarque des deux années précédentes par une contribution importante des daphnies (figure 4d). Les Leptodora sont quant à eux moins représentés que lors des années précédentes.

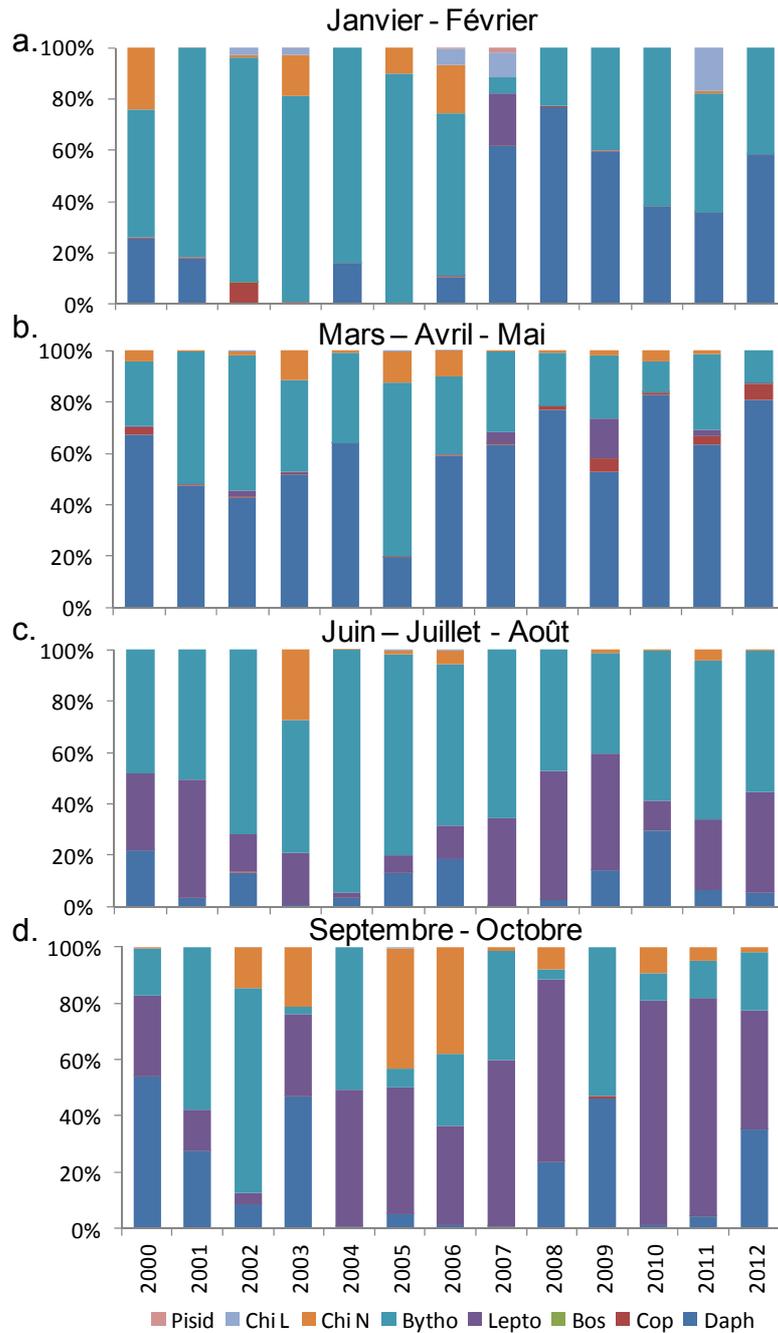


Figure 4 : Evolution saisonnière de 2000 à 2012 des contenus stomacaux de corégones au Léman. Le mois d'août de l'année 2003 n'a pas été pris en compte dans le calcul de la moyenne saisonnière, il en fut de même pour le mois d'octobre en 2009 et 2010 et de janvier des années 2004, 2005, 2009 et 2010.

Figure 4 : Seasonal changes from 2000 to 2012 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

La composition du régime alimentaire présente des fluctuations interannuelles plus ou moins marquées selon les saisons mais en 2012, le régime alimentaire du corégone est encore dominé par les cladocères, taxons sur lesquels le corégone exerce une pression sélective. L'année 2012 présente une dynamique saisonnière semblable à celle observée les années précédentes à savoir un bol alimentaire dominé par les daphnies en début de saison puis par les Bythotrephes puis Leptodora.

Remerciements

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

Bibliographie

- Anneville, O., Souissi, S., Molinero, J.C. et Gerdeaux, D. (2009): Influences of human activity and climate on the stock-recruitment dynamics of whitefish, *Coregonus lavaretus*, in Lake Geneva. *Fisheries Manag. Ecol.*, 16, 492-500.
- Gerdeaux, D. (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.
- 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. (2013): Zooplancton du Léman. *Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut.*, Campagne 2012, 102-113.
- 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.

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

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

CAMPAGNE 2012

PAR

Audrey KLEIN

SECRÉTARIAT DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN
ACW - Changins - Bâtiment DC, CP 1080, CH - 1260 NYON 1

RÉSUMÉ

La CIPEL suit depuis de nombreuses années l'évolution temporelle des apports en nutriments au lac de quatre principaux affluents (le Rhône amont, la Dranse, l'Aubonne et la Venoge), ainsi que celle d'une dizaine d'affluents secondaires. Ce suivi permet d'estimer l'évolution des flux en nutriments apportés au lac, ce qui participe à la compréhension de l'évolution des concentrations dans le lac, mais aussi de voir l'impact des activités humaines dans le bassin versant (eaux usées domestiques, fertilisation et érosion des sols, salage des routes et rejets d'industries chimiques). La CIPEL suit également les exportations du lac à Genève, du Rhône aval à Chancy et les apports de ses affluents (l'Arve et l'Allondon).

Les quantités de nutriments apportés au Léman et exportés par le Rhône à la sortie du territoire suisse en 2012 ont été calculées. La baisse significative des apports constatés en 2011 était fortement liée à la pluviométrie très faible de l'année relevée sur ces 30 dernières années et n'est donc pas comparable aux résultats de l'année 2012. Etant donné que les apports par les rivières peuvent fluctuer fortement d'une année sur l'autre en fonction des conditions météorologiques de l'année, il est plus pertinent de suivre l'évolution des résultats sur le long terme. Seules certaines actions ponctuelles majeures, comme la suppression des rejets de STEP à l'échelle d'un bassin versant peuvent avoir des conséquences directes sur les apports, comme l'attestent les résultats pour l'Allondon.

L'observation des résultats sur ces 40 dernières années permet de montrer pour le phosphore réactif soluble, l'effet de la déphosphatation dans les STEP, pour l'azote minéral total, l'absence de la dénitrification et le maintien d'une fertilisation azotée au même niveau pendant près de 20 ans, et enfin pour le chlorure, l'impact des apports industriels et du salage des routes. Des évolutions à plus court terme se dégagent pour certaines rivières, comme la baisse des apports en phosphore réactif soluble depuis 2009 pour l'Arve grâce à l'amélioration de l'assainissement domestique dans ce bassin versant tandis que certaines tendances ne trouvent pas encore d'explication, comme la baisse des apports en phosphore total constatée depuis 2008 pour le Rhône amont et depuis les années 90 pour la Dranse.

ABSTRACT

For many years, CIPEL has been monitoring the change over time of the inputs of nutrients into the lake from the four main tributaries (the upstream Rhône, the Dranse, the Aubonne and the Venoge), as well as ten or so minor tributaries. This monitoring has made it possible to estimate the change in nutrient flows into the Lake, which helps us to understand the change in concentrations in the Lake, and also to see that impact that human activities are having in the catchment area (household waste water, soil fertilisation and erosion, road salting and waste discharged from chemical industries). CIPEL also monitors exportations from the Lake at Geneva, from the Rhône downstream of Chancy, and the inputs received from its tributaries (the Arve and the Allondon).

The quantities of nutrients carried into Lake Geneva, and exported in the Rhône where it leaves Swiss territory were calculated for 2012. The significant fall in inputs observed in 2011 was essentially linked to the particularly low rainfall in this year, compared to the previous 30 years, and cannot therefore be compared to that of 2012. Since the inputs from rivers can fluctuate considerably from one year to another, depending on weather conditions, it is more pertinent to monitor changes in these results over the long term. Only a few major specific interventions, such as the elimination of the discharges from WWTPs at the level of the catchment area, can have a direct impact on inputs, as can be seen from the results for the Allondon.

Looking at the results for the past 40 years reveals that in the case of soluble reactive phosphorus, the effect of dephosphatation in the WWTPs, of total inorganic nitrogen, of the absence of denitrification and of the continued use of the same level of nitrogenous fertilisation for nearly 20 years, and finally that of chloride, the impact of industrial inputs and that of road salting. Shorter-term changes can be seen in some rivers, such as the reduced inputs of soluble reactive phosphorus since 2009 in the case of the Arve as a result of improved household sanitation in this catchment area, and other trends which have not yet been explained, such as the fall in total phosphorus inputs observed since 2008 in the upstream Rhône and since the 1990s in the Dranse.

1. GÉNÉRALITÉS ET MÉTHODES

En 2012, les débits et les concentrations ont été mesurés sur les quatre affluents principaux du Léman, le Rhône amont à la Porte du Scex, l'Aubonne et la Venoge près de l'embouchure et la Dranse. Plusieurs affluents secondaires, tous situés sur la côte suisse, ont également été suivis : la Versoix, la Veveysse, la Promenthouse, la Chamberonne, l'Eau Froide, la Morges, le Boiron-de-Morges et la Dullive (situation des rivières - figure 1). Les exportations du lac sont déterminées sur le Rhône émissaire à Genève.

Pour ces rivières, les prélèvements sont effectués, soit en continu (les 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 la Dranse, les prélèvements d'eau sont effectués au pont de Vongy, en amont de la STEP de Thonon et de la zone industrielle de Vongy. Depuis l'arrêt des mesures au pont de Bioge à fin 2002, les débits de la Dranse sont mesurés au pont de Couvaloup à Seytroux, en amont du pont de Bioge. Un facteur correctif est appliqué à partir d'une corrélation établie entre les 2 points de mesure à partir de 10'454 données journalières entre 1979 et 2002. Le coefficient de corrélation entre ces deux points est de 0.94. Toutefois, il faut relever qu'une mesure des débits plus à l'aval serait nécessaire.

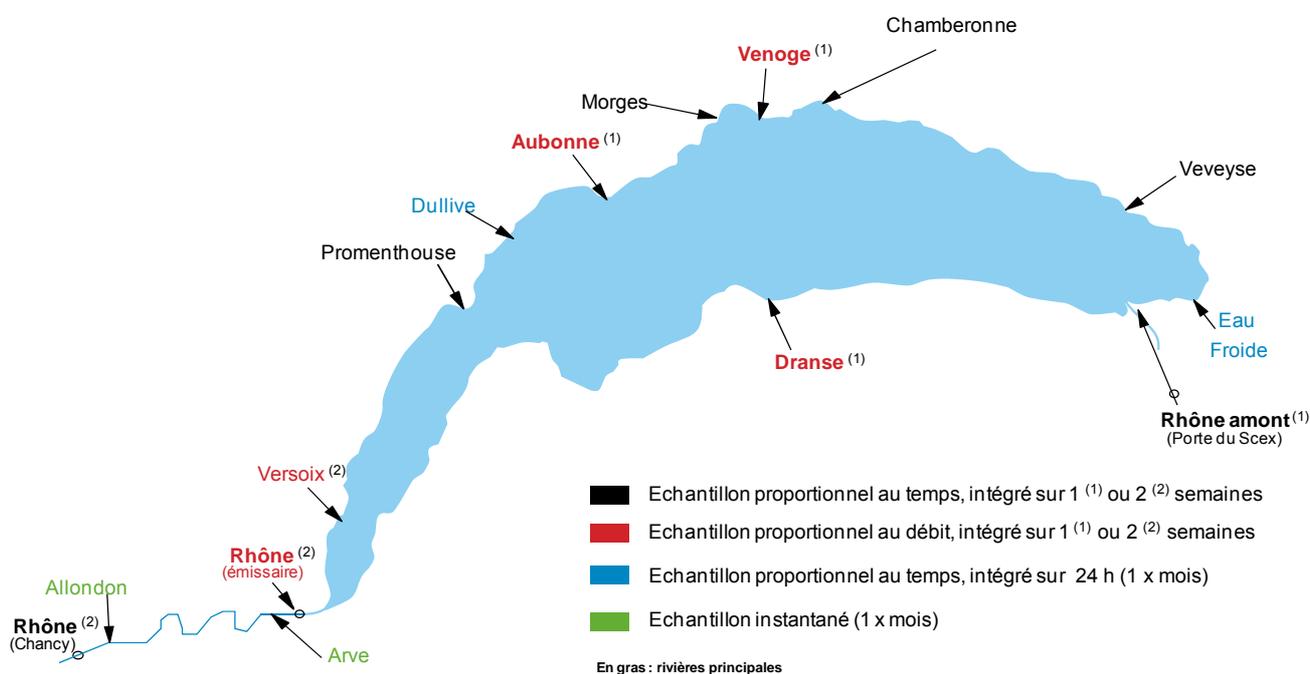


Figure 1 : Situation des diverses rivières étudiées.

Figure 1 : Locations of the various rivers investigated.

Pour le bassin versant du Rhône en aval du lac, les analyses concernent le Rhône émissaire, le Rhône à Chancy dans le cadre du programme NADUF (programme de surveillance nationale des cours d'eau suisses), l'Arve et l'Allondon. Pour ces deux dernières rivières, les prélèvements sont effectués une fois par mois de façon ponctuelle.

Les prélèvements et les analyses chimiques sont effectués par les laboratoires suivants :

- Service de l'écologie de l'eau du canton de Genève ;
- Laboratoire du Service des eaux, sols et assainissement du canton de Vaud, Epalinges ;
- Laboratoire du Service de la protection de l'environnement du canton du Valais, Sion ;
- Station d'Hydrobiologie Lacustre (INRA), Thonon-les-Bains ;
- Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux (EAWAG), Dübendorf, programme NADUF.

La validité des résultats est périodiquement testée par des analyses interlaboratoires organisées dans le cadre de la CIPEL auxquelles participent environ 20 laboratoires (STRAWCZYNSKI, 2013).

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

Le programme de surveillance de la Commission internationale comprend le suivi du Rhône amont, de la Dranse, de la Venoge, de l'Aubonne, de la Versoix, du Rhône émissaire et d'un choix de trois affluents complémentaires parmi les affluents secondaires. Toutes les autres rivières sont suivies dans le cadre de programmes cantonaux ou de programmes propres aux laboratoires et dont les résultats sont valorisés dans ce rapport.

Le présent rapport est basé sur l'évolution temporelle des apports en nutriments (phosphore total, phosphore réactif soluble et azote minéral total) et de chlorure apportés au lac par les 4 affluents principaux ou à l'exutoire du lac, ainsi que les quantités apportées au Rhône par les rivières en aval du lac.

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

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

Avec :

F_{moy} = flux moyen ($\text{g}\cdot\text{s}^{-1}$)

C_i = concentration dans l'échantillon prélevé ($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)

Q_i = débit moyen de la période correspondante ($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$)

n = nombre d'échantillons

Q_{moy} = débit moyen annuel

2. DÉBITS DES AFFLUENTS PRINCIPAUX DU LÉMAN ET DE L'ÉMISSAIRE (TABLEAU 1 ET FIGURE 2)

La pluviométrie de l'année 2012 sur le bassin lémanique est de 1'092.3 mm, légèrement supérieure à la moyenne inter-stations (1'006.7 mm) relevée sur les 4 stations entre 1981 et 2010 (LAZZAROTTO, 2013).

Par rapport à la moyenne inter-annuelle 1965-2012, les débits 2012 sont légèrement supérieurs pour le Rhône amont et le Rhône émissaire, mais inférieurs pour la Dranse, l'Aubonne et la Venoge (Tableau 1). On peut remarquer que sur la dernière décennie, les débits de la Dranse sont chaque année inférieurs à la moyenne inter-annuelle 1965-2012. Cet épisode ne s'était plus produit depuis les années 70, marquées par 6 années consécutives inférieures à 20 m^3/s (moyenne de 15 m^3/s durant cette période)

La figure 2 représente les débits moyens annuels des principaux affluents du Léman et du Rhône émissaire ainsi que la pluviométrie moyenne annuelle à Thonon depuis 1980. Les débits sont influencés par la pluviométrie et le Rhône amont représente près de 75% des apports au Léman avec un volume d'eau fortement lié à la fonte des neiges.

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

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

Année	Rhône amont	Dranse	Aubonne	Venoge	Rivières complémentaires	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	8.8	207.2
1990	164.8	33.0	3.7	2.9	13.3	238.6
1991	171.9	14.8	5.9	3.1	10.1	201.5
1992	177.5	21.2	7.2	4.1	13.8	224.7
1993	190.9	17.3	5.8	4.1	13.4	243.2
1994	214.6	20.7	6.3	4.7	11.6	297.4
1995	208.2	27.2	6.6	5.3	13.6	303.4
1996	145.2	15.4	4.4	3.5	9.7	192.5
1997	183.3	18.8	5.8	3.9	10.9	234.0
1998	168.8	17.2	5.0	3.3	10.9	216.4
1999	215.7	24.7	5.9	5.0	15.9	302.2
2000	187.3	19.7	6.1	4.2	13.4	246.6
2001	196.7	26.2	6.8	5.6	14.8	308.5
2002	176.9	20.9	6.0	4.8	12.7	249.1
2003	195.2	15.0	3.9	2.4	8.9	231.4
2004	163.3	13.7	4.9	3.6	12.2	221.2
2005	157.7	11.3	3.7	2.6	8.8	198.0
2006	171.7	17.8	6.6	4.8	11.9	229.9
2007	187.0	19.8	6.1	4.0	13.5	267.1
2008	179.0	15.5	5.3	3.9	12.4	244.9
2009	187.5	14.5	3.5	3.0	9.5	235.4
2010	196.4	15.9	3.5	2.7	10.0	229.4
2011	144.9	10.6	2.1	1.3	7.8	118.1
2012	196.4	14.6	4.9	3.9	8.7	259.4
Moyenne *	183.8	20.2	5.3	4.6	11.5	243.5

* : moyenne 1965-2012 (sauf pour les rivières complémentaires 1989-2012)

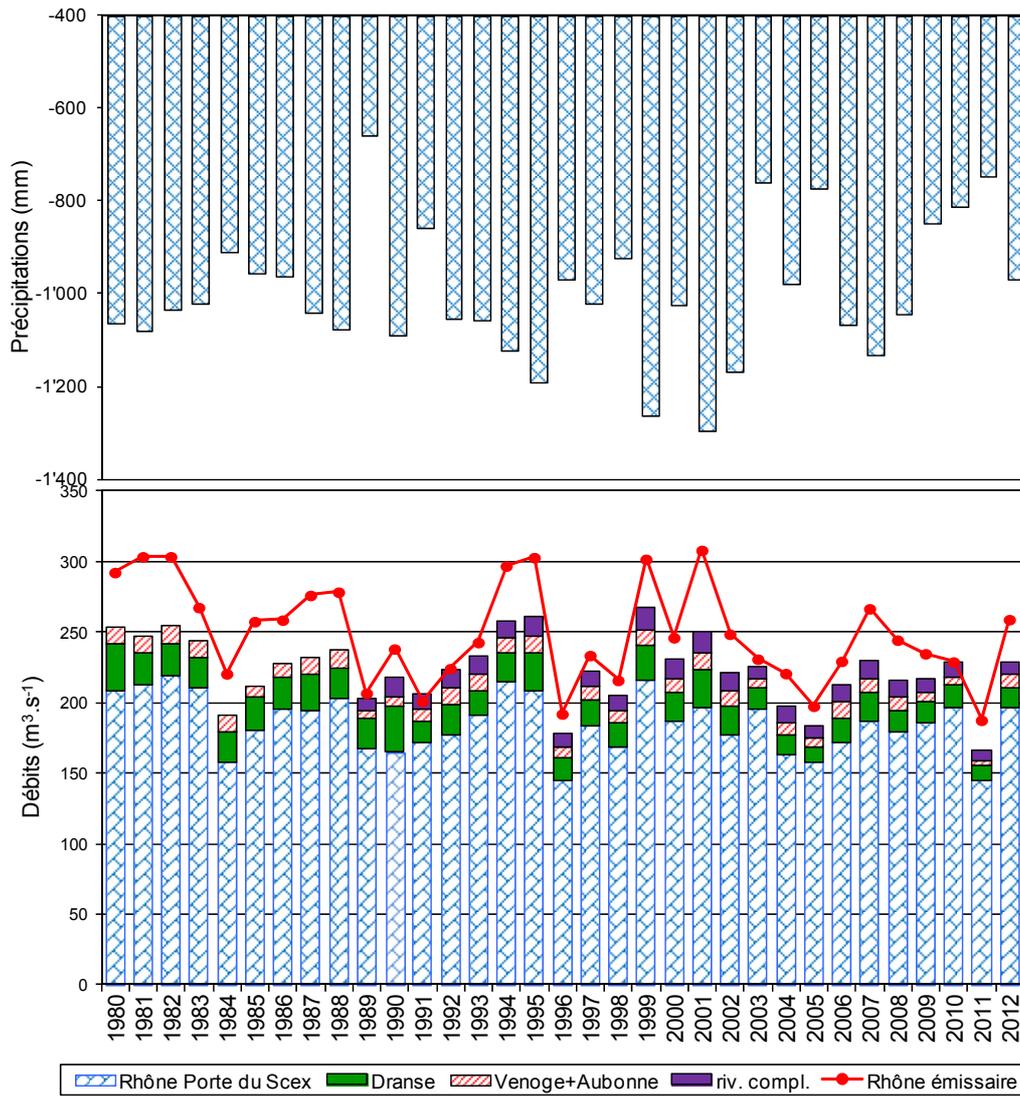


Figure 2 : Débits moyens annuels des diverses rivières et précipitations annuelles à la station de Thonon.
Figure 2 : Mean annual flow rates of the various rivers, and annual rainfall at the Thonon station.

3. APPORTS ANNUELS DES AFFLUENTS DU LÉMAN

Les apports sont principalement influencés par l'érosion des sols et donc par la pluviométrie. A noter que c'est notamment l'intensité des événements pluvieux qui agit sur le transport des particules et les valeurs moyennes annuelles peuvent masquer cette relation. Les apports peuvent donc fluctuer fortement d'une année sur l'autre. Une observation sur le long terme paraît plus judicieuse.

Nous présenterons sur l'ensemble des graphiques du rapport la courbe des débits moyens ainsi que l'histogramme des apports mais il est délicat d'établir une relation directe entre les débits moyens et les apports.

3.1 Phosphore (Tableau 2 et figures 3 à 6)

Le phosphore apporté par les affluents peut être subdivisé en :

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

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

La fraction dissoute est donc la plus importante au plan biologique : le phosphore réactif soluble ($P-PO_4$) est directement biodisponible, de même que certains composés phosphorés provenant d'eaux usées. Sous certaines conditions (faible teneur en phosphore réactif soluble), les algues peuvent métaboliser la forme organique dissoute du phosphore. En faisant abstraction du phénomène secondaire de fixation sur les particules qui sédimentent, la majeure partie du phosphore réactif soluble apporté par les affluents est potentiellement à disposition des algues.

➤ Phosphore total (dissous + particulaire)

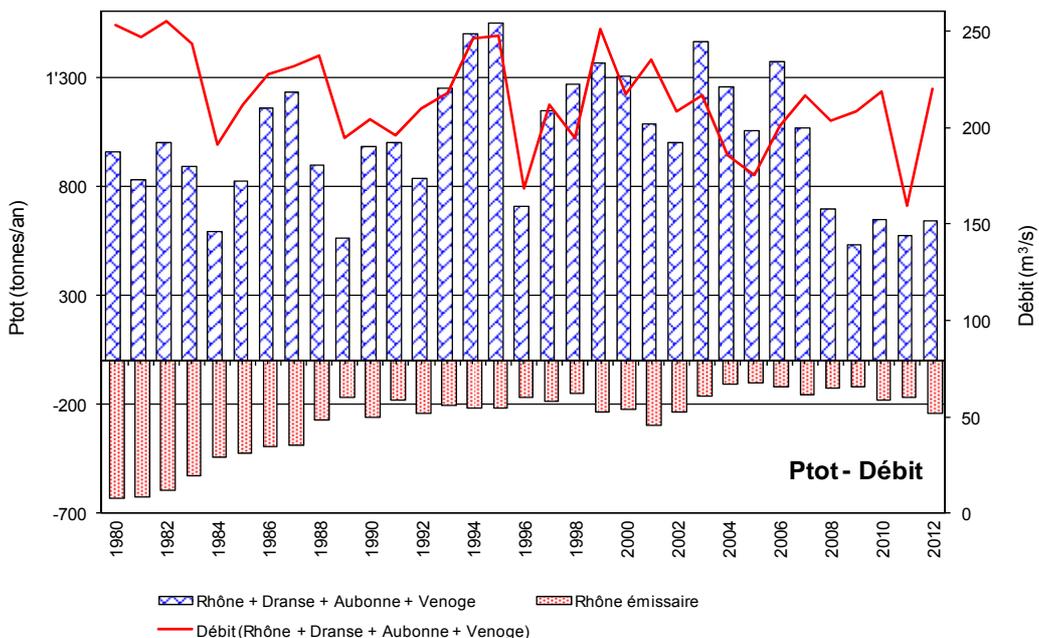


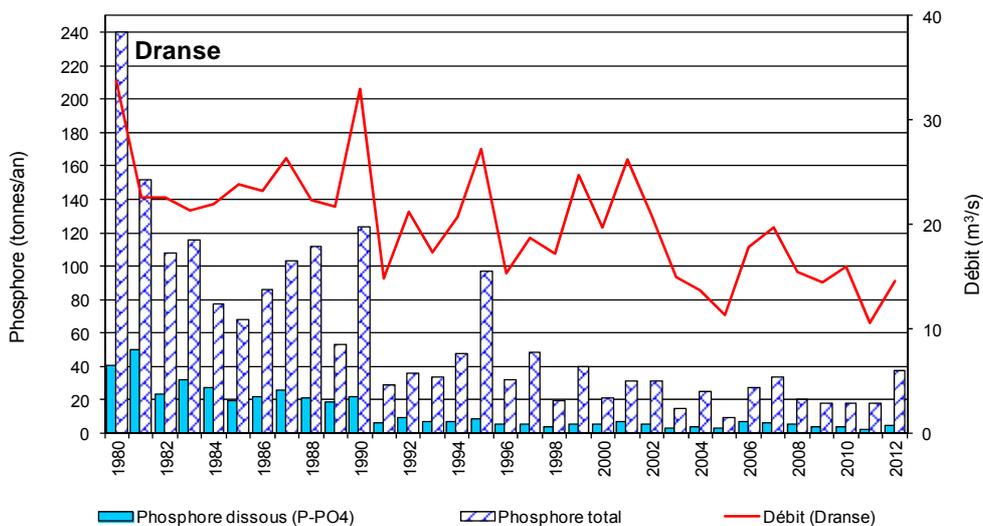
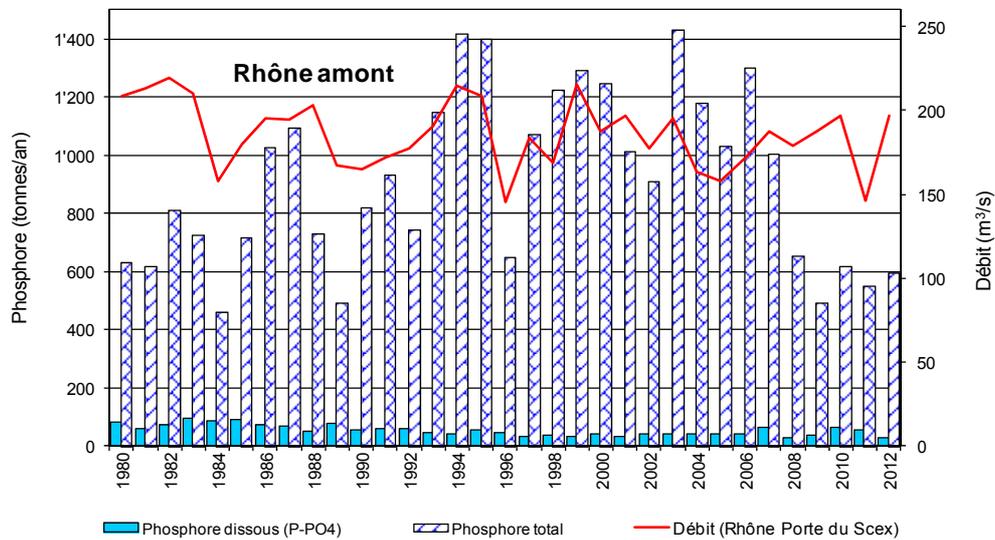
Figure 3 : Phosphore total - Apports annuels par les 4 affluents principaux et perte annuelle par l'émissaire.

