

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 2006-2010
CAMPAGNE 2009

*Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.,
Campagne 2009, 2010*

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

FICHE SIGNALÉTIQUE DU LÉMAN ET DE SON BASSIN VERSANT	7
--	---

CONCLUSIONS GÉNÉRALES - Campagne 2009	11
---	----

RAPPORTS SUR LES ÉTUDES ET RECHERCHES ENTREPRISES DANS LE BASSIN LÉMANIQUE

1. MÉTÉOROLOGIE	19
1. Introduction	19
2. Température de l'air	20
3. Pluviométrie	22
4. Insolation	24
5. Rayonnement	26
6. Vent	28
6.1 Vitesse du vent	28
6.2 Rose des vents	30
7. Synthèse des conditions climatiques	30
– Bibliographie	30
2. ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN	31
1. Méthodes	31
2. Régime thermique et influence sur la stratification ou le mélange des eaux	33
3. Evolution saisonnière dans les couches superficielles	38
4. Evolution saisonnière dans les couches profondes	47
5. Evolution interannuelle des principaux paramètres	49
5.1 Oxygène dissous	49
5.2 Phosphore réactif soluble et phosphore total	50
5.3 Transparence	50
5.4 Azote nitrique et azote total	52
5.5 Chlorure	52
6. Conclusions	53
– Bibliographie	53
– Annexes	54
3. MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES EAUX DU LÉMAN	57
1. Introduction	58
2. Echantillonnage	58
3. Méthodologie	59
3.1 Analyses chimiques	59
3.2 Contrôles	59
4. Micropolluants dans les eaux du Léman	59
4.1 Métaux	59
4.2 Pesticides (phytosanitaires)	60
4.3 Médicaments et inhibiteurs de corrosion	62
4.4 Triclosan, bisphénol-A et alkyl-phénols	64
5. Conclusions	65
– Bibliographie	65
– Annexes	67

4. PHYTOPLANCTON DU LÉMAN	77
1. Introduction	77
2. Méthodes	78
3. Résultats	78
3.1 Evolution saisonnière de l'année 2009	78
3.1.1 <i>Evolution des classes d'algues et des taxons dominants</i>	78
3.1.2 <i>Evolution du micro et du nanoplancton</i>	80
3.1.3 <i>Evolution des groupes fonctionnels</i>	80
3.1.4 <i>Profils de la sonde spectrofluorimétrique</i>	81
3.2 Evolution interannuelle	82
3.2.1 <i>Evolution des classes d'algues</i>	82
3.2.2 <i>Evolution de la diversité</i>	82
3.2.3 <i>Evolution des groupes fonctionnels</i>	83
3.2.4 <i>Evolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum</i>	84
4. Conclusions	85
– Bibliographie	85
– Annexes	87
5. PRODUCTION PRIMAIRE ET BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE DANS LE LÉMAN	89
1. Introduction	89
2. Méthodes	89
3. Résultats et discussion	90
3.1 Répartition verticale	90
3.2 Evolution saisonnière des variables mesurées	92
3.3 Evolution interannuelle entre 1998 et 2009	93
4. Conclusions	94
– Bibliographie	94
6. ÉVOLUTION DU ZOOPLANCTON DU LÉMAN	95
1. Introduction	95
2. Méthodologie	96
3. Résultats	96
3.1 Biovolume sédimenté	96
3.2 Composition spécifique de la biocénose crustacéenne	97
3.3 Dynamique saisonnière du zooplancton en 2009	97
3.4 Evolution à long terme du zooplancton	99
3.5 Autres groupes planctoniques	101
4. Conclusions	102
– Bibliographie	102
7. RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE	103
1. Introduction	103
2. Méthodologie	104
3. Résultats	104
3.1 Taille des poissons	104
3.2 Evolution mensuelle du taux de vacuité	105
3.3 Composition du régime alimentaire	105
3.3.1 <i>A l'échelle annuelle</i>	105
3.3.2 <i>A l'échelle de la décennie</i>	106
4. Conclusions	106
– Bibliographie	106
8. LES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE ET LEUR QUALITÉ	109
1. Généralités et méthodes	109
2. Débits des affluents principaux du Léman et de l'émissaire	112
3. Apports annuels des affluents du Léman	113
3.1 Phosphore	113
3.2 Azote minéral total	116
3.3 Chlorure	118
4. Exportations annuelles du Rhône aval à Chancy et apports de ses principaux affluents	120
4.1 Phosphore	120
4.2 Azote total ou minéral total	121
4.3 Chlorure	122

5.	Étude de la qualité chimique des eaux des principales rivières du bassin lémanique	123
5.1	Phosphore réactif soluble	123
5.2	Azote ammoniacal	123
5.3	Nitrate	123
5.4	Carbone organique dissous	123
6.	Conclusions	128
-	Bibliographie	128
-	Tableaux récapitulatifs	129

9.	MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE	131
1.	Introduction	131
2.	Echantillonnage	132
2.1	Rhône amont - Porte du Scex	132
2.2	Rhône à l'amont et à l'aval de Viège et de Monthey	132
3.	Méthodologie	132
3.1	Analyses	132
3.2	Contrôles	132
4.	Résultats	132
4.1	Concentrations des produits phytosanitaires dans les eaux du Rhône	132
4.2	Charge des produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône en 2006, 2007, 2008 et 2009	134
4.3	Profils de concentrations le long du Rhône	135
4.4	Produits pharmaceutiques	135
4.5	Autres substances	137
5.	Conclusions	138
-	Bibliographie	138
-	Tableaux des résultats	140

RAPPORTS TECHNIQUES

10.	CONTRÔLE ANNUEL DES STATIONS D'ÉPURATION (STEP)	145
1.	Introduction	146
2.	Situation de l'assainissement	146
2.1	Etat des stations d'épuration	146
2.2	Contrôles de l'assainissement	146
3.	Bilan du fonctionnement des STEP	146
3.1	Débits et volumes	146
3.2	Phosphore total et réactif soluble (bassin versant du Léman)	148
3.2.1	<i>Phosphore total dans le bassin du Léman</i>	148
3.2.2	<i>Phosphore réactif soluble</i>	149
3.3	Demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	149
4.	Conclusions	149
-	Bibliographie	150
-	Tableaux des résultats	151

11.	ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES	153
1.	Introduction	153
2.	Programme pour le traitement des résultats	154
3.	Méthode de traitement des résultats retenue et explication des tableaux récapitulatifs	156
4.	Résultats	156
4.1	Eléments majeurs	156
4.2	Phytosanitaires - pesticides	156
4.3	Métaux	156
4.4	Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	156
4.5	Etude de stabilité de quelques éléments majeurs	156
4.6	Test de stabilité pour certains pesticides	157
5.	Conclusions	157
-	Bibliographie	157
-	Tableaux des résultats	158

