

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 2011

*Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.,
Campagne 2011, 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.....	6
II.	CONCLUSIONS GÉNÉRALES	9
III.	MÉTÉOROLOGIE	14
1.	Introduction	15
2.	Température de l'air	15
3.	Pluviométrie.....	17
4.	Insolation	18
5.	Rayonnement.....	21
6.	Vent.....	23
6.1	Vitesse du vent	23
6.2	Rose des vents.....	24
7.	Synthèse des conditions climatiques	25
	Bibliographie	25
IV.	ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN (ÉLÉMENTS MAJEURS)	26
1.	Méthodes.....	27
2.	Régime thermique et influence sur la stratification ou le mélange des eaux.....	28
3.	évolution saisonnière dans les couches superficielles.....	32
3.1	Phosphore total et orthophosphate.....	32
3.2	Azote nitrique et azote ammoniacal	34
3.3	Silice.....	35
3.4	Oxygène dissous	36
3.5	Transparence	36
3.6	Matière organique particulière	37
4.	évolution saisonnière dans les couches profondes	39
5.	évolution interannuelle des principaux paramètres.....	41
5.1	Oxygène dissous	41
5.2	Phosphore réactif soluble et phosphore total.....	42
5.3	Azote nitrique et azote total.....	43
5.4	Chlorure.....	43
6.	Conclusions	44
	Bibliographie	45
	Annexes	46
V.	MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES EAUX DU LÉMAN.....	51
1.	Introduction	52
2.	Echantillonnage.....	52
3.	Méthodologie	53
3.1	Analyses chimiques	53
3.2	Contrôles	53
4.	Micropolluants dans les eaux du Léman.....	53
4.1	Métaux	53
4.2	Pesticides (phytosanitaires).....	55
4.3	Médicaments.....	58
5.	Conclusions	59
	Bibliographie	59
	Annexe.....	60
VI.	PHYTOPLANCTON DU LÉMAN.....	67
1.	Introduction	68

2.	Méthodes.....	68
3.	Résultats	68
3.1	Évolution saisonnière de l'année 2011.....	68
3.2	Évolution interannuelle	71
4.	Conclusions	76
	Bibliographie	76
VII.	PRODUCTION PRIMAIRE ET BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE DANS LE LÉMAN	78
1.	Introduction	79
2.	Méthodes.....	79
3.	Résultats et discussion	79
3.1	Répartition verticale.....	79
3.2	Évolution saisonnière des variables mesurées.....	81
3.3	Comparaison de l'année 2011 aux douze années précédentes (1999-2010)	83
4.	Conclusions	83
	Bibliographie	84
VIII.	ZOOPLANKTON DU LÉMAN.....	85
1.	Introduction	86
2.	Méthodologie	86
3.	Résultats	86
3.1	Biovolume sédimenté.....	86
3.2	Composition spécifique de la biocénose crustacéenne	87
3.3	Dynamique saisonnière du zooplancton en 2011	87
3.4	Autres groupes planctoniques.....	90
3.5	Évolution à long-terme du zooplancton	91
4.	Conclusions	93
	Bibliographie	94
IX.	RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE.....	95
1.	Introduction	96
2.	Méthodologie	96
3.	Résultats	96
3.1	Taille des poissons.....	96
3.2	Évolution mensuelle du taux de vacuité.....	97
3.3	Composition du régime alimentaire.....	98
4.	Conclusions	101
	Bibliographie	101
X.	LES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE.....	102
1.	Généralités et méthodes	103
2.	Débits des affluents principaux du léman et de l'émissaire	104
3.	Apports annuels des affluents du Léman.....	106
3.1	Phosphore	106
3.2	Azote minéral total.....	109
3.3	Chlorure.....	112
4.	Exportations annuelles du Rhône aval à Chancy et apports de ses principaux affluents	114
4.1	Phosphore	114
4.2	Azote total ou minéral total	116
4.3	Chlorure.....	117
5.	Conclusions	118
	Bibliographie	119
XI.	MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE	122
1.	Introduction	123

2.	Echantillonnage.....	123
2.1	Rhône amont Porte du Scex.....	123
2.2	Rhône amont et aval de Viège et de Monthey.....	123
3.	Méthodologie	123
3.1	Analyses.....	123
3.2	Contrôles	123
4.	Résultats	124
4.1	Concentrations des produits phytosanitaires dans les eaux du Rhône.....	124
4.2	Charges des produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône de 2006 à 2011	126
4.3	Profils de concentrations le long du Rhône.....	127
4.4	Produits pharmaceutiques	128
4.5	Autres substances.....	130
5.	Conclusions	131
	Bibliographie	132
XII.	CONTRÔLE ANNUEL DES STATIONS D'ÉPURATION (STEP).....	139
1.	Introduction	140
2.	Situation de l'assainissement.....	140
2.1	État des stations d'épuration	140
2.2	Contrôles de l'assainissement	142
3.	Bilan du fonctionnement des STEP	142
3.1	Débits et volumes	142
3.2	Phosphore total et réactif soluble (dissous).....	144
3.3	Demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	147
4.	Conclusions	148
	Bibliographie	148
XIII.	ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES.....	151
1.	Introduction	152
2.	Programme pour le traitement des résultats	152
3.	Méthode de traitement des résultats retenue et explication des tableaux récapitulatifs.....	153
4.	Résultats	153
4.1	Éléments majeurs	153
4.2	Éléments majeurs – Etude de stabilité	154
4.3	Micropolluants organiques et phytosanitaires.....	154
5.	Conclusions	155
	Bibliographie	155
	Annexes	156

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

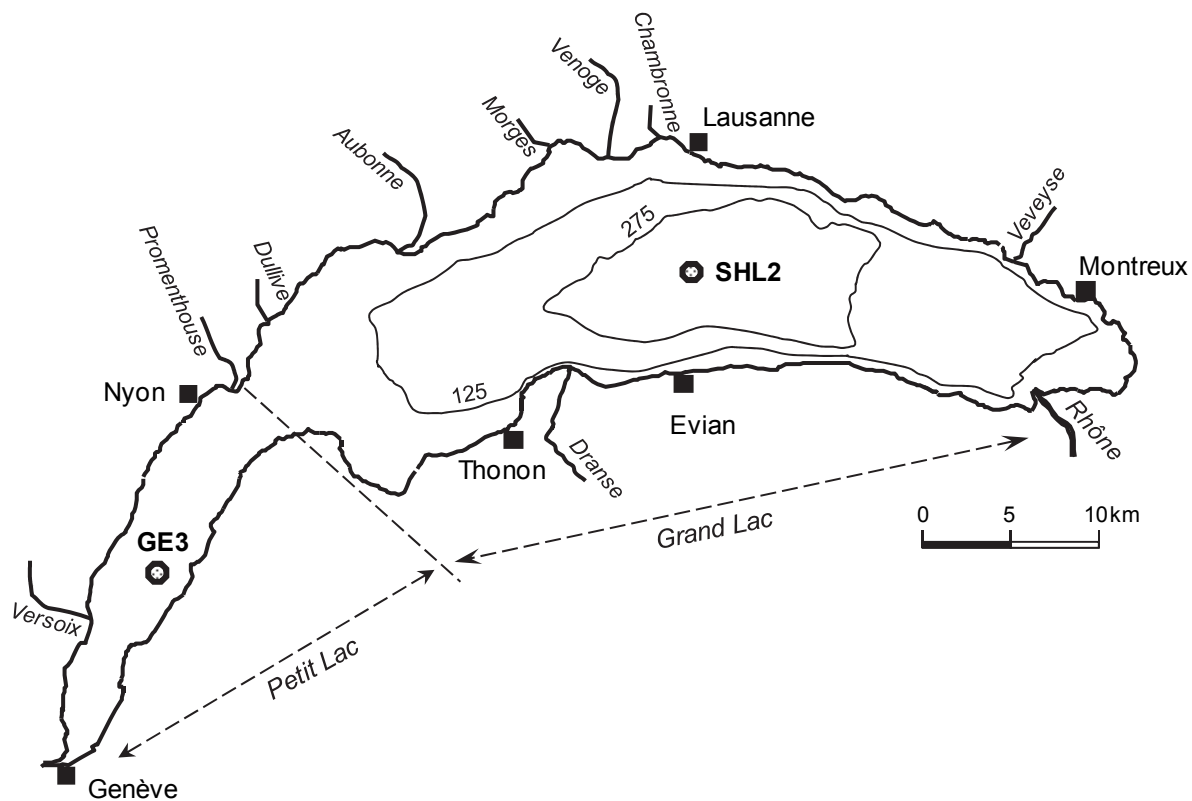


Figure 1 : Le Léman et la situation des stations de prélèvements

SHL2 : (coord. CH : 534.700 / 144.950)

GE3 : (ccord. CH : 506.100/ 128.040)

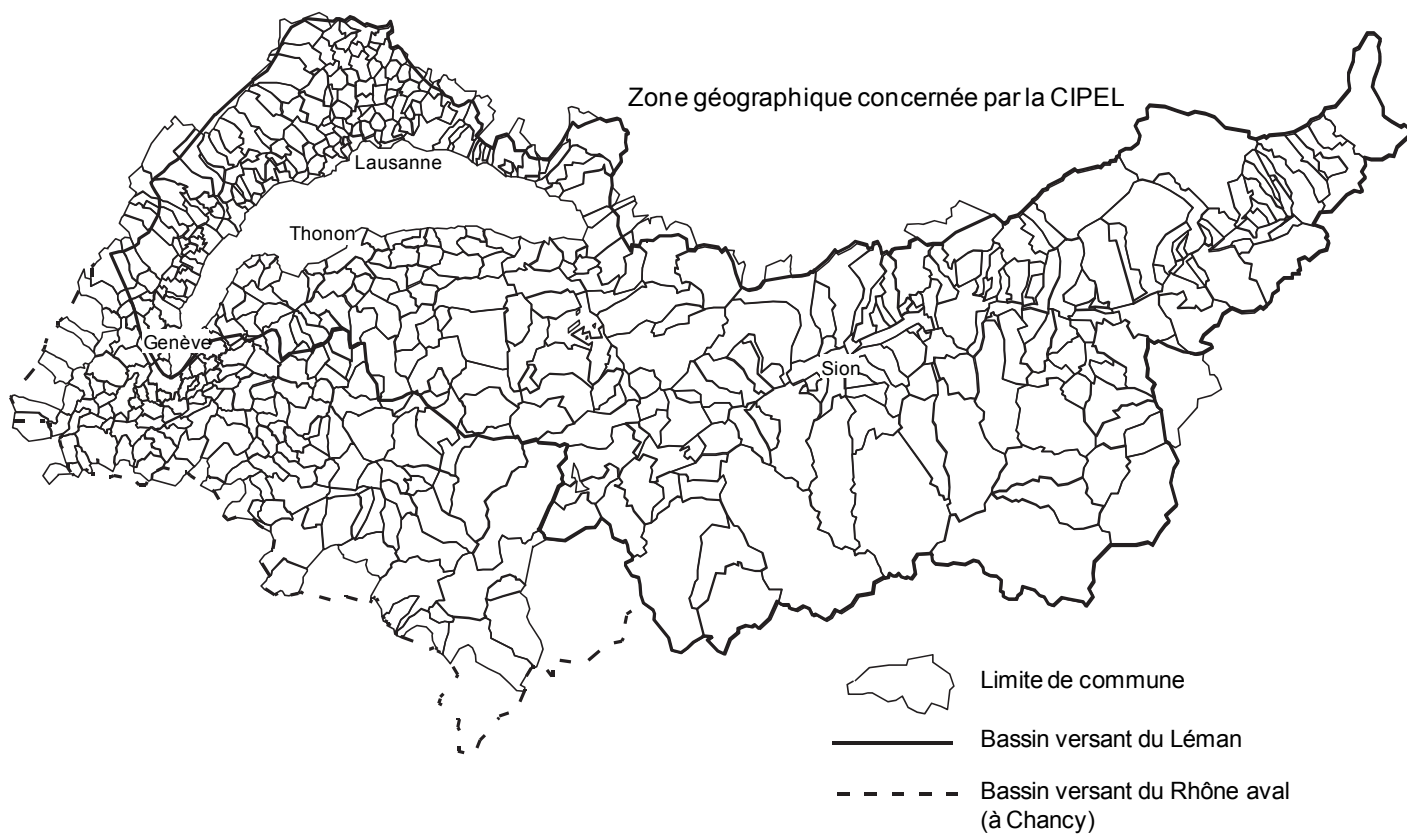


Figure 2 : Le bassin versant du Léman et du Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy

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 contre pollut., Campagne 1998, 221-229.

CONCLUSIONS GÉNÉRALES

Campagne 2011

PAR

Le Conseil scientifique de la Commission internationale

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

Léman

Évolution physico-chimique

Un hiver doux et un brassage hivernal partiel. Un printemps ensoleillé avec démarrage précoce de l'activité du phytoplancton. Comme les années précédentes, épuisement du phosphore dans les couches supérieures du lac, dont la concentration moyenne est stable.

L'année 2011 est une année chaude : la température moyenne annuelle de l'air a été de 11.8°C, l'une des plus élevée depuis 1978.

L'hiver 2010-2011 a été doux et n'a pas permis un brassage complet du Grand Lac. Un brassage partiel jusqu'à environ 50 à 85 m de profondeur a eu lieu début mars et a permis une redistribution des nutriments dans les couches superficielles ainsi qu'une réoxygénation des couches inférieures.

La pluviométrie en 2011 présente un déficit de 25.8% par rapport à la normale 1980 - 2010.

L'insolation en 2011 de 2'203 h a été une des plus importantes de la période 1980-2010.

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. La phase des eaux claires se produit fin mai et s'accompagne d'une forte transparence.

L'activité phytoplanctonique printanière consomme rapidement les nutriments de l'épilimnion. Les concentrations en orthophosphate (phosphore réactif soluble) et en silice restent à des valeurs très basses dans les couches superficielles tout le reste de l'année. Dans les couches profondes, partiellement réoxygénées par le brassage partiel, on ne constate pas de relargage important de phosphore, ni de réduction significative de l'azote.

Le stock en phosphore total est globalement stable depuis 2009 (1'938 tonnes en 2011) et la concentrations moyenne est de 22.6 µg.L⁻¹. L'objectif visé pour 2020 est d'atteindre une concentration entre 10 et 15 µg.L⁻¹.

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.

Les concentrations en chlorure continuent d'augmenter et avoisinent les teneurs moyennes des apports par les affluents du Léman.

Évolution biologique

Maintien d'une biomasse phytoplanctonique et d'une production primaire faibles, en raison de concentrations en phosphore assez basses.

La biomasse phytoplanctonique a augmenté de manière importante du début de l'année jusqu'à début juin, principalement du fait de petites diatomées centriques. Cette augmentation est probablement à relier aux températures clémentes et au bon ensoleillement du début d'année. Puis on observe une phase des eaux claires que l'on corrèle avec une chute de la concentration en phosphore et en silice. Ensuite, des

communautés estivales s'installent, notamment avec des Dinophycées, des diatomées pennées et des Chrysophycées. A partir de septembre, la communauté est largement dominée par *Mougeotia gracillima*.

Tout comme observé pour la production primaire, l'année 2011 présente des valeurs de biomasses relativement faibles par rapport aux années précédentes. La biomasse cependant est légèrement plus importante qu'en 2010. Mais globalement sur le long terme, le phytoplancton continue à indiquer une ré-oligotrophisation.

Au cours de l'année 2011, les variations saisonnières de la production primaire et de la transparence des eaux sont essentiellement expliquées par les variations de la biomasse du phytoplancton.

Les moyennes annuelles de la production primaire nette et de la *Chl a* dans la zone 0-30m sont légèrement (15%) plus élevées que celles de l'année 2010, mais restent parmi les plus faibles enregistrées au cours des douze dernières années. La faible variation interannuelle de la biomasse chlorophyllienne observée entre 2008 et 2011 suggère que le lac Léman serait dans un état de relative stabilité interannuelle au niveau du phytoplancton. Cette situation est souvent observée au cours des périodes de ré-oligotrophisation qui se caractérisent par des concentrations de phosphore assez faibles pour contraindre le développement de ces microalgues.

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

Les changements saisonniers d'abondance des crustacées du zooplancton répondent, en 2011 comme au cours des années précédentes, au modèle classique 'Plankton Ecology Group' de dynamique du zooplancton en lac mésotrophe, avec un pic printanier d'abondance très net qui marque la phase des eaux claires aux alentours du 31 mai, suivi d'une diminution des abondances en fin de printemps et une légère reprise de croissance en fin d'automne qui coïncide avec un pic automnal de chlorophycées.

La diminution de la densité crustacéenne, observée depuis 1984, se poursuit. L'analyse des ratios entre abondance zooplanctonique 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 l'impact du climat sur le lac.

La pêche des corégones représente toujours le plus gros tonnage de capture au Léman. Comme les années précédentes l'analyse du régime alimentaire montre une forte sélectivité qui se caractérise par une préférence à l'égard des cladocères. La contribution relative des 3 taxons dominants (Bythotrephes, Leptodora et daphnie) présente une variabilité saisonnière très marquée et probablement guidée par la disponibilité des proies dans le milieu. Pour chaque saison, la composition du bol alimentaire présente une variabilité inter-annuelle. En 2011, les compositions saisonnières sont toutefois relativement semblables à celles observées en 2010, excepté en automne où la contribution des larves de chironomes est plus importante.

La qualité sanitaire des eaux littorales pour la baignade

En 2011-2012, les analyses bactériologiques effectuées par les autorités compétentes en Suisse et en France, indiquent que 85% des plages ont une eau de bonne qualité et 13% des plages ont une eau de qualité moyenne. Les critères de cette catégorie étant très proches de la première, la baignade dans les eaux qualifiées de qualité moyenne ne comporte aucun risque sanitaire. Toutefois, deux plages ont connu une pollution passagère. Il s'agit de la plage du Vengeron à Genève et de la plage du Champ de l'eau à Anthy-sur-Léman du côté français. Enfin, pour la première fois en cinq ans, aucune plage du Léman n'est interdite à la baignade, ce qui confirme que les efforts entrepris en faveur de la qualité des eaux du lac portent leurs fruits.

Métaux et micropolluants organiques dans les eaux

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 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Cependant, le nombre de pesticides mis en évidence a légèrement augmenté en raison d'une amélioration de la méthode d'analyse quant au nombre de substances recherchées mais également grâce à l'amélioration des limites de détection. Toutes les concentrations individuelles mesurées sont restées largement inférieures à celles fixées pour une eau de boisson (0.1 $\mu\text{g/L}$ par composé et 0.5 $\mu\text{g/L}$ pour la totalité des substances).

Bassin versant du Léman et Rhône aval

Bilan des apports au lac et au Rhône aval par les rivières

La CIPEL suit depuis de nombreuses années l'évolution temporelle des apports en nutriments au lac de 4 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). 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.

Les quantités de nutriments apportés au Léman et exportés par le Rhône à la sortie du territoire suisse en 2011 ont été calculées. La baisse des apports constatée en 2011 pour l'ensemble des rivières suivies et des paramètres mesurés est essentiellement liée à la pluviométrie particulièrement faible en 2011. Les débits ont baissé en moyenne de 25% par rapport à 2010, entraînant ainsi une baisse conséquente des apports.

Toutefois, bien que les apports soient fortement influencés par la pluviométrie, la tendance générale montre bien 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.

Micropolluants dans les eaux du Rhône

111 produits phytosanitaires, douze 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 2011. Un seul produit phytosanitaire dépasse les exigences de l'Ordonnance sur la protection des eaux de 0.1 $\mu\text{g.L}^{-1}$, le Mesotrion détecté avec une valeur de 0.14 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Sur les dix principes actifs pharmaceutiques recherchés, neuf ont été retrouvés dans les eaux du Rhône à des concentrations relativement élevées avec un maximum de 1.1 $\mu\text{g/L}$ pour la Prilocaine.

En termes de flux annuels, les quantités totales des produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône en 2011 ont diminué avec 845 kg par rapport à 1010kg en 2010. Les charges de Dinoterb sont tombées à 13 kg en 2011 par rapport aux 434 kg en 2010. Les quantités de médicaments ont chuté avec 677 kg, comparées à 1'560 kg en 2010.

Épuration des eaux usées

Avec 219 stations d'épuration (STEP) en service en 2011 dans le territoire couvert par la CIPEL, le bilan global de l'assainissement en 2011 basé sur les résultats de surveillance de 164 STEP pour le phosphore total et de 168 STEP pour la DBO₅, témoigne de bonnes performances d'épuration.

L'augmentation des apports en phosphore au Léman constatée en 2011 par rapport à 2010 est essentiellement liée à la prise en compte des résultats de 7 STEP supplémentaires situées en Haute-Savoie, soit environ 11 tonnes de plus qu'en 2010 (+14%) mais toujours en amélioration par rapport à 2009 (-7 tonnes, soit-7%).

A noter qu'avec un rendement moyen d'épuration de 95% (objectif du plan d'action 2011-2020), 47 tonnes supplémentaires seraient retenues dans les boues de STEP. Quant aux apports au Léman issus des déversements mesurés en 2011 en entrée de STEP et en cours de traitement, ils s'élèvent à 22 tonnes.

Au total, ce sont donc près de 70 tonnes qui pourraient être retenues dans les systèmes d'assainissement grâce à des efforts plus soutenus au niveau des STEP (déversements et rendement d'épuration).

Enfin, la valeur de débit spécifique par temps sec de 285 $\text{L} \cdot \text{EH}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ reste encore élevée, signe que des eaux claires parasites s'écoulent dans les réseaux d'eaux usées. Cet indicateur est en constante

amélioration depuis une décennie et doit être observé sur le long terme. Le renouvellement des réseaux d'assainissement semble bien en marche avec des résultats perceptibles à l'échelle du bassin lémanique.

Assurance qualité des mesures chimiques

Au cours de l'année 2011, les laboratoires membres du groupe de travail "Qualité analytique" de la CIPEL ont pu participer à 7 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.

Rapports sur les études et recherches entreprises dans le bassin lémanique

Campagne 2011

MÉTÉOROLOGIE

WEATHER

Campagne 2011

PAR

Philippe QUETIN

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

RÉSUMÉ

Ce rapport prend en compte les données des quatre stations météorologiques de Genève-Cointrin, Changins, Pully et Thonon-INRA. Les paramètres climatiques examinés sont la température de l'air, la pluviométrie, l'insolation, le rayonnement global et le vent. La température moyenne annuelle inter-stations en 2011 de 11.8°C est l'une des plus élevée depuis 1978. L'année 2011 peut être considérée comme une année chaude.

L'année 2011 a une moyenne inter-stations des précipitations de 750.1 mm, ce qui classe le total annuel au 31e rang de la chronologie 1980-2010. L'année 2011 présente un déficit de 25.8% par rapport à la normale 1981 - 2010.

Concernant l'insolation, l'année 2011 a une moyenne inter-stations de 2'203 h. L'année 2011 est au 2e rang de la période 1980-2010. Les remarques faites sur l'insolation sont également valables pour le rayonnement global dont la moyenne inter-stations pour l'année 2011 est de 13.7 MJ·m⁻²·d⁻¹.

L'année 2011 est peu venteuse.

ABSTRACT

This report is based on data from the four meteorological stations at Genève-Cointrin, Changins, Pully and Thonon-INRA. The climatic parameters investigated are the air temperature, rainfall, insolation, overall irradiance, and wind. The mean annual inter-station temperature in 2011 was 11.8°C, which is one of the highest since 1978. 2011 can be considered to have been a hot year.

The mean annual inter-station rainfall in 2011 was 750.1 mm, which means that the total for the year ranks 31st for the period 1980-2011. The total for 2011 was 25.8% lower than the mean total rainfall for 1981 - 2010.

With regard to insolation, the inter-station mean for 2011 was 2'203 h. The year 2011 therefore ranks second for the period 1980-2011. The comments about insolation can also be applied to the global irradiation, the inter-station mean value of which for 2011 for 13.7 MJ·m⁻²·d⁻¹.

2011 was characterised by low wind levels.

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 2011, à part le mois de juillet et dans une moindre mesure octobre (pour Genève et Changins), les températures moyennes mensuelles des différentes stations sont supérieures à leur moyenne inter-stations sur la période 1981 - 2010 (tableau 1.1, figure 1.1).

Tableau 1.1 : Température moyenne mensuelle de l'air à chaque station en 2011 (°C).

Table 1.1 : Mean monthly air temperature for each station in 2011 (°C).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1981-2010
Janvier	2.5	2.4	3.0	3.3	2.2
Février	3.1	3.3	4.3	3.9	2.9
Mars	7.2	7.4	7.8	7.5	6.5
Avril	13.2	13.5	14.0	13.3	9.9
Mai	16.3	16.1	16.8	16.8	14.4
Juin	17.8	17.6	18.0	18.3	17.7
Juillet	17.8	17.6	18.1	18.4	20.1
Août	20.2	19.8	20.8	20.8	19.7
Septembre	17.2	17.2	18.1	18.2	15.8
Octobre	11.0	11.0	12.3	12.1	11.5
Novembre	6.5	6.5	8.2	7.7	6.0
Décembre	4.2	4.1	5.5	5.3	3.3
Moyenne annuelle	11.4	11.4	12.2	12.1	10.8

En 2011, la température moyenne annuelle inter-stations est de 11.8°C, soit 1,5 °C de plus par rapport à 2010. Avec cette température, l'année 2011 se classe au 2^e rang (la plus chaude étant 1994 avec 11.9°C) de la période 1980 - 2010 (tableau 1.2, figure 1.2).

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

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

Années	Température moyenne annuelle	Années	Température moyenne annuelle
1980	9.2	1996	10.2
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

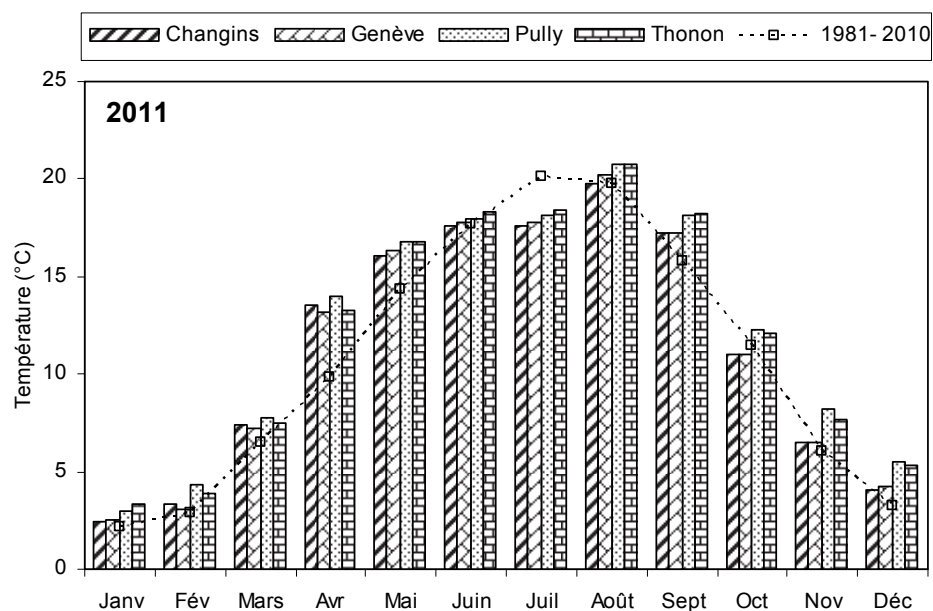


Figure 1.1 : Moyenne mensuelle de la température de l'air de chaque station en 2011 (histogramme) et celle de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 1.1 : Mean monthly air temperature at each station in 2011 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

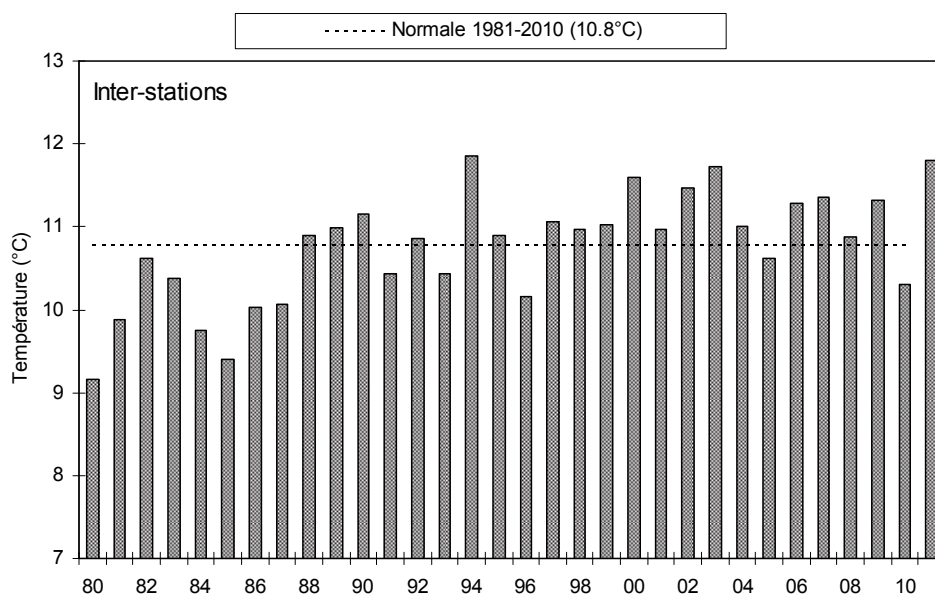


Figure 1.2 : Température moyenne annuelle de l'air pour l'inter-station (°C) (1980-2010).

Figure 1.2 : Mean annual air temperature for the inter-stations (°C) (1980-2010).

3. PLUVIOMÉTRIE

La pluviométrie de l'année 2011 sur le bassin lémanique est de 750.1 mm, très inférieure à la moyenne inter-stations (1'011 mm) relevée sur les 4 stations entre 1980 et 2010. Pully est la station la plus arrosée avec 895.7mm. Genève avec 619 mm a les précipitations les moins importantes (tableau 2.1, figure 2.1).

Sur les différentes stations, les cumuls mensuels des mois excédentaires (juin, juillet, août et décembre) ne suffisent pas à rétablir l'équilibre avec les cumuls des mois déficitaires. L'année 2011 accuse un déficit de 25.8% par rapport à la normale 1981-2010.

Tableau 2.1 : Pluviométrie mensuelle (mm) à chaque station en 2011.

Table 2.1 : Monthly rainfall (mm) at each station in 2011.

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1981-2010
Janvier	44.5	48.9	48.9	46.5	72.9
Février	16.3	26.9	36.1	32.0	60.8
Mars	20.5	19.4	31.4	22.5	68.5
Avril	20.1	14.1	21.0	16.0	73.5
Mai	36.1	45.9	73.4	64.0	92.8
Juin	64.7	81.2	140.5	113.0	94.3
Juillet	102.1	115.2	115.9	117.5	83.8
Août	70.5	104.2	91.9	86.0	86.6
Septembre	44.5	51.3	108.0	65.5	99.0
Octobre	36.0	45.7	59.0	34.5	102.5
Novembre	18.9	23.3	3.2	6.5	83.0
Décembre	144.8	188.7	166.4	117.0	88.9
Total Annuel	619.0	764.8	895.7	721.0	1'006.7

En inter-stations, l'année 2011 se classe au 31e rang de la chronologie pluviométrique 1980-2010 (le 1er étant 2001 avec 1'298 mm, le dernier étant 1989 avec 661 mm) (tableau 2.2, figure 2.2).

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

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

Années	Pluviométrie total annuel	Années	Pluviométrie total annuel
1980	1'067.1	1996	972.8
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

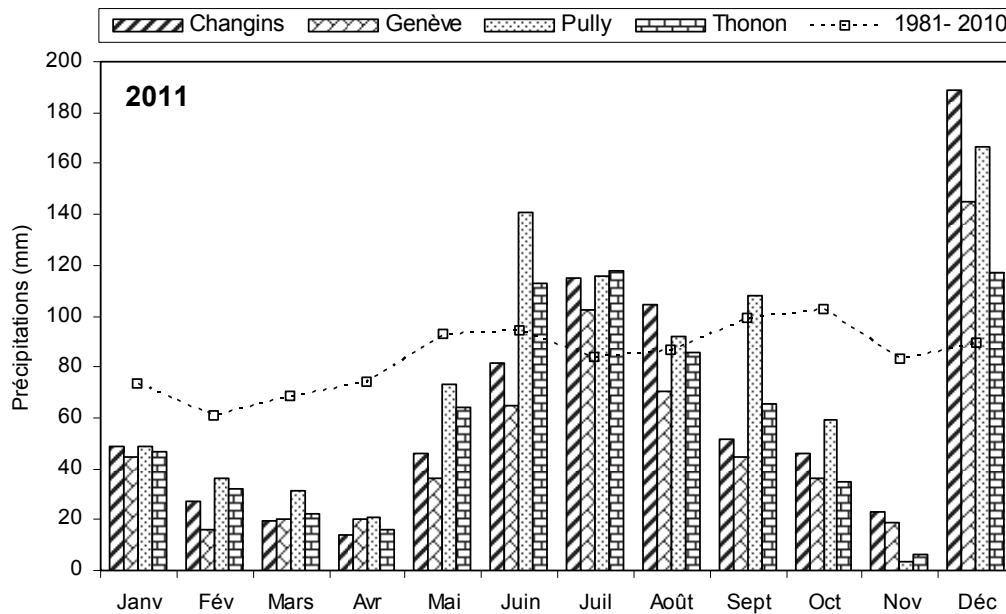


Figure 2.1 : Pluviométrie mensuelle de chaque station en 2011 (histogrammes) et de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 2.1 : Monthly rainfall at each station in 2011 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

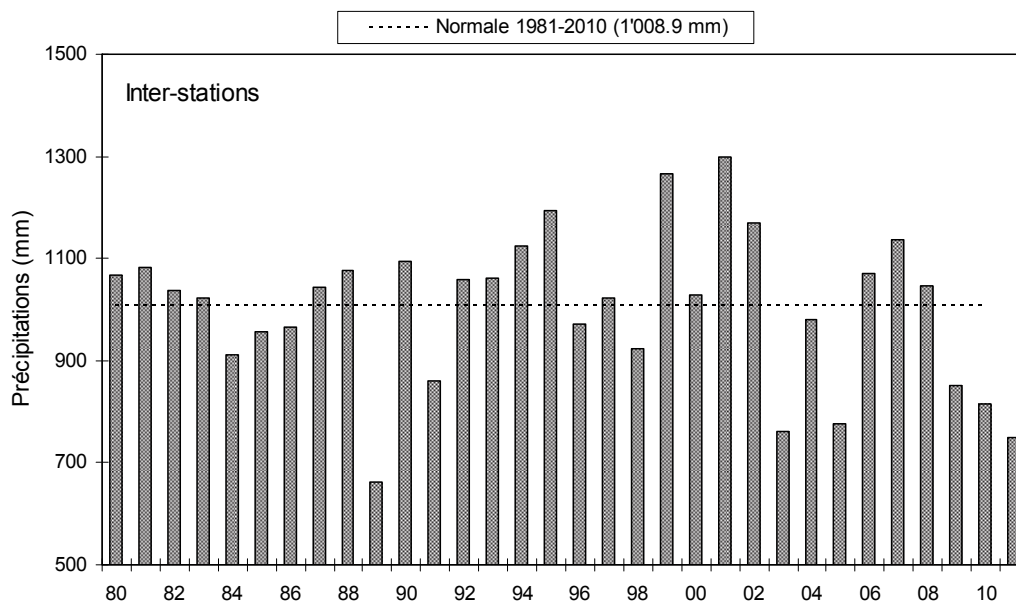


Figure 2.2 : Pluviométrie annuelle pour l'inter-stations (mm) (1980-2010).

Figure 2.2 : Annual rainfall at the inter-stations (mm) (1980-2010).

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).

Sur les différentes stations, à part juin, juillet, les insolutions relevées sont globalement supérieures à la moyenne de la période 1981-2010. (tableau 3.1, figure 3.1).

Tableau 3.1 : Insolation mensuelle à chaque station en 2011 (h).

Table 3.1 : Monthly insolation at each station in 2011 (h).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1981-2010
Janvier	84.8	108.7	109.7	64.1	62.4
Février	115.1	120.1	119.1	107.1	90.7
Mars	178.5	196.3	187.9	171.7	156.4
Avril	286.5	300.8	289.3	276.0	182.1
Mai	285.8	278.8	289.1	290.7	208.1
Juin	191.5	203.5	198.1	238.2	236.7
Juillet	235.4	229.7	230.0	274.7	258.6
Août	259.2	266.1	258.5	265.8	236.8
Septembre	223.9	242.5	224.2	212.4	183.6
Octobre	157.6	164.4	180.9	142.5	120.0
Novembre	77.2	81.2	133.7	71.8	69.2
Décembre	54.7	53.1	44.9	36.1	49.8
Total annuel	2'150.2	2'245.2	2'265.4	2'151.1	1'854.4

L'année 2011 avec une moyenne inter-stations de 2'203 heures est une année très ensoleillée. Elle se classe 2e sur la période 1980 - 2010 (la 1e 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) (1980-2010).

Table 3.2 : Annual insolation at the inter-stations (h) (1980-2010).

Années	Insolation total annuel	Années	Insolation total annuel
1980	1'672.3	1996	1'769.3
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

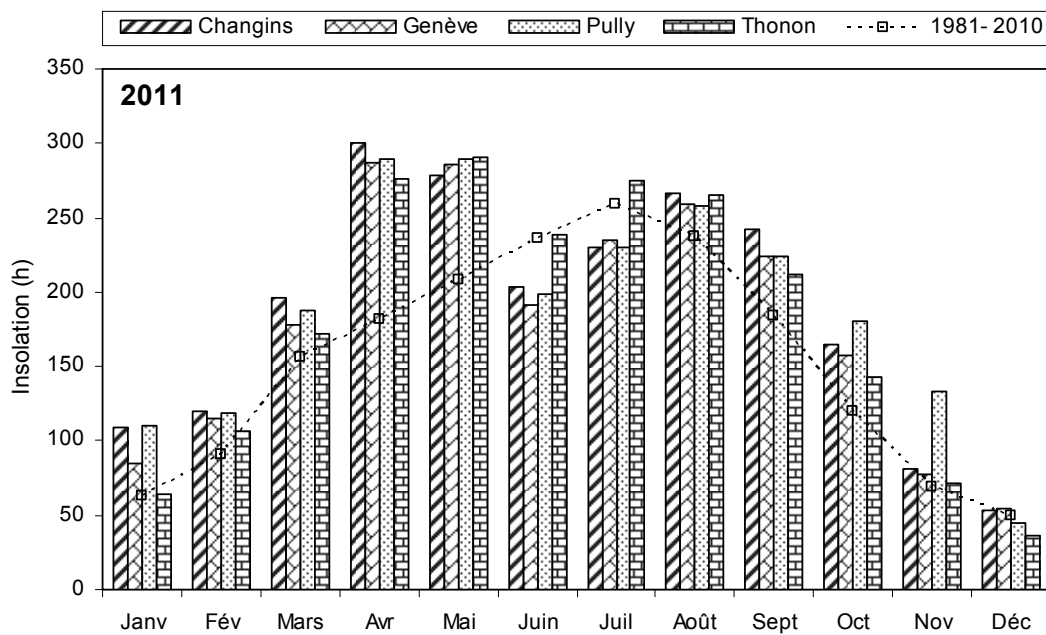


Figure 3.1 : Moyenne mensuelle de l'insolation de chaque station en 2011 (histogramme) et celle de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 3.1 : Monthly insolation at each station in 2011 (histogram), and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

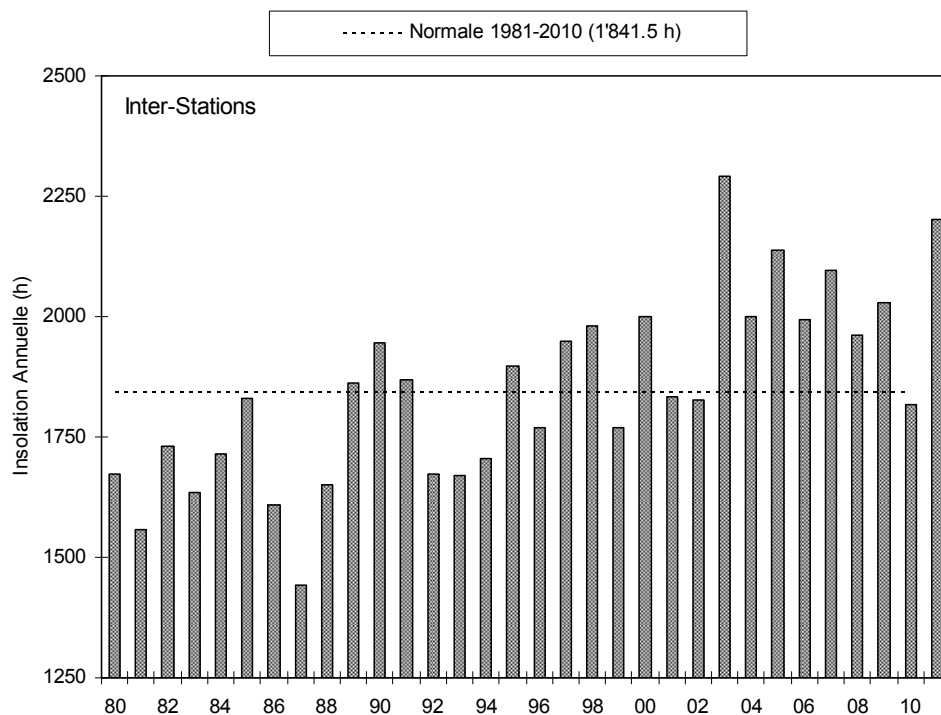


Figure 3.2 : Insolation annuelle de l'inter-stations (1981-2010).

Figure 3.2 : Annual insolation at the inter-stations (1981-2010).

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 pyrranomètres, 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 2011 est de $13.7 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$.

Tableau 4.1 : Rayonnement global mensuel à chaque station en 2011 (moyenne journalière en $\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$).

Table 4.1 : Global monthly solar irradiation at each station in 2011 (mean daily irradiation in $\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1981-2010
Janvier	4.5	5.0	4.9	3.6	3.6
Février	7.6	7.6	7.8	6.8	6.5
Mars	13.0	13.2	12.8	11.7	11.2
Avril	21.5	21.9	20.7	20.1	15.6
Mai	23.4	22.6	22.6	22.5	18.8
Juin	20.8	21.3	20.7	20.8	21.3
Juillet	21.7	21.1	20.8	21.9	21.3
Août	21.0	20.7	20.1	19.8	18.2
Septembre	15.7	16.2	15.2	14.9	13.4
Octobre	9.9	10.0	10.2	8.8	7.9
Novembre	4.7	4.8	6.1	4.3	4.3
Décembre	3.2	3.2	2.9	2.5	2.9
Moyenne Annuelle	13.9	14.0	13.7	13.1	12.1

Pour l'inter-stations en 2011, le rayonnement global annuel obtenu est de $5'000.2 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-2}$, ce qui classe l'année 2011, 1^e sur la période 1980-2010 (tableau 4.2, figure 4.2).

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

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

Années	Rayonnement global total annuel	Années	Rayonnement global total annuel
1980	4'153	1996	4'310
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

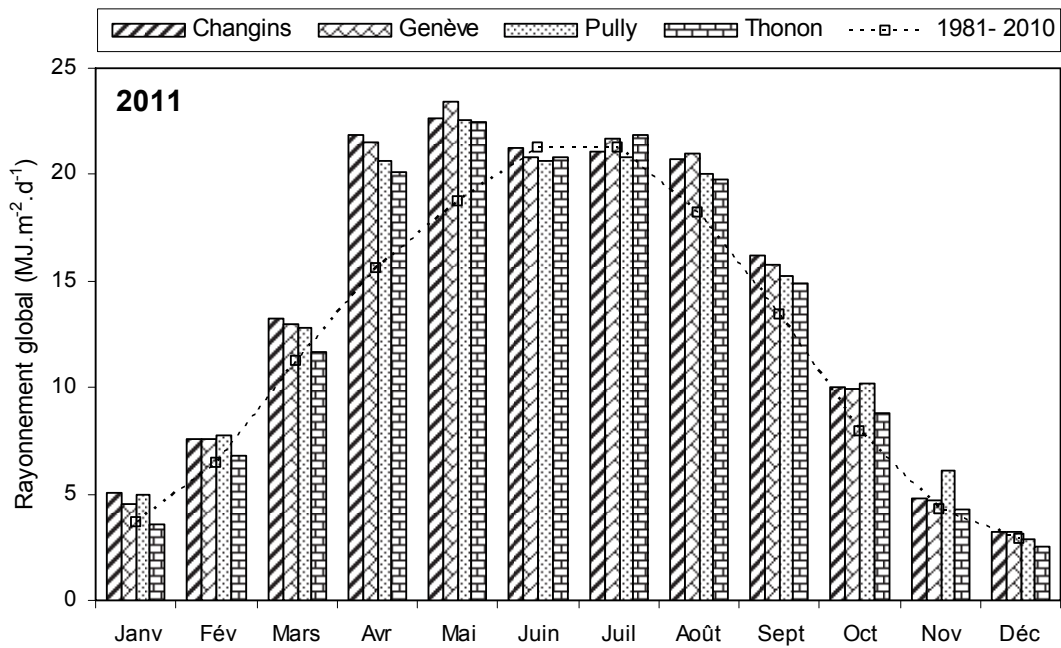


Figure 4.1 : Moyenne mensuelle du rayonnement global de chaque station en 2011 (histogrammes) et de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 4.1 : Mean monthly global solar irradiation at each station in 2011 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

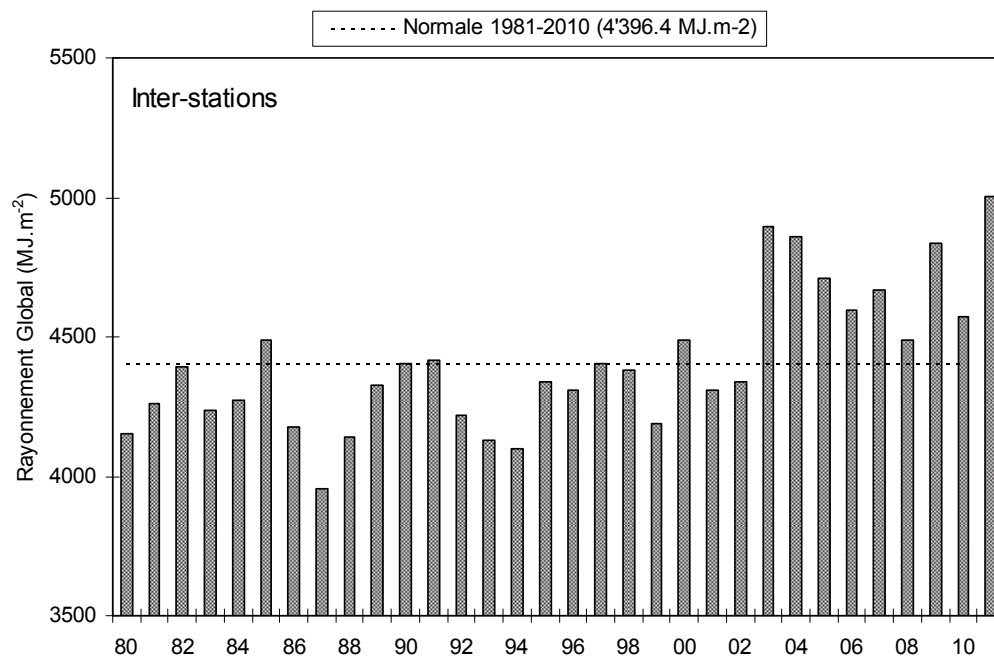


Figure 4.2 : Rayonnement global annuel de l'inter-stations (MJ.m^{-2}) (1981-2010).

Figure 4.2 : Global annual solar irradiation at the inter-stations (MJ.m^{-2}) (1981-2010).

6. VENT

6.1 Vitesse du vent

A Changins, station de référence, à part les mois de janvier et décembre, les vitesses moyennes du vent des autres mois de l'année 2011 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 2011 ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)

Table 5.1 : Mean monthly wind speeds in 2011 ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Changins 1981-2010
Janvier	2.5	2.5	1.4	1.9	2.4
Février	1.7	1.7	1.1	1.1	2.8
Mars	2.2	2.5	1.4	1.2	3.3
Avril	2.2	2.5	1.7	1.1	3.3
Mai	1.9	2.2	1.4	1.1	2.8
Juin	2.5	2.5	1.7	1.3	2.8
Juillet	2.2	2.2	1.7	1.1	2.7
Août	1.9	1.9	1.7	0.9	2.6
Septembre	1.7	1.9	1.4	0.9	2.6
Octobre	1.7	1.9	1.4	1.2	2.4
Novembre	1.1	1.4	1.1	0.8	2.5
Décembre	3.0	2.8	1.7	1.4	2.6
Moyenne annuelle	2.1	2.2	1.5	1.2	2.7

Pour l'année 2011 à Changins, il a été enregistré 15 jours de vent fort ($> 5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) (figure 5.2) avec le maximum de vent moyen journalier relevé pour l'année 2011 le 21 janvier (avec $10.8 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$). Il y a eu de plus en 2011, 4 jours où la vitesse du vent a été enregistrée à $4.99 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (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 ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$).

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

Années	Vent moyen annuel	Années	Vent moyen annuel
1980	2.5	1996	2.7
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

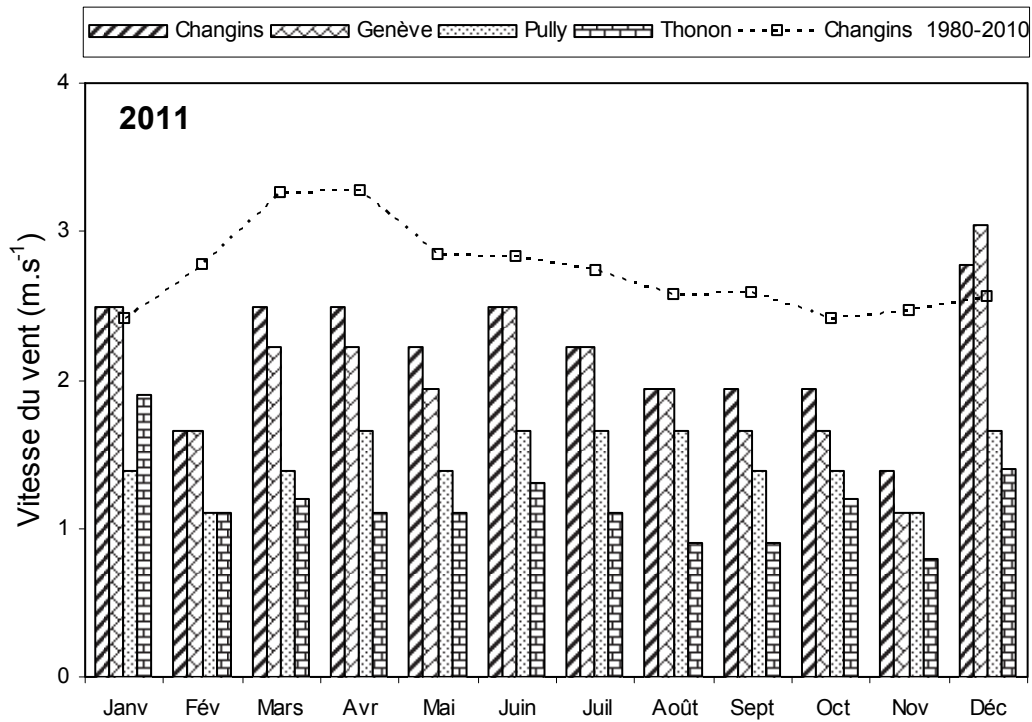


Figure 5.1 : Moyenne mensuelle de la vitesse de vent de chaque station en 2011 (histogramme) et celle de Changins pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 5.1 : Mean monthly wind speeds at each station in 2011 (histogram), and at Changins for the period 1981 - 2010 (curve).

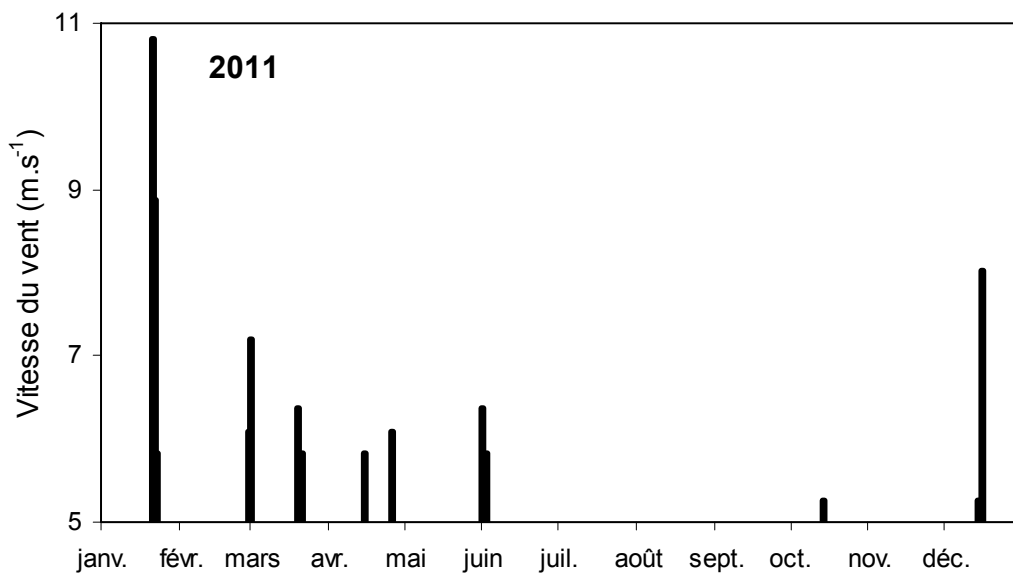


Figure 5.2 : Répartition annuelle (en 2011) des vents forts ($> 5 \text{ m.s}^{-1}$) à Changins.

Figure 5.2 : Annual distribution (in 2011) of strong winds ($> 5 \text{ m.s}^{-1}$) at Changins.

6.2 Rose des vents

Pour l'année 2011 à Changins, 63.1% des vents (figure 5.3) se répartissent principalement selon le demi-cercle S-N et avec seulement 15.9% de ceux-ci dans le secteur E-S. 7.5% des vents sont supérieurs à 5 m.s^{-1} , 57% de ces vents sont d'origine N-E ; alors que 31% sont d'origine opposée S-O. Soit sensiblement les mêmes répartitions que 2009 et 2010.

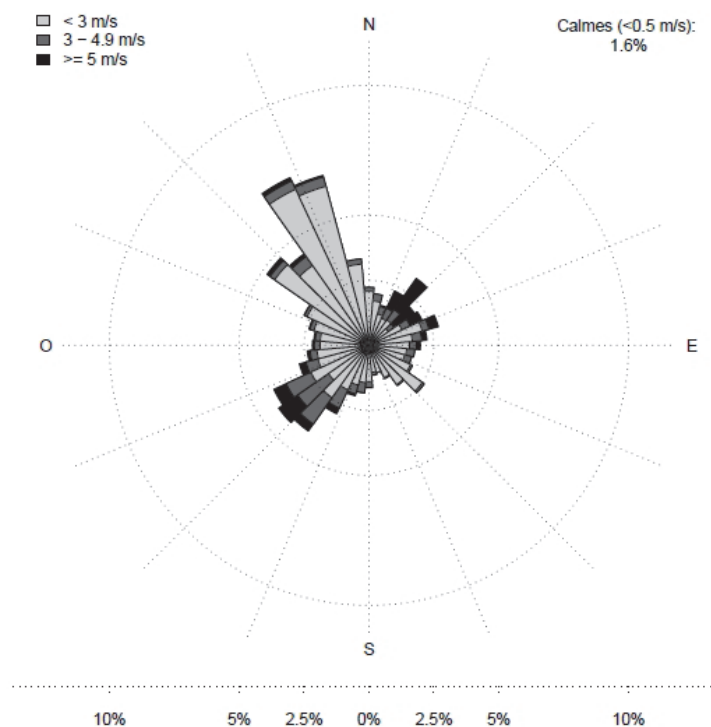


Figure 5.3 : Rose des vents moyens à Changins en 2011 (calculée en moyennes horaires de la vitesse du vent - échelle : % d'occurrence).

Figure 5.3 : Wind directions at Changins in 2011 (calculated as the hourly mean wind-scale velocity : % occurrence).

7. SYNTHÈSE DES CONDITIONS CLIMATIQUES

L'année climatique 2011 sur les rives du Léman peut être considérée comme une année chaude et sèche, avec 11.8°C de moyenne inter-stations et 750.1 mm de précipitations. L'insolation est très supérieure à la moyenne 1980-2010 (2'203 au lieu de 1'836h). Le rayonnement global est lui aussi supérieur à la moyenne 1980-2010 (5'000 au lieu de 4'390 MJ·m⁻²). L'année 2011 peut être considérée comme peu venteuse.

Seul le mois de juillet se démarque comme étant un mois frais. L'année 2011 est plus chaude et plus sèche que 2003, mais sans la période de canicule qui caractérisa celle-ci.

BIBLIOGRAPHIE

GUYOT, G. (1997) : Climatologie de l'environnement. De la plante aux écosystèmes. Masson éd., Paris, 505 p.

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

PHYSICAL-CHEMICAL CHANGES IN THE WATERS OF LAKE GENEVA (major-elements)

Campagne 2011

PAR

Jérôme LAZZAROTTO

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

Audrey KLEIN

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

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

RÉSUMÉ

L'hiver 2010-2011 a été doux et n'a pas permis un brassage complet du Grand Lac. Un brassage partiel jusqu'à environ 50 à 85 m de profondeur a eu lieu début mars et a permis une redistribution des nutriments dans les couches superficielles ainsi qu'une réoxygénation des couches inférieures.

Dès la fin du mois de mars, la baisse des nutriments et l'augmentation de la matière organique particulière constatée dans les couches superficielles traduisent la reprise de l'activité phytoplanctonique printanière.

La phase des eaux claires se produit quant à elle fin mai et s'accompagne d'une forte transparence ainsi que d'une augmentation des concentrations en azote ammoniacal due à l'activité zooplanctonique.

Malgré l'absence de réoxygénation des eaux du fond, on ne constate pas de relargage important de phosphore et les concentrations en azote ammoniacal restent modérées.

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.