Figure 3 : Total phosphorus - Annual inflow from the 4 main tributaries, and annual loss via the effluent river.

En 2012, les apports en phosphore total au lac par les rivières sont constitués par environ 94% de phosphore particulaire et 6% de phosphore réactif soluble (Tableau 3). Les apports par les rivières du bassin versant du Léman ont baissé en 2008 et sont relativement stables ces 5 dernières années.

Les apports en phosphore par le Rhône amont, constitués principalement par du phosphore particulaire, montrent depuis 2008 une très nette baisse qui se confirme en 2012. La situation est assez comparable à celle du début des années 80. Le bassin versant du Rhône amont étant très montagneux, la fonte des neiges l'été en altitude influence les apports en matières en suspension et donc en phosphore total puisqu'il s'agit essentiellement de phosphore particulaire. Il semblerait que ces derniers étés aient été moins chauds et de plus courte durée, ce qui pourrait expliquer la baisse des apports en phosphore ces dernières années. Une étude plus approfondie permettrait toutefois de vérifier cette hypothèse.

La Dranse présente elle aussi une nette baisse des apports en phosphore total depuis les années 90, malgré une légère hausse constatée en 2012.



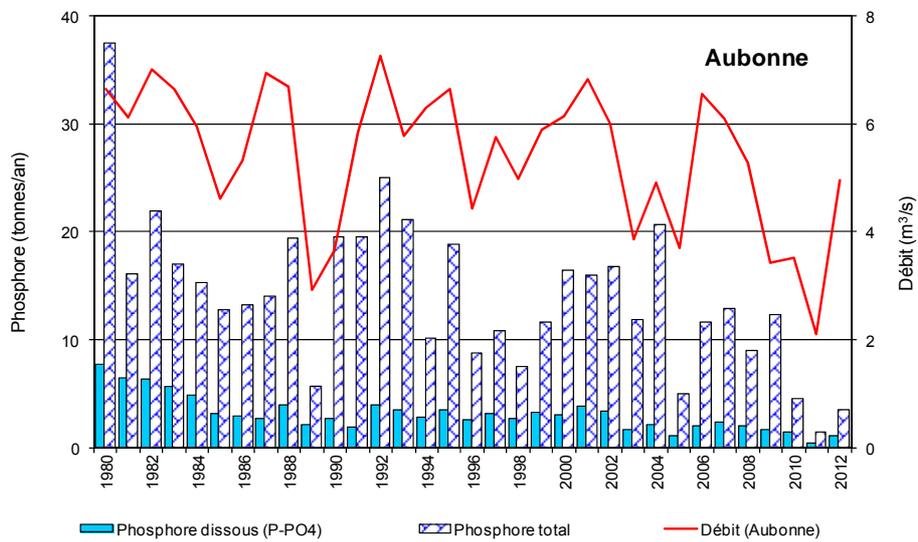
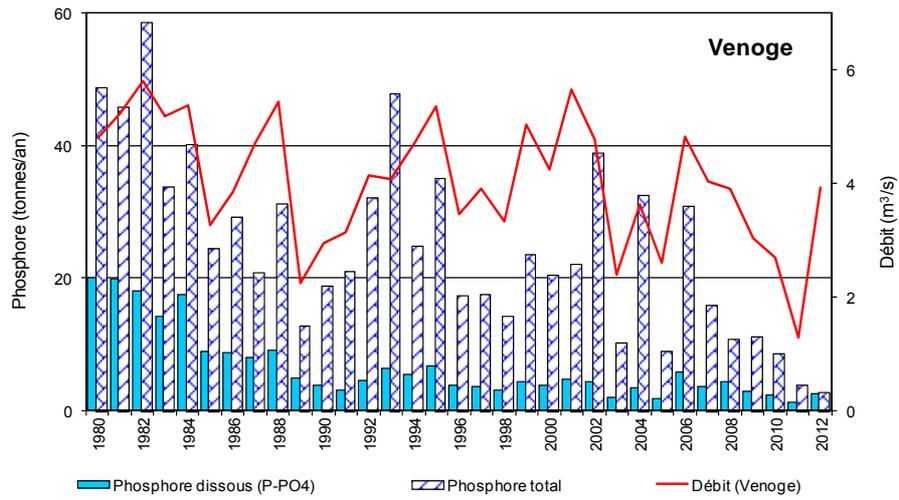


Figure 4 : Phosphore total et phosphore réactif soluble (P-PO₄) - Apports annuels par le Rhône amont (Porte du Scex), la Dranse, la Venoge et l'Aubonne.

Figure 4 : Total phosphorus and Soluble reactive phosphorus (P-PO₄) - Annual inflow from the upstream segment of the Rhône (Porte du Scex), the Dranse, the Venoge and the Aubonne.

➤ **Phosphore réactif soluble (P-PO₄)**

La figure 5 montre qu'il n'y a pas de relation entre les quantités de phosphore réactif soluble et les débits.

La baisse des teneurs constatée depuis les années 80 est liée essentiellement à l'assainissement domestique avec l'obligation pour toutes les stations d'épuration (STEP) du bassin versant du Léman de traiter le phosphore. La suppression du phosphate dans les lessives (1986 en Suisse et 2007 en France) ainsi que la modification des pratiques agricoles (baisse de la fertilisation phosphatée) expliquent également la baisse des apports.

La baisse pourrait encore être accentuée si toutes les STEP atteignaient le rendement de 95% recommandé par la CIPEL dans son plan d'action 2011-2020. Un tel rendement permettrait de réduire d'une quarantaine de tonnes supplémentaires les quantités de phosphore rejetées par les STEP (CONDAMINES, 2013).

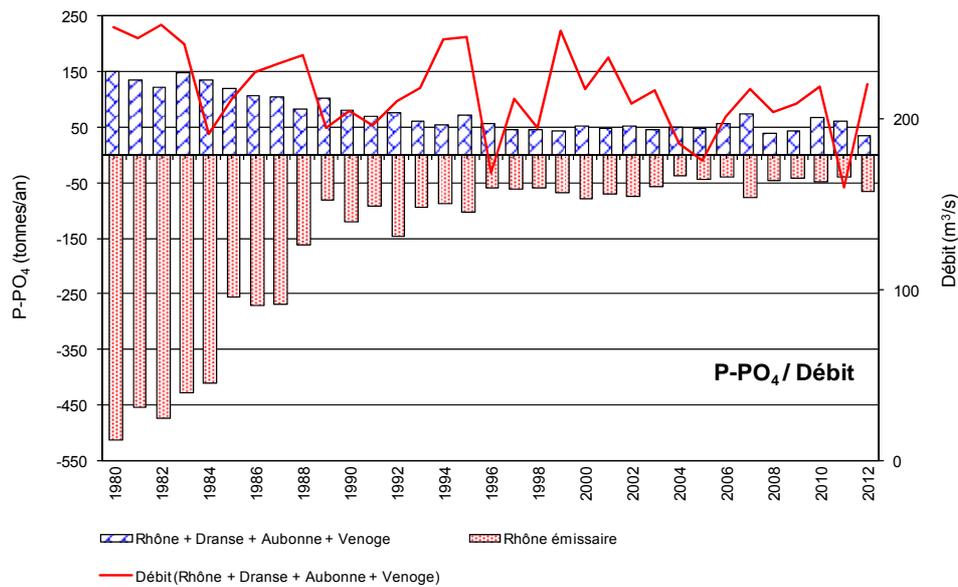


Figure 5 : Phosphore réactif soluble (P-PO₄) - Apports annuels par les 4 affluents principaux et perte annuelle par l'émissaire.

Figure 5 : Soluble reactive phosphorus (P-PO₄) - Annual inflow from the 4 main tributaries, and annual loss via the effluent river.

3.2 Azote minéral total (figures 6 et 7)

Les apports en azote minéral total, ainsi que les quantités exportées par le Rhône émissaire sont relativement stables depuis les années 80. Cette relative stabilité semble liée, d'une part à l'absence de dénitrification dans la majorité des STEP du bassin du Léman et, d'autre part, à la fertilisation azotée des cultures qui n'a pas évolué depuis le milieu des années 90 avec des excédents d'azote qui peuvent polluer les eaux (Office fédéral de la statistique, OFS, 2010 – Bilan de l'azote). Selon les résultats des scénarios d'évolution des flux d'azote publiés par l'Office fédéral de l'environnement (OFEV, 2013), la situation ne devrait pas s'améliorer d'ici 2020, que ce soit au niveau de l'agriculture ou des eaux usées domestiques. Au niveau agricole, les importations d'engrais minéraux azotés devraient reculer mais les importations d'aliments pour animaux devraient augmenter. Quant à la quantité d'azote dans les eaux usées, celle-ci devrait progresser en raison de la croissance démographique, mais pourrait être compensée par des améliorations techniques dans les installations d'épuration. Enfin, le rapport précise que seule l'agriculture présente encore de gros potentiels de réduction des flux d'azote, notamment par des mesures visant à diminuer les pertes d'azote au niveau des produits végétaux et animaux.

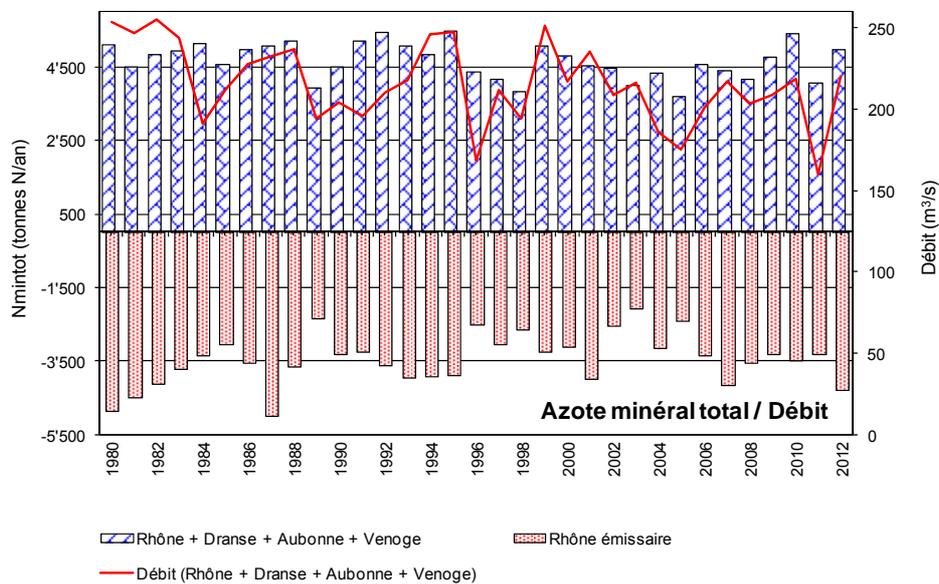
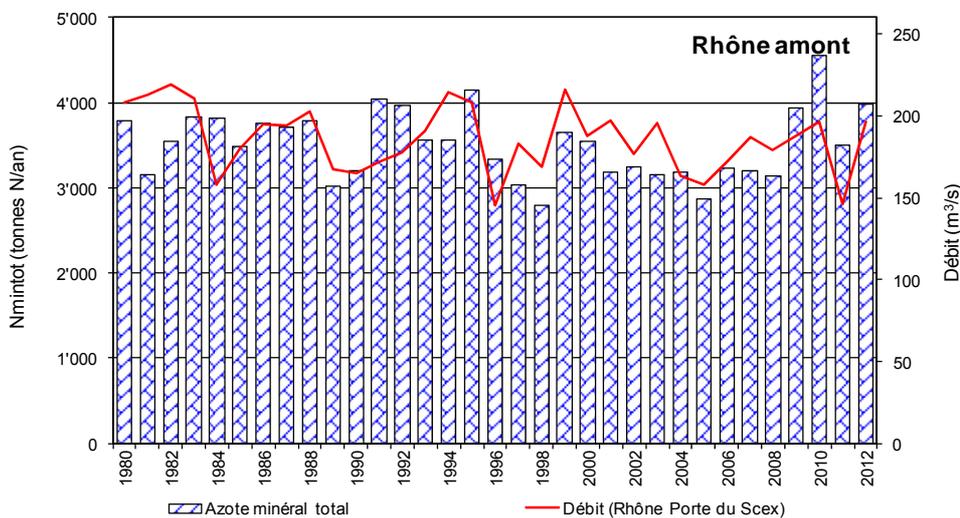


Figure 6 : Azote minéral total - Apports annuels par les 4 affluents principaux et perte annuelle par l'émissaire.

Figure 6 : Total inorganic nitrogen - Annual inflow from the 4 main tributaries, and annual loss via the effluent river.



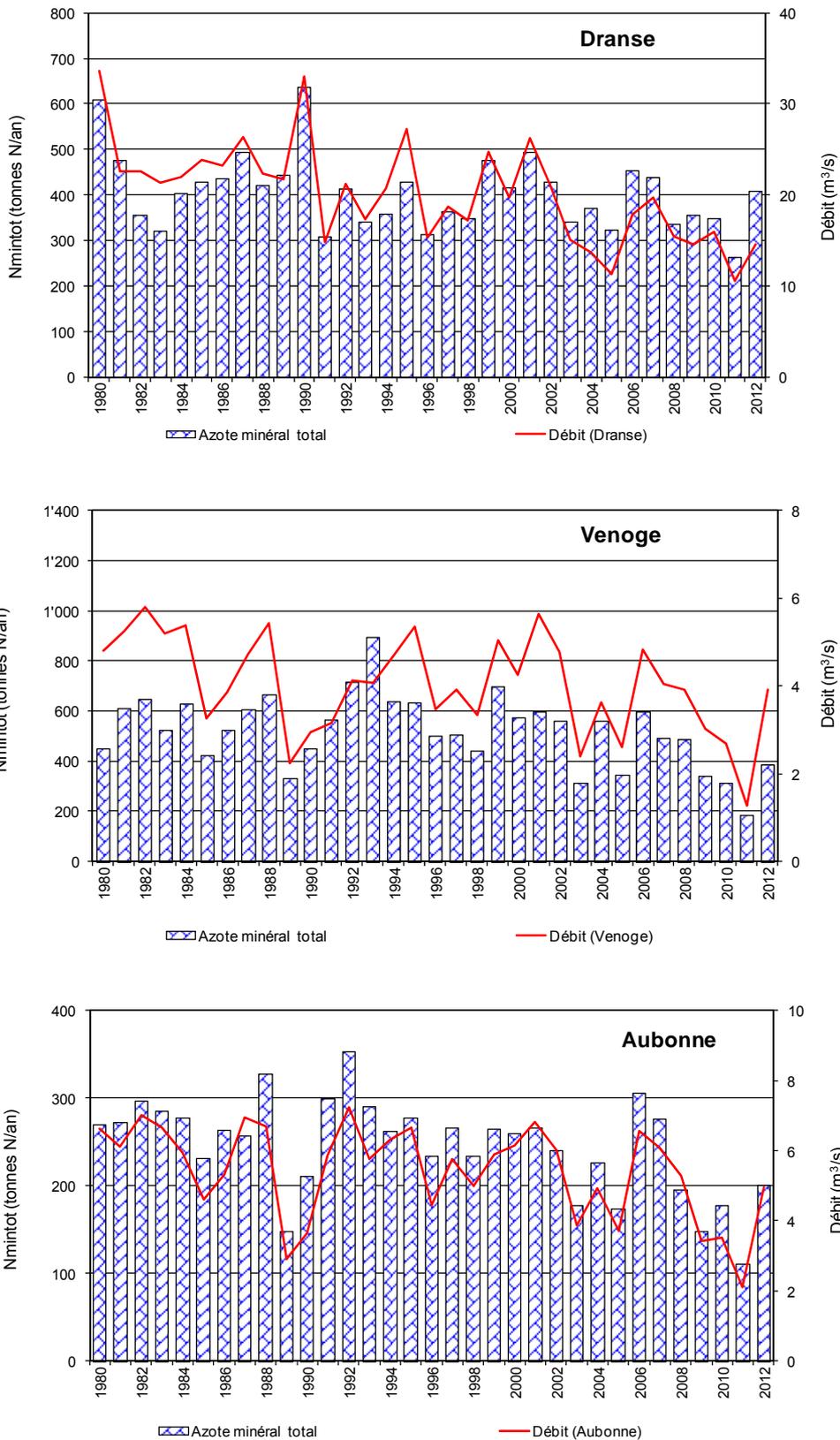


Figure 7 : Azote minéral total - Apports annuels par le Rhône amont (Porte du Scex), la Dranse, la Venoge et l'Aubonne.

Figure 7 : Total inorganic nitrogen - Annual inflow from the upstream segment of the Rhône (Porte du Scex), the Dranse, the Venoge and the Aubonne.

3.3 Chlorure (figures 8, 9 et 10)

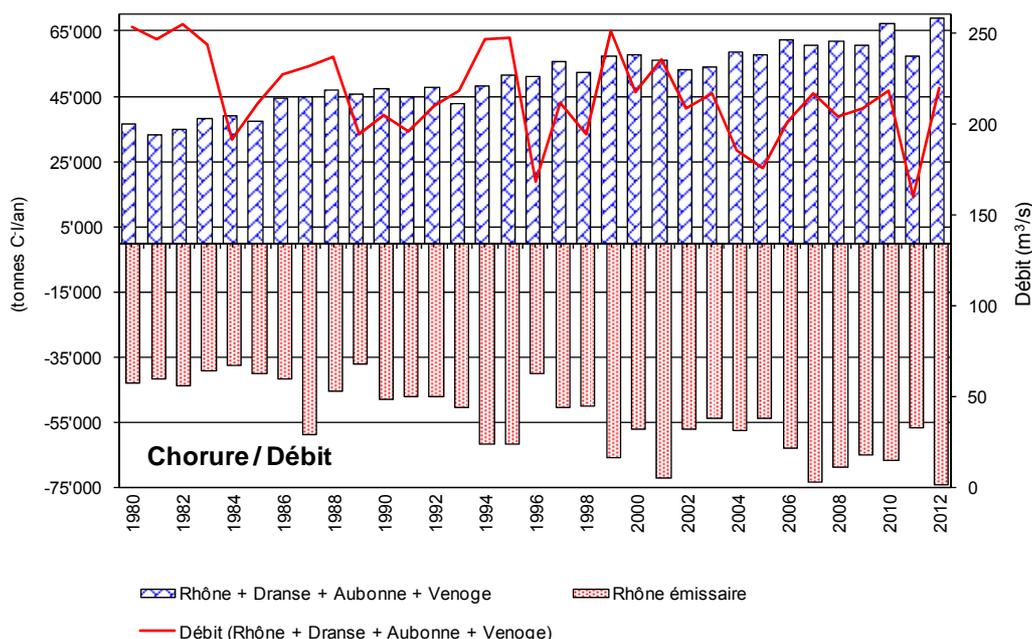


Figure 8 : Chlorure - Apports annuels par les 4 affluents principaux et perte annuelle par l'émissaire.
 Figure 8 : Chloride - Annual inflow from the 4 main tributaries, and annual loss via the effluent river.

Une augmentation significative des apports en chlorure est constatée pour le Rhône amont depuis les années 80 et pour la Dranse depuis le milieu des années 90 (figure 9).

Pour le Rhône amont, une étude montrait en 2001 que les apports en chlorure provenaient pour l'essentiel des rejets industriels (GUMY et De ALENCASTRO, 2001), soit 50% des apports, contre 20% pour les sels de déneigement. En 2012, les apports par le Rhône amont continuent d'augmenter et s'élèvent à 61'903 tonnes.

Au niveau des industries, les chlorures ne sont pas mesurés en sortie des stations d'épuration industrielles, mais apports importants proviennent des procédés industriels des industries situées le long du Rhône (dessalage du brut, neutralisation des eaux et électrolyse du sel) (source : service protection environnement Valais, 2013).

La production chimique étant toujours en hausse, on peut s'attendre à une hausse correspondante des rejets en chlorure. Par conséquent, l'intégration du suivi des chlorures dans les autorisations de déversement permettraient de mieux évaluer les rejets en chlorure d'origine industrielle.

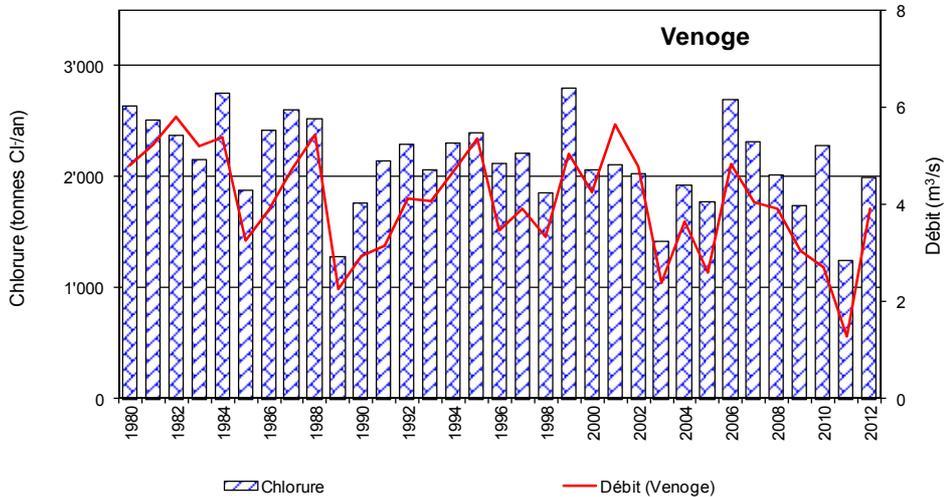
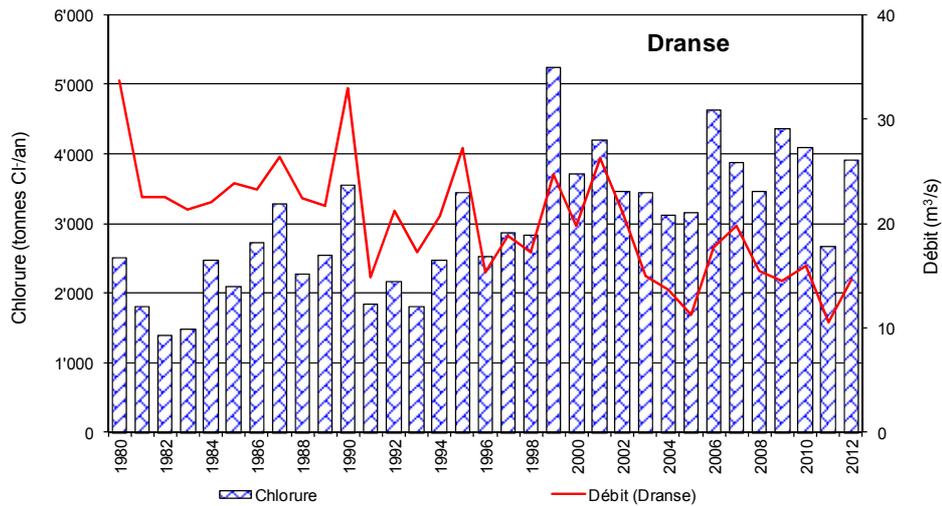
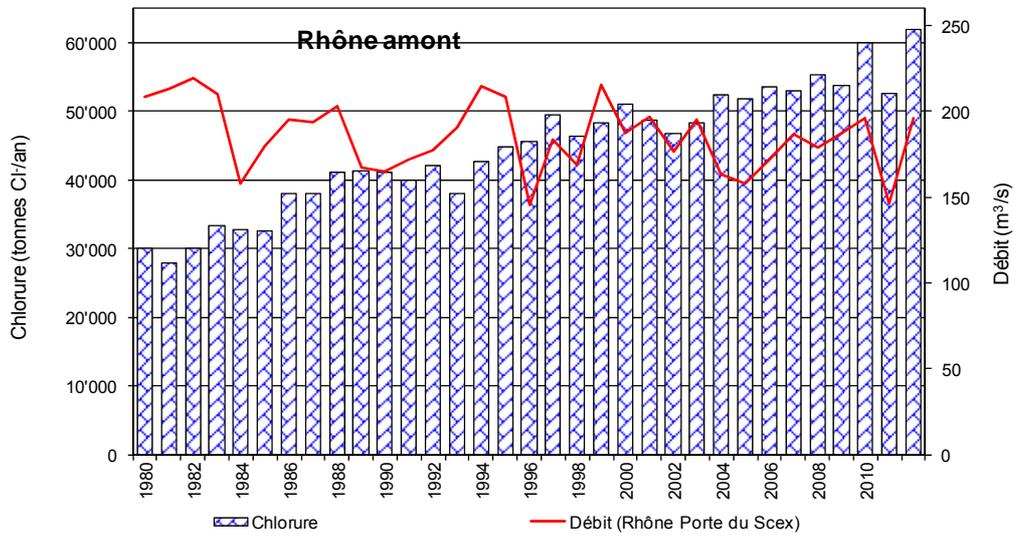
En ce qui concerne le salage des routes, les consommations de ces dernières années sont les suivantes (les communes ne sont pas comptabilisées dans ces chiffres) :

Service des routes, transports et cours d'eau -DTEE	2007 en tonnes	2008 en tonnes	2009 en tonnes	2010 en tonnes	2011 en tonnes	2012 en tonnes
Consommations de sel épandu sur les routes cantonales et nationales	12'800	20'000	18'000	17'700	10'800	14'300

Ces chiffres ne montrent pas d'augmentation significative du salage des routes mais une fluctuation selon les années et ne permet donc pas d'expliquer la hausse constante en chlorure observée dans les eaux du Rhône à la Porte du Scex.