-	LISTE DES AUTEURS	165
---	-------------------	-----

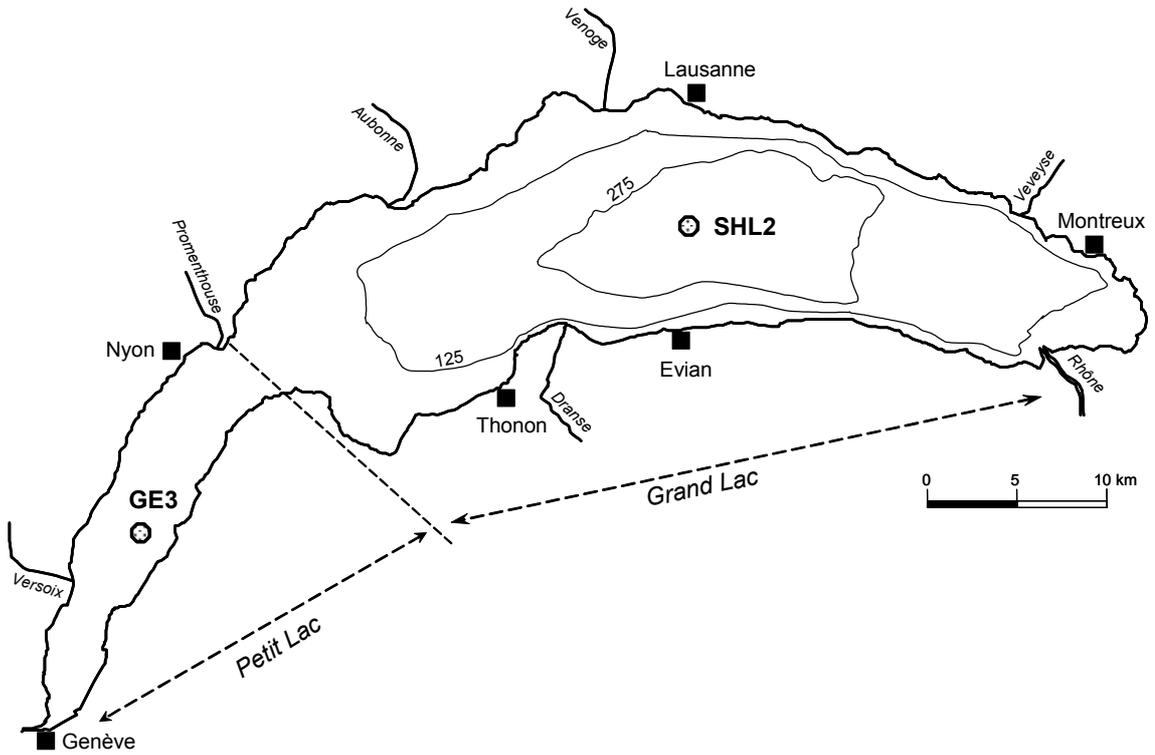


Figure 1 : Le Léman et la situation des stations de prélèvements
SHL2 : (coord. CH : 534.700 / 144.950)
GE3 : (ccord. CH : 506.100/ 128.040)

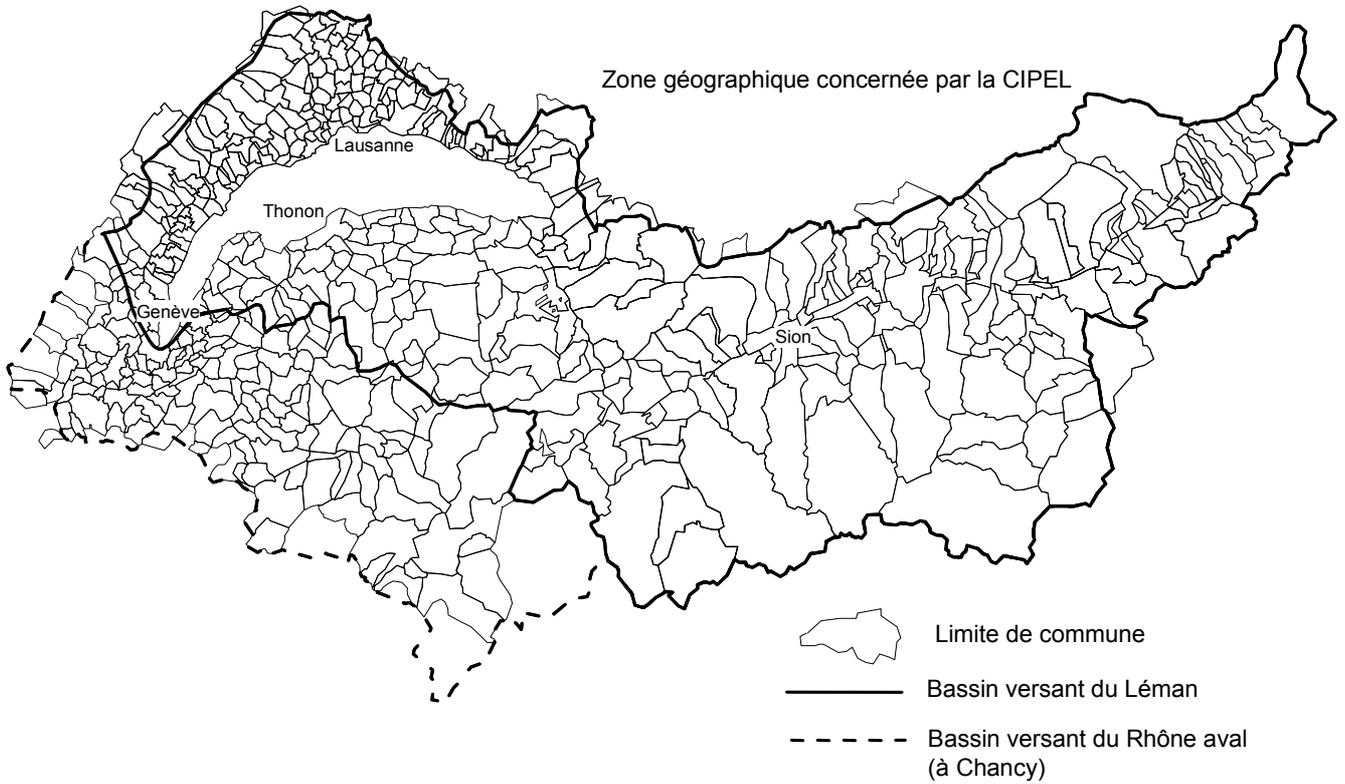


Figure 2 : Le bassin versant du Léman et du Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy

LE BASSIN VERSANT DU LÉMAN

Surface du bassin versant (lac compris) * : 7'999 km²
Surface du bassin versant (sans le lac) : 7'419 km²
dont : . France : 893 km²
. Suisse : 6'526 km²

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 (01.01.2003) : 948'240
dont : . France : 122'410
. Suisse : 825'830

Population touristique
(capacité d'accueil - 01.01.2003) : 615'610
dont : . France : 169'370
. Suisse : 446'240

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 km²
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 m³/s
dont : . maxi (1995) : 434 m³/s
. mini (1976) : 219 m³/s

Population permanente (01.01.2003) : 1'620'800
dont : . France : 419'890
. Suisse : 1'200'910

Population touristique
(capacité d'accueil - 01.01.2003) : 919'560
dont : . France : 454'850
. Suisse : 464'710

* *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 2009

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE

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

L É M A N

Evolution physico-chimique

- **Malgré un hiver froid, un brassage partiel. Un printemps chaud avec stratification thermique précoce et très stable. Un épuisement du phosphore dans les couches supérieures du lac, sa concentration moyenne diminue lentement**

Sur l'ensemble de l'année, les températures de l'air ont été d'environ 1°C plus chaudes que de coutume avec un ensoleillement d'une centaine d'heures de plus qu'en moyenne. La pluviométrie a été nettement déficitaire.