En revanche, malgré un léger ralentissement entre 2005 et 2008, les teneurs en chlorure augmentent depuis 2009 et avoisinent les teneurs moyennes des apports par les affluents du Léman.

Enfin, le stock en phosphore total est globalement stable depuis 2009 (1'938 tonnes en 2011) et la concentration moyenne est de 22.6 µg.L⁻¹. L'objectif visé pour 2020 est d'atteindre une concentration entre 10 et 15 µg.L⁻¹.

ABSTRACT

The winter of 2010-2011 was mild and did not achieve churning of the Grand Lac. Partial churning down to a depth of about 50 to 85 m took place early in March, and led to redistribution of the nutrients in the surface layers and reoxygenation of the lower layers.

From the end of March, the fall in nutrients and the increase in particular organic matter observed in the surface layers reflected the springtime resumption of phytoplanktonic activity.

The clear water phase occurred at the end of May, and was accompanied by high transparency and an increase in the concentrations of ammoniacal nitrogen due to zooplanktonic activity.

Despite the lack of reoxygenation of the deep water, there was no major release of phosphorus and the concentrations of ammoniacal nitrogen remained moderate.

The mean total nitrogen and nitric nitrogen concentrations were the lowest seen in the Lake since the 1980s, and were well below the standard required for potable water.

In contrast, despite a slight slowing between 2005 and 2008, chloride levels have been increasing since 2009 and are approaching the mean levels of the inputs in the tributaries of Lake Geneva.

Finally, overall the total phosphorus stock has been stable since 2009 (1'938 metric tonnes in 2011) and the mean concentration was 22.6 µg.L⁻¹. The target set for 2020 is a concentration of between 10 and 15 µg.L⁻¹.

1. 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).

Ce rapport traite de l'étude du Grand Lac à la station SHL2. L'étude du Petit Lac à GE3 fait l'objet d'un rapport tous les 5 ans (LAZZAROTTO et *al.*, 2011).

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 18 campagnes de prélèvements en 2011, réparties selon les dates indiquées dans le Tableau 1.

Les prélèvements sont effectués selon des techniques uniformisées par l'INRA-UMR CARTEL 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 CARTEL 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 2011 par les différents laboratoires sont concordants (STRAWCZYNSKI, 2012). 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). La figure 2 représente deux profils de sonde effectués à deux périodes distinctes : le 8 mars 2011 lors du brassage partiel et le 16 août 2011 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	10.01.2011	10	21.06.2011
2	14.02.2011	11	04.07.2011
3	08.03.2011	12	27.07.2011
4	28.03.2011	13	16.08.2011
5	18.04.2011	14	22.09.2011
6	02.05.2011	15	28.09.2011
7	11.05.2011	16	10.10.2011
8	30.05.2011	17	16.11.2011
9	07.06.2011	18	29.11.2011

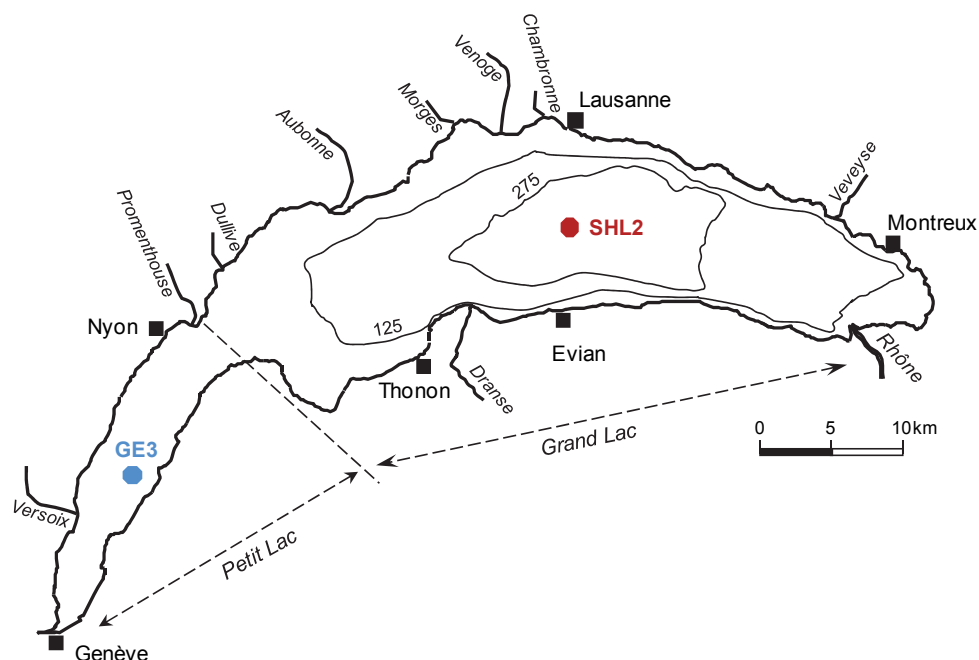


Figure 1 : Situation des points de prélèvement.

Figure 1 : Location of the sampling stations.

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

En 2011, la température moyenne annuelle inter-stations est de 11.8°C, soit 1,5 °C de plus par rapport à 2010. Avec cette température, l'année 2011 est la 2^{ème} année la plus chaude de la période 1980 – 2010, après 1994 avec 11.9°C. L'hiver 2011 a été plus chaud que les années précédentes. Les températures moyennes des mois de janvier et février sont supérieures à leur moyenne inter-stations sur la période 1980 – 2010 (QUETIN, 2012).

Les conditions météorologiques de l'hiver 2011 n'ont pas permis une homogénéisation thermique totale de la masse d'eau. Le minimum de température est atteint le 8 mars 2011, avec 6°C en surface. Ce

refroidissement est légèrement plus important qu'en 2010, bien que l'hiver ait été plus doux. La température des eaux du fond du lac est quant elle stable toute l'année avec 5.5°C.

Ce refroidissement des couches supérieures du lac et les vents de début d'année ont permis un brassage partiel de la colonne d'eau, constaté le 8 mars 2011, permettant une réoxygénation jusqu'à 85 mètres avec une concentration de $10.2 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$. Plus en profondeur la concentration chute pour atteindre $4.1 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ au fond. Suite au brassage, la stratification thermique débute avec un épilimnion jusqu'à 15 m fin mars.

Depuis 2006, il n'y a pas eu de refroidissement aussi conséquent dans les couches superficielles au moment du brassage. L'année 2011 se comporte comme l'année 2006 dans la dynamique de stratification qui suit le brassage hivernal : la température augmente rapidement en surface de 0 à 20 m et ne présente pas de couche homogène importante en température à la différence de 2008 (figure 6).

Le mois de juillet a été le mois le plus chaud et présente le maximum de température en surface avec 22.13°C le 16 août 2011.

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

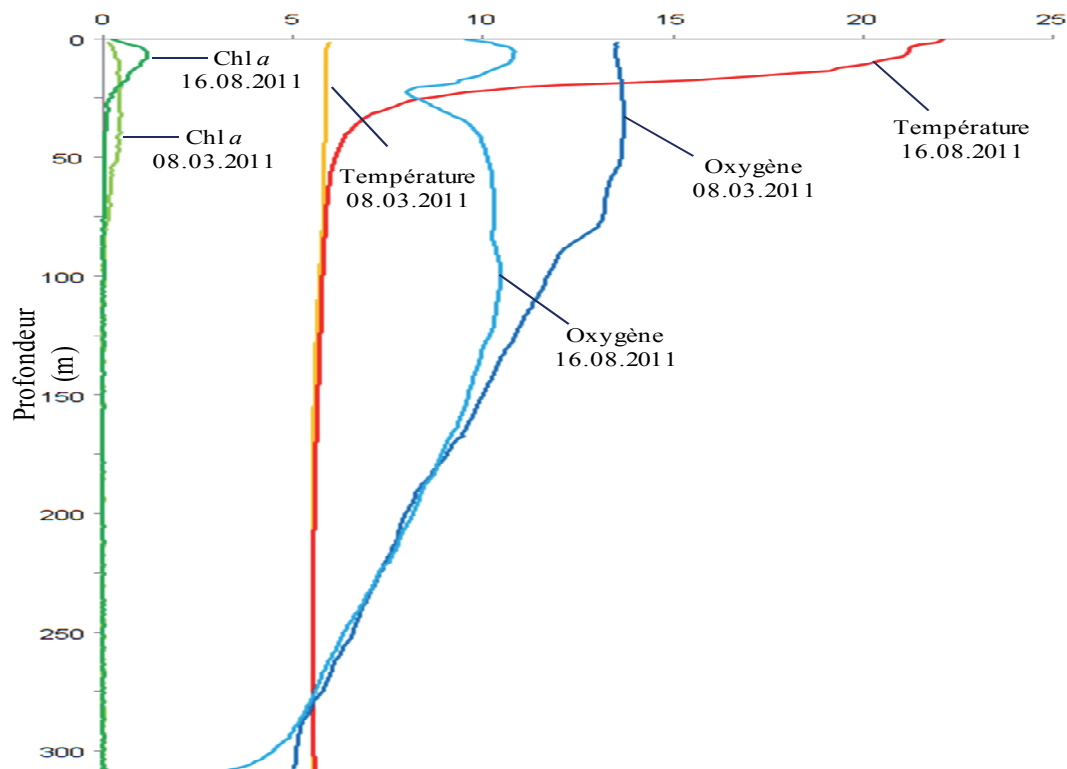


Figure 2 : Profil physico-chimique réalisé à la station SHL2 à l'aide de la sonde multiparamètres lors du brassage (08.03.2011) et lors de la stratification thermique (16.08.2011).

Figure 2 : Multi-parameter Water Quality Logger profile at SHL2 : 08.03.2011 and 16.08.2011.

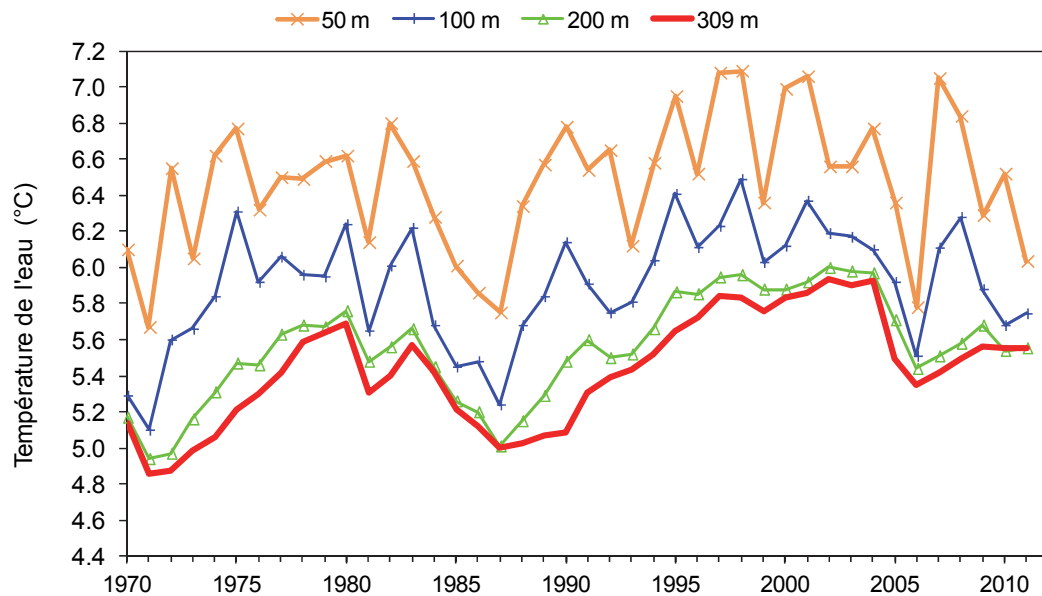


Figure 3 : Evolution de la température moyenne de l'eau aux profondeurs 50, 100, 200 et 309 mètres dans le Léman – Grand Lac (SHL2).

Figure 3 : Change in the mean annual water temperature at depths of 50, 100, 200 and 309 meters, lake Geneva – Grand Lac (SHL2).

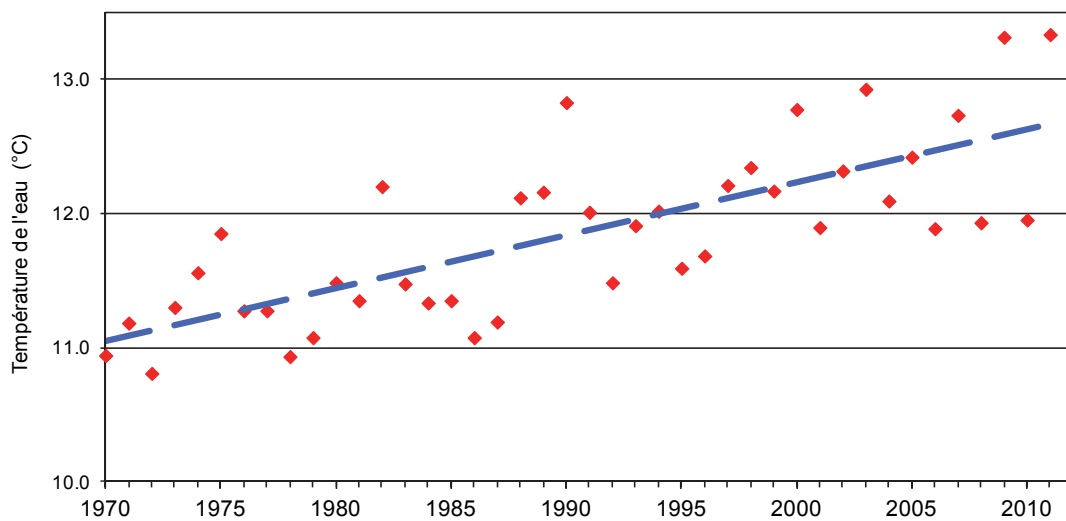


Figure 4 : Evolution de la température moyenne annuelle de l'eau du Léman à 5 mètres de profondeur – Grand Lac (SHL2).

Figure 4 : Change in the mean annual water temperature of lake Geneva at a depth of 5 meters – Grand Lac (SHL2).

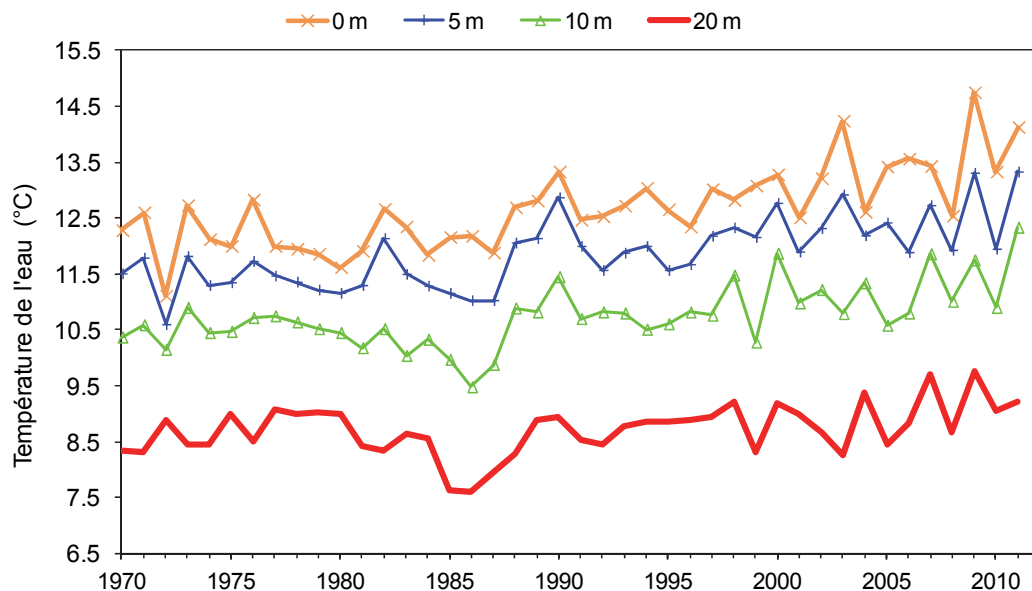


Figure 5 : Température de l'eau des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m) Léman – Grand Lac (SHL2).

Figure 5 : Temperature of the water in the surface layers (0, 5, 10, 15 et 20 m) Lake Geneva – Grand Lac (SHL2).

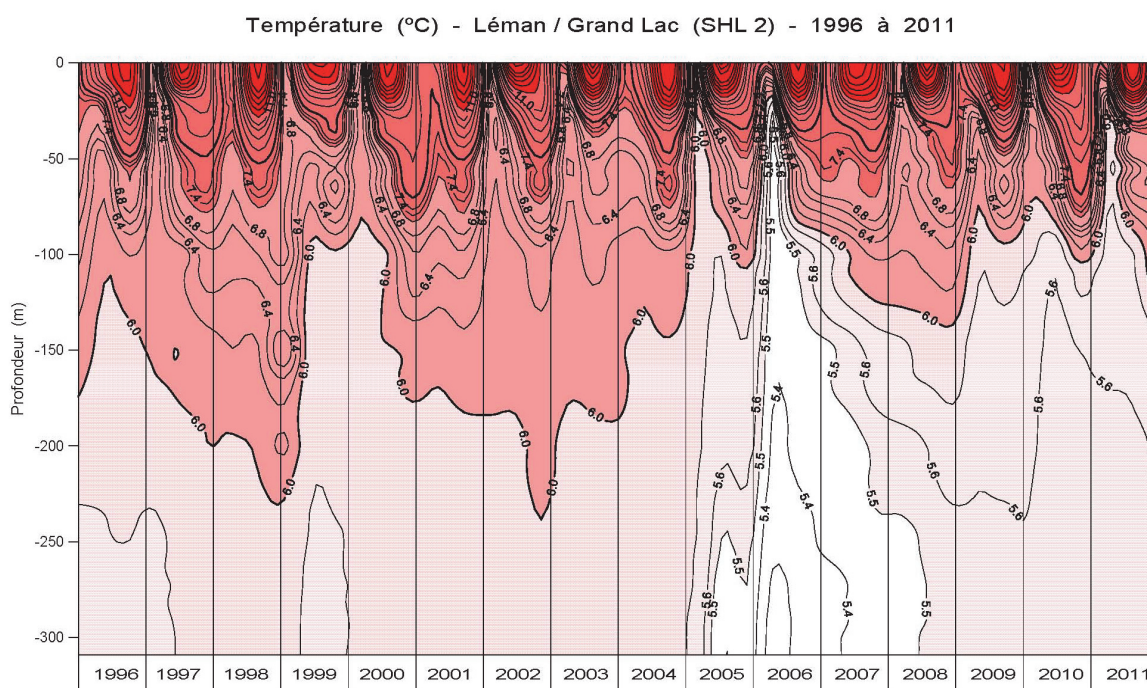


Figure 6 : Température des eaux de Léman (Grand Lac – SHL2) en fonction de la profondeur de 1996 à 2011.

Figure 6 : Water temperature in lake Geneva (Grand Lac – SHL2) as a function of depth from 1996 to 2011.

3. 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. Le brassage de l'année 2011 est partiel, la redistribution des nutriments est effectuée sur une plus faible profondeur que lors d'un brassage complet.

3.1 Phosphore total et orthophosphate

Lors du brassage partiel des eaux, la concentration en orthophosphate (phosphore réactif soluble) est homogène jusqu'à 50 m, avec $11 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$ le 8 mars 2011. Cette concentration diminue immédiatement jusqu'à 25 m dès la campagne suivante (le 28 mars 2011), ce qui coïncide avec l'augmentation de l'activité photosynthétique du phytoplancton (TADONLEKE, 2012).

La figure 7 permet d'observer la consommation des ions orthophosphate par 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 octobre avec des concentrations traces (3 à $4 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$).

Depuis 2007, cette couche est significativement plus importante 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 0-50 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 plus faible en 2011 que dans les années 1996-2006 et dans la tendance des dernières années.

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. L'activité phytoplanctonique est quant à elle influencée par le stock en phosphore biodisponible des couches superficielles.

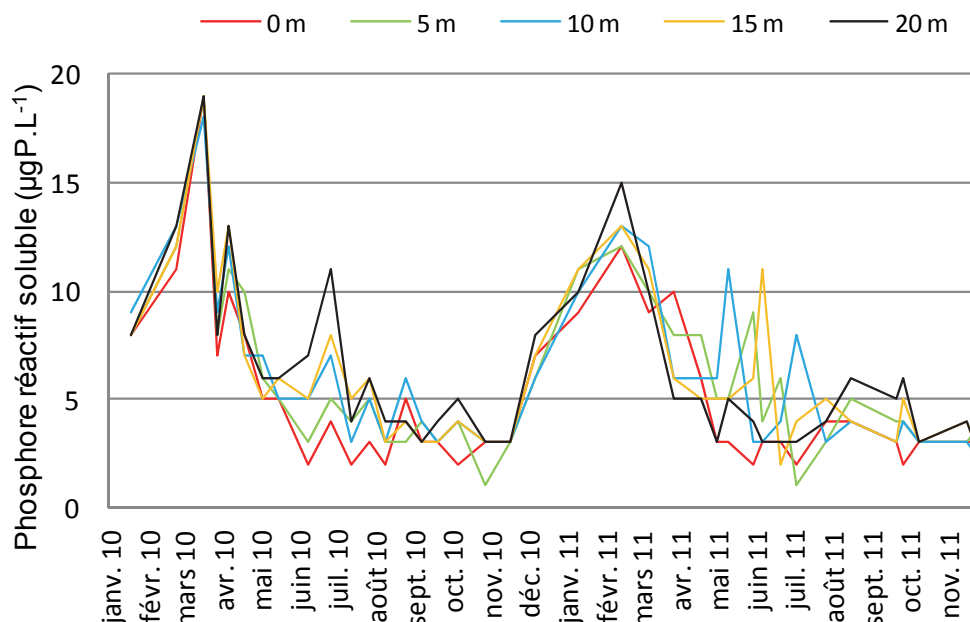


Figure 7 : Concentration en phosphore réactif soluble (P-PO_4^{3-}) des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman – Grand Lac (SHL2).

Figure 7 : Concentration of soluble reactive phosphorus (P-PO_4^{3-}) in the water in the surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva – Grand Lac (SHL2).

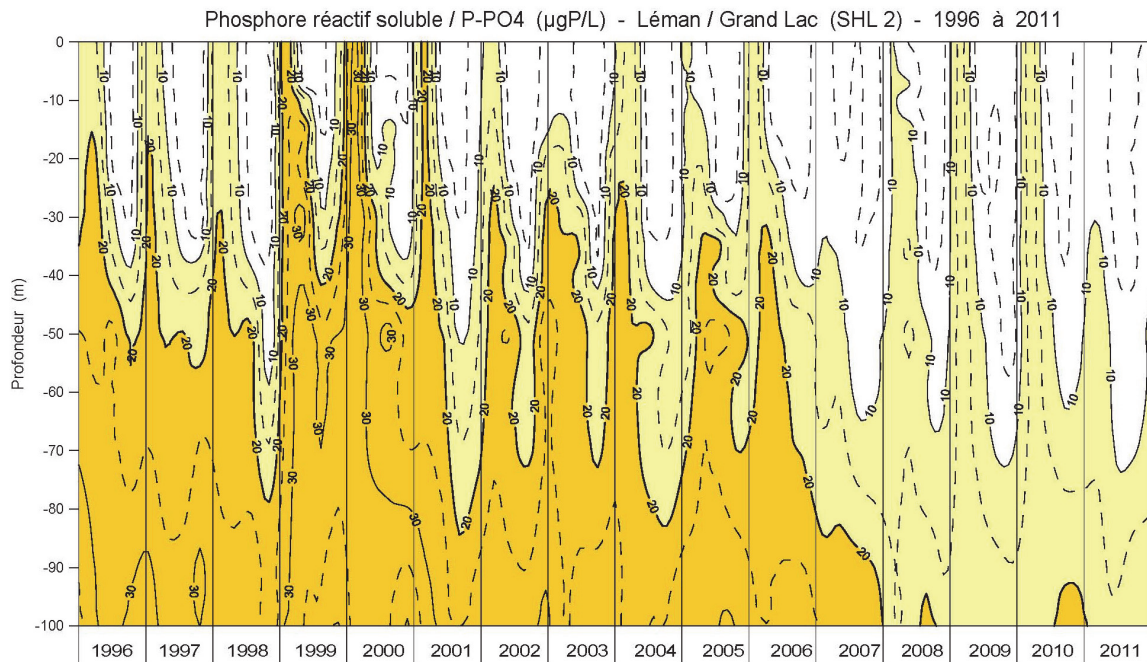


Figure 8 : Concentration en phosphore réactif soluble (P-PO₄³⁻) dans les différentes couches du Léman (SHL2) (zone jaune foncée = concentration supérieure à 20 µgP·L⁻¹, zone jaune claire = concentration entre 10 et 20 µgP·L⁻¹) de 1996 à 2011.

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 2011.

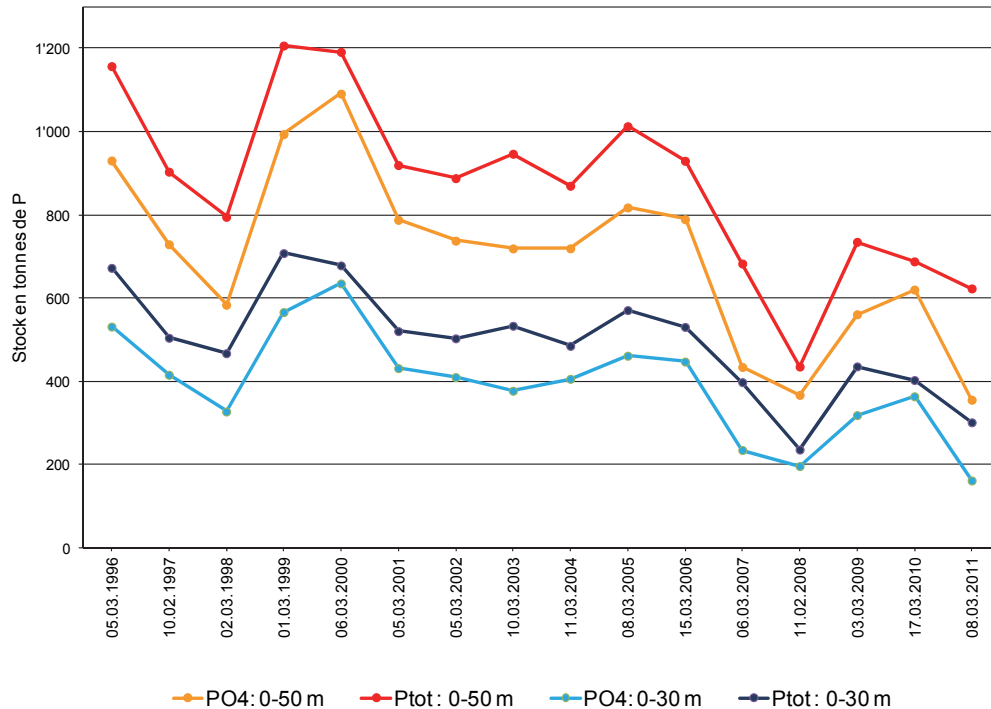


Figure 9 : Stock en phosphore réactif soluble (P-PO₄³⁻) et phosphore total dans les couches 0-30 m et 0-50 m de 1996 à 2011 (Grand Lac – SHL 2) au moment du brassage printanier.

Figure 9 : Stock of soluble reactive phosphorus (P-PO₄³⁻) and total phosphorus (-) in the water in the surface layers (0-30 and 0-50 m) from 1996 to 2011, Lake Geneva – Grand Lac (SHL2) at the time of the Spring churning.

3.2 Azote nitrique et azote ammoniacal

Le brassage n'a pas influencé de manière significative les concentrations en azote nitrique dans les couches superficielles qui étaient déjà considérablement concentrées dès novembre 2010 (figure 10). Au mois de janvier, la concentration en surface est de $480 \mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$ et du même ordre de grandeur qu'en fin 2010. La consommation de l'azote nitrique est observable dès la campagne suivant le brassage comme pour l'ion orthophosphate, mais en se limitant à 10 m et sans atteindre de faibles concentrations. Le minimum d'azote nitrique est atteint le 28 septembre 2011 avec $60 \mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$ de 0 à 5 m. La consommation en azote nitrique est plus marquée qu'en 2010.

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,...). Il est ainsi possible d'observer l'évolution de cette activité dans les couches superficielles entre le mois d'avril et le mois de juin (figure 11). Le maximum observé est alors de $49 \mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$ à 10 m de profondeur le 30 mai.

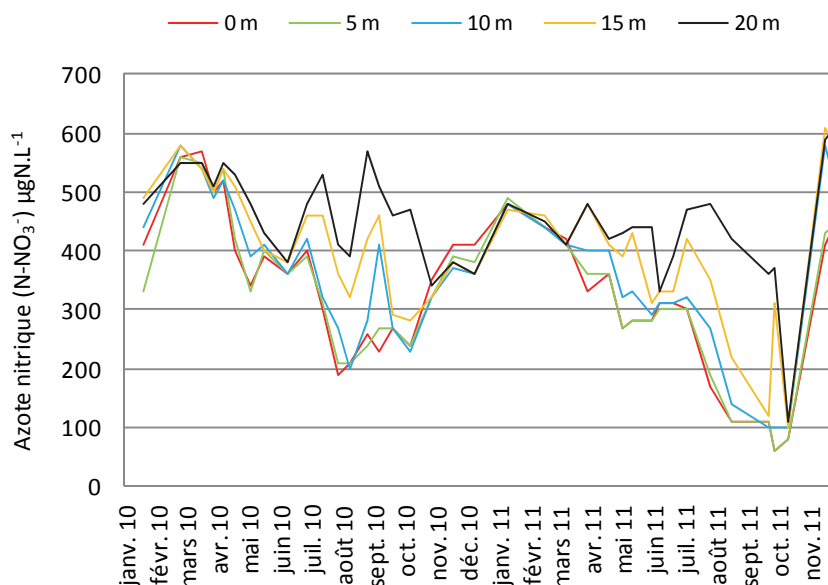


Figure 10 : Concentration en azote nitrique (N-NO_3^-) des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman – Grand Lac (SHL2).

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

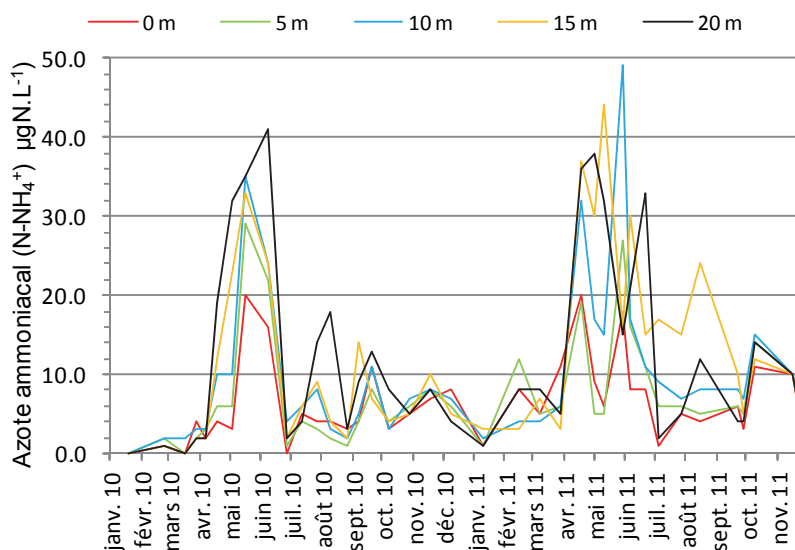


Figure 11 : Concentration en azote ammoniacal des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

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

3.3 Silice

La silice dissoute est quant à elle rapidement consommée par l'activité phytoplanctonique des diatomées jusqu'à des concentrations très faibles. La concentration en silice dissoute est inférieure à $1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ du mois d'avril jusqu'à la fin de l'année et jusqu'à 25 mètres (figures 12 et 13). De la même manière que pour l'azote nitrique, le brassage partiel n'augmente pas significativement la concentration en silice dissoute des couches superficielles mais approfondit la couche de même concentration, soit $1.35 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de 0 à 50 m.

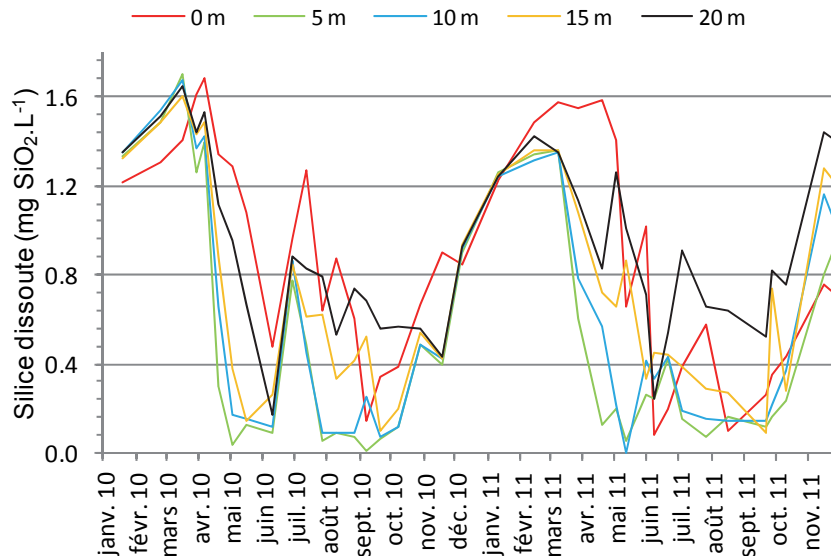


Figure 12 : Concentration en silice dissoute (SiO_2) des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman – Grand Lac (SHL2).

Figure 12 : Concentration of dissolved silica (SiO_2) in the water in the surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva – Grand Lac (SHL2).

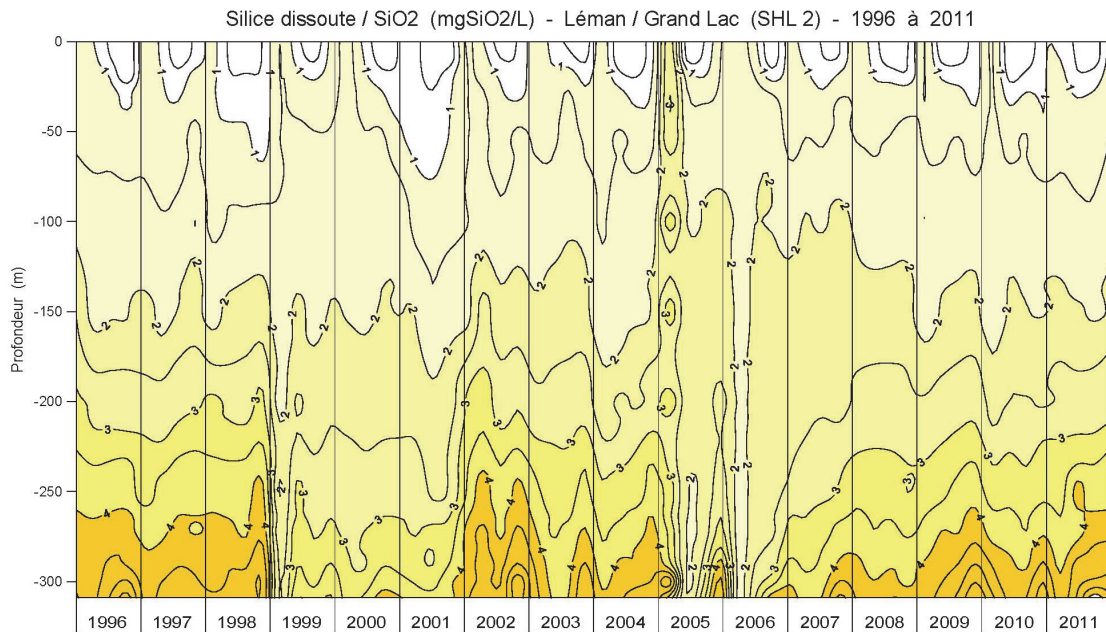


Figure 13 : Concentration en silice dissoute (SiO_2) des eaux du Léman (Grand Lac - SHL2) en fonction de la profondeur de 1996 à 2011.

Figure 13 : Concentration of dissolved silica (SiO_2) in the water of Lake Geneva (Grand Lac - SHL2) as a function of depth from 1996 to 2011.

3.4 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 dès le 28 mars avec 15 mgO₂.L⁻¹ en surface. La sursaturation apparaît plus importante qu'en 2010 (Figures 14 et 19)

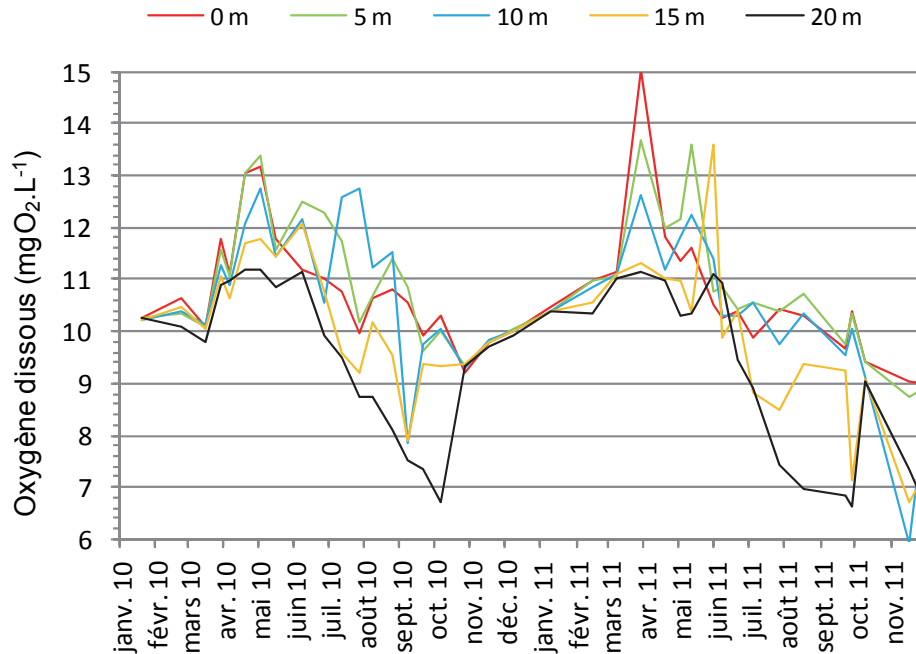


Figure 14 : Concentration en oxygène dissous des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

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

3.5 Transparence

Après le brassage, lors de la reprise de l'activité photosynthétique, les nutriments sont consommés, la transparence diminue du fait de la présence de phytoplancton. La transparence passe de 10.3 m le 8 mars à 2.3 m le 28 mars, minimum de transparence de l'année (figure 15). Ce minimum de transparence correspond à une prédominance de nanophytoplancton (RIMET, 2012). La transparence augmente ensuite au mois de mai et reste supérieure à 5 m jusqu'à la fin de l'année.

Lors de la consommation du phytoplancton par le zooplancton, la transparence augmente fortement pour atteindre 10.1 m le 30 mai. C'est la phase des eaux claires qui s'étend de mai à juin (PERGA et LAINE, 2012). L'activité phytoplanctonique reprend ensuite en entraînant une diminution modérée de la transparence.

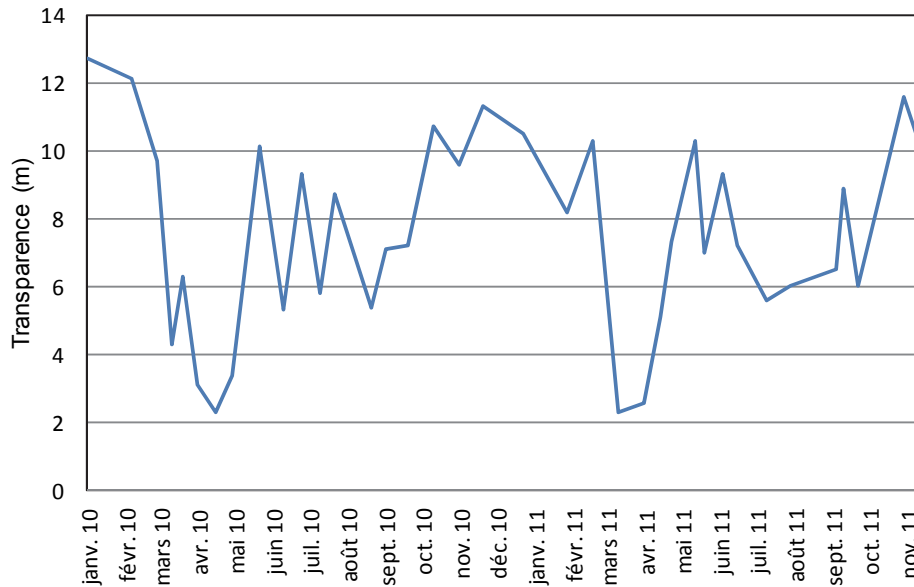


Figure 15 : Transparence mesurée avec le disque de Secchi (30 cm blanc), Léman - Grand Lac (SHL2).

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

3.6 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 en surface le 28 mars.

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. 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 (A.C. Redfield, 1958).

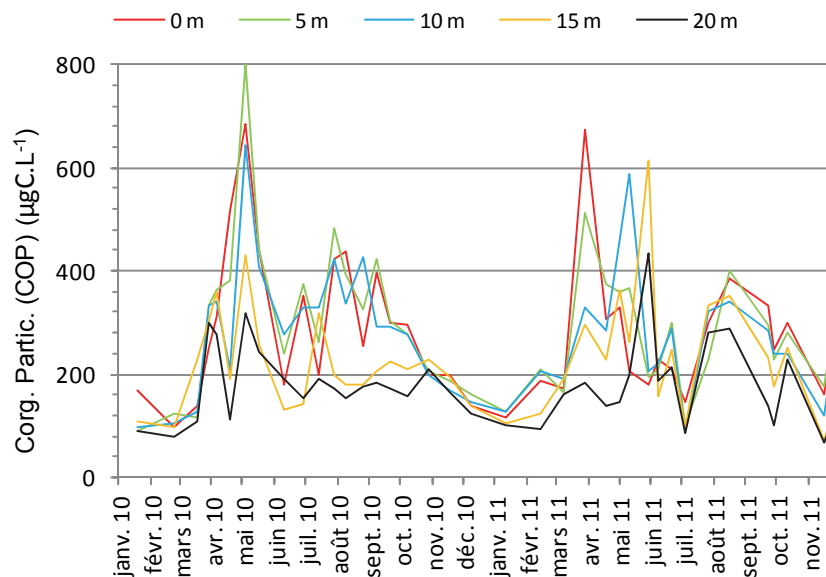


Figure 16 : Concentration en carbone organique particulaire des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

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

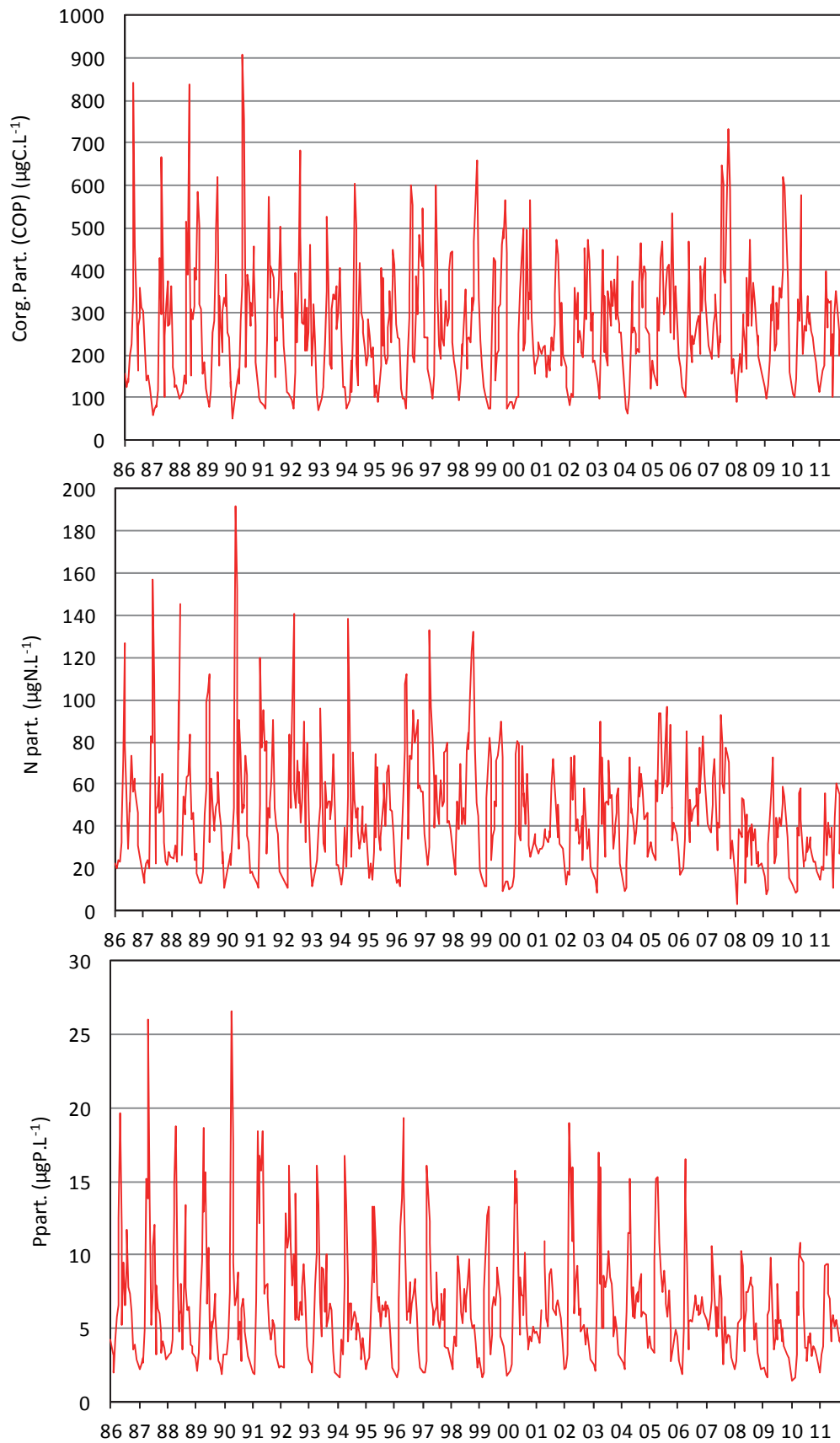


Figure 17: Concentrations en carbone organique, azote et phosphore particulaires des eaux de la couche superficielle (0-20 m).

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

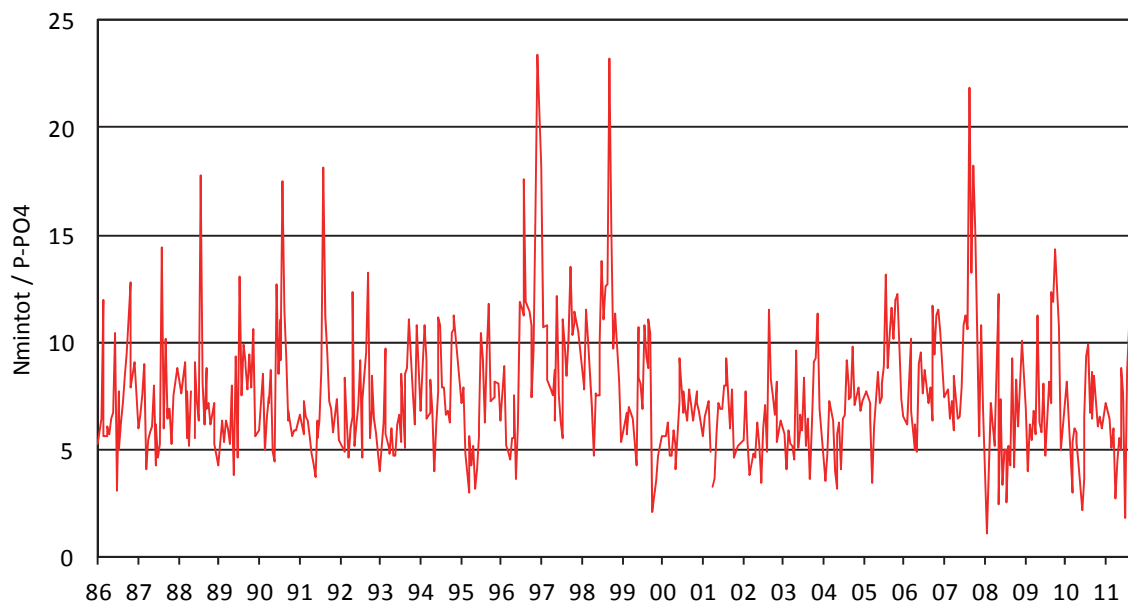


Figure 18 : Rapport Nminéral / P-PO₄³⁻, Léman - Grand Lac (SHL2).

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

4. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES PROFONDES

La dynamique de l'année 2011 est proche de celle des années précédentes. On n'observe pas de réoxygénation complète de la colonne d'eau mais jusqu'à 85 mètres avec un brassage partiel.

Le brassage partiel et d'autres phénomènes physiques (apports du Rhône, courants sur les parois) ont permis de réoxygéner les couches profondes. La concentration atteint 4.1 mgO₂·L⁻¹ et augmente lors de la campagne suivante pour atteindre un maximum de 5.6 mgO₂·L⁻¹ le 28 mars. Tout au long de l'année, l'activité microbienne dégrade la matière organique en consommant de l'oxygène dissous. A partir du mois d'août, cette activité est visible par la diminution de la concentration en oxygène dissous dans les eaux du fond.

La concentration en oxygène dissous diminue graduellement jusqu'en fin d'année pour atteindre un minimum de 2.0 mgO₂·L⁻¹ en novembre. Comme pour les années précédentes, malgré un brassage partiel, la désoxygénation des eaux du fond du lac, bien que significative, est moins importante que celles observées dans les années 80-90 (figure 19).

A partir du 21 juin, la concentration des eaux du fond du lac en oxygène dissous est inférieure à 4.0 mgO₂·L⁻¹ et le reste jusqu'à la fin de l'année (figure 20).

Cette 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.

Le relargage du phosphore est plus significatif qu'en 2010 avec un maximum de 89 µgP·L⁻¹ au fond du lac en octobre (figure 21). Les concentrations en azote ammoniacal au fond du lac restent modérées comme l'année précédente.

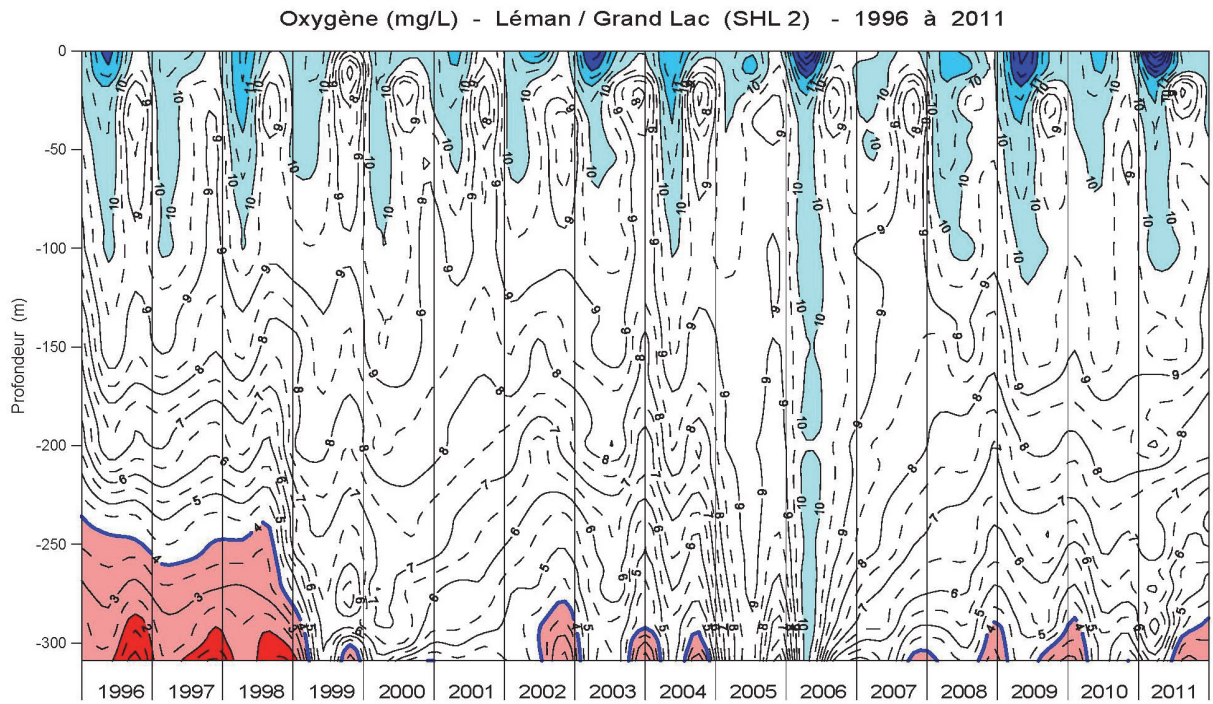


Figure 19 : Concentration en oxygène dissous des eaux du Léman (Grand Lac - SHL2) en fonction de la profondeur de 1996 à 2011.

Figure 19 : Concentration of dissolved oxygen in the water of the lake Geneva (Grand Lac - SHL2) as a function of depth from 1996 to 2011.

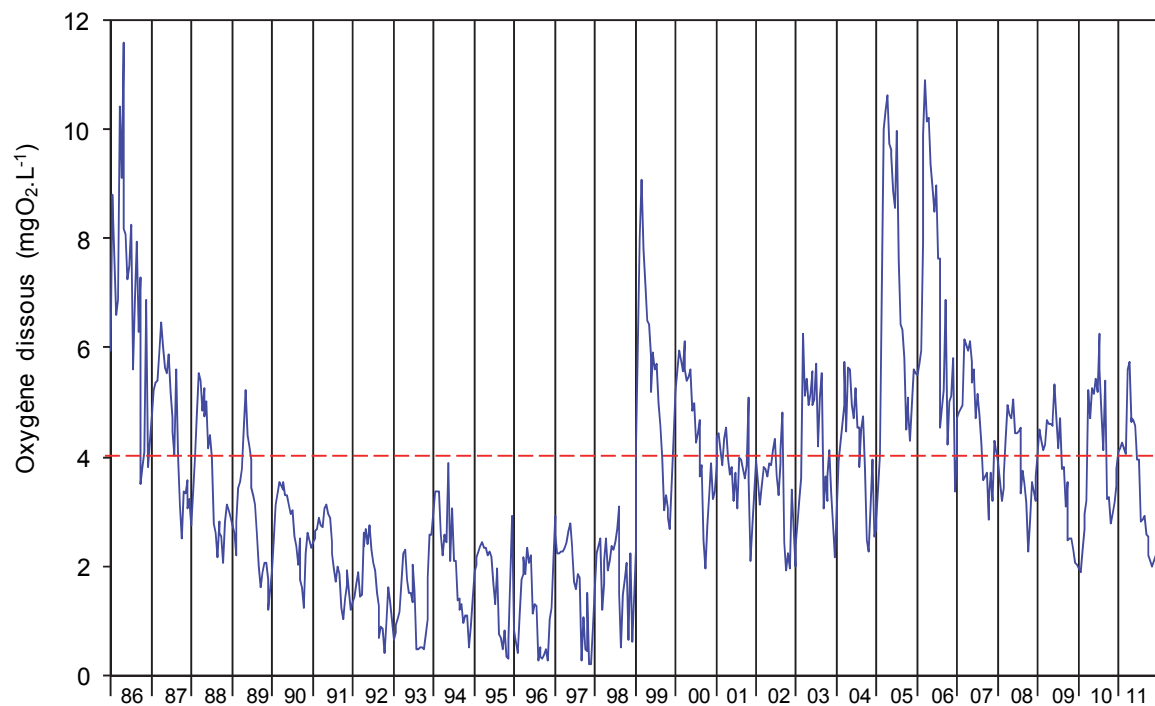


Figure 20 : Concentration en oxygène dissous des eaux du fond, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 20 : Concentration of dissolved oxygen in the water at the bottom of the lake, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

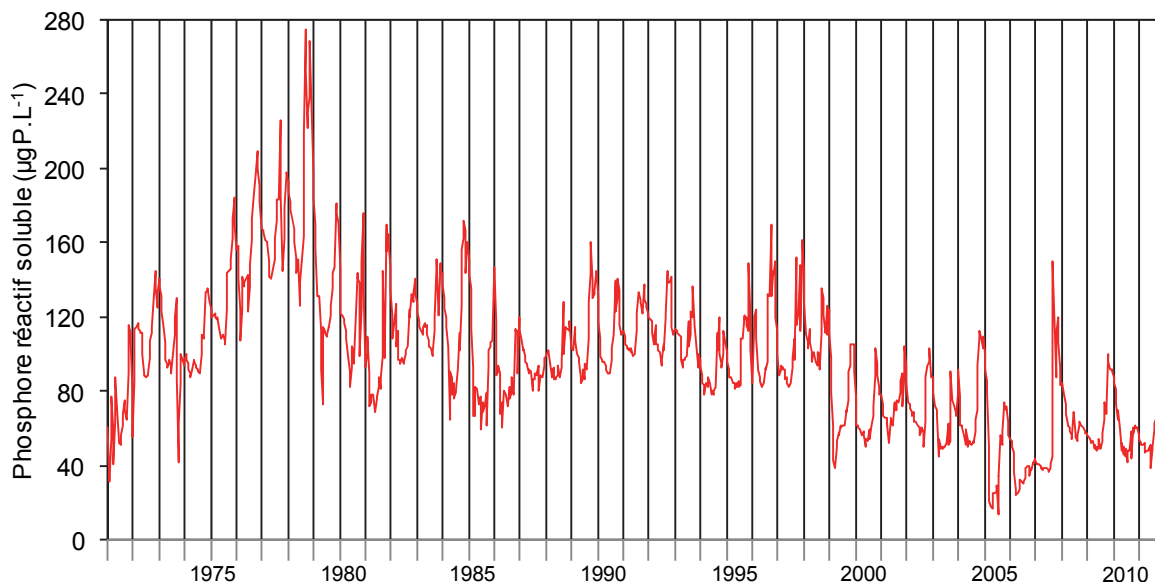


Figure 21 : Concentration en phosphore réactif soluble (P-PO43-) des eaux du fond à 309 m, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 21 : Concentration of soluble reactive phosphorus (P-PO43-) in the water at the bottom of the lake, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

5. 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).