L'augmentation des apports pour la Dranse reste en revanche inexpliquée pour l'instant.

Pour l'Aubonne et la Venoge qui sont des rivières de plaine et de contrefort du Jura, l'évolution des apports semble bien liée à celle des débits annuels ce qui laisse supposer que ces apports sont surtout influencés par le lessivage des sols agricoles et de l'utilisation d'engrais à base de chlorure (chlorure de potassium).



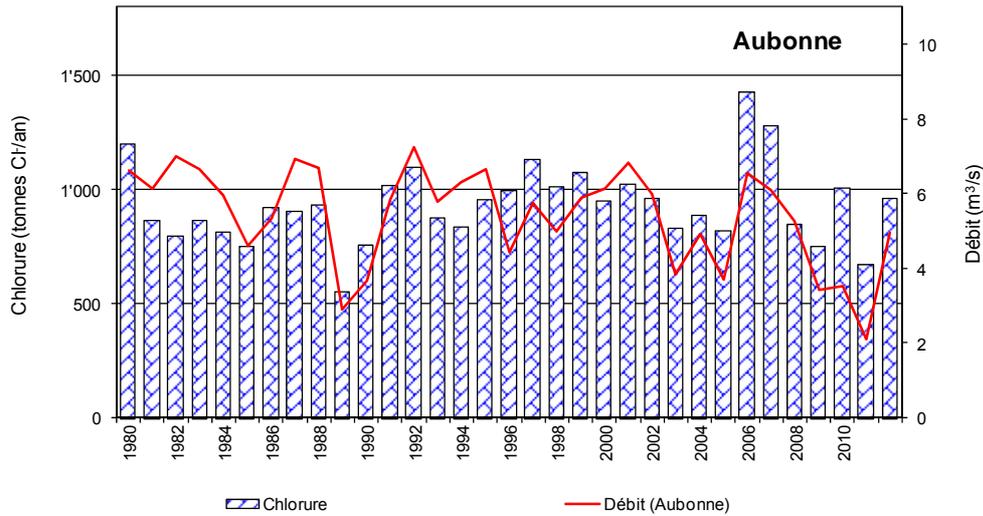


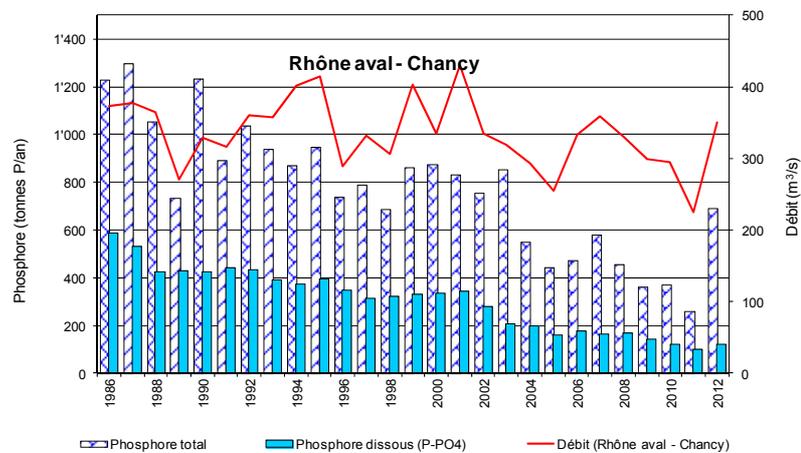
Figure 9 : Chlorure - Apports annuels par le Rhône amont (Porte du Scex), la Dranse, la Venoge et l'Aubonne.

Figure 9 : Chloride - Annual inflow from the upstream segment of the Rhône (Porte du Scex), the Dranse, the Venoge and the Aubonne.

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

En aval du lac, le Rhône traverse le territoire du canton de Genève et quitte la Suisse à Chancy-Pougny (débit moyen 1986-2012 : 243 m³/s). Le long de son parcours, il reçoit les eaux de quelques affluents, le principal étant l'Arve (débit moyen 1988-2012 : 69.3 m³/s) puis l'Allondon (débit moyen 1988-2012 : 3.3 m³/s). Les débits du Rhône émissaire et de l'Arve constituent 95% du débit mesuré à Chancy. Nous disposons des analyses d'eau du Rhône émissaire, de l'Arve à Genève (la Jonction), de l'Allondon à son embouchure et du Rhône en aval de Chancy. Les prélèvements du Rhône émissaire et de Chancy sont effectués en continu proportionnellement au débit, ceux de l'Arve et de l'Allondon sont mensuels et instantanés. Les apports calculés pour ces deux dernières rivières doivent donc être considérés avec une relative prudence.

4.1 Phosphore (figure 10)



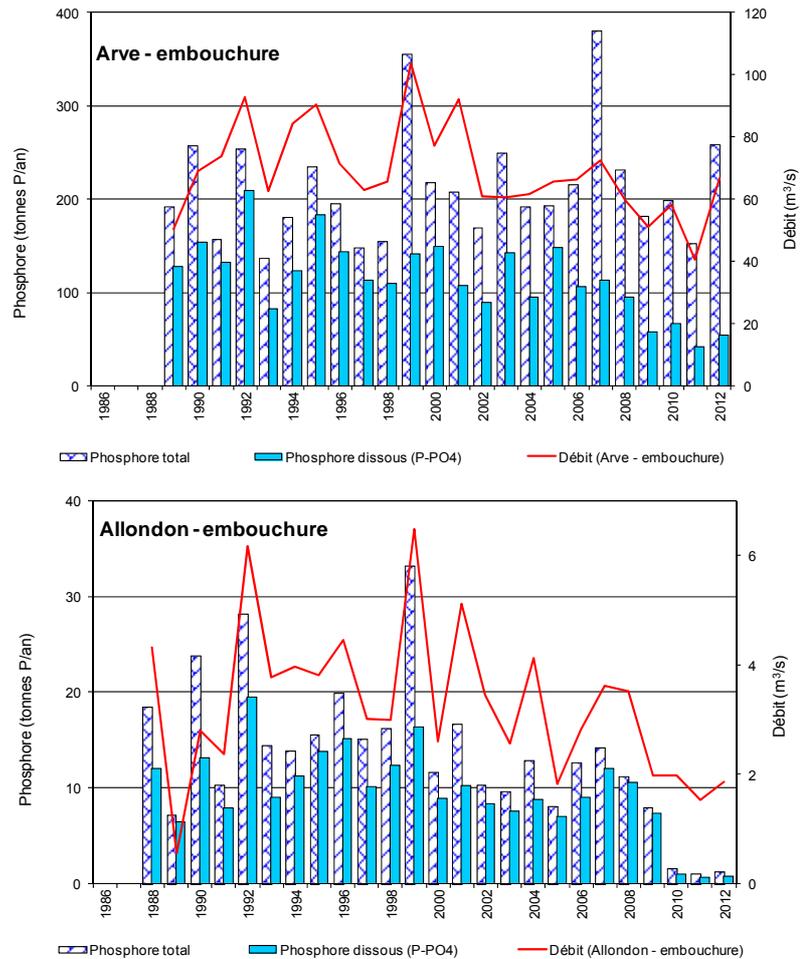


Figure 10 : Phosphore total et phosphore réactif soluble (P-PO₄) - Apports annuels par le Rhône à Chancy, l'Arve et l'Allondon.

Figure 10 : Total phosphorus and soluble reactive phosphorus (P-PO₄) - Annual inflow from the Rhône (Chancy), the Arve and the Allondon.

➤ **Phosphore total et Phosphore réactif soluble (P-PO₄)**

Dans le lac se produit la sédimentation du phosphore particulaire, ce qui explique que dans l'émissaire, la proportion de phosphore réactif soluble est beaucoup plus grande (env. 25 à 40% depuis le début des années 2000). La diminution du phosphore total est surtout liée aux mesures d'assainissement domestique et agricole, ainsi qu'à la suppression du phosphate dans les lessives, qui sont les principales sources d'apports en phosphore réactif soluble. Une baisse encore plus importante est constatée dès 2003-2004, période qui correspond à la mise en place de la déphosphatation pour la STEP d'Aire, la plus grande de tout le territoire de la CIPEL avec 600'000 EH et qui rejette ses eaux après traitement dans le Rhône. Ce nouveau dispositif a permis de diminuer la concentration en phosphore total en sortie de moitié, puisqu'elle est passée de 1.8 mgP·L⁻¹ au milieu des années 90 à des valeurs oscillant entre 0.9 et 1.0 mgP·L⁻¹ depuis 2008.

Pour l'Arve, on constate une diminution des apports de phosphore réactif soluble depuis 2009. Cette baisse s'explique par des efforts entrepris ces 10 dernières années au niveau de l'assainissement domestique dans ce bassin versant et plus récemment avec la mise en place de deux nouvelles STEP en 2011 (Arenthon et Passy).

La très nette baisse du phosphore dans le bassin de l'Allondon est liée à l'abandon des STEP du Journans et de l'Allondon, avec le raccordement des eaux usées sur la STEP de Bois-de-Bay dans le canton de Genève dont l'exutoire est le Rhône aval, réalisé à fin 2009. En 2007, les rejets de ces 2 STEP représentaient respectivement chacune un apport d'environ 5 tonnes par an dans le milieu, soit au total 10 tonnes par an.

4.2 Azote total ou minéral total (figure 11)

Tout comme pour le bassin versant du Léman, les apports en azote minéral total par les rivières en aval du lac fluctuent en fonction du débit et montrent une légère tendance à la baisse pour le Rhône aval à Chancy. Cette baisse est plus nette pour l'Allondon du fait de la suppression des rejets de deux STEP à fin 2009 (cf. paragraphe précédent).

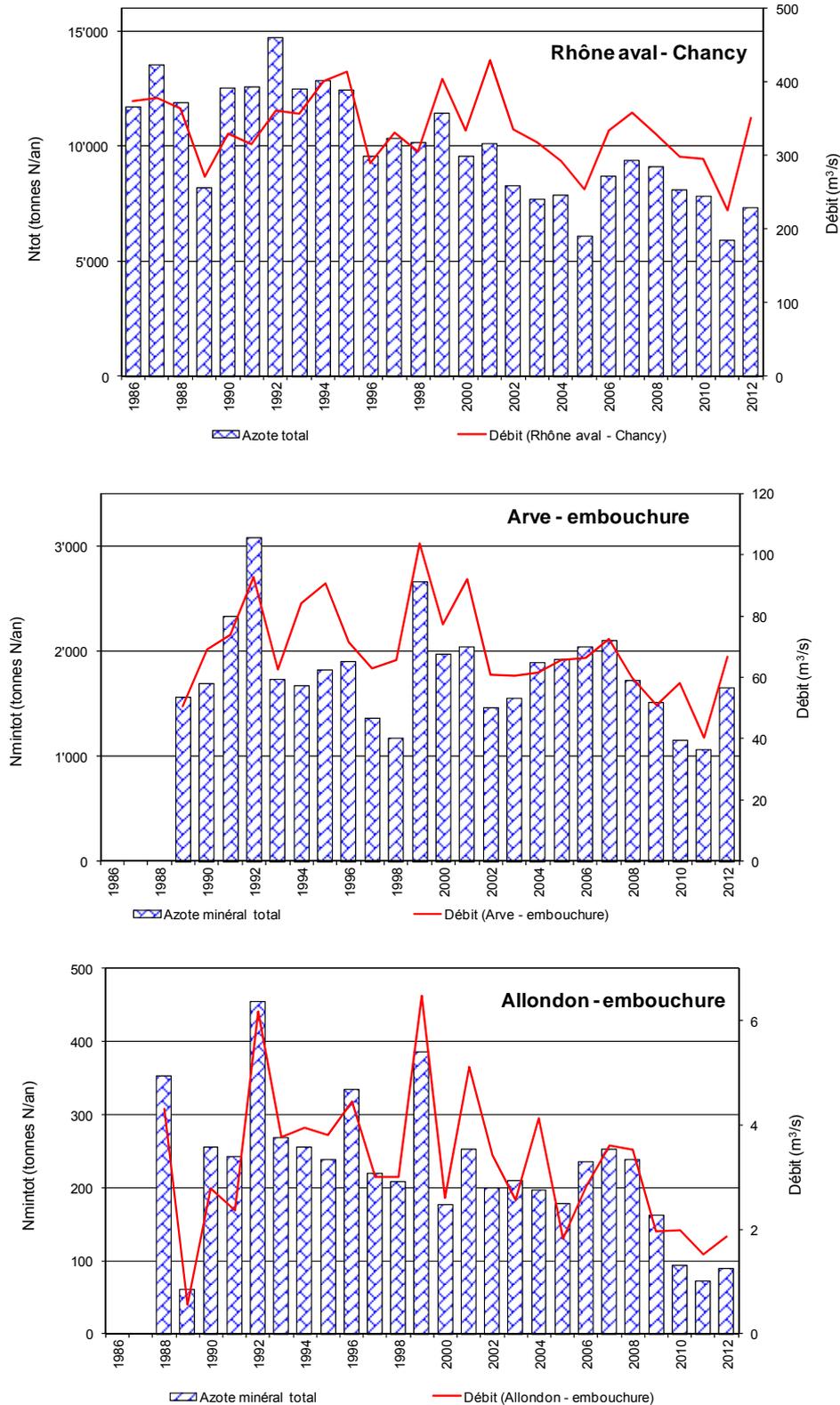


Figure 11 : Azote total ou azote minéral total - Apports annuels par le Rhône à Chancy, l'Arve et l'Allondon.

Figure 11 : Total nitrogen or total inorganic nitrogen - Annual inflow from the Rhône (Chancy), the Arve and the Allondon.

4.3 Chlorure (figure 12)

Les apports par les chlorures proviennent essentiellement du lessivage des sols agricoles et de l'utilisation de sels de déneigement. On note tout de même, surtout depuis ces sept dernières années, une tendance à la hausse pour le Rhône à Chancy, exceptée pour l'année 2011 du fait d'une plus faible pluviométrie.

Cette tendance à la hausse observée sur le Rhône à Chancy peut s'expliquer en partie par l'arrivée des eaux du Léman plus riches en chlorure (LAZZAROTTO et al, 2013).

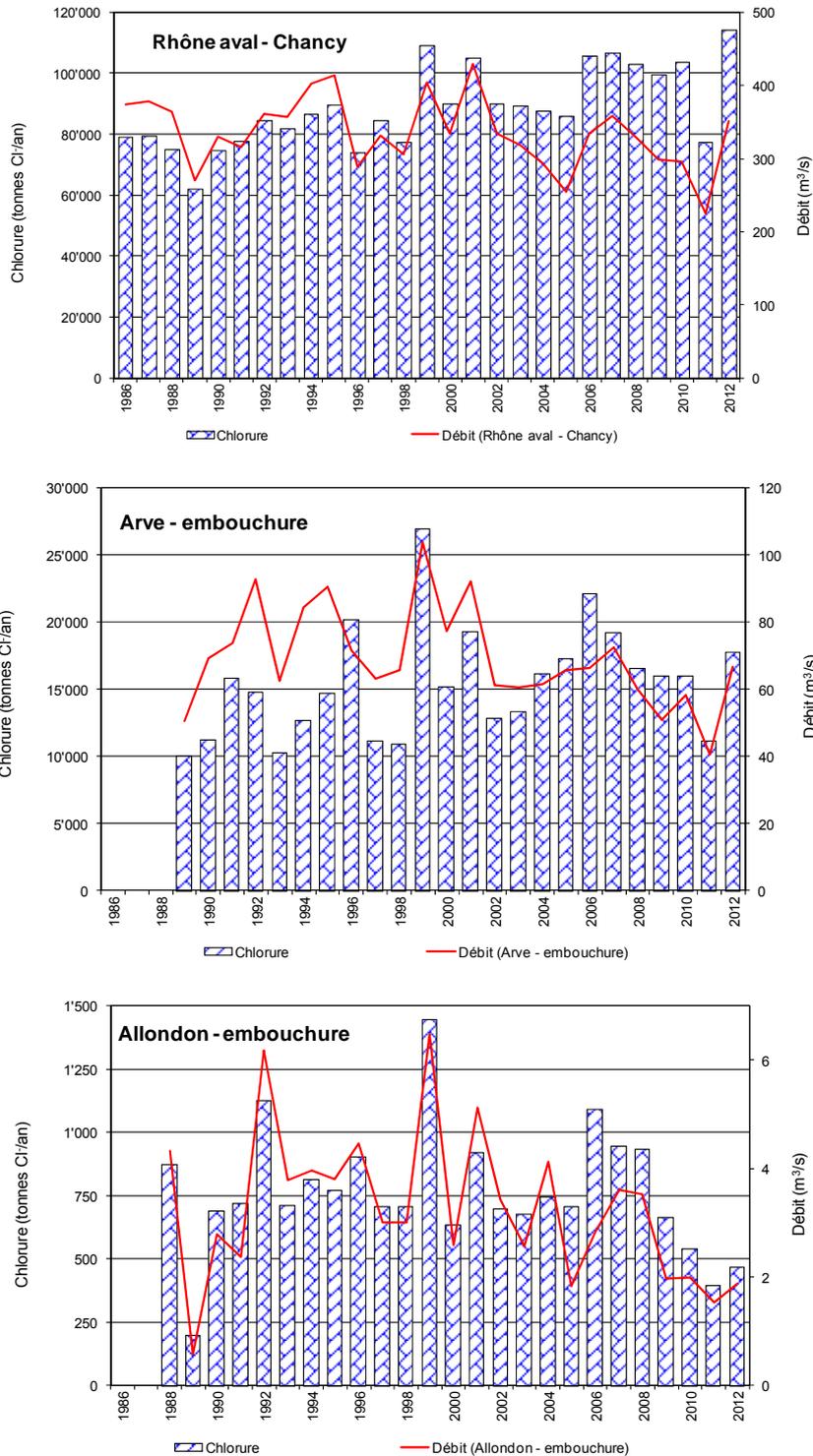


Figure 12 : Chlorure - Apports annuels par le Rhône à Chancy, l'Arve et l'Allondon.

Figure 12 : Chloride - Annual inflow from the Rhône (Chancy), the Arve and the Allondon.

5. CONCLUSIONS

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. La pluviométrie de l'année 2012 sur le bassin lémanique est de 1'092.3 mm, légèrement supérieure à la moyenne inter-stations (1'006.7 mm) relevée sur les 4 stations entre 1981 et 2010.

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 ces 5 dernières années, notamment pour le Rhône amont, mais il n'y a pour l'instant pas d'explication à cette baisse.

L'absence de dénitrification dans la majeure partie des STEP du bassin du Léman et une fertilisation azotée stable depuis près de 20 ans expliquent que les apports en azote minéral total sont relativement stables. Compte-tenu des scénarios d'évolution prédits d'ici 2020 par un rapport de l'OFEV, la quantité d'azote issue des eaux usées devrait progresser ces prochaines années en raison de la croissance démographique, mais pourrait être compensée par des améliorations techniques dans les installations d'épuration. L'agriculture, quant à elle, présente encore de gros potentiels de réduction des flux d'azote.

Les quantités de chlorure sont en hausse, notamment dans le Rhône amont. La présence de plusieurs industries chimiques et l'utilisation de sels de déneigement dans une moindre mesure, représente $\frac{3}{4}$ des apports dans ce bassin versant. Une tendance à la hausse depuis les années 90 est également constatée dans la Dranse mais ne trouve pas d'explication à ce jour. Pour les autres rivières, les apports fluctuent essentiellement en fonction des débits sans montrer d'évolution particulière et proviennent surtout du lessivage des sols agricoles.

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

Les apports en phosphore réactif soluble ont diminué pour l'ensemble des rivières suivies, avec une baisse spectaculaire dès 2010 pour l'Allondon du fait du raccordement à fin 2009 des eaux usées de deux STEP de ce bassin à une STEP du canton de Genève qui déverse dans le Rhône aval.

Une baisse des apports en phosphore réactif soluble est également constatée pour l'Arve depuis 2009, et montre que les efforts en matière d'assainissement engagés ces 10 dernières années dans ce bassin versant portent leurs fruits.

Les apports en azote total montrent une légère tendance à la baisse pour le Rhône aval à Chancy. La baisse est plus nette pour l'Allondon en raison du raccordement des eaux usées à une STEP qui déverse dans le Rhône aval.

Ces résultats montrent que la suppression des rejets de deux STEP vers l'Allondon, une rivière sensible à la pollution, a permis de regagner des milieux de bonne qualité sans impacter significativement les apports du Rhône aval avec le rejet de la STEP du Bois de Bay.

BIBLIOGRAPHIE

- GUMY, D., de ALENCASTRO, F. (2001) : Origine de la pollution du Léman par le chlorure. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, 261-278.
- CONDAMINES, M., (2013) : Contrôle annuel des stations d'épuration. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2012, 164-182.
- LAZZAROTTO, J., KLEIN, A., QUÉTIN, P. (2013) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2012, 12-42.
- OFS (2010) : Bilan de l'azote. Office fédéral de la statistique.
- OFEV (2013) : Flux d'azote en Suisse en 2020. Office fédéral de l'environnement.
- KLEIN, A., (2012) : Apports par les affluents au Léman et au Rhône à l'aval de Genève et leur qualité. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2011, 157-178
- STRAWCZYNSKI, A. (2013) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2012, 180-191.

Tableau 2 : Concentrations moyennes en 2012.

Table 2 : Mean concentrations in 2012.

Nom Rivière	Débit (m ³ /sec)	N-NH ₄ (mgN/L)	N-NO ₂ (mgN/L)	N-NO ₃ (mgN/L)	Nmintot (mgN/L)	Ntot (mgN/L)	P-PO ₄ (mgP/L)	PtotBrut (mgP/L)	Cl (mg/L)	SO ₄ (mg/L)	Ca (méq/L)	Mg (méq/L)	Na (mg/L)	K (mg/L)	SiO ₂ (mg/L)	DOC (mg/L)	TOC (mg/L)	MES (mg/L)
Concentrations moyennes Bassin versant du Léman																		
Rhône amont	196.4	0.088		0.554	0.641	0.647	0.004	0.096	10.0	48.8	20.0	2.4	6.5	1.7	2.9	0.8	1.4	156.0
Dranse	19.7	0.025	0.007	0.597	0.618	0.685	0.007	0.058	6.1	55.9	71.0	8.9	4.4	0.8	3.6	1.9		40.4
Aubonne	5.1	0.028	0.009	1.216	1.250		0.007	0.022	6.1	4.0	66.4	5.8	3.7	0.8	2.5	3.5		6.5
Venoge	3.2	0.272	0.045	3.488	3.794		0.024	0.027	19.7	19.4	84.9	8.1	10.7	2.3	4.3	3.5		23.3
Versoix	3.2	0.105		1.245	1.346	1.540	0.040	0.380	10.4	7.3	77.5	6.2	6.0	1.0		3.3		
Veveyse	2.2	0.365	0.011	0.583	0.956		0.004		12.7	11.6	61.8	6.3	9.5	1.3	3.9	3.4		37.4
Promenthouse	1.4	0.049	0.007	1.878	1.929		0.009		8.1	5.7	73.1	7.6	4.9	1.1	3.9	2.8		10.8
Chamberonne	0.8	0.082	0.018	2.146	2.239		0.029	0.076	21.3	38.9	66.6	8.0	12.9	2.5	4.6	2.8		32.2
Eau Froide	0.5	0.036	0.006	4.124	4.154		0.015		7.0	28.9	62.5	6.0	10.2	2.0	3.6	3.0		44.1
Morges	0.5	0.035	0.026	5.179	5.225		0.036		21.8	33.4	95.8	12.6	12.0	3.6	7.5	3.6		90.5
Boiron-de-Morges	0.5	0.049	0.028	5.018	5.081		0.084	0.125	21.7	31.8	98.8	13.6	12.6	3.3	9.1	3.9		23.2
Dullive	0.1	0.018	0.008	2.421	2.440		0.014	0.036	12.4	20.1	87.2	11.2	7.6	2.1	7.0	2.7		10.1
Bassin versant du Rhône aval																		
Rhône émissaire	268.1	0.041		0.470	0.509	0.577	0.008	0.028	8.8	46.43	39.2	5.3	5.8	1.3		1.3		
Arve	66.5	0.09	0.031	0.663	0.782	0.812	0.026	0.123	8.4	52.30	53.2	5.7	5.5	1.1		1.1		
Allondon	1.8	0.012	0.004	1.499	1.512	1.604	0.014	0.022	7.9	7.98	81.2	6.4	4.2	0.8		2.0		
Rhône Chancy	350.8			0.66	0.663	0.81	0.011	0.062	10.3	45.56	23.5	2.9	6.7	1.6	1.4	1.2	1.7	64.6

Tableau 3 : Flux en 2012.
Table 3 : Flows in 2012.