L'hiver 2008-2009 a été normalement froid, mais n'a pas permis une homogénéisation complète de la masse d'eau. Le brassage a atteint 150 m en février 2009. A cette date, suite à de ce brassage partiel, les eaux du fond du lac sont faiblement réoxygénées avec 4.11 mgO₂/L (figure 1).

Le stock de phosphore remis à disposition dans les couches superficielles est rapidement consommé (figure 2). Les concentrations de nutriments suggèrent une limitation du phytoplancton par le phosphore dès la mi-mars. Avril et mai ont été plus chauds que la normale. La période d'eau claire est nettement marquée avec 10.9 m le 25 mai 2009. La température moyenne annuelle à 5m en dessous de la surface, 13.3°C, est la plus chaude jamais observée (moyenne 1970-2009 = 11.8°C). La stratification thermique s'est installée très tôt et est très stable tout l'été.

Le stock en phosphore total continue de diminuer, la concentration moyenne est de 22.8 µgP/L (figure 3).

Le stock d'azote entame une baisse depuis 2 ans qui ramène ses concentrations à celles des années 80. Le stock en chlorure a augmenté de 2 % après trois années de relative stabilité.

Evolution biologique

- **Biomasse phytoplanctonique importante en automne, disparaissant en fin d'année, production primaire très efficace en raison des concentrations en phosphore et des températures élevées**

L'année 2009 se singularise par une très forte augmentation de la biomasse algale automnale. Cette prolifération de *Mougeotia gracillima* est à rapprocher de celles des années 2001 et 2007, qui avaient connu des biomasses un peu supérieures. La biomasse chute après la mi-novembre.

Pendant la période hivernale et printanière, le phytoplancton présente une biomasse qui augmente graduellement, les diatomées centriques dominent le peuplement. Suit une phase des eaux claires bien marquée, observée du 25 mai au 18 juin 2009. La phase estivale est caractérisée par une augmentation de la biomasse essentiellement de chlorophycées, puis de chrysophycées et de diatomées.

La fréquence des espèces caractéristiques de lacs oligotrophes augmente sur la chronique 1974-2009. Malgré le bloom automnal les indices phytoplanctoniques indiquent une évolution vers l'oligotrophie.

L'augmentation graduelle de la production primaire dans la zone 0 - 20 m observée jusqu'au début de l'automne était essentiellement liée à l'augmentation de la capacité photosynthétique du phytoplancton. Cette situation semble liée à l'augmentation conjointe, entre 2008 et 2009, de la température des eaux, des concentrations et des stocks de phosphore dissous dans le lac.

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

Les changements saisonniers d'abondance des crustacées du zooplancton correspondent en 2009 au modèle classique de dynamique, avec un pic printanier d'abondance très net qui marque la phase des eaux claires, observée entre le 25 mai et le 18 juin 2009, suivie d'une diminution drastique des abondances en début d'été.

Les tendances interannuelles dans la structure du compartiment crustacéen observées depuis 1984 se confirment. La diminution de l'abondance des microcrustacés due essentiellement à la décroissance des effectifs de daphnies et de cyclopoïdes, est cohérente avec les processus de re-oligotrophisation, tandis que l'abondance des calanoïdes semble plutôt dépendante de la composition du phytoplancton.

La pêche des corégones représente toujours le plus gros tonnage de capture au Léman. Le régime alimentaire du corégone est dominé par les cladocères : en hiver il est, depuis 2007, essentiellement composé de daphnies ; au printemps, le régime alimentaire est dominé par les daphnies et les *Bythotrephes* ; en été les daphnies sont faiblement représentées et remplacées par les cladocères carnivores (*Leptodora* et *Bythotrephes*). L'automne 2009 présente la particularité d'un régime peu diversifié dominé par des daphnies et *Bythotrephes*. La prédation des corégones sur les daphnies doit influencer la dynamique de ces proies dont l'abondance est décroissante.

□ **Bonne qualité sanitaire des eaux littorales pour la baignade**

En 2009, les contrôles de la qualité sanitaire des eaux littorales (116 plages), réalisés par les autorités compétentes, montrent que pour plus de 79 % des points de contrôle, cette qualité est bonne, moyenne dans 20 % des cas et pour 1 station (1%), l'eau est de mauvaise qualité (voir la carte de l'état sanitaire des eaux de baignade publiée dans La Lettre du Léman N°40 août 2010 et sur www.cipel.org).

L'évolution au cours de ces dernières années montre une nette amélioration de la situation, grâce notamment aux efforts entrepris dans le domaine de l'épuration des eaux. En effet, en 1992, les plages de bonne qualité ne représentaient que 52 % et la proportion des plages dont la qualité des eaux était momentanément polluée était de 12 %.

Métaux et micropolluants organiques dans les eaux

Les teneurs en métaux lourds des eaux du Léman demeurent faibles et satisfont pleinement aux exigences requises pour les eaux de boisson.

La recherche de produits phytosanitaires dans les eaux du lac s'est poursuivie et a été complétée cette année sur des rivières et par une recherche élargie des résidus de 107 médicaments, dont 16 substances rajoutées grâce à une base des données spécifiquement dédiées aux médicaments (Medibase) qui permet d'identifier ceux qui sont le plus prescrit en volume et ceux qui ont une activité biologique très marquée. Parmi les nouvelles substances recherchées, deux tiers ont été retrouvées dans les rivières ou le Léman ce qui confirme l'intérêt de l'approche théorique pour mieux cibler les micropolluants potentiellement problématiques pour le bassin versant lémanique. Des études complémentaires devront être menées afin d'évaluer au mieux les risques liés à ces nouveaux polluants.

Aucune baisse significative des concentrations en produits phytosanitaires n'a pu être constatée cette année malgré les efforts consentis par les industriels du bassin versant lémanique.

Des concentrations importantes en nonylphénols ont également été mises en évidence et montrent que bien que ces composés soient interdits d'utilisation depuis 2005, ils sont toujours présents dans l'environnement. De plus, dans un des prélèvements, la valeur de PNEC était largement dépassée.

Un bilan définitif sur ce programme étendu de recherche de micropolluants et notamment des substances médicamenteuses sera réalisé lorsque les résultats de la seconde série de prélèvement du printemps 2010 seront connus.

Evolution de la concentration en oxygène dissous des eaux du fond du Léman - Grand Lac (SHL2)

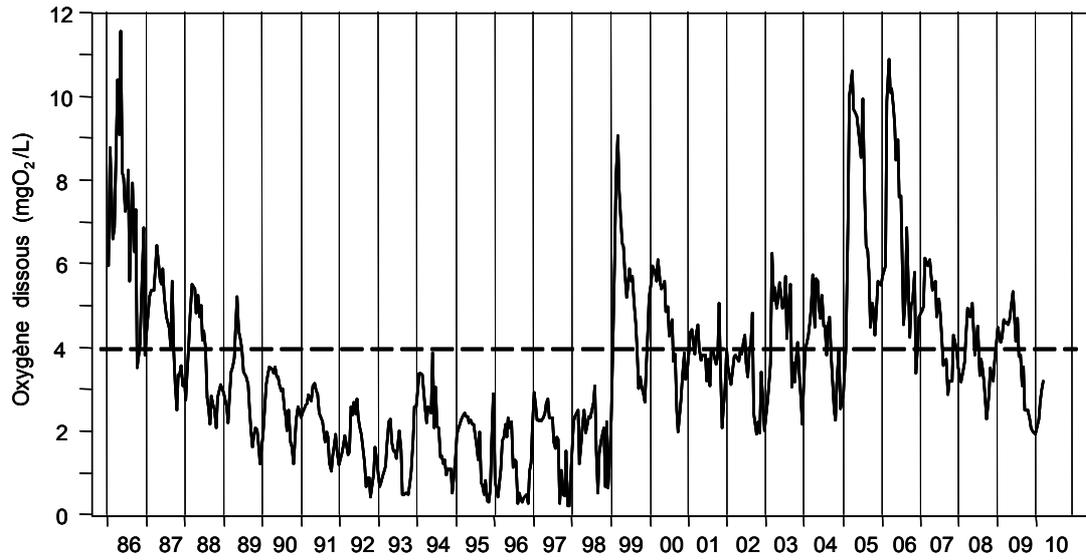


Figure 1

Evolution de la concentration en phosphore dissous ($P-PO_4^{3-}$) des eaux de la couche superficielle (moyenne 0-20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