5.1 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.

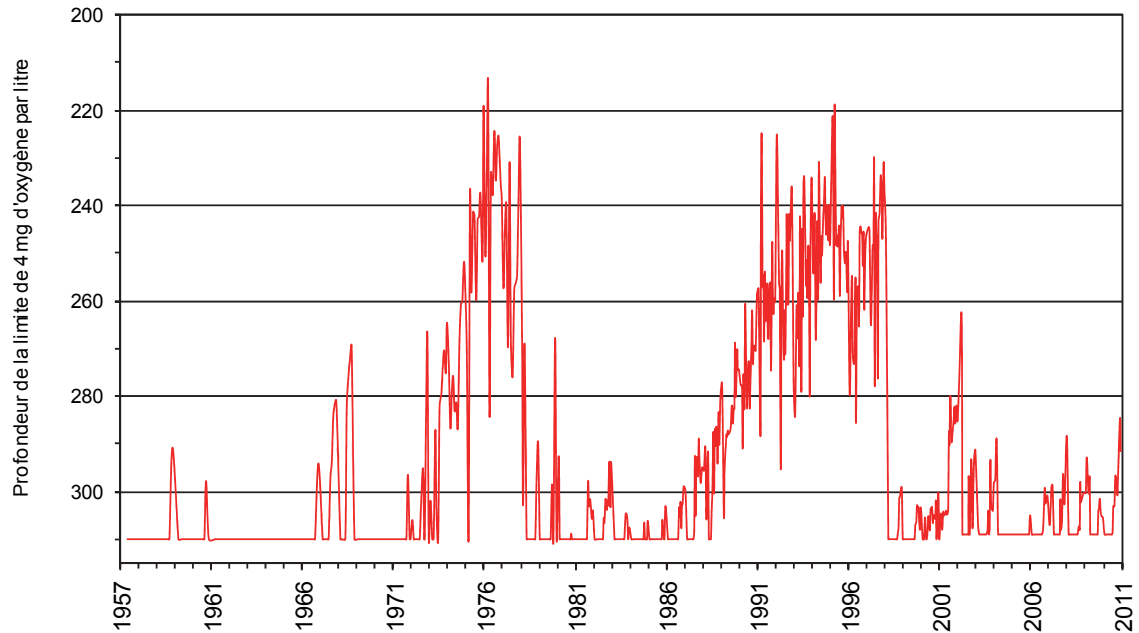


Figure 22 : Evolution de la profondeur de la limite à $4 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ dans le Léman - Grand Lac (SHL2) depuis 1957.

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.

5.2 Phosphore réactif soluble et phosphore total

Le stock moyen en phosphore total n'a pas significativement évolué depuis 2009, soit 1'938 tonnes de P (pour 1'915 tonnes de P en 2010 et 1'955 en 2009) et une concentration moyenne de $22.6 \mu\text{gP} \cdot \text{L}^{-1}$ (figure 23).

Il en est de même pour le stock en orthophosphate (phosphore réactif soluble) qui est de 1'684 tonnes de P (pour 1'650 tonnes de P en 2010) et une concentration moyenne de $19.7 \mu\text{gP} \cdot \text{L}^{-1}$.

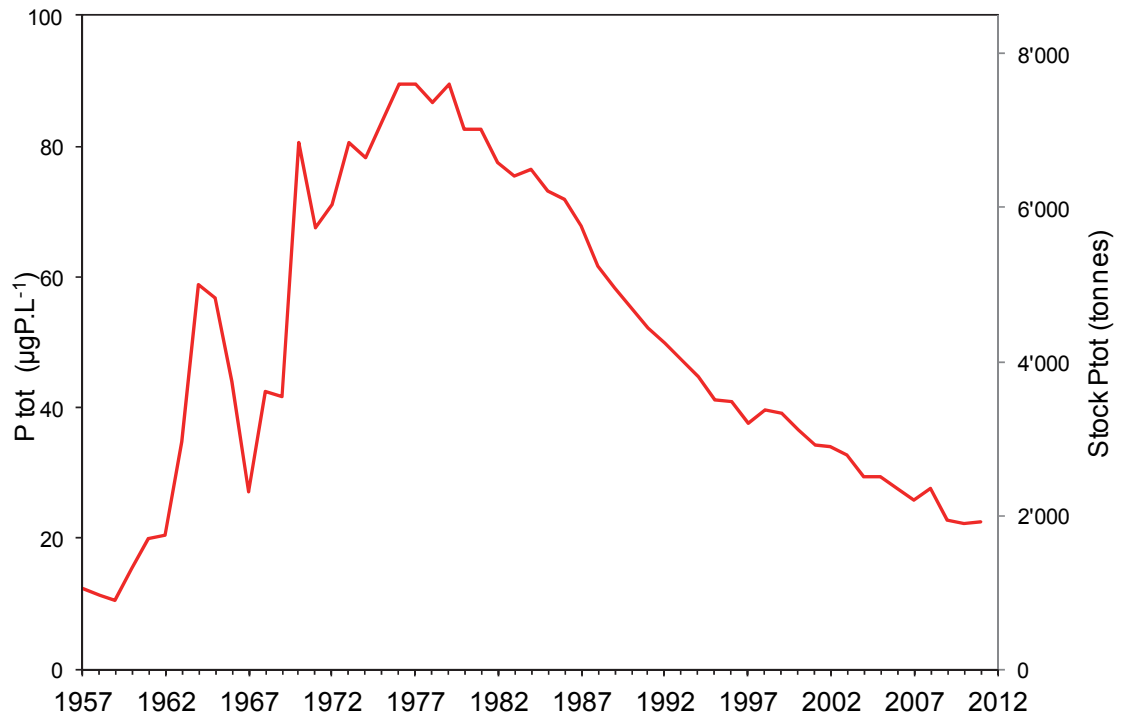


Figure 23 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et du stock de phosphore total contenu dans le Léman de 1957 à 2011 - Grand Lac (SHL2).

Figure 23 : Change in weighted mean annual total phosphorus concentration and total phosphorus content of the lake Geneva from 1957 to 2011 - Grand Lac (SHL2).

5.3 Azote nitrique et azote total

Les concentrations moyennes en azote total et en azote nitrique diminuent par rapport aux années précédentes. En 2011, la concentration moyenne en azote total est de $0.57 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$, soit un stock de 48'805 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 $50 \text{ mgNO}_3\cdot\text{L}^{-1}$).

Ces valeurs sont les plus faibles observées depuis les années 1980 (figure 24).

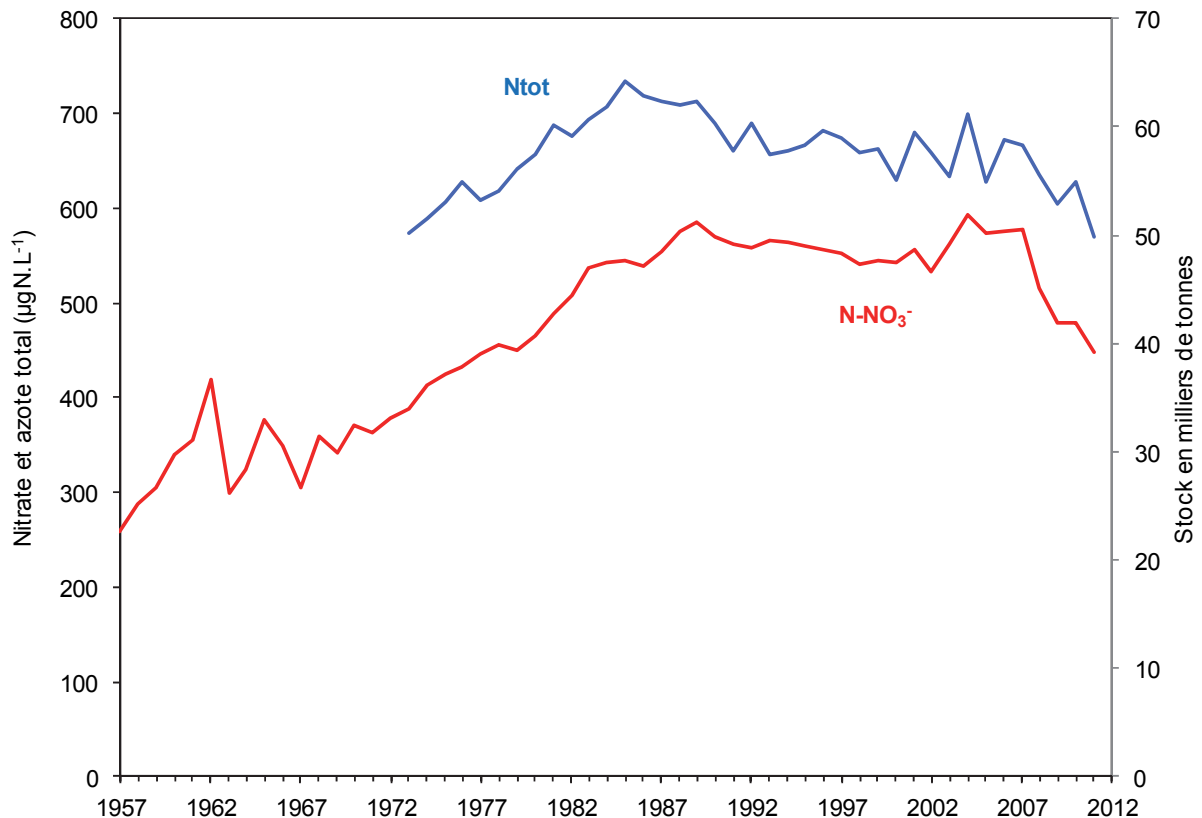


Figure 24 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et des stocks d'azote total et d'azote nitrique contenus dans le Léman de 1957 à 2011, Léman - Grand Lac (SHL2).

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 2011, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

5.4 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 2011 802'776 tonnes soit $9.37 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, contre $9.15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ en 2010 (figure 25). La concentration moyenne des apports par les affluents du Léman atteint $11.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ cette année (KLEIN, 2012). 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.

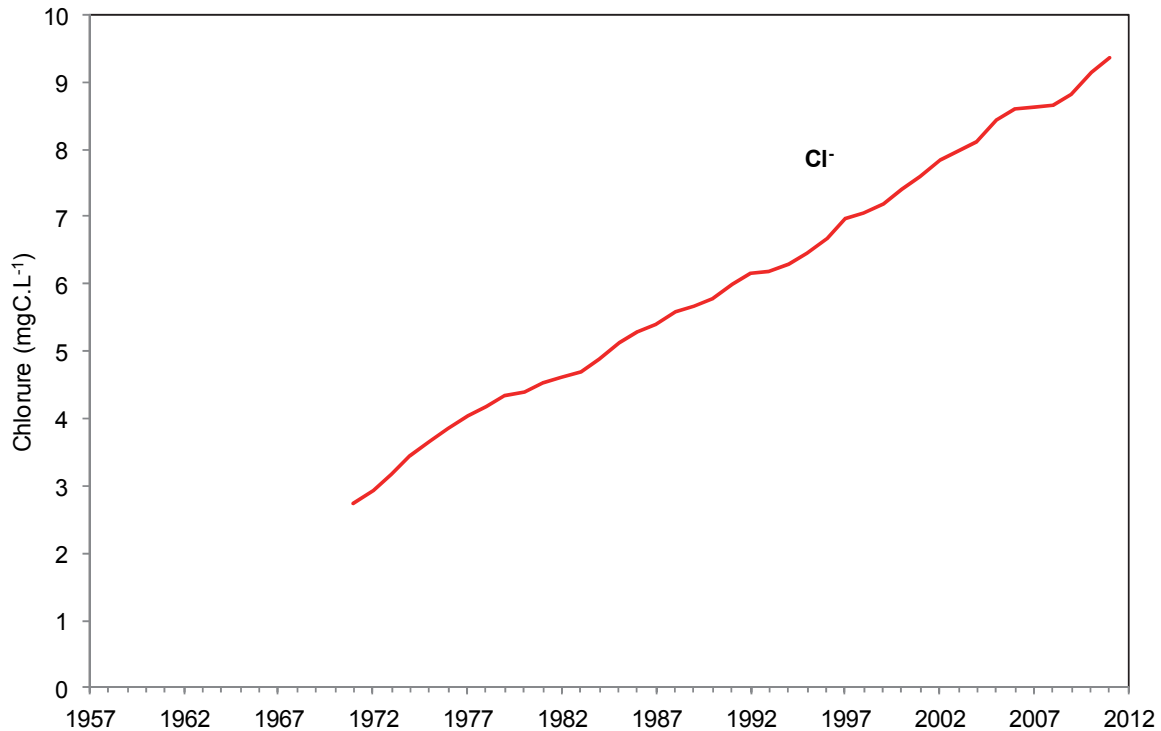


Figure 25 : Évolution de la concentration moyenne annuelle en chlorure, pondérée pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1971 à 2011, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 25 : Change in the weighted mean annual concentration of chloride in the entire mass of the water of the lake from 1971 to 2011, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

6. CONCLUSIONS

Les principales observations en 2011 sont :

➤ **Pour le Grand Lac :**

- Le brassage partiel de l'hiver 2010 - 2011 jusqu'à environ 50 à 85 m de profondeur a été particulièrement faible et a faiblement redistribué les nutriments.
- 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.
- La réoxygénation des eaux du fond du lac est faible en 2011, mais les phénomènes de relargage du phosphore et de réduction de l'azote ont été limités.

➤ **Pour les stocks :**

- Le stock en phosphore total sur toute la colonne n'évolue pas depuis 3 ans : en 2011 la concentration moyenne est de $22.6 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$. Cela tend à prouver qu'il faut maintenir un effort pour la réduction des apports en phosphore afin que l'état du lac soit stable sur le long terme.
- Le stock en chlorure continue son augmentation après un léger ralentissement ces dernières années.
- Le stock en azote total est le plus bas depuis les années 1980.

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. (2012) : Apports par les affluents au Léman et au Rhône à l'aval de Genève. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2011, 102-121.
- LAZZAROTTO, J., NIREL, P., RAPIN, F., (2011) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2010, 31-63.
- OEaux (1998) : Ordonnance sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (Suisse).
- PERGA, M.-E. et LAINE, L. (2012) : Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2011, 85-94.
- QUETIN, P. (2012) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2011, 14-25.
- REDFIELD, A.C. (1958) : The biological control of chemical factors in the environment. American Scientist, Vol. 46, N°3, pp. 205-221
- RIMET, F. (2012) : Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2011, 67-77.
- STRAWCZYNSKI, A. (2012) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2011, 151-160.
- TADONLEKE, R.D. (2012) : Production primaire et biomasse chlorophyllienne dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2011, 78-84.

ANNEXES

Annexe 1

Concentrations moyennes pondérées - Léman (Grand Lac - SHL2).

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

* : valeur interpolée

Annexe 2

Stocks en tonnes - Léman (Grand Lac - SHL2).

Total content in metric tons - Lake Geneva (Grand Lac - SHL2).

Année	Oxygène Tonnes	P tot. Tonnes	P-PO4 Tonnes	N tot. Tonnes	Nmintot Tonnes	N-NH4 Tonnes	N-NO2 Tonnes	N-NO3 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

* : valeur interpolée

Annexe 3

Incertitudes élargies* des principales analyses physico-chimiques.

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.

MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES EAUX DU LÉMAN

METALS AND ORGANIC MICROPOLLUTANTS IN GENEVA LAKE WATERS

Campagne 2011

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. Cependant, le nombre de pesticides mis en évidence a légèrement augmenté en raison d'une amélioration de la méthode d'analyse quant au nombre de substances recherchées mais également grâce à l'amélioration des limites de détection. Toutes les concentrations individuelles mesurées sont restées largement inférieures à celles fixées pour une eau de boisson (0.1 µg/L par composé et 0.5 µg/L pour la totalité des substances).

ABSTRACT

The Lake Geneva water monitoring program confirms the results in previous years. The heavy metal concentrations have remained stable and relatively low. They fully complied with the requirements for drinking water. Concentrations of total pesticides in the lake have stabilized since 2008, fluctuating between 0.1 and 0.2 µg/L. However, the number of pesticides detected increased slightly due to improvements in the analytical method used, increasing the number of substances tested for and improving the detection limits. All the individual concentrations measured have remained well below those stipulated 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 sur les 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. ECHANTILLONNAGE

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 effectué le 28 mars 2011 a été reconduit le 7 juin car les échantillons des différentes profondeurs pour les analyses de pesticides avaient été confondus. Le prélèvement de l'automne a été effectué le 10 octobre 2011 (LAZZAROTTO, KLEIN, 2012).

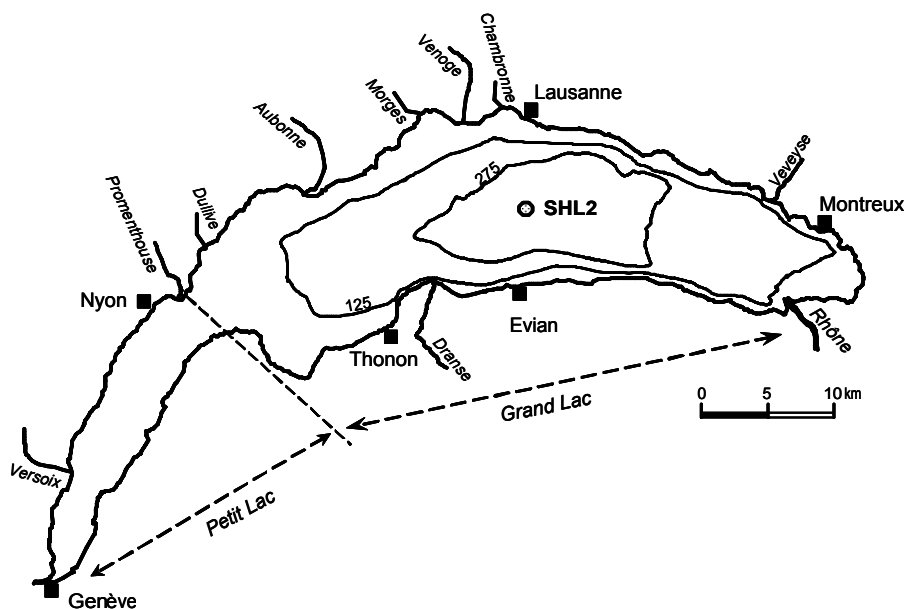


Figure 1 : Situation du point de prélèvement - station SHL2.

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 :	28.03.2011 :	mélange des niveaux 1 m et 30 m
Métaux :	28.03.2011 :	mélange des niveaux 200 m et 305 m
Métaux :	10.10.2011 :	mélange des niveaux 1 m et 30 m
Métaux :	10.10.2011 :	mélange des niveaux 200 m et 305 m

8 échantillons ont été prélevés pour analyses de pesticides (liste en annexe) ainsi que de quelques résidus de médicaments :

Pesticides :	07.06.2011	prélèvement à SHL2 à 1 m
Pesticides :	07.06.2011	prélèvement à SHL2 à 30 m

Pesticides :	07.06.2011	prélèvement à SHL2 à 100 m
Pesticides :	07.06.2011	prélèvement à SHL2 à 305 m
Pesticides :	10.10.2011	prélèvement à SHL2 à 1 m
Pesticides :	10.10.2011	prélèvement à SHL2 à 30 m
Pesticides :	10.10.2011	prélèvement à SHL2 à 100 m
Pesticides :	10.10.2011	prélèvement à SHL2 à 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 préconcentrées 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). Le principe de cette méthode, appliquée aux contrôles des résidus de pesticides dans les fruits et légumes, a été décrit plus en détail par ORTELLI et *al.*, (2004 et 2006). Par rapport à 2010, la méthode d'analyse des résidus de pesticides dans les eaux a été transférée sur un nouvel analyseur LC-MS/MS qui est plus sensible et plus rapide que le précédent appareil. Cela a permis de d'enrichir la palette des composés étudiés avec près d'une centaine de nouvelle substances. La méthode de dépistage comprend actuellement 399 molécules : 144 herbicides, 93 fongicides, 128 insecticides, 14 acaricides, 4 régulateurs de croissance et 16 métabolites. L'ensemble des substances recherchées sont indiquées à l'annexe 1. Pour certaines, la limite de quantification n'a pas été indiquée, la procédure de validation n'ayant, à ce jour, pas encore été finalisée. Cette liste tient compte des substances les plus couramment utilisées en agriculture (informations issues de Pestibase) ainsi que certaines ciblées car synthétisées ou formulées sur les sites industriels situés dans le bassin versant du Rhône valaisan. Pour cette raison, sept principes actifs de médicaments (bupivacaïne, carbamazépine, carisoprodol, chlorprocaïne, mépivacaïne, prilocaïne et ticlopidine) ont également été incorporés à la méthode de surveillance 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. Cela contraint à la mise en place d'une assurance qualité, au respect des bonnes pratiques professionnelles et donc que tout soit mis en œuvre pour que la qualité des résultats soit garantie. La qualité, principalement pour les pesticides, est également assurée par la participation du laboratoire à diverses campagnes d'intercalibration dont, entres autres, celles organisées par la CIPEL. Les résultats des intercalibrations organisées par la CIPEL en 2011 font l'objet du rapport de STRAWCZYNSKI (2012).

4. MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU LÉMAN

4.1 Métaux

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 inférieures aux limites de détection et respectent totalement les valeurs recommandées pour les eaux de boisson.

Tableau 1 : Campagne du 28 mars 2011. Léman - Grand Lac (Station SHL 2).

Table 1 : Survey done on 28 March, 2011. 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	< 0.5	< 0.1
mélange 200 et 305	< 0.5	< 0.02	< 0.1	< 0.5	< 0.1

Tableau 2 : Campagne du 10 octobre 2011. Léman - Grand Lac (Station SHL 2).

Table 2 : Survey done on 10 October 2011. Lake Geneva - Grand Lac (SHL 2).

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

RÉFÉRENCES POUR L'EAU POTABLE :

	Plomb (µg/L)	Cadmium (µg/L)	Chrome (µg/L)	Cuivre (µg/L)	Mercure (µg/L)
OMS ¹	10	3	50 ²	2'000	6 ³
CE ⁴	10	5	50	2'000	1
OSEC ⁵ Tol.	-	-	-	1'500	-
Lim.	10	5	20 ⁶	-	1

¹ = Organisation Mondiale de la Santé, "Guidelines for Drinking-water Quality", 3rd edition Geneva 2006.

² = Teneurs totales (provisoire).

³ = Mercure inorganique.

⁴ = Directive 98/83/CE DU CONSEIL du 3 novembre 1998 - Journal officiel des Communautés européennes du 05.12.1998.

⁵ = Ordonnance sur les Substances Etrangères et les Composants dans les denrées alimentaires (OSEC,1995, RS 817.021.23)

Tol. = Valeur de tolérance (concentration maximale au-delà de laquelle l'eau est considérée comme souillée ou diminuée d'une autre façon dans sa valeur intrinsèque).

Lim. = Valeur limite (concentration maximale au-delà de laquelle l'eau est jugée impropre à la consommation).

⁶ = Chrome hexavalent.

EXIGENCES RELATIVES À LA QUALITÉ DES EAUX POUR LES COURS D'EAU

(Ordonnance suisse sur la protection des eaux - OEaux du 28 octobre 1998, annexe 2, paragraphe 12, chiffre 5):

	Plomb (µg/L)	Cadmium (µg/L)	Chrome (µg/L)	Cuivre (µg/L)	Mercure (µg/L)
total ⁷	10	0.2	5	5	0.03
dissous	1	0.05	2 ⁸	2	0.01

⁷ = La valeur indiquée pour la concentration dissoute est déterminante.

Si la valeur indiquée pour la concentration totale est respectée, on partira du principe que celle qui est fixée pour la concentration dissoute l'est également.

⁸ = Chrome trivalent et hexavalent.

EXIGENCES RELATIVES À LA QUALITÉ DES EAUX POUR LES PLANS D'EAU ET COURS D'EAU EN APPLICATION DE LA DIRECTIVE CADRE SUR L'EAU (France) :

	Plomb (µg/L)	Cadmium (µg/L)	Chrome (µg/L)	Cuivre (µg/L)	Mercure (µg/L)
dissous	7.2 ⁹	0.15 ⁹	3.4 ¹⁰	1.4 ¹⁰	0.05 ⁹

⁹ = Directive 2008/105/CE du parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2008

¹⁰ = 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.

4.2 Pesticides (phytosanitaires)

Léman

Par rapport à 2010, c'est près de 100 substances supplémentaires que le nouvel analyseur permet de déterminer et pour certaines avec un seuil de détection ou de quantification abaissé. Cela s'est traduit par une augmentation du nombre de résidus décelés mais pas de la somme des concentrations mesurées. En effet, aucun des nouveaux pesticides détectés ne se trouvait en concentrations significatives ($>0.010 \mu\text{g/L}$). Depuis 2008, les concentrations totales de pesticides se sont stabilisées et oscillent entre 0.1 et 0.2 $\mu\text{g/L}$ quelle que soit la profondeur de l'eau analysée. Du point de vue de la santé publique, les valeurs mesurées sont donc bien 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 mesurées au point de prélèvement SHL2 comme le démontre le suivi des eaux du Rhône (BERNARD *et al.* 2012).

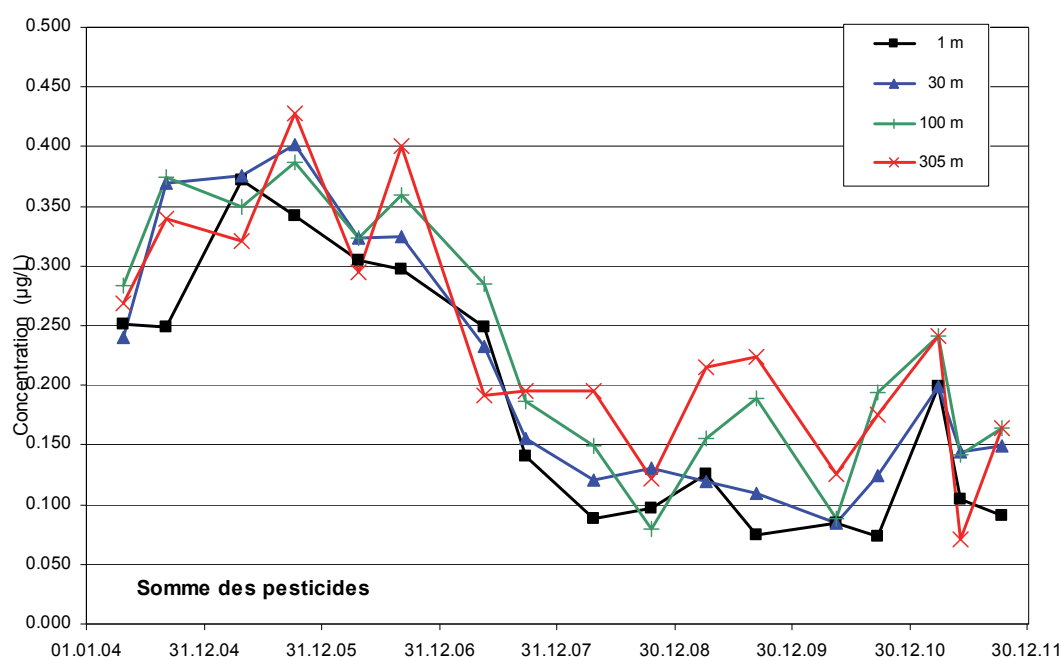


Figure 2 : Evolution des concentrations en pesticides totaux recherchés au centre du Léman (station SHL2) de 2004 à 2011 pour 4 profondeurs.

Figure 2 : Change in the total concentrations of the pesticides surveyed in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2004 and 2011 at 4 depths.

Parmi les 399 substances recherchées, 57 ont été détectées dans le lac au moins une fois lors des campagnes de juin ou d'octobre. Toutes les concentrations individuelles mesurées sont inférieures à 0.01 $\mu\text{g/L}$ et seules deux substances (contre sept en 2010) ont été mesurées à des teneurs supérieures à 0.010 $\mu\text{g/L}$. Il s'agit de l'atrazine-deséthyl (métabolite de l'atrazine) et du métalaxyl. La figure 3 montre

plus spécifiquement l'évolution des concentrations pour les pesticides décelés en plus fortes concentrations ($>0.01 \mu\text{g/L}$) entre les campagnes 2004-2011. On constate une augmentation significative de la concentration en métalaxyl depuis 2010. Toutefois, cette augmentation ne coïncide pas avec les mesures de suivi du Rhône (BERNARD *et al.* 2011 et 2012) et ne peut de ce fait s'expliquer par des rejets industriels. Aussi, le métalaxyl devra être étudié de près et des investigations complémentaires devront être menées pour élucider les raisons de cette augmentation régulière depuis le milieu de 2009.

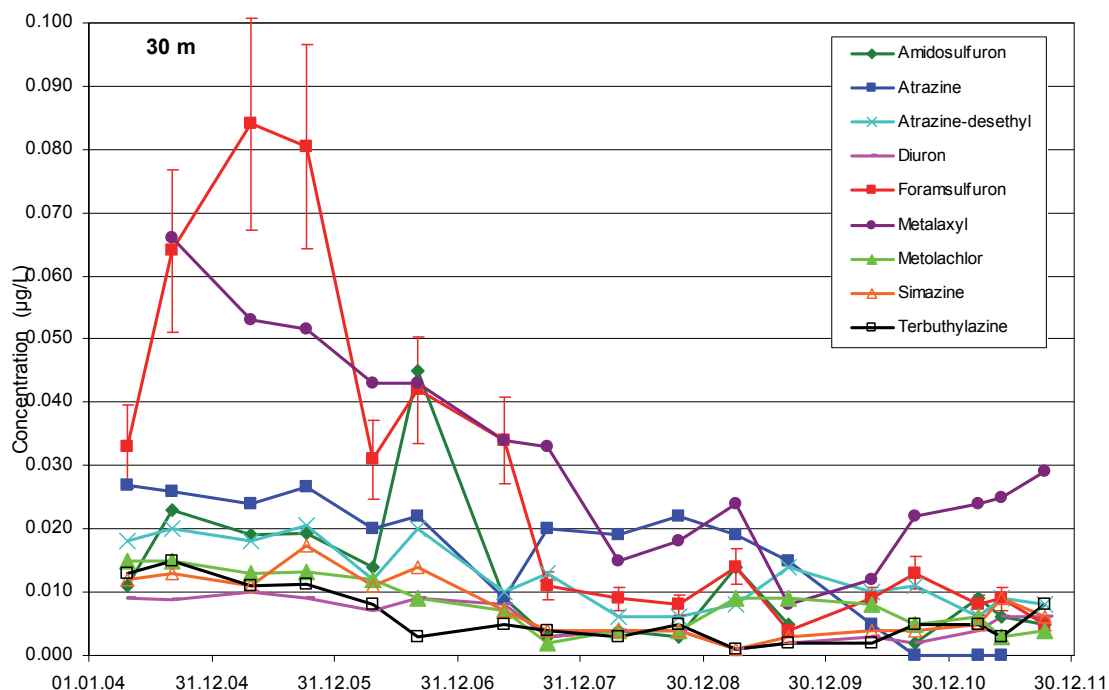


Figure 3 : Evolution des concentrations en divers pesticides au centre du Léman à 30 m (station SHL2) de 2004 à 2011.

Figure 3 : Change in the concentrations of some pesticide at 30 m in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2004 and 2011.

Les résultats détaillés des campagnes de mesures réalisées en 2011 sont donnés dans le tableau 3. Comme en 2010, l'atrazine n'a pas été décelée. En revanche, cinq de ses métabolites sont toujours présents. Cela illustre clairement la célèbre maxime de Lavoisier «Rien ne se perd, rien ne se crée, tout se transforme». Cela démontre également le chemin qu'il reste à parcourir pour un suivi exhaustif des micropolluants présents au sein du lac. Si l'on observe depuis 2005 une baisse significative de la concentration totale en pesticides, il faut garder en mémoire que "seulement" 399 substances sont déterminées et qu'il s'agit avant tout des molécules actives. Les métabolites et autres produits de dégradation sont, pour la plupart, inconnus et dans les rares cas où ils sont connus, les informations à disposition sur leurs (éco-)toxicités sont quasi inexistantes.

Tableau 3 : Produits phytosanitaires décelés dans le Léman à SHL2, prélèvement du 7 juin et 10 octobre 2011

Table 3 : Pesticides detected in the Lake Geneva at SHL2, sampling of 7 June and 10 October 2011.

Concentration en µg/L		07.06.2011				10.10.2011			
Pesticides	Type	1m	30m	100m	305m	1m	30m	100m	305m
Ametryn	Herbicide		0.002	0.002		0.001	0.003	0.003	0.002
Amidosulfuron	Herbicide	0.009	0.006	0.005	0.005	0.003	0.005	0.006	0.008
Atrazine-2-hydroxy	Herbicide	0.003	0.004	0.004	0.001	0.006	0.008	0.008	0.014
Atrazine-desethyl	Herbicide	0.009	0.009	0.008	0.007	0.007	0.008	0.009	0.011
Atrazine-desethyl-2-hydroxy	Herbicide					0.001	0.001	0.001	
Atrazine-desethyl-desisopropyl	Herbicide			0.001		0.001	0.001	0.001	0.001
Atrazine-desisopropyl	Herbicide	0.003	0.003	0.004	0.002	0.003	0.004	0.004	0.003
Azoxystrobin	Fongicide	0.001	0.002	0.002		0.001	0.002	0.002	0.001
Carbendazim	Fongicide					0.001	0.001	0.001	0.001
Chloridazon	Herbicide						0.001		
Chlorotoluron	Herbicide	0.002	0.004	0.004	0.002	0.001	0.003	0.004	0.003
Cyclosulfamuron	Herbicide			0.005			0.001		
Cycloxydim	Herbicide								0.002
Cyproconazole	Fongicide	0.004	0.004	0.005		0.003	0.006	0.009	0.002
Dicyclanil	Insecticide						0.001	0.001	
Difenoxuron	Herbicide							0.001	
Dimethachlor	Herbicide		0.002	0.004		0.001	0.001	0.002	0.001
Dimethomorph	Fongicide					0.001		0.002	
Dinoterb	Herbicide		0.004						
Diuron	Herbicide	0.004	0.006	0.006	0.002	0.003	0.006	0.005	0.003
Ethoxysulfuron	Herbicide	0.004	0.004	0.003	0.003	0.001	0.001	0.001	0.002
Fenarimol	Fongicide		0.002	0.002	0.001		0.002	0.002	0.001
Fenhexamide	Fongicide			0.001					
Foramsulfuron	Herbicide	0.008	0.009	0.007	0.007	0.003	0.005	0.006	0.010
Furalaxyl	Fongicide		0.001	0.001		0.001	0.002	0.001	0.001
Iodosulfuron-methyl	Herbicide	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.002	0.002	0.003
Iprovalicarb	Fongicide					0.001			
Isoproturon	Herbicide		0.001	0.002		0.001	0.002	0.003	0.001
Linuron	Herbicide	0.002	0.003	0.002		0.001	0.002	0.001	
Mandipropamid	Fongicide		0.002						
Mesotrione	Herbicide					0.001	0.001	0.001	
Metalaxyl	Fongicide	0.017	0.025	0.019	0.022	0.018	0.029	0.034	0.047
Methamidophos	Insecticide	0.008	0.008	0.006	0.001				
Metobromuron	Herbicide		0.001	0.002		0.001	0.002	0.003	0.002
Metolachlor	Herbicide	0.002	0.003	0.005	0.001	0.001	0.004	0.004	0.003
Metribuzin	Herbicide							0.002	
Metsulfuron-methyl	Herbicide		0.002	0.002			0.001	0.001	
Monolinuron	Herbicide	0.002	0.003	0.004	0.001		0.004	0.004	0.002
Monuron	Herbicide						0.001	0.001	0.001
Penconazol	Fongicide							0.001	
Pirimicarb	Insecticide								0.001
Prometryn	Herbicide		0.001	0.001		0.001	0.002	0.002	0.001
Propiconazole	Fongicide	0.003	0.004	0.007	0.002	0.002	0.004	0.004	0.003
Propoxur	Insecticide					0.002	0.002	0.001	
Propyzamide	Herbicide						0.002	0.001	
Pymetrozine	Insecticide								0.001
Pyrifenox	Fongicide							0.001	
Sebutylazine	Herbicide	0.002	0.002	0.003	0.001				
Sebumeton	Herbicide						0.001	0.001	0.001
Simazine	Herbicide	0.007	0.009	0.007	0.007	0.004	0.006	0.007	0.009
Simazine-2-hydroxy	Herbicide						0.001	0.001	0.001
Tebuconazole	Fongicide					0.001			
Terbumeton	Herbicide					0.001	0.001	0.001	0.001
Terbuthylazine	Herbicide	0.003	0.003	0.004	0.001	0.008	0.008	0.008	0.010
Terbuthylazine-2-hydroxy	Herbicide	0.006	0.007	0.007	0.002	0.004	0.005	0.005	0.007

Terbutylazine-desethyl	Herbicide	0.005	0.007	0.006	0.002	0.005	0.006	0.005	0.003
Terbutryn	Herbicide						0.001	0.001	0.001
Somme des pesticides		0.105	0.144	0.142	0.071	0.091	0.148	0.164	0.166

4.3 Médicaments

Léman

En 2011, seuls 7 principes actifs médicamenteux intégrés dans la méthode "pesticides" ont été recherchés. Ceux ci sont produits industriellement (parmi d'autres !) dans le bassin versant du Rhône amont et font l'objet d'un suivi spécifique depuis 2006. Les résultats détaillés des mesures réalisées en 2011 sont donnés dans le tableau 4. En comparaison avec les pesticides vus précédemment, les concentrations maximales observées pour certains composés pharmaceutiques tel le carisoprodol (relaxant musculaire) ou la mépivacaine (anesthésique) sont très élevées.

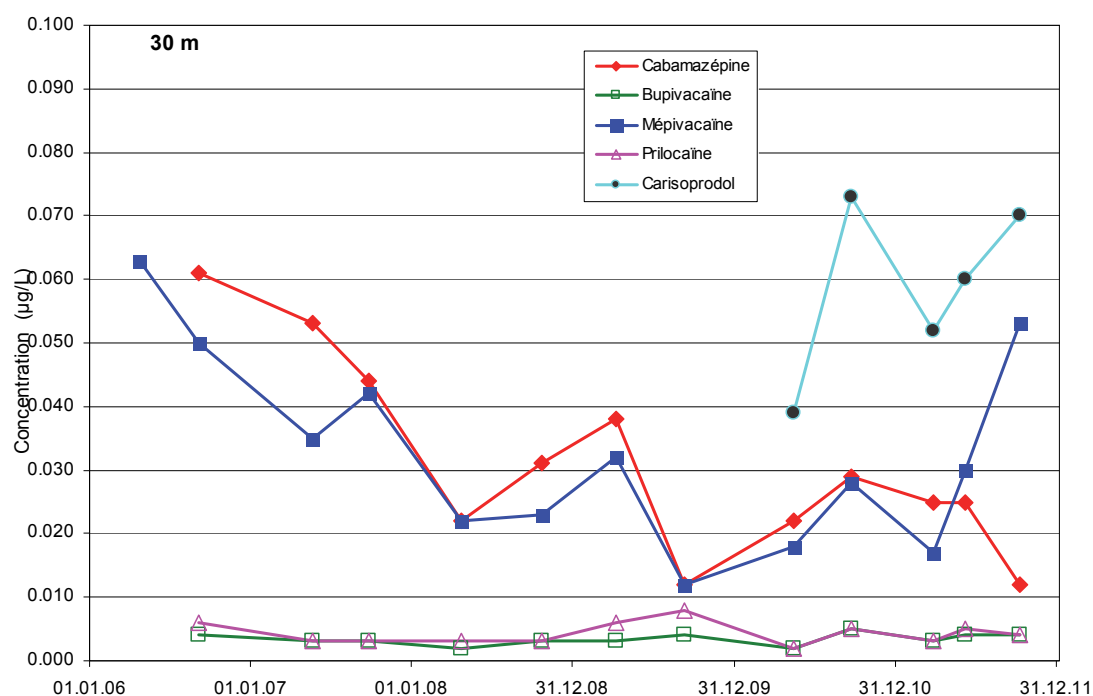


Figure 4 : Evolution des concentrations de quelques médicaments depuis 2006 au centre du Léman à 30 m (station SHL2).

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

Tableau 4 : Médicaments décelés dans le Léman, prélèvement à SHL2 du 7 juin et du 10 octobre 2011.

Table 4 : Drugs detected in the Lake Geneva, sampling at SHL2 of 7 June and 10 October 2011.

Conc en µg/L	07.06.2011				10.10.2011			
Substance	1m	30m	100m	305m	1m	30m	100m	305m
Bupivacaïne	0.003	0.004	0.003	0.003	0.001	0.004	0.005	0.007
Carbamazépine	0.018	0.025	0.021	0.024	0.007	0.012	0.015	0.020
Carisoprodol	0.048	0.060	0.045	0.039	0.057	0.070	0.087	0.085
Chloroprocaine	-	-	-	-	-	-	-	-
Mépivacaïne	0.017	0.030	0.025	0.029	0.015	0.053	0.063	0.083
Prilocaine	0.03	0.005	0.003	0.003	0.002	0.004	0.006	0.006
Ticlopidine	-	-	-	-	-	-	-	-

A l'instar de ce qui a été fait pour les produits phytosanitaires, les industries responsables de ces rejets doivent réagir au plus vite pour éviter que la pollution ne s'aggrave et avant que des effets irréversibles sur l'écosystème ne soient constatés.

Perspectives

Les concentrations relativement élevées de certains de ces médicaments interpellent et nécessitent d'approfondir nos connaissances sur le sujet. La CIPEL réalisera en 2012 une étude pour réaliser un bilan de flux de ces substances et ainsi pouvoir modéliser l'évolution des teneurs en micropolluants dans le bassin Lémanique. Cela donnera les bases nécessaires pour établir une stratégie adéquate d'un suivi et d'une réduction de ceux-ci.

De plus, il est envisagé de faire un suivi sur plus d'une centaine de substances à SHL2 sur les mêmes prélèvements que pour les pesticides (2x an et 4 niveaux de profondeur). Il reste à trouver un laboratoire dans le bassin lémanique compétent et disponible pour effectuer ce suivi plus régulier.

5. CONCLUSIONS

Les conclusions du programme de surveillance de base sont sans surprise et confirment les résultats de l'année précédente. 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. Toutes les concentrations individuelles mesurées sont largement inférieures à celles fixées pour une eau de boisson (0.1 µg/L par composé). Par rapport aux années précédentes, aucun nouveau pesticide n'a été décelé en concentration significative.

Pour les pesticides, la seule substance dont la concentration dans le lac a augmenté significativement est le métalaxyl. Toutefois, cette augmentation ne coïncide pas avec les observations faites pour le suivi du Rhône. Des investigations complémentaires devront être effectuées pour en trouver la source, notamment au niveau de son usage agricole.

Pour les médicaments, on constate toujours des concentrations très élevées (comparativement aux pesticides) de certaines substances. Le problème des rejets industriels dans le Rhône par les industries pharmaceutiques n'est donc toujours pas résolu et devra faire l'objet d'un suivi particulier.

Des efforts doivent encore être effectués pour atteindre les objectifs pour les eaux du lac fixés dans le plan d'action 2011-2020.

BIBLIOGRAPHIE

- DIRECTIVE CE/98/83 du Conseil du 3 novembre 1998 - 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.
- LAZZAROTTO, J. et KLEIN A. (2012) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2011, 26-50.
- 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. et CORVI, C. (2004) : Multiresidue analysis of 74 pesticides in fruits and vegetables by liquid chromatography-electrospray-tandem mass spectrometry. Anal. Chim. Acta, 520, 33-45.
- ORTELLI, D., EDDER, P. et COGNARD, E. (2006) : Recent advances in pesticides residues analysis in food and in environmental samples. Trav. Chim. Alim. Hyg., 97, 275-287
- ORTELLI, D., EDDER, P., RAPIN, F. et RAMSEIER GENTILE, S. (2011) : Métaux et micropolluants organiques dans les rivières et les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2010, 65-86.
- STRAWCZYNSKI, A. (2012) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2011, 151-160.

ANNEXE

Produits phytosanitaires recherchés.

Pesticides surveyed.

	Substance	Type	Numéro CAS	LQ [µg/L]
1	2,4-D	Herbicide	94-75-7	*
2	3-hydroxy-carbofuran	Insecticide	16655-82-6	*
3	Acephate	Insecticide	30560-19-1	*
4	Acetamiprid	Insecticide	135410-20-7	0.001
5	Acetochlor	Herbicide	34256-82-1	0.020
6	Acibenzolar-S-methyl	Growth regulator	135158-54-2	0.001
7	Acionifen	Herbicide	74070-46-5	0.010
8	Alachlor	Herbicide	15972-60-8	0.005
9	Aldicarb	Insecticide	116-06-3	0.001
10	Aldicarb sulfoxide	Fongicide	1646-87-3	0.001
11	Aldoxycarb (Aldicarb sulfone)	Insecticide	1646-88-4	0.001
12	Ametryn	Herbicide	834-12-8	*
13	Amidosulfuron	Herbicide	120923-37-7	0.001
14	Amitrole	Herbicide	61-82-5	0.001
15	Anilazine	Fongicide	101-05-3	0.005
16	Asulam	Herbicide	3337-71-1	0.001
17	Atrazine	Herbicide	1912-24-9	0.001
18	Atrazine-2-hydroxy	Herbicide	2163-68-0	0.001
19	Atrazine-desethyl	Herbicide	6190-65-4	0.001
20	Atrazine-desethyl-2-hydroxy	Herbicide	19988-24-0	0.001
21	Atrazine-desethyl-desisopropyl	Herbicide	3397-62-4	0.001
22	Atrazine-desethyl-desisopropyl-2-hydroxy	Herbicide	645-92-1	*
23	Atrazine-desisopropyl	Herbicide	1007-28-9	0.001
24	Atrazine-desisopropyl-2-hydroxy	Herbicide	7313-54-4	*
25	Azaconazole	Fongicide	60207-31-0	0.001
26	Azadirachtin	Insecticide	11141-17-6 + 95507-03-2	*
27	Azamethiphos	Insecticide	35575-96-3	*
28	Azinphos-ethyl	Insecticide	2642-71-9	*
29	Azinphos-methyl	Insecticide	86-50-0	*
30	Aziprotryne	Herbicide	4658-28-0	0.001
31	Azoxystrobin	Fongicide	131860-33-8	0.001
32	Benalaxyl	Fongicide	71626-11-4	0.001
33	Bendiocarb	Insecticide	22781-23-3	0.001
34	Benfuracarb	Insecticide	82560-54-1	0.020
35	Benodanil	Insecticide	15310-01-7	0.010
36	Benoxacor	Herbicide	98730-04-2	0.010
37	Bentazon	Herbicide	25057-89-0	0.001
38	Benthiavalicarb isopropyl	Fongicide	177406-68-7	0.001
39	Benzoximate	Acaricide	29104-30-1	0.005
40	Bifenox	Herbicide	42576-02-3	0.020
41	Bitertanol	Fongicide	55179-31-2	0.001
42	Bixafen	Fongicide	581809-46-3	*
43	Boscalid (Nicobifen)	Fongicide	188425-85-6	0.001
44	Bromacil	Herbicide	314-40-9	0.001
45	Bromophos ethyl	Insecticide	4824-78-6	*
46	Bromuconazole	Fongicide	116255-48-2	0.001
47	Bupirimate	Fongicide	41483-43-6	0.001
48	Buprofezin	Insecticide	69327-76-0	0.001
49	Butafenacil	Herbicide	134605-64-4	*
50	Butocarboxim	Insecticide	34681-10-2	0.001
51	Cadusafos	Nematicide	954465-99-9	*
52	Carbaryl	Insecticide	63-25-2	0.001
53	Carbendazim	Fongicide	10605-21-7	0.001
54	Carbetamide	Herbicide	16118-49-3	*
55	Carbofuran	Insecticide	1563-66-2	0.001
56	Carboxin	Fongicide	5234-68-4	0.001
57	Carfentrazone	Herbicide	128639-02-1	*
58	Carfentrazone-ethyl	Herbicide	128639-02-1	*

59	Chinomethionat	Fongicide	2439-01-2	*
60	Chlorantraniliprol	Insecticide	500008-45-7	*
61	Chlorbromuron	Herbicide	13360-45-7	0.001
62	Chlorfenapyr	Acaricide	122453-73-0	0.020
63	Chlorfenvinphos	Insecticide	470-90-6	*
64	Chlorfluazuron	Insecticide	71422-67-8	0.001
65	Chloridazon	Herbicide	1698-60-8	0.001
66	Chlorotoluron	Herbicide	15545-48-9	0.001
67	Chloroxuron	Herbicide	1982-47-4	0.001
68	Chlorpyrifos	Insecticide	2921-88-2	*
69	Chlorpyrifos methyl	Insecticide	5598-13-0	*
70	Chlorthiamid	Herbicide	1918-13-4	*
71	Chlorthiophos	Insecticide	60238-56-4	*
72	Cinidon-ethyl	Herbicide	142891-20-1	*
73	Clethodim	Herbicide	99129-21-2	0.001
74	Clodinafop-propargyl	Herbicide	105512-06-9	0.020
75	Clofentezine	Acaricide	74115-24-5	0.100
76	Clomazone	Herbicide	81777-89-1	0.001
77	Clopyralid	Herbicide	1702-17-6	0.100
78	Cloquintocet-mexyl ester	Herbicide	99607-70-2	0.001
79	Clothianidin	Insecticide	210880-92-5	*
80	Cyanazin	Herbicide	21725-46-2	0.001
81	Cyazofamid	Fongicide	120116-88-3	*
82	Cyclosulfamuron	Herbicide	136849-15-5	0.001
83	Cycoxydim	Herbicide	101205-02-1	0.001
84	Cyflufenamid	Fongicide	180409-60-3	*
85	Cymiazole	Acaricide	61676-87-7	*
86	Cymoxanil	Fongicide	57966-95-7	0.001
87	Cyproconazole	Fongicide	113096-99-4	0.001
88	Cyprodinil	Fongicide	121552-61-2	0.001
89	Cyromazine	Insecticide	66215-27-8	*
90	Demeton S	Insecticide	126-75-0	*
91	Demeton-S-methyl	Insecticide	919-86-8	0.020
92	Demeton-S-methyl-sulfon	Insecticide	17040-19-6	0.020
93	Desmetryne	Herbicide	1014-69-3	*
94	Diafenthiuron	Insecticide	80060-09-9	0.100
95	Dialifos	Insecticide	10311-84-9	*
96	Dicamba	Herbicide	1918-00-9	*
97	Dichlorobenzamide-2,6	Métabolite	2008-58-4	0.001
98	Dichlorprop-P	Herbicide	15165-67-0	0.001
99	Diclobutrazol	Fongicide	75736-33-3	0.001
100	Dicrotophos	Insecticide	141-66-2	0.001
101	Dicyclanil	Insecticide	112636-83-6	*
102	Diethofencarb	Fongicide	87130-20-9	0.020
103	Difenoconazol	Fongicide	119446-68-3	0.001
104	Difenoxyuron	Herbicide	14214-32-5	0.001
105	Diflubenzuron	Insecticide	35367-38-5	0.010
106	Diflufenican	Herbicide	83164-33-4	0.001
107	Dimefuron	Herbicide	34205-21-5	0.001
108	Dimethachlor	Herbicide	50563-36-5	0.001
109	Dimethenamid	Herbicide	87674-68-8	0.001
110	Dimethoate	Insecticide	60-51-5	0.001
111	Dimethomorph	Fongicide	110488-70-5	0.001
112	Dimetilan	Insecticide	644-64-4	0.001
113	Diniconazole	Fongicide	83657-24-3	0.001
114	Dinocap	Fongicide	39300-45-3	*
115	Dinoseb	Herbicide	88-85-7	0.100
116	Dinoterb	Herbicide	1420-07-1	0.001
117	Dioxacarb	Insecticide	6988-21-2	0.001
118	Diphenylamine	Insecticide	122-39-4	0.001
119	Disulfoton	Insecticide	298-04-4	0.100
120	Diuron	Herbicide	330-54-1	0.001
121	Dodemorph	Fongicide	1593-77-7	0.005
122	EPN	Insecticide	2104-64-5	*
123	Epoxiconazole	Fongicide	106325-08-0	0.001
124	Etaconazole	Fongicide	60207-93-4	0.001
125	Ethaboxam	Fongicide	162650-77-3	*
126	Ethiofencarb	Insecticide	29973-13-5	0.001

127	Ethion	Acaricide	563-12-2	*
128	Ethofumesate	Herbicide	26225-79-6	*
129	Ethoxyquin	Fongicide	91-53-2	0.050
130	Ethoxysulfuron	Herbicide	126801-58-9	0.001
131	Etioazole	Acaricide	153233-91-1	*
132	Etrimfos	Insecticide	388260-54-7	*
133	Fenamidone	Fongicide	161326-34-7	0.001
134	Fenamiphos	Nematicide	22224-92-6	0.001
135	Fenamiphos-sulfone	Nematicide	31972-44-8	*
136	Fenamiphos-sulfoxyde	Nematicide	31972-43-7	*
137	Fenarimol	Fongicide	60168-88-9	0.001
138	Fenazaquin	Acaricide	120928-09-8	0.020
139	Fenbuconazole	Fongicide	114369-43-6	0.001
140	Fenhexamide	Fongicide	126833-17-8	0.001
141	Fenitrothion	Insecticide	122-14-5	*
142	Fenobucarb	Insecticide	3766-81-2	0.001
143	Fenoxaprop-ethyl	Herbicide	82110-72-3	*
144	Fenoxycarb	Insecticide	79127-80-3	0.005
145	Fenpiclonil	Fongicide	74738-17-3	0.001
146	Fenpropathrin	Insecticide	64257-84-7	0.020
147	Fenpropidin	Fongicide	67306-00-7	0.005
148	Fenpropimorph	Fongicide	67564-91-4	0.001
149	Fenpyroximat	Acaricide	134098-61-6	0.010
150	Fensulfothion	Nematicide	115-90-2	*
151	Fenthion	Insecticide	55-38-9	*
152	Fenthion-oxon	Insecticide	6552-12-1	*
153	Fenthion-oxon-sulfone	Insecticide	14086-35-2	*
154	Fenthion-sulfone	Insecticide	3761-42-0	*
155	Fenthion-sulfoxide	Insecticide	3761-41-9	*
156	Fenuron	Herbicide	101-42-8	0.001
157	Fipronil	Insecticide	120068-37-3	0.020
158	Flazasulfuron	Herbicide	104040-78-0	0.010
159	Flonicamid	Insecticide	158062-67-0	*
160	Florasulam	Herbicide	145701-23-1	0.005
161	Fluazifop	Herbicide	69335-91-7	*
162	Fluazifop-butyl	Herbicide	79241-46-6	0.001
163	Fluazinam	Fongicide	79622-59-6	0.001
164	Fluazuron	Insecticide	86811-58-7	*
165	Flucycloxuron	Acaricide	94050-52-9	0.020
166	Fludioxonil	Fongicide	131341-86-1	0.020
167	Flufenacet	Herbicide	142459-58-3	0.001
168	Flufenoxuron	Insecticide	101463-69-8	0.001
169	Flumetralin	Growth regulator	62924-70-3	*
170	Flumioxazin	Herbicide	103361-09-7	*
171	Fluopicolide	Fongicide	239110-15-7	*
172	Fluoxastrobin	Fongicide	193740-76-0	0.001
173	Flupyrsulfuron-methyl sodium	Herbicide	144740-54-5	0.010
174	Fluquinconazole	Fongicide	136426-54-5	0.020
175	Flurochloridone	Herbicide	61213-25-0	*
176	Fluroxypyr	Herbicide	69377-81-7	0.005
177	Fluroxypyr-meptyl	Herbicide	81406-37-3	*
178	Flurprimidol	Herbicide	56425-91-3	0.001
179	Flurtamone	Herbicide	96525-23-4	0.001
180	Flusilazole	Fongicide	85509-19-9	0.001
181	Flutolanil	Fongicide	66332-96-5	0.001
182	Flutriafol	Fongicide	76674-21-0	0.001
183	Fluvalinate	Acaricide	102851-06-9	*
184	Fonofos	Insecticide	66767-39-3	*
185	Foramsulfuron	Herbicide	173159-57-4	0.001
186	Forchlorfenuron	Growth regulator	68157-60-8	*
187	Fosthiazate	Nematicide	98886-44-3	*
188	Fuberidazole	Fongicide	003878-19-1	0.001
189	Furalaxyl	Fongicide	57646-30-7	0.001
190	Furathiocarb	Insecticide	65907-30-4	0.001
191	Haloxypop	Herbicide	69806-34-4	*
192	Haloxypop-methyl	Herbicide	69806-40-2	0.001