Nom Rivière	Débit (m ³ /sec)	N-NH ₄ (t/an)	N-NO ₂ (t/an)	N-NO ₃ (t/an)	Nmintot (t/an)	Ntot (t/an)	P-PO ₄ (t/an)	PtotBrut (t/an)	Cl (t/an)	SO ₄ (t/an)	Ca (t/an)	Mg (t/an)	Na (t/an)	K (t/an)	SiO ₂ (t/an)	DOC (t/an)	TOC (t/an)	MES (t/an)
Concentrations moyennes Bassin versant du Léman																		
Rhône amont	196.4	547.8		3'433.2	3'981.0	4'009.3	26.7	596.1	61'903	302'342	124'117	15'071	40'121	10'609	17'961	4'779	8'766	9'66312
Dranse	19.7	15.5	4.8	386.4	406.8	442.8	4.7	37.3	3'913	35'255	46'612	5'862	2'860	543	2'371	1'245		26'495
Aubonne	5.1	4.4	1.5	194.1	200.0		1.1	3.6	963	634	10'603	926	587	119	399	559		1'041
Venoge	3.2	27.5	4.5	352.4	384.5		2.5	2.8	1'992	1'964	8'579	819	1076	230	435	358		2'357
Versoix	3.2	11.5		136.7	148.3	169.2	4.4	41.7	1'146	801	8'513	684	663	111		364		
Veveyse	2.2	25.8	0.8	41.3	67.9		0.3		897	826	4'379	444	670	93	275	241		2'651
Promenthouse	1.4	2.2	0.3	84.3	86.8		0.4		365	256	3'282	342	218	50	173	124		483
Chamberonne	0.8	2.2	0.5	56.6	59.2		0.8	2.0	561	1'027	1'756	211	340	66	120	75		848
Eau Froide	0.5	0.6	0.1	72.2	72.9		0.3		122	506	1'094	106	178	34	62	52		772
Morges	0.5	0.5	0.4	77.3	78.2		0.5		325	499	1'430	189	179	53	111	53		1'351
Boiron-de-Morges	0.5	0.8	0.5	81.8	83.1		1.4	2.0	337	518	1'612	221	205	53	148	64		378
Dullive	0.1	0.1	0.0	9.3	9.4		0.1	0.1	47	77	333	43	29	7	26	10		38
Total BV Léman		639.0	13.3	4'925.6	5'578.0	4'621.2	43.0	685.6	72'576	344'710	212'309	24'918	47'129	11'975	22'085	7'928	8'766	1'002731
Bassin versant du Rhône aval																		
Rhône émissaire	268.1	347.0		3'968.9	4'315.9	4'878.0	65.5	240.2	74'414	364'374	331'684	44'679	49'352	10'965		10'670	347.0	
Arve	66.5	189.7	64.4	1'391.7	1'645.8	1'704.6	53.9	257.9	17'690	92'885	111'598	11'990	11'601	2'262		2'303	189.7	
Allondon	1.8	0.7	0.3	88.2	89.2	94.4	0.8	1.3	466	469	4'777	378	249	47		119	0.7	
Rhône Chancy	350.8			7'355	7'355	8'969	121	692	113'880	504'099	260'250	32'284	74'734	18'170	15'523	13'875	19'463	715'247

MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE

MICROPOLLUTANTS IN THE WATER OF THE RIVER RHÔNE

CAMPAGNE 2012

PAR

Marc BERNARD, Cédric ARNOLD, Pierre MANGE et Daniel OBRIST

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

RÉSUMÉ

112 produits phytosanitaires, 14 principes actifs pharmaceutiques et deux autres composés non volatils ont été analysés systématiquement dans les eaux du Rhône en amont du Léman tout au long de l'année 2012. Un seul produit phytosanitaire dépasse les exigences de l'Ordonnance sur la protection des eaux de 0.1 µg/L, le Glyphosate détecté avec une valeur de 0.25 µg/L. Sur les 14 principes actifs pharmaceutiques recherchés, huit ont été retrouvés dans les eaux du Rhône à des concentrations plus faibles que les années précédentes avec un maximum de 0.25 µg/L pour la Mèpivacaïne.

En termes de flux annuels, les quantités totales des produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône en 2012 ont diminué avec 678 kg par rapport à 731 kg en 2011 et 1010 kg en 2010. Les quantités de médicaments ont chuté avec 425 kg, comparées à 677 kg en 2011 et 1560 kg en 2010.

ABSTRACT

112 pesticides, 14 pharmaceutical active substances, and two other non-volatile compounds were systematically tested for in the waters of the segment of the Rhône upstream of Lake Geneva throughout 2012. A single pesticide was found at levels above those stipulated by the Water Protection Order (0.1 µg/l); this was glyphosphosphate, which was found at a level of 0.25 µg/l. Of the 14 pharmaceutical active substances tested for, eight were identified in the water of the Rhône at concentrations that were lower than in the preceding years, the highest level (0.25 µg/l) being that found for Mepivacain.

In terms of annual flows, the total quantities of pesticides that had flowed through the Rhône in 2012 had fallen to 678 kg versus 731 kg in 2011 and 1010 kg in 2010. The quantities of pharmaceuticals had fallen to 425 kg compared to 677 kg in 2011 and 1560 kg in 2010.

1. INTRODUCTION

Grâce au développement des méthodes analytiques, la CIPEL mettait en évidence en 2004 et 2005 plus de trente produits phytosanitaires et autres micropolluants dans les eaux du Léman. Les contrôles subséquents avaient permis de démontrer qu'une part importante de ces substances provenait d'industries chimiques implantées en région du Rhône amont (EDDER et al. 2006).

Afin de corriger cette situation et d'entente avec les industries concernées, les normes de rejets furent renforcées en septembre 2005 puis en 2010 avec la mise en application de la ligne directrice cantonale valaisanne en matière de micropolluants. 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 al., 2007, 2011, 2012 ; BERNARD et ARNOLD, 2008, 2009, 2010).

Cet article présente les résultats des investigations réalisées en 2012 et les compare avec ceux obtenus de 2006 à 2011.

2. ECHANTILLONNAGE

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 en 2012, mais uniquement 25 analysés car le récipient de l'échantillon du 19 mars au 2 avril 2012 a été cassé.

Rhône amont et aval de Viège et de Monthey

Le 22 février et le 18 décembre 2012, 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 112 produits phytosanitaires, 14 principes actifs pharmaceutiques, deux agents anticorrosion (le Benzotriazole et le Tolytriazole). Cinq nouvelles substances ont été introduites en 2012 : le Glyphosate, un herbicide et son produit de dégradation l'AMPA, le Déanol, un antiasthénique, le Sulfaméthoxazole, un antibiotique sulfamidé et le Diclofenac, un analgésique.

3.1 Analyses

Toutes les analyses ont été réalisées par le laboratoire Scitec Research SA, Laboratoire d'analyses chimique, bactériologique et environnement, situé à Lausanne. Les méthodes d'analyse sont décrites dans BERNARD et ARNOLD, 2008.

L'ensemble des résultats d'analyses sont présentés dans le tableau en annexe. La mention « bmdl » désigne les résultats d'analyses inférieurs au seuil de quantification, en général inférieurs à 0.01 µg/L.

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'état 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. RÉSULTATS

4.1 Concentrations des produits phytosanitaires dans les eaux du Rhône

La figure 1 présente les résultats de l'analyse des 25 échantillons du Rhône prélevés à la Porte du Scex en 2012 (voir aussi tableau en annexe 1).

Une seule substance dépasse temporairement les exigences de l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux, 0.1 µg/L) en 2012 : le Glyphosate a atteint des valeurs allant jusqu'à 0.25 µg/L (échantillons du 30.04.2012 et 14.05.2012). La présence d'Amidosulfuron en février, mars ainsi qu'en octobre est confirmée par les autocontrôles fournis 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 2008-2012, les concentrations maximales des produits phytosanitaires sont en diminution pour la plupart des substances (figure 2). La même observation peut être faite sur les concentrations en produits phytosanitaires dans les eaux du lac Léman depuis 2006 (EDDER et al. 2008 et ORTELLI et al, 2009, 2011, 2012).

Les échantillons du Rhône 2011 avaient indiqué, la présence de Dicyclanil (moyenne de 0.025µg/L) un produit antiparasitaire de lutte contre les myases, utilisé pour le traitement des ovins, mais non homologué en Suisse. Cependant les recherches faites ultérieurement par le laboratoire en charge des analyses ont montré qu'il ne s'agissait pas de Dicyclanil, mais d'une autre substance avec le même temps de rétention. Le laboratoire n'a pas été en mesure de nous donner plus de précision sur cette autre molécule.

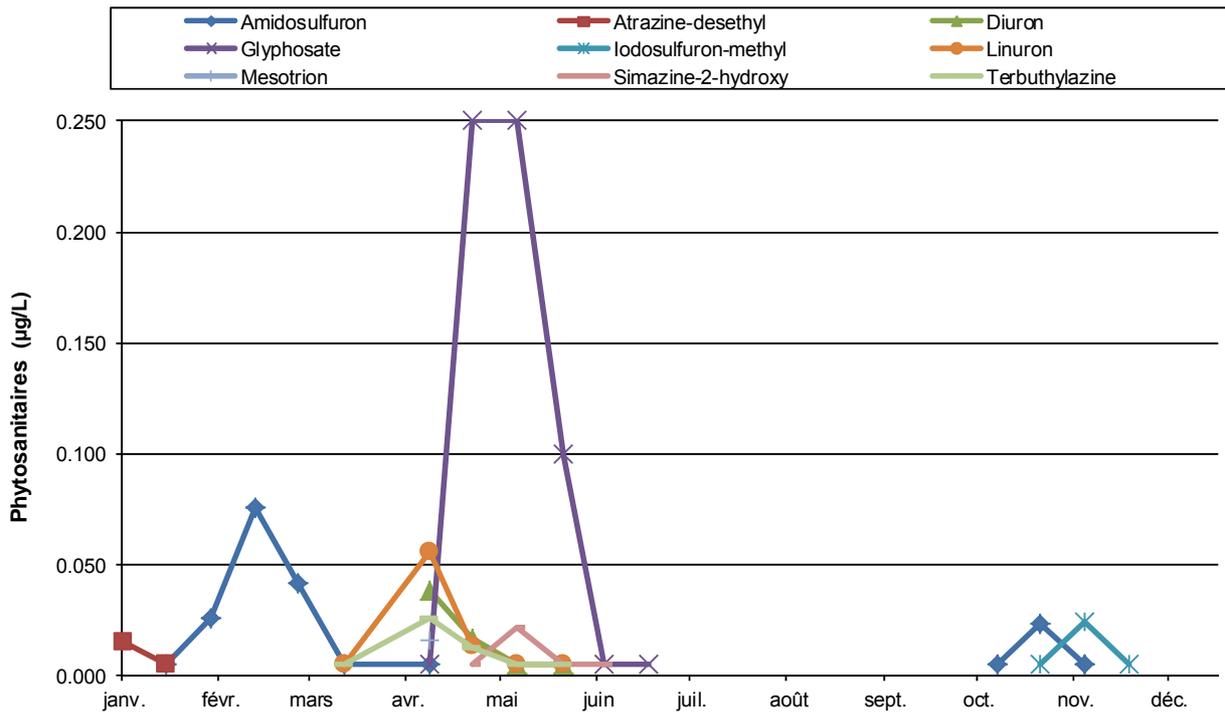


Figure 1 : Evolution des concentrations des principaux produits phytosanitaires dans le Rhône à la Porte du Scex en 2012.

Figure 1 : Evolution of the concentration of substances detected in the Rhône River at the Porte du Scex in 2012

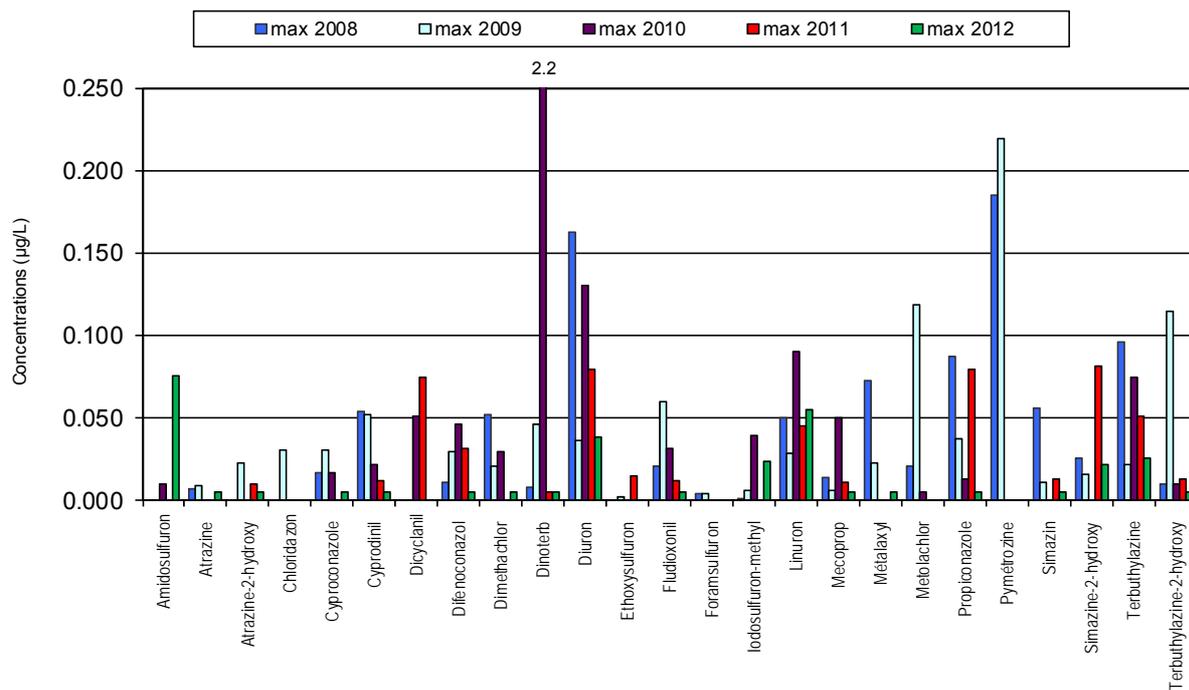


Figure 2 : Concentrations maximales des principales substances phytosanitaires détectées dans les eaux du Rhône à la Porte du Scex au cours des années 2008 à 2012.

Figure 2 : Maximum concentrations of the main substances detected in the River Rhône at the Porte du Scex in 2008-2012.

Le Rhône alimente les nappes phréatiques de la plaine ; leurs eaux sont exploitées pour la production d'eau potable. Le Rhône représente également les trois quarts des apports d'eau au Léman, utilisés pour l'approvisionnement en eau potable de plus de 600'000 personnes. Dès lors, il est important de ne pas seulement tenir compte de la valeur de tolérance de l'ordonnance sur les substances étrangères et les composants (OSEC 1995) fixée à 0.1 µg/L par substance, mais également de la somme des concentrations de produits phytosanitaires avec une valeur de tolérance fixée à 0.5 µg/L.

En 2012, la valeur de tolérance OSEC de 0.5 µg/L n'a plus été dépassée, La somme des produits phytosanitaires est restée inférieure 0.37 µg/L contrairement aux années 2008 et 2010 (figure 3). 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, elle correspondant à la période où les herbicides sont le plus utilisés en phase avec les basses eaux jusque fin avril.

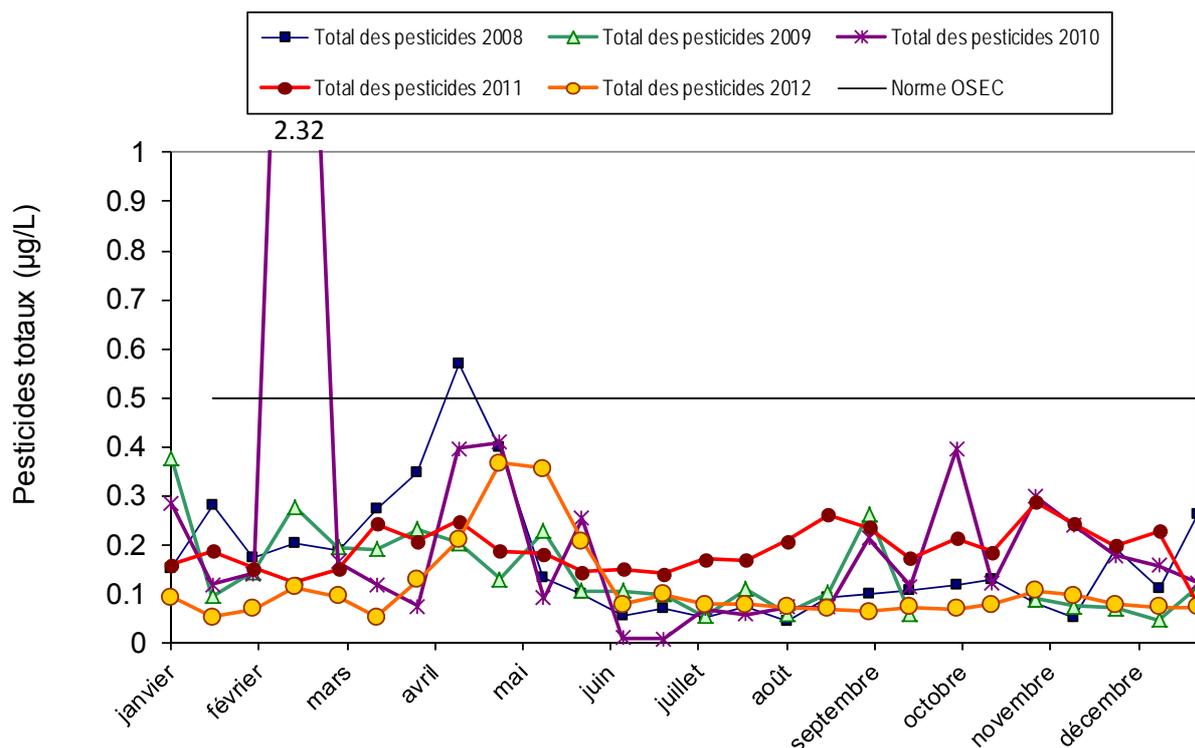


Figure 3 : Somme des concentrations en produits phytosanitaires décelées dans le Rhône à la Porte du Scex au cours des années 2008 à 2012.

Figure 3 : Sum of pesticide concentrations detected in the Rhône river at the Porte du Scex in 2008 to 2012.

4.2 Charges des produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône de 2006 à 2012

Les flux des substances phytosanitaires ayant transités 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 4.

Les quantités totales des 111 produits phytosanitaires analysés et ayant transité par le Rhône atteignent 678 kg en 2012, contre 731 kg pour l'année 2011, 1016 kg pour l'année 2010, 630 kg pour l'année 2009, 783 kg pour l'année 2008 et plus du double pour les années 2006 et 2007 (voir figure 5).

Les charges les plus importantes en 2012 proviennent du Glyphosate, présent principalement du mois de mars à juin pour une charge cumulée de 150 kg (non analysé en 2011), cet herbicide n'est pas produit ni conditionné dans les industries du Valais, son produit de dégradation, l'AMPA a uniquement été détecté à l'état de trace à la même période. On trouve en suite des produits phytosanitaires d'origine agricoles : 77 kg d'Atrazine et ses produits de dégradation, 67 kg de Terbutylazine et Terbutylazine-2-hydroxy, 57 kg de Simazine et Simazine-2-hydroxy, 34 kg de Diuron, 28 kg de Mecoprop, 25 kg de Diazinon, 24 kg de Dinoterb et 23 kg de Linuron.

En ce qui concerne les substances phytosanitaires produites en Valais, les charges maximales sont observées sur l'Amidosulfuron 45 kg (1 kg en 2011), le Cyprodinil 31 kg (25 kg en 2011), l'Azoxystrobin 23 kg (22 kg en 2011), le Difenoconazol 17 kg (25 kg en 2011), le Carbendazim 16 kg (20 kg en 2011), le Propiconazol 16 kg (51 kg en 2011), et le Fludioxonil 13 kg (24 kg en 2011).

La charge annuelle totale de pesticides d'origine non industrielle s'élève à environ 485 kg contre 364 kg en 2011, 616 kg en 2010, 279 kg en 2009. L'étude menée sur plusieurs bassins versant du lac Léman (ROSSI et CHESAUX, 2013) démontre que la stratégie d'échantillonnage actuelle permet d'estimer les charges annuelles, pour les composés dissous, avec une incertitude de l'ordre de 35%.

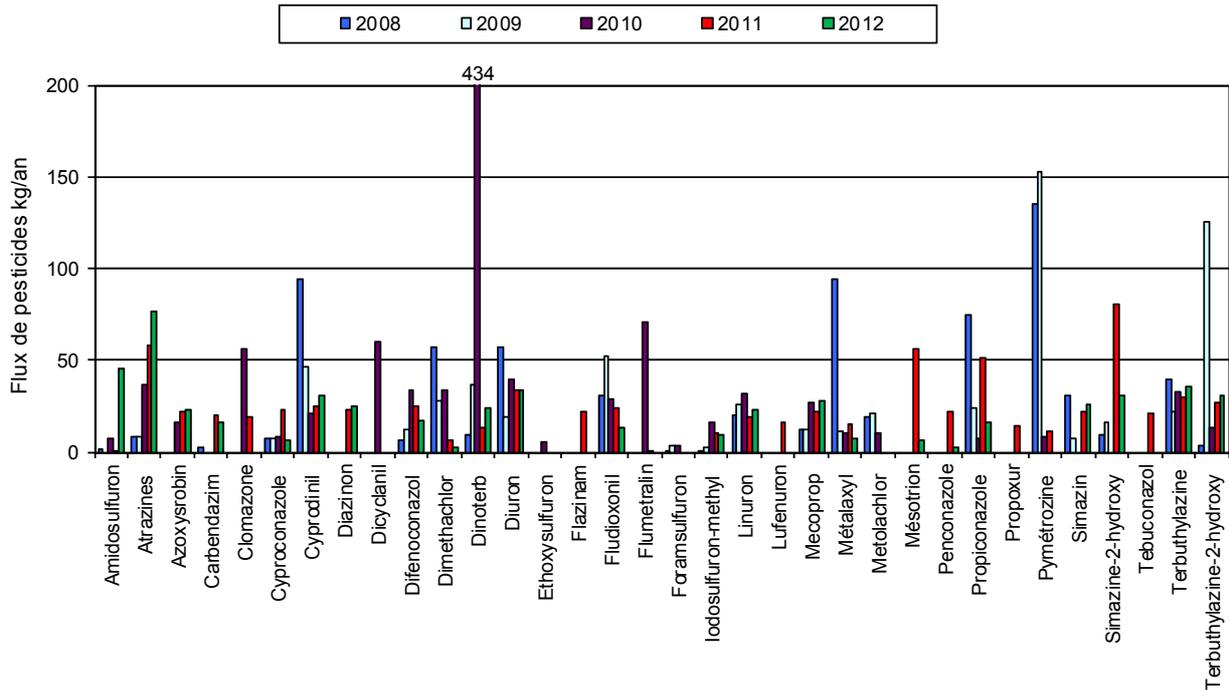


Figure 4 : Charges annuelles en pesticides ayant transité dans le Rhône de 2008 à 2012.
 Figure 4 : Pesticide annual loadings from the Rhône river from 2008 to 2012.

En 2012, la charge annuelle totale de pesticides d'origine industrielle calculée à partir des échantillons des eaux du Rhône est estimée à 193 kg, en baisse par rapport à l'année 2011 (367). Pour mémoire elle avait été calculée à 400 kg en 2010 à 430 kg en 2009, 570 kg en 2008, 820 kg en 2007 et ne représente plus que 13% des valeurs maximales mesurées en 2006. Pour l'année 2012, les valeurs d'autocontrôle fournies par l'industrie donnent une charge totale équivalente à celle estimée sur la base des échantillons du Rhône.

Depuis septembre 2010, les exigences de la ligne directrice cantonale en matière de micropolluants sont opérationnelles dans les industries produisant des produits phytosanitaires. Elles fixent les rejets journaliers à un maximum de 200 g par substance fabriquée (SPE-VS 2008). Au cours de l'année 2012 cette exigence a été respectée pour toutes les substances produites à l'exception d'un dépassement à 240 g/j en février 2012 pour l'Amidosulfuron (herbicide). En 2012, les pesticides d'origine industrielle représentaient 28% de la charge total de produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône à la Porte du Scex.

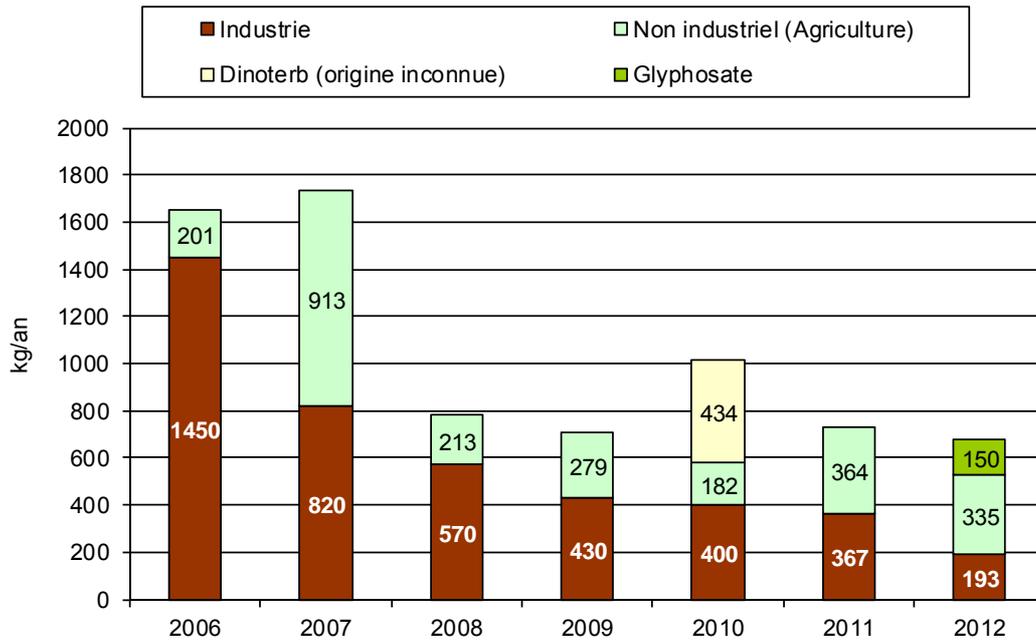


Figure 5 : Charges annuelles totales en pesticides ayant transité dans le Rhône de 2006 à 2012.
 Figure 5 : Total pesticide annual loadings from the Rhône river from 2006 to 2012.

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 6 et 7 présentent la concentration et la charge totale de tous les produits phytosanitaires détectés aux différents emplacements (voir aussi tableau en annexe 2).