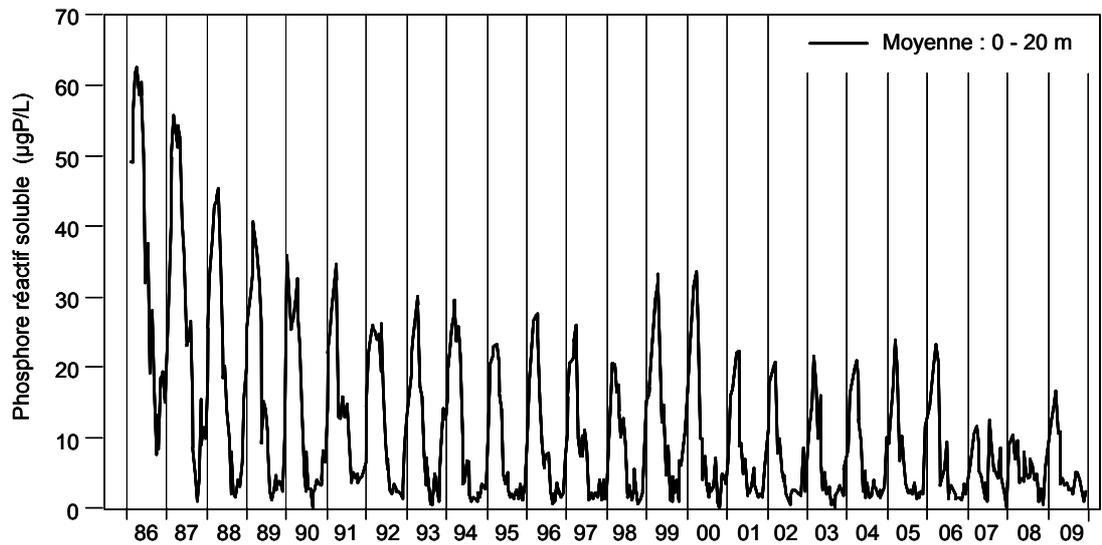


Figure 2

Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et du stock de phosphore total contenu dans le Léman de 1957 à 2009 - Grand Lac (SHL2)

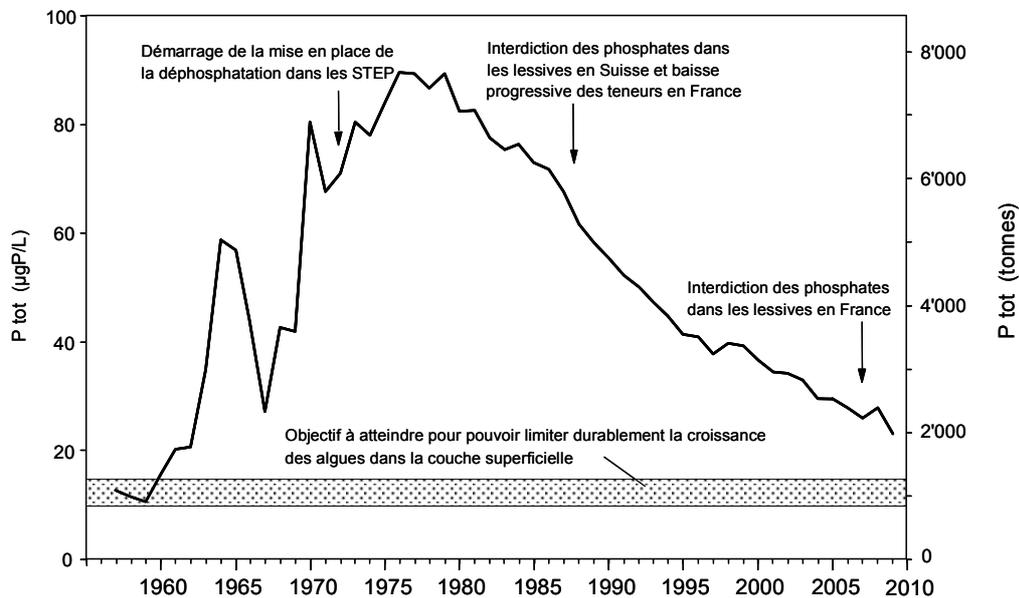


Figure 3

BASSINS VERSANTS DU LÉMAN ET DU RHÔNE AVAL

□ Le bilan des apports au lac et au Rhône aval par les rivières et qualité de celles-ci

L'année 2009 étant une année à pluviométrie faible, les débits moyens annuels 2009 sont donc nettement à la baisse.

L'analyse des flux de nutriments des principaux affluents du territoire de la CIPEL montre certaines différences selon les bassins versants :

- Les apports en phosphore réactif soluble ont diminué pour l'ensemble des rivières suivies sauf pour l'Allondon et l'Arve qui se trouvent dans le bassin versant à l'aval du lac, car seules les STEP du bassin versant du Léman sont astreintes à la déphosphatation. Une amélioration se marque dès fin 2009 pour l'Allondon du fait du raccordement (fin 2009) des eaux usées de ce bassin à une STEP du canton de Genève qui déverse dans le Rhône aval.
- Les apports en phosphore total au lac ont nettement diminué pour le Rhône amont, la Dranse, et la Venoge. Pour le Rhône amont, le phosphore total est constitué à plus de 93 % par du phosphore particulaire. Les raisons de ces variations sont donc probablement liées à la faible pluviosité de l'année.
- L'absence de dénitrification dans les STEP et une fertilisation azotée stable depuis près de 20 ans expliquent que les apports en azote minéral total sont stables et suivent principalement la variation des débits.
- Les quantités de chlorure sont en hausse, notamment dans le Rhône amont. Cette augmentation trouve deux explications possibles : les activités industrielles et surtout l'utilisation de plus en plus importante de sels de déneigement. Une tendance à la hausse depuis les années 90 est également constatée dans la Dranse, mais en l'absence d'industries importantes dans ce bassin versant, l'augmentation proviendrait davantage du salage des routes qui ne cesse de croître. Pour les rivières autres que le Rhône amont, les apports varient avec les débits et seraient par conséquent en plus du salage des routes, liés au lessivage des sols agricoles et à l'utilisation des engrais contenant des chlorures. Pour l'ensemble des rivières, il y a aussi un apport qui est lié aux échangeurs d'ions des lave-vaisselle.