193	Hexaconazole	Fongicide	79983-71-4	0.001
194	Hexaflumuron	Insecticide	86479-06-3	0.001
195	Hexythiazox	Acaricide	78587-05-0	0.020
196	Imazalil	Fongicide	35554-44-0	0.001
197	Imazamox	Herbicide	114311-32-9	*
198	Imidacloprid	Insecticide	105827-78-9	0.005
199	Indoxacarb	Insecticide	173584-44-6	0.020
200	Iodosulfuron-methyl	Herbicide	185119-76-0	0.001
201	Ioxynil	Herbicide	1689-83-4	0.001
202	Iprodione	Fongicide	36734-19-7	*
203	Iprovalicarb	Fongicide	140923-17-7	0.050
204	Isazophos	Insecticide	42509-80-8	0.001
205	Isofenphos	Insecticide	25311-71-1	*
206	Isoprocab	Insecticide	2631-40-5	*
207	Isoprothiolane	Fongicide	50512-35-1	*
208	Isoproturon	Herbicide	34123-59-6	0.001
209	Isopyrazam	Fongicide	881685-58-1	*
210	Isoxadifen-ethyl	Herbicide	163520-33-0	*
211	Kresoxym methyl	Fongicide	143390-89-0	*
212	Lenacil	Herbicide	2164-08-1	0.001
213	Linuron	Herbicide	330-55-2	0.001
214	Lufenuron	Insecticide	103055-07-8	0.001
215	Malaoxon	Insecticide	1634-78-2	*
216	Malathion	Insecticide	121-75-5	*
217	Mandipropamid	Fongicide	374726-62-2	0.001
218	MCPA	Herbicide	94-74-6	0.020
219	MCPB	Herbicide	94-81-5	0.100
220	Mecarbam	Insecticide	2595-54-2	0.100
221	Mecoprop	Herbicide	7085-19-0	0.001
222	Mepanipyrim	Fongicide	110235-47-7	0.001
223	Mepronil	Fongicide	55814-41-0	*
224	Merphos	Herbicide	150-50-5	*
225	Mesosulfuron-methyl	Herbicide	208465-21-8	*
226	Mesotrione	Herbicide	104206-82-8	*
227	Metalaxyl	Fongicide	57837-19-1	0.001
228	Metamitron	Herbicide	41394-05-2	0.001
229	Metazachlor	Herbicide	67129-08-2	*
230	Metconazole	Fongicide	125116-23-6	0.001
231	Methabenzthiazuron	Herbicide	18691-97-9	0.001
232	Methamidophos	Insecticide	10265-92-6	*
233	Methidathion	Insecticide	950-37-8	*
234	Methiocarb	Insecticide	2032-65-7	0.001
235	Methiocarb sulfoxide	Metabolite	2635-10-1	*
236	Methomyl	Insecticide	16752-77-5	0.001
237	Methoprotrene	Herbicide	841-06-5	*
238	Methoxyfenozide	Insecticide	161050-58-4	0.001
239	Metobromuron	Herbicide	3060-89-7	0.001
240	Metolachlor	Herbicide	51218-45-2	0.001
241	Metolcarb	Insecticide	1129-41-5	0.010
242	Metosulam	Herbicide	139528-85-1	0.001
243	Metoxuron	Herbicide	19937-59-8	0.001
244	Metrafenone	Fongicide	220899-03-6	*
245	Metribuzin	Herbicide	21087-64-9	0.001
246	Metsulfuron-methyl	Herbicide	74223-64-6	0.001
247	Mevinphos	Insecticide	7786-34-7	*
248	Monocrotophos	Insecticide	6923-22-4	0.001
249	Monolinuron	Herbicide	1746-81-2	0.001
250	Monuron	Herbicide	150-68-5	0.001
251	Myclobutanil	Fongicide	88671-89-0	0.001
252	N-(2,4-dimethylphenyl)formamide (DMF)	Métabolite	60397-77-5	*
253	N-2,4-dimethylphenyl-N'-methylformamidine (DMPF)	Métabolite	33089-74-6	*
254	Naled	Insecticide	300-76-5	*
255	Napropamide	Herbicide	15299-99-7	0.001
256	Neburon	Herbicide	555-37-3	0.001
257	Nicosulfuron	Herbicide	111991-09-4	0.005
258	Nitenpyram	Insecticide	150824-47-8	*
259	Norflurazon	Herbicide	27314-13-2	0.001

260	Novaluron	Insecticide	116714-46-6	*
261	Nuarimol	Fongicide	63284-71-9	0.001
262	Ofurace	Fongicide	58810-48-3	*
263	Omethoate	Insecticide	1113-02-6	0.020
264	Orbencarb	Herbicide	34622-58-7	0.010
265	Orthosulfamuron	Herbicide	213464-77-8	0.001
266	Oryzalin	Herbicide	19044-88-3	0.001
267	Oxadiargyl	Herbicide	39807-15-3	*
268	Oxadiazon	Herbicide	19666-30-9	0.001
269	Oxadixyl	Fongicide	77732-09-3	0.001
270	Oxamyl	Insecticide	23135-22-0	0.020
271	Oxine-copper	Fongicide	10380-28-6	*
272	Oxydemeton-methyl	Insecticide	301-12-2	*
273	Paclobutrazol	Growth regulator	76738-62-0	0.001
274	Paraoxon-ethyl	Insecticide	311-45-5	*
275	Paraoxon-methyl	Insecticide	950-35-6	*
276	Parathion-ethyl	Insecticide	56-38-2	*
277	Parathion-methyl	Insecticide	298-00-0	*
278	Penconazole	Fongicide	66246-88-6	0.001
279	Pencycuron	Fongicide	66063-05-6	0.001
280	Pendimethalin	Herbicide	40487-42-1	0.010
281	Penoxsulam	Herbicide	219714-96-2	*
282	Phenmedipham	Herbicide	13684-63-4	0.005
283	Phenthoat	Insecticide	2597-03-7	0.001
284	Phosalone	Insecticide	2310-17-0	0.001
285	Phosmet	Insecticide	732-11-6	*
286	Phosmet-oxon	Insecticide	3735-33-9	*
287	Phosphamidon	Insecticide	13171-21-6	*
288	Phoxim	Insecticide	14816-18-3	*
289	Picolinafen	Herbicide	137641-05-5	*
290	Picoxystrobin	Fongicide	117428-22-5	0.001
291	Pinoxaden	Herbicide	243973-20-8	*
292	Pirimicarb	Insecticide	23103-98-2	0.001
293	Pirimicarb desmethyl	Métabolite	30614-22-3	*
294	Pirimicarb desmethyl formamido	Métabolite	27218-04-8	*
295	Pirimiphos methyl	Insecticide	29232-93-7	*
296	Pretilachlor	Herbicide	51218-49-6	0.001
297	Prochloraz	Fongicide	67747-09-5	0.001
298	Profenofos	Insecticide	4111198-08-7	*
299	Promecarb	Insecticide	2631-37-0	0.001
300	Prometryn	Herbicide	7287-19-6	0.001
301	Propachlor	Herbicide	1918-16-7	0.001
302	Propamocarb	Fongicide	24579-73-5	0.001
303	Propanil	Herbicide	709-98-8	0.001
304	Propaquizafop	Herbicide	111479-05-1	0.020
305	Propargite	Acaricide	2312-35-8	0.010
306	Propazine	Herbicide	139-40-2	0.001
307	Propetamphos	Insecticide	31218-83-4	0.020
308	Propham	Herbicide	122-42-9	0.001
309	Propiconazole	Fongicide	60207-90-1	0.001
310	Propoxur	Insecticide	114-26-1	0.001
311	Propoxycarbazone-sodium	Herbicide	181274-15-7	0.010
312	Propylene thiourea (PTU)	Métabolite	2122-19-02	*
313	Propyzamide	Herbicide	23950-58-5	0.001
314	Proquinazid	Fongicide	189278-12-4	0.005
315	Prosulfocarb	Herbicide	52888-80-9	0.001
316	Prosulfuron	Herbicide	94125-34-5	*
317	Prothiophos	Insecticide	34643-46-4	*
318	Pymetrozine	Insecticide	123312-89-0	0.001
319	Pyraclostrobin	Fongicide	175013-18-0	0.001
320	Pyraflufen	Herbicide	129630-17-7	*
321	Pyridaben	Insecticide	96489-71-3	0.010
322	Pyridaphenthion	Insecticide	119-12-0	*
323	Pyridate	Herbicide	55512-33-9	*
324	Pyrifenox	Fongicide	88283-41-4	0.001
325	Pyrifthalid	Herbicide	135186-78-6	0.001
326	Pyrimethanil	Fongicide	53112-28-0	0.001

327	Pyrimiphos ethyl	Insecticide	23505-41-1	*
328	Pyriproxyfen	Insecticide	95737-68-1	0.005
329	Quinalphos	Insecticide	13593-03-8	*
330	Quinoclamine	Herbicide	2797-51-5	*
331	Quinoxifen	Fongicide	124495-18-7	*
332	Quizalofop-P-Ethyl	Herbicide	100646-51-3	0.010
333	Resmethrine	Insecticide	10453-86-8	*
334	Rimsulfuron	Herbicide	122931-48-0	*
335	sebuthylazine	Herbicide	7286-69-3	*
336	Sebuthylazine-desethyl	Herbicide	37019-18-4	*
337	Secbumeton	Herbicide	26259-45-0	0.001
338	Simazine	Herbicide	122-34-9	0.001
339	Simazine-2-hydroxy	Herbicide	2599-11-3	0.001
340	Spinosad	Insecticide	168316-95-8	0.010
341	Spirodiclofen	Acaricide	148477-71-8	0.020
342	Spirotetramat	Insecticide	203313-25-1	*
343	Spiroxamine	Fongicide	118134-30-8	0.005
344	Sulcotrione	Herbicide	99105-77-8	*
345	Sulfometuron-methyl	Herbicide	74222-97-2	0.001
346	Sulfosulfuron	Herbicide	141776-32-1	0.010
347	Sulfotep	Insecticide	3689-24-5	*
348	Tebuconazole	Fongicide	107534-96-3	0.001
349	Tebufenozide	Insecticide	112410-23-8	0.050
350	Tebufenpyrad	Acaricide	119168-77-3	0.001
351	Tebutam	Herbicide	35256-85-0	0.001
352	Teflubenzuron	Insecticide	83121-18-0	0.001
353	Tepraloxymid	Herbicide	149979-41-9	0.001
354	Terbacil	Herbicide	5902-51-2	0.020
355	Terbufos	Insecticide	13071-79-9	0.010
356	Terbumeton	Herbicide	33693-04-8	0.001
357	Terbuthylazine	Herbicide	5915-41-3	0.001
358	Terbuthylazine-2-hydroxy	Herbicide	66753-07-9	0.001
359	Terbuthylazine-desethyl	Herbicide	30125-63-4	0.001
360	Terbutryn	Herbicide	886-50-0	0.001
361	Tetrachlorvinphos	Insecticide	22248-79-9	*
362	Tetraconazole	Fongicide	112281-77-3	0.001
363	Tetramethin	Insecticide	7696-12-0	*
364	Thiabendazole	Fongicide	148-79-8	0.001
365	Thiacloprid	Insecticide	111988-49-9	0.001
366	Thiamethoxam	Insecticide	153719-23-4	0.020
367	Thifensulfuron-methyl	Herbicide	79277-27-3	0.001
368	Thiobencarb	Herbicide	28249-77-6	0.001
369	Thiocyclam hydrogen oxalate	Insecticide	31895-22-4	0.020
370	Thiodicarb	Insecticide	59669-26-0	0.001
371	Thiofanox	Insecticide	39196-18-4	0.001
372	Thiophanate ethyl	Fongicide	23564-06-9	0.100
373	Thiophanate methyl	Fongicide	23564-05-8	0.100
374	Tolclofos-methyl	Fongicide	57018-04-9	0.100
375	Tolfenpyrad	Insecticide	129558-76-5	*
376	Tolyfluanid	Fongicide	731-27-1	*
377	Topramezone	Herbicide	210631-68-8	*
378	Tralkoxydim	Herbicide	87820-88-0	*
379	Triadimefon	Fongicide	43121-43-3	0.001
380	Triadimenol	Fongicide	55219-65-3	0.001
381	Triasulfuron	Herbicide	82097-50-5	0.001
382	Triazophos	Insecticide	24017-47-8	*
383	Tribenuron-methyl	Herbicide	101200-48-0	0.020
384	Trichlorfon	Insecticide	52-68-6	*
385	Triclopyr	Herbicide	55335-06-3	0.100
386	Tricyclazole	Fongicide	41814-78-2	0.001
387	Tridemorph	Fongicide	81412-43-3	*
388	Trifloxystrobin	Fongicide	141517-21-7	0.001
389	Trifloxysulfuron	Herbicide	145099-21-4	0.001
390	Triflumizole	Fongicide	68694-11-1	0.001
391	Triflururon	Insecticide	64628-44-0	0.001
392	Trifluralin	Herbicide	1582-09-8	*
393	Triflusulfuron methyl	Herbicide	126535-15-7	*
394	Triforine	Fongicide	26644-46-2	0.010

395	Trinexapac-ethyl	Herbicide	95266-40-3	0.001
396	Triticonazol	Fongicide	131983-72-7	*
397	Tritosulfuron	Herbicide	142469-14-5	*
398	Valifenalate	Fongicide	283159-90-0	*
399	Vamidothion	Insecticide	2275-23-2	0.001

* : Données non disponibles, substances non validées.

PHYTOPLANKTON DU LÉMAN

THE PHYTOPLANKTON OF LAKE GENEVA

Campagne 2011

PAR

Frédéric RIMET

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

RÉSUMÉ

Au cours de l'année 2011, 18 campagnes de prélèvement ont été effectuées au centre du Grand Lac (SHL2) dans la couche 0-18 m. La biomasse a augmenté de manière importante du début de l'année jusqu'à début juin, principalement du fait de petites diatomées centriques. Cette augmentation est probablement à relier aux températures clémentes et au bon ensoleillement du début d'année. Puis on observe une phase des eaux claires que l'on corrèle avec une chute de la concentration en phosphore et en silice. Ensuite, des communautés estivales s'installent, notamment avec des Dinophycées, des diatomées pennées et des Chrysophycées. A partir de septembre, la communauté est largement dominée par Mougeotia gracillima.

Tout comme observé pour la production primaire, l'année 2011 présente des valeurs de biomasses relativement faibles par rapport aux années précédentes. La biomasse cependant est légèrement plus importante qu'en 2010. Ceci est d'ailleurs indiqué par une baisse de la valeur de l'indice de Brettum. Mais globalement sur le long terme, le phytoplancton continue à indiquer une ré-oligotrophisation.

ABSTRACT

In the course of the year 2011, 18 sampling campaigns were carried out in the 0-18 m layer in the centre of Grand Lac (SHL2). The algal biomass rose considerably from the beginning of the year until the beginning of June; this was mainly attributable to small, centric diatoms. This increase should probably be attributed to the clement temperatures and sunshine in the early part of the year. A clear water phase was then observed, which was correlated with a fall in the concentrations of phosphorus and silica. Subsequently the summer communities were established, notably the Dinophyceae, the pennate diatoms and the Chlorophyceae. From September the community was markedly dominated by Mougeotia gracillima.

As we had seen for the primary production, the year 2011 was characterised by relatively low biomass levels compared to those in the preceding years. However, the biomass was slightly higher than in 2010. This was also reflected in a fall in the Brettum quality index. However, overall and over the long term, the phytoplankton continues to indicate re-oligotrophisation.

1. INTRODUCTION

Le compartiment phytoplanctonique a fait l'objet d'un suivi durant l'année 2011 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), modifié par Kaiblinger et al. (2009) 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. MÉTHODES

Pour le Grand Lac, le phytoplancton a été récolté de janvier à novembre 2011 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, août, octobre et deux fois par mois pour les autres mois de l'année. Seul le mois de décembre n'a pas pu être prélevé en raison des conditions météorologiques. Au final, 18 campagnes ont été menées en 2011.

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. RÉSULTATS

3.1 Évolution saisonnière de l'année 2011

3.1.1 Évolution des classes d'algues et des taxons dominants

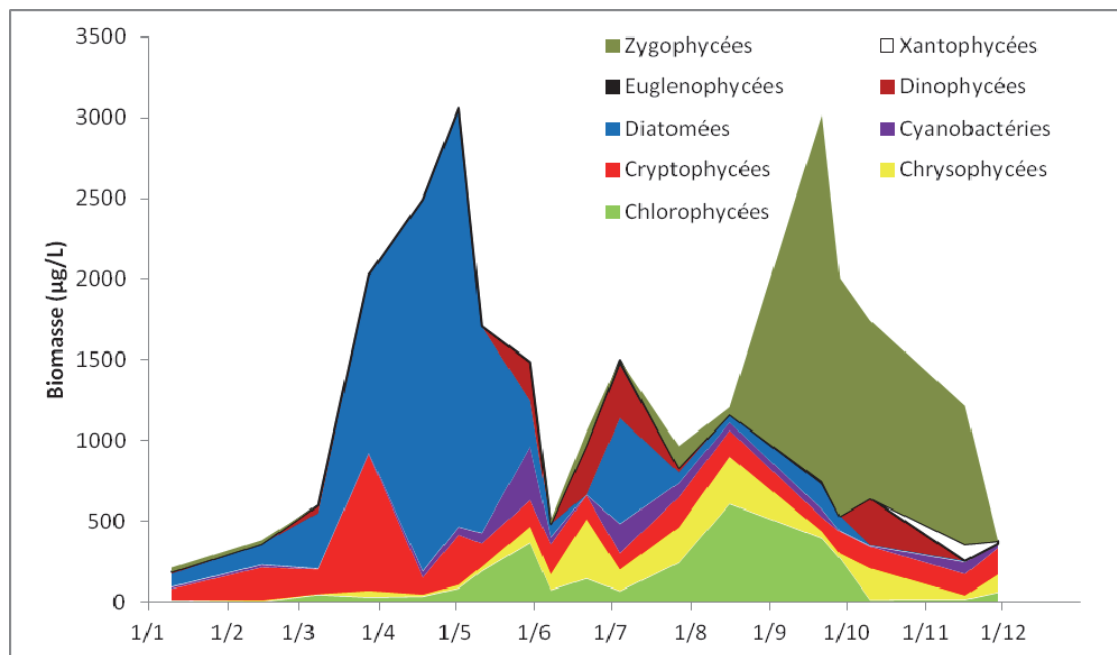


Figure 1 : Variations de la biomasse du phytoplancton par classe algale (sensu Bourrelly 1972, 1981, 1985) dans le Grand Lac (SHL 2) en 2011.

Figure 1 : Variations in the biomass of phytoplankton by algal class in Grand Lac (SHL 2) in 2011.

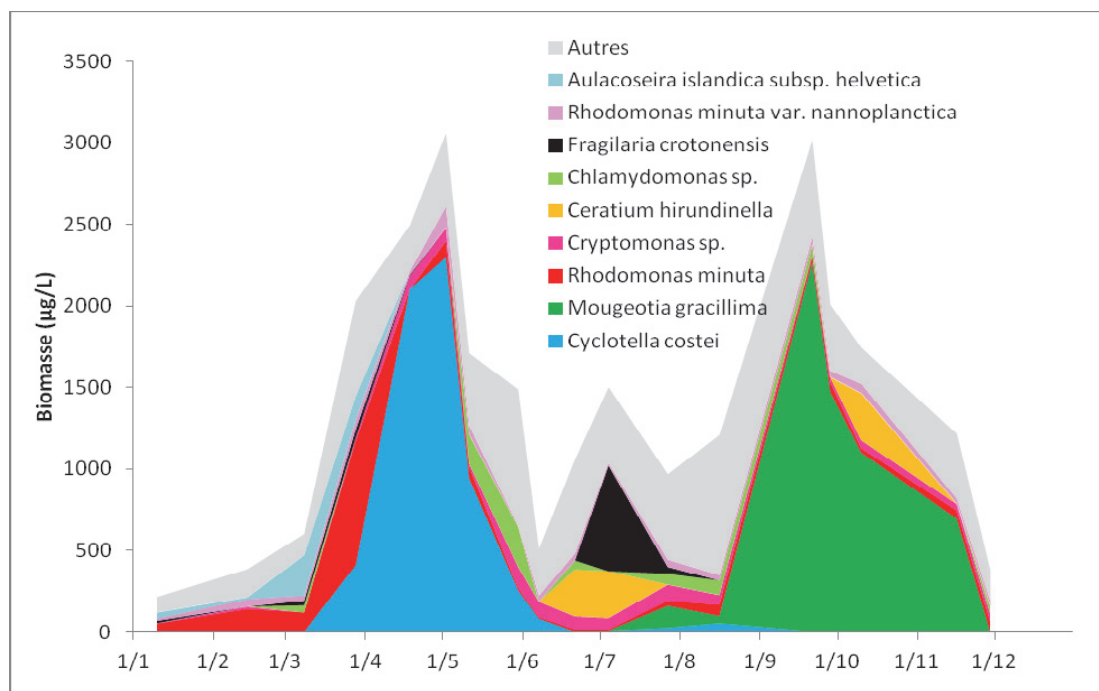


Figure 2 : Variations de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le Grand Lac (SHL 2) en 2011.

Figure 2 : Variations in the biomass of the main taxons of phytoplankton in Grand Lac (SHL 2) in 2011

Pour le Grand Lac, plusieurs phases peuvent être distinguées au cours de l'année 2011 (figures 1 et 2) :

- Une phase hivernale (observée du 10 janvier au 8 mars) : la biomasse algale est faible et composée essentiellement de Cryptophycées (*Rhodomonas minuta* et sa var. *nannoplanctica*) et de petites diatomées centriques (*Cyclotella delicatula*).
- Une phase printanière (28 mars au 30 mai) : la biomasse algale augmente fortement, Ce sont les diatomées centriques (*Cyclotella costei*, *C. delicatula*, *Puncticulata radiosa*, *Stephanodiscus alpinus*, *S. minutulus*, *S. neoastrea*) qui représentent l'essentiel de la biomasse à cette période. La plupart de ces taxons sont sensibles à la stratification des eaux.
- Une phase des eaux claires observée le 7 juin : à cette date, la biomasse baisse fortement. Ce sont surtout les diatomées qui disparaissent, broutée préférentiellement par le zooplancton.
- Une phase estivale (21 juin au 16 août) : Après la phase des eaux claires, la communauté change nettement de composition. Les Chrysophycées font leur apparition, avec des espèces du genre *Dinobryon* spp., indiquant une déplétion de la colonne d'eau en nutriments (Reynolds et al. 2002). A cette même période, on note la présence de diatomées caractéristiques des couches d'eau de surface brassées de manière homogène sur 2-3 m d'épaisseur (ex. *Fragilaria crotonensis*) (Padisak et al. 2009). De la même façon, *Ceratium hirundinella* (Dinophycée) est une espèce indicatrice des épilimnion estivaux (Reynolds et al. 2002)
- Une phase automnale et hivernale (21 septembre au 29 novembre) : pendant cette phase, on observe une forte augmentation de la biomasse de *Mougeotia gracillima*. Cette Zygothécée filamenteuse se développe à une quinzaine de mètres de profondeur, au niveau du métalimnion. D'après Padisak et al. (2009), il s'agit d'un taxon tolérant les faibles intensités lumineuses, mais profitant des concentrations relativement importantes en nutriments présents à ces profondeurs. Le dernier prélèvement (29 novembre) présente une chute rapide de la biomasse pour tous les groupes algaux.

3.1.2 Évolution du micro et du nanophytoplancton

Les taxons nanophytoplanctoniques ont une longueur inférieure à 20 μm et un biovolume inférieur à 10 000 μm^3 , ceux du microphytoplancton une longueur supérieure à 20 μm et/ou un biovolume supérieur à 10 000 μm^3 .

La figure 3 présente la dynamique de ces deux compartiments dans le Grand Lac pour l'année 2011.

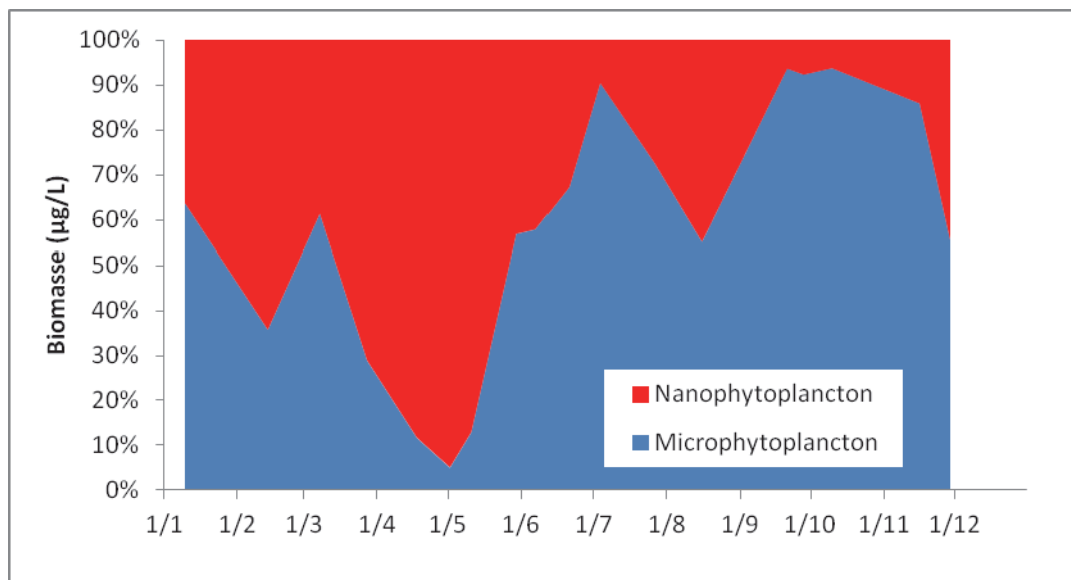


Figure 3 : Variations de la biomasse par classes de taille dans le Grand Lac (SHL 2) en 2011.

Figure 3 : Variations in the biomass per size class in Grand Lac (SHL 2) in 2011.

En 2011, pour le Grand Lac, les proportions en termes de biomasse entre le nano et microphytoplancton sont équilibrées du 10 janvier au 8 mars. Par contre, du 28 mars au 11 mai, le nanophytoplancton est largement majoritaire, de part l'abondance des petites diatomées centriques (tailles moyennes de 5 µm). Ensuite, le rapport s'inverse plutôt en faveur du microphytoplancton, des taxons de plus grande taille tels des *Dinobryon* spp. (Chrysophycées coloniales), *Ceratium hirundinella* (Dinophycées), vont représenter l'essentiel de la biomasse en période estivale. A partir 21 septembre, c'est *Mougeotia gracillima* (grande Chlorophycée filamenteuse) qui va expliquer la dominance de la biomasse par le microphytoplancton. En fin d'année, la proportion entre micro et nanophytoplancton est plus équilibrée.

3.2 Évolution interannuelle

3.2.1 Évolution des classes d'algues

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

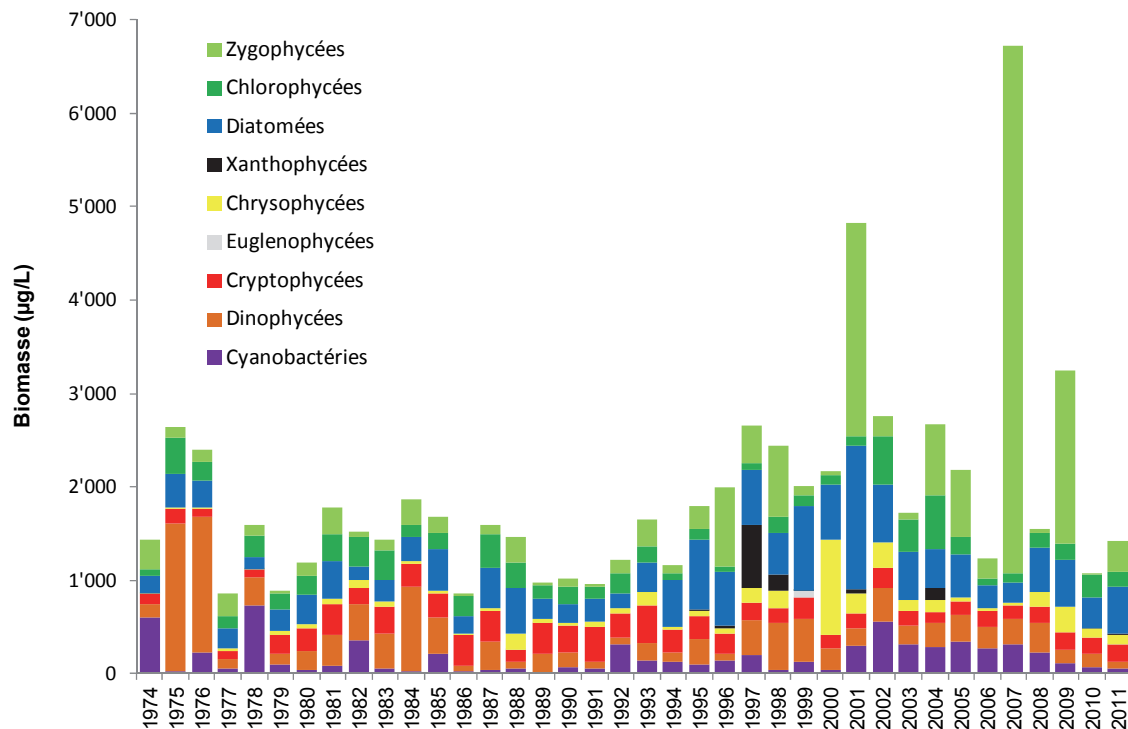


Figure 4 : Évolution interannuelle des principales classes algales (biomasse annuelle moyenne) dans le Grand Lac.

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

Pour le Grand Lac, l'année 2011 présente des biomasses proches des années précédentes (en mettant à part les années ayant démontré des blooms de *Mougeotia gracillima*). Il reste cependant difficile d'observer une tendance interannuelle claire pour la biomasse totale du phytoplancton.

3.2.2 Profils de biomasse des principales classes d'algues

Ces profils sont obtenus grâce à la sonde spectrofluorimétrique BBE.

La figure 5 montre la dynamique des diatomées ; on observe une augmentation de leur biomasse en début de chaque année (entre 0 et 25-30 mètres), puis leur disparition sur toute la colonne d'eau avec l'arrivée de la phase des eaux claires en mai. Leur retour se fait pendant l'été principalement aux alentours de 10-15 mètres.

Pour les algues vertes (essentiellement représenté par *Mougeotia gracillima*) (figure 6), on observe des biomasses importantes en fin d'été début d'automne pour les années 2007, 2009 et 2011. Pour l'année

2011 les biomasses sont importantes de la surface jusqu'à des profondeurs de 20 mètres, alors que pour 2007 et 2009 de fortes concentrations s'observent également jusqu'à 30m.

Pour les Cyanobactéries (figure 7), les biomasses sont nettement plus faibles, on note cependant leur présence plutôt en automne (2008, 2009 et 2010), et c'est *Aphanizomenon flos-aquae* (cyanobactérie filamenteuse hétérocystée potentiellement toxique) qui va être dominante à ces moments là. En 2008 le pic semble être localisé sur une dizaine de mètres aux alentours des 15m.

La figure 8 présente l'évolution des biomasses pour les algues riches en pigments rouges, c'est-à-dire principalement les Cryptophycées dans le Léman. On observe que cette classe algale est principalement présente en début d'année sur des profondeurs allant de 0 à 40 m certaines années.

Log algues brunes

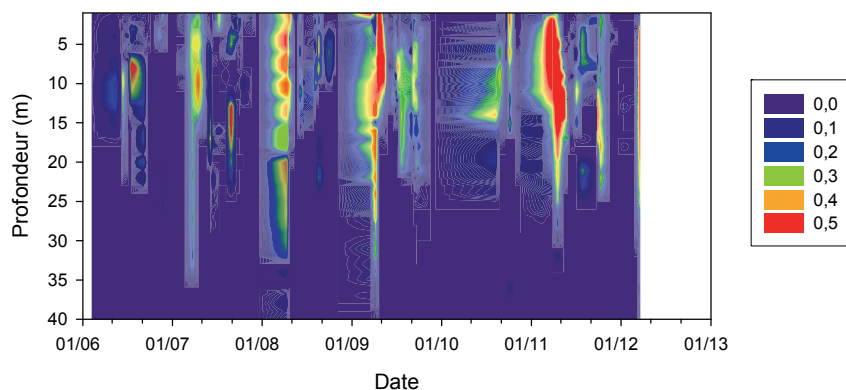


Figure 5 : Évolution de la distribution de la biomasse (exprimée en μg de chlorophylle/L) du groupe algal riche en Chlorophylle a, c, xanthophylle, fucoxanthéperidine (Diatomées).

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, fucoxantheperidine (diatoms).

Log algues vertes

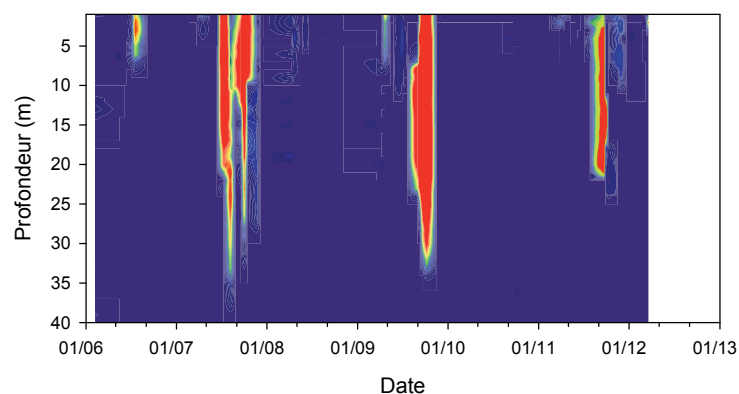


Figure 6 : Évolution de la distribution de la biomasse (exprimée en μg de chlorophylle/L) du groupe algal riche en chlorophylle a, b et caroténoïde (Chlorophycées, Conjuguées).

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).

Log algues bleu-vertes

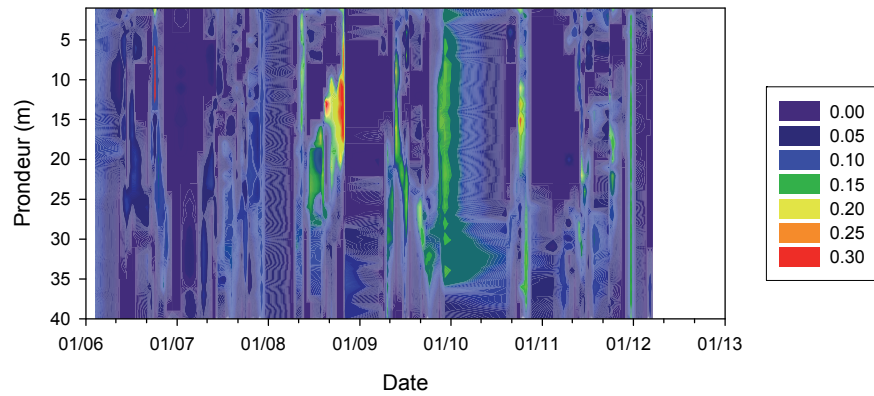


Figure 7 : Évolution de la distribution de la biomasse (exprimée en μg de chlorophylle/L) du groupe algal riche en chlorophylle a, et phycocyanines (Cyanobactéries).

Figure 7 : Change in the distribution of the biomass (expressed in μg chlorophyll/L) of the algal group containing high levels of chlorophyll a, and phycocyanins (Cyanobacteria).

Log algues rouges

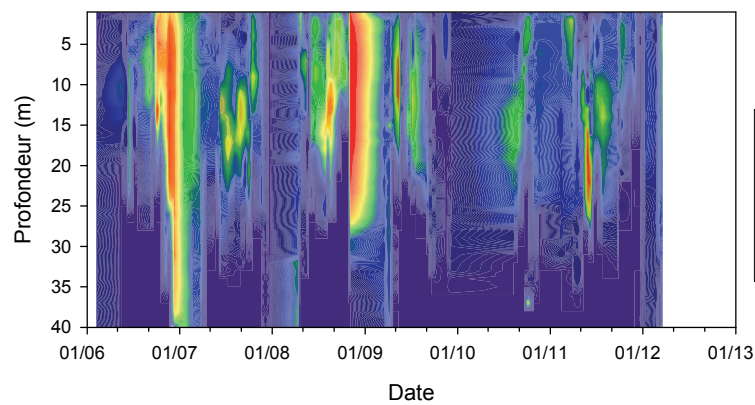


Figure 8 : Évolution de la distribution de la biomasse (exprimée en μg de chlorophylle/L) du groupe algal riche en chlorophylle a, c et phycoérythrine (Cryptophycées).

Figure 8 : Change in the distribution of the biomass (expressed in μg chlorophyll/L) of the algal group containing high levels of chlorophyll a and c, and phycoerythrin (Cryptophyceae).

3.2.3 Évolution de la diversité

Un indice de diversité annuelle a été calculé sur la chronique 1974-2011. Pour chaque prélèvement, l'indice de Shannon est calculé, puis la moyenne annuelle de ces indices est mesurée pour chacune des années de 1974 à 2011.

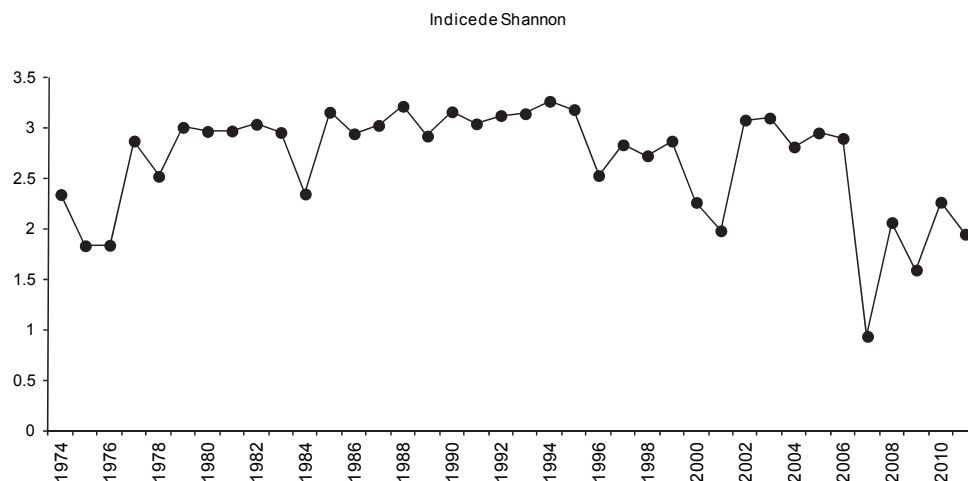


Figure 9 : Évolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon.

Figure 9 : 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 2011 est faible au regard de la diversité sur la chronique 1974-2011 (figure 9). Il s'agit de la 5^{ème} diversité la plus faible. On note que globalement, la diversité est faible depuis 2007 ce qui pourrait indiquer une raréfaction de la ressource (nutriments). Les chutes de diversité en 2007 et 2009 correspondent aux blooms de *Mougeotia gracillima* qui dominait fortement le peuplement.

3.2.4 Évolution 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 (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 les auteurs :

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 10 présente l'évolution de cet indice pour le Grand Lac.

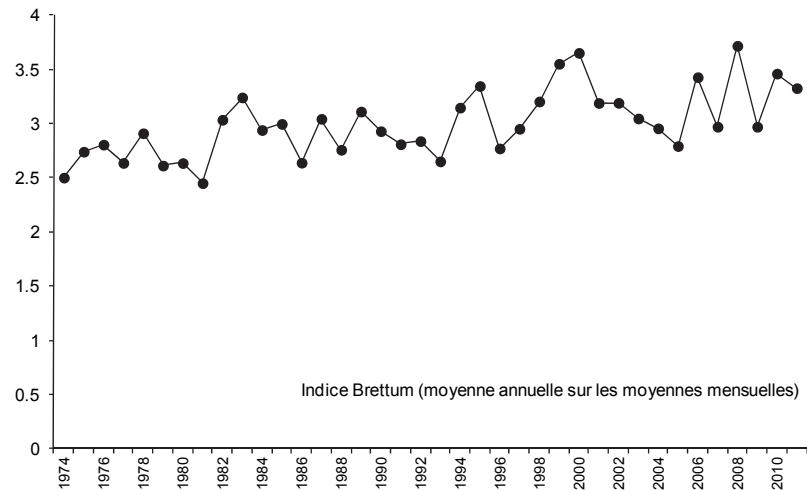


Figure 10 : Évolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum (1989) modifié dans le Grand Lac

Figure 10 : 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 10). Entre 1974 et 1980 le lac était eutrophe selon l'indice de Brettum. Puis l'indice présente une hausse, indiquant une amélioration de l'état trophique. La valeur pour l'année 2011 est de 3.32 (lac méso/faiblement eutrophe).

3.2.5 Évolution des groupes fonctionnels

La dynamique interannuelle de certains groupes fonctionnels de Reynolds *et al.* (2002) sont donnés aux figures 11a et b.

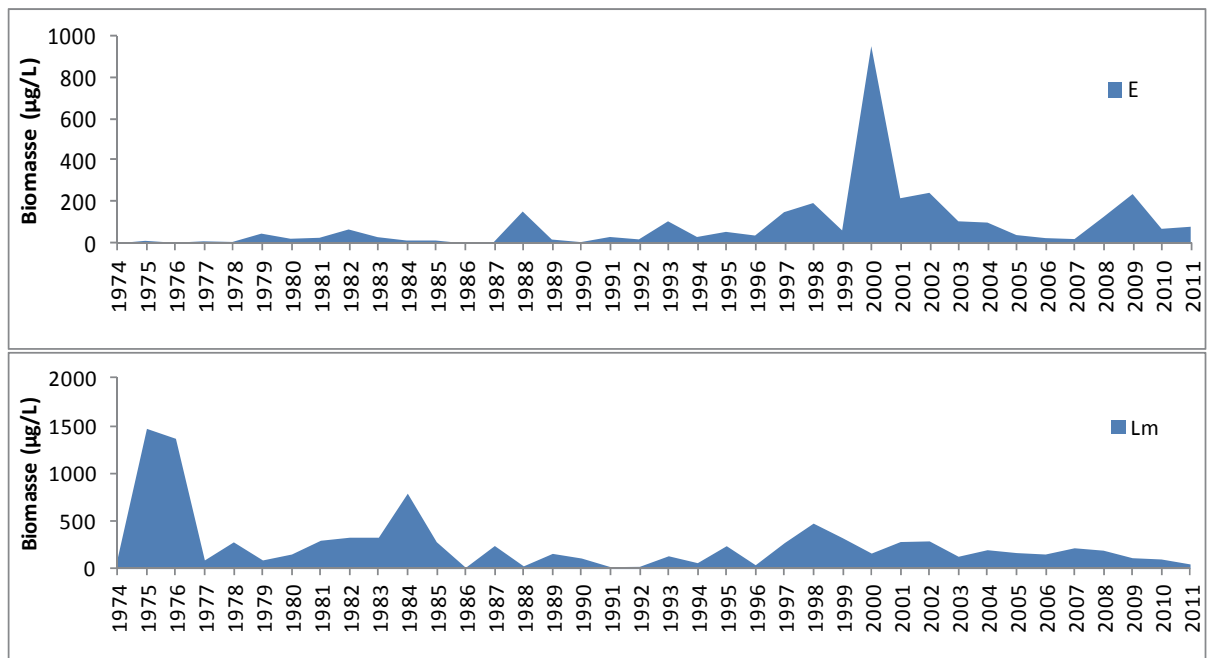


Figure 11: Evolution de la dynamique interannuelle des groupes fonctionnels Lm et E de Reynolds *et al.* (2002).

Figure 11 : 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 2011 (fig. 11a). Le groupe E, qui rassemble des taxons caractéristiques des milieux oligotrophes, présente une dynamique inverse (fig. 11b). Ces dynamiques indiquent bien une ré-oligotrophisation de la masse d'eau.

4. CONCLUSIONS

L'évolution saisonnière du phytoplancton pour l'année 2011 montre une augmentation de la biomasse au printemps qui est principalement le fait de taxons de diatomées centriques et notamment de *Cyclotella costei*. Cette augmentation de biomasse est à mettre en parallèle avec les températures clémentes et le bon ensoleillement du début d'année. Il s'agit de taxons sensibles à la stratification et à la déplétion en silice. La biomasse en diatomées atteint un pic début mai. S'ensuit une phase de nette décroissance qui est à relier à une baisse de la concentration en silice et en phosphore (cf. rapport Evolution physico-chimique). Il s'agit de la phase des eaux claires qui est bien marquée le 7 juin. Ce sont principalement les diatomées centriques qui disparaissent. Ensuite s'installent des communautés estivales, avec des diatomées pennées, des Dinophycées et des Chrysophycées. Ces dernières indiquent une déplétion en nutriments ce qui est mesurable de par les faibles concentrations en phosphore qui avoisinent les 5 µg/L de P dans les couches superficielles (cf. rapport Evolution physico-chimique). A partir de septembre, on observe des communautés automnales dominées par *Mougeotia gracillima*, Zygothécée filamenteuse. Ce taxon se développe à une quinzaine de mètres et tolère les faibles luminosités.

L'analyse interannuelle du phytoplancton permet de montrer que la biomasse de 2011 est faible lorsqu'on la compare à la chronique 1974-2010. Elle est cependant plus élevée que 2010, et se traduit également par une valeur de l'indice Brettum légèrement plus faible qu'en 2010.

D'autre part on continue à noter la baisse inter-annuelle régulière des taxons caractérisant les épilimnion eutrophes, et au contraire, l'augmentation régulière des taxons caractérisant les milieux oligotrophes. Ceci confirme les observations à long-terme de la dynamique en phosphore dans le Léman ainsi que l'augmentation régulière de l'indice Brettum.

BIBLIOGRAPHIE

- AFNOR, 2006. NF EN 15204. Qualité de l'eau - Norme guide pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée (méthode Utermöhl). Afnor: 41 pp.
- BOURRELLY, P., 1972. Les Algues d'eau douce, Tome I: Les Algues vertes. 1-572pp.
- BOURRELLY, P., 1981. Les Algues d'eau douce, Tome II: Les Algues jaunes et brunes. 1-517pp.
- BOURRELLY, P., 1985. Les Algues d'eau douce, Tome III: Les Algues bleues et rouges. 1-606pp.
- BRETTUM, P., 1989. Algen als Indikatoren für die Gewässerqualität in norwegischen Binnenseen. Norsk Institutt for vannforskning NIVA, Norway: 102 pp.
- DRUART, J.C. & RIMET F., 2008. Protocoles d'analyse du phytoplancton du l'INRA : prélèvement, dénombrement et biovolumes. INRA Thonon, Rapport SHL 283 – 2008, 96 pp.
- KAIBLINGER, K., 2008. Water quality assessment in lakes with special focus on Phytoplankton indices used within the EU Water Framework Directive (WFD). Rapport I.L. 277/08, DECO470, INRA Thonon, France: 45 pp.
- KAIBLINGER, C., ANNEVILLE, O., TADONLEKE, R., RIMET, F., DRUART, J. C., GUILLARD, J. & DOKULIL, M. T. 2009. Central European water quality indices applied to long-term data from peri-alpine lakes: test and possible improvements. Hydrobiologia 633: 67-74.
- MOLDAENKE, 2002. The bbe Fluoroprobe. Software manual. Kiel-Kronshagen, Germany: 41 pp.
- PADISAK, J., CROSSETTI L. O. & NASELLI-FLORES L., 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. Hydrobiologia 621:1-19.
- PELLETIER, J. P. & ORAND, A., 1978a. Appareil de prélèvement d'un échantillon dans un fluide. Brevet d'invention 76.08579.
- PELLETIER, J. P. & ORAND, A., 1978b. Bouteille à prélèvement intégré - Mode d'emploi. INRA Thonon, France: 9 pp.

- REYNOLDS, C. S., HUSZAR, V., KRUK, C., NASELLI-FLORES, L. & MELO, S. 2002. Toward a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.* 24: 417-428.
- RUSSEL-HUNTER, 1970, *Aquatic productivity*, New-York.
- SCHELSKE AND E. F. STOERMER, 1971, Eutrophication, silica depletion, and predicted changes in algal quality in Lake Michigan. *Science* 173 : 423-424.
- UTERMOHL, H., 1958. Zür Vervollkommung der quantitative Phytoplankton Methodik. *Mitt. Internat. Ver. Theor. 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 2011

PAR

Rémy D. TADONLEKE

Station d'Hydrobiologie Lacustre (INRA-UMR CARRTEL), BP 511, F-74203 Thonon-Les-Bains

RÉSUMÉ

Au cours de l'année 2011, 17 campagnes de prélèvement ont été effectuées à la station SHL2 du Léman pour les mesures de la production primaire (PP) et de la biomasse chlorophyllienne (Chl a). Les variations saisonnières de la PP et de la transparence des eaux étaient essentiellement expliquées par les variations de la biomasse du phytoplancton.

Les moyennes annuelles de PP nette et de la Chl a dans la zone 0-30m étaient légèrement (15%) plus élevées que celles de l'année 2010, mais restent parmi les plus faibles enregistrées au cours des douze dernières années. La faible variation interannuelle de la biomasse chlorophyllienne observée entre 2008 et 2011 suggère que le lac Léman serait dans un état de relative stabilité interannuelle au niveau du phytoplancton souvent observée au cours des périodes de ré-oligotrophisation caractérisées par des concentrations de phosphore assez faibles pour contraindre ces microalgues.

ABSTRACT

During 2011, 17 sampling campaigns were carried out at the SHL2 station in Lake Geneva to determine the primary production (PP) and the chlorophyll biomass (Chl a). The seasonal changes in PP and in the transparency of the water could essentially be attributed to changes in the phytoplankton biomass.

The annual means for the net PP and Chl a values in the 0-30 m zone were slightly higher (15%) than those in 2010, but never-the-less remained amongst the lowest values found during the previous twelve years. The limited interannual change in the chlorophyll biomass observed between 2008 and 2011 suggests that the interannual stability of Lake Geneva is relatively great with regard to the phytoplankton often observed during periods of re-oligotrophisation, which are characterised by levels of phosphorus that are low enough to limit these microalgae.

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 2011. L'évolution des mêmes variables phytoplanctoniques au cours des 12 années précédentes (1999-2010) est également présentée pour comparaison avec l'année 2011, dans le but d'évaluer s'il y a une tendance à la diminution suite à la réduction des apports de phosphore.

2. MÉTHODES

L'échantillonnage a été réalisé entre le 10 janvier et le 29 novembre 2011 aux dix profondeurs habituelles (0, 1, 2, 3.5, 5, 7.5, 10, 15, 20, 30 m). Il convient de noter que la campagne du 7 juin n'a pas pu être effectuée, en raison de la météo défavorable. Les méthodes d'analyse mises en oeuvre sont les mêmes que celles utilisées lors des années précédentes. La transparence de l'eau a été estimée 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 ^{14}C par le phytoplancton (STEEMAN-NIELSEN, 1952). Afin de permettre les comparaisons interannuelles, les méthodes de calcul utilisées depuis longtemps dans le cadre de ce suivi ont été reconduites, bien que certaines soient conservatives et donc sources de surestimation ou de sous-estimation. Ainsi, la PP mesurée a été convertie en production journalière à l'aide du facteur 2.22 (PELLETIER 1983). La biomasse chlorophyllienne et la PP ont été intégrées dans la zone 0-20 m pour l'analyse des variations saisonnières, et dans la zone 0-30 m pour l'analyse des variations interannuelles. La PP nette annuelle a été estimée en admettant qu'elle représente 60 % de la production brute, considérée ici comme la PP annuelle mesurée (LEBOULANGER, communication personnelle). Le choix de cette valeur et l'intégration dans la zone 0-30 m permet de réaliser la comparaison avec les années précédentes. 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 17 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.

Les valeurs de PP et Chl *a*, faibles en hiver (respectivement $<32 \text{ mgC. m}^{-3}.\text{inc}^{-1}$ et 4 mg.m^{-3} entre le 10 janvier et le 8 mars), ont considérablement augmenté et atteint les maxima (respectivement $135 \text{ mgC. m}^{-3}.\text{inc}^{-1}$ et 18.9 mg.m^{-3}) à la profondeur 2 m dès le début du printemps (28 mars) avant de diminuer progressivement jusqu'à la dernière campagne, date à laquelle elles étaient respectivement inférieures à $24 \text{ mgC. m}^{-3}.\text{inc}^{-1}$ et 2.5 mg.m^{-3} . L'obtention des valeurs maximales dès la fin mars est en accord avec l'observation courante des blooms printaniers du phytoplancton dans les lacs tempérés.

Tableau 1 : Principaux paramètres de la production primaire dans la zone 0-20 m. ΣA : production primaire totale lors de l'incubation ; PPj : production primaire journalière calculée ; Amax : production maximale lors de l'incubation correspondant à la biomasse Chla Amax ; Tds : profondeur de disparition du disque blanc de 30 cm de diamètre. Nd : non déterminé

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

	ΣA (0-30 m) (mgC m ⁻² . inc ⁻¹)	PPj (mgC m ⁻² .j ⁻¹)	Amax (mgC.m ⁻³ . inc ⁻¹)	Chla Amax (mg.m ⁻³)	Chl 0-20 m (mg.m ⁻²)	Tds (m)
10-janv-11	126.5	122.8	16.2	2.3	40.4	10.5
14-févr-11	299.7	290.7	31.8	3.9	52.2	8.3
08-mars-11	361.9	332.5	24.5	3.2	66.8	10.3
28-mars-11	644.6	643.3	135.2	18.9	238.6	2.3
18-avr-11	610.1	605.1	63.7	11.1	155.9	2.6
02-mai-11	821.8	820.0	75.1	6.4	161.3	5.1
11-mai-11	693.4	683.4	59.2	13.1	112.5	6.4
30-mai-11	803.2	749.4	67.3	10.7	107.8	9.8
07-juin-11	nd	nd	nd	nd	nd	nd
20-juin-11	632.7	613.8	57.7	3.9	68.9	9.3
04-juil-11	731.7	722.8	63.3	6.8	90.6	7.2
27-juil-11	763.2	746.1	80.1	5.2	99.7	5.6
16-août-11	1286.7	1286.7	120.8	4.4	90.2	6.0
22-sept-11	544.0	533.8	51.6	3.1	57.7	6.5
28-sept-11	458.6	451.3	42.9	2.4	59.9	8.9
10-oct-11	246.3	244.8	40.7	4.6	90.9	5.5
17-nov-11	200.4	200.1	27.6	2.0	26.9	11.6
29-nov-11	239.6	236.2	23.9	1.7	26.0	11.6

3.2 Évolution saisonnière des variables mesurées

Les plus fortes valeurs de la transparence des eaux sont mesurées en fin d'hiver, en début d'été et en fin d'automne. La valeur minimale est observée le 28 mars (Fig. 2A), c'est-à-dire beaucoup plus précocement qu'en 2010, année pendant laquelle elle était enregistrée en le 3 mai (TADONLEKE 2011).

Les évolutions temporelles de la PP et de la Chl *a* dans la zone 0-20 m étaient semblables, à l'exception du fait que le pic de Chl *a* a été obtenu le 3 mai (coïncidant avec la valeur minimale de la transparence des eaux), alors que celui de la PP a été enregistré le 16 août (Fig. 2B). Les analyses de régressions ont montré que la Chl *a* expliquait, en relation inverse, 69% de la variabilité saisonnière de la transparence des eaux, et en relation positive 50% de la variabilité de la PP. En d'autres termes, la transparence des eaux et la production du phytoplancton étaient fortement dépendantes de la biomasse du phytoplancton présente. Ces relations sont très semblables à celles obtenues en 2010 (71% pour la transparence et 54% pour la PP). En moyenne, la Chl *a* et la PP dans la zone 0-20 m, ainsi que la transparence des eaux étaient plus élevées en 2011 (respectivement, 91 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$, 546 $\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{inc}^{-1}$ et 7.5 m) qu'en 2010 (76 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ et 485 $\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{inc}^{-1}$ et 7.34 m). Toutefois, cette différence au niveau des moyennes de la PP était due à la valeur intégrée exceptionnellement élevée enregistrée le 16 août en 2011. Si cette valeur est exclue, la moyenne de 2011 (500 $\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{inc}^{-1}$) devient semblable à celle de 2010.