Les deux mesures ponctuelles réalisées en 2012 montrent des concentrations peu élevées par rapport aux années précédentes et stables le long du Rhône, les charges sont en diminution notamment en aval de Monthey et ne dépassent pas les 2 kg par jour.

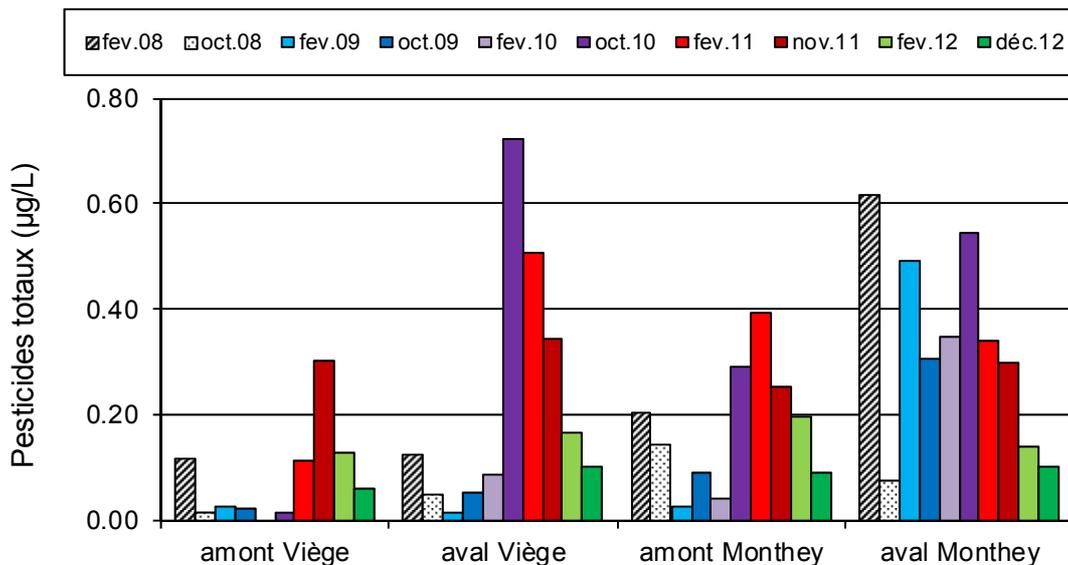


Figure 6 : Somme des concentrations en pesticides présentes dans le Rhône en amont et en aval des sites industriels de Viège et Monthey les 26 février et 27 octobre 2008, 17 février et 27 octobre 2009, 23 février et 26 octobre 2010, 22 février 2011, 25 novembre 2011, 22 février 2012 et 18 décembre 2012.

Figure 6 : Sum of pesticide concentrations detected in the Rhône river upstream and downstream from the industrial production locations of Viège and Monthey the 26 February and 27 October 2008, 17 February and 27 October 2009, 23 February and 26 October 2010, 22 February and 25 November 2011, 22 February and 18 December 2012.

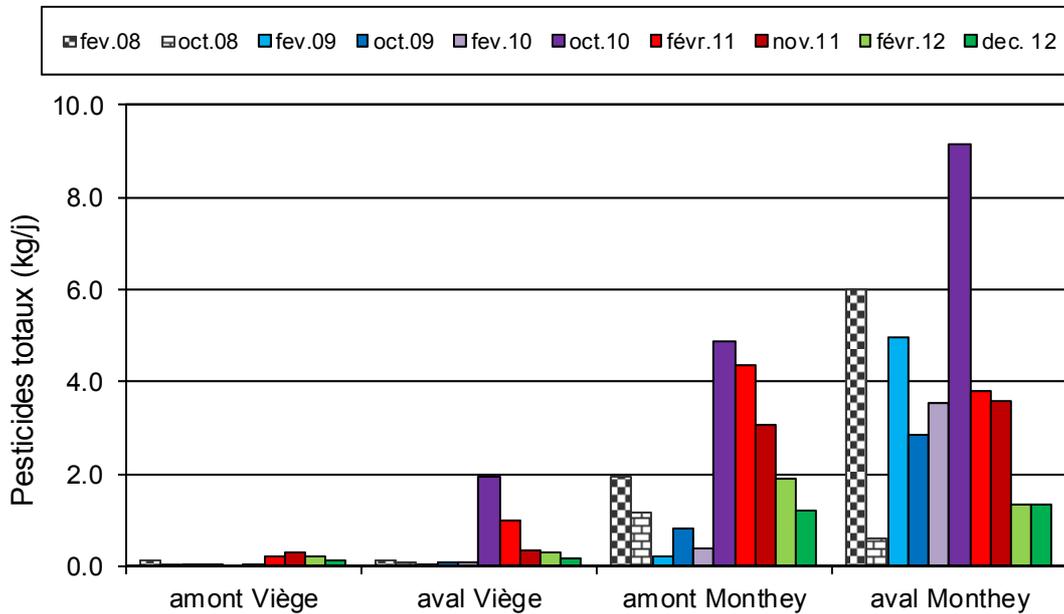


Figure 7 : Charges en pesticides calculées dans le Rhône en amont et en aval des sites industriels de Viège et Monthey les 26 février et 27 octobre 2008, 17 février et 27 octobre 2009, 23 février et 26 octobre 2010, 22 février 2011, 25 novembre 2011 22 février 2012 et 18 décembre 2012.

Figure 7 : Calculated loadings of pesticides detected in the Rhône river upstream and downstream from the industrial production locations of Viège and Monthey the 26 February and 27 October 2008, 17 February and 27 October 2009, 23 February and 26 October 2010, 22 February 25 November 2011, 22 February and 18 December 2012.

Sur les mesures ponctuelles réalisées en 2012, l'échantillon de février, en aval de Viège révèle la présence de Dinoterb (0.09 µg/L) et d'Amidosulfuron (0.04 µg/L) ainsi que de Mesotrion (0.02 µg/L) en aval de Monthey. Le Iodosulfuron-methyl (0.04 µg/L) est présent en aval de Viège. Aucune substance ne dépasse les exigences de l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux, 0.1 µg/L). Lors de ces campagnes de mesures ponctuelles, l'impact des sites industriels était non marqué sur le Rhône en période d'été.

4.4 Produits pharmaceutiques

Suite aux recherches de principes actifs de médicaments menées en 2005 dans le lac et à l'observation d'importants rejets industriels (EDDER et al., 2006), cinq produits pharmaceutiques (Mépivacaïne, Carbamazépine, Ticlopidine, Prilocaine, Irbesartan) ont été analysés systématiquement dans les eaux du Rhône à partir du mois de septembre 2006.

En 2012, les analyses ont porté sur les éléments ci-dessous avec les concentrations maximales et moyennes (recalculé à partir des charges, proportionnelles aux débits) suivantes :

Principe actif	Utilisation	Maximum	Moyenne
Bupivacaine	Anesthésiant	0.108 µg/L	0.010 µg/L
Carbamazépine	Anti-épileptique	0.005 µg/L	0.005 µg/L
Carisoprodol	Relaxant musculaire	0.005 µg/L	0.005 µg/L
Deanol	Antiasthénique	<0.1 µg/L	<0.1 µg/L
Diclofenac	Analgésique	0.005 µg/L	<0.01 µg/L
Irbesartan	anti-hypertenseur	0.024 µg/L	0.008 µg/L
Mépivacaïne	Anesthésiant	0.25 µg/L	0.035 µg/L
Methenamine	Antibiotique	<0.05 µg/L	<0.05 µg/L
Prilocaine	Antiviral	0.021 µg/L	0.005 µg/L
Ribavarine	Virucide	<0.5 µg/L	<0.5 µg/L
Sulfaméthoxazole	Antibiotique	<0.1 µg/L	<0.1 µg/L
Ticlopidine	Anti-coagulant	0.014 µg/L	0.001 µg/L
Trimétazidine.2HCl	Anti-anginal	<0.01 µg/L	<0.01 µg/L
Xipamide	Diurétique	<0.01 µg/L	<0.01 µg/L

Par rapport aux produits phytosanitaires, les concentrations maximales observées pour certains produits pharmaceutiques comme la Prilocaine demeurent relativement élevées. Deux nouvelles substances non produites par les industries du Valais ont été analysées au cours de l'année 2012 : le Sulfaméthoxazole, un antibiotique sulfamidé et le Diclofenac, un analgésique. Les concentrations de ces produits pharmaceutiques étaient toutes inférieures à 0.01 µg/L.

Pour l'année 2012 on observe des concentrations élevées en début d'année sur les 2 premiers mois de l'année (4 échantillons) pour la Mépivacaïne ainsi que pour l'échantillon n°9 du 14 mai avec la présence de Bupivacaine. A partir de juin 2012 la somme des concentrations des 14 substances ne dépasse plus les 0.1 µg/L (figure 8). Ainsi, l'apport annuel de Mépivacaïne au Rhône s'élève à 206 kg de matière active ce qui représente, une moyenne de 560 g par jour et dépasse largement la ligne directrice édictée pour les phytosanitaires (200 g par jour par substance). Si cette valeur cible est respectée pour les six derniers mois de l'année, en revanche, un calcul effectué sur la base des débits du Rhône avec les concentrations mesurées durant les deux premiers mois de 2012 donne pour la Mépivacaïne : 1.6 kg/J (9 janvier), 3.3 kg/J (23 janvier), 2.7 kg/J (6 février) et 2.2 kg/J (20 février). Ces rejets sont de loin supérieurs à la ligne directrice du 24 juin 2008. Il en va de même aux dates des 29 mai : 895 g, 11 juin : 790 g et 25 juin : 915 g.

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.

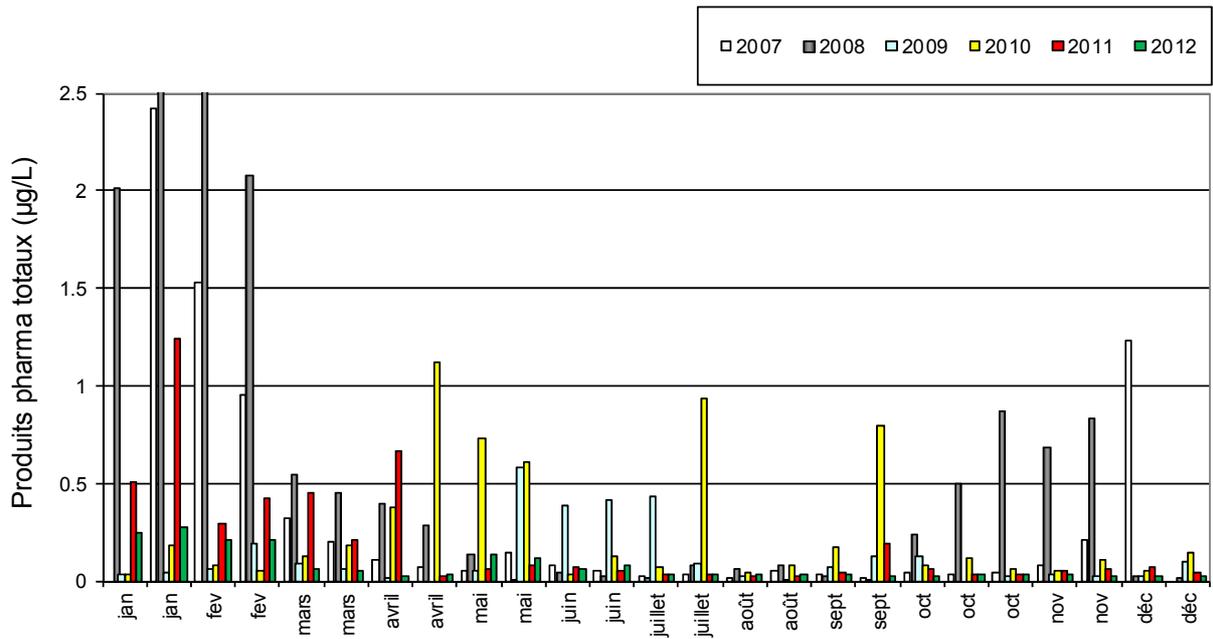


Figure 8 : Somme des concentrations des produits pharmaceutiques analysés au cours de l'année dans le Rhône à la Porte du Scex de 2008 à 2012.

Figure 8 : Sum of concentrations of pharmaceuticals analyzed during the year in the Rhône river at the Porte du Scex from 2008 to 2012.

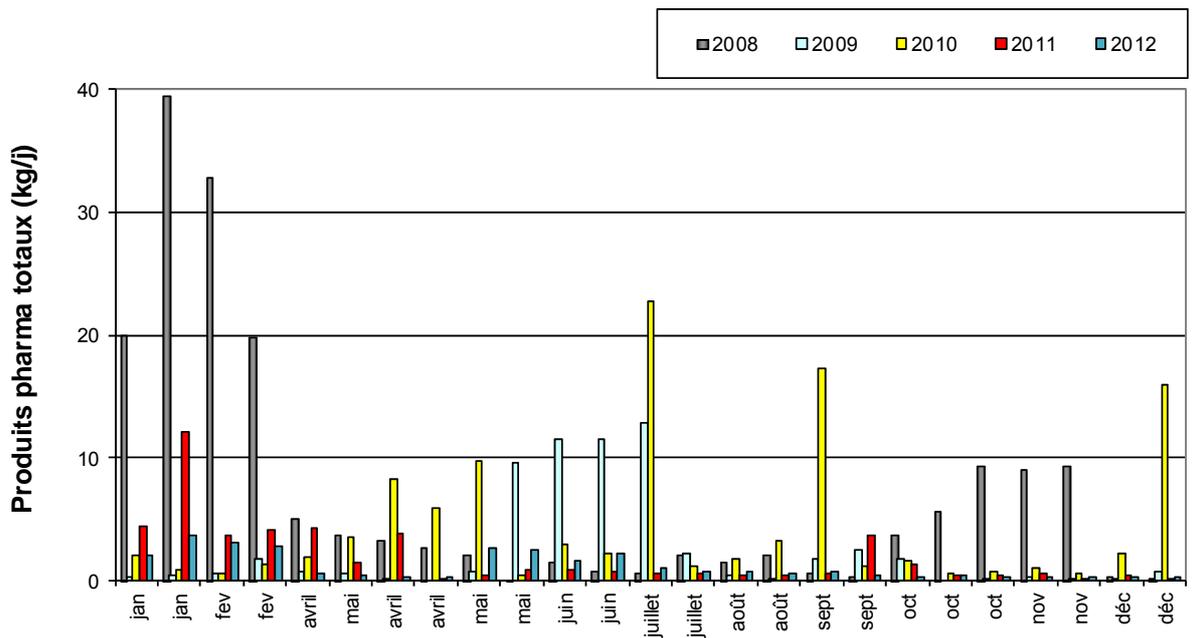


Figure 9 : Calcul des charges des produits pharmaceutiques analysés au cours de l'années dans le Rhône à la Porte du Scex de 2008 à 2012.

Figure 9 : Loadings of pharmaceuticals analyzed in the Rhône river during the year in at Porte du Scex from 2008 to 2012.

La figure 10 présente les charges calculées pour les six principes actifs pharmaceutiques analysés dans le Rhône durant l'ensemble des années 2008 à 2009. Une septième substance, le Carisoprodole, a été ajoutée à partir de 2010.

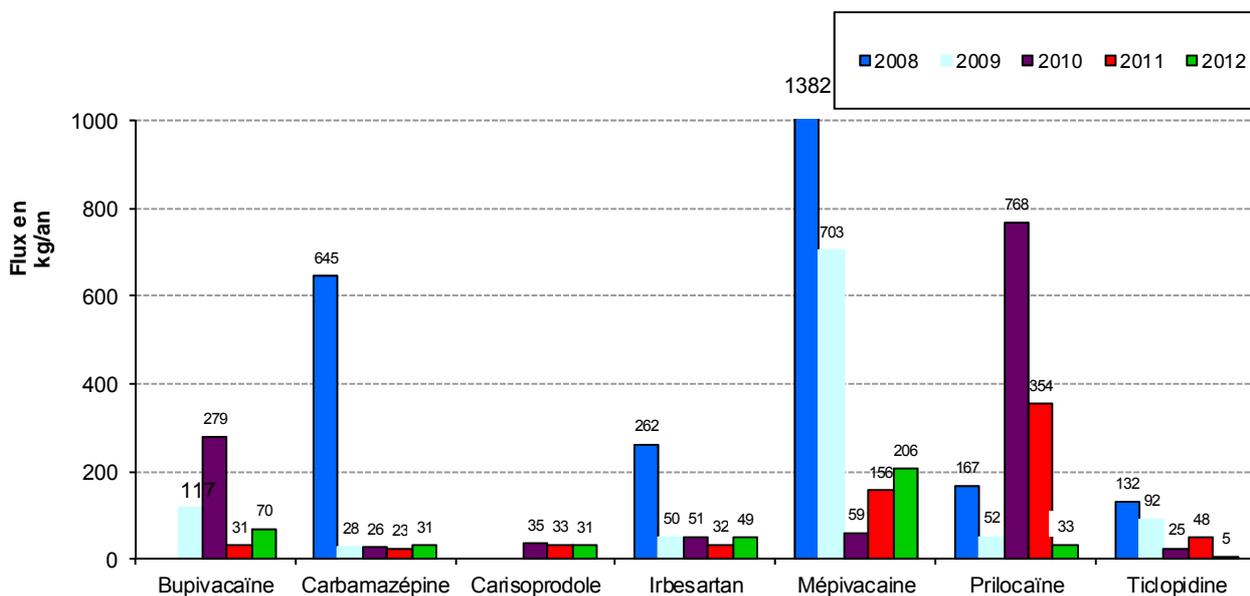


Figure 10 : Charges calculées en produits pharmaceutiques retrouvés dans les eaux du Rhône de 2008 à 2012.
Figure 10 : Calculated loadings of pharmaceuticals detected in the Rhône river between 2008 and 2012.

Pour les produits pharmaceutiques mentionnés ci-dessus, les charges calculées à partir des échantillons du Rhône sont en général supérieures mais cohérentes avec celles du laboratoire chargé du contrôle des effluents de la station d'épuration de l'industrie concernée.

Les charges des substances pharmaceutiques retrouvées dans les eaux du Rhône en 2012 sont inférieures aux années précédentes, elles chutent à 425 kg/an, comparées à 677 kg en 2011, 1'560 kg en 2010, 950 kg en 2009, 2600 kg en 2008 et 1300 kg en 2007 pour les médicaments recherchés. La baisse entre 2011 et 2012 est essentiellement due aux charges de Prilocaïne (diminution de 354 à 33 kg) et de Ticlopidine (diminution de 48 à 5 kg). Par contre, la charge de Mèpivacaïne est supérieure de 50 kg (de 156 à 206 kg).

L'industrie produisant ces substances s'est orientée définitivement 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 (API, Active Pharmaceutical Ingredient). 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 pouvons constater au cours de l'année 2012 une nette amélioration des charges rejetées pour les API et qu'aucun dépassement des 200 g/j n'est intervenu depuis la fin juin 2012. Ce constat est le résultat direct des mesures prises à la source au niveau des fabrications avec un tri et une destruction par incinération des eaux les plus contaminées.

Un screening pratiqué sur les eaux du Rhône (voir chapitre suivant) a permis d'identifier la présence de 3 composés pharmaceutiques présents dans les eaux usées domestiques, non analysés à ce jour dans les eaux du Rhône et présent aux concentrations suivantes : la Metformine (antidiabétique) entre 0.08 et 0.45 µg/L, l'Iopromide (agent de contraste) entre 0.03 et 0.15 µg/L et le Paracétamol (antalgique) entre 0.02 et 0.08 µg/L (ROSSI et CHESAUX, 2013).

4.5 Autres substances

Deux autres substances non-volatiles ont fait l'objet d'un suivi en 2012 ainsi qu'en 2011 et 2010 : le Tolytriazole et le Benzotriazole. Ces deux substances, formées d'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 Tolytriazole restant inférieures avec une moyenne de 0.04 µg/L (GIGER et al., 2006).

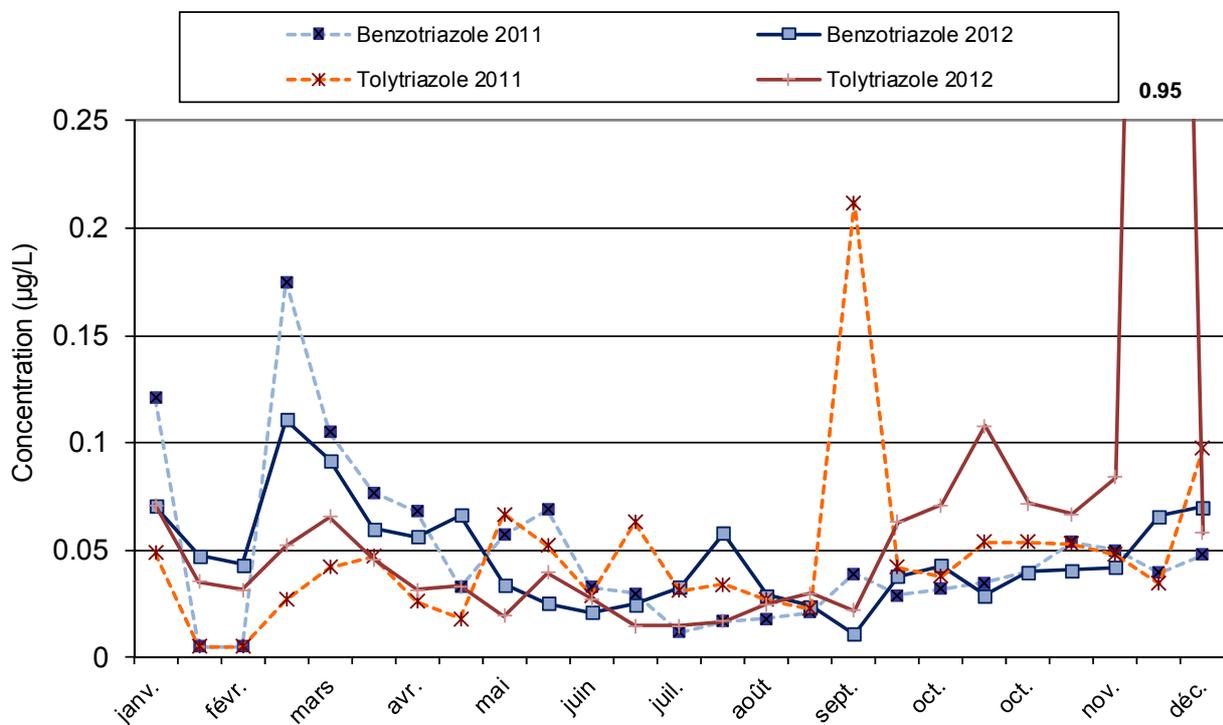


Figure 10 : Evolution des concentrations en Benzotriazole et en Tolytriazole mesurées dans le Rhône à la Porte du Scex en 2011 et 2012

Figure 10 : Evolution of concentrations of Benzotriazole and of Tolytriazole detected in the Rhône river at Porte du Scex in 2011 and 2012

Pour le Benzotriazole, les concentrations enregistrées dans les eaux du Rhône en 2012 sur les échantillons moyens de 14 jours varient entre la limite de détection (0.01 µg/L) et 0.11 µg/L avec une moyenne de 0.05 µg/L. Les concentrations demeurent relativement constantes durant toute l'année. Le flux annuel est stable depuis ces quatre dernières années, il représente une quantité de 235 kg en 2012, contre 157 kg en 2011, 220 kg en 2010, 199 kg en 2009, 223 kg en 2008 et 555 kg en 2007.

En 2012, 2011 et 2010, les analyses introduites sur le Tolytriazole ont donné des valeurs variant entre la limite de détection (0.01 µg/L) et 0.95 µg/L avec une moyenne de 0.08 µg/L pour 2012, nous n'avons pas d'explication pour la valeur maximale (0.95 µg/L) enregistrée au début du mois de décembre 2012. Le flux annuel représente une quantité de 393 kg en 2012 contre 181 kg en 2011 et 280 en 2010.

Au cours de l'année un screening des eaux du Rhône a pu être réalisé par l'EAWAG sur 3 périodes, du 18 mars au 2 avril, du 1^{er} au 14 mai et du 25 juin au 9 juillet. Une stratégie identique à celle pratiquée sur le suivi des eaux du Rhin a été mise en œuvre en utilisant la spectrométrie de masse à très haute résolution (HRMS) couplée à la chromatographie en phase liquide (LC-HRMS) permettant ainsi de déterminer la masse des molécules avec précision (KRAUS et al., 2010). Sur 383 substances recherchées avec cette méthode de Screening 86 ont été détectées dans les eaux du Rhône, soit un ratio de 25% identique à celui trouvé dans les eaux du Rhin et 66 substances ont pu être quantifiées (ROSSI et CHESAUX, 2013). Les résultats ont montré des concentrations relativement faibles pour le Rhône avec la présence de quelques substances à caractère industriel. Les concentrations sont similaires à celles mesurées dans les eaux du Rhin.

Seule une molécule non incluse dans la liste des substances déjà suivies a pu être identifiée dans le premier échantillon, il s'agit de l'acide Tetrachlorophtalique (CAS 632-58-6) retrouvé à une concentration maximale de 0.5 µg/L, produit de base utilisé dans certaines synthèses industrielles dont l'écotoxicité n'est pas connue. Depuis son identification dans les eaux du Rhône, son origine a pu être identifiée et des mesures ont été mises en place à la source pour éviter tout nouveau risque de pertes dans les eaux industrielles.

5. CONCLUSIONS

La charge des produits phytosanitaires transitant par le Rhône est à nouveau en diminution par rapport aux années précédentes, elle atteint environ 678 kg en 2012 par rapport aux 731 kg enregistrés en 2011. Les charges les plus importantes en 2012 proviennent du Glyphosate qui n'avait pas été analysé ni comptabilisé dans les bilans précédents, présent principalement du mois de mars à juin pour une charge cumulée de 150 kg. La diminution des charges est à mettre essentiellement sur le compte d'une amélioration des rejets industriels : les charges de pesticides produits ou formulés par l'industrie ont à nouveau fortement baissé dans les eaux du Rhône et représentent maintenant moins de 200 kg/an (367 kg pour 2011, 400 kg en 2010) soit moins de 15% des quantités calculées en 2006. Ces résultats démontrent l'efficacité des mesures mises en œuvre par les industries concernées.