L'utilisation d'une grille d'évaluation de la qualité des rivières pour 4 paramètres (le phosphore réactif soluble : P-PO₄, l'azote ammoniacal : N-NH₄, l'azote nitrique : N-NO₃ et le carbone organique dissous : COD) a montré que toutes les rivières étaient de bonne voire très bonne qualité pour le COD et le N-NH₄, que seules l'Arve et l'Allondon étaient de qualité moyenne pour le P-PO₄ à cause de l'absence de déphosphatation dans les STEP et que seule la Venoge était de qualité moyenne pour le N-NO₃ à cause de la densité des rejets des STEP couplée à une activité agricole assez importante dans ce bassin versant. Toutefois, pour cette rivière, du fait de la nitrification dans les STEP, la qualité pour le N-NH₄ est bonne.

Parmi les rivières suivies et étudiées par la CIPEL, aucune n'atteint une situation de mauvaise qualité pour ces 4 principaux paramètres pris en compte et la variabilité intra-annuelle de la qualité de l'eau s'est atténuée.

□ Les micropolluants dans les eaux du Rhône

103 produits phytosanitaires, six principes actifs pharmaceutiques et trois autres composés non volatils ont été analysés systématiquement dans les eaux du Rhône en amont du Léman tout au long de l'année 2009. 43 produits phytosanitaires distincts ont ainsi été détectés à une ou plusieurs reprises, dont 3 substances (le Metolachlor, la Pymétrozine et le Terbutylazine-2-hydroxy) à des concentrations excédant les exigences de l'Ordonnance sur la protection des eaux (0.1 µg/L). Les six principes actifs pharmaceutiques recherchés ont tous été retrouvés dans les eaux du Rhône à des concentrations relativement élevées avec un maximum de 0.5 µg/L pour la Mèpivacaïne.

En terme de flux annuels, les quantités totales des 103 produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône ont diminué par rapport aux années précédentes avec un total d'environ 630 kg en 2009 comparés à 700 kg en 2008 et 1'600 kg en 2007. Les quantités de médicaments sont également en baisse avec 950 kg en 2009, comparé à 2'600 kg en 2008 et 1'300 kg en 2007 pour les 6 médicaments recherchés.

□ L'épuration des eaux usées

En 2009, 222 stations d'épuration (STEP) étaient en service dans le territoire couvert par la CIPEL, totalisant une capacité de traitement de 4'334'000 équivalents-habitants. Le bilan global de l'assainissement en 2009 se base sur les résultats de surveillance de 155 STEP pour le phosphore total et de 157 STEP pour la DBO₅.

A l'échelle du bassin versant du Léman, le rendement moyen d'épuration pour le phosphore total (88%) dépasse les exigences légales. Toutefois, ce rendement est à la baisse ces deux dernières années, ce qui traduit un léger infléchissement des performances de quelques STEP pour ce paramètre. La vigilance reste de mise et les projets de modernisation de STEP anciennes doivent aboutir. Les quantités rejetées au milieu naturel après traitement s'élèvent à 97 tonnes. Un rendement moyen de 95 % à l'échelle du bassin versant du Léman permettrait de réduire de plusieurs dizaines de tonnes les apports en phosphore au Léman.

Avec une pluviométrie annuelle en 2009 de 850 mm inférieure à celle de 2008 (1'050 mm), la part de pollution liée aux déversements arrivant au milieu naturel après un éventuel traitement partiel, a baissé de 4 tonnes par rapport à 2008.

A l'échelle du territoire de la CIPEL, le flux de matière organique rejeté après traitement exprimé par la DBO₅ s'élève à 2'663 tonnes d'O₂ et le rendement d'épuration est de 96 %. Ces chiffres témoignent de bonnes performances d'épuration pour la matière organique.

La valeur du débit spécifique, qui représente le volume journalier qui transite dans les réseaux d'assainissement par équivalent habitant et par jour, est de 322 L · EH⁻¹ · j⁻¹. Cette valeur reste encore trop élevée, car nettement supérieure à la consommation d'eau journalière par personne. Les réseaux d'assainissement transportent encore une quantité trop importante d'eaux claires qui surchargent les STEP et nuisent à leur fonctionnement. L'amélioration des réseaux est un travail de longue haleine mais elle est déjà perceptible depuis 2001.

Assurance qualité des analyses chimiques

Au cours de l'année 2009, les laboratoires membres du groupe de travail "Méthodologie" 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 métaux lourds et d'hydrocarbures polycycliques aromatiques sur des matrices d'eaux naturelles ou de sédiments.

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 bonne, que ce soit pour les éléments majeurs ou les produits phytosanitaires. Si les résultats des laboratoires lors de l'essai "Hydrocarbures polycycliques aromatique" semblent bons, des questions subsistent quant au matériau de référence certifié utilisé.

Rapports sur les
études et recherches entreprises
dans le bassin lémanique

Campagne 2009

MÉTÉOROLOGIE

WEATHER

Campagne 2009

PAR

Philippe QUÉTIN

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA-UMR/CARRETEL), 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 2009 est de 11.3°C, pour 11.7°C à Thonon. Depuis le début des mesures à Thonon en 1951, le seuil des 11°C a été atteint ou dépassé à 22 reprises, dont 17 fois depuis 1990. L'année 2009 peut ainsi être considérée comme une année relativement chaude.

L'année 2009 a une moyenne inter-stations des précipitations de 850 mm, à Thonon le total annuel se situe au 43^e rang de la chronologie 1951-2009, légèrement inférieur à 1984.

Concernant l'insolation, l'année 2009 a une moyenne inter-stations de 2'008 h. A Thonon, l'année 2009 est au 12^e rang de la période 1954-2009. Les remarques faites sur l'insolation sont également valables pour le rayonnement global dont la moyenne inter-stations pour l'année 2009 est de 13.2 MJ·m⁻²·d⁻¹. L'année 2009 est moyennement venteuse.

ABSTRACT

The findings from four meteorological stations are reported here: Genève-Cointrin, Changins, Pully and Thonon-INRA. The climatic parameters investigated were the air temperature, rainfall, insolation, overall irradiation and wind.

The mean inter-station, annual temperature in 2009 was 11.3°C, and that at the Thonon station was 11.7°C. Since measurements began at Thonon in 1951, the threshold of 11.0°C has been reached or exceeded on 22 occasions, 17 of them since 1990. The year 2009 can be classified as having been a relatively warm year.

The mean interstation rainfall for the year 2009 was 850 mm. at Thonon, the total for the 2009 ranked 43rd in the period 1951-2009, slightly lower than 1984.

The mean interstation insolation for the year 2009 was 2,008 h. at Thonon, the year 2009 was the twelfth sunniest year during the period 1954-2009. The comments concerning insolation also apply to the overall irradiation, the inter-station mean of which for the year 2009 was 13.2 MJ·m⁻²·d⁻¹. 2009 was a moderately windy year.

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.

2. TEMPÉRATURE DE L'AIR

En 2009, la température moyenne annuelle inter-stations est de 11.3°C. Changins avec une moyenne annuelle de 10.9°C apparaît comme la station la plus fraîche, Thonon avec 11.7°C la plus chaude.