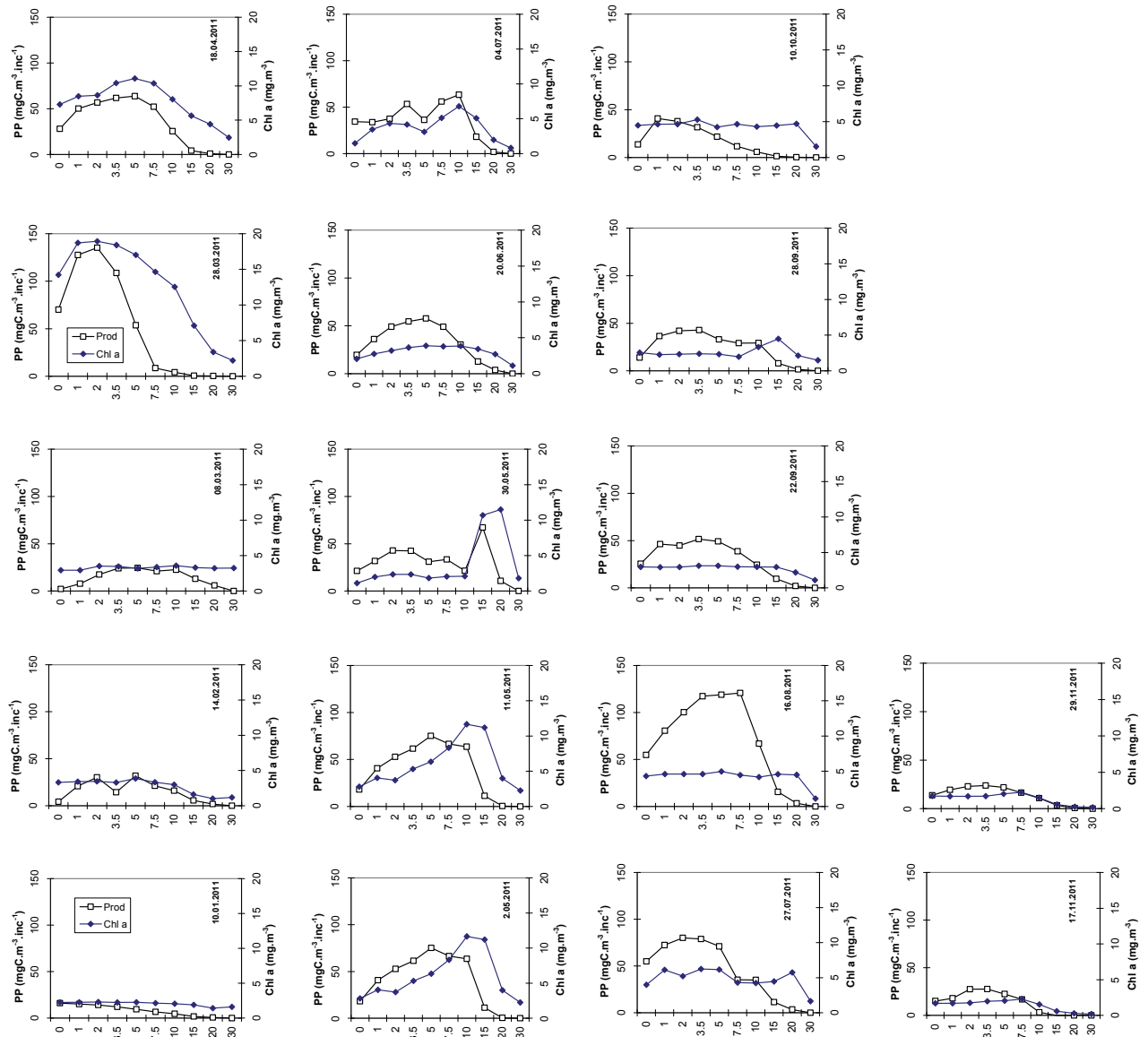


Figure 1 : Profils verticaux de la production primaire (carré) et de la biomasse chlorophyllienne (losange) au point SHL2 du 10 janvier au 29 novembre 2011

Figure 1: Vertical profiles of the primary production (square) and of chlorophyll a biomass (rhombus) at the sampling station SHL2 from January 10 to November 29, 2011

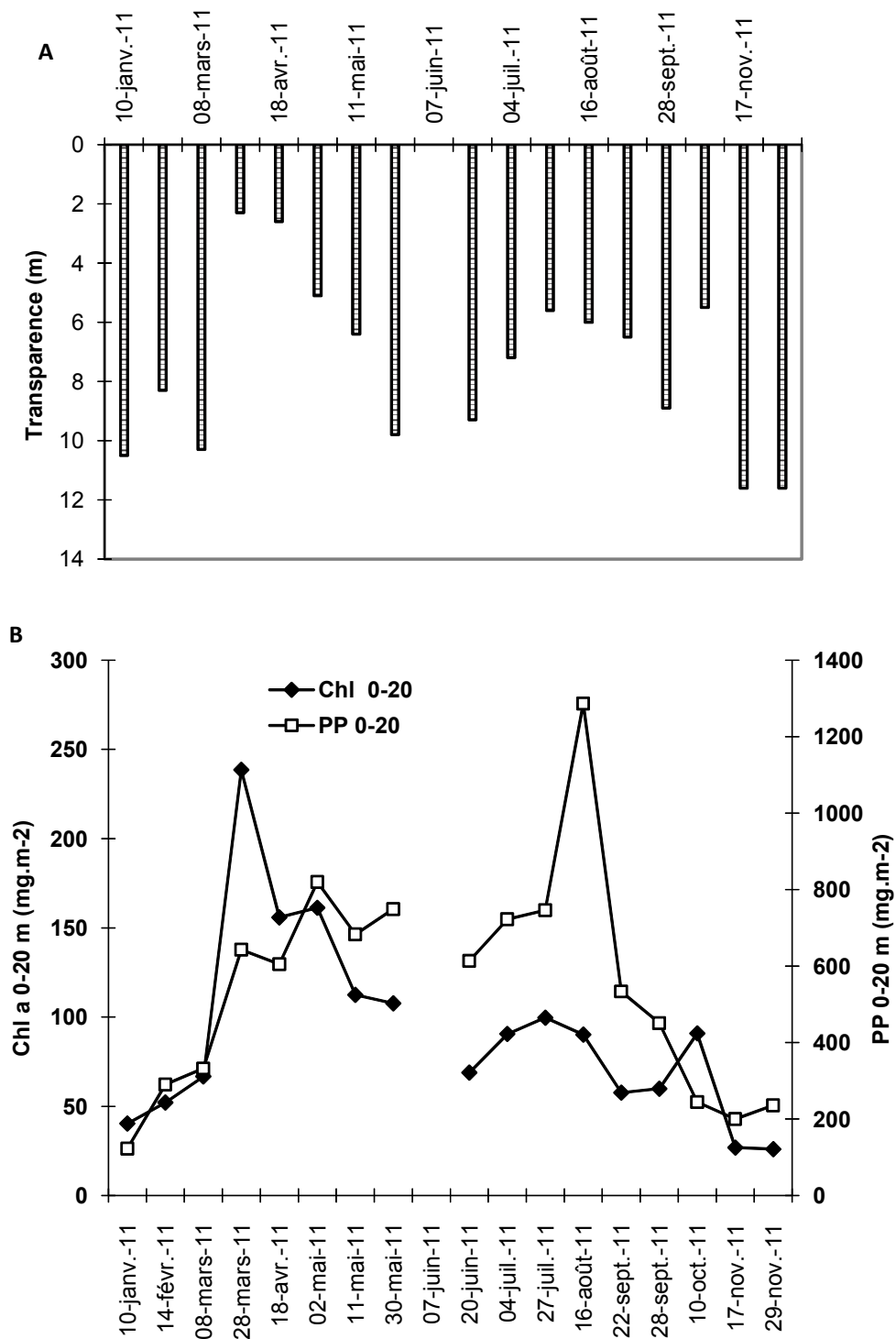


Figure 2 : Variations saisonnières de la transparence des eaux (A), de la production primaire et de la chlorophylle a intégrée dans la zone 0-20 m (B). Noter l'absence de mesure le 7 juin.

Figure 2 : Seasonal variations in the water transparency (A) and in primary production and chlorophyll a concentration integrated in the 0-20 m zone. No measurement on June 7, 2011.

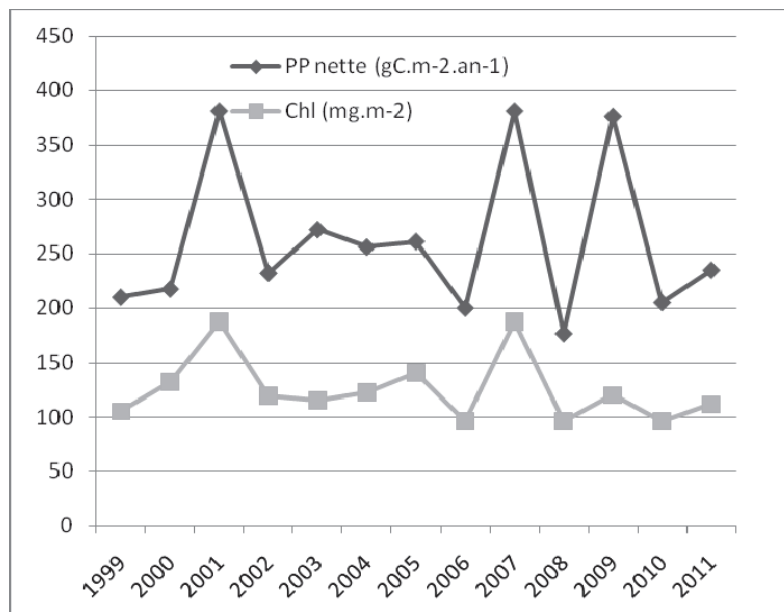


Figure 3 : Variation interannuelle des moyennes de la biomasse chlorophyllienne (carré rouge) et de la production phytoplanctonique nette (losange bleu) dans la zone 0-30 m.

Figure 3: Interannual differences in the mean values for the chlorophyll biomass (red squares) and net phytoplankton production (blue diamonds) in the 0-30 m zone.

3.3 Comparaison de l'année 2011 aux douze années précédentes (1999-2010)

L'évolution des moyennes annuelles de la biomasse chlorophyllienne et de la PP nette intégrée dans la zone 0-30 m entre 1999 et 2011 est présentée sur la figure 3. Les valeurs de Chl a et de PP de 2011 sont parmi les plus faibles enregistrées au cours des 12 dernières années. Elles excèdent celles de 2010 seulement d'environ 15%.

4. CONCLUSIONS

L'analyse des données de l'année 2011 montre que la biomasse phytoplanctonique explique respectivement 69 % et 50% de la variabilité saisonnière de la transparence des eaux et de la production phytoplanctonique.

Les valeurs moyennes annuelles de la PP nette et de la Chl a dans la zone 0-30 m, bien que légèrement plus élevées que celles de l'année 2010, restent parmi les plus faibles enregistrées au cours des douze dernières années. La valeur moyenne de PP de cette année 2011 ($236 \text{ gC.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$) se situe dans la gamme des valeurs définies comme objectif à atteindre dans le plan d'action 2011-2020 ($200\text{-}300 \text{ gC.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$). La faible variation interannuelle de la biomasse chlorophyllienne observée entre 2008 et 2011 suggère que le lac Léman serait dans un état de relative stabilité interannuelle au niveau du phytoplancton souvent observée au cours des périodes de ré-oligotrophisation caractérisées par des concentrations de phosphore assez faibles pour contraindre ces microalgues.

Remerciements : R. D. TADONLÉKÉ 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

- 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 (^{14}C) 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 (2011) Production primaire et biomasse chlorophyllienne dans le Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., p.125, Campagne 2010.

ZOOPLANKTON DU LÉMAN

THE ZOOPLANKTON OF LAKE GENEVA

Campagne 2011

PAR

Marie-Elodie PERGA et Leslie LAINE

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

RÉSUMÉ

Les changements saisonniers d'abondance des crustacées du zooplancton répondent, en 2011 comme au cours des années précédentes, au modèle classique 'Plankton Ecology Group' de dynamique du zooplancton en lac mésotrophe, avec un pic printanier d'abondance très net qui marque la phase des eaux claires aux alentours du 31 mai, suivi d'une diminution des abondances en fin de printemps et une légère reprise de croissance en fin d'automne qui coïncide avec un pic automnal de chlorophycées.

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 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 l'impact du climat sur le lac.

ABSTRACT

As in previous years, seasonal changes in the abundance of crustaceae in the zooplankton in 2011, were consistent with the classical 'Plankton Ecology Group' model for mesotrophic lakes, with a marked spring abundance peak indicative of the clear-water phase that occurred around May 31st, followed by a fall in the abundances in the summer and a slight resumption in growth at the end of the autumn (Fall) which coincided with an autumnal Chlorophyceae peak.

Crustacean abundance has been continuously decreasing since 1984, and this trend was continued. A comparison of the phytoplankton biomass/zooplankton abundance ratios over the last 40 years confirms that this trend results from decreased trophic transfer efficiency at the primary producer-consumer interface. This decline in trophic transfer efficiency could be linked to the decreasing contribution of small algae of good nutritional quality to the total phytoplankton biomass with a switch to larger algae (diatoms and zygothécées) the prevalences of which are promoted by climate warming. Hence, the observed decrease in zooplankton abundance is an indirect consequence of the impact of climate 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 2011, 18 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 2010 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. En raison de leurs faibles effectifs, les *Leptodora* et *Bythotrephes* ont été dénombrés sur la totalité de l'échantillon. Pour chaque catégorie taxonomique, le nombre d'individus a été ramené à l'unité de surface selon la formule suivante :

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

Abondance =

Où: $N_{ind.ss.ech}$ est le nombre d'individus dénombrés dans le sous-échantillon, $Vol_{ech.total}$ est le volume de l'échantillon total ajusté (en ml), $Vol_{ss.ech}$ est le volume du sous-échantillon (en ml), $H_{filtrée}$ est la hauteur de colonne d'eau filtrée, ou profondeur du prélèvement (50 m) et $V_{filtré}$ le volume filtré par le filet (4.81 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 20 ml.m⁻² (14 février) à 415 ml.m⁻² (31 mai). Le profil temporel décrit une phase avec des biovolumes forts au printemps qui atteignent leur valeur maximale le 31 mai. L'accroissement de la population zooplanctonique entraîne une consommation accrue du phytoplancton et par conséquent une augmentation importante de la transparence des eaux. Pour cette raison, on note une correspondance entre le maximum de transparence printanier (9,5 m) et le maximum de biovolume sédimenté, le 31 mai, correspondant ainsi à la date de la phase des eaux claires.

Comme au cours de l'année 2010, la transparence de la colonne d'eau est restée relativement élevée au cours de l'été et automne 2011 (entre 4,5 et 8 m), et ce grâce à l'absence d'efflorescence d'algues filamenteuses (RIMET, 2012).

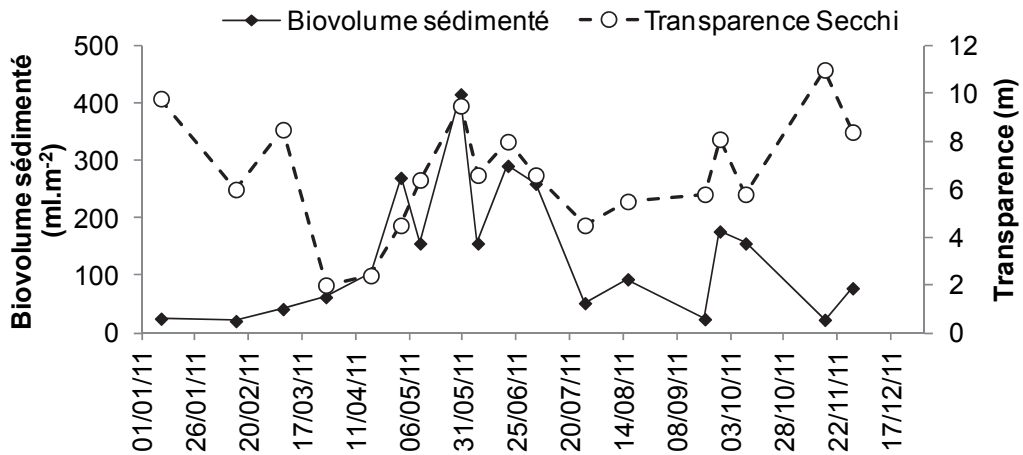


Figure 1 : Évolution saisonnière du biovolume sédimenté de zooplancton et de la transparence des eaux mesurée au disque de Secchi en 2011 (Léman, SHL2)

Figure 1: Seasonal changes in the settled biovolume and Secchi disk transparency values in 2011 (Lake Geneva, SHL2)

3.2 Composition spécifique de la biocénose crustacéenne

Le zooplancton crustacéen est, chaque année, largement dominé par les copépodes. En 2011, les copépodes représentent 77 % de l'abondance totale des crustacés. La sous-classe des copépodes se compose des cyclopoides et des calanoïdes. Alors que les calanoïdes ont dominé la communauté crustacéenne au cours des 5 dernières années, en 2011, les deux taxons de copépodes (calanoïdes et cyclopoides) sont présents en proportions équivalentes (40,2% et 40,3 % de l'abondance totale des micro-crustacés respectivement).

Les calanoïdes sont représentés par une unique espèce, *Eudiaptomus gracilis*. Deux espèces de cyclopoides ont été observées en 2011 : *Cyclops prealpinus* (23,9% de l'abondance totale des copépodes) et *C. vicinus* (3,1%) mais aucun individu de l'espèce *Macrocyclus albidus*, observée sporadiquement au cours de l'année 2010. 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 2011 représente 19,5 % de la communauté zooplanctonique crustacéenne. 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 77,5 % de l'ensemble des branchiopodes, les autres taxons étant minoritaires [*Eubosmina* sp. (10,9%), *Leptodora kindti* (9,5%) et *Bythotrephes longimanus* (2,0%)].

3.3 Dynamique saisonnière du zooplancton en 2011

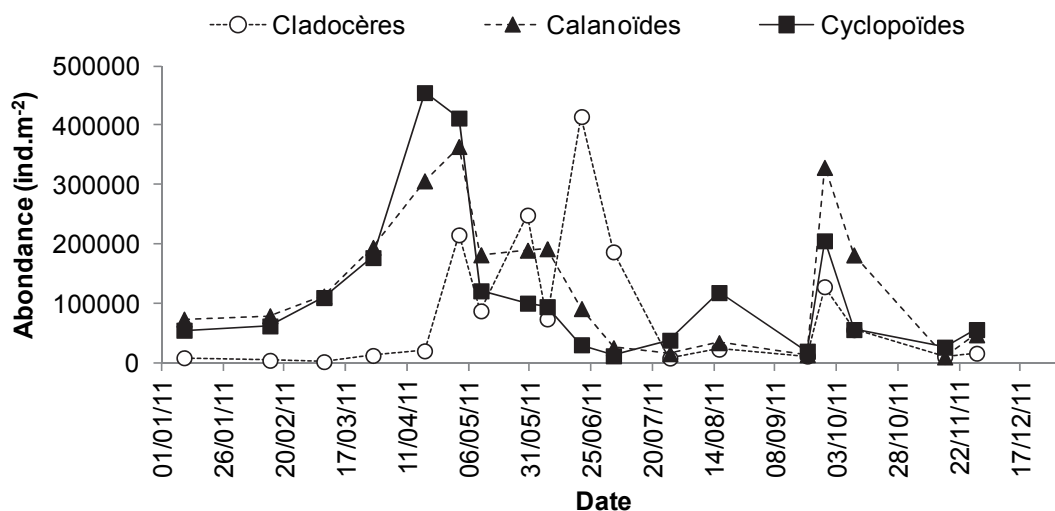


Figure 2 : Évolution saisonnière du peuplement crustacéen en 2011 (Léman, SHL2)

Figure 2: Seasonal changes in the abundance of Crustacea in 2011 (Lake Geneva, SHL2)

Classiquement, le peuplement crustacéen du Léman suit une dynamique bimodale typique des lacs mésotrophes, avec un pic d'abondance au printemps et un second pic, plus modeste, en début d'automne. Les abondances maximales de copépodes, de l'ordre de 400 à 450 000 ind.m⁻², sont atteintes entre la mi-avril et la fin mai. Ces maxima zooplanctoniques correspondent à la première phase de la reprise phytoplanctonique, dont la biomasse est composée essentiellement de la diatomée centrique *Puncticulata radiosa* et de la cryptophycée *Rhodomonas minuta*. La croissance des cladocères démarre près d'un mois plus tard et coïncide avec le maximum printanier de biovolume phytoplanctonique, alors dominé par la petite diatomée centrique *Cyclotella costei* (RIMET, 2012). Si les effectifs de copépodes diminuent rapidement après le pic printanier précoce, les cladocères restent abondants même après la phase des eaux claires, avec un maximum observé à 400 000 ind.m⁻² à la fin du mois de juin. En accord avec la dynamique saisonnière observée classiquement dans le Léman, les effectifs des trois familles crustacéennes sont faibles en été (<100 000 ind.m⁻²). Enfin, les trois taxons montrent un pic bref et synchrone au début du mois d'octobre, avec des effectifs de l'ordre de 50% (cladocères, cyclopoïdes) à 100% (calanoïdes) de ceux observés lors des maxima printaniers.

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

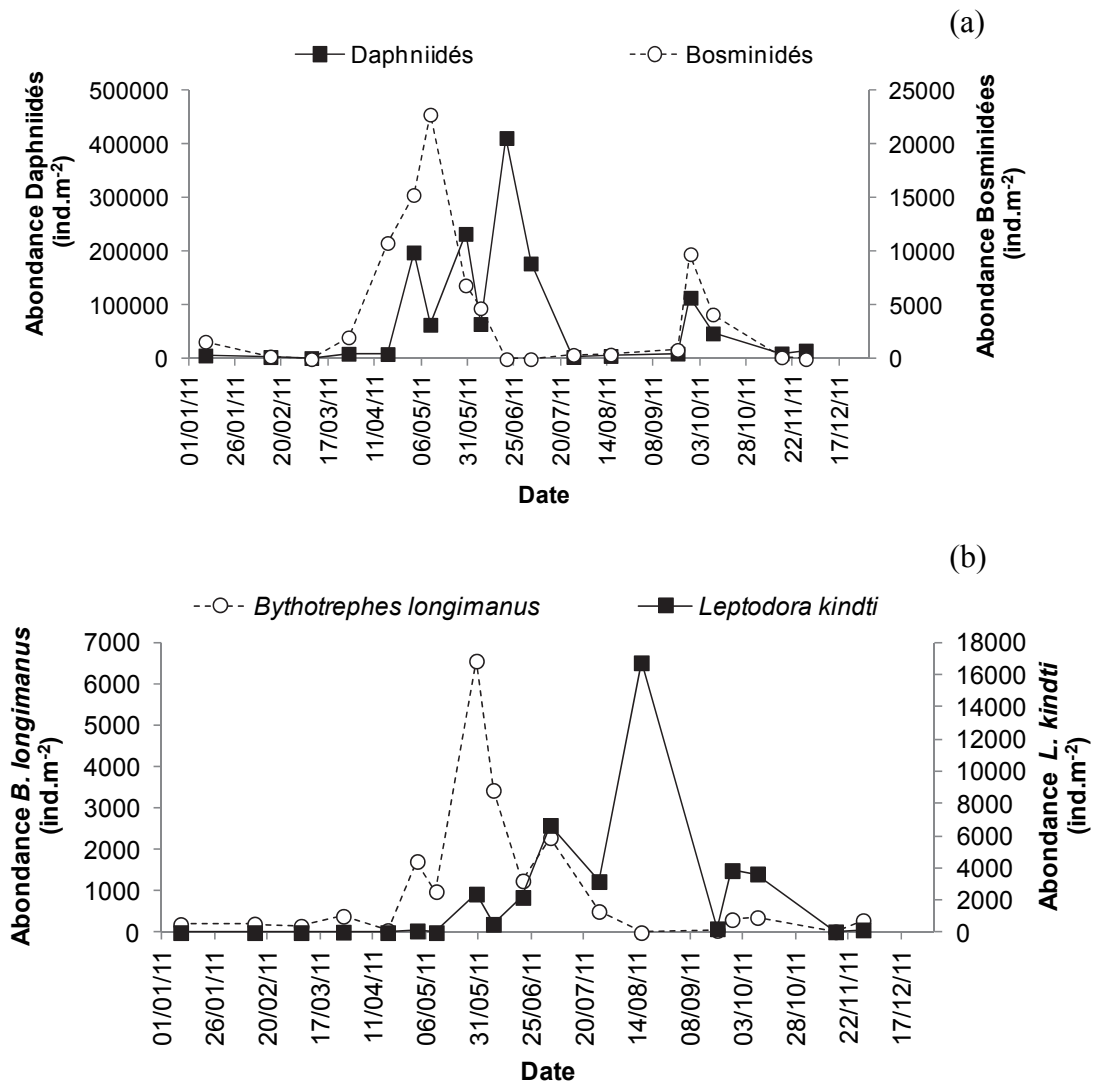


Figure 3 : Évolution saisonnière de l'abondance des Branchiopodes Cladocères a) herbivores b) carnivores en 2011 (Léman, SHL2)

Figure 3 : Seasonal changes in the abundance of herbivorous and carnivorous Branchiopoda in 2011 (Lake Geneva, SHL2)

Les cladocères herbivores sont très largement dominés par les Daphnies du complexe *D. longispina*, les bosminidées étant dans l'ensemble 20 fois moins abondants (Figure 3b). Les deux taxons montrent toutefois des successions et potentiellement des préférences écologiques différents. Le reprise précoce de la croissance des Bosminidées (essentiellement composées de l'espèce *Eubosmina longispina*) coïncide avec celles des copépodes, tandis que les Daphnies voient leurs effectifs augmenter à partir de fin avril. Étonnamment, le maximum printanier d'abondance des Daphnies a lieu après la phase des eaux claires, un mois après que la biomasse phytoplanctonique ait atteint son minimum ($500 \mu\text{g.l}^{-1}$, cad 6 fois inférieure à celle du pic printanier). Après la phase printanière, les dynamiques saisonnières des Bosminidés et Daphnidés sont synchrones.

Les grands cladocères prédateurs, *B. longimanus* et *L. kindtii*, 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 31 mai, avec un effectif de $7\,000 \text{ ind.m}^{-2}$ tandis que celui de *L. kindtii* apparaît en milieu d'été (le 16 août) pour un effectif de $17\,000 \text{ ind.m}^{-2}$.

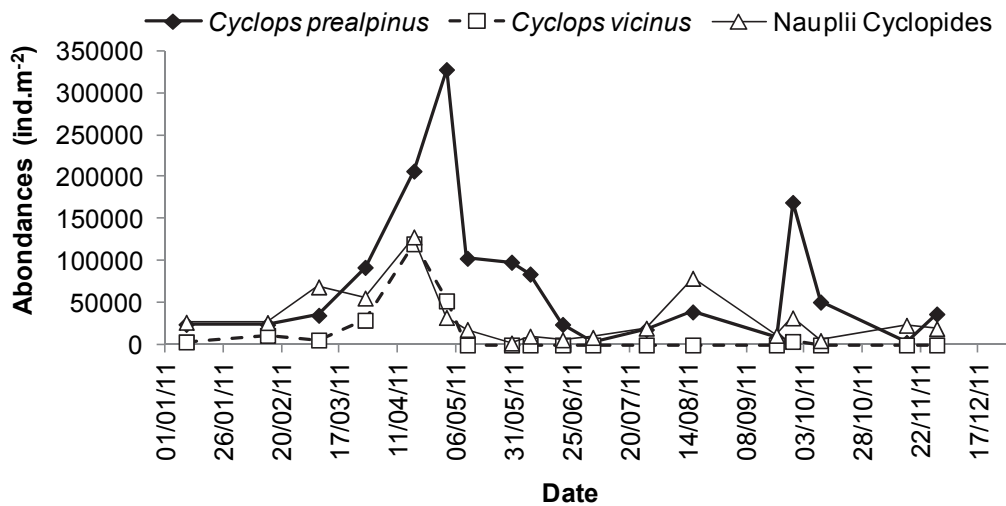


Figure 4 : Évolution saisonnière de l'abondance des cyclopoïdes en 2011 (Léman, SHL2)

Figure 4 : Seasonal changes in the abundance of cyclopoïda in 2011 (Lake Geneva, SHL2)

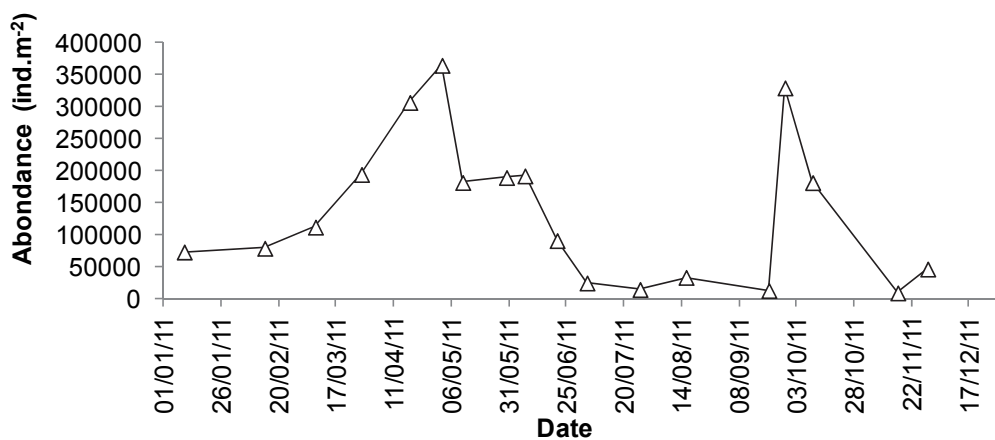


Figure 5 : Évolution saisonnière de l'abondance du calanoïde *Eudiaptomus gracilis* en 2011 (Léman, SHL2)

Figure 5 : Seasonal changes in the abundance calanoïda *Eudiaptomus gracilis* in 2011 (Lake Geneva, SHL2)

Cyclopoïdes et calanoïdes présentent une dynamique saisonnière synchrone et similaire en 2011 (figures 4&5). Les populations de cyclopoïdes et de calanoïdes commencent à se développer tôt, dès la reprise de la croissance phytoplanctonique mi-mars (RIMET 2012). Le maximum printanier des Copépodes est atteint le 2 mai avec des abondances de 350 000 ind. m⁻² pour *C. prealpinus* et *E. gracilis* et 130 000 ind. m⁻² pour *C. vicinus*. L'abondance d'*E. gracilis*, des deux espèces de *Cyclops* sp. et des *nauplii* décroît ensuite au cours du printemps et se maintient à des effectifs < 50 000 ind. m⁻² au cours de l'été. Les abondances de *C. prealpinus* et *E. gracilis* montrent un second pic d'abondance, au cours de l'automne avec des effectifs de l'ordre de 200 000 et 350 000 ind.m⁻² pour les stades adultes des espèces respectives.

3.4 Autres groupes planctoniques

Les larves véligères de la moule zébrée apparaissent chaque année en période estivale. En 2011, les larves de dreissènes ont été très peu abondantes (maximum <8000 ind.m⁻²) (Figure 6).

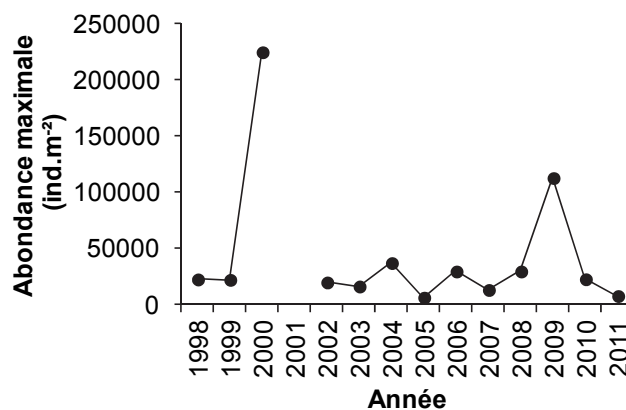


Figure 6 : Évolution de l'abondance maximale des larves planctoniques de *Dreissena polymorpha* (Léman, SHL2). Aucune donnée disponible pour l'année 2001.

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 et les maxima (180'000 et 40 000 ind.m⁻² respectivement) coïncident avec la reprise phytoplanctonique (Figure 7a). La reprise de croissance de *Kellicottia longispina* au printemps est plus tardive, avec des effectifs maximum de 650'000 ind.m⁻² atteints pendant la phase des eaux claires. Enfin, *Conochilus unicornis* atteint son pic d'abondance à 650'000 ind.m⁻² au milieu de l'été (Figure 7b).

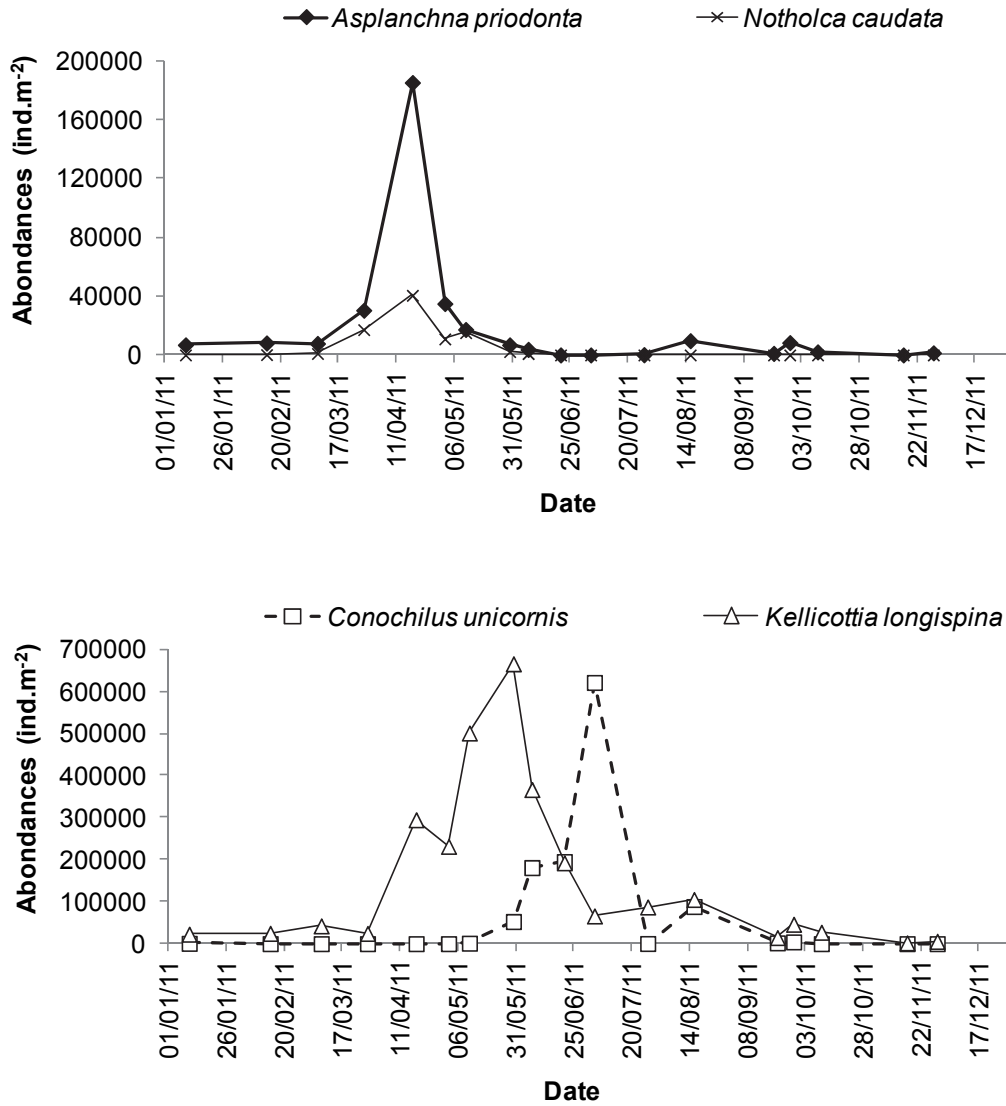


Figure 7 a&b. : Évolution saisonnière de l'abondance de quelques rotifères en 2011

Figure 7 a&b. : Seasonal patterns in the abundance of some Rotifera taxa in 2011.

3.5 Évolution à long-terme du zooplancton

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

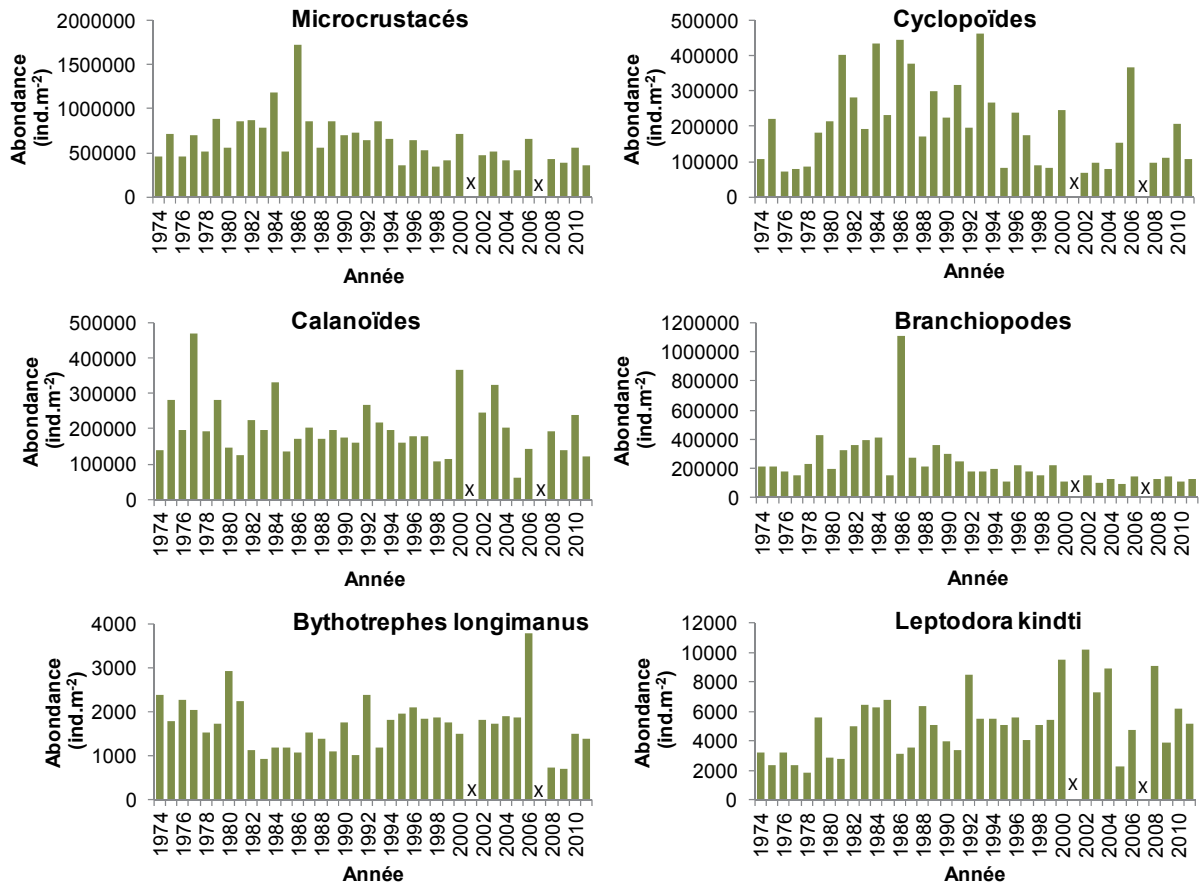


Figure 8 : Évolution interannuelle de l'abondance estivale des différentes catégories de zooplancton crustacéen (Léman, SHL2). En raison du manque d'échantillons comptables, les années 2001 et 2007 n'ont pas été incluses.

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 2011. Elle est liée à la diminution de l'abondance des cyclopoides 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 bonne qualité nutritionnelle (Cryptophycées et Dinophycées, Fig 9b) au détriment des grandes diatomées et zygothécées favorisées par le réchauffement climatique (ANNEVILLE et al, 2002). La diminution des abondances de micro-crustacées résulterait essentiellement d'une diminution de la qualité de sa ressource alimentaire comme conséquence indirecte des modifications climatiques.

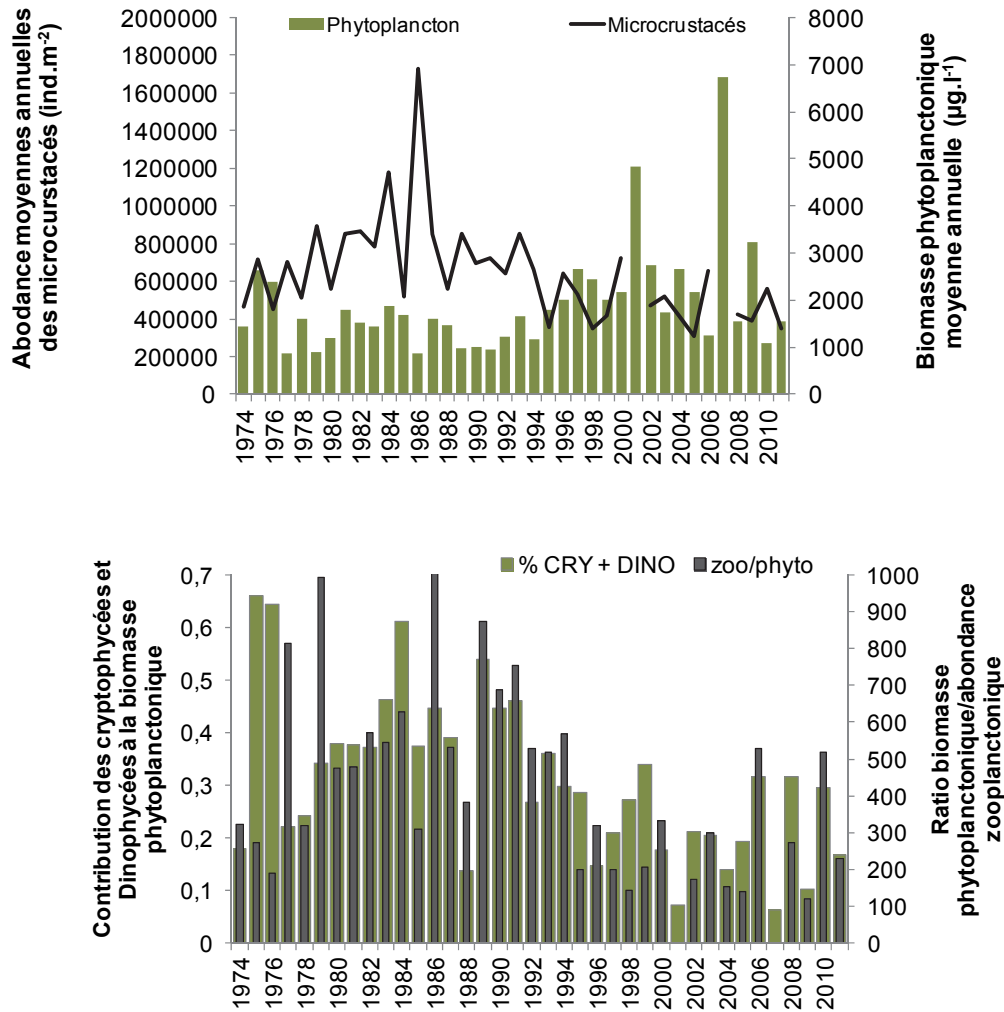


Figure 9 : a. Dynamiques comparées des biomasses phytoplanctoniques et abondances des microcrustacés. b. Dynamiques comparées du rapport zooplancton/phytoplancton et de la proportion des petites algues à la biomasse phytoplanctonique globale dans le Léman entre 1974 et 2011.

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 2011 in Lake Geneva.

4. CONCLUSIONS

Les changements saisonniers d'abondance des crustacées du zooplancton répondent en 2011 comme au cours des années précédentes au modèle classique de dynamique du zooplancton en lac mésotrophe (SOMMER *et al.* 1986), avec un pic printanier d'abondance très net qui marque la phase des eaux claires aux alentours du 31 mai, suivi d'une diminution drastique des abondances en fin de printemps et une légère reprise de croissance en fin d'automne.

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 zygnophycées) dont la prévalence est favorisée par le réchauffement climatique. La diminution des abondances zooplanctoniques serait essentiellement une conséquence indirecte de l'impact du climat sur le lac.

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
- PERGA M.E. & LAINE L. (2011). Zooplancton du Léman, Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2010.
- RIMET F. (2012). Phytoplankton du Léman, Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2011.
- SOMMER U., GLIWICZ Z.M., LAMPERT W. AND DUNCAN A. 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Arch. Hydrobiol.* 106: 433-471.

RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE

WHITEFISH DIET IN THE PELAGIC ZONE OF LAKE GENEVA

Campagne 2011

PAR

Orlane ANNEVILLE et Valérie HAMELET

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA-UMR/CARRTEL), BP 511, FR – 74203 Thonon les Bains Cedex

RÉSUMÉ

Le régime alimentaire des corégones adultes a été étudié à partir de poissons capturés par des pêcheurs professionnels. L'échantillonnage et l'analyse des contenus stomacaux sont réalisés selon le même protocole depuis 1999. La taille moyenne des corégones échantillonnés était de 44.2 cm.

Comme les années précédentes l'analyse du régime alimentaire montre une forte sélectivité qui se caractérise par une préférence à l'égard des cladocères. La contribution relative des 3 taxons dominants (Bythotrephes, Leptodora et daphnie) présente une variabilité saisonnière très marquée et probablement guidée par la disponibilité des proies dans le milieu. Pour chaque saison, la composition du bol alimentaire présente une variabilité inter-annuelle. En 2011, les compositions saisonnières sont toutefois relativement semblables à celles observées en 2010, excepté en automne où la contribution des larves de chironomes est plus importante.

ABSTRACT

The adult whitefish used for diet analyses were caught by professional fishermen. The same sampling and counting protocols have been in use since 1999. The mean length of the whitefish sampled was 44.2 cm.

As in previous years, the analyses of the stomach contents indicate high selectivity, the preferred prey being cladocerans. The relative contributions of the 3 dominant taxa (Bythotrephes, Leptodora and Daphnia) display obvious seasonal variability, which is probably attributable to seasonal changes in prey availability. For each season, the composition of the food bolus changes from year to year. However, in 2011, the seasonal compositions were similar to those seen in 2010, except in the autumn (Fall) when chironomid larvae were more abundant.

1. INTRODUCTION

En 1999, la CIPEL avait entrepris le suivi du régime alimentaire des principales espèces piscicoles planctonophages afin de mieux évaluer et décrire l'impact « Top-down » de ces poissons sur la dynamique et l'abondance des maillons trophiques inférieurs (KITCHEL et CARPENTER, 1993). Depuis 2002, cette étude concerne uniquement le corégone dont les abondances et donc la pression de prédation, présentent une forte augmentation depuis le début des années 2000 (GERDEAUX, 2004 ; ANNEVILLE *et al.*, 2009).

Ce document décrit les changements survenus dans le régime alimentaire du corégone au cours de l'année 2011 et l'évolution interannuelle, saison par saison, survenue depuis 2002.

2. MÉTHODOLOGIE

Le régime alimentaire des corégonides est étudié à partir d'individus mis à disposition par trois pêcheurs professionnels pendant la période de pêche (janvier-octobre). Les poissons sont pêchés avec des filets de fond de mailles de 47mm et des filets dérivants dont la maille est égale à 48 mm de côté. Les filets sont relevés en fin de nuit, ce qui rend ces poissons utilisables pour l'étude des contenus stomacaux (Ponton, 1986). Étant donné la faible variabilité inter-individuelle, un échantillon de 10 poissons peut être considéré comme représentatif (PONTON, 1986, MOOKERJI *et al.*, 1998, GERDEAUX *et al.*, 2002). Dans la mesure du possible, un nombre suffisant de poissons (entre 15 et 20) est donc récolté pour avoir 10 estomacs suffisamment remplis. En 2011, 231 poissons ont ainsi été échantillonnés et 81 ont été utilisés pour l'analyse des contenus stomacaux.

Le contenu stomacal est extrait au laboratoire, pesé et conservé dans une solution d'éthanol. 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 (Cyclopoides et Calanoides), Cladocères (Bosmines, Daphnies, *Leptodora* et *Bythotrephes*), Chironomes (larves et nymphes).

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

3. RÉSULTATS

3.1 Taille des poissons

La taille moyenne des corégonides prélevés en 2011 est de 44.2 cm, le plus petit mesurant 37.0 cm et le plus gros 51 cm. La répartition en taille est liée à la sélectivité des filets employés et même si la maille utilisée est restée identique entre février et octobre, la répartition en taille présente une évolution au cours de l'année (figure 1). Cette évolution de la taille des poissons capturés, se caractérise par une augmentation. Les poissons pêchés en février sont plus petits que ceux pêchés à la fin de la saison (septembre, octobre) ; les tailles entre ces deux périodes étant significativement différentes (Test Wilcoxon, p-value<0.001).

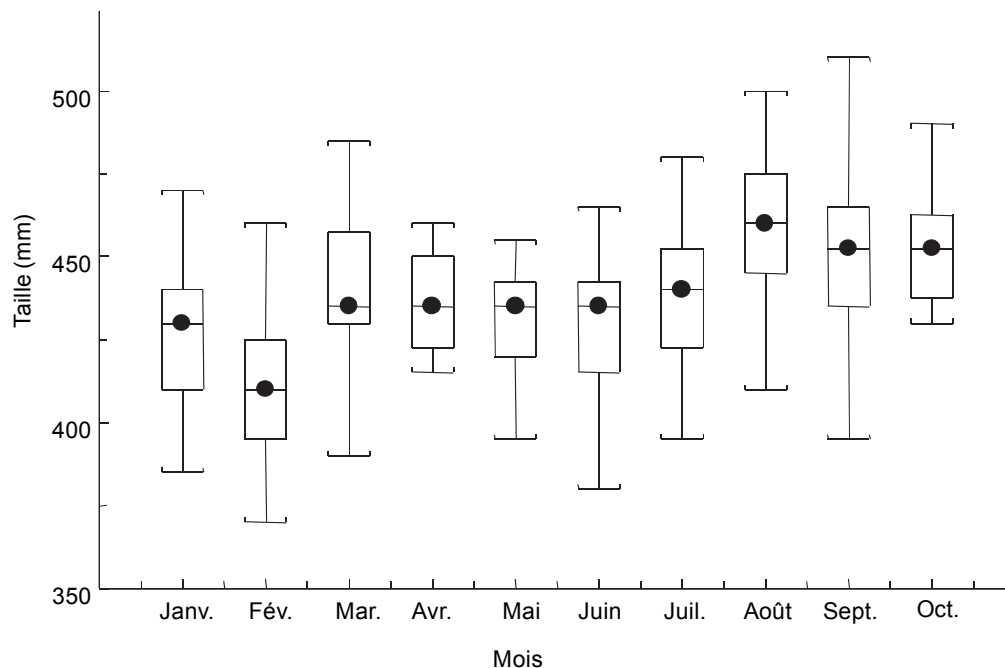


Figure 1 : Répartition des tailles des poissons prélevés en 2011. Représentation en « boîte à moustache » où le point au travers de la boîte est au niveau de la médiane, le bas et le haut de la boîte correspondent respectivement au premier et troisième quartiles. Les moustaches sont les lignes qui s'étirent 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 2011. In the Whisker and Box-plot figure, the dot through the box is at the same level as the median, the bottom and top of the box are the first and third quartiles respectively. 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 Évolution mensuelle du taux de vacuité

En janvier, en raison de la faible activité biologique des corégones et de la quantité réduite de zooplancton, le taux de vacuité est très élevé, la proportion d'estomac vide s'élève à 85% (figure 2). Au printemps le taux de vacuité diminue et est nul en mai et juin, période de forte activité zooplanctonique. En fin d'été, probablement en raison d'une digestion plus rapide et d'un échantillonnage tardif, le taux de vacuité est important. En août, il atteint des valeurs du même ordre de grandeur que celui observé en janvier.

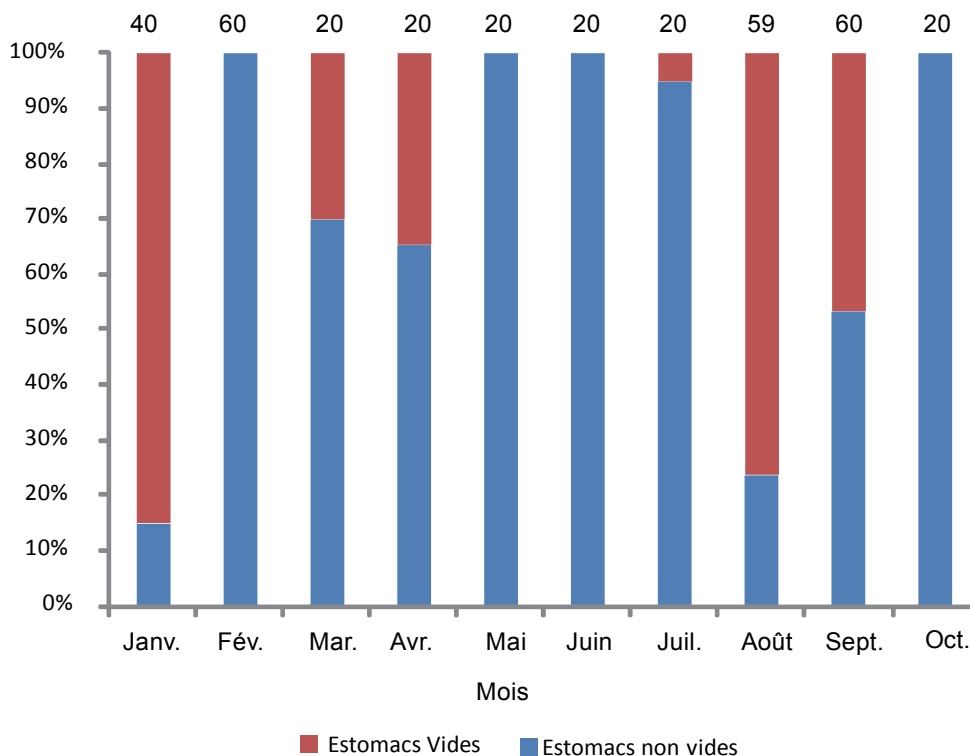


Figure 2 : Évolution mensuelle du taux de vacuité des estomacs analysés de corégone en 2011 au Léman. Le chiffre au-dessus de chaque barre indique le nombre d'estomacs prélevés.

Figure 2 : Monthly change in the degree of emptiness of the whitefish stomachs analyzed in 2011 in Lake Geneva. The number shown above each bar indicates the number of stomachs sampled.

3.3 Composition du régime alimentaire

3.3.1 A l'échelle annuelle

Le régime alimentaire du corégone se compose essentiellement de *Bythotrephes*, daphnies et *Leptodora* (figure 3) qui pourtant sont beaucoup moins abondants dans le Léman que les copépodes (PERGA, ce volume). Ces cladocères présentent des contributions moyennes annuelles variant entre 24% pour les *Leptodora* et 39% pour les *Bythotrephes*. Les autres types de proies sont observés soit de façon anecdotique (bosmines et larves de chironomes) soit à des concentrations faibles (copépodes, nymphes de chironomes).

Les copépodes, dont la contribution est rarement supérieure à 2% mais qui représentent 77% de l'abondance totale des crustacés (PERGA, ce volume), sont absents du régime alimentaire de juin à septembre. Leur contribution maximale en terme de biovolume (9%) s'observe au mois d'avril, au moment où les copépodes présentent un pic d'abondance et des effectifs largement supérieurs à ceux des cladocères (PERGA, ce volume). Les nymphes de chironomes présentent un pic de contribution durant le mois d'août (12%), les deux mois suivants leur contribution a nettement baissé et reste supérieure à 3%.

Les contributions relatives des principales proies des corégones présentent des variations saisonnières (figure 3), qui reflètent les variations d'abondances observées dans le milieu avec toutefois un décalage.

En janvier, le bol alimentaire se compose essentiellement de *Bythotrephes* et de larves de chironomes. Les daphnies, à cette époque, sont peu présentes dans le milieu (PERGA, ce volume) et sont également faiblement représentées dans le bol alimentaire. En revanche, dès le mois de février, les daphnies constituent une proie importante. Or, les prélèvements zooplanctoniques réalisés au point SHL2, indiquent que ce taxon présente des effectifs relativement stables entre janvier et avril et ne voit ses effectifs augmenter qu'à partir de fin avril (PERGA, ce volume). De février à mai, les daphnies sont la composante majeure du régime alimentaire. En juillet et août, le bol alimentaire est essentiellement

composé de *Bythotrephes*, leur contribution pouvant atteindre les 96% en juillet. Puis dès le moi d'août, au moment où les *Leptododora* présentent leur pic d'abondance (PERGA ce volume) et que les *Bythotrephes* ont fortement diminués, les *Leptododora* constituent l'essentiel du régime alimentaire avec des contributions pouvant atteindre les 84%.

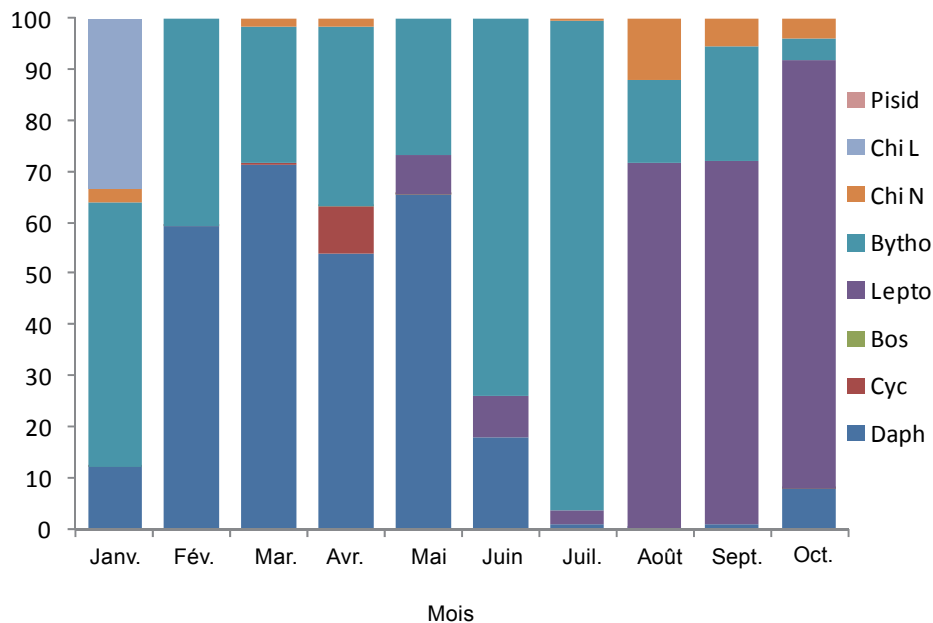


Figure 3 : Évolution mensuelle des pourcentages volumétriques dans les estomacs de corégone en 2011 au Léman. Le chiffre au-dessus de chaque barre indique le nombre d'estomacs analysés.

Figure 3 : Monthly change in the percentages volume of the prey species in the stomachs of the whitefish in 2011 in Lake Geneva. The number shown above each bar indicates the number of analysed stomachs.

3.3.2 A l'échelle de la décennie

En début d'année (figure 4a), la composition du régime alimentaire des corégones est proche de celle observée en 2010 avec toutefois comme différence, la présence de larves de chironomes. En revanche, à la différence de ce qui a été observé entre 2001 et 2007, les daphnies représentent une part non négligeable du bol alimentaire.

Au printemps (figure 4b), comme pour les années précédentes, les corégones se sont essentiellement nourris de daphnies dont la contribution au régime alimentaire fluctue sans tendance particulière.

L'été 2012 (figure 4c) ne se démarque pas des années précédentes et reste caractéristique de la saison estivale, car le régime alimentaire est également dominé par les *Bythotrephes* et, dans une moindre mesure les *Leptodora*.

Enfin, la composition du régime alimentaire d'automne (figure 4d) est semblable à celle de 2010 et donc très différente de celle de 2009 car largement dominée par les *Leptodora*.

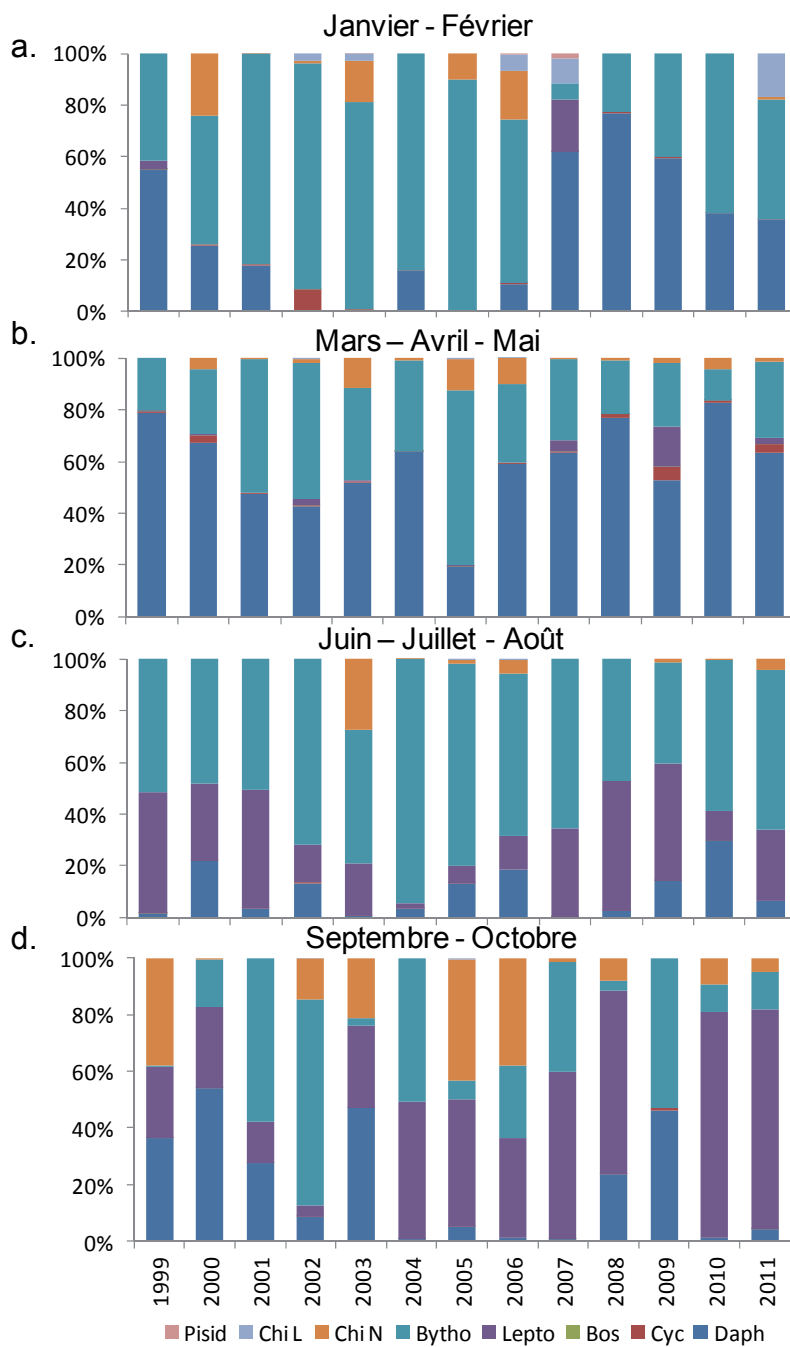


Figure 4 : Évolution saisonnière de 2002 à 2011 des contenus stomacaux de corégones au Léman. Le mois d'août de l'année 2003 n'a pas été pris en compte dans le calcul de la moyenne saisonnière, il en fut de même pour le mois d'octobre en 2009 et 2010 et de janvier des années 2004, 2005, 2009 et 2010.