Au niveau des principes actifs pharmaceutiques recherchés, les charges cumulées des 10 substances prises en compte en 2012 sont en recul avec 425 kg comparé au 677 kg en 2011, 1560 kg en 2010 et 950 kg en 2009. Depuis juin 2012, les rejets de principes actifs pharmaceutiques répondent à l'objectif d'un maximum de 200 g/j par substance. 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 donc fortement atténué par dilution de toutes les fractions aliquotes de l'échantillon.

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 sont maintenant visibles, elles 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 également visibles en 2012. Toutefois, les rejets de certains principes actifs médicamenteux (Mépivacaïne) sont toujours au-dessus de la limite et ce pour le quart des échantillons annuels.

Le screening sur trois échantillons des eaux du Rhône, selon une méthode identique à celle pratiquée sur le suivi des eaux du Rhin, n'a mis en évidence qu'une seule substance qui n'avait pas été identifiée précédemment par la CIPEL ou l'Etat du Valais dans les études antérieures (BERNARD et al., 2007, 2011, 2012 ; BERNARD et ARNOLD, 2008, 2009, 2010)

A l'avenir, il conviendra de maintenir les mesures efficaces mises en œuvre par les industries, tout en cherchant à diminuer les autres sources de micropolluants (agriculture, utilisation non professionnel d'herbicides, etc.) notamment par des actions d'information et de sensibilisation proposant des alternatives avec la promotion des bonnes pratiques comme l'entretien des villes 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 2010, 122-138.
- 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 Toloytriazole as aquatic Contaminants. 1. Input and Occurrence in Rivers and Lakes. Environ. Sci. Technol, 40, 7186-7192.
- HART, D., DAVIS, LC., ERICKSON, LE. et CALLENDER, TM. (2004) : Sorption and partitioning parameters of benzotriazole compounds. Microchem J 77, 9-7.
- KRAUSS, M., SINGER, H. and HOLLENDER, J. (2010) LC–high resolution MS in environmental analysis: from target screening to the identification of unknowns. Analytical and Bioanalytical Chemistry. 397(3): p. 943-951.
- 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, 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, S. (2011) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux et sédiments du Léman. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2010, 65-86.
- 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.

RAPPORTS TECHNIQUES

Campagne 2012

CONTRÔLE ANNUEL DES STATIONS D'ÉPURATION (STEP)
MONITORING OF WASTE WATER TREATMENT PLANTS (WWTP)

CAMPAGNE 2012

PAR

Magali CONDAMINES

SECRETARIAT DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN
ACW Changins, Case postale 1080, CH - 1260 NYON 1

Mathieu DELILLE

Direction Départementale des Territoires de Haute-Savoie – 3 rue Paul Guiton, FR-74998 Annecy Cedex 9

Hervé GUINAND

DIRECTION ENVIRONNEMENT – SERVICES INDUSTRIELS DE GENEVE - Case postale 2777, CH- 1211 Genève 2

Claude-Alain JAQUEROD

DIRECTION GENERALE DE L'ENVIRONNEMENT – CANTON DE VAUD - Chemin des Boveresses 155, CH-1066 Epalinges

Pierre MANGE

SERVICE DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT – CANTON DU VALAIS - Rue des Creusets 5, CH-1951 Sion

Bénédicte STUMPF

COMMUNAUTE DE COMMUNES DU PAYS DE GEX - 426 Chemin des Meuniers, FR-01280 PREVESSIN MOENS

RÉSUMÉ

En 2012, 222 stations d'épuration (STEP) étaient en service dans le territoire couvert par la CIPEL (bassins versants du Léman et du Rhône aval) totalisant une capacité de traitement de 4'594'175 équivalents-habitants. Le bilan global de l'assainissement en 2012 se base sur les résultats de surveillance de 167 STEP pour le phosphore total et pour la DBO5, représentant 99% de la capacité du parc épuratoire.

L'année 2012, plus pluvieuse que la moyenne 1981-2010, a vu une augmentation des volumes entrants et sortants dans les stations du territoire. Les performances des STEP du bassin versant du Léman pour le paramètre phosphore semblent s'améliorer en 2012 par rapport à leur niveau de 2011, comme en témoigne le rendement moyen d'épuration (91%). Des efforts permettraient toutefois de réduire encore la part des apports en phosphore au lac si le rendement moyen d'épuration atteignait l'objectif de 95% fixé par la CIPEL dans le plan d'action 2011-2020.

A l'échelle du territoire de la CIPEL, le flux de matière organique rejeté après traitement exprimé par la DBO5 s'élève à 2'639 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 plus importants, en lien avec la pluviométrie. 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 $317 \text{ L} \cdot \text{EH-1} \cdot \text{j}^{-1}$ observée en 2012 est élevée et se distingue de l'amélioration observée ces dernières années. 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 et certaines eaux brutes de 42 stations domestiques du territoire ont fait l'objet de suivis vis-à-vis des micropolluants. Les substances détectées dans leurs effluents varient entre la France et la Suisse car les listes recherchées diffèrent. On y a notamment retrouvé : des résidus médicamenteux, des inhibiteurs de corrosion, des perturbateurs endocriniens, des muscs polycycliques, des métaux, etc.

ABSTRACT

In 2012, 222 wastewater treatment plants (WWTPs) were operating in the territory covered by the CIPEL (the catchment area of Lake Geneva and the downstream segment of the Rhône), with a total treatment capacity of 4'594'175 population-equivalents. The overall assessment of water treatment in 2012 is based on the findings of monitoring 167 WWTPs for total phosphorus and for DBO_5 ; this amounted to about 99% of the capacity of water treatment facilities.

The year 2012, which was wetter than the average for 1981-2010, saw an increase in the volumes entering and discharged from the plants in its territory. The effectiveness of the WWTPs in the Lake Geneva catchment for the phosphorus parameter appeared to be better in 2012 than in 2011, as is reflected by the mean treatment yield (91%). Additional efforts could however further reduce the contribution phosphorus inputs into the Lake if the mean treatment yield reaches the 95% target set by CIPEL in the 2011-2020 action plan.

At the scale of the CIPEL territory, the flows of organic material discharged after treatment expressed as the DBO_5 is 2'639 metric tonnes of O_2 and the treatment yield is 96%. These figures reflect good treatment yields with regard to organic materials.

These good yields are to some extent undermined by the increased discharges linked to the rainfall. The associated volumes and loads are still being under-estimated due to the defective equipment in terms of systems to measure the flow in by-passes, storm drains, and other outflows from the network.

The specific flow in dry weather gives a good idea of the amount of parasite clear water that is flowing into the waste-water networks. The value of $317 \text{ L} \cdot \text{PE}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ observed in 2012 is high, and stands in contrast to the improvement observed in recent years. The onerous measures introduced into the networks are reflected in the change of the indicator, which must therefore be monitored long term.

In addition, the effluents and some of the crude water at 42 household plants in the territory have been monitored with regard to micropollutants. The substances detected in their effluents differ in France and Switzerland, because the lists of substances tested for differ. In particular, they include: pharmaceutical residues, corrosion inhibitors, endocrine disruptors, polycyclic musks, metals, etc.

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 : départements de l'Ain et de la Haute-Savoie, cantons de Vaud, Valais et Genève.

Cette année, une partie concernant les rejets en micropolluants a été ajoutée à cette analyse sur la base des suivis effectués par ces mêmes services (cf. paragraphe 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 2012 est le reflet du fonctionnement de 222 STEP, 171 STEP dans le bassin versant du Léman et 51 STEP dans le bassin versant Rhône Aval, totalisant une capacité nominale de traitement de 4'594'175 équivalents-habitants (EH).

Entre 2011 et 2012, quelques petites stations d'épuration ont été arrêtées tandis que d'autres installations ont été mises en eau. En termes de capacité, ces changements sont négligeables à l'échelle du territoire.

Tableau 1 : Stations d'épuration du territoire de la CIPEL
Table 1 : Wastewater treatment plants of the CIPEL territory

Secteur		Nombre	Capacité cumulée (EH)
Léman	Ain	3	21'300
	Genève	2	7'625
	Haute-Savoie	24	285'790
	Valais	75	1'622'543
	Vaud	67	1'026'800
	Total BV Léman	171	2'964'058
Rhône aval	Ain	8	12'300
	Genève	11	992'302
	Haute-Savoie	32	625'515
	Total BV Rhône aval	51	1'630'117
Total territoire CIPEL		222	4'594'175

La majorité des stations sont des systèmes d'épuration de rejets domestiques ; cependant on peut noter que parmi ces 222 :

- trois sont des stations d'épuration industrielles ne recevant pas d'effluents domestiques : Collombey-TAMOIL et Evionnaz-BASF en Valais et La Plaine-Firmenich II à Genève ;
- trois sont des stations mixtes recevant des effluents industriels importants : Monthey-Cimo et Regional-ARA Visp (Lonza) en Valais, ainsi que Vernier Ouest-Givaudan à Genève.

Procédés épuratoires. Le procédé d'épuration de type boues activées représente 71% 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.

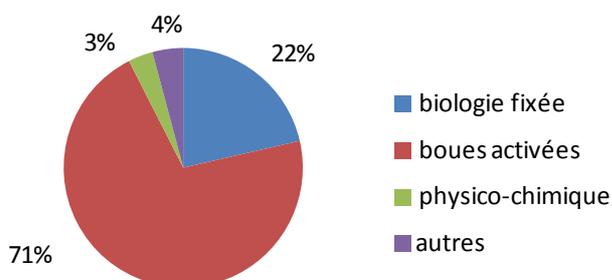


Figure 1 :

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. 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).

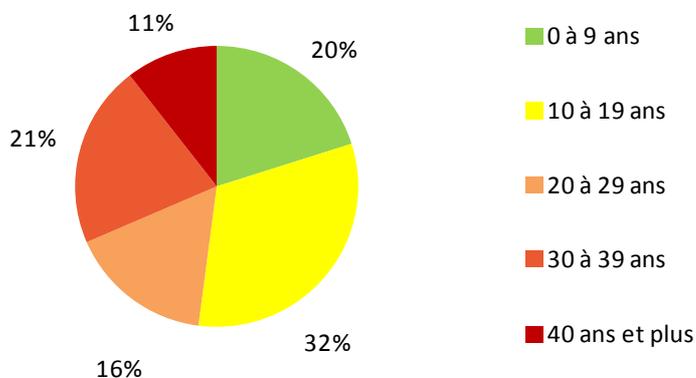


Figure 2 : Répartition en nombre des STEP suivant l'âge de leur création ou de la dernière rénovation importante de la filière « eau » en 2012.

Figure 2 : Distribution of the number of WWTPs in 2012 as a function of the time since their creation or the last major renovation of the "water" supply system.

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.

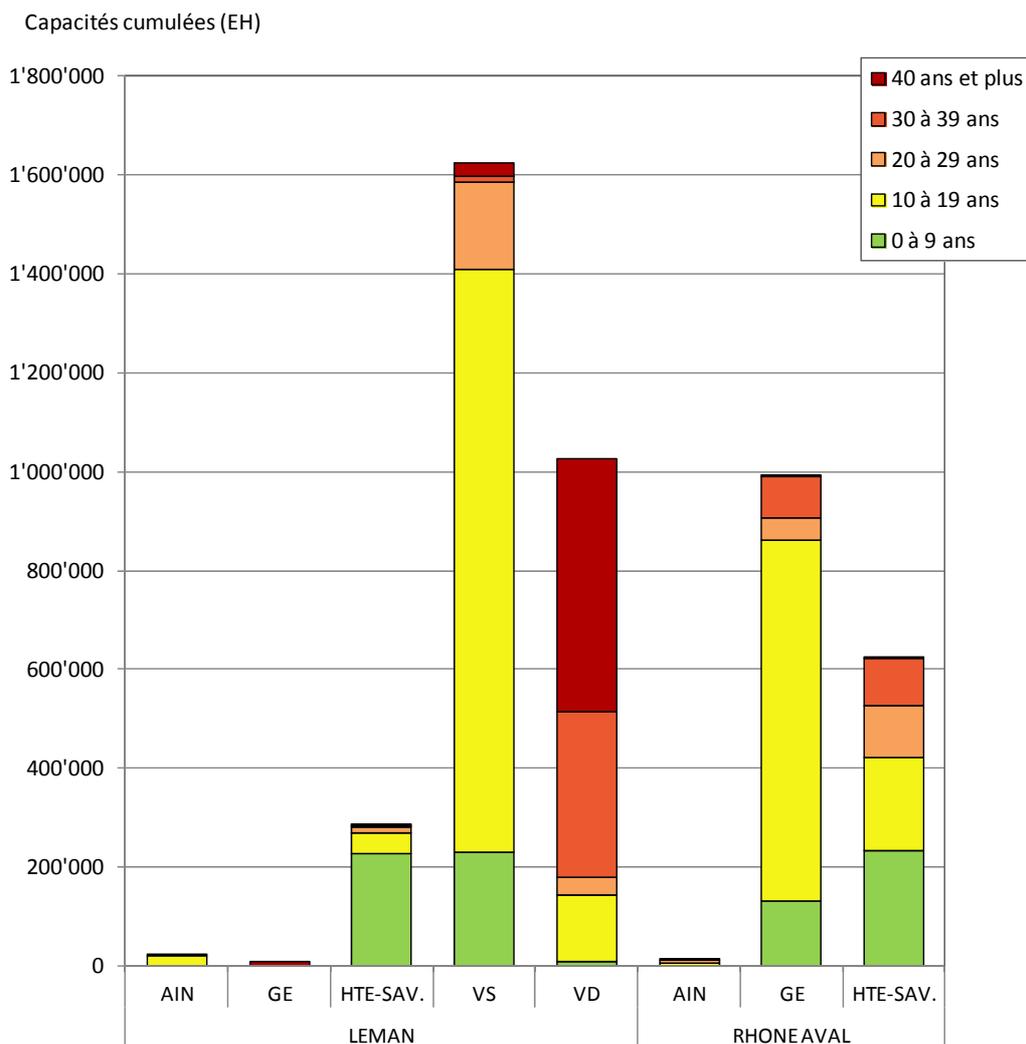


Figure 3 : Capacités théoriques d'épuration dans chaque secteur du territoire en fonction de l'âge des équipements en 2012 (EH).

Figure 3 : Theoretical treatment capacities in each region of the territory according to the age of the plants in 2012 (equivalent inhabitants -EI).

2.2 Contrôles de l'assainissement

167 STEP ont transmis des données pour le paramètre DBO₅, 167 pour le paramètre phosphore total et 172 pour les mesures de débit. Ces données donnent une 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 99% de la capacité totale de traitement.

Il convient de signaler que les suivis dont nous disposons en 2012 concernent en majorité les mêmes stations qu'en 2011 ; toutefois ponctuellement des données de suivi étaient disponibles en 2012 là où elles ne l'étaient pas en 2011, notamment pour Arenthon en Haute-Savoie, d'une capacité de 90'000EH. La représentativité des résultats 2012 en termes de capacité est meilleure qu'en 2011 bien que des suivis en entrée et sortie soient disponibles pour moins de stations.

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

3.1 Débits et volumes

Le tableau 2 présente les débits journaliers mesurés en 2012 pour 172 STEP du territoire de la CIPEL. Le volume journalier moyen entrant est de 822'575 m³ soit une augmentation d'environ 19% par rapport à 2011. Le volume des eaux traitées mesuré en sortie des stations d'épuration est également plus élevé qu'en 2011 ; il est de 772'612 m³, soit 94 % 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 2012 représentent environ 6 % du débit total entrant. A noter que ceux-ci ne tiennent pas compte des déversements situés sur les réseaux.

Tableau 2 : Débits journaliers mesurés dans les STEP du bassin CIPEL en 2012.

Table 2 : Daily flows through the WWTPs of the CIPEL basin in 2012.

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	2	94	8'352	134	8'515	2	558
	Genève	2		2'861	323	2'538	1	340
	Hte-Savoie	8		39'152	1'454	38'766	6	265
	Valais	62	3'587	215'035	6'573	208'549	57	435
	Vaud	67	2'158	238'807	23'627	215'180	67	341
Total BV Léman		141	5'839	504'208	32'111	473'549	133	368
Rhône aval	Ain	3	606	2'669	3	2'673	2	317
	Genève	9	4'337	222'957	5'666	217'406	8	261
	Hte-Savoie	19		81'959	4'155	78'985	18	261
Total BV Rhône aval		31	4'943	307'585	9'823	299'064	28	261
Total territoire CIPEL		172	10'782	811'793	41'934	772'612	161	317

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.

L'augmentation des volumes mesurés en entrée comme en sortie par rapport à 2011 à l'échelle du territoire se note au niveau individuel pour la grande majorité des STEP. Elle est le reflet de la pluviométrie de 1'092.3mm observée sur le bassin cette année, en excédent de 8.5% par rapport à la moyenne 1981-2010 (pour mémoire, la pluviométrie de l'année 2011 était de 750mm).

Cette pluviométrie importante accroît encore la sous-estimation des débits déversés puisqu'en conséquence, les déversoirs d'orage et by-pass ont été plus sollicités.

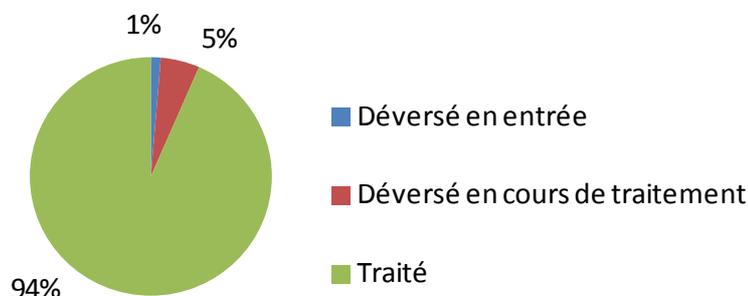


Figure 4 : Répartition des volumes traités et déversés par les STEP du territoire de la CIPEL en 2012.
Figure 4: Distribution of the volume treated and discharged by the WWTPs serving the territory of the CIPEL in 2012.

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, le débit spécifique augmente et atteint 317 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 relativement importante de 2012 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. Toutefois, si l'on restreint la comparaison aux années 2004, 2006, 2007 et 2008, où la pluviométrie était proche de celle de 2012 (+/- 10%), la valeur de débit spécifique de 2012 est plus faible ; ce qui pourrait indiquer une légère amélioration.

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 317 $L \cdot EH^{-1} \cdot j^{-1}$ est assez 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.

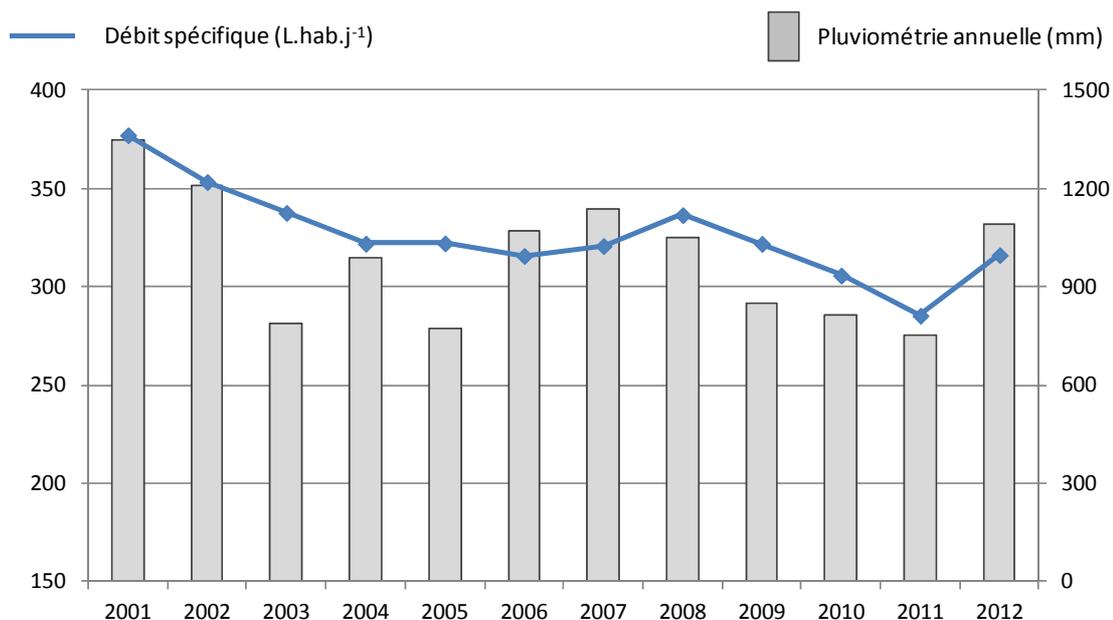


Figure 5 : Évolutions du débit spécifique (en L·EH⁻¹·j⁻¹) et de la pluviométrie moyenne (en mm) depuis 2001.

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 2012.

En 2012, 137 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 paraît stable entre 2012 et 2011, et s'élève en 2012 à 872 tonnes (contre 860 en 2011, soit +1%). Derrière cette impression de stabilité générale se trouvent toutefois diverses petites variations individuelles.

Globalement, les concentrations d'entrée en 2012 sont inférieures à 2011 (environ -15%), ce qui s'explique dans la plupart des cas par une augmentation en moyenne des volumes entrants cette année.

Caractéristiques du fonctionnement des STEP et des rejets. Après avoir constaté en 2008, 2009 puis 2011 un léger infléchissement du rendement moyen d'épuration à l'échelle du bassin versant du Léman, celui-ci augmente à nouveau légèrement et atteint 91% en 2012 (89% en 2011). Du fait de ce meilleur rendement, on observe une diminution des charges rejetées par rapport à l'année 2011. En 2012, 79 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, c'est-à-dire environ 12 de moins qu'en 2011 (-14%).

En tenant compte de tous les déversements mesurés, le flux total rejeté au Léman est identique en 2011 et en 2012 (114 tonnes). Cette information est difficile à interpréter vu la non représentativité des mesures de déversements. Pourtant, il est certain qu'en lien avec la plus forte pluviométrie, il y a eu plus de déversements, 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 représentatives de chaque station. On peut noter que la station de Lausanne représente le quart des rejets dans le bassin (20 tonnes en 2012).

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, environ 35 tonnes de moins de phosphore seraient apportées au Léman ! Actuellement, sur les 137 STEP qui traitent et mesurent le phosphore total, 32 atteignent un rendement supérieur ou égal à 95%, soit 1 de moins qu'en 2011, mais elles ne représentent que 6% du flux total rejeté après traitement. Notons que seules 17 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 87% 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)

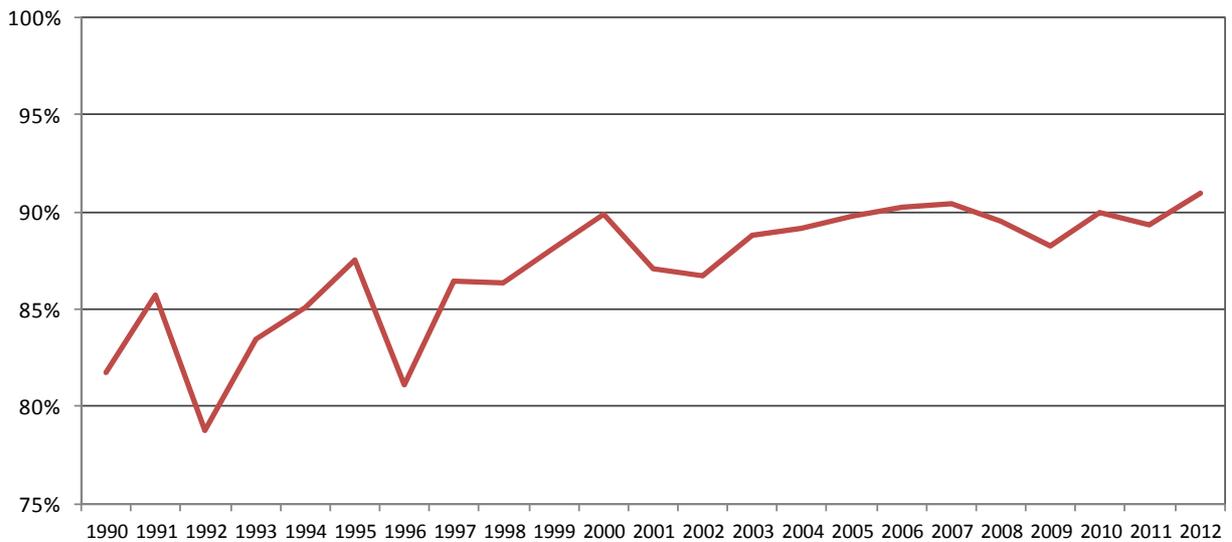


Figure 6 : Évolution entre 1990 et 2012 du rendement d'épuration du phosphore total sur les eaux traitées des STEP du bassin du Léman.

Figure 6 : Change between 1990 and 2012 in the treatment performance for total phosphorus for the water treated by the WWTPs of the Lake Geneva catchment basin.

Flux de phosphore total (t/an) - BV du Léman

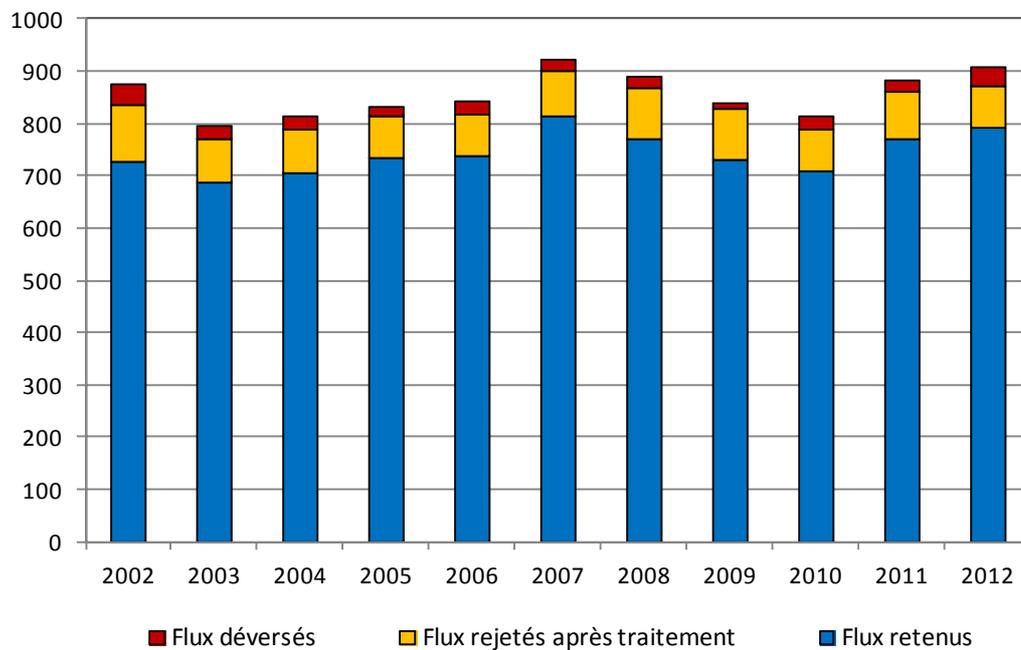


Figure 7 : Évolution des flux de phosphore traités et déversés dans le bassin du Léman.