A Thonon, les deux premiers mois de l'année sont froids ; surtout janvier, où sur les 31 jours, 23 ont une température minimum négative (d'autre part, il faut remonter à 1987 pour retrouver un mois de janvier avec une moyenne mensuelle inférieure à 1 °C). Le mois de mars est dans la moyenne. Puis le reste de l'année les températures mensuelles restent au dessus de leurs moyennes avec surtout un mois de novembre particulièrement chaud (+ 2.6 °C) (Tableau 1.1, figure 1.1). L'année 2009 se distingue encore comme une année chaude mais avec un hiver relativement frais.

Tableau 1.1 : Température moyenne mensuelle de l'air à chaque station en 2009 (°C).

Table 1.1 : Mean monthly air temperature for each station in 2009 (°C).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Thonon 1951 -2005
Janvier	- 0.2	- 0.7	0.3	0.8	2.1
Février	1.8	1.4	1.9	2.5	3.1
Mars	6.3	5.9	6.1	6.3	6.2
Avril	12.4	11.7	12.5	12.1	9.4
Mai	17.0	16.2	16.8	16.4	13.9
Juin	18.2	17.8	18.2	18.2	17.4
Juillet	20.5	19.8	20.4	20.6	19.9
Août	21.2	21.0	21.7	21.7	19.5
Septembre	16.6	16.8	17.4	17.5	16.2
Octobre	10.6	10.7	11.4	11.8	11.4
Novembre	7.8	7.7	8.6	8.8	6.2
Décembre	2.3	2.3	3.1	3.7	3.3
Moyenne annuelle	11.2	10.9	11.5	11.7	10.7

Avec une température annuelle de 11.7°C à Thonon, l'année 2009 se classe comme les années 2006 et 2007, au cinquième rang de la période 1951-2009. Depuis 1997, le niveau des 11°C est toujours atteint ou dépassé (Tableau 1.2, figure 1.2).

Tableau 1.2 : Température moyenne annuelle de l'air à Thonon (°C).

Table 1.2 : Mean annual air temperature at Thonon (°C).

Années	Température moyenne annuelle	Années	Température moyenne annuelle
1980	9.8	1995	11.2
1981	10.4	1996	10.4
1982	11.1	1997	11.3
1983	10.9	1998	11.3
1984	10.4	1999	11.2
1985	9.7	2000	11.8
1986	10.4	2001	11.4
1987	10.3	2002	11.8
1988	11.2	2003	12.0
1989	11.2	2004	11.3
1990	11.4	2005	11.0
1991	10.7	2006	11.7
1992	11.2	2007	11.7
1993	10.8	2008	11.3
1994	12.1	2009	11.7

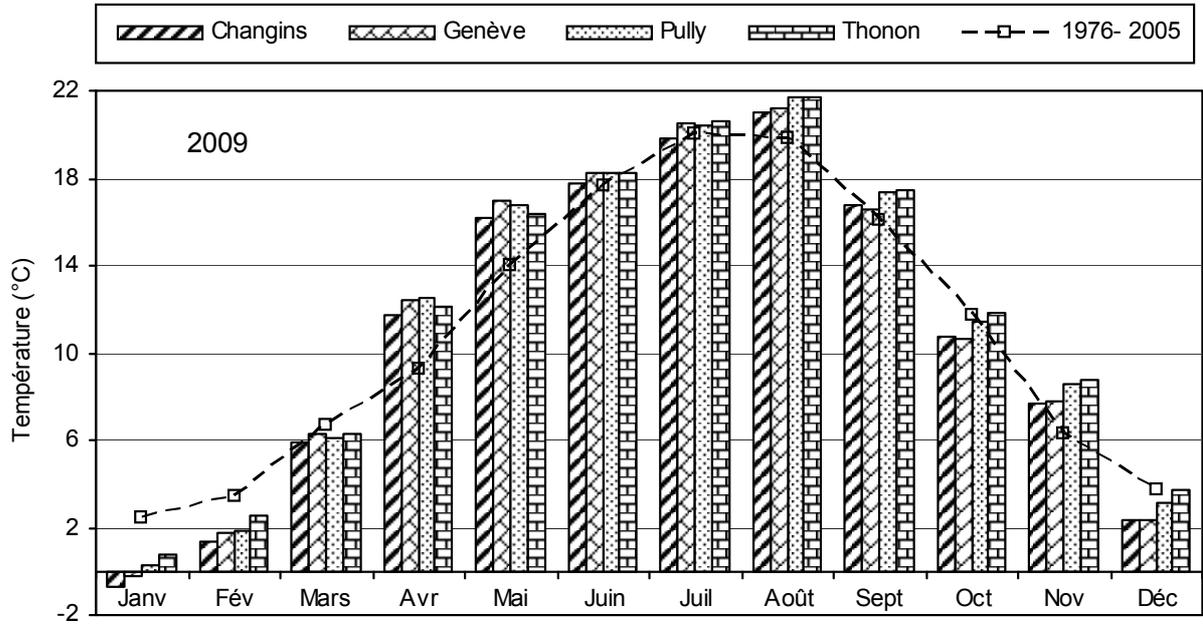


Figure 1.1 : Moyenne mensuelle de la température de l'air de chaque station en 2009 et celle de Thonon pendant la période 1976-2005.

Figure 1.1 : Mean monthly air temperature at each station in 2009, and that of at Thonon for the periode 1976-2005.

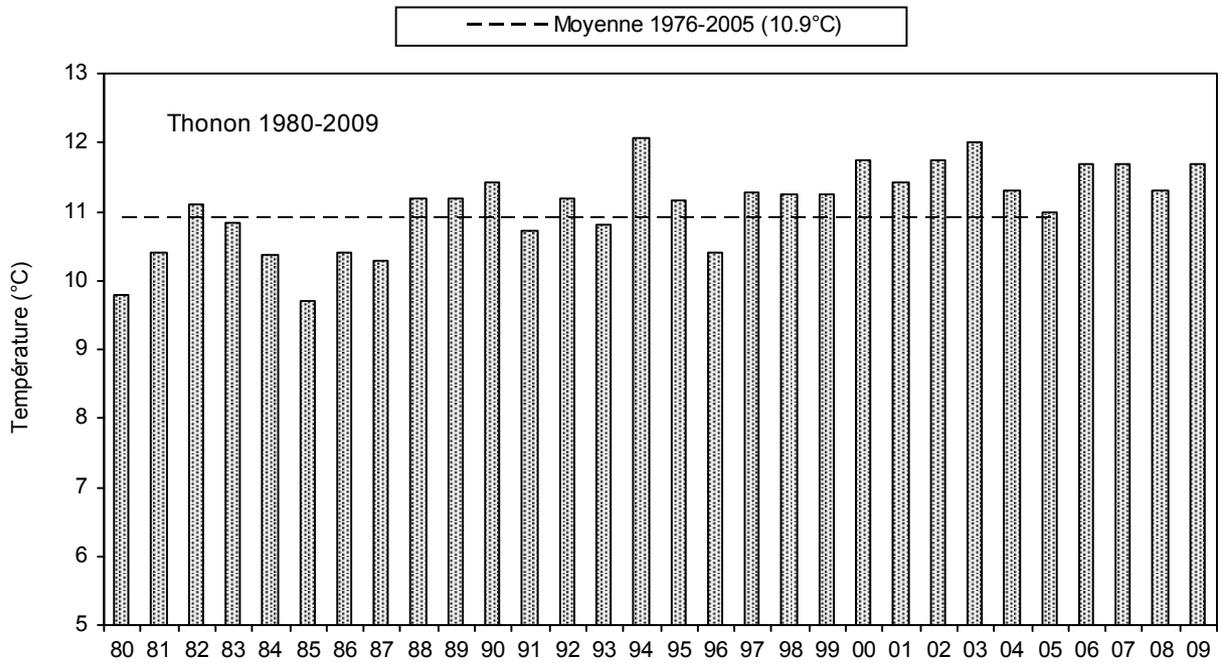


Figure 1.2 : Température moyenne annuelle de l'air à Thonon.