Figure 4 : Seasonal changes from 2002 to 2011 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. CONCLUSIONS

Le corégone exerce une pression de prédation très sélective. La composition du bol alimentaire est dominée par les daphnies, *Bythotrephes* et *Leptodora* mais les abondances relatives de ces taxons évoluent au cours de l'année en reflétant leur dynamique saisonnière. La composition du régime alimentaire présente une évolution inter-annuelle plus ou moins marquée selon les saisons.

Remerciements : Ce travail a été réalisé avec la collaboration technique de Laurent ESPINAT. Nous tenons également à remercier Messieurs JORDAN, JASSERON et BEROD, pêcheurs professionnels, pour nous avoir facilité le travail de prélèvement des estomacs sur les poissons.

BIBLIOGRAPHIE

- ANNEVILLE, O., SOUISSI, S., MOLINERO, J.C. ET GERDEAUX, D. (2009): Influences of human activity and climate on the stock-recruitment dynamics of whitefish, *Coregonus lavaretus*, in Lake Geneva. Fisheries Manag. Ecol., 16, 492-500.
- GERDEAUX, D. (2004): The recent restoration of the whitefish fisheries in Lake Geneva: the roles of stocking, reoligotrophication, and climate change. Ann. Zool. Fenn., 41, 181-189.
- GERDEAUX, D., BERGERET, S., FORTIN, J. ET BARONNET, T. (2002): Diet and seasonal patterns of food intake by *Coregonus lavaretus* in Lake Annecy, comparison with the diet of the other species of the fish community. Arch. Hydrobiol., 57 (Spec. Iss. Advanc. Limnol.), 199-207.
- HYSLOP, E. J. (1980): Stomach content analysis – a review of methods and their application. J. Fish. Biol., 17, 411-429.
- KITCHELL, J.F., et CARPENTER S.R. (1993) : Cascading trophic interactions. In : The trophic cascade in lakes ed., Cambridge studies in ecology. Cambridge University Press, 1-14.
- MOOKERJI, N., HELLER, C., MENG, H.J., BURGI, 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.
- PERGA, M. et LAINE, L. (2012): Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2011

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

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

Campagne 2011

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 4 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). 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.

Les quantités de nutriments apportés au Léman et exportés par le Rhône à la sortie du territoire suisse en 2011 ont été calculées. La baisse des apports constatée en 2011 pour l'ensemble des rivières suivies et des paramètres mesurés est essentiellement liée à la pluviométrie particulièrement faible en 2011. Les débits ont baissé en moyenne de 25% par rapport à 2010, entraînant ainsi une baisse conséquente des apports.

Toutefois, bien que les apports soient fortement influencés par la pluviométrie, la tendance générale montre bien 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.

ABSTRACT

For many years, CIPEL has been monitoring the change over time of the inflow of nutrients into the Lake from 4 main tributaries (the upstream segment of the Rhône, the Dranse, the Aubonne and the Venoge) and about ten secondary tributaries, and the exportations from the Lake at Geneva and from the downstream segment of the Rhône at Chancy, and the inflows via its affluents (the Arve and the Allondon). This monitoring makes it possible to estimate the change in nutrient inputs into the Lake, which contributes to an understanding the changing concentrations in the Lake.

The quantities of nutrients carried into Lake Geneva, and exported by the Rhône where it leaves Swiss territory were calculated for 2011. The fall in inputs observed in 2011 for all the rivers monitored and all the parameters measured was essentially linked to the particularly low rainfall in 2011. On average, flow rates were 25% lower than in 2010, resulting in a considerable reduction of inputs.

However, even though the inputs were markedly influenced by the rainfall, the general tendency shows clearly the effects of dephosphatation in the WWTPs on soluble reactive phosphorus, and on total inorganic nitrogen, the absence of denitrification and the maintenance of the same level of nitrogenous fertilisation for nearly 20 years, and finally on chlorides, the impact of the industrial inputs and of road salting.

1. GÉNÉRALITÉS ET MÉTHODES

En 2011, 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 Veveyse, 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.

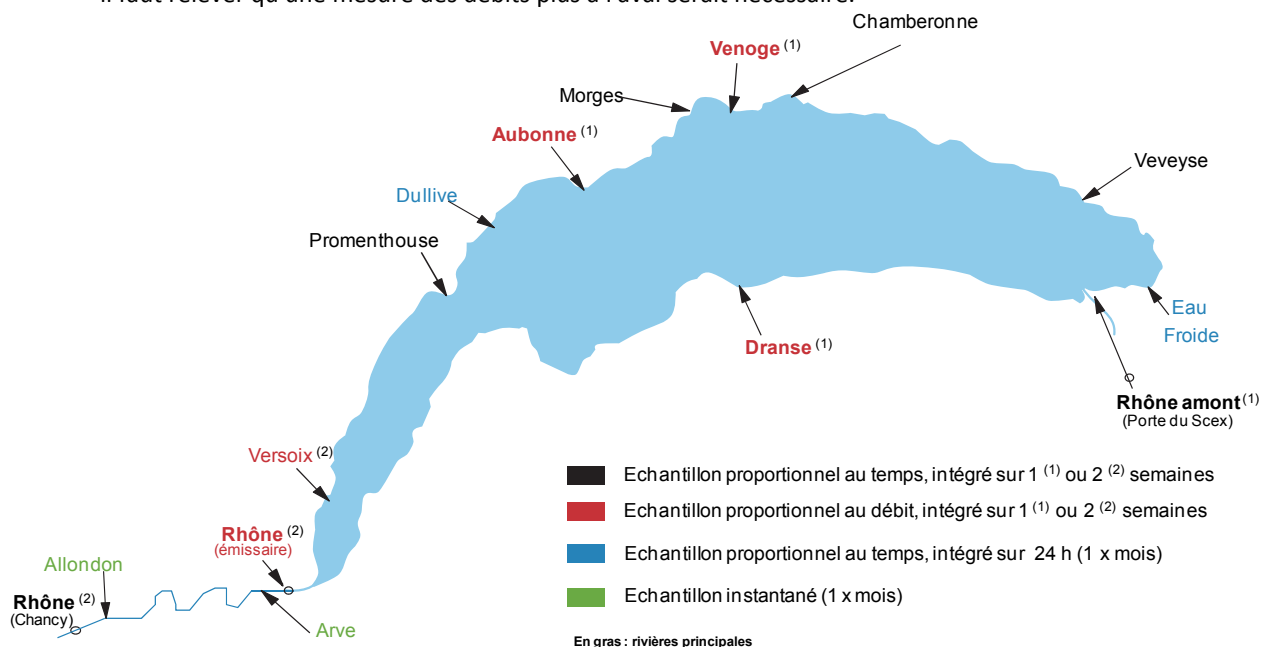


Figure 1 : Situation des diverses rivières étudiées.

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, 2012).

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 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 :

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

avec F_{moy} = flux moyen ($g \cdot s^{-1}$)
 C_i = concentration dans l'échantillon prélevé ($g \cdot L^{-1}$)
 Q_i = débit moyen de la période correspondante ($m^3 \cdot s^{-1}$)
 n = nombre d'échantillons
 Q_{moy} = débit moyen annuel

2. DÉBITS DES AFFLUENTS PRINCIPAUX DU LÉMAN ET DE L'ÉMISSAIRE

La pluviométrie de l'année 2011 sur le pourtour du Léman est de 750.1 mm, très inférieure à la moyenne inter-stations (1'011 mm) relevée sur 4 stations entre 1980 et 2010 (QUETIN, 2012).

Les débits moyens annuels 2011 ont diminué d'environ 25% par rapport à 2010, voire jusqu'à 50% pour l'Aubonne et la Venoge. Par rapport à la moyenne inter-annuelle 1965-2010, les débits 2011 sont inférieurs de presque 50%, à l'exception du Rhône amont (Tableau 1).

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 ($m^3 \cdot s^{-1}$).

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

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
Moyenne *	183.6	20.3	5.3	4.6	11.6	243.1

* : moyenne 1965-2011 (sauf pour les rivières complémentaires 1989-2011)

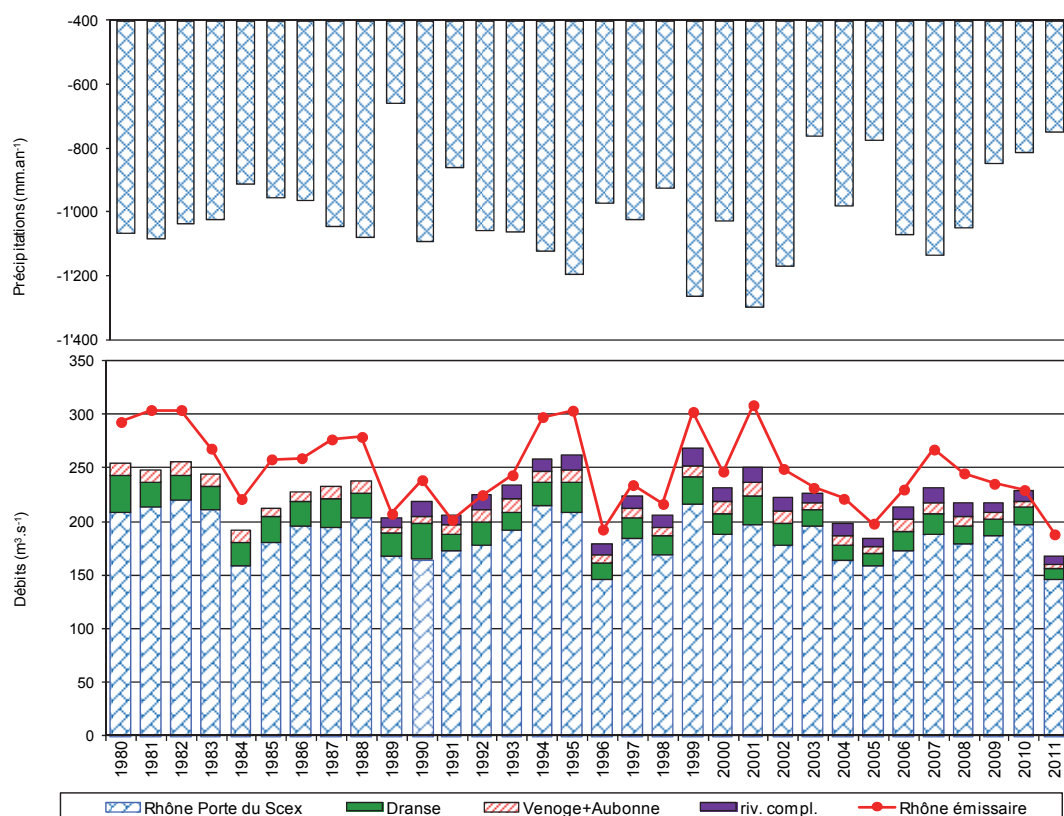


Figure 2 : Débits moyens annuels des diverses rivières et précipitations annuelles à la station de Thonon.

Figure 2 : Mean annual flow rates of the various rivers, and annual rainfall at the Thonon station.

3. APPORTS ANNUELS DES AFFLUENTS DU LÉMAN

3.1 Phosphore

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)**

La figure 3 illustre la relation entre les quantités de phosphore total et les débits des principaux affluents du Léman et du Rhône émissaire.

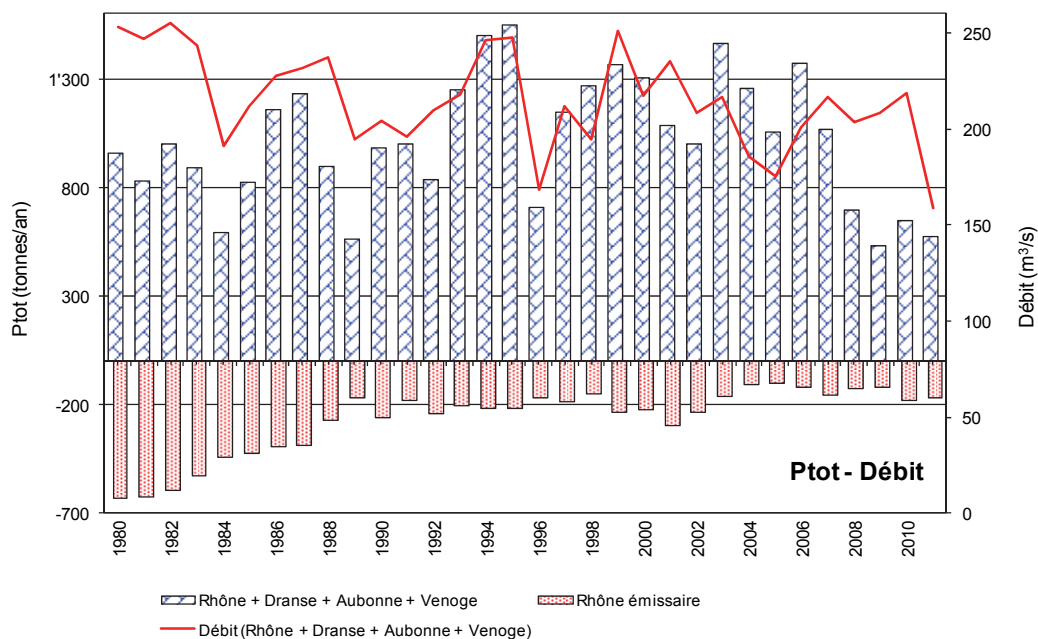


Figure 3 : Phosphore total - Apports annuels par les 4 affluents principaux et perte annuelle par l'émissaire.

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

En 2011, les apports en phosphore total au lac par les rivières sont constitués par environ 89% de phosphore particulaire et 11% de phosphore réactif soluble (Tableaux 3 et 4). Ils 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 graphiques de la figure 5 montrent que la relation apports en phosphore total / débits moyens est relativement bonne pour la Venoge, l'Aubonne et le Rhône amont. Elle est moins évidente pour la Dranse ;

le barrage du Jotty pourrait avoir une influence sur le stockage des sédiments. Les apports en phosphore par le Rhône amont sont constitués principalement par du phosphore particulaire. On relève depuis 2008 une très nette baisse des apports en phosphore total et la situation est assez comparable à celle du début des années 80. Il n'y a pour l'instant pas d'explication à cette baisse. La Dranse présente elle aussi une nette baisse des apports en phosphore total depuis les années 90.

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). Depuis le milieu des années 80, il suit la baisse des teneurs dans le lac grâce notamment à l'assainissement des eaux usées (figure 4).

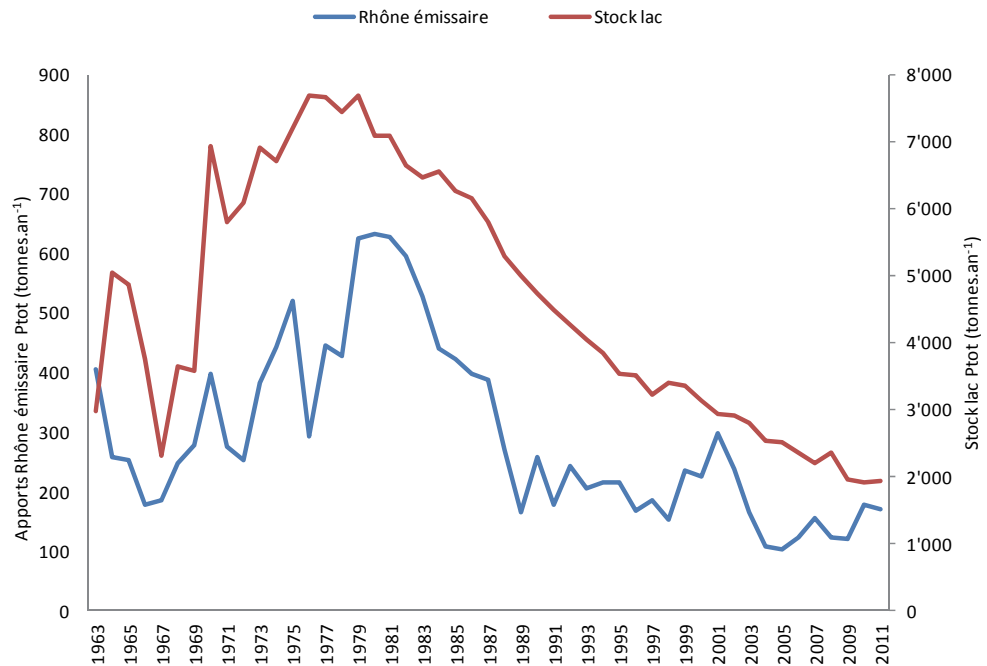
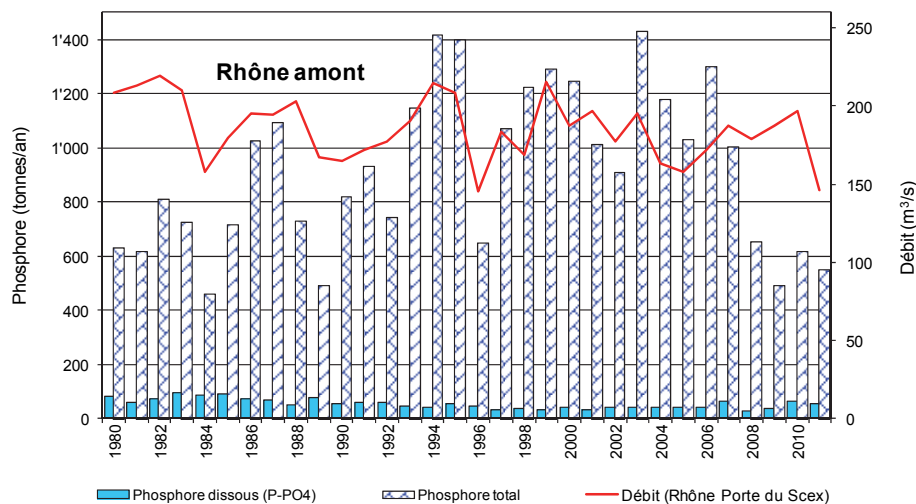


Figure 4 : Évolution du stock en phosphore total dans le lac et des pertes annuelles par l'émissaire

Figure 4 : Change in the total phosphorus content of the Lake and in the annual depletions in outflows.



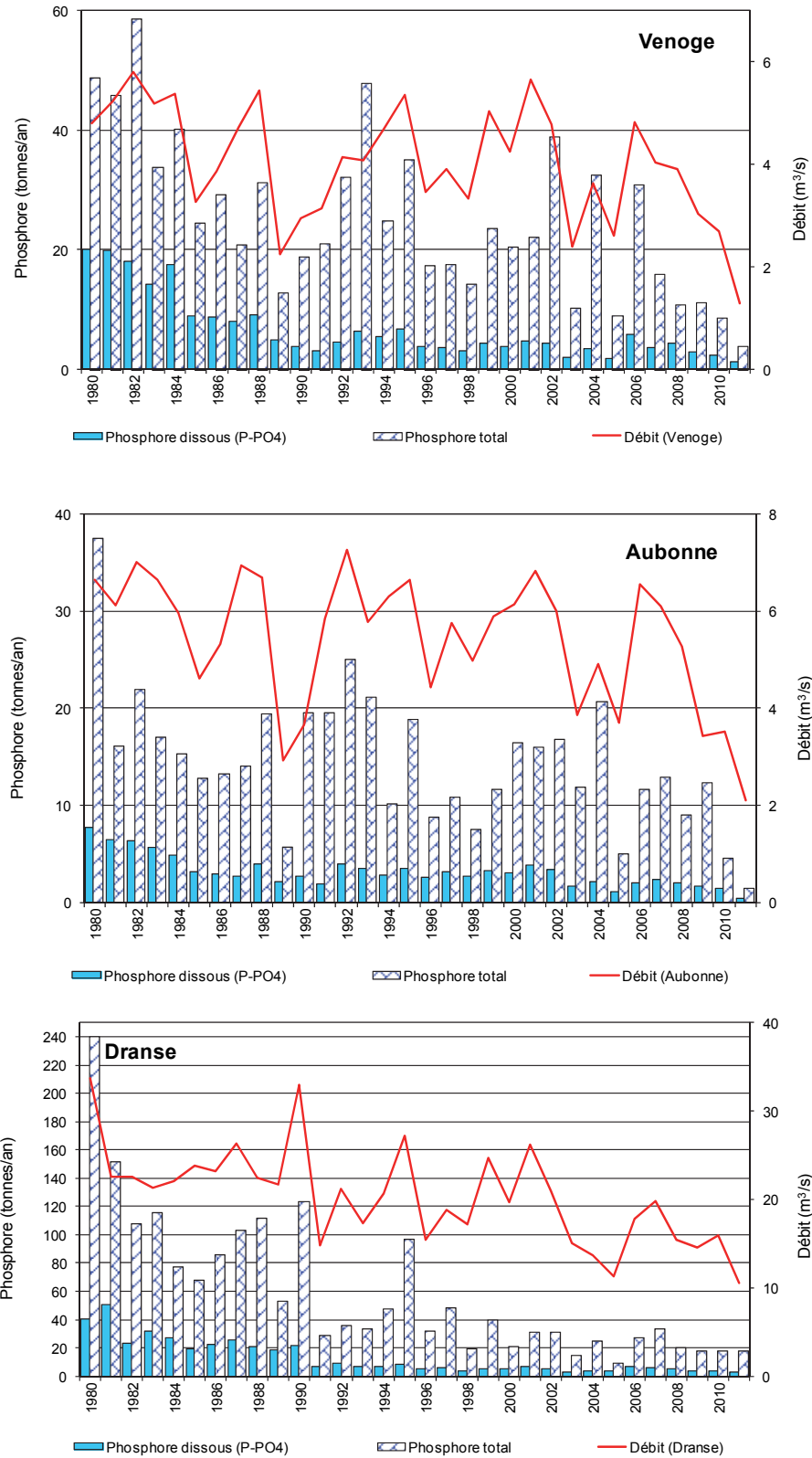


Figure 5 : Phosphore total et phosphore réactif soluble (P-PO₄) - Apports annuels par le Rhône amont (Porte du Scex), la Dranse, la Venoge et l'Aubonne.

Figure 5 : 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 ($P-PO_4$)

La figure 5 et 6 montrent bien 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 à l'assainissement domestique, à la suppression du phosphate dans les lessives et à la modification des pratiques agricoles (baisse de la fertilisation phosphatée) qui sont les principales sources d'apports en phosphore réactif soluble.

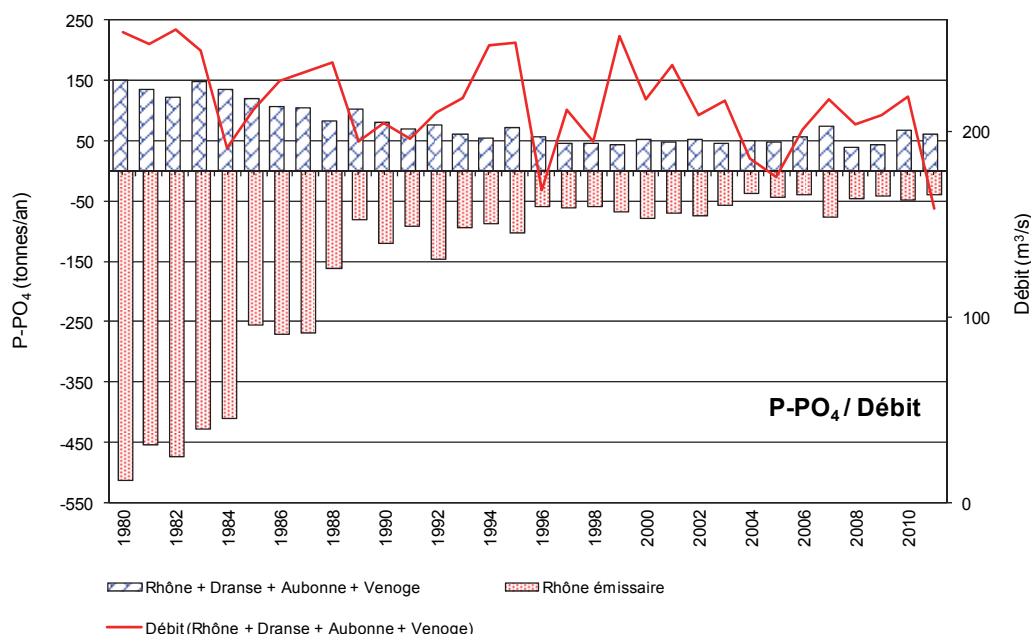


Figure 6 : Phosphore réactif soluble ($P-PO_4$) - Apports annuels par les 4 affluents principaux et perte annuelle par l'émissaire.

Figure 6 : Soluble reactive phosphorus ($P-PO_4$) - Annual inflow from the 4 main tributaries, and annual loss via the effluent river.

3.2 Azote minéral total

Les apports en azote minéral total, ainsi que les quantités exportées par le Rhône émissaire sont relativement stables depuis les années 80 et fluctuent en fonction du débit. 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).

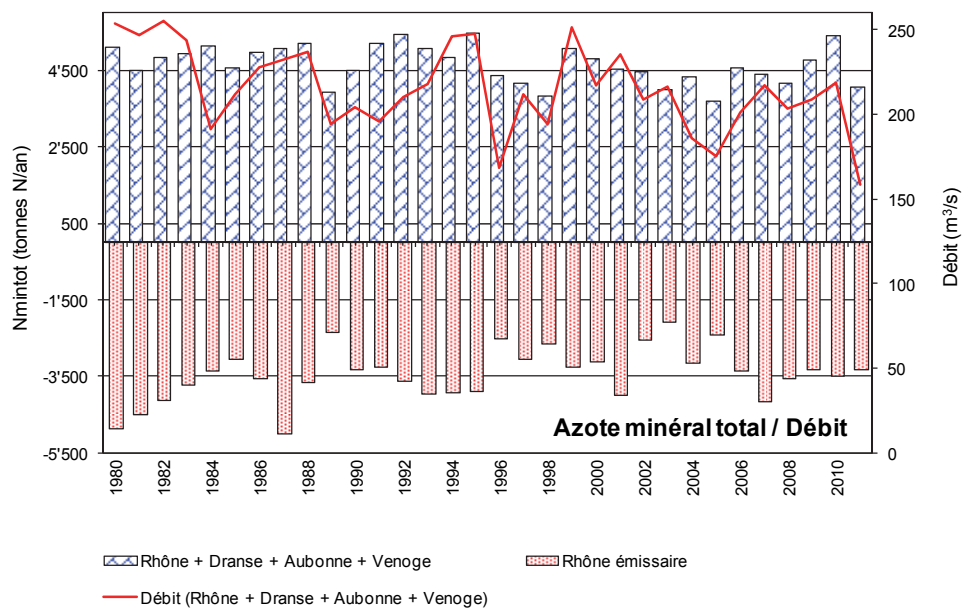
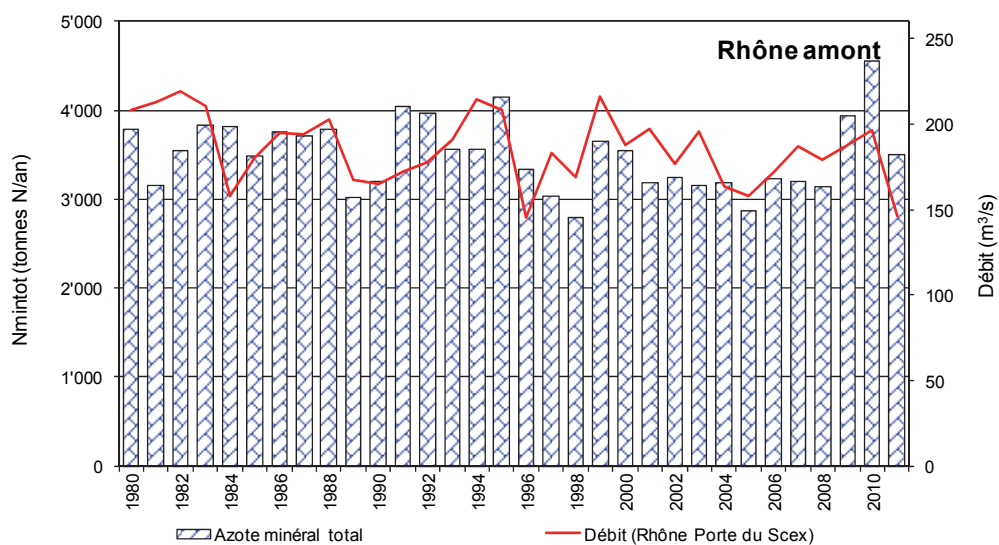


Figure 7 : Azote minéral total - Apports annuels par les 4 affluents principaux et perte annuelle par l'émissaire.

Figure 7 : Total inorganic nitrogen - Annual inflow from the 4 main tributaries, and annual loss via the effluent river.



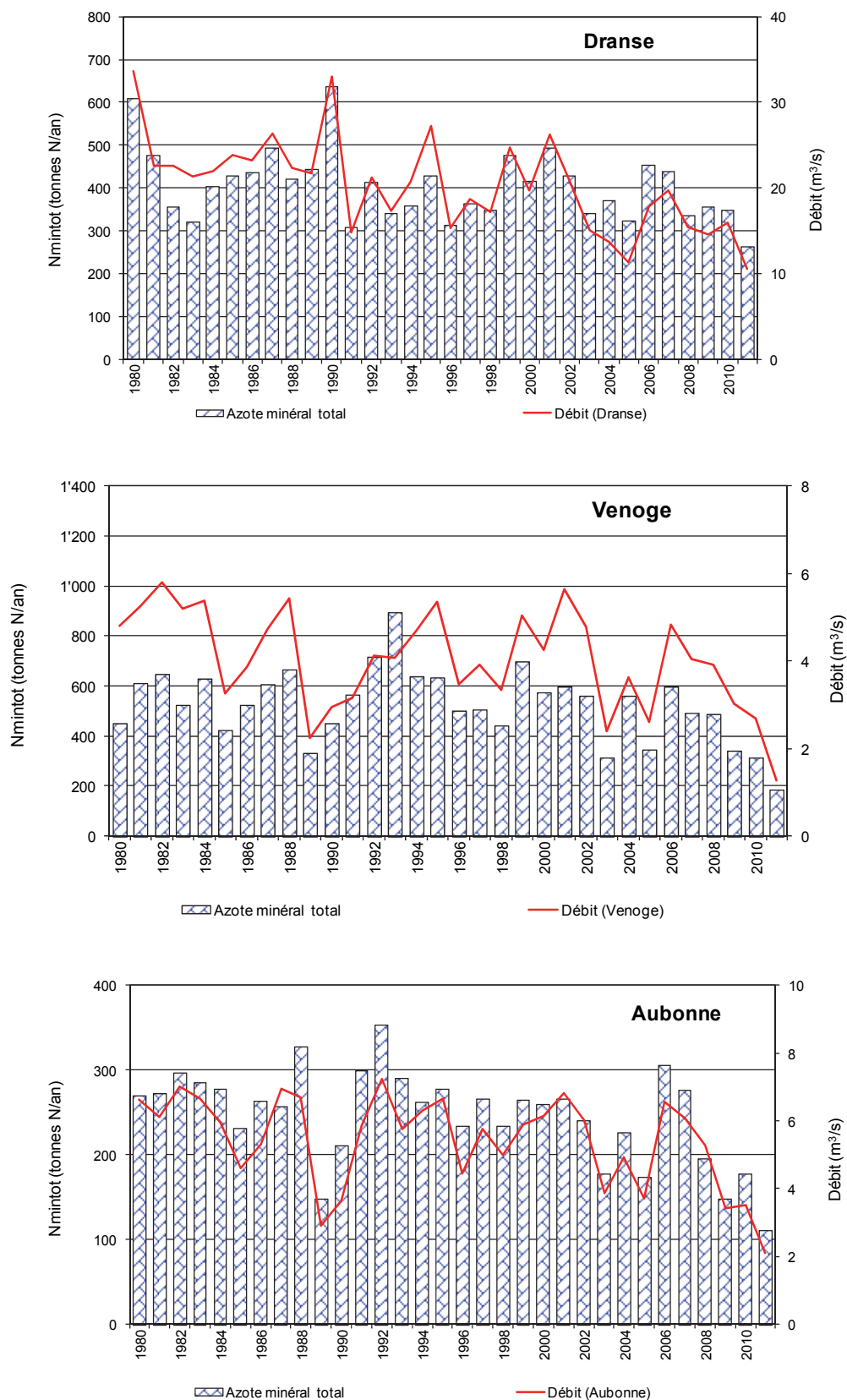


Figure 8 : Azote minéral total - Apports annuels par le Rhône amont (Porte du Scex), la Dranse, la Venoge et l'Aubonne.

Figure 8 : 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

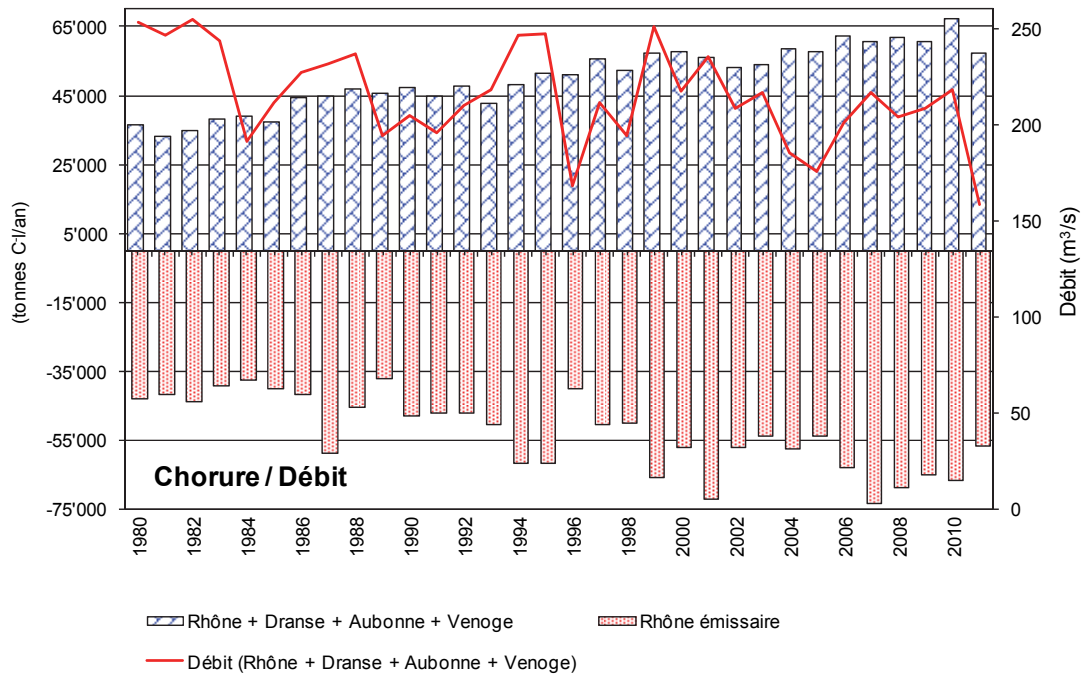


Figure 9 : Chlorure - Apports annuels par les 4 affluents principaux et perte annuelle par l'émissaire.

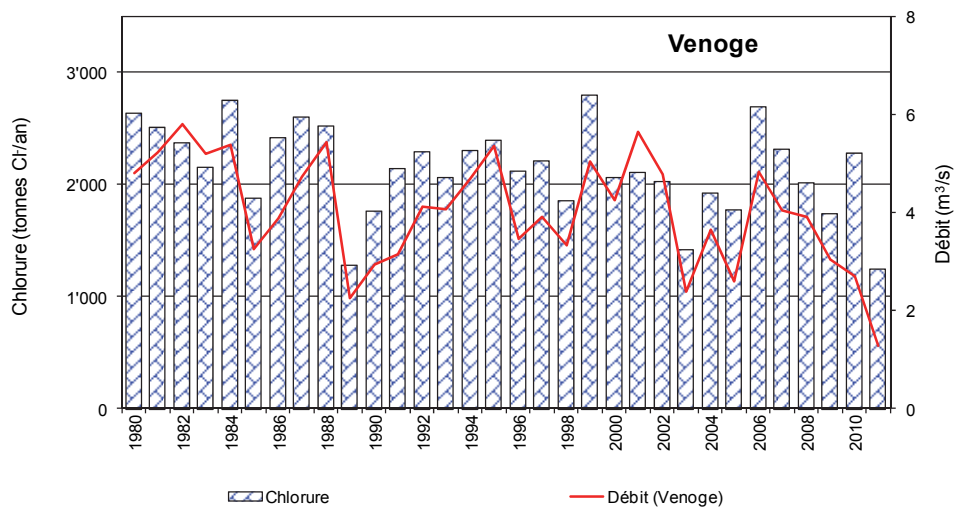
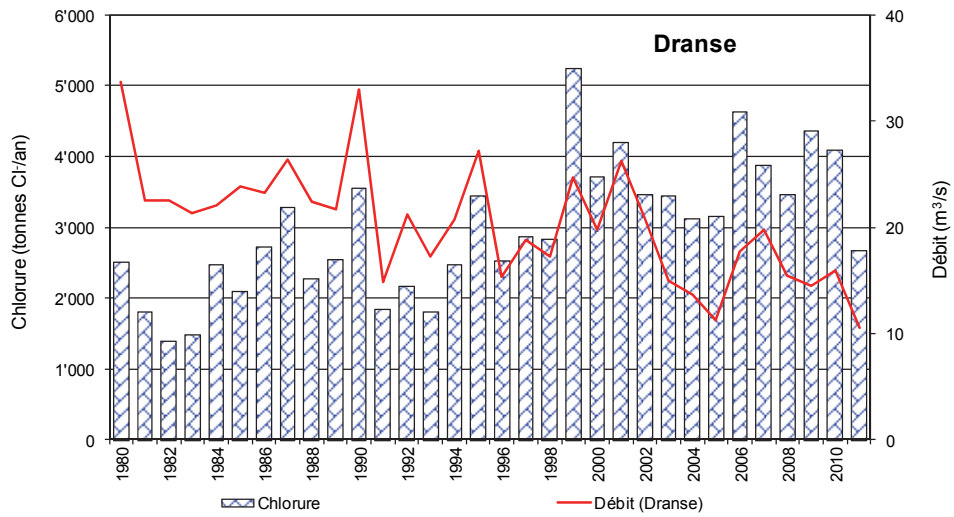
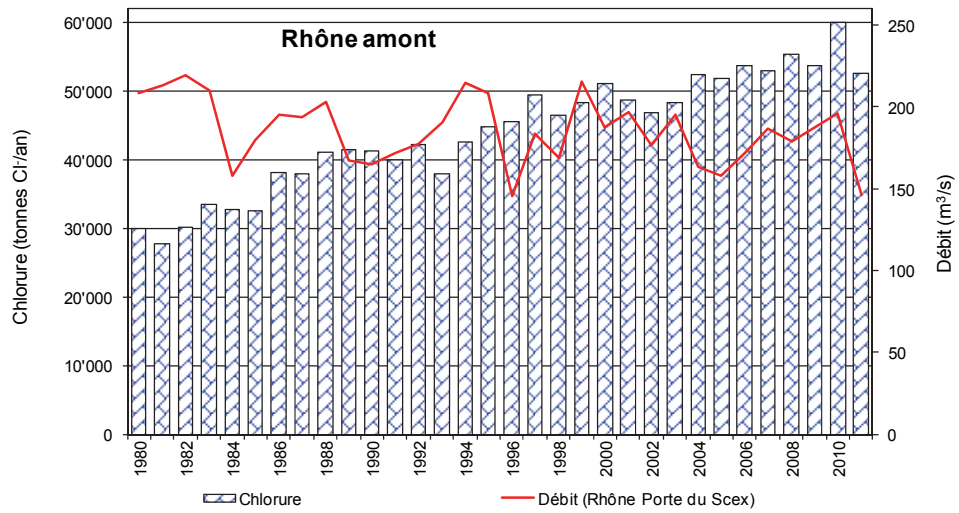
Figure 9 : Chloride - Annual inflow from the 4 main tributaries, and annual loss via the effluent river.

Globalement, les apports en chlorure sont moins bien corrélés aux débits que pour l'azote, du fait notamment des apports d'origine industrielle et du salage des routes.

Une augmentation 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 10).

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). En 2011, les apports par le Rhône amont s'élèvent 52'601 tonnes et sont en baisse par rapport à 2010 (60'000 tonnes). Toutefois, cette baisse est supposée être essentiellement liée à la baisse des débits et devra être confirmée en 2012, tout comme pour les autres rivières (Dranse, Aubonne, Venoge).

Pour l'Aubonne et la Venoge qui sont des rivières de plaine et de contrefort du Jura, on constate une bonne corrélation entre les débits annuels et les apports. Cette corrélation 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).



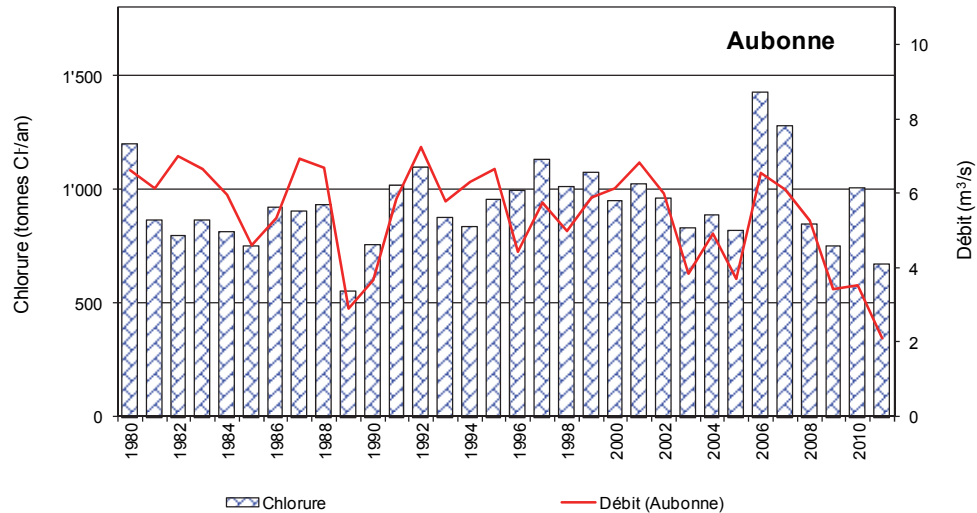


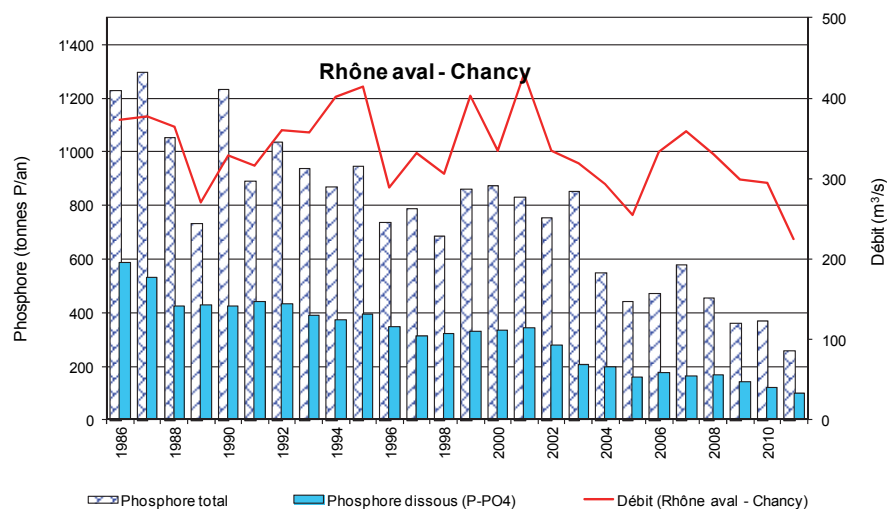
Figure 10 : Chlorure - Apports annuels par le Rhône amont (Porte du Scex), la Dranse, la Venoge et l'Aubonne.

Figure 10 : 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 1986-2011 : 243 m³/s). Le long de son parcours, il reçoit les eaux de quelques affluents, le principal étant l'Arve (débit moyen 1988-2011 : 69.3 m³/s) puis l'Allondon (débit moyen 1988-2011 : 3.3 m³/s). Les débits du Rhône émissaire et de l'Arve constituent 93% 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



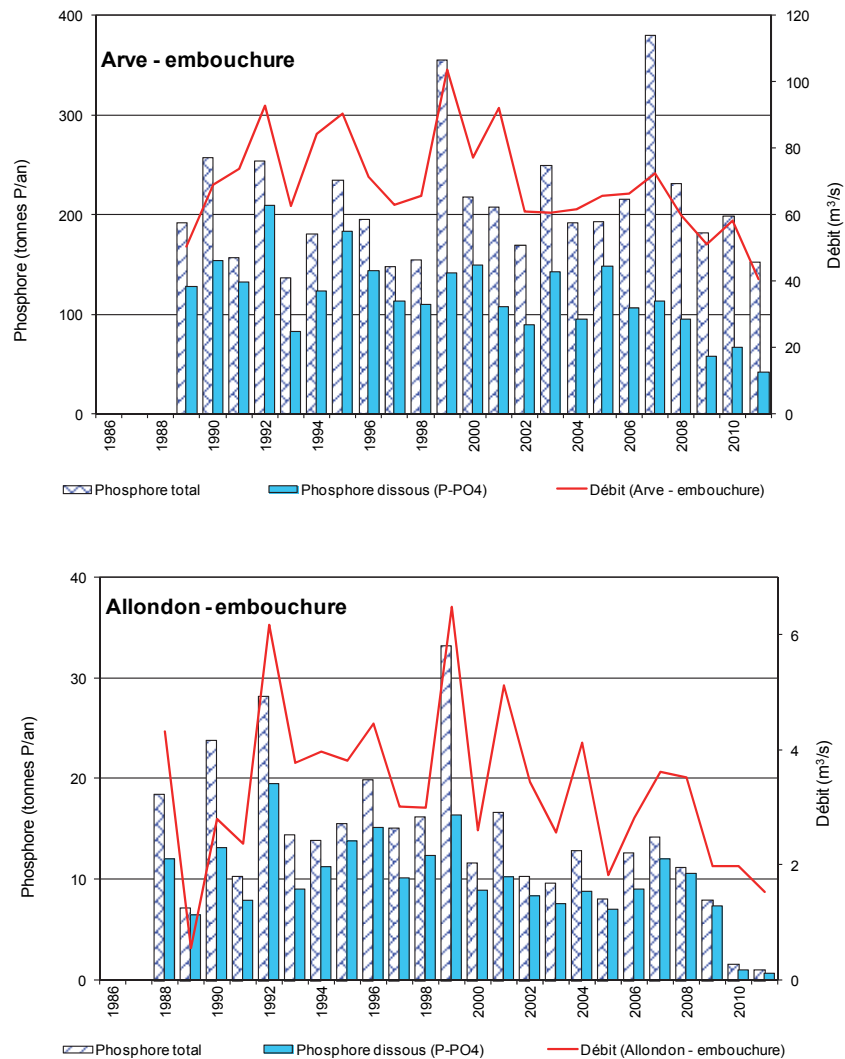


Figure 11 : Phosphore total et phosphore réactif soluble (P-PO₄) - Apports annuels par le Rhône à Chancy, l'Arve et l'Allondon.

Figure 11 : 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)**

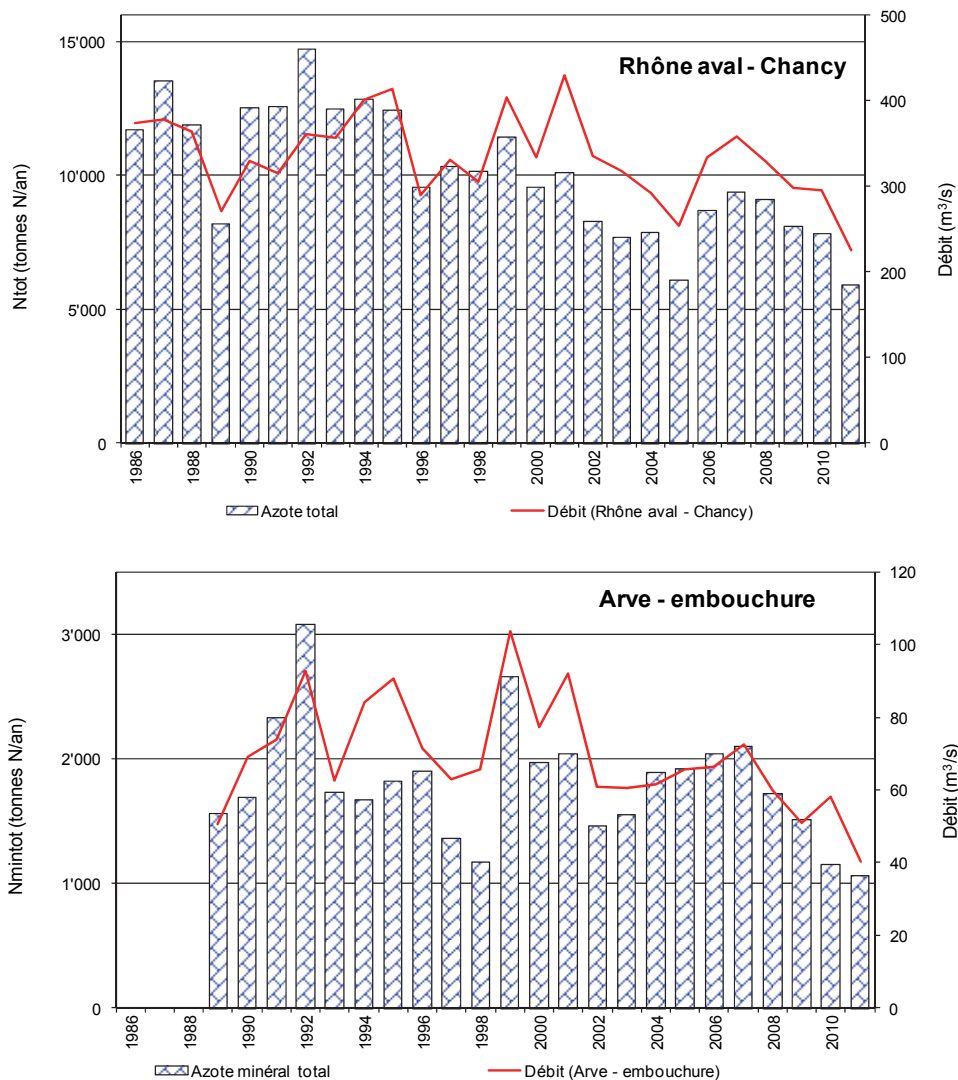
Comme expliqué au paragraphe 3.1, c'est le phosphore réactif soluble qui domine dans le Rhône en aval du lac, du fait de la sédimentation du phosphore particulaire dans le lac. La diminution du phosphore total est surtout liée aux mesures d'assainissement domestique et agricole, qui sont les 2 principales 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 et l'Allondon, le phosphore réactif soluble domine dans les apports du fait de l'absence d'obligation de déphosphatation pour les STEP situées dans ces bassins versants.

Il faut relever la très nette baisse du phosphore dans le bassin de l'Allondon du fait de 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 (arrêt définitif : 19.01.2010).

4.2 Azote total ou minéral total

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 l'Arve et 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).



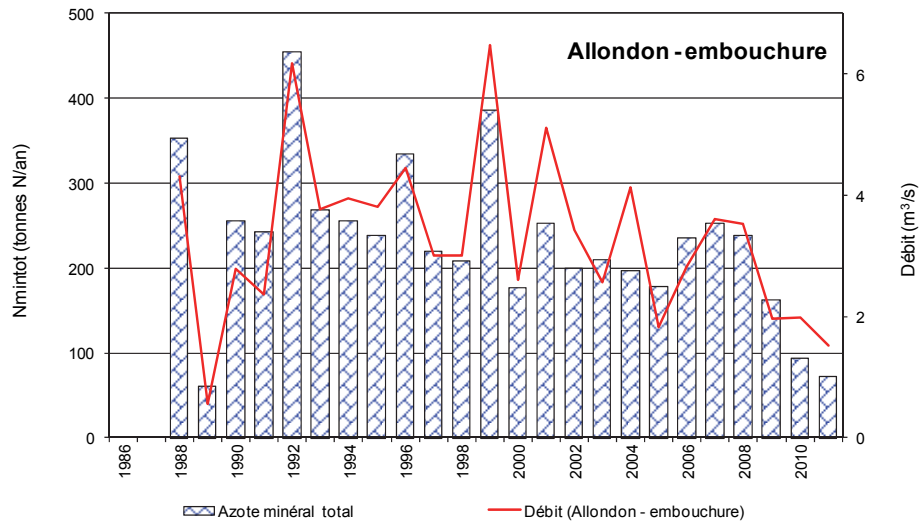


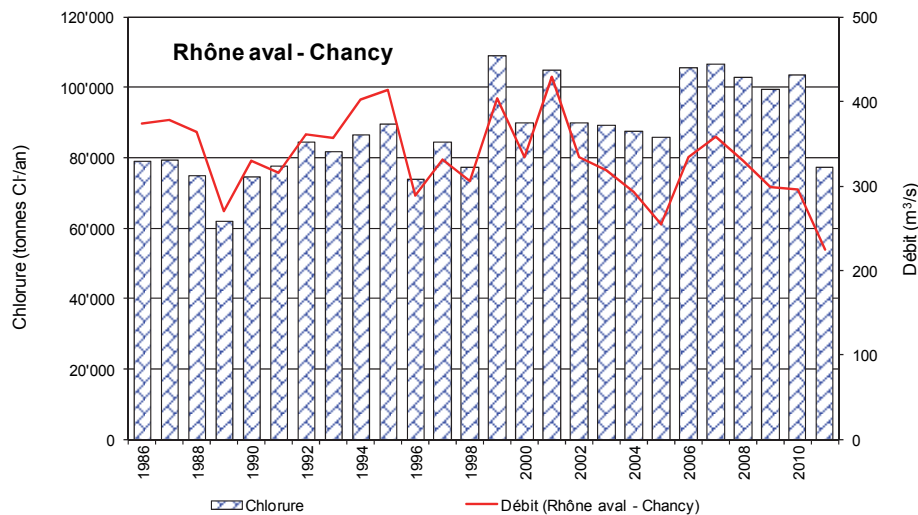
Figure 12 : Azote total ou azote minéral total - Apports annuels par le Rhône à Chancy, l'Arve et l'Allondon.

Figure 12 : Total nitrogen or total inorganic nitrogen - Annual inflow from the Rhône (Chancy), the Arve and the Allondon.

4.3 Chlorure

Globalement, les apports en chlorure par les rivières du bassin Rhône aval sont mieux corrélés avec les débits que pour les rivières du bassin du Léman. Les apports proviennent du lessivage des sols agricoles et de l'utilisation de sels de déneigement. On note tout de même, surtout depuis ces cinq 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, KLEIN, 2012).



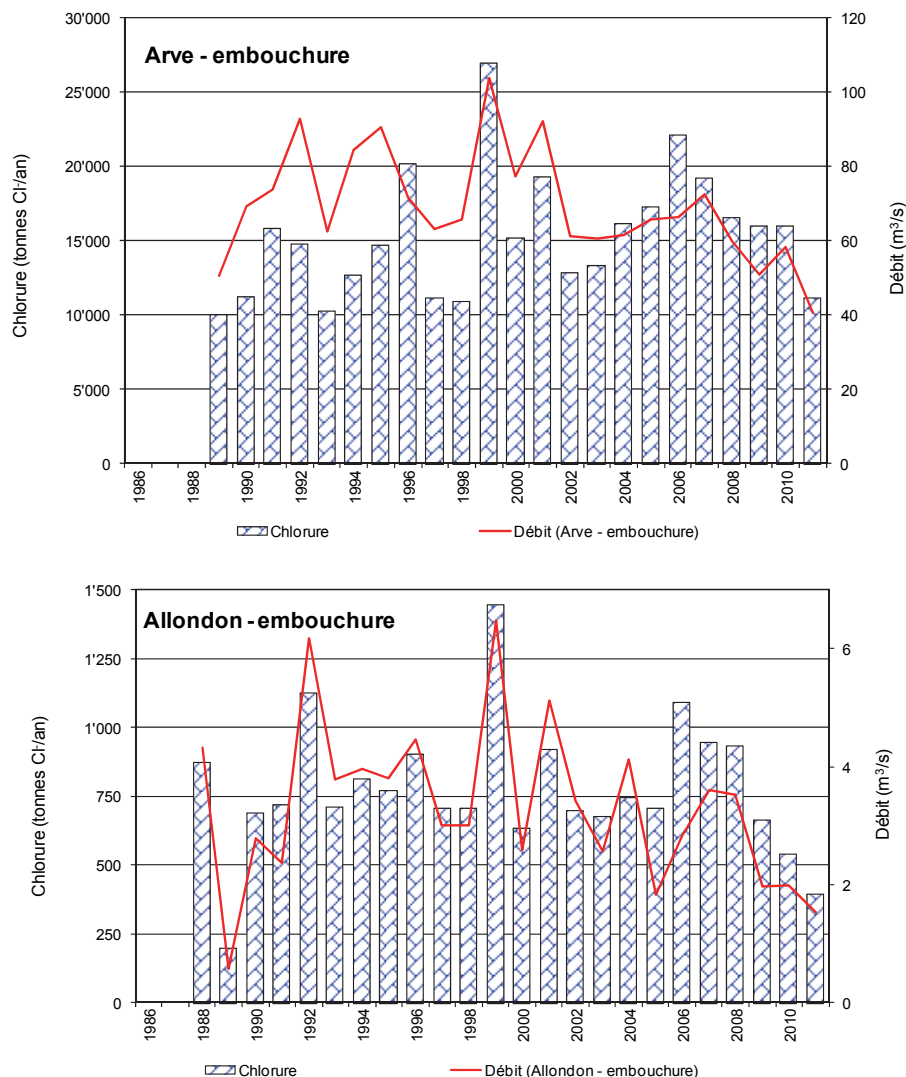


Figure 13 : Chlorure - Apports annuels par le Rhône à Chancy, l'Arve et l'Allondon.
 Figure 13 : Chloride - Annual inflow from the Rhône (Chancy), the Arve and the Allondon.