Figure 7 : Change in the flows of phosphorus treated and discharged into the lake Geneva basin catchment.

3.2.b Phosphore réactif soluble (dissous - P-PO₄)

Le phosphore total se décompose en une forme particulière (non-dissoute) et une forme dissoute, dont la majeure partie se compose de l'orthophosphate (P-PO₄).

Phosphore dissous. Le phosphore dissous, et en particulier l'orthophosphate (P-PO₄), forme directement biodisponible pour la croissance des algues, joue un rôle important dans le phénomène d'eutrophisation du lac. En 2012, parmi les 171 STEP présentes sur le bassin versant du Léman, 70 STEPs ont analysé l'orthophosphate en entrée et en sortie et permettent ainsi le calcul d'un rendement épuratoire. Elles représentent 36% 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%, permettant le rejet de 10 tonnes d'orthophosphates en 2012 au lac ou ses affluents à partir d'une charge brute reçue de 195 tonnes (8 tonnes supplémentaires sont rejetées au milieu en cours de traitement).

Si l'on considère uniquement les apports au lac et non le rendement, les suivis disponibles permettent de prendre en compte 126 stations ayant mesuré ce paramètre en sortie. Elles représentent 90% de la capacité totale de traitement des STEP présentes sur le bassin versant du Léman et participent au rejet de 22 tonnes de P-PO₄ en 2012.

Phosphore biodisponible. En plus de la forme dissoute, une part du phosphore particulière est également biodisponible. Une campagne réalisée à la fin des années 1980 permet de l'évaluer à 80% en sortie de station d'épuration. On peut donc estimer l'apport des stations d'épuration au Léman en phosphore biodisponible à 68 tonnes en 2012 (soit environ 13% de moins qu'en 2011, ce qui est cohérent avec les observations faites pour le phosphore total). Ce total provient de la somme de :

rejets en phosphore dissous : rejets de P-PO₄ totaux sur le bassin estimés à partir des mesures (où 22 tonnes représentent les rejets de 90% des stations en termes de capacité), soit environ 24 tonnes ;

phosphore biodisponible de la fraction particulière : soit 80% de (P_{tot} - P-PO₄), où P_{tot} est extrapolé à la totalité des stations du bassin lémanique (sur la base d'un rejet de 79 tonnes de la part de 99% des stations). Cela représente environ 44 tonnes de phosphore particulière biodisponible.

3.3 Demande biochimique en oxygène (DBO₅)

Les exigences suisse et française 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 2012, 167 stations d'épuration ont transmis leurs résultats de suivi de la DBO₅ (soit 10 de moins qu'en 2011) représentant 99% de la capacité épuratoire des stations du territoire. Le rendement d'épuration dans le bassin CIPEL est stable depuis plusieurs années ; en 2012 il est de 96 % sur les eaux traitées (+1% par rapport à 2011) et 93 % en tenant compte des déversements en entrée et en cours de traitement (-1%). La concentration moyenne de sortie est de 9.4 mgO₂/L (contre 11.9 mgO₂/L en 2011).

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, 165 STEP ont un rendement supérieur à 70% ; 162 supérieur à 80% et 146 supérieur à 90%. Ces 146 reçoivent 91% de la charge totale mesurée en entrée.

Le flux de pollution de la matière organique est de 2'639 tonnes d'O₂ après traitement (2'871 tonnes en 2011, soit -8%). Cette légère diminution par rapport à 2011 s'explique par des flux entrants à peine inférieurs (-2%) et un rendement un peu meilleur. A ce rejet s'ajoutent 1'156 tonnes d'O₂ déversées au milieu naturel après un éventuel traitement partiel. Ici aussi, il convient de souligner que, en 2012 plus que les autres années du fait de la pluviométrie, les bons rendements des stations d'épuration ne permettent d'appréhender que partiellement les flux déversés par les systèmes d'assainissement.

A l'échelle du territoire, 4 stations reçoivent près de 49% de la charge brute de pollution organique : Aire (canton de Genève), Regional-ARA-Visp et Monthey-CIMO (canton du Valais) et Lausanne (canton de Vaud). Aire et Lausanne représentent cependant à elles seules 44% des rejets (cela s'explique par le fait qu'Aire a un très bon rendement mais fait face à une charge entrante très importante ; et parce que le rendement de la station de Lausanne, plus faible, ne lui permet pas un abattement comparable aux deux autres).

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 et leurs modalités ; ils sont donc décrits l'un après l'autre. 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. Comme détaillé ci-après, en France, le suivi se concentre sur des substances sélectionnées sur un critère de toxicité et qui, historiquement, concernent souvent l'industrie. En Suisse, il n'existe pas de liste officielle fédérale. Les cantons suivent des substances souvent sélectionnées pour leur rôle de traceur de la pollution domestique, en reprennant par exemple, ne serait-ce qu'en partie, une liste établie par l'EAWAG de 47 substances (substances pharmaceutiques, inhibiteurs de corrosion, biocides, etc.). 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. L'étude de modélisation des flux de micropolluants dans les stations d'épuration, engagée en 2012 par la CIPEL et dont des résultats devraient être disponibles en 2014, devrait permettre une vision plus unifiée à l'échelle du territoire.

Enfin, il convient de souligner une différence de contexte pour chaque pays :

- 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 ;
- en France, il permet d'identifier les cas prioritaires pour lesquels des actions de limitation du rejet à la source seront à mettre en œuvre.

4.2 Ain et Haute-Savoie

4.2.a Contexte

Par circulaire du 29 septembre 2010, le Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement durable et de la Mer demande aux Directions Départementales des Territoires de mettre en œuvre un suivi des micropolluants rejetés par les stations d'épuration de plus de 10'000 EH. L'objectif recherché est d'acquérir des connaissances sur les rejets de micropolluants. Le traitement des micropolluants dans les STEP n'est pas envisagé ; les objectifs de réduction des substances dangereuses prioritaires seront mis en œuvre par limitation des rejets à la source. Ce suivi a été prescrit par arrêté préfectoral afin d'être initié :

pour les STEPs de plus de 100'000 EH : en 2011

pour les STEPs comprises entre 10'000 et 100'000 EH : en 2012

Les substances à analyser sont une liste adaptée des substances spécifiques de l'état chimique et écologique de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). Au total, 41 substances ou groupes de substances sont analysées, notamment des substances dangereuses et dangereuses prioritaires de la DCE.

La mise en œuvre du suivi est la suivante :

la première année : réalisation d'une campagne initiale basée sur 4 mesures permettant de déterminer les concentrations moyennes 24 heures dans les eaux traitées

les années suivantes : surveillance régulière des micropolluants considérés comme significatifs selon une fréquence de 3 à 10 analyses/an.

Un double critère de concentration mesurée dans le rejet (comparée à une Norme de Qualité Environnementale – NQE, définie par la loi) et de flux rejeté au milieu (sur la base du débit d'étiage du cours d'eau et de la NQE) permet de déterminer si une substance est ou non significative dans le rejet de la STEP.

Tous les trois ans, l'une des mesures de la surveillance régulière recherchera la liste complète des molécules. La surveillance régulière devra être actualisée pour les trois années suivantes en fonction des résultats de cette mesure et de la surveillance régulière antérieure selon les principes détaillés ci-dessus.

4.2.b Suivi effectué

En Haute-Savoie, le suivi a été mis en œuvre dès 2011 pour la STEP de Thonon et en 2012 pour 15 autres STEP (La Roche-sur-Foron, Annemasse, Cluses, Morzine, Chamonix, Sallanches, Samoëns, Passy, Douvaine, Scientrier, Abondance, Bonneville, Le Grand-Bornand, Araches et Flaine).

Dans l'Ain, le suivi a été mené par la communauté de communes du Pays de Gex pour la station de Divonne-les-Bains.

Les analyses sont réalisées en sortie de STEP conformément à la circulaire. Certains gestionnaires ont également réalisé des analyses en entrée de STEP afin de caractériser l'abattement lié au traitement. Ces données sont trop rares pour déterminer un taux moyen d'abattement.

4.2.c Résultats et perspectives

Les résultats ont montré une grande hétérogénéité des paramètres détectés selon la saison, la météo, la variation de charge ou d'activité (station de ski par exemple), et la présence d'industriels. Les paramètres significatifs retenus sont les suivants :

Zinc : 11 STEP

Cuivre : 8 STEP

Plomb : 2 STEP

Chloroforme (COHV) : 1 STEP

Dieldrine (insecticide) : 1 STEP

Tributylétain (biocide) : 1 STEP

Diphthalate DEHP (plastifiant) : 1 STEP

C10-C13 Chloroalcanes (plastifiant, retardateur de flamme) : 1 STEP

Nonylphénols linéaires ou ramifiés (alkylphénol) : 1 STEP

Ces substances seront suivies ces prochaines années par les exploitants des STEP. La liste des substances recherchées sera actualisée en fonction de l'évolution des directives européennes.

4.3 Canton de Vaud

4.3.a Contexte

Un suivi systématique des micropolluants caractéristiques des eaux usées domestiques a été mis en place par la Direction Générale de l'Environnement en 2012. Son objectif est pour l'heure de dresser un bilan de la contamination des rejets des STEP et de leur impact sur les milieux récepteurs. Il devrait permettre à terme d'évaluer l'effet des mesures prévues dans le projet de modification de la législation fédérale pour réduire les apports en micropolluants dans l'environnement, en particulier le respect des normes qui devraient être fixées dans l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux).

4.3.b Suivi effectué

Le suivi a porté sur une cinquantaine de substances jugées pertinentes par l'Office fédéral de l'environnement (OFEV), dont 5 retenues provisoirement comme substances indicatrices : le benzotriazole (anticorrosif), la carbamazépine (antiépileptique), le diclofenac (analgésique), le mecoprop (herbicide) et le sulfaméthoxazole (antibiotique). Ces substances ont été choisies car elles sont bien représentatives du comportement de la majorité des micropolluants d'origine domestique. Elles sont très solubles dans l'eau, ne s'adsorbent pas sur les matières en suspension, ne sont pas significativement dégradées par les traitements actuels et donc de ce fait ne sont que peu ou pas retenues par les STEP.

A l'échelle du canton, le programme de suivi a porté sur 28 STEP et sur 13 cours d'eau (20 sites) récepteurs des eaux usées de ces STEP, à une fréquence de 4 échantillonnages par année. Dans le bassin du Léman, 18 STEP et 9 points en cours d'eau sont concernés.

4.3.c Résultats

Le benzotriazole, la carbamazépine ainsi que le diclofenac sont présents dans toutes les eaux de sortie de STEP analysées et ne sont pas ou que peu éliminés (environ 20% d'élimination). Ces substances se retrouvent dans les eaux de surface à des concentrations relativement importantes. Pour le diclofenac la concentration moyenne annuelle limite de 50 ng/l dans les eaux superficielles (Norme de Qualité Environnementale, NQE) a été dépassée dans 5 cours d'eau du canton de Vaud, dont un dans le bassin versant du Léman.

Une quinzaine de substances est présente dans plus de 95% des échantillons des eaux de sortie de STEP. Ces substances sont très peu dégradées et se retrouvent donc dans les rivières, à de fortes concentrations pour certaines (par ex. metformine, 5-méthylbenzotriazole).

Certaines substances (notamment le paracétamol) sont plus ou moins éliminées par les STEP, avec une dégradation plus importante pour les STEP de type faible charge, conçues pour la nitrification. Leurs produits de dégradation se retrouvent dans les eaux de sortie et parfois dans les cours d'eau.

Les cours d'eau les plus touchés par les micropolluants sont ceux qui reçoivent les plus fortes proportions d'eaux usées traitées. D'une manière générale, une augmentation de la contamination d'amont en aval est constatée.

4.3.d Conclusions et perspectives

Le suivi des micropolluants effectué en 2012 a permis de mettre en évidence la présence de micropolluants caractéristiques des eaux usées urbaines en entrée et en sortie de STEP, ainsi que dans les cours d'eau récepteurs. D'une manière générale, ces analyses confirment les résultats des études effectuées par la Confédération, et qui ont servi de fondement à l'élaboration de sa stratégie micropolluants. Le programme de suivi a été reconduit en 2013, pour améliorer le savoir-faire et la documentation de cette problématique complexe. Le suivi et le contrôle ces prochaines années de la mise en œuvre du traitement des micropolluants dans les principales STEP du canton seront ainsi facilités par la connaissance de l'état initial (avant travaux) de la situation.

4.4 Canton du Valais

4.4.a Contexte

Un suivi a été mis en place en Valais à l'initiative des services cantonnaux, dans l'objectif d'obtenir un état de référence de base pour les 4 STEP potentiellement concernées par la prochaine modification de l'OEaux concernant l'élimination des micropolluants (Martigny, Sion-Châteauneuf, Sierre-Noës, Briglina-Brig). Trois autres STEP industrielles (Evionnaz-BASF) ou mixtes (Monthey-CIMO et Regional-ARA Visp - Lonza), suivies annuellement, ont également été analysées à cette occasion.

4.4.b Suivi effectué

Le suivi a porté sur 130 substances par ailleurs analysées en routine dans le Rhône à la Porte du Scex, ainsi que 5 traceurs définis par l'EAWAG (benzotriazole, carbamazépine, diclofenac, mecoprop et sulfométaxazole).

Il a consisté en un prélèvement moyen 24h les 26-27 juin 2012, pour chacune de ces STEP.

4.4.c Résultats

Parmi les 5 traceurs proposés, le benzotriazole, la carbamazépine, le diclofenac, et le mecoprop ont pu être quantifiés en sortie de chacune des 4 stations. Les concentrations mesurées sont relativement faibles, et varient de 0.035ppb à 1.01ppb selon les molécules et les stations.

Ces valeurs ont pu être comparées aux résultats de la modélisation effectuée par l'EAWAG en 2010. Il apparaît que les concentrations mesurées sont dans l'ensemble plus faibles que les concentrations prédites, à l'exception du benzotriazole. Ces faibles concentrations sont partiellement explicables par la dilution des eaux usées observée pour ces quatre STEP (en moyenne 414 L.EH⁻¹.jr⁻¹).

18 autres substances ont pu être quantifiées au moins une fois dans l'un au moins des effluents de ces 4 stations.

La qualité des eaux du Rhône fait l'objet d'un chapitre dédié dans ce rapport (réf. Pages 141-162). On peut noter que les 4 traceurs retrouvés plus haut sont détectés en des concentrations mesurables dans le Rhône à la Porte du Scex.

4.4.d Conclusions et perspectives

Le suivi des micropolluants effectué en 2012 a permis de mettre en évidence la présence de micropolluants caractéristiques des eaux usées urbaines en sortie de STEP. Une nouvelle analyse 24 heures est prévue pour 2013.

4.5 Canton de Genève

4.5.a Contexte

Dans le cadre de la surveillance des teneurs en différents micropolluants dans les eaux usées, les Services Industriels de Genève réalisent depuis trois ans des campagnes d'analyses sur les eaux brutes et les eaux épurées des principales stations d'épuration du Canton de Genève (Aire, Bois-de-Bay et Vilette).

L'objectif de ces campagnes de mesures est :

- d'établir un profil des teneurs en micropolluants dans les eaux usées en entrée et sortie de ces trois grandes STEP d'une part ;
- et d'autre part, d'évaluer l'influence des bassins versants (zones d'apport transfrontalières importantes pour la STEP du Bois de Bay) et les performances des différents modes de traitement (différents sur les 3 STEP) sur l'abattement des micropolluants dans les eaux usées.

4.5.b Suivi effectué

Le suivi a porté pour ces trois stations sur une liste de 80 à 100 substances, qui reprennent notamment la liste des 47 substances fixée par l'EAWAG.

4.5.c Résultats et perspectives

Ces campagnes ont confirmé que les micropolluants dans les eaux usées sont principalement des résidus médicamenteux, des inhibiteurs de corrosion, des perturbateurs endocriniens et des muscs polycycliques.

Les échantillons analysés provenant d'eaux usées d'origine principalement domestique, il n'est pas surprenant de constater que les produits tels que biocides, herbicides ou fongicides ne sont que peu ou pas présents.

La comparaison des concentrations mesurées en entrée et sortie de STEP montre que l'abattement des divers composés est variable selon le type de micropolluant et que dans une même catégorie (ex. produits pharmaceutiques) on observe des performances de traitement très changeantes, allant d'une dégradation complète pour certaines substances à une dégradation nulle pour d'autres.

Les valeurs obtenues sur les trois STEP (Aire, Bois de Bay et Villette) montrent qu'il n'y a globalement pas de variations significatives entre elles et que la gamme de micropolluants est semblable. Ainsi, ni le mode de traitement ni le bassin versant ne semble avoir une influence majeure sur la performance d'élimination des micropolluants dans les STEP étudiées.

4.6 Synthèse

Les suivis engagés en 2012 sur le territoire par les différentes entités de la CIPEL concernent 42 stations d'épuration domestique et urbaine :

Haute-Savoie : 16 STEP – 41 substances ou groupes de substances dangereuses (issues de la DCE)

Ain : 1 STEP – 41 substances ou groupes de substances (issues de la DCE)

Genève : 3 STEP – 80 à 100 substances dont des traceurs de la pollution domestique

Vaud : 18 STEP – environ 50 substances dont des traceurs de la pollution domestique

Valais : 4 STEP – environ 50 substances dont des traceurs de la pollution domestique

Les substances détectées dans leurs effluents varient entre la France et la Suisse car les listes recherchées diffèrent. On y retrouve notamment : des médicaments, des inhibiteurs de corrosion, des perturbateurs endocriniens, des muscs polycycliques, des métaux, et en moindres proportions des herbicides, d'autres biocides, etc.

Les résultats disponibles ont permis certaines observations sur les abattements en station d'épuration.

Les suivis engagés ont vocation à être reconduits. Ce paragraphe, ajouté au rapport cette année, sera maintenu et approfondi ces prochaines années.

5. CONCLUSIONS

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 2012, 222 STEP étaient en service dans le territoire de la CIPEL. Plus spécifiquement dans le bassin versant du Léman, 167 STEP ont mesuré le phosphore total, ce qui représente pour les milieux aquatiques un apport de 114 tonnes, dont 79 rejetées après traitement et 35 tonnes déversées en entrée ou en cours de traitement. Le rendement moyen d'épuration pour le phosphore total s'améliore légèrement et atteint 91%. La pluviométrie importante de 2012 est toutefois à l'origine de déversements plus importants, qui 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 augmente en 2012 avec une valeur moyenne de $317 \text{ L}\cdot\text{EH}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ à l'échelle du territoire de la CIPEL. Cette valeur élevée semble être malgré tout influencée par la pluviométrie en hausse et souligne que 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, 42 stations domestiques ont fait l'objet de suivi par les services cantonaux, départementaux et les exploitants vis-à-vis des concentrations en micropolluants de leurs effluents. Certains suivis ont également permis de caractériser les eaux brutes et le milieu récepteur. Les substances détectées dans leurs effluents varient entre la France et la Suisse car les listes recherchées diffèrent. On y retrouve notamment : des résidus médicamenteux, des inhibiteurs de corrosion, des perturbateurs endocriniens, des muscs polycycliques, des métaux, etc.

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)
- CONDAMINES, M. (2012) : Contrôle des stations d'épuration (STEP). Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2011, 139-150.
- GÖTZ, C. (2010) : Mikrovereinigungen aux kommunalen Abwasser, gwa 7/2010.
- KLEIN, A. (2011) : Contrôle des stations d'épuration (STEP). Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2010, 181-189.

Tableau 3 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour le phosphore total pour les STEP des différentes entités en 2012.

Table 3 : Assessments of loads, concentrations and yields of total phosphorus for the WWTPs of the various entities in 2012.

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	1	2.4	0.3	86%	85%	85%
	Genève	1		4	0	0	4.2	0.3	93%	89%	89%
	Hte-Savoie	8		84	2	8	5.8	0.5	91%	89%	89%
	Valais	59	4	333	6	32	4.4	0.4	91%	89%	88%
	Vaud	67	3	443	20	38	5.1	0.5	91%	87%	86%
Total BV Léman		137	7	872	28	79	4.8	0.5	91%	88%	87%
Rhône aval	Ain	3	0	5	0	1	6.3	1.8	72%	72%	72%
	Genève	8	5	423	5	81	5.2	1.0	81%	80%	79%
	Hte-Savoie	19		172	4	47	5.9	1.6	73%	71%	71%
Total BV Rhône aval		30	5	600	9	129	5.4	1.2	78%	77%	76%
Total territoire CIPEL		167	12	1'471	37	208	5.0	0.7	86%	83%	83%

* : 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.

Tableau 4 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour la DBO₅ pour les STEP des différentes entités en 2012

Table 4 : Assessment of the loads, concentrations and yields of DBO₅ for the WWTPs of the various entities in 2012.

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	2	3	205	3	10	67.3	3.3	95%	94%	92%
	Genève	1		167	5	5	170.7	5.4	97%	94%	94%
	Hte-Savoie	8		2'565	50	72	179.0	5.1	97%	95%	95%
	Valais	59	133	17'899	263	621	236.7	8.4	97%	95%	94%
	Vaud	67	38	12'043	497	1'011	137.3	12.7	92%	87%	87%
Total BV Léman		137	174	32'879	817	1'719	181.0	10.0	95%	92%	92%
Rhône aval	Ain	3	4	116	0	3	119.4	3.1	97%	97%	94%
	Genève	8	293	21'960	210	656	272.4	8.3	97%	96%	95%
	Hte-Savoie	19		5'543	129	260	185.5	9.0	95%	93%	93%
Total BV Rhône aval		30	297	27'620	339	919	247.7	8.5	97%	95%	94%
Total territoire CIPEL		167	471	60'499	1'156	2'639	206.3	9.4	96%	94%	93%

ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES

COMPARATIVE INTERLABORATORY ANALYSES

CAMPAGNE 2012

PAR

Andrés STRAWCZYNSKI

SERVICE DES EAUX, SOLS ET ASSAINISSEMENT DU CANTON DE VAUD. Ch. des Boveresses 155, CH - 1066 ÉPALINGES

RÉSUMÉ

Au cours de l'année 2012, les laboratoires membres du groupe de travail "Qualité analytique" de la CIPEL ont pu participer à 4 essais interlaboratoires concernant des analyses d'éléments nutritifs majeurs (cycles de l'azote et du phosphore, matière organique, ions majeurs), de produits phytosanitaires (pesticides), de divers micropolluants organiques d'origine domestique sur des matrices d'eaux naturelles ou usées.

Le traitement statistique montre que l'ensemble des essais peut être considéré comme bon à très 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 bonne, que ce soit pour les éléments majeurs ou les produits phytosanitaires.

ABSTRACT

During 2012, the laboratories belonging to the CIPEL "Analytical Quality" working group took part in 4 interlaboratory comparisons of 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 to very good. The scatter corresponded to a "typical" scatter for these tests (preparation of the samples, analytical methods used etc.). There were only a few suspect or aberrant results. The recovery of additions to "spiked" samples was generally good, for both major elements and pesticides.

1. INTRODUCTION

Les analyses interlaboratoires organisées dans le cadre du groupe "Qualité analytique" ou auxquelles les membres du groupe ont pu participer au cours de l'année 2012 sont données dans le Tableau 1.

Ont participé à ces essais :

- des laboratoires de protection des eaux suisses et français (Vaud, Valais, Genève, Fribourg, Neuchâtel, Bâle-Campagne, Berne, Saint Gall, Zürich, INRA-Thonon);
- des laboratoires des Services de la consommation et des affaires vétérinaires cantonaux - SCAV (Genève, 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.

Tableau 1: Liste des analyses interlaboratoires organisées en 2012.

Table 1 :List of the interlaboratory surveys organized in 2012.

Date	Matrice	Paramètres	Participants	Préparation des échantillons
03.2012	eau de rivière (brute et dopée)	éléments majeurs	20	DGE-PRE, Epalinges - Vaud
03.2012	eau de rivière (brute et dopée, filtrée 0.45 µm)	Micropolluants (y-c pesticides)	16	DGE-PRE, Epalinges - Vaud
10.2012	eau de rivière (brute et dopée)	éléments majeurs	20	INRA, Thonon-les-Bains
10.2012	eau usée, brute et traitée (filtrée 0.45 µm)	Micropolluants (y-c pesticides)	13	DGE-PRE, Epalinges - Vaud

2. PROGRAMME POUR LE TRAITEMENT DES RÉSULTATS

Le programme de traitement est utilisé depuis 2007. Développé sous Microsoft Access 2002, il utilise les statistiques robustes. Les calculs sont effectués selon l'algorithme A de la norme ISO 13528 (ISO, 2005).

Le calcul par algorithme robuste permet de se passer de tests statistiques pour l'élimination des résultats aberrants ou suspects. Tous les résultats, sauf ceux pour lesquels aucune donnée numérique n'est reportée ("inférieur à", "non détecté"), sont pris en compte. Le programme calcule, en partant de la médiane et par itérations successives, une valeur moyenne et un écart-type qui ne sont pas sensibles aux valeurs extrêmes. Le calcul des z-scores permet de déterminer quelles sont les valeurs aberrantes ou suspectes.

Les valeurs de référence (valeur assignée et écart-type) peuvent être :

- de consensus (calculées à l'aide de l'algorithme A à partir des résultats des laboratoires) et ne sont pas fixées (réglementation, norme, matériau de référence);
- estimées (écart-type uniquement) selon le FAPAS (Food analysis performance assessment scheme) (Horwitz) (FAPAS, 2002).

Le "Horwitz ratio" ou Horrat, rapport entre l'écart-type de l'essai et l'écart-type selon Horwitz, peut permettre de qualifier la précision de l'essai : une valeur de 0.5 à 2 est jugée acceptable, mais pour l'instant cette valeur n'a pas été prise en compte par le groupe "Méthodologie". D'ailleurs pour une valeur supérieure à 2, la précision est questionnable, mais pas forcément inacceptable (NFA, 2007).