Figure 1.2 : Mean annual air temperature at Thonon.

3. PLUVIOMÉTRIE

La pluviométrie de l'année 2009 sur le bassin lémanique est de 850 mm, très inférieure à la moyenne inter-stations (1'022 mm) relevée sur les 4 stations entre 1978 et 2008. Changins est la station la moins arrosée avec 758.5 mm, c'est la deuxième fois (consécutive) depuis 1978 que Genève possède avec 886 mm les précipitations les plus importantes (Tableau 2.1, figure 2.1).

A Thonon, jusqu'au mois d'octobre les cumuls mensuels sont globalement déficitaires ; le cumul de janvier-octobre 2009 est de 594 mm, tandis que le même cumul sur la période 1951-2005 entre janvier-octobre est de 808 mm. Les 2 derniers mois sont eux excédentaires, avec deux fois plus de précipitations que d'habitude. Nous avons au final une année à tendance déficitaire (- 8 % par rapport à la moyenne).

Tableau 2.1 : Pluviométrie mensuelle (mm) à chaque station en 2009.

Table 2.1 : Monthly rainfall (mm) at each station in 2009.

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Thonon 1951-2005
Février	68.9	58.3	57.1	59.5	63.6
Mars	54.4	46.0	64.2	62.0	54.5
Janvier	49.6	43.2	65.2	63.0	63.8
Avril	36.0	26.3	22.0	31.5	69.8
Mai	28.9	16.7	37.8	38.5	87.8
Juin	93.6	67.0	98.1	73.5	100.1
Juillet	84.0	75.0	92.0	91.5	76.2
Août	66.5	56.7	59.0	94.5	98.1
Septembre	61.7	51.4	40.1	49.5	92.3
Octobre	38.4	36.4	38.4	30.5	87.1
Novembre	149.7	139.6	155.9	144.5	83.2
Décembre	154.7	141.9	152.0	134.5	67.9
Total annuel	886.4	758.5	881.8	873.0	944.3

A Thonon, l'année 2009 se classe au 43^e rang de la chronologie pluviométrique 1951-2009 (le 1^{er} étant 1960 avec 1'269 mm, le dernier étant 1971 avec 561 mm), de même ordre de grandeur que les années 1984 à 1986 et 2000 (Tableau 2.2, figure 2.2).

Tableau 2.2 : Pluviométrie annuelle à Thonon (mm).

Table 2.2 : Annual rainfall at Thonon (mm).

Années	Pluviométrie total annuel	Années	Pluviométrie total annuel
1980	1'046.6	1995	1'114.5
1981	973.3	1996	954.0
1982	985.8	1997	1'012.0
1983	950.4	1998	855.5
1984	883.1	1999	1'134.6
1985	890.6	2000	885.6
1986	886.0	2001	1'168.5
1987	1'020.5	2002	1'066.0
1988	1093.0	2003	691.5
1989	676.3	2004	908.5
1990	1'141.6	2005	749.0
1991	794.9	2006	1'065.0
1992	993.0	2007	1'164.0
1993	1'011.7	2008	1'059.5
1994	1'105.9	2009	873.0

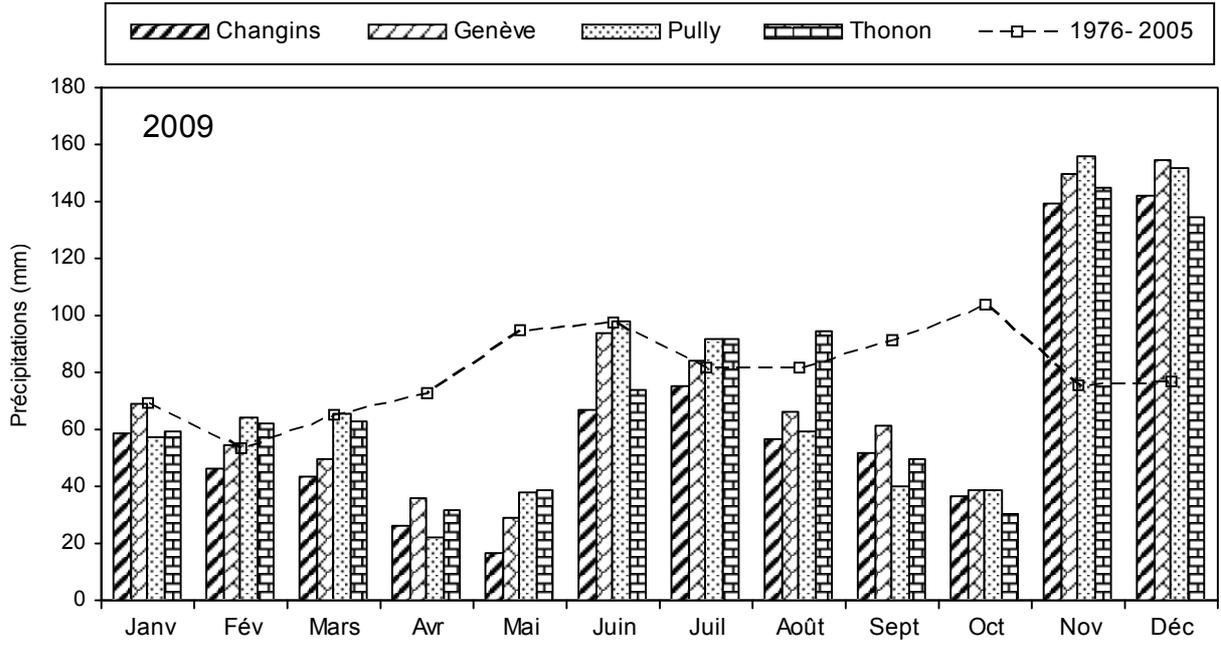


Figure 2.1 : Pluviométrie mensuelle de chaque station en 2009 (histogramme) et celle de Thonon pendant la période 1976-2005.

Figure 2.1 : Monthly rainfall at each station in 2009 (histogram), and that of at Thonon for the period 1976-2005.