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. L'année 2011 présente une pluviométrie de 750.1 mm, très inférieure à la moyenne inter-stations relevée sur 4 stations entre 1980 et 2011 (1'011 mm).

L'analyse des flux de nutriments des principaux affluents du territoire de la CIPEL montre certaines différences selon les bassins versants de rivières. Toutefois, l'année 2011 est marquée pour l'ensemble des rivières, par une baisse significative des apports avec des débits inférieurs de près de 25% par rapport à 2010.

Les apports en phosphore total par les principaux affluents du Léman ont diminué ces 5 dernières années, notamment pour le Rhône amont. Les apports en phosphore réactif soluble ont également 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.

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 et suivent principalement la variation des débits.

Les quantités de chlorure sont en hausse, notamment dans le Rhône amont, exceptée en 2011 en raison de la faible pluviométrie. Cette augmentation trouve deux explications possibles : la présence d'industries et l'utilisation de sels de déneigement. Une tendance à la hausse depuis les années 90 est également constatée dans la Dranse. Pour l'Aubonne et la Venoge qui sont des rivières de plaine et de contrefort du Jura, on constate une bonne corrélation entre les débits annuels et les apports. Cette corrélation laisse supposer que ces apports sont surtout influencés par l'utilisation d'engrais à base de chlorure et au lessivage des sols agricoles.

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.
- LAZZAROTTO, J., KLEIN, A., (2012) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2011, 26-50.
- OFS (2010) : Bilan de l'azote. Office fédéral de la statistique.
- QUÉTIN, P. (2012) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2011, 14-25.
- RAPIN, F., KLEIN, A., (2011) : Apports par les affluents au Léman et au Rhône à l'aval de Genève et leur qualité. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2010, 157-178
- STRAWCZYNSKI, A. (2012) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2011, 151-160.

Tableau 2 : Concentrations moyennes en 2011.
Table 2 : Mean concentrations in 2011.

Nom Rivière	Débit (m3/sec)	N-NH4 (mgN/L)	N-NO2 (mgN/L)	N-NO3 (mgN/L)	Nmintot (mgN/L)	Ntot (mgN/L)	P-PO4 (mgP/L)	PtotBrut (mgP/L)	Cl (mg/L)	SO4 (mg/L)	Ca (méq/L)	Mg (méq/L)	Na (mg/L)	K (mg/L)	SiO2 (mg/L)	DOC (mg/L)	TOC (mg/L)	MES (mg/L)
Bassin versant du Léman																		
Rhône amont	145.91	0.168		0.676		0.760	0.012	0.120	11.43	53.26	39.82	4.80	7.66	1.88	2.82	0.61	1.74	190.29
Dranse	10.56	0.028	0.007	0.748	0.784	0.864	0.007	0.055	7.99	88.64	84.91	11.38	5.50		3.72	1.72		
Aubonne	2.10	0.040	0.018	1.604	1.664		0.006	0.022	10.10	6.31	61.76	6.18	6.71	1.20	3.35	3.49		5.00
Venoge	1.28	0.627	0.058	3.919	4.619		0.033	0.098	30.74	26.84	73.82	8.20	17.04	3.56	4.59	3.44		30.05
Versoir	2.03	0.206	0.006	1.054	1.260	1.326	0.023	0.294	10.12	7.31	70.45	6.21	5.92	0.95		2.53		
Veveyse	1.13	0.059	0.009	0.536	0.606		0.005	0.457	9.76	13.49	51.54	5.65	7.58	1.47	3.86	3.28		520.44
Promenthouse	0.63	0.019	0.006	2.011	2.063		0.010	0.047	8.17	6.35	63.79	6.83	4.84	1.29	3.97	2.74		18.26
Chamberonne	0.67	0.099	0.019	1.420	1.537		0.034	0.072	19.22	42.33	59.62	7.54	11.84	2.50	3.34	2.25		14.01
Eau Froide	0.45	0.166	0.006	8.049	8.238		0.014	0.051	10.90	72.52	78.78	9.39	19.22	2.70	4.61	2.97		9.73
Morges	0.17	0.074	0.038	4.595	4.716		0.057	0.106	26.42	34.66	92.92	12.38	14.92	4.22	8.43	3.63		17.40
Boiron-de-Morges	0.07	0.558	0.030	4.186	4.819		0.082	0.143	21.14	35.23	71.90	9.77	14.62	3.91	9.40	3.84		29.05
Dullive	0.17	0.214	0.016	2.964	3.189		0.057	0.102	16.67	18.61	89.75	10.24	9.53	2.35	6.33	3.66		18.19
Bassin versant du Rhône aval																		
Rhône émissaire	188.08	0.032		0.419	0.450	0.563	0.007	0.029	9.55	46.43	41.14	5.79	6.44	1.33		1.41		
Arve	40.45	0.129	0.044	0.646	0.810	0.833	0.033	0.119	8.73	52.30	51.11	5.87	5.81	1.27				
Allondon	1.53	0.009	0.004	1.468	1.482	1.508	0.014	0.022	8.24	7.98	76.88	6.51	4.43	0.62				
Rhône Chancy	225.15		0.016	0.718	0.718	0.834	0.014	0.036	10.89	49.07	47.25	1.43	7.07	1.80	1.34	1.26		19.56

Tableau 3 : Flux en 2011.

Table 3 : Flows in 2011.

Nom Rivière	Débit (m3/sec)	N-NH4 (t/an)	N-NO2 (t/an)	N-NO3 (t/an)	Nmintot (t/an)	Ntot (t/an)	P-PO4 (t/an)	ProtBrut (t/an)	Cl (t/an)	SO4 (t/an)	Ca (t/an)	Mg (t/an)	Na (t/an)	K (t/an)	SiO2 (t/an)	DOC (t/an)	TOC (t/an)	MES (t/an)
Bassin versant du Léman																		
Rhône amont	145.91	772.85		3'108.5		3'495.4	56.30	551.79	52'601	245'064	183'230	22'109	35'235	8'654	1'2965	2'793	8'011	875'607
Dranse	10.56	9.16	3.05	248.9	261.1	287.5	2.46	18.31	2659	29507	28268	3788	1832		1238	573		
Aubonne	2.10	2.69	1.32	106.4	110.4		0.41	1.49	670	419	4098	410	446	80	222	231		332
Venoge	1.28	25.30	2.92	158.0	186.3		1.35	3.97	1239	1082	2977	331	687	144	185	139		1212
Versoix	2.03	13.21		67.5	80.7	85.0	1.46	18.85	648	469	4515	398	379	61		162		
Veveyse	1.13	2.11	0.35	19.1	21.6		0.18	16.26	347	480	1834	201	270	52	138	117		18523
Promenthouse	0.63	0.38	0.12	40.0	40.5		0.19	0.93	163	126	1270	136	96	26	79	55		364
Chamberonne	0.67	2.08	0.40	29.9	32.4		0.73	1.51	405	893	1257	159	250	53	70	47		295
Eau Froide	0.45	2.36	0.32	114.0	116.7		0.20	0.72	154	1027	1116	133	272	38	65	42		138
Morges	0.17	0.38	0.25	24.0	24.6		0.30	0.55	138	181	484	65	78	22	44	19		91
Boiron-de-Morges	0.07	1.20	0.16	9.0	10.3		0.18	0.31	45	76	154	21	31	8	20	8		62
Dullive	0.17	1.17	0.06	16.2	17.4		0.31	0.56	91	102	490	56	52	13	35	20		99
Total BV Léman		832.89	8.95	3'941.50	902.00	3'867.90	64.07	615.25	59'160	279'426	229'693	27'807	39'628	9'151	15'061	4'206	8'011	896'723
Bassin versant du Rhône aval																		
Rhône émissaire	188.08	187.18		2'484.6		3'338.2	38.67	169.61	56'671	275'393	244'018	34'357	38'224	7'872		8'337		
Arve	40.45	164.12	46.01	823.5	1'033.6	1'062.1	41.59	152.00	11'134	66'714	65'203	7'492	7'406	1'625				
Allondon	1.53	0.44	0.23	70.7	71.3	72.6	0.69	1.05	397	384	3'702	313	213	30				
Rhône Chancy	225.15			5'100.0	5'100.0	5'921.6	99.38	257.44	77'303	348'455	335'481	10'183	50'198	12'789	9'537	8'932	11'962	138'919

MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE

MICROPOLLUTANTS IN THE WATER OF THE RIVER RHÔNE

Campagne 2011

PAR

Marc BERNARD, Cédric ARNOLD, Pierre MANGE et Daniel OBRIST

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

RÉSUMÉ

111 produits phytosanitaires, douze 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 2011. Un seul produit phytosanitaire dépasse les exigences de l'Ordonnance sur la protection des eaux de 0.1 µg/L, le Mesotrion détecté avec une valeur de 0.14 µg/L. Sur les dix principes actifs pharmaceutiques recherchés, neuf ont été retrouvés dans les eaux du Rhône à des concentrations relativement élevées avec un maximum de 1.1 µg/L pour la Prilocaine.

En termes de flux annuels, les quantités totales des produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône en 2011 ont diminué avec 845 kg par rapport à 1010kg en 2010. Les charges de Dinoterb sont tombées à 13 kg en 2011 par rapport aux 434 kg en 2010. Les quantités de médicaments ont chuté avec 677 kg, comparées à 1'560 kg en 2010.

ABSTRACT

111 pesticides, twelve 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 2011. A single pesticide was found at levels above those stipulated by the Water Protection Order (0.1 µg/L); this was Mesotrion, which was found at a level of 0.14 µg/L. Of the twelve pharmaceutical active substances tested for, nine were identified in the water of the Rhône at relatively high concentrations, the highest level (1.1 µg/L) being found for prilocaine.

In terms of annual flows, the total quantities of the pesticides that had flowed through the Rhône in 2011 had fallen to 845 kg versus 1010 kg in 2010. The levels of Dinoterm had fallen to 13 kg in 2011, compared to 434 kg in 2010. The quantities of pharmaceuticals had fallen to 677 kg compared to 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). Le choix des paramètres analysés répond en priorité aux critères suivant : substances produites ou formulées dans les industries situées dans le bassin versant, produits utilisés en agriculture, polluants présents lors de screening et substances analysées en routine dans le laboratoire chargé des analyses.

Les normes de rejets pour les industries concernées furent renforcées en septembre 2005 puis en 2010 avec la mise en application de la ligne directrice cantonale en matière de micropolluant. 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 ; BERNARD et ARNOLD, 2008, 2009, 2010).

Cet article présente les résultats des investigations réalisées en 2011 et les compare avec ceux obtenus de 2006 à 2010.

2. ECHANTILLONNAGE

2.1 Rhône amont Porte du Scex

La station de prélèvement et d'échantillonnage automatique de la Porte du Scex est intégrée dans le réseau de surveillance nationale continue des cours d'eau suisses (NADUF) de la Confédération. Depuis janvier 2006, le système d'échantillonnage a été modifié spécifiquement pour l'analyse des micropolluants, de manière à collecter un échantillon moyen de 2 litres sur 14 jours à une fréquence de 3 prises aliquotes par heure. L'échantillon est récolté directement dans un flacon en verre placé dans une enceinte réfrigérée à 5 °C. Dès la fin du prélèvement, l'échantillon est expédié par express au laboratoire en charge des analyses. 26 échantillons moyens 14 jours ont ainsi été prélevés en 2011.

2.2 Rhône amont et aval de Viège et de Monthey

Le 22 février et le 25 novembre 2011, des échantillons moyens 24 heures ont été prélevés dans le Rhône en amont et aval de Viège et de Monthey, permettant ainsi d'encadrer deux des plus grands secteurs industriels situés à Viège et Monthey. 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 figurants en annexe.

3. MÉTHODOLOGIE

La liste complète des substances recherchées est donnée en annexe 1 et 2; elle comprend à 111 produits phytosanitaires, douze principes actifs pharmaceutiques, deux agents anticorrosion (le benzotriazole et le Tolyltriazole). Le Bisphénol A n'a pas pu être recherché par le laboratoire en 2011. Deux nouvelles substances ont été introduites à partir du premier septembre 2011 : le Sulfaméthoxazole, un antibiotique sulfamidé et le Diclofenac, un analgésique. Ces deux dernières substances ont été retenues par l'Office fédéral de l'environnement OFEV comme substances organiques en traces à suivre prioritairement dans les eaux (DETEC 2009).

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.

Les résultats d'analyses inférieurs au seuil de quantification, en général inférieurs à 0.01 µg/L, présentés dans le tableau en annexe sont mentionnés « bmdl ».

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 aux intercalibrations organisées par la CIPEL.

L'évolution des micropolluants lors de la conservation des échantillons a été testée en 2008 par le groupe méthodologie de la CIPEL et rapportée dans BERNARD *et al.* (2011).

4. RÉSULTATS

4.1 Concentrations des produits phytosanitaires dans les eaux du Rhône

La figure 1 présente les résultats de l'analyse des 26 échantillons du Rhône prélevés à la Porte du Scex en 2011 (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 2011 : Le Mesotrion a atteint des valeurs allant jusqu'à 0.14 µg/L (échantillon du 31.10.2011).

Par rapport à la période 2006-2010, 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 sur les eaux du lac Léman depuis 2006 (EDDER et *al.* 2008 et ORTELLI et *al.* 2009, 2011).

Les échantillons du Rhône 2011 ont révélé la présence marquée et constante 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. Cette substance produite par l'industrie chimique Lonza jusqu'à fin 2008, pourrait être utilisée par certains éleveurs de moutons dans le haut Valais ayant constitué des stocks à titre privé. Cette hypothèse est à considérer du fait que l'office vétérinaire du canton du Valais ne distribue plus de produits antiparasitaires pour le traitement des moutons depuis plus de deux ans.

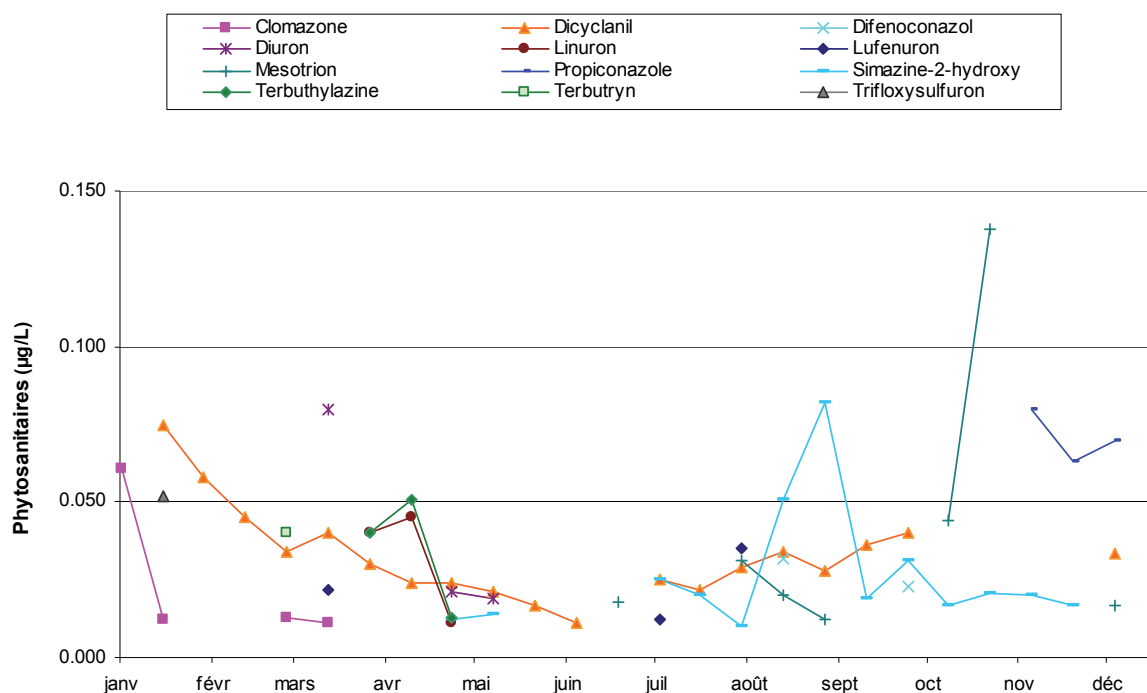


Figure 1 : Évolution des concentrations des principaux produits phytosanitaires dans le Rhône à la Porte du Scex en 2011.

Figure 1 : Evolution of concentration of substances detected in the Rhône River at the Porte du Scex in 2011

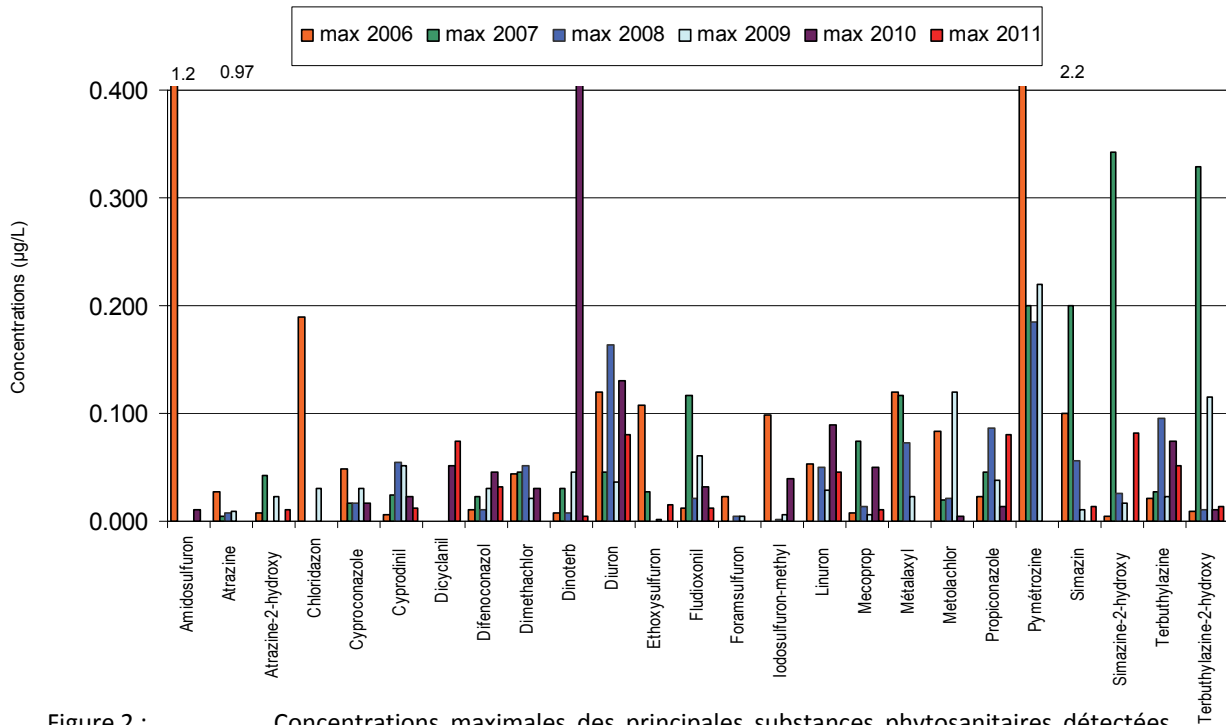


Figure 2 : Concentrations maximales des principales substances phytosanitaires détectées dans les eaux du Rhône en 2006, 2007, 2008, 2009, 2010 et 2011 à la Porte du Scex.

Figure 2 : Maximum concentrations of main substances detected in the River Rhône in 2006, 2007, 2008, 2009, 2010 and 2011 at Porte du Scex.

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. Dans les cas où une substance était présente (au dessus de la valeur de détection) mais 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. En 2011, la valeur de tolérance OSEC de 0.5 µg/L n'a plus été dépassée, elle est restée inférieure 0.29 µg/L contrairement aux autres années (figure 3).

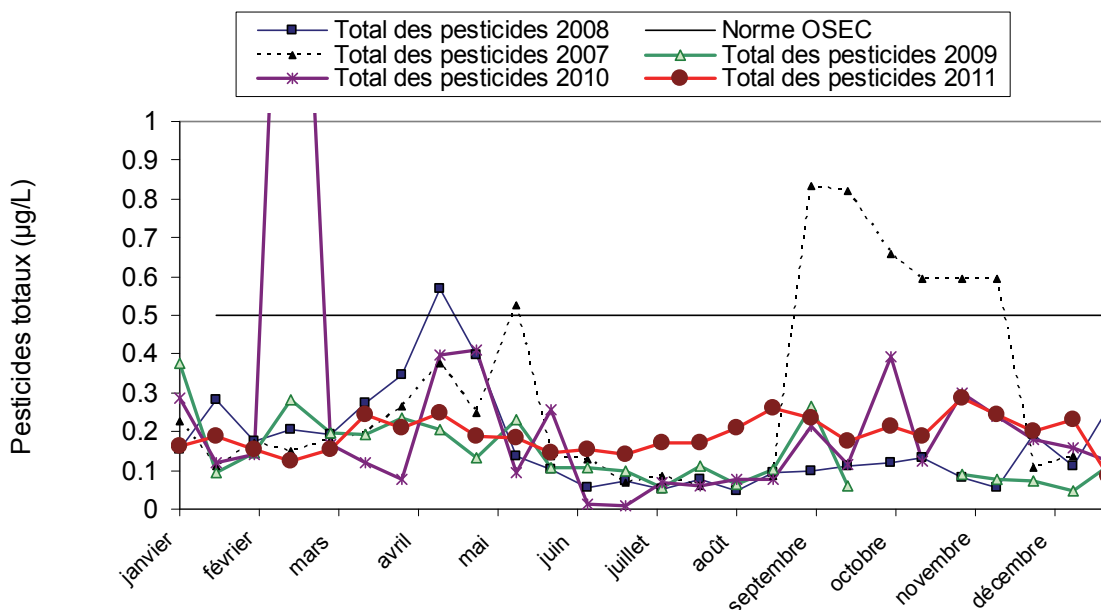


Figure 3 : Somme des concentrations en produits phytosanitaires décelée dans le Rhône à la Porte du Scex au cours des années 2007 à 2011.

Figure 3 : Sum of pesticide concentrations detected in the Rhône river at Porte du Scex in 2007-2011.

4.2 Charges des produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône de 2006 à 2011

Les flux des substances phytosanitaires ayant transité par le Rhône ont été calculés sur la base des concentrations mesurées et des débits moyens durant la période de prélèvement. Dans les cas où l'analyse donnait une valeur inférieure au seuil de quantification (bmdl), la moitié de la valeur de quantification (en général 0.005 µg/L) a été prise en compte ; si l'analyse n'a pas permis de détecter une substance, la charge a été considérée comme nulle. Les charges ainsi calculées sont présentées à la figure 4.

Les quantités totales des 113 produits phytosanitaires analysés et ayant transités par le Rhône atteignent 845 kg contre 1010 kg pour l'année 2010, 630 kg pour l'année 2009, 730 kg pour l'année 2008 et 1600 kg pour les années 2006 et 2007. En 2010, l'augmentation était due aux 434 kg de Dinoterb. En 2011, les charges en Dinoterb ont très fortement diminué pour ne présenter plus qu'un bruit de fond de 13 kg, par contre les charges en herbicide principalement d'origine agricole étaient en augmentation avec un total de plus de 200 kg sur le triazines.

Les charges les plus importantes en 2011 proviennent du produit antiparasitaire Dicyclanil, présent toute l'année pour une charge cumulée de 114 kg (60 kg en 2010), viennent en suite des produits phytosanitaires d'origine agricoles : 80 kg de Simazine-2-hydroxy, 57 kg de Terbutylazine et Terbutylazine-2-hydroxy, 34 kg de Diuron, 23 kg de Diazinon et 22 kg respectivement de Simazine, Mecoproc, Fluazinam et Penconazole.

En ce qui concerne les substances phytosanitaires produites en Valais, les charges maximales sont observées sur le Mesotrion 56 kg (non détecté en 2010), le Propiconazole 51 kg (7 kg en 2010), le Difenconazole 25 kg (34 kg en 2010), le Cyprodinil 25 kg (21 kg en 2010) et le Fludioxonil 24 kg (29 kg en 2010).

En 2011, la charge annuelle totale de pesticides d'origine industrielle calculée à partir des échantillons des eaux du Rhône est estimée à 367 kg, en baisse par rapport à l'année 2010 (400 kg). Pour mémoire elles avaient été calculées à 430 kg en 2009, 570 kg en 2008, 820 kg en 2007 et 1450 kg en 2006. Pour l'année 2011, les valeurs d'autocontrôle fournies par l'industrie donnent une charge totale inférieure d'un facteur deux. Cette différence pourrait en partie être expliquée par le fait que les substances présentes à de très faibles concentrations sont surévaluées dans le calcul des charges dans les eaux du Rhône dont le débit est en moyenne de 150 m³/s.

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 2011 cette exigence a été respectée pour toutes les substances produites à l'exception d'un dépassement à 280 g/j en juin 2011 pour le Fenpropidine (fongicide), non détecté dans les eaux du Rhône du fait de la période de hautes eaux et de la dilution apportée par les eaux du fleuve.

La charge annuelle totale de pesticides d'origine non industrielle s'élève à environ 478 kg contre 616 kg en 2010, 278 kg en 2009.

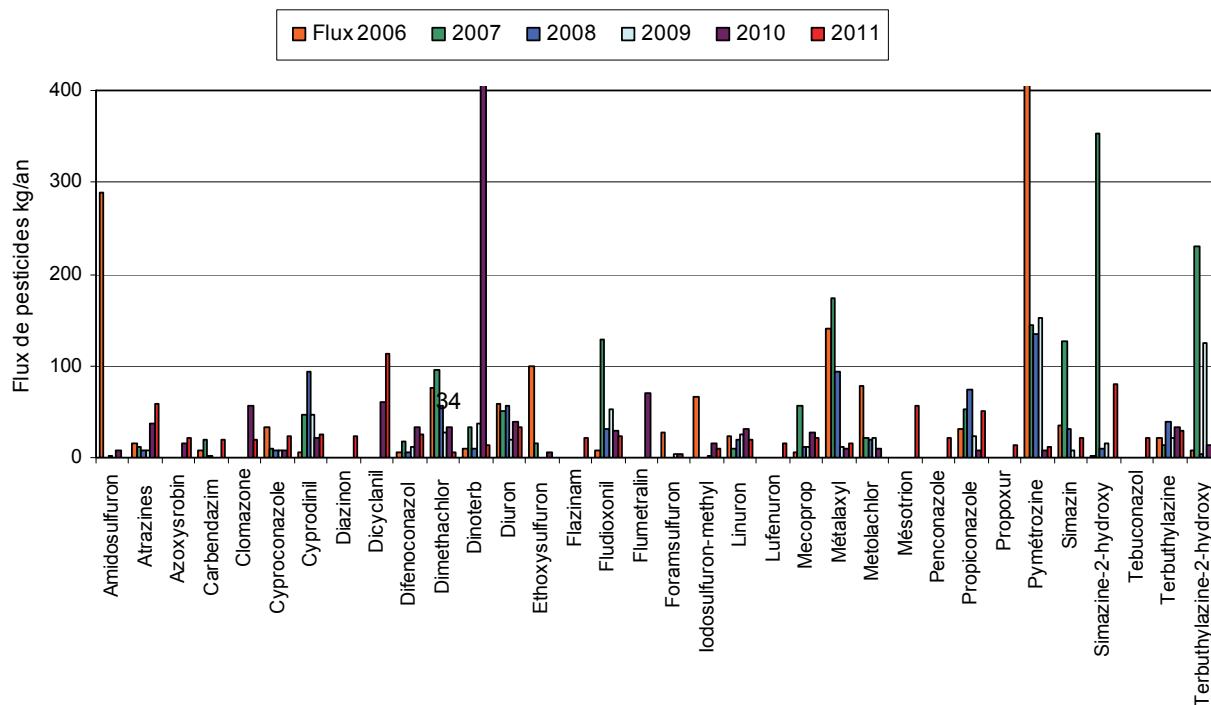


Figure 4 : Charges annuelles en pesticides ayant transité dans le Rhône de 2006 à 2011.

Figure 4 : Pesticide annual loadings from the Rhône river from 2006 to 2011.

4.3 Profils de concentrations 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 5 et 6 présentent la concentration et la charge totale de tous les produits phytosanitaires détectés aux différents emplacements (voir aussi tableau en annexe 2).

Les deux mesures ponctuelles réalisées en 2011 montrent notamment pour l'échantillon du 26 février des concentrations et des charges plus élevées en aval de Viège qu'en amont et équivalentes en automne. Par contre on constate peu de différence entre l'amont et l'aval de Monthey.

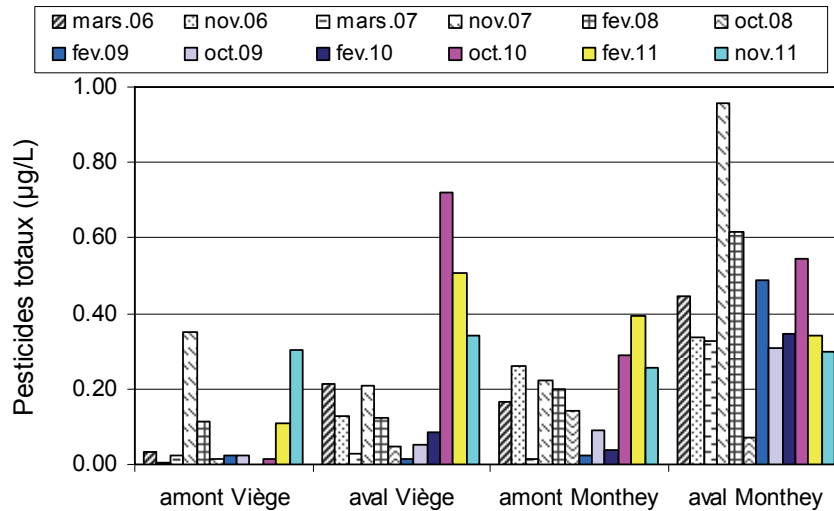


Figure 5 : Somme des concentrations en pesticides présentes dans le Rhône en amont et en aval des sites industriels de Viège et Monthey les 8 mars, 30 novembre 2006, 6 mars et 7 novembre 2007, 26 février et 27 octobre 2008, 17 février et 27 octobre 2009, 23 février et 26 octobre 2010, 22 février 2011 et 25 novembre 2011.

Figure 5 : Sum of pesticide concentrations detected in the Rhône river upstream and downstream from the industrial production locations of Viege and Monthey the 8th March, 30 November 2006, 6th March 7 November 2007, 26 February and 27 October 2008, 17 February and 27 October 2009, 23 February and 26 October 2010, 22 February and 25 November 2011.

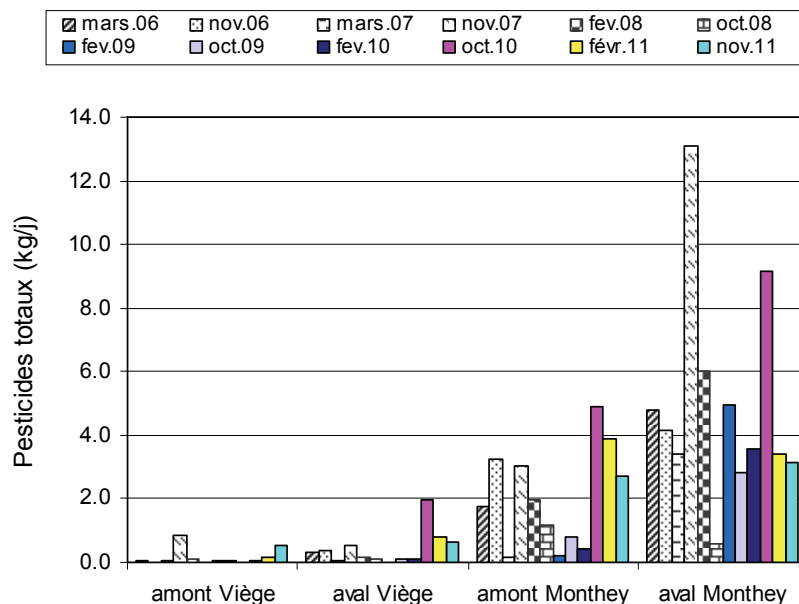


Figure 6 : Charges en pesticides calculées dans le Rhône en amont et en aval des sites industriels de Viège et Monthey les 8 mars, 30 novembre 2006, 6 mars, 7 novembre 2007, 26 février et 27 octobre 2008, 17 février et 27 octobre 2009, 23 février et 26 octobre 2010, 22 février 2011 et 25 novembre 2011.

Figure 6 : Calculated loadings of pesticides detected in the Rhône river upstream and downstream from the industrial production locations of Viege and Monthey the 8th March, 30 November 2006, 6th March, 7 November 2007, 26 February and 27 October 2008, 17 February and 27 October 2009, 23 February and 26 October 2010, 22 February and 25 November 2011.

Sur les mesures ponctuelles réalisées en 2011, l'échantillon de février, en aval de Viège présente des concentrations élevées en Dinoterb (0.23 µg/L) et Dicyclanil (0.11 µg/L) d'origine inconnue et de Clomazone (0.05 µg/L), en aval de Monthey les substances citée précédemment sont diluées et accompagnées de Cyproconazol, Cyprodinil, Fluazinam et Fludioxinil. En octobre aucune substance ne dépasse les exigences de l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux, 0.1 µg/L). Comparativement aux années précédentes, le calcul des charges sur les produits phytosanitaires présents montre peu de différence entre l'amont et l'aval du site de Monthey.

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 2011, les analyses ont porté sur les éléments ci-dessous avec les concentrations maximales et moyennes suivantes :

Principe actif	Utilisation	Maximum	Moyenne
Bupivacaine	Anesthésiant	0.044 µg/L	0.007 µg/L
Carbamazépine	anti-épileptique	0.005 µg/L	0.005 µg/L
Carisoprodol	relaxant musculaire	0.043 µg/L	0.008 µg/L
Deanol	antiasthénique	0 µg/L	0 µg/L
Irbesartan	anti-hypertenseur	0.015 µg/L	0.007 µg/L
Mépivacaine	Anesthésiant	0.56 µg/L	0.045 µg/L
Methenamine	Antibiotique	0.005 µg/L	0 µg/L
Prilocaine	Antiviral	1.1 µg/L	0.099 µg/L
Ribavarine	Virucide	0.005 µg/L	0.001 µg/L
Ticlopidine	Anti-coagulant	0.051 µg/L	0.012 µg/L
Trimetazidine.2HCl	Anti-anginal	0.014 µg/L	0.001 µg/L
Xipamide	Diuretic	0 µg/L	0 µg/L

Par rapport aux produits phytosanitaires, les concentrations maximales observées sur certains produits pharmaceutiques comme la Prilocaine sont toujours très élevées. Deux nouvelles substances non produites par les industries du Valais ont été analysées à partir du premier septembre 2011 : le Sulfametoxazole, un antibiotique sulfamidé et le Diclofenac, un analgésique. Les concentrations des ces produits pharmaceutiques étaient toutes inférieures à 0.01 µg/L.

Pour l'année 2011 on observe des concentrations élevées en début d'année sur les 7 premiers échantillons, valeurs expliquées par la Prilocaine sur les 5 premiers échantillons puis par la Mépivacaine sur les 2 échantillons suivants. A partir d'avril 2011 la somme des concentrations des substances ne dépasse plus les 0.15 µg/L (figure 7). Ainsi, l'apport de Prilocaine au Rhône du début janvier 2011 au 21 mars s'élève à de 336 kg de matière ce qui représente, une moyenne de 4.2 kg par jour et dépasse très largement la ligne directrice édictée pour les phytosanitaires (200 g par jour).

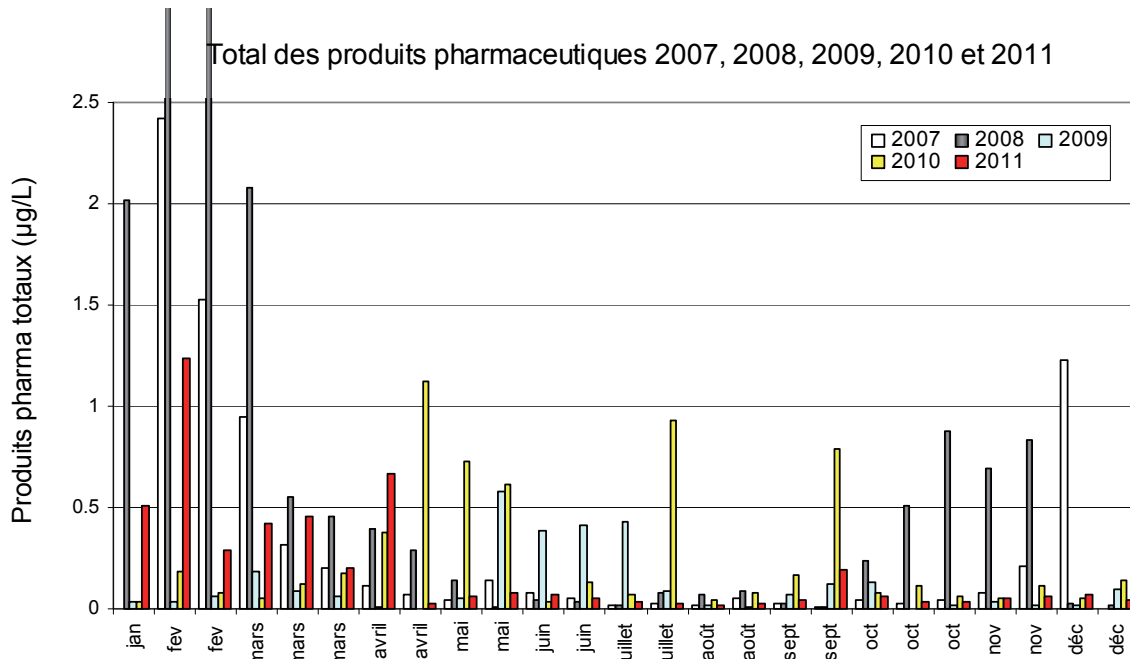


Figure 7 : Somme des concentrations des 5 produits pharmaceutiques analysés dans le Rhône à la Porte du Scex au cours de l'année 2007, 2008, 2009, de la somme des 12 en 2010 et 10 en 2011.

Figure 7 : Sum of concentrations of 5 pharmaceuticals analyzed in the Rhône river at the Porte du Scex during the year 2007, 2008, 2009, addition of the 12 in 2010 and 10 in 2011.

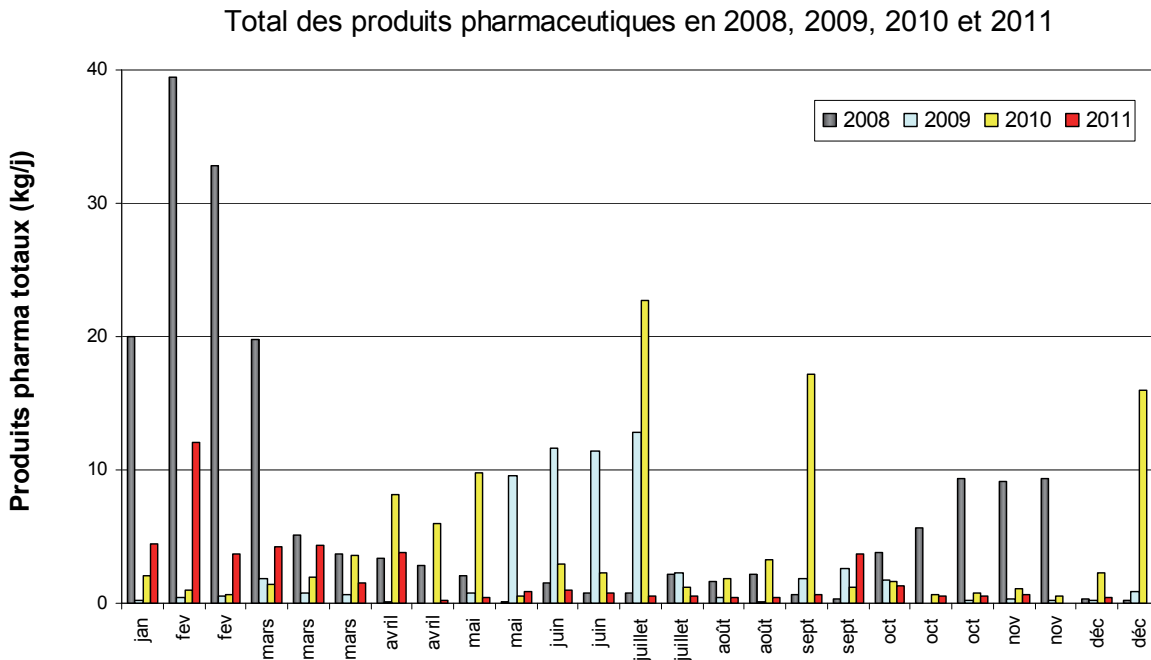


Figure 8 : Calcul des charges des 5 produits pharmaceutiques analysés dans le Rhône à la Porte du Scex au cours de l'année 2008 et 2009 et de la somme des 12 en 2010 et 2011.

Figure 8 : Loadings of 5 pharmaceuticals analyzed in the Rhône river at Porte du Scex in 2008 and 2009 and addition of the 12 in 2010.

La figure 9 présente les charges calculées pour les six principes actifs pharmaceutiques analysés dans le Rhône de septembre à décembre 2006, ainsi que durant l'ensemble des années 2007, 2008, 2009. Une septième substance, le Carisoprodole à été rajouter en 2010 et 2011.

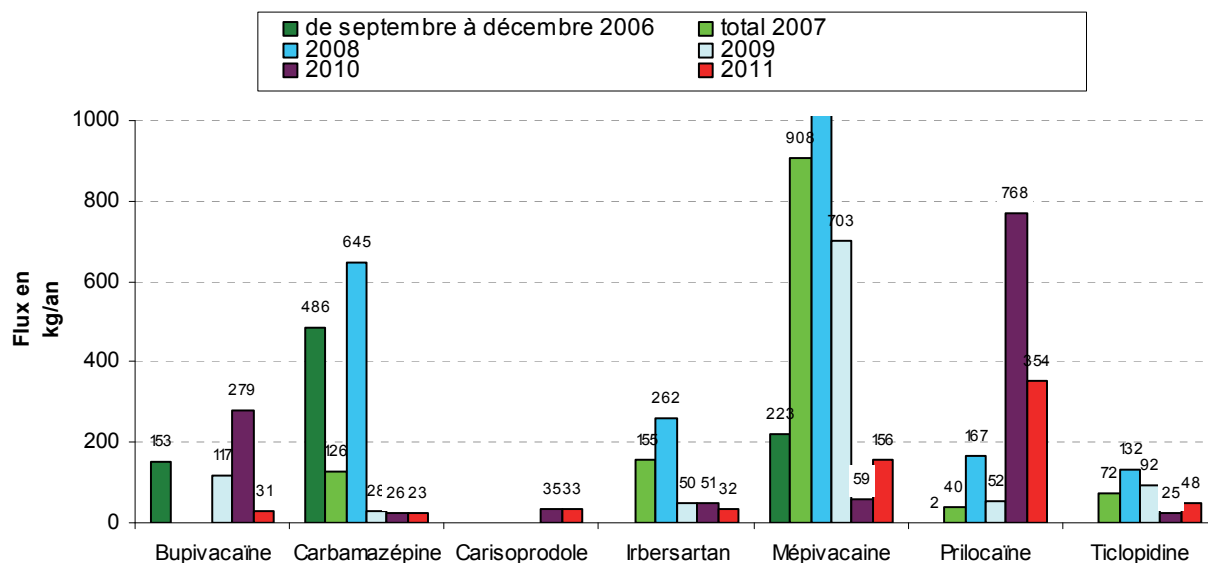


Figure 9 : Charges calculées en produits pharmaceutiques retrouvés dans les eaux du Rhône de septembre 2006 à décembre 2006, en 2007, 2008, 2009, 2010 et 2011.

Figure 9 : Calculated loadings of pharmaceuticals detected in Rhône river between September and December 2006 and in 2007, 2008, 2009, 2010 and 2011.

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 2011 sont en nettement inférieures aux années précédentes, elles chutent à 677 kg, comparées à 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 2010 et 2011 est essentiellement due aux charges de Prilocaïne (diminution de 768 à 354 kg) et de Bupivacaïne (diminution de 279 à 31 kg). Par contre, la charge de Mépivacaïne est supérieure avec 97 kg (de 59 à 156 kg).

L'industrie produisant ces substances, après des essais peu concluants de traitement des effluents de l'ensemble de l'usine, sur différents types d'installations spécifiques, s'est finalement réorientée 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 a été accordé aux industries valaisannes pour respecter des rejets de 200 g par jour et par substance pour les rejets de principes actifs pharmaceutiques (API, Active Pharmaceutical Ingredient). Le délai octroyé tient compte du fait que la problématique des produits pharmaceutiques a été mise en évidence un peu plus tardivement que celle des produits phytosanitaires. Nous constatons depuis juin 2011, une nette amélioration des charges rejetées pour les API puisque sept dépassements des 200 g/j ont été comptabilisés par l'industrie (onze dépassements en 2010 pour la même période) et les valeurs n'ont pas dépassé 600 g/j. 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.

4.5 Autres substances

Deux autres substances non-volatiles ont fait l'objet d'un suivi en 2011 ainsi qu'en 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 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).

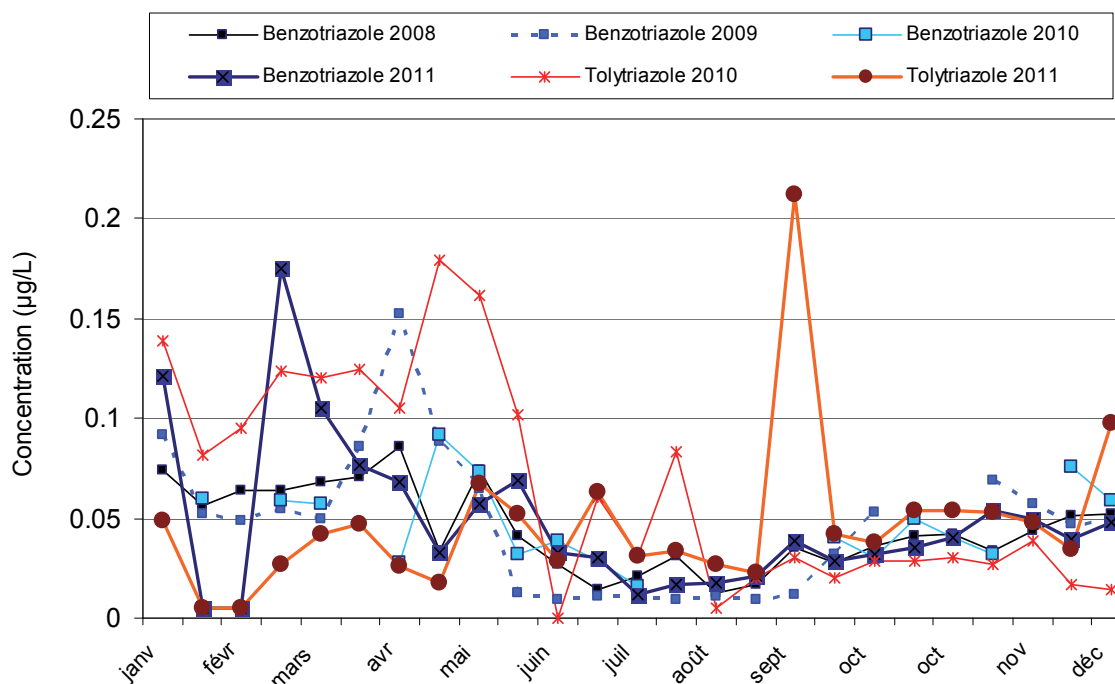


Figure 10 : Evolution des concentrations en Benzotriazole mesurées dans le Rhône à la Porte du Scex en, 2008, 2009, 2010 et 2011 et en Tolytriazole en 2010 et 2011

Figure 10 : Evolution of concentrations of Benzotriazole detected in the Rhône river at Porte du Scex in 2008, 2009, 2010 and 2011 and of Tolytriazole in 2010 and 2011

Pour le benzotriazole, les concentrations enregistrées dans les eaux du Rhône en 2011 sur les échantillons moyens de 14 jours varient entre la limite de détection (0.01 µg/L) et 0.18µg/L avec une moyenne de 0.05 µg/L. Les concentrations demeurent relativement constantes durant toute l'année, avec une légère augmentation dans des échantillons du 21.2.11 et du 7.3.2011. Le flux annuel est stable depuis ces quatre dernières années, il représente une quantité de 175 kg en 2011, contre 220 kg en 2010, 199 kg en 2009, 223 kg en 2008 et 555 kg en 2007. La possibilité de remplacer le benzotriazole par d'autres substances dans les circuits de refroidissement industriels est examinée au cas par cas.

En 2010 et 2011, les analyses introduites sur le Tolytriazole ont donné des valeurs variant entre la limite de détection (0.01 µg/L) et 0.21 µg/L avec une moyenne de 0.05 µg/L. Le flux annuel représente une quantité de 187 kg en 2011 contre 280 en 2010.

5. CONCLUSIONS

La charge des produits phytosanitaires transitant par le Rhône est à nouveau en diminution, elle atteint environ 845 kg en 2011 par rapport aux 1010 kg enregistrés en 2010. Cette diminution est principalement due à la diminution de Dinoterb (13 kg en 2011 contre 434 kg en 2010), mais la présence d'un antiparasitaire, le Dicyclanil (114 kg), dont la fabrication a cessé depuis plusieurs années, pèse sur ce bilan. Suite aux mesures mises en place par les industries concernées, les pesticides produits ou formulés par l'industrie ont très fortement baissés dans les eaux du Rhône (367 kg pour 2011, 400 kg en 2010) et ne représentent plus qu'un quart des quantités calculées en 2006.

Au niveau des principes actifs pharmaceutiques recherchés, les charges cumulées des 10 substances prises en compte en 2011 sont en recul avec 677 kg, comparé au 1560 kg en 2010 et 950 kg en 2009. Depuis juin 2011, les rejets de principes actifs pharmaceutiques sont maîtrisés et sont sur le point de répondre à l'objectif d'un maximum de 200 g/j par substance fixé à l'industrie.

Les exigences contraignantes 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 devraient être complets à partir de septembre 2012, ultime délai fixé pour les principaux actifs pharmaceutiques dont les rejets, pour certains, sont encore éloignés du respect de cette directive.

L'introduction de nouveaux paramètres comme le Sulfometoxazole, le Diclofenac, le Glyphosate et l'AMPA dans le suivi reconduit sur le Rhône en 2012, devrait permettre de compléter nos connaissances et de mieux caractériser les origines et les flux des micropolluants issus d'autres sources diffuses que de l'agriculture, comme celles provenant des zones urbaines.

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.
- 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.
- 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.
- 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 C. GIGER, W. (2006) : Benzotriazole Alkylphenols and Bisphenol A in Municipal Wastewaters and in Glatt River, Switzerland. Enviro Sci Pollut Res 13 (5) 333-341.

Sample Id	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	maxi
Date de fin de prélèvement moyen 14 jours	10.01.2011	24.01.2011	07.02.2011	21.02.2011	07.03.2011	21.03.2011	04.04.2011	18.04.2011	02.05.2011	16.05.2011	30.05.2011	13.06.2011	27.06.2011	11.07.2011	25.07.2011	08.08.2011	22.08.2011	05.09.2011	19.09.2011	03.10.2011	17.10.2011	31.10.2011	14.11.2011	28.11.2011	12.12.2011	27.12.2011	
Limite quantification																											
	NA = non analysé, case vide = non détecté, bmdl = inférieur au seuil de quantification																										
Abamectin	<0.05																										
Acibenzoliar	<0.20																										
Alachlor	<0.01																										
Amidosulfuron	<0.01		bmdl																								
Atrazine	<0.01	bmdl					bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	
Atrazine-2-hydroxy	<0.01	0.01			bmdl			bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	
Atrazine-desethyl	<0.01	bmdl	bmdl		bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	
Atrazine-desisopropyl	<0.01	bmdl			bmdl																						
Azoxystrobin	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	
Benoxacor	<0.02																										
Benzonatate	<0.01																										
Boscalid	<0.01	bmdl																						bmdl	bmdl	bmdl	
Carbendazim	<0.01	bmdl			bmdl			bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	
Carbofuran	<0.01								bmdl	bmdl																	
Chlodinafop-propargyl	<0.01																										
Chlordiazon-met.-deph.	<0.1																										
Chloridazone	<0.01				bmdl																						
Chlorotoluron	<0.01																							bmdl	bmdl	bmdl	
Clofentezine	<0.01																										
Clomazone	<0.01	0.061	bmdl	bmdl	0.013	0.011	bmdl		bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl										bmdl				
Cyproconazole	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	
Cyprodinil	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	0.01	0.012	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	
Cyromazin	<0.01																										
Diafenthiuron	<0.02																										
Diazinon	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	
Dichlorobenzamide	<0.01	NA																									
Dicrotophos	<0.01																										
Dicyclanil	<0.02	0.075	0.058	0.045	0.034	0.04	0.03	0.024	0.024	0.021	0.017	0.011	bmdl	0.025	0.022	0.029	0.034	0.028	0.036	0.04	bmdl	bmdl	bmdl		0.0335		
Difenoconazol	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl				bmdl			bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	0.032	bmdl	bmdl	0.023		bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	
Difenoconazol	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl																							
Dimethuron	<0.01																										
Dimethachlor	<0.01	bmdl		bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl						bmdl			bmdl										
Dimethoate	<0.01													bmdl	bmdl	bmdl											
Dimethomorph	<0.01													bmdl	bmdl	bmdl	bmdl				bmdl	bmdl	bmdl	bmdl			
Dinoseb	<0.01			bmdl					bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl										
Dinoterb	<0.01	bmdl			bmdl	bmdl	bmdl	bmdl									bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	
Diuron	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	0.08	bmdl		0.021	0.019	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	
Endosulfan sulfate	<0.01	bmdl																									
Ethoxysulfuron	<0.01			0.015																							
Fenarimol	<0.01																										
Fenhexamide	<0.01																										
Fenpropidin	<0.01		bmdl																								
Fenpropimorph	<0.01																										
Fenuron	<0.01																										
Fluazifop-butyl	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl			bmdl																			
Fluazinam	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl														
Fludioxonil	<0.01	bmdl	bmdl		bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl													
Flumetralin	<0.5																										
Fluroxypyr	<0.01																										
Flurprimidol	<0.01		bmdl					bmdl																			
Flusilazole	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl																						
Foramsulfuron	<0.1																										
Furathiocarb	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl																							

[illegible]

Benzotriazole	<0.01	0.121	bmdl	bmdl	0.175	0.105	0.077	0.068	0.033	0.057	0.069	0.033	0.030	0.012	0.017	0.018	0.021	0.039	0.029	0.032	0.035	0.040	0.054	0.050	0.040	0.048	0.052	0.175
Tolytriazole	<0.01	0.049	bmdl	bmdl	0.027	0.042	0.047	0.026	0.018	0.067	0.052	0.029	0.063	0.031	0.034	0.027	0.023	0.212	0.042	0.038	0.054	0.054	0.053	0.048	0.0345	0.0975	0.076	0.212
Produits pharma																												
Bupivacaine	<0.01	bmdl	bmdl		bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl		0.041	0.044	bmdl		bmdl			bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	0.044
Carbamazepine	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	0
Carisoprodol	<0.01	0.020	0.042	0.043	0.026	bmdl	0.013	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl				bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	0.043
Irbesartan	<0.01		0.015	0.012	bmdl	bmdl	0.010	0.010	bmdl	0.011	0.010	bmdl	bmdl	bmdl		bmdl	0.011	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	0.012	0.012	0.013	0.011	bmdl	0.015
Mepivacaine	<0.01	0.021	0.020	bmdl	bmdl	0.06	0.117	0.56		0.033	0.012	bmdl	0.019	0.012	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	0.165	0.035	bmdl	bmdl	0.022	0.023	bmdl	bmdl	bmdl	0.56
Methenamine (antibio)	<0.01														bmdl													0
Picoxystrobin	<0.01	0.450	1.10	0.200	0.366	0.330	0.019	0.068					bmdl		bmdl			bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl			0
Prilocaine	<0.01														bmdl			bmdl	bmdl	bmdl								1.1
Ribavarine	<0.5																	bmdl	bmdl	bmdl								0
Ticlopidine	<0.01	bmdl	0.051	0.027	0.011	0.043	0.037	0.013	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	0.033	0.011	bmdl	0.051
Trimetazidine.2HCl	<0.01			bmdl				bmdl	bmdl	bmdl	bmdl							0.014	bmdl	bmdl	bmdl			bmdl		bmdl	bmdl	0.014
Xipamide	<0.01								bmdl	bmdl	bmdl																	0
Débit du Rhône	(m³/s)	101.0	112.8	146.7	115.1	110.2	82.5	66.6	94.2	85.2	124.5	163.9	179.4	209.6	208.0	235.8	177.4	186.6	222.3	238.0	169.2	173.0	120.0	125.7	125.2	128.4	138.1	238

[illegible]

Metolachlor	<0.01						bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl
Metoxuron	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl		bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl
Metsulfuron-methyl	<0.01										
Molinate	<0.01										
Oryzalin	<0.01										
Oxadixyl	<0.01										
Penconazole	<0.01	bmdl	bmdl	<0.01	bmdl	bmdl					
Phosalone	<0.01										
Pinoxaden	<0.01										
Pirimicarb	<0.01		bmdl		<0.01	bmdl					
Pretilachlor	<0.01										
Primisulfuron	<0.01					0.018					
Profenofos	<0.01										
Prometryn	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	<0.01	bmdl					
Propamocarb	<0.01										
Propanil	<0.01										
Propiconazol	<0.01					bmdl	bmdl	bmdl		bmdl	
Propoxur	<0.01						bmdl	bmdl		bmdl	0.018
Prosulfocarb	<0.01										
Prosulfuron	<0.01					bmdl					
Pymetrozine	<0.01										
Pyrifenox	<0.01		bmdl			bmdl					
Pyriotalid	<0.01								bmdl		
Simazine	<0.01						bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl
Simazine-2-hydroxy	<0.01						bmdl	0.028	0.033	0.032	0.029
Spinosad A	<0.01										
Tebuconazol	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl
Tebufenpyrad	<0.01		bmdl		<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl
Tebutam	<0.01	bmdl	bmdl		<0.01						
Teflubenzuron	<0.01										
Terbumeton	<0.01		bmdl								
Terbutylazine	<0.01		bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl
Terbutylazine-2-hydroxy	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	0.013/0.010	0.033	bmdl	0.013	0.019
Terbutylazine-desethyl	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl
Terbutryn	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl					
Thiabendazol	<0.01	bmdl			bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl
Thiobencarb	<0.01										
Thiocyclam	<0.01										
Trifloxystrobin	<0.01	bmdl	bmdl			bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl
Trifloxysulfuron	<0.01						NA	NA	NA	NA	NA
Triflumuron	<0.01										
Trifluralin	<0.01										
Total (pesticides)	111										
Benzotriazole		0.033	0.366	0.049	0.163	0.196	0.085	0.084	0.102	0.051	0.073
Tolyltriazole		0.016	0.047	0.035	0.033	0.036	0.037	0.037	0.076	0.044	0.047
Produits pharma											
Bupivacaine	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	<0.01	bmdl					
Carbamazepine	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl/bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl
Carisoprodol	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	0.012	bmdl					
Diflofenac	<0.01	NA	NA	NA	NA	NA					
Ibexarstan	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	<0.01	bmdl					
Mepivacaine	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	<0.01	bmdl			bmdl	0.014	0.014
Methenamine	<0.05										
Picoxystrobin	<0.01										
Prilocaine	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	0.44	0.44	bmdl/bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl
Ribavirin	<0.5										
Sulfamethoxazole	<0.01	NA	NA	NA	NA	NA					
Ticlopidine	<0.01	bmdl	0.013	bmdl	0.027	0.051					
Trimetazidine.2HCl	<0.01										
Xipamide	<0.01					0.020					

Rapports techniques

Campagne 2011

CONTRÔLE ANNUEL DES STATIONS D'ÉPURATION (STEP)

MONITORING OF WASTE WATER TREATMENT PLANTS (WWTP)

Campagne 2011

PAR

Magali CONDAMINES

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

ACW Changins, Case postale 1080, CH - 1260 NYON 1

RÉSUMÉ

En 2011, 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 4'552'105 équivalents-habitants. Le bilan global de l'assainissement en 2011 se base sur les résultats de surveillance de 174 STEP pour le phosphore total et de 177 STEP pour la DBO₅, soit environ 20 de plus qu'en 2010.