Le programme produit également un rapport de synthèse pour chaque laboratoire, utile pour son assurance qualité, par exemple. Un rapport de synthèse pour l'ensemble de l'essai, paramètre par paramètre, permet d'avoir une vue générale sur l'essai. Les tableaux présentés ici correspondent à ce rapport de synthèse global.

Le tableau 2 présente les formules utilisées pour le traitement.

Tableau 2 : Formules.

Table 2 : Formulae.

z-score	$\frac{\text{résultat laboratoire} - \text{valeur référence}}{\text{écart - type référence}}$	référence calculée ou fixée z-score ≤ 2 : bon 2 < z-score < 3 : suspect z-score > 3 : insatisfaisant
Horrat (Horwitz ratio)	$\frac{\text{écart - type essai}}{\text{écart - type selon Horwitz}}$	
écart-type selon Horwitz (FAPAS)	<p>si $c < 120$ ppb :</p> $\frac{0.22 \times c}{m_r}$ <p>si $120 \text{ ppb} \leq c \leq 13.8\%$:</p> $\frac{0.02 \times c^{0.8495}}{m_r}$ <p>si $c > 13.8\%$:</p> $\frac{0.01 \times c^{0.5}}{m_r}$	<p>c : concentration exprimée en rapport de masse sans dimension (p. ex. : ppm = 10⁻⁶)</p> <p>m_r : rapport de masse sans dimension</p>
moyenne et écart-type "robustes"	voir algorithme A, ISO 13528	

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

Le programme de traitement des données offrant plusieurs possibilités, le groupe "Qualité analytique" a adopté les résolutions suivantes :

- l'écart-type selon Horwitz sera calculé selon la méthode de FAPAS (dont la formule varie en fonction de la concentration);
- 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.

Comme mentionné précédemment, les tableaux récapitulatifs sont générés par l'application lors du traitement. Dans la description du paramètre, on trouve également la valeur "théorique" de l'ajout.

Les colonnes "Cible essai" correspondent aux valeurs de consensus (moyenne et écart-type) calculées.

Les 3 dernières colonnes du tableau indiquent respectivement le nombre de laboratoires dont le z-score est inférieur ou égal à 2, ceux dont le z-score se situe entre 2 et 3, puis finalement ceux dont le z-score est supérieur à 3.

Il se peut que le nombre de laboratoires reportant des résultats supérieurs à la limite de quantification soit inférieur à 4 (notamment dans les cas de micropolluants). Dans ce cas un tableau de statistiques simples est présenté: les colonnes représentent respectivement le minimum, maximum, le nombre et la médiane en considérant tous les résultats et finalement le nombre et la médiane en ne tenant compte que des résultats quantifiés.

4. RÉSULTATS

Comme mentionné ci-dessus, les z-scores pour les ajouts sont donnés uniquement à titre indicatif. Il n'est 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 Eléments majeurs

Les Tableaux 3 et 4 présentent les résultats des essais de mars et octobre 2012. Les résultats sont comme d'habitude satisfaisants.

En ce qui concerne la préparation des ajouts, quelques problèmes ont été rencontrés pour le carbone et le phosphate en mars ainsi que pour le phosphore total et le calcium en octobre. Si une erreur de préparation est l'hypothèse la plus vraisemblable pour l'essai de mars, en octobre un ajout d'apatite a été testé. Manifestement les méthodes de digestion pour le phosphore total ne sont pas assez fortes pour transformer ce phosphore en phosphate. Et pour le calcium c'est du carbonate de calcium qui a été utilisé, sel qui présente l'inconvénient d'être relativement peu soluble. La récupération des autres ajouts est généralement correcte.

Le nombre de résultats suspects (z-score supérieur à 2) ou aberrants (z-score supérieur à 3) est relativement constant au cours des années. On remarque un nombre de cas légèrement plus élevé (1 ou 2) en mars pour le nitrite et le phosphate ainsi que pour le chlorure (dopé) et la silice en octobre, mais sans que l'on puisse l'expliquer.

4.2 Micropolluants organiques et phytosanitaires

Les résultats sont présentés dans les tableaux 5 pour l'essai de mars ainsi que 6a et 6b pour celui d'octobre 2012. Comme cela a été initié en 2011, la préparation d'échantillons "mixtes", contenant à la fois les composés du type phytosanitaires "habituels" et les composés du type résidus médicamenteux ou autres simplifie la préparation et la distribution de ceux-ci. Le nombre de participants a augmenté depuis l'année dernière, ce qui montre que ce type d'analyses est de plus en plus pratiqué dans les laboratoires.

Le taux de récupération pour l'essai de mars (eau de rivière) sont très bons, et le nombre de résultats suspects (z-score supérieur à 2) ou aberrants (z-score supérieur à 3) est non seulement très bas, mais il est même inférieur à ceux rencontrés pour l'analyse des éléments majeurs. En octobre l'essai portait sur des eaux usées (brutes et traitées), mais sans ajout. De ce fait plusieurs paramètres n'ont pas été détectés ou alors en nombre insuffisant pour effectuer le traitement statistique habituel. Et pour 2 paramètres (gabapentin et iomeprol) seuls respectivement 3 et 2 laboratoires ont procédé aux analyses. Néanmoins, et bien que le nombre de résultats suspects ou aberrants soit supérieur à celui de mars, l'essai peut être considéré également comme très satisfaisant. La dispersion des résultats peut aussi être considérée comme normale pour un essai de ce type pour l'analyse de traces.

5. CONCLUSIONS

D'une manière générale, on peut dire que la dispersion des résultats est en accord avec les valeurs attendues pour chaque paramètre et du niveau de concentration.

Il faut souligner les très bons résultats des essais sur les micropolluants, même sur des matrices difficiles comme de l'eau usée brute. Il conviendra cependant à l'avenir d'utiliser si possible des ajouts. Cela permet d'une part de pouvoir le cas échéant quantifier des substances absentes ou très dilués dans l'échantillon de départ, et d'autre part cela constitue un moyen de contrôle supplémentaire pour assurer la qualité de l'essai. Malheureusement les substances de référence présentent aussi un coût supplémentaire non négligeable.

BIBLIOGRAPHIE

- ISO (2005) : Méthodes statistiques utilisées dans les essais d'aptitude par comparaisons interlaboratoires. Norme internationale ISO 13528, 1^{ère} édition.
- FAPAS (2002) : Food analysis performance assessment scheme. Protocol for the organisation and analysis of data, 6ème édition. FAPAS, Central Science Laboratory.
- NFA (2007) : Proficiency testing - Food Chemistry. Vitamins in Foods - Round V-5. Livsmedels Verkert. National Food Administration, Sweden.

ANNEXES

Tableau 3 : Éléments majeurs dans une eau de rivière, mars 2012.

Table 3 : Results for "major elements" in the sample of river water, March 2012.

		Moyenne	E. type	% récup.	zs ≤ 2	2< zs ≤ 3	zs > 3
Carbone org. dissous, nat.	mg C/l	2.35	0.40		12	1	1
Carbone org. dissous, dopé	mg C/l	2.48	0.30		11	2	1
Carbone org. dissous, ajout (1.09)	mg C/l	0.15	0.07	14%	10	0	2
Carbone org. total, nat.	mg C/l	2.52	0.31		13	0	1
Carbone org. total, dopé	mg C/l	2.61	0.31		12	1	1
Carbone org. total, ajout (1.09)	mg C/l	0.12	0.05	11%	11	0	2
Ammonium, nat.	mg N/L	0.936	0.082		16	2	2
Ammonium, dopé	mg N/L	1.210	0.119		17	2	1
Ammonium, ajout (0.266)	mg N/L	0.268	0.036	101%	16	3	1
Nitrite, nat.	mg N/L	0.053	0.004		15	0	3
Nitrite, dopé	mg N/L	0.063	0.005		14	0	4
Nitrite, ajout (0.0120)	mg N/L	0.010	0.002	84%	13	0	5
Nitrate, nat.	mg N/L	4.18	0.19		16	1	3
Nitrate, dopé	mg N/L	5.05	0.17		16	1	3
Nitrate, ajout (0.89)	mg N/L	0.87	0.08	98%	16	0	3
Azote total, nat.	mg N/L	5.13	0.74		12	0	3
Azote total, dopé	mg N/L	6.23	1.00		12	0	3
Azote total, ajout (1.25)	mg N/L	1.08	0.32	87%	11	3	0
Phosphate, nat.	mg P/l	0.014	0.004		14	1	4
Phosphate, dopé	mg P/l	0.054	0.019		14	1	4
Phosphate, ajout (0.007)	mg P/l	0.041	0.014	582%	13	2	3
Phosphore total, nat.	mg P/l	0.047	0.009		12	1	2
Phosphore total, dopé	mg P/l	0.224	0.012		12	0	3
Phosphore total, ajout (0.184)	mg P/l	0.176	0.015	96%	13	1	1
Phosphore total filtré, nat.	mg P/l	0.019	0.011		6	0	0
Phosphore total filtré, dopé	mg P/l	0.195	0.007		5	0	2
Phosphore total filtré, ajout (0.184)	mg P/l	0.167	0.024	91%	5	1	0
Silice, nat.	mg SiO2/l	3.20	0.16		11	2	2
Silice, dopé	mg SiO2/l	5.60	0.30		13	0	2
Silice, ajout (2.37)	mg SiO2/l	2.40	0.16	101%	14	0	2
Sodium, nat.	mg/l	14.24	0.80		15	1	2
Sodium, dopé	mg/l	16.76	0.73		15	0	3
Sodium, ajout (2.57)	mg/l	2.52	0.60	98%	18	0	0
Potassium, nat.	mg/l	2.46	0.16		17	0	1
Potassium, dopé	mg/l	4.86	0.33		17	0	1
Potassium, ajout (2.48)	mg/l	2.39	0.23	96%	17	0	1
Calcium, nat.	mg/l	91.94	2.93		15	0	3
Calcium, dopé	mg/l	100.57	2.61		15	0	3
Calcium, ajout (9.50)	mg/l	8.66	1.52	91%	15	2	1
Magnésium, nat.	mg/l	9.43	0.35		17	0	1
Magnésium, dopé	mg/l	13.02	0.47		17	0	1
Magnésium, ajout (3.64)	mg/l	3.57	0.35	98%	17	0	1
Chlorure, nat.	mg/l	27.63	0.69		17	1	2
Chlorure, dopé	mg/l	55.36	1.70		17	2	1
Chlorure, ajout (27.44)	mg/l	27.55	1.59	100%	18	0	1
Sulfate, nat.	mg/l	24.29	0.85		17	2	1
Sulfate, dopé	mg/l	32.45	0.96		17	2	1
Sulfate, ajout (8.23)	mg/l	8.02	0.42	97%	15	1	3
Mat. en susp., nat.	mg/l	9.0	1.6		10	1	2
Alcalinité, nat.	még/l	4.53	0.05		11	0	2
Conductivité 25°, nat.	µS/cm	574	5		16	0	2
Oxydabilité, nat.	mg/l	7.80	1.86		9	1	0
Oxydabilité, dopé	mg/l	8.16	2.04		7	1	0
Oxydabilité, ajout (?)	mg/l	0.34	0.15		3	0	1

Tableau 4 : Éléments majeurs dans une eau de lac, octobre 2012.

Table 4 : Results for "major elements" in the sample of lake water, October 2012.

		Moyenne	E. type	% récup.	zs ≤ 2	2 < zs ≤ 3	zs > 3
Carbone org. dissous, nat.	mg C/l	1.18	0.26		16	1	0
Carbone org. dissous, dopé	mg C/l	3.37	0.32		17	0	0
Carbone org. dissous, ajout (2.29)	mg C/l	2.16	0.14	94%	13	2	1
Carbone org. total, nat.	mg C/l	1.18	0.19		17	0	2
Carbone org. total, dopé	mg C/l	3.35	0.27		16	2	1
Carbone org. total, ajout (2.29)	mg C/l	2.17	0.17	95%	16	1	2
Ammonium, nat.	mg N/L	0.010	0.006		14	0	0
Ammonium, dopé	mg N/L	0.784	0.066		17	1	2
Ammonium, ajout (0.758)	mg N/L	0.775	0.075	102%	17	1	2
Nitrite, nat.	mg N/L	0.003	0.001		13	1	2
Nitrite, dopé	mg N/L	0.980	0.053		19	0	1
Nitrite, ajout (0.973)	mg N/L	0.976	0.053	100%	19	0	1
Nitrate, nat.	mg N/L	0.63	0.03		15	1	3
Nitrate, dopé	mg N/L	3.67	0.11		17	0	2
Nitrate, ajout (3.36)	mg N/L	3.02	0.07	90%	15	3	1
Azote total, nat.	mg N/L	0.73	0.10		9	1	0
Azote total, dopé	mg N/L	5.61	0.39		12	0	0
Azote total, ajout (5.42)	mg N/L	4.94	0.43	91%	12	0	0
Phosphate, nat.	mg P/l	0.007	0.004		16	0	1
Phosphate, dopé	mg P/l	0.292	0.018		15	2	2
Phosphate, ajout (0.29)	mg P/l	0.286	0.018	99%	17	0	2
Phosphore total, nat.	mg P/l	0.018	0.011		11	0	1
Phosphore total, dopé	mg P/l	0.358	0.036		14	0	1
Phosphore total, ajout (4.333)	mg P/l	0.332	0.025	8%	13	0	1
Phosphore total filtré, nat.	mg P/l	0.010	0.003		5	0	1
Phosphore total filtré, dopé	mg P/l	0.310	0.030		7	1	0
Phosphore total filtré, ajout (4.333)	mg P/l	0.296	0.021	7%	8	0	0
Silice, nat.	mg SiO2/l	4.30	0.16		13	0	4
Silice, dopé	mg SiO2/l	6.19	0.32		13	3	1
Silice, ajout (2.04)	mg SiO2/l	1.84	0.19	90%	13	3	1
Sodium, nat.	mg/l	5.19	0.27		15	2	1
Sodium, dopé	mg/l	11.38	0.65		15	1	2
Sodium, ajout (6.37)	mg/l	6.19	0.49	97%	16	0	2
Potassium, nat.	mg/l	1.07	0.10		16	0	2
Potassium, dopé	mg/l	9.60	0.28		13	1	4
Potassium, ajout (9.73)	mg/l	8.57	0.47	88%	16	0	2
Calcium, nat.	mg/l	82.47	3.63		17	0	0
Calcium, dopé	mg/l	83.79	2.33		14	2	0
Calcium, ajout (9.07)	mg/l	1.27	1.09	14%	10	0	2
Magnésium, nat.	mg/l	11.10	0.40		12	4	0
Magnésium, dopé	mg/l	12.20	0.53		15	0	1
Magnésium, ajout (1.52)	mg/l	1.08	0.14	71%	12	3	1
Chlorure, nat.	mg/l	6.66	0.17		16	2	1
Chlorure, dopé	mg/l	13.50	0.21		14	1	4
Chlorure, ajout (6.86)	mg/l	6.83	0.26	100%	15	0	4
Sulfate, nat.	mg/l	72.04	2.08		18	1	0
Sulfate, dopé	mg/l	77.66	2.31		17	1	1
Sulfate, ajout (6.01)	mg/l	5.45	0.39	91%	14	2	2
Mat. en susp., nat.	mg/l	4.8	1.4		12	0	1
Alcalinité, nat.	még/l	3.71	0.03		15	1	1
Conductivité 25°, nat.	µS/cm	491	8		17	0	1
Oxydabilité, nat.	mg/l	4.01	1.34		6	1	1
Oxydabilité, dopé	mg/l	19.61	5.06		7	0	1
Oxydabilité, ajout	mg/l	15.47	4.94		7	0	1

Tableau 5 : Micropolluants (eau de rivière), mars 2012.

Table 5 : Micropollutants (river water), March 2012

		Moyenne	E. type	% récup.	zs ≤ 2	2 < zs ≤ 3	zs > 3
Benzotriazol brut	ng/l	719	143		9	0	1
Benzotriazol dopé	ng/l	1706	304		10	0	1
Benzotriazol ajout (1'098)	ng/l	1040	271	95%	9	0	1
Carbamazepin brut	ng/l	22	4		9	1	1
Carbamazepin dopé	ng/l	74	14		11	0	1
Carbamazepin ajout (52)	ng/l	52	8	99%	11	0	1
Diclofenac brut	ng/l	46	13		7	0	4
Diclofenac dopé	ng/l	94	32		9	1	1
Diclofenac ajout (52)	ng/l	42	5	81%	8	1	2
Mecroprop brut	ng/l						
Mecroprop dopé	ng/l	532	151		9	1	1
Mecroprop ajout (512)	ng/l	529	145	103%	9	1	1
Sulfamethoxazol brut	ng/l	18	7		9	2	0
Sulfamethoxazol dopé	ng/l	41	14		10	1	0
Sulfamethoxazol ajout (27)	ng/l	24	5	89%	9	1	0
Gabapentin brut	ng/l						
Gabapentin dopé	ng/l						
Gabapentin ajout (81)	ng/l						
Metformin brut	ng/l	2417	304		4	1	0
Metformin dopé	ng/l	3443	377		4	0	1
Metformin ajout (1'095)	ng/l	1037	62	95%	3	0	2
lomeprol brut	ng/l	1300	68		4	0	0
lomeprol dopé	ng/l	2162	165		4	0	0
lomeprol ajout (769)	ng/l	862	100	112%	4	0	0
Atrazine brut	ng/l	4	1		9	0	2
Atrazine dopé	ng/l	14	4		11	1	0
Atrazine ajout (12)	ng/l	10	2	80%	10	2	0
Atrazine-déséthyl brut	ng/l	5	3		9	1	0
Atrazine-déséthyl dopé	ng/l	12	2		7	2	1
Atrazine-déséthyl ajout (9)	ng/l	6	1	64%	8	0	2
Atrazine-désisopropyl brut	ng/l						
Atrazine-désisopropyl dopé	ng/l	3	1		6	1	0
Atrazine-désisopropyl ajout (3)	ng/l	2	1	74%	5	0	0
Simazine brut	ng/l	1	2		9	0	1
Simazine dopé	ng/l	38	6		12	1	1
Simazine ajout (64)	ng/l	34	5	53%	11	1	1
Terbuthylazine brut	ng/l	2	2		9	0	0
Terbuthylazine dopé	ng/l	24	3		11	2	0
Terbuthylazine ajout (25)	ng/l	21	4	86%	11	1	0
Terbuthylazine-déséthyl brut	ng/l	2	1		5	1	0
Terbuthylazine-déséthyl dopé	ng/l	6	1		5	0	1
Terbuthylazine-déséthyl ajout (6)	ng/l	5	1	76%	4	1	1
Diuron brut	ng/l	2	2		10	1	1
Diuron dopé	ng/l	24	5		13	2	1
Diuron ajout (24)	ng/l	21	4	87%	14	1	0
Isoproturon brut	ng/l	1	1		10	0	1
Isoproturon dopé	ng/l	15	6		15	0	0
Isoproturon ajout (16)	ng/l	13	5	81%	14	1	0
Diazinone brut	ng/l	2	2		7	0	2
Diazinone dopé	ng/l	7	2		7	1	1
Diazinone ajout (5)	ng/l	5	2	98%	6	1	1
Metolachlor brut	ng/l	2	1		9	0	1
Metolachlor dopé	ng/l	7	2		8	2	1
Metolachlor ajout (5)	ng/l	5	2	98%	8	3	0
Metalaxyl brut	ng/l	1	1		6	0	1
Metalaxyl dopé	ng/l	7	4		7	0	1
Metalaxyl ajout (3)	ng/l	5	1	152%	6	0	1
2,6- Dichlorobenzamide brut	ng/l	4	2		6	0	1
2,6- Dichlorobenzamide dopé	ng/l	10	3		7	0	0
2,6- Dichlorobenzamide ajout (3)	ng/l	6	2	188%	7	0	0

Tableau 6a : Micropolluants (entrée et sortie STEP), octobre 2012.

Table 6a : Micropollutants (input and discharge from WWTPs), October 2012.

		Moyenne	E. type	% récup.	zs ≤ 2	2 < zs ≤ 3	zs > 3
Benzotriazol entrée	ng/l	4729	1117		8	0	3
Benzotriazol sortie	ng/l	3412	642		8	0	3
Carbamazepin entrée	ng/l	300	74		8	1	2
Carbamazepin sortie	ng/l	248	74		9	0	2
Diclofenac entrée	ng/l	1456	135		8	1	2
Diclofenac sortie	ng/l	690	93		8	1	2
Mecroprop entrée	ng/l	14	16		6	1	0
Mecroprop sortie	ng/l	13	15		8	0	1
Sulfamethoxazol entrée	ng/l	1252	342		7	0	4
Sulfamethoxazol sortie	ng/l	510	197		8	3	0
Gabapentin entrée	ng/l						
Gabapentin sortie	ng/l						
Metformin entrée	ng/l	102934	16059		4	0	1
Metformin sortie	ng/l	55848	4556		5	0	0
lomeprol entrée	ng/l						
lomeprol sortie	ng/l						
Atrazine entrée	ng/l	11	11		4	0	0
Atrazine sortie	ng/l	11	5		5	0	0
Atrazine-déséthyl entrée	ng/l						
Atrazine-déséthyl sortie	ng/l						
Atrazine-désisopropyl entrée	ng/l						
Atrazine-désisopropyl sortie	ng/l						
Simazine entrée	ng/l						
Simazine sortie	ng/l	10	9		16	0	0
Terbuthylazine entrée	ng/l						
Terbuthylazine sortie	ng/l						
Terbuthylazine-déséthyl entrée	ng/l						
Terbuthylazine-déséthyl sortie	ng/l						
Diuron entrée	ng/l						
Diuron sortie	ng/l	16	20		4	0	0
Isoproturon entrée	ng/l						
Isoproturon sortie	ng/l						
Diazinone entrée	ng/l	134	172		4	0	0
Diazinone sortie	ng/l	99	124		4	0	0
Metolachlor entrée	ng/l						
Metolachlor sortie	ng/l						
Metalaxyl entrée	ng/l						
Metalaxyl sortie	ng/l						
2,6- Dichlorobenzamide entrée	ng/l						
2,6- Dichlorobenzamide sortie	ng/l						

Tableau 6b : Micropolluants (entrée et sortie STEP), octobre 2012. Statistiques simples

Table 6b : Micropollutants (input and discharge from WWTPs), October 2012. Simplified statistics.

		Minimum	Maximum	Tous		Quantifiés seul.	
				N	Médiane	N	Médiane
Gabapentin entrée	ng/l	2780	4736	3	4653	3	4653
Gabapentin sortie	ng/l	1080	2230	3	2016	3	2016
lomeprol entrée	ng/l	4950	5627	2	5288	2	5288
lomeprol sortie	ng/l	13974	13987	2	13980	2	13980
Atrazine entrée	ng/l	-20	23	9	-10	3	13
Atrazine-déséthyl entrée	ng/l	-24	34	7	-20	2	28
Atrazine-déséthyl sortie	ng/l	-24	58	7	-20	2	41
Atrazine-désisopropyl sortie	ng/l	-80	11	5	-20	1	
Simazine entrée	ng/l	-20	13	7	-10	1	
Simazine sortie	ng/l	-20	19	8	-5	3	12
Terbutylazine sortie	ng/l	-20	10	5	-10	1	
Terbutylazine-déséthyl sortie	ng/l	-20	10	4	-15	1	
Diuron sortie	ng/l	-20	33	9	-5	3	30
Isoproturon entrée	ng/l	-20	115	10	-10	1	
Isoproturon sortie	ng/l	-20	46	10	-10	2	24
Diazinone entrée	ng/l	-20	410	5	29	3	189
Metolachlor entrée	ng/l	-36	1	8	-10	1	
Metolachlor sortie	ng/l	-36	4	9	-10	2	3
Metalaxyl entrée	ng/l	-24	26	4	-20	1	
Metalaxyl sortie	ng/l	-24	24	4	-20	1	
2,6- Dichlorobenzamide entrée	ng/l	-20	19	4	-15	1	
2,6- Dichlorobenzamide sortie	ng/l	-20	20	5	14	3	15

ADRESSES DES AUTEURS DES RAPPORTS

ANNEVILLE Orlane	Biologiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRETEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex orlane.anneville@thonon.inra.fr
ARNOLD Cédric	Chimiste Service de la protection de l'environnement CP 405 CH - 1951 SION cedric.arnold@admin.vs.ch
BERNARD Marc	Biologiste Service de la protection de l'environnement CP 405 CH - 1951 SION marc.bernard@admin.vs.ch
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
DELILLE Mathieu	Ingénieur Direction départementale des Territoires de Haute-Savoie 3 rue Paul Guiton FR – 74998 ANNECY Cedex 9 mathieu.delille@haute-savoie.gouv.fr
EDDER Patrick	Chimiste Service de protection de la consommation Case postale 76 CH - 1211 GENÈVE 4 - Plainpalais patrick.edder@etat.ge.ch
GUINAND Hervé	Responsable Qualité des processus Direction de l'environnement Services industriels de Genève Case postale 2777 CH – 1211 GENEVE 2 Herve.Guinand@sig-ge.ch
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

JAQUEROD Claude-Alain	Ingénieur Direction générale de l'environnement du canton de Vaud Service des eaux, sols et assainissement (SESA) Chemin des Boveresses 155 CH – 1066 EPALINGES claude-alain.jaquerod@vd.ch
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
LAINÉ Leslie	Technicienne Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex leslie.laine@thonon.inra.fr
LAZZAROTTO Jérôme	Chimiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex lazzarotto@thonon.inra.fr
OBRIST Daniel	Ingénieur Service de la protection de l'environnement CP 405 CH - 1951 SION daniel.obrist@admin.vs.ch
MANGE Pierre	Ingénieur Service de la protection de l'environnement CP 405 CH - 1951 SION pierre.mange@admin.vs.ch
ORTELLI Didier	Chimiste Service de protection de la consommation Case postale 76 CH - 1211 GENÈVE 4 - Plainpalais didier.ortelli@etat.ge.ch
PERGA Marie-Elodie	Biologiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex marie.perga@thonon.inra.fr
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
STUMPF Bénédicte	Technicienne supérieure Service Eau & Assainissement Communauté de communes du Pays de Gex 426 Chemin des Meubiers FR - 01280 PREVESSIN MOENS bstumpf@ccpg.fr
STRAWCZYNSKI Andrés	Chimiste Service des eaux, sols et assainissement Chemin des Boveresses 155 CH - 1066 ÉPALINGES andres.strawczynski@vd.ch
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