Les performances des STEP du bassin versant du Léman pour le paramètre phosphore semblent fléchir légèrement en 2011 par rapport à leur niveau de 2010, comme en témoigne le rendement moyen d'épuration (89%). Par ailleurs, les résultats 2011 représentent plus de stations, ce qui se traduit par des rejets plus importants qu'en 2010, mais toujours en amélioration par rapport à 2009. 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 2'871 tonnes d'O₂ et le rendement d'épuration est de 95%. Ces chiffres témoignent de bonnes performances d'épuration pour la matière organique.

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 s'élève à 285 L · EH⁻¹ · j⁻¹ et reste encore élevée. Cet indicateur est en constante amélioration depuis une décennie et doit être observé sur le long terme. Le renouvellement des réseaux d'assainissement semble bien en marche avec des résultats perceptibles à l'échelle du bassin lémanique.

ABSTRACT

In 2011, 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 4,552,105 equivalent-inhabitants. The overall assessment of water treatment in 2011 is based on the findings monitoring of 174 WWTPs for total phosphorus, and of 177 WWTPs for DBO₅, i.e. about 20 more than in 2010.

The WWTPs in the Lake Geneva catchment area seem to have been slightly less effective in 2011 than in 2010 for the phosphorus parameter, as reflected by the mean water-treatment performance (89%). Furthermore, the results for 2011 corresponded to more plants, which is reflected by higher discharges than in 2010, but which were still better than those of 2009. However, efforts could make it possible to reduce phosphorus inputs into the Lake still further if the mean water-treatment performance reached the 95% target set by CIPEL in the 2011-2020 Action Plan.

At the scale of the CIPEL territory, the organic pollution discharged after treatment, expressed in terms of DBO₅, was 2,871 metric tonnes for O₂, and the mean water-treatment performance was 95%. These figures reflect effective water treatment with regard to organic matter.

The specific flow in dry weather gives a good idea of the amount of parasite clear water that is running into the water-treatment networks. The value found was 285 L · inhab⁻¹ · d⁻¹, which is still high. This indicator has been steadily improving over the last decade, and must be monitored over the long term. The upgrading of the water treatment networks is already underway and is having a perceptible impact at the scale of the Lake Geneva catchment.

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.

2. SITUATION DE L'ASSAINISSEMENT

2.1 État des stations d'épuration

Dans le territoire de la CIPEL, l'état de l'assainissement en 2011 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 4'552'105 équivalents-habitants (EH).

L'année 2011 a vu la mise en eau de la station d'Evolène, en Valais (6'000 EH).

Tableau 1 : Stations d'épuration du territoire de la CIPEL

Table 1 : Wastewater treatment plants of the CIPEL territory

Secteur		Nombre	Capacité cumulée (EH)
Léman	Ain	3	21'300
	Genève	2	7'625
	Haute-Savoie	23	287'540
	Valais	74	1'627'900
	Vaud	69	1'027'675
	Total BV Léman	171	2'972'040
Rhône aval	Ain	8	12'300
	Genève	11	992'300
	Haute-Savoie	32	575'465
	Total BV Rhône aval	51	1'580'065
Total territoire CIPEL		222	4'552'105

La majorité de ces 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 72% de la capacité de traitement des STEP du bassin lémanique (figure 1). Ce procédé d'épuration biologique est le plus courant en raison de sa simplicité, de sa souplesse d'exploitation et de son efficacité. Il est d'autant plus efficace que l'âge des boues est élevé. Les installations à moyenne ou forte charge ne traitent que le carbone tandis que les installations à aération prolongée ou faible charge traitent le carbone et l'azote (nitrification, voire dénitrification pour certaines STEP). De plus, les procédés de type boues activées à

aération prolongée ou à très faible charge sont à privilégier car ils permettent un meilleur traitement des fractions biodégradables de certains micropolluants.

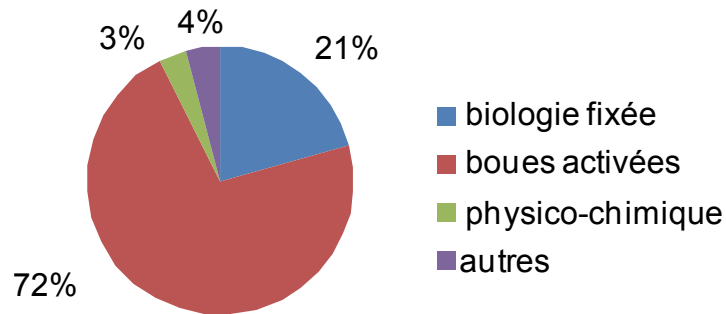


Figure 1 : Répartition de la capacité épuratoire totale des STEP du territoire suivant les procédés d'épuration

Figure 1 : Distribution of the territory's WWTPs total treatment capacity according to the treatment processes used

Ancienneté des équipements. Près d'un cinquième de l'effectif du parc épuratoire a été créé ou rénové il y a 10 ans ou moins; près d'un tiers date de plus de 30 ans (figure 2).

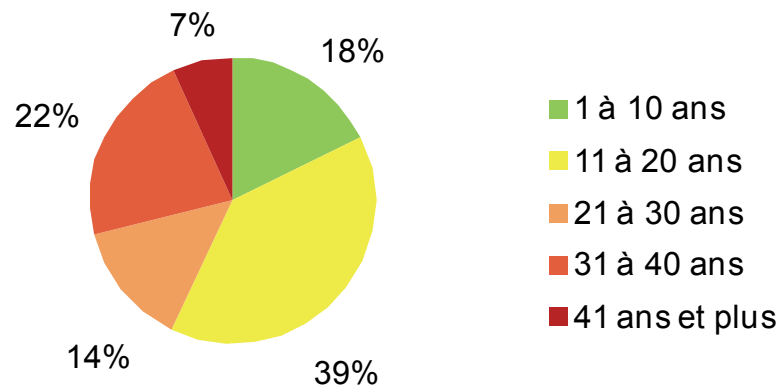


Figure 2 : Répartition en nombre des STEP suivant l'âge de leur création ou de leur dernière rénovation en 2011

Figure 2 : Distribution of the number of WWTPs according to the age of their creation or latest renovation in 2011

Si l'on raisonne en termes de capacité théorique de traitement (figure 3), les équipements les plus anciens se trouvent dans les cantons de Vaud. La station d'épuration de Lausanne, d'une capacité de 412'500 EH, construite en 1964 et agrandie en 1976 explique en grande partie ce résultat.

Capacités cumulées (EH)

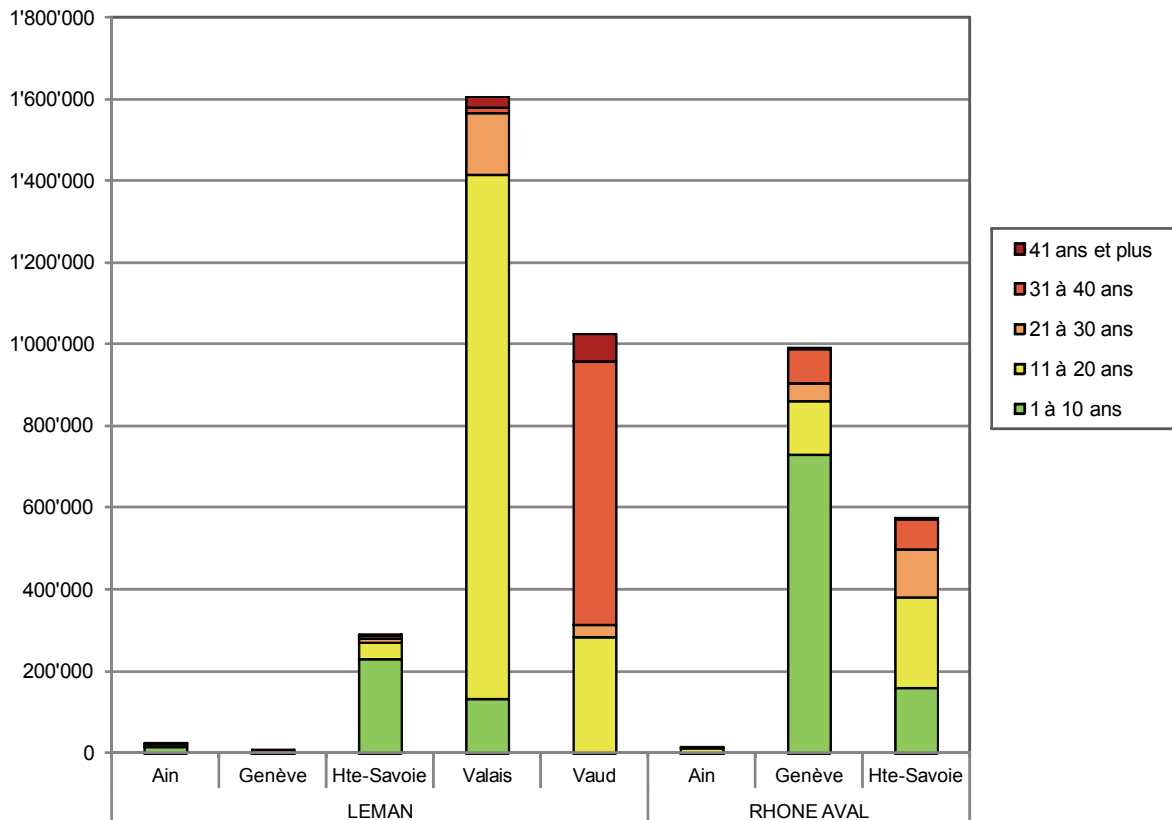


Figure 3 : Capacités théoriques d'épuration dans chaque secteur du territoire en fonction de l'âge des équipements en 2011 (EH)

Figure 3 : Theoretical treatment capacities in each region of the territory according to the age of the plants in 2011 (equivalent inhabitants -EI)

2.2 Contrôles de l'assainissement

177 STEP ont transmis des données pour le paramètre DBO₅, 174 pour le paramètre phosphore total et 179 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 ces paramètres respectivement 97%, 97% et 98% de la capacité totale de traitement. Il convient de signaler que nous disposons en 2011 de plus de suivis qu'en 2010, notamment en Valais et Haute-Savoie où les données relatives aux STEP de Thonon, Morzine et Abondance ont pu être intégrées.

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 2011 pour 179 STEP du territoire de la CIPEL. Le volume journalier moyen entrant est de 693'374 m³ soit une baisse d'environ 4% par rapport à 2010. Le volume des eaux effectivement traitées par les stations d'épuration, sur la base des volumes déversés mesurés, serait de 668'696 m³, soit 96 % du volume entrant (figure 4). Comme une grande partie des STEP

ne sont pas équipées 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, représentent environ 4 % 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 2011.

Table 2 : Daily flows through the WWTPs of the CIPEL basin in 2011.

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	0	5'028	227	5'333	2	451
	Genève	2		2'007	67	1'940	2	276
	Hte-Savoie	8		31'079	701	31'226	7	240
	Valais	65	1'165	187'978	3'919	184'059	65	357
	Vaud	69	1'717	201'031	13'218	187'813	68	307
Total BV Léman		146	2'882	427'123	18'131	410'371	144	318
Rhône aval	Ain	3	11	1'932	0	1'932	2	234
	Genève	10	2'408	197'865	2'739	195'242	8	253
	Hte-Savoie	20		61'153	3'092	61'152	15	228
Total BV Rhône aval		33	2'419	260'950	5'831	258'325	25	248
Total territoire CIPEL		179	5'301	688'073	23'962	668'696	169	285

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.

Les données disponibles pour 2011 ne concernent pas exactement les mêmes stations que celles dont on disposait en 2010. Là où les données disponibles permettent la comparaison station par station, les volumes entrants sont en moyenne inférieurs d'environ 8% en 2011 par rapport à 2010 (et ce bien que certains cas particuliers montrent une tendance inverse). L'année 2011 a été peu pluvieuse avec une moyenne inter-stations de pluviométrie de 750mm, contre 815.5mm en 2010. La baisse de la pluviométrie a certainement influencé les volumes entrants mesurés.

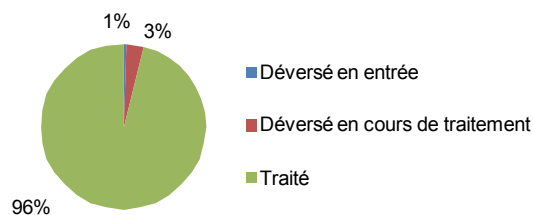


Figure 4 : Répartition des volumes traités et déversés par les STEP du territoire de la CIPEL en 2011

Figure 4: Distribution of the volume treated and discharged by the WWTPs serving the territory of the CIPEL in 2011

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 P_{tot})

Le renouvellement des réseaux d'assainissement est un travail de longue haleine dont les résultats doivent être observés sur le long terme. La valeur du débit spécifique est en constante amélioration à l'échelle du bassin lémanique (figure 5) et atteste bien depuis une dizaine d'années de la lutte contre les eaux claires parasites à l'échelle du territoire de la CIPEL. Cependant, il reste probable que les plus faibles pluviométries observées ces dernières années influencent malgré tout le calcul et pourraient conduire à surestimer l'amélioration des réseaux.

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.EH⁻¹.j⁻¹. Par conséquent, la valeur de 285 litres par équivalent-habitant et par jour (L.EH⁻¹.j⁻¹) (tableau 2) reste encore élevée. 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.

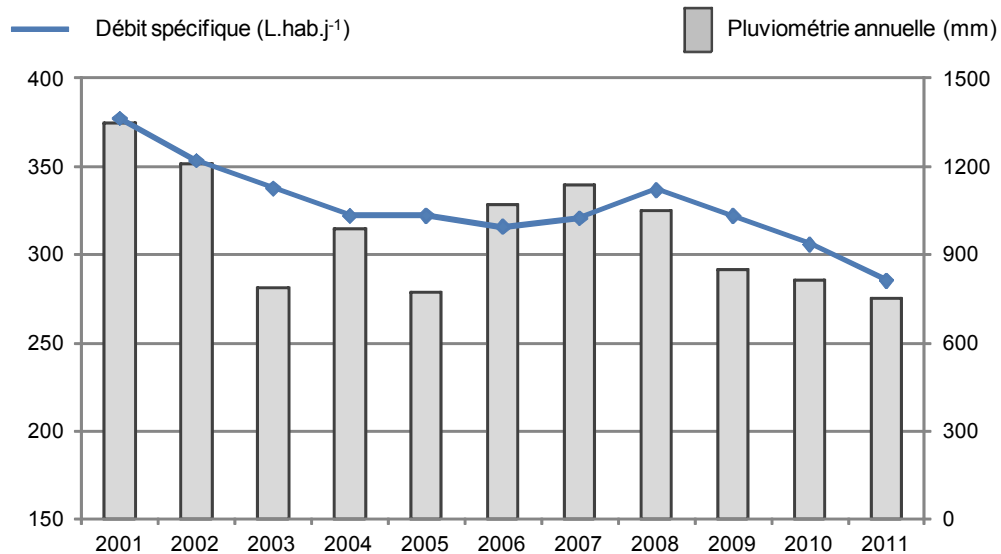


Figure 5 : Évolutions du débit spécifique (en L.EH⁻¹.j⁻¹) et de la pluviométrie moyenne (en mm) depuis 2001

Figure 5 : Changes in the specific flow (in L.EI⁻¹.j⁻¹) and mean rainfall (mm) since 2011

3.2 Phosphore total et réactif soluble (dissous)

3.2.1 Phosphore total dans le bassin versant du Léman

Les exigences suisse et française 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 2010.

En 2011, 146 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), soit 17 de plus qu'en 2010, représentant 98% de la capacité des stations du bassin lémanique.

Caractéristiques des eaux brutes en entrée de station. Le flux global entrant est plus élevé en 2011 qu'en 2010, passant de 788 tonnes à 860 tonnes (+9%). Cette différence s'explique en majeure partie par le fait que nous disposons en 2011 de plus de suivis qu'en 2010, notamment en Valais et Haute-Savoie où les données relatives aux STEP de Thonon, Morzine et Abondance ont pu être intégrées (l'ensemble représente plus de 60 tonnes en entrée de station prises en compte en 2011 par rapport à 2010) ; ainsi que par quelques évolutions particulières.

Globalement, les concentrations d'entrée en 2011 sont également légèrement supérieures à 2010 (environ 8%), ce qui s'explique dans la plupart des cas par une diminution en moyenne des volumes entrants cette année (d'environ 5% là où les données permettent le calcul).

Caractéristiques du fonctionnement des STEP et des rejets. Après avoir constaté en 2008 et 2009 un léger infléchissement du rendement moyen d'épuration à l'échelle du bassin versant du Léman, suivi d'une amélioration en 2010, celui-ci diminue à nouveau légèrement et atteint 89% en 2011 (90% en 2010). Du fait de ce rendement similaire quoique légèrement défavorable, l'augmentation des charges d'entrée se traduit par une augmentation des charges rejetées par rapport à l'année 2010. En 2011, 91 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 plus qu'en 2010 (+15%) mais toujours en amélioration par rapport à 2009 (-6 tonnes, soit-7%) où le rendement moyen n'atteignait que 88%. Ces différences à l'échelle du bassin ne sont pas représentatives de chaque station. On peut noter que la station de Lausanne représente près du quart des rejets dans le bassin (22 tonnes en 2011), en légère augmentation par rapport à l'année précédente suite à une baisse de rendement de 89% à 87%.

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 48 tonnes de moins de phosphore seraient apportées au Léman ! Actuellement, sur les 146 STEP qui traitent et mesurent le phosphore total, 33 atteignent un rendement supérieur ou égal à 95%, soit 3 de moins qu'en 2010, mais elles ne représentent que 5% 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 0.6 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).

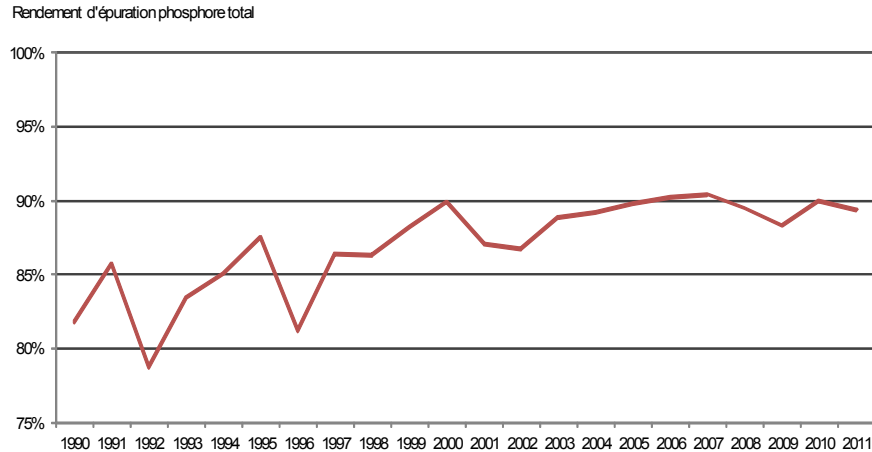


Figure 6 : Évolution entre 1990 et 2011 du rendement d'épuration du phosphore total sur les eaux traitées des STEP du bassin du Léman

Figure 6 : Change between 1990 and 2011 in the treatment performance for total phosphorus for the water treated by the WWTPs of the Lake Geneva catchment basin

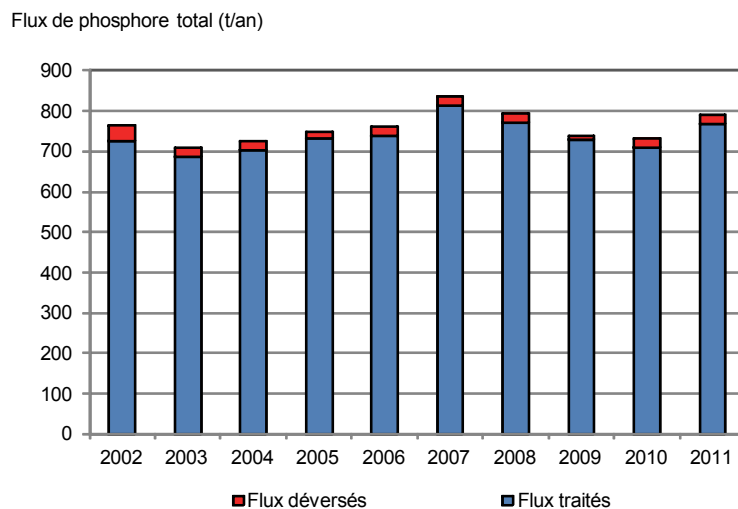


Figure 7 : Évolution des flux de phosphore traités et déversés dans le bassin du Léman

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

3.2.2 Phosphore réactif soluble (dissous - P-PO₄)

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

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 2011, parmi les 171 STEP présentes sur le bassin versant du Léman, 72 STEP ont analysé l'orthophosphate en entrée et en sortie et permettent ainsi le calcul d'un rendement épuratoire. Elles représentent 32% 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 96%, permettant le rejet de 10 tonnes d'orthophosphates en 2011 au lac ou ses affluents à partir d'une charge brute reçue de 246 tonnes (4 tonnes supplémentaires sont rejetées au milieu en cours de traitement).

A titre informatif, si l'on considère uniquement les apports au lac et non le rendement, les suivis disponibles permettent de prendre en compte 123 stations ayant mesuré ce paramètre en sortie. Elles représentent 82% de la capacité totale de traitement des STEP présentes sur le bassin versant du Léman et participent au rejet de 21 tonnes de P-PO₄ en 2011.

Par ailleurs, une part du phosphore particulaire 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 79 tonnes en 2011, obtenues par la somme de :

- rejets de P-PO₄ totaux sur le bassin estimés à partir des mesures (où 21 tonnes représentent les rejets de 82% des stations en termes de capacité), soit environ 26 tonnes ;
- phosphore biodisponible de la fraction particulaire, 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 91 tonnes de la part de 98% des stations), soit environ 53 tonnes de phosphore particulaire 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 %

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

En 2011, 177 stations d'épuration ont transmis leurs résultats de suivi de la DBO₅ (soit 18 de plus qu'en 2010) représentant 97% de la capacité épuratoire des stations du territoire. Le rendement d'épuration dans le bassin versant CIPEL est stable depuis plusieurs années avec 95 % sur les eaux traitées et 94 % en tenant compte des déversements en entrée et en cours de traitement. La concentration moyenne de sortie est de 11.9 mgO₂/L.

Ces résultats 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.

Le flux de pollution de la matière organique est de 2'871 tonnes d'O₂ après traitement et de 1'043 tonnes d'O₂ déversées au milieu naturel après un éventuel traitement partiel. A l'échelle du territoire, 4 stations reçoivent plus de 50% de la charge brute de pollution organique : Aïre (canton de Genève), Regional-ARA-Visp et Monthey-CIMO (canton du Valais) et Lausanne (canton de Vaud). Aïre et Lausanne représentent cependant à elles seules 49% des rejets (cela s'explique par le fait qu'Aïre a un très bon rendement mais fait face à une charge entrante très importante ; et parce que le rendement de la station de Lausanne ne lui permet pas un abattement comparable aux deux autres).

Comme cela a été observé pour le phosphore, en moyenne, les flux entrants et sortants sont légèrement supérieurs en 2011 par rapport à 2010. Ici aussi, il faut noter qu'un plus grand nombre de stations a été pris en compte puisque plus de relevés ont été transmis, notamment de Haute-Savoie. Enfin, hormis certains cas particuliers et là où les données permettent la comparaison, la tendance générale est une augmentation des concentrations d'entrée et en conséquence de sortie, liée à une diminution des volumes entrants.

4. 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 2011, 222 STEP étaient en service dans le territoire de la CIPEL. Plus spécifiquement dans le bassin versant du Léman, 146 STEP ont mesuré le phosphore total, ce qui représente pour les milieux aquatiques un apport de 114 tonnes, dont 91 directement rejetées après traitement et 23 tonnes déversées en entrée ou en cours de traitement. Le rendement moyen d'épuration pour le phosphore total fléchit légèrement et atteint 89%. Les flux mesurés en 2011 sont plus importants qu'en 2010, du fait notamment d'un plus grand nombre de mesures transmises pour les STEP de Haute-Savoie représentant près de 60 tonnes de plus qu'en 2010.

Concernant la qualité des réseaux d'assainissement, le débit spécifique diminue en 2011, mais reste élevé avec une valeur moyenne de 285 L·EH⁻¹·j⁻¹ à l'échelle du territoire de la CIPEL. Ceci s'inscrit dans la tendance à l'amélioration observée depuis une décennie. Chaque année d'importants travaux de réhabilitation ou de mise en séparatif des réseaux sont effectués mais la lutte contre les eaux claires est un travail de longue haleine et les efforts sont perceptibles sur le long terme.

BIBLIOGRAPHIE

Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement (Annexe III, chapitre 1.2.1, tableau 4)

KLEIN, A. (2010) : Contrôle des stations d'épuration (STEP). Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2009, 145-152.

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 2011.

Table 3 : Assessments of loads, concentrations and yields of total phosphorus for the WWTPs of the various entities in 2011.

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	3.8	0.3	92%	87%	87%
	Genève	2		4	0	1	5.8	1.5	75%	75%	75%
	Hte-Savoie	8		79	1	9	7.0	0.8	89%	88%	88%
	Valais	65	1	338	4	41	4.9	0.6	88%	87%	87%
	Vaud	69	2	433	14	40	5.9	0.6	91%	87%	87%
Total BV Léman			3	860	19	91	5.7	0.6	89%	87%	87%
Rhône aval	Ain	2	0	2	0	1	5.6	2.8	50%	50%	50%
	Genève	9	1	426	3	83	6.0	1.2	81%	80%	80%
	Hte-Savoie	17		148	4	41	7.0	2.0	72%	69%	69%
Total BV Rhône aval			1	576	7	125	6.2	1.4	78%	77%	77%
Total territoire CIPEL			4	1'436	27	217	5.9	0.9	85%	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 20101

Table 4 : Assessment of the loads, concentrations and yields of DBO₅ for the WWTPs of the various entities in 2011.

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	0	194	6	8	104.9	3.9	96%	93%	93%	
	Genève	2		168	2	13	243.4	19.6	92%	91%	91%	
	Hte-Savoie	8		2'446	32	60	215.5	5.3	98%	96%	96%	
	Valais	65	21	20'265	129	677	294	9.8	97%	96%	96%	
	Vaud	69	66	12'402	480	1'223	166.2	17.6	90%	86%	86%	
Total BV Léman		146	87	35'474	648	1'981	238.0	13.3	94%	93%	93%	
Rhône aval	Ain	3	2	128	0	3	181.5	4.3	98%	98%	96%	
	Genève	9	38	21'410	129	647	300.5	9.2	97%	96%	96%	
	Hte-Savoie	19		5'062	140	239	230.1	11.3	95%	93%	93%	
Total BV Rhône aval		31	40	26'600	269	890	283.1	9.6	97%	96%	96%	
Total territoire CIPEL		177	127	62'074	916	2'871	255.1	11.9	95%	94%	94%	

ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES

COMPARATIVE INTERLABORATORY ANALYSES

Campagne 2011

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 2011, les laboratoires membres du groupe de travail "Qualité analytique" de la CIPEL ont pu participer à 7 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 2011, the laboratories belonging to the CIPEL "Analytical Quality" working group took part in 7 interlaboratory comparisons of analyses of the main nutrient elements (nitrogen and phosphorus cycles, organic matter, major ions), pesticides, and other micropollutants carried out on the natural and waste water networks.

Statistical tests shows that all the results can 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 2011 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);
- des laboratoires universitaires et de recherche (EPFL, EAWAG);
- des laboratoires privés suisses et français.

Tableau 1: Liste des analyses interlaboratoires organisées en 2011.

Table 1 : List of the interlaboratory surveys organized in 2011.

Date	Matrice	Paramètres	Participants	Préparation des échantillons
03.2011	Eau de rivière	éléments majeurs	18	INRA, Thonon-les-Bains
03.2011	Eau de lac (0.45 µm)	stabilité éléments majeurs	5	SESA, Epalinges - Vaud
03.2011	Eau usée traitée (0.45 µm)	micropolluants	8	SESA, Epalinges - Vaud
10.2011	Eau de lac	éléments majeurs	17	INRA, Thonon-les-Bains
10.2011	Eau de rivière (0.45 µm)	Micropolluants (γ-c pesticides)	10	SESA, Epalinges - Vaud
10.2011	Evian (dopée)	pesticides	11	SENE – Peseux, Neuchâtel
10.2011	Eau de rivière (0.45 µm)	stabilité éléments majeurs	6	SESA, 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 questionable, 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)	si $c < 120$ ppb : $\frac{0.22 \times c}{m_r}$ si $120 \text{ ppb} \leq c \leq 13.8\%$: $\frac{0.02 \times c^{0.8495}}{m_r}$ si $c > 13.8\%$: $\frac{0.01 \times c^{0.5}}{m_r}$	c : concentration exprimée en rapport de masse sans dimension (p. ex. : ppm = 10^{-6}) m_r : rapport de masse sans dimension
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.

4. RÉSULTATS

4.1 Éléments majeurs

Les Tableaux 3 et 4 présentent les résultats des essais de mars et octobre 2011. Les résultats sont comme d'habitude satisfaisants. Le nombre de résultats suspects (z-score supérieur à 2) ou aberrants (z-score supérieur à 3) est relativement constant au cours des années. Mis à part quelques cas particuliers, la

récupération des ajouts est correcte. A noter qu'en mars il y a eu quelques problèmes avec les ajouts, mais vu que les valeurs de référence sont celles de consensus (moyenne robuste) cela ne préjuge pas les résultats de l'essai. Les résultats d'octobre sont un peu meilleurs (moins de laboratoires avec des z-score supérieurs à 2), sans doute est-ce dû à un niveau de concentrations plus élevé. Au niveau des laboratoires travaillant pour la CIPEL les résultats sont moyens. Un laboratoire a rencontré quelques problèmes en 2011 (plus de 5 paramètres avec des z-scores supérieurs à 3 dans les 2 essais), mais ces essais ont permis justement de mettre en évidence un problème lié à l'instrumentation et à améliorer les procédures analytiques. Pour le phosphore total, qui est un des paramètres clé pour la CIPEL, on considérant les 2 essais et les vraies mesures (en excluant donc le calcul de l'ajout) on remarque que 7 z-scores sur 42 (17%) sont supérieurs à 2. Cette valeur ne semble pas mauvaise si l'on tient compte que les laboratoires participant à l'essai ne sont pas tous habitués à travailler dans cette gamme de mesures et qu'une des teneurs (15 µg P/L) était proche de la limite de quantification "habituelle".

4.2 Éléments majeurs – Etude de stabilité

Sans être un essai interlaboratoire à proprement parler, une étude de la stabilité dans le temps de quelques paramètres (sur un échantillon filtré à 0.45 µm et gardé au frais) s'est poursuivie en 2011. La figure 1 montre les résultats, difficilement exploitables, de l'étude de mars (lac). Celle d'octobre (figure 2, rivière), à des niveaux de concentration un peu plus élevés, permet de confirmer l'observation des années précédentes: le phosphate est le paramètre le moins stable dans le temps, le carbone organique l'étant dans une moindre mesure. Par contre l'ammonium, le nitrite et le nitrate sont relativement stables (le phosphore total est utilisé comme "contrôle" de l'essai).

4.3 Micropolluants organiques et phytosanitaires

Le groupe de travail a déjà par le passé procédé à différents essais sur des micropolluants organiques (PCB, HAP, phytosanitaires). Depuis un à deux ans, une autre catégorie de micropolluants organiques préoccupent les autorités: ceux qui parviennent dans l'environnement via le rejet des eaux usées. Il s'agit principalement de résidus médicamenteux, mais pas uniquement. D'ailleurs la législation est en cours de modification en Suisse, et 5 à 6 substances seront utilisées comme indicatrices de traitement dans les stations d'épuration. Le groupe de travail a donc introduit ce type de composés dans les essais interlaboratoires. Par simplification, les micropolluants organiques spécifiques seront désignés par leur dénomination courante (phytosanitaires, HAP, etc.), alors que terme général de "micropolluants organiques" ou "micropolluants" sera réservé à cette nouvelle catégorie mentionnée auparavant. A noter également que l'analyse de cette catégorie de substance nécessite le plus souvent une instrumentation spécifique du type LC-MS/MS et que par conséquent le nombre de laboratoires pouvant effectuer les analyses est limité pour le moment.

En mars 2011 a été effectuée un essai sur 8 substances (dont les substances indicatrices, voir tableau 5), dont 2 (iomeprol et metformin) n'ont pas pu être traitées statistiquement (moins de 4 laboratoires ont fourni des résultats). Les résultats peuvent être considérés comme très bons. Pour les paramètres où le traitement statistique n'a pas été effectué, les résultats individuels sont cohérents: 411 et 896 ng/L pour le iomeprol, 75.3, 73.4 et 73.6 µg/L pour la metformin.

En octobre 2011 un essai similaire a été répété, mais en incluant aussi la liste des phytosanitaires "classiques" (tableau 6). A nouveau les résultats sont très bons, avec peu de valeurs aberrantes ou suspectes et une dispersion des résultats tout à fait satisfaisante pour des analyses de traces. A noter que le iomeprol, qui présente des difficultés analytiques, n'a pas été traité statistiquement (3 laboratoires ont fourni des résultats à 1014, 1135 et 1442 ng/L). Pour le gabapentin il n'y a pas de traitement statistique non plus (2 résultats à 109 et 136 ng/L).

En même temps, un essai purement "phytosanitaires" sur de l'eau d'Evian dopée a été mis sur pied (tableau 7). Ceci a permis aux laboratoires analysant ce type de composés d'analyser 2 matrices différentes. Les résultats pour cet essai déjà réalisé presque en routine les années précédentes sont également très bons en termes de résultats suspects ou aberrants, dispersion des résultats et récupération du dopage.

A l'instar des résultats d'ensemble, les laboratoires travaillant pour la CIPEL obtiennent de très bons résultats: pas de valeur aberrante en mars, 1 valeur aberrante pour 2 laboratoires en octobre.

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.

Les essais des éléments majeurs sont maintenant une routine et le plus souvent les laboratoires l'utilisent comme instrument de contrôle de leur qualité analytique. En ce qui concerne les micropolluants organiques, les interlaboratoires portant sur les phytosanitaires "classiques" tendent à devenir également une routine. Et ceux portant sur les produits d'origine domestique, initiés il y a 2 ans seulement et auxquels concourent un nombre croissant de participants, présentent de très bons résultats pour des paramètres somme toute récents dans l'offre analytique des laboratoires.

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 2011

Table 3 : Results for “major elements” in the sample of river water, March 2011.

		% récup.	Moyenne	E. type	zs ≤ 2	2 < zs ≤ 3	zs > 3
Carbone org. dissous, nat.	mg C/l		2.07	0.22	14	0	1
Carbone org. dissous, dopé	mg C/l		2.23	0.24	15	0	0
Carbone org. dissous, ajout (1.33)	mg C/l	12%	0.16	0.09	12	0	1
Carbone org. total, nat.	mg C/l		2.17	0.18	13	0	0
Carbone org. total, dopé	mg C/l		2.30	0.21	12	1	0
Carbone org. total, ajout (1.33)	mg C/l	10%	0.14	0.08	12	0	1
Ammonium, nat.	mg N/L		0.009	0.006	11	0	1
Ammonium, dopé	mg N/L		0.065	0.005	14	1	2
Ammonium, ajout (0.072)	mg N/L	80%	0.057	0.003	11	3	3
Nitrite, nat.	mg N/L		0.030	0.002	16	2	0
Nitrite, dopé	mg N/L		0.117	0.006	17	1	0
Nitrite, ajout (0.0560)	mg N/L	156%	0.087	0.004	16	1	1
Nitrate, nat.	mg N/L		2.59	0.09	16	1	1
Nitrate, dopé	mg N/L		2.74	0.09	14	2	2
Nitrate, ajout (0.13)	mg N/L	123%	0.16	0.06	17	1	0
Azote total, nat.	mg N/L		2.78	0.17	10	1	2
Azote total, dopé	mg N/L		3.12	0.21	11	1	1
Azote total, ajout (0.46)	mg N/L	63%	0.29	0.08	12	1	0
Phosphate, nat.	mg P/l		0.013	0.004	13	1	2
Phosphate, dopé	mg P/l		0.069	0.006	13	2	1
Phosphate, ajout (0.063)	mg P/l	87%	0.055	0.005	13	1	2
Phosphore total, nat.	mg P/l		0.030	0.007	10	2	1
Phosphore total, dopé	mg P/l		0.126	0.011	11	0	2
Phosphore total, ajout (0.137)	mg P/l	70%	0.097	0.006	11	0	2
Phosphore total FILTRE, nat.	mg P/l		0.017	0.005	6	1	0
Phosphore total FILTRE, dopé	mg P/l		0.112	0.014	6	1	1
Phosphore total FILTRE, ajout (0.103)	mg P/l	89%	0.092	0.002	4	0	3
Silice, nat.	mg SiO2/l		4.24	0.13	10	0	1
Silice, dopé	mg SiO2/l		7.14	0.24	9	1	1
Silice, ajout (2.93)	mg SiO2/l	100%	2.93	0.13	10	1	0
Sodium, nat.	mg/l		12.66	0.62	11	0	1
Sodium, dopé	mg/l		15.29	0.73	9	2	1
Sodium, ajout (3.05)	mg/l	85%	2.61	0.45	11	1	0
Potassium, nat.	mg/l		2.36	0.19	11	0	1
Potassium, dopé	mg/l		2.81	0.28	10	1	1
Potassium, ajout (0.43)	mg/l	95%	0.41	0.16	11	0	1
Calcium, nat.	mg/l		115.44	5.58	12	2	0
Calcium, dopé	mg/l		119.21	3.16	13	0	1
Calcium, ajout (3.68)	mg/l	93%	3.41	1.89	9	2	1
Magnésium, nat.	mg/l		19.10	0.57	13	0	1
Magnésium, dopé	mg/l		20.53	0.74	13	0	1
Magnésium, ajout (1.85)	mg/l	80%	1.47	0.30	13	0	1
Chlorure, nat.	mg/l		24.13	0.62	14	2	1
Chlorure, dopé	mg/l		24.52	0.62	15	1	1
Chlorure, ajout (1.29)	mg/l	31%	0.40	0.12	13	0	2
Sulfate, nat.	mg/l		127.00	5.69	15	1	0
Sulfate, dopé	mg/l		131.08	4.34	15	0	1
Sulfate, ajout (7.31)	mg/l	38%	2.79	0.87	12	0	4
Mat. en susp., nat.	mg/l		2.00	1.00	8	1	0
Alcalinité, nat.	még/l		4.40	0.14	12	0	1
Conductivité 25°, nat.	μS/cm		719	5	9	4	2
Oxydabilité, nat.	mg/l		6.38	1.02	8	0	0

Tableau 4 : Eléments majeurs dans une eau de lac, octobre 2011

Table 4 : Results for “major elements” in the sample of lake water, October 2011.

		% récup.	Moyenne	E. type	zs ≤ 2	2 < zs ≤ 3	zs > 3
Carbone org. dissous, nat.	mg C/l		0.85	0.11	11	1	0
Carbone org. dissous, dopé	mg C/l		0.96	0.19	11	1	0
Carbone org. dissous, ajout [0.056]	mg C/l	168%	0.09	0.05	9	0	2
Carbone org. total, nat.	mg C/l		0.85	0.11	12	0	0
Carbone org. total, dopé	mg C/l		0.91	0.11	12	0	0
Carbone org. total, ajout [0.056]	mg C/l	118%	0.07	0.03	11	0	0
Ammonium, nat.	mg N/L		0.008	0.007	12	1	1
Ammonium, dopé	mg N/L		0.113	0.008	14	0	1
Ammonium, ajout [0.106]	mg N/L	97%	0.103	0.012	13	0	2
Nitrite, nat.	mg N/L		0.001	0.000	9	0	2
Nitrite, dopé	mg N/L		0.024	0.003	12	0	3
Nitrite, ajout [0.023]	mg N/L	102%	0.024	0.003	12	0	3
Nitrate, nat.	mg N/L		0.61	0.03	11	1	2
Nitrate, dopé	mg N/L		0.93	0.05	12	0	2
Nitrate, ajout [0.315]	mg N/L	101%	0.32	0.02	12	1	1
Azote total, nat.	mg N/L		0.74	0.10	10	1	0
Azote total, dopé	mg N/L		1.18	0.16	10	1	0
Azote total, ajout [0.459]	mg N/L	95%	0.44	0.05	9	2	0
Phosphate, nat.	mg P/l		0.010	0.002	13	0	0
Phosphate, dopé	mg P/l		0.092	0.007	13	0	1
Phosphate, ajout [0.07]	mg P/l	118%	0.083	0.006	13	0	1
Phosphore total, nat.	mg P/l		0.015	0.003	9	1	1
Phosphore total, dopé	mg P/l		0.126	0.009	12	0	0
Phosphore total, ajout [0.117]	mg P/l	96%	0.113	0.010	12	0	0
Phosphore total FILTRE, nat.	mg P/l		0.013	0.002	4	1	0
Phosphore total FILTRE, dopé	mg P/l		0.108	0.004	6	1	0
Phosphore total FILTRE, ajout [0.089]	mg P/l	108%	0.096	0.007	6	0	0
Silice, nat.	mg SiO2/l		1.86	0.06	12	0	1
Silice, dopé	mg SiO2/l		4.52	0.15	13	0	0
Silice, ajout [2.817]	mg SiO2/l	95%	2.67	0.12	12	1	0
Sodium, nat.	mg/l		6.40	0.36	11	0	0
Sodium, dopé	mg/l		9.21	0.42	11	0	0
Sodium, ajout [2.87]	mg/l	97%	2.79	0.19	11	0	0
Potassium, nat.	mg/l		1.61	0.09	10	1	0
Potassium, dopé	mg/l		2.64	0.18	10	0	1
Potassium, ajout [0.969]	mg/l	105%	1.02	0.12	9	1	1
Calcium, nat.	mg/l		46.01	1.27	11	1	0
Calcium, dopé	mg/l		46.22	1.28	11	1	0
Calcium, ajout [0.059]	mg/l	579%	0.34	0.28	10	0	0
Magnésium, nat.	mg/l		5.97	0.23	11	1	0
Magnésium, dopé	mg/l		6.57	0.34	12	0	0
Magnésium, ajout [0.722]	mg/l	74%	0.53	0.07	11	0	1
Chlorure, nat.	mg/l		9.23	0.35	13	1	1
Chlorure, dopé	mg/l		10.56	0.37	14	0	1
Chlorure, ajout [1.31]	mg/l	100%	1.31	0.15	14	1	0
Sulfate, nat.	mg/l		47.86	1.86	13	1	1
Sulfate, dopé	mg/l		49.78	1.80	13	1	1
Sulfate, ajout [2.852]	mg/l	71%	2.02	0.31	15	0	0
Mat. en susp., nat.	mg/l		1.00	1.00	8	0	0
Alcalinité, nat.	méq/l		1.84	0.03	10	0	2
Conductivité 25°, nat.	µS/cm		309	3	14	1	0
Oxydabilité, nat.	mg/l		2.19	0.62	7	0	0
Oxydabilité, dopé	mg/l		2.62	0.86	7	0	0
Oxydabilité, ajout	mg/l		0.39	0.21	6	1	0

Tableau 5: Micropolluants dans une sortie de STEP, mars 2011

Table 5 : Micropollutants in a WWTP output, March 2011.

			Moyenne	E. type	zs ≤ 2	2 < zs ≤ 3	zs > 3
Benzotriazol	ng/l		3162	392	8	0	2
Carbamazpin	ng/l		379	66	8	1	1
Diclofenac	ng/l		848	164	9	1	0
Mecroprop	ng/l		22	9	4	1	1
Sulfamethoxazol	ng/l		651	133	8	1	1
Gabapentin	ng/l		2958	299	5	0	0

Tableau 6: Micropolluants (y compris phytosanitaires) dans une sortie de STEP, octobre 2011

Table 6 : Micropollutants (including pesticides) in a WWTP output, October 2011.

			Moyenne	E. type	zs ≤ 2	2 < zs ≤ 3	zs > 3
Benzotriazol	ng/l		1918	348	8	0	0
Carbamazpin	ng/l		42	7	6	1	2
Diclofenac	ng/l		109	12	5	0	2
Mecroprop	ng/l		380	62	6	0	0
Sulfamethoxazol	ng/l		52	14	6	2	0
Metformin	ng/l		1765	410	4	0	0
Atrazine	ng/l		19	3	6	0	1
Atrazine-déséthyl	ng/l		9	5	6	0	0
Atrazine-désisopropyl	ng/l		5	4	4	0	0
Simazine	ng/l		64	21	7	0	0
Terbuthylazine	ng/l		44	17	6	1	0
Terbuthylazine-déséthyl	ng/l		8	5	3	0	1
Diuron	ng/l		90	39	8	0	0
Isoproturon	ng/l		92	45	9	0	0
Diazinone	ng/l		7	2	4	1	0
Metolachlor	ng/l		10	2	6	1	0
Metalaxyl	ng/l		4	1	4	1	0
2,6- Dichlorobenzamide	ng/l		4	3	4	0	0

Tableau 7: Phytosanitaires dans l'eau d'Evian dopée, octobre 2011

Table 7 : Results for pesticides in spiked Evian mineral water, October 2011.

		% récup.	Moyenne	E. type	zs ≤ 2	2 < zs ≤ 3	zs > 3
Atrazine [12]	ng/l	102%	12	2	7	0	1
Atrazine-déséthyl [20]	ng/l	89%	18	3	7	0	0
Atrazine-désisopropyl [13]	ng/l	99%	13	3	7	0	0
Simazine [10]	ng/l	104%	10	2	6	0	0
Terbuthylazine [12]	ng/l	96%	12	2	6	0	0
Terbuthylazine-déséthyl [8]	ng/l	114%	9	2	5	0	1
Diuron [11]	ng/l	87%	10	2	7	0	0
Isoproturon [10]	ng/l	96%	10	1	7	0	2
Diazinone [15]	ng/l	101%	15	2	6	0	0
Metolachlor [20]	ng/l	119%	24	1	7	1	1
Metalaxyl [18]	ng/l	98%	18	3	6	0	1
2,6- Dichlorobenzamide [26]	ng/l	89%	23	6	9	0	0

Les différents symboles et lignes représentent les résultats de chaque laboratoire.

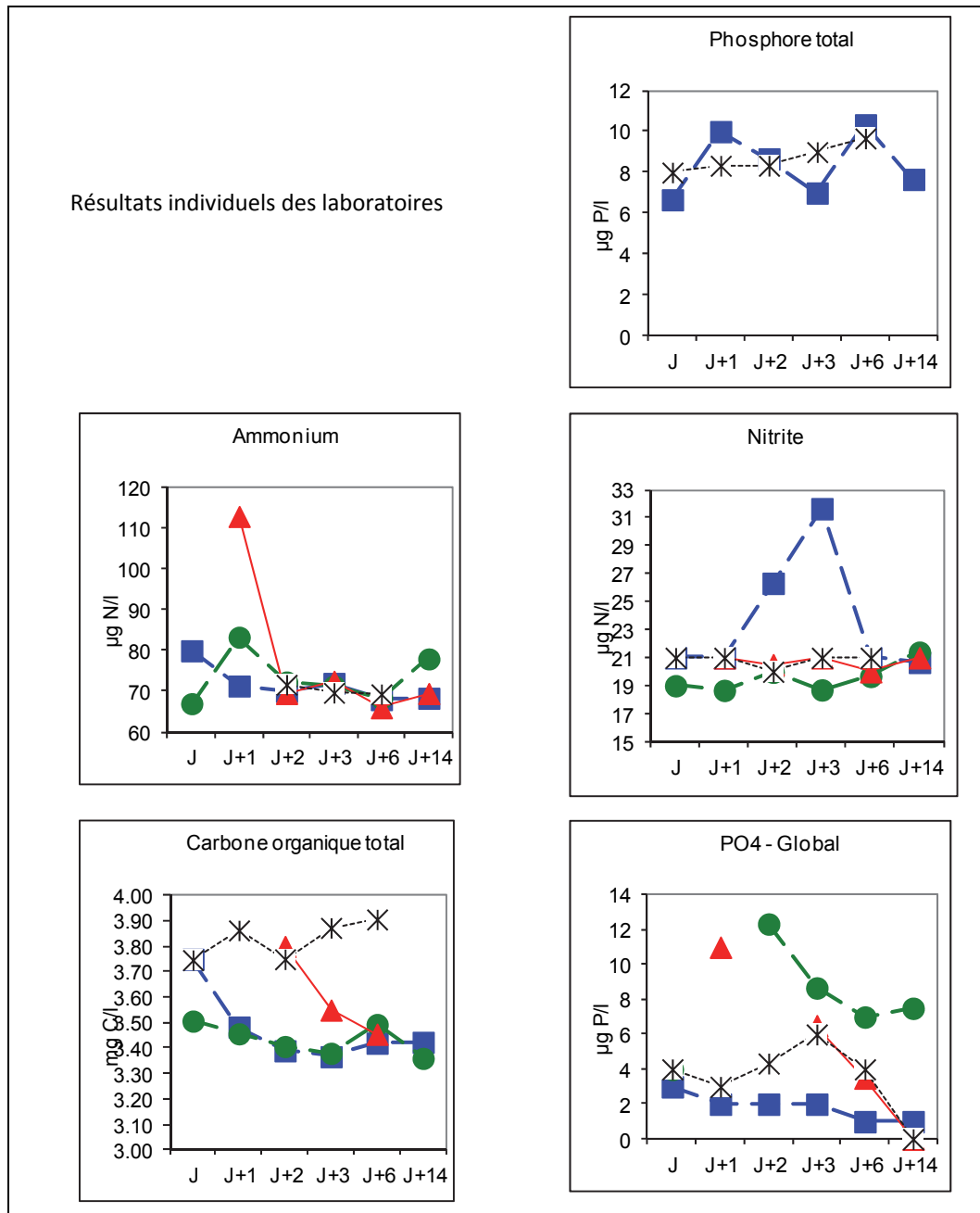


Figure 1 : Étude de stabilité, mars 2011 (eau de lac filtrée 0.45 μm)

Figure 1 : Stability study, March 2011 (0.45- μm filtered lake water)

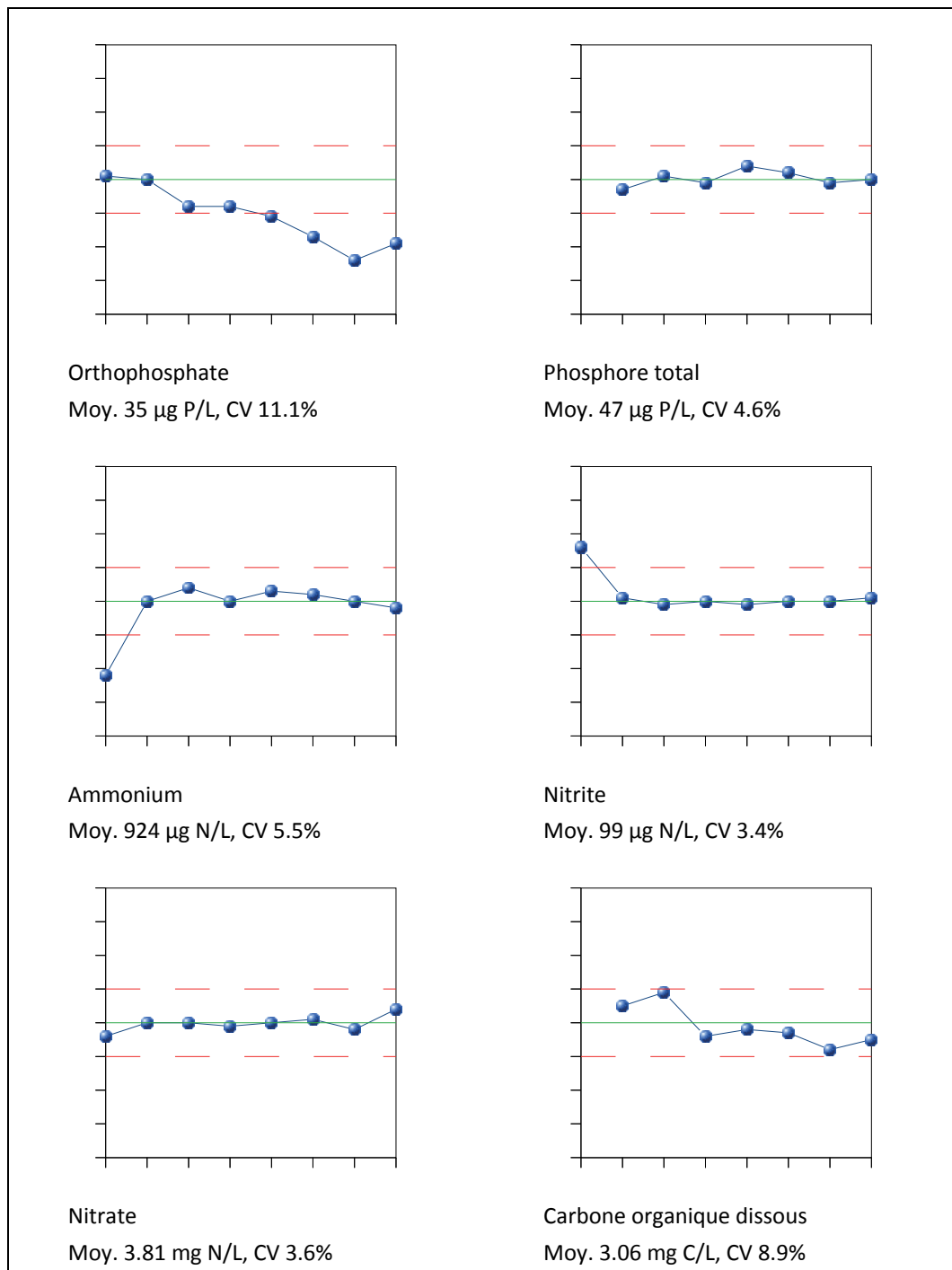


Figure 2: Etude de stabilité, octobre 2011 (eau de rivière filtrée 0.45 µm)
Valeurs normalisées, lignes à 100% (moyenne globale, en vert continu) et des limites indicatives à 90 et 110% (en rouge discontinu)

Figure 2: Stability study, October 2011 (0.45-µm filtered lake water)
Normalised values 100% lines (overall mean, unbroken green line) and indicative limits at 90 and 110% (dotted red line)

ADRESSES DES AUTEURS DES RAPPORTS

ANNEVILLE Orlane	Biologiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL 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
EDDER Patrick	Chimiste Service de protection de la consommation Case postale 76 CH - 1211 GENÈVE 4 - Plainpalais patrick.edder@etat.ge.ch
GERDEAUX Daniel	Biologiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex daniel.gerdeaux@thonon.inra.fr
HAMELET Valérie	Biologiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex valerie.hamelet@thonon.inra.fr
KLEIN Audrey	Secrétaire générale Secrétariat de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman ACW - Changins - Bât. DC - 50, Route de Duillier Case postale 1080 CH - 1260 NYON 1 a.klein@cipel.org
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
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