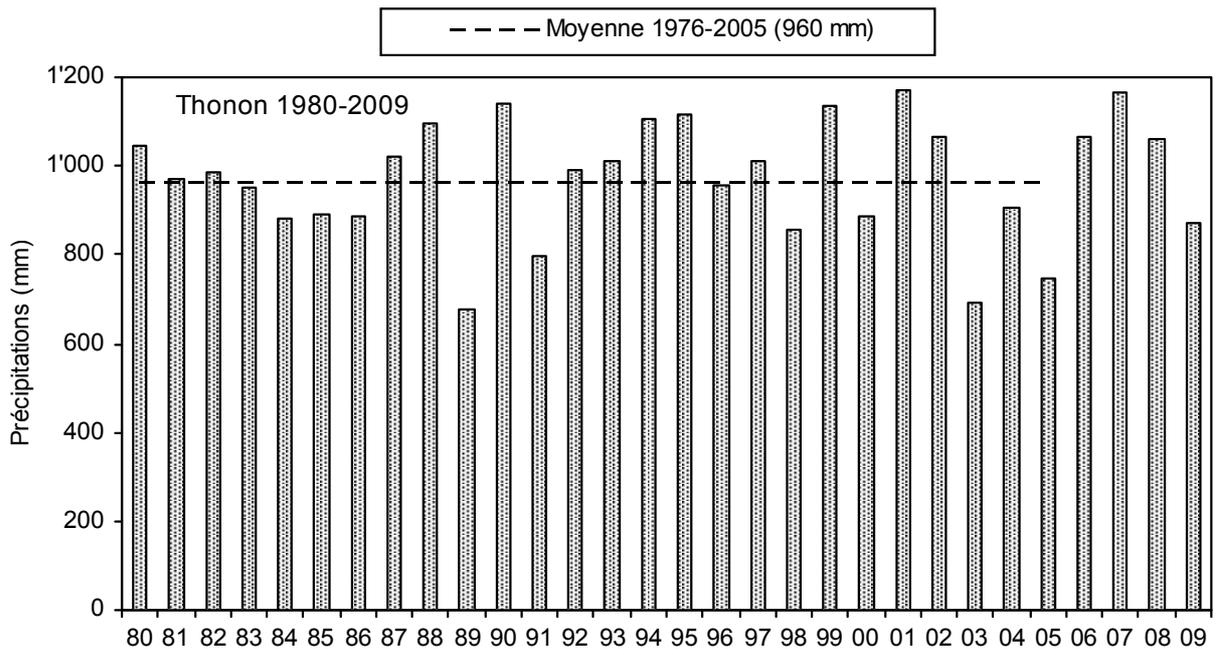


Figure 2.2 : Pluviométrie annuelle à Thonon (mm).

Figure 2.2 : Annual rainfall at Thonon (mm).

4. INSOLATION

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

Le terme insolation est donc associé à la luminosité du disque solaire par rapport au fond de lumière diffuse du ciel. Ce critère est tout d'abord visuel plutôt qu'énergétique. Pour permettre les comparaisons des données acquises dans les différentes stations météo, l'Organisation mondiale de météorologie (OMM) a fixé depuis 1981 le seuil énergétique de l'insolation à 120 W·m⁻² (Guyot 1997).

L'année 2009 avec une moyenne inter-stations de 2'021 heures est une année ensoleillée (Tableau 3.1, figure 3.1).

Tableau 3.1 : Insolation mensuelle à chaque station en 2009 (h).

Table 3.1 : Monthly insolation at each station in 2009 (h).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Thonon 1954-2005
Janvier	35.4	39.7	28.8	29.4	45.3
Février	115.5	105.2	112.0	95.6	84.1
Mars	171.0	169.4	162.9	159.3	153.3
Avril	232.5	216.9	220.4	230.0	192.3
Mai	257.5	249.7	249.5	264.0	225.6
Juin	257.5	245.6	269.6	295.9	246.8
Juillet	251.9	245.6	231.8	263.6	270.7
Août	288.5	296.8	290.2	282.8	236.2
Septembre	179.3	197.6	202.9	182.7	180.2
Octobre	148.5	160.6	179.9	139.3	112.7
Novembre	39.1	46.6	53.4	35.8	56.7
Décembre	37.6	41.0	44.9	29.8	40.3
Total annuel	2'014.3	2'014.7	2'046.3	2'008.2	1'844.1

A Thonon, à part janvier, novembre et décembre, les insolutions relevées sont globalement légèrement supérieures à la moyenne de la période 1954-2005. L'année 2009 se classe douzième sur la période 1954-2009 (la 1^{ère} étant 2003 avec 2'412 h, la dernière étant 1987 avec 1'378 h) (Tableau 3.2, figure 3.3).

Tableau 3.2 : Insolation annuelle à Thonon (h).

Table 3.2 : Annual insolation at Thonon (h).

Années	Insolation total annuel	Années	Insolation total annuel
1980	1'879.5	1995	1'871.4
1981	1'862.9	1996	1'674.7
1982	2'026.2	1997	1'811.5
1983	1'931.2	1998	1'834.3
1984	1'743.5	1999	1'702.0
1985	1'580.2	2000	1'956.7
1986	1'477.8	2001	1'837.5
1987	1'376.7	2002	1'831.1
1988	1'540.8	2003	2'411.8
1989	1'694.5	2004	2'181.0
1990	1'821.1	2005	2'242.2
1991	1'788.1	2006	2'103.3
1992	1'667.6	2007	2'049.9
1993	1'634.5	2008	1'947.6
1994	1'689.0	2009	2'008.2

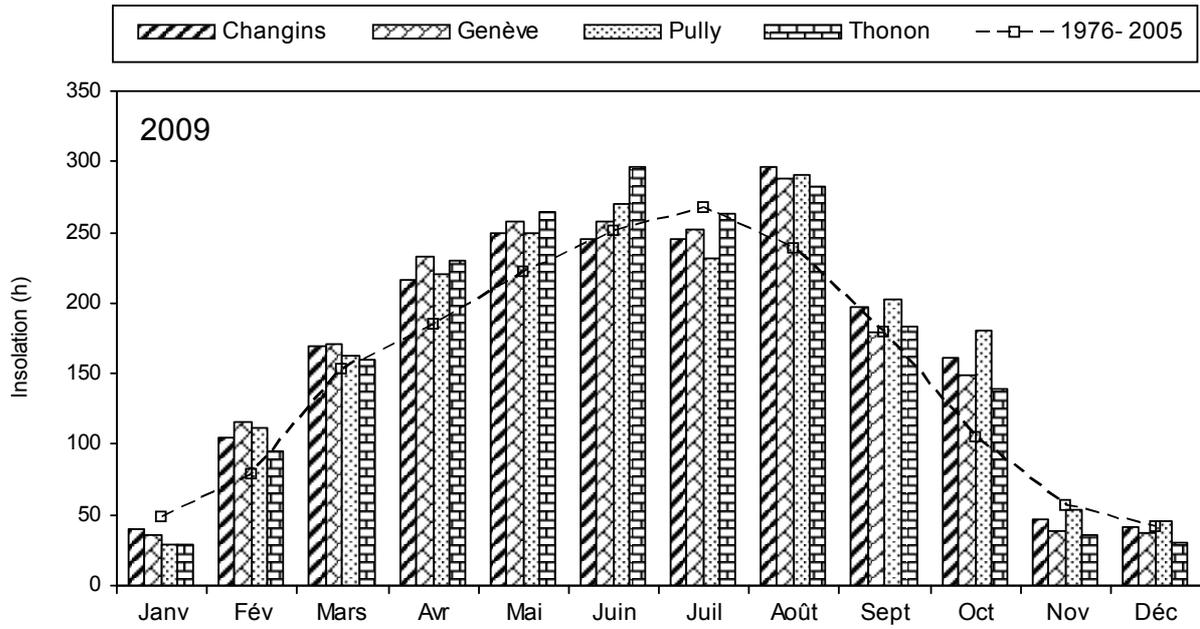


Figure 3.1 : Moyenne mensuelle de l'insolation de chaque station en 2009 (histogramme) et celle de Thonon pendant la période 1976-2005.

Figure 3.1 : Monthly insolation at each station in 2009 (histogram), and that of at Thonon for the period 1976-2005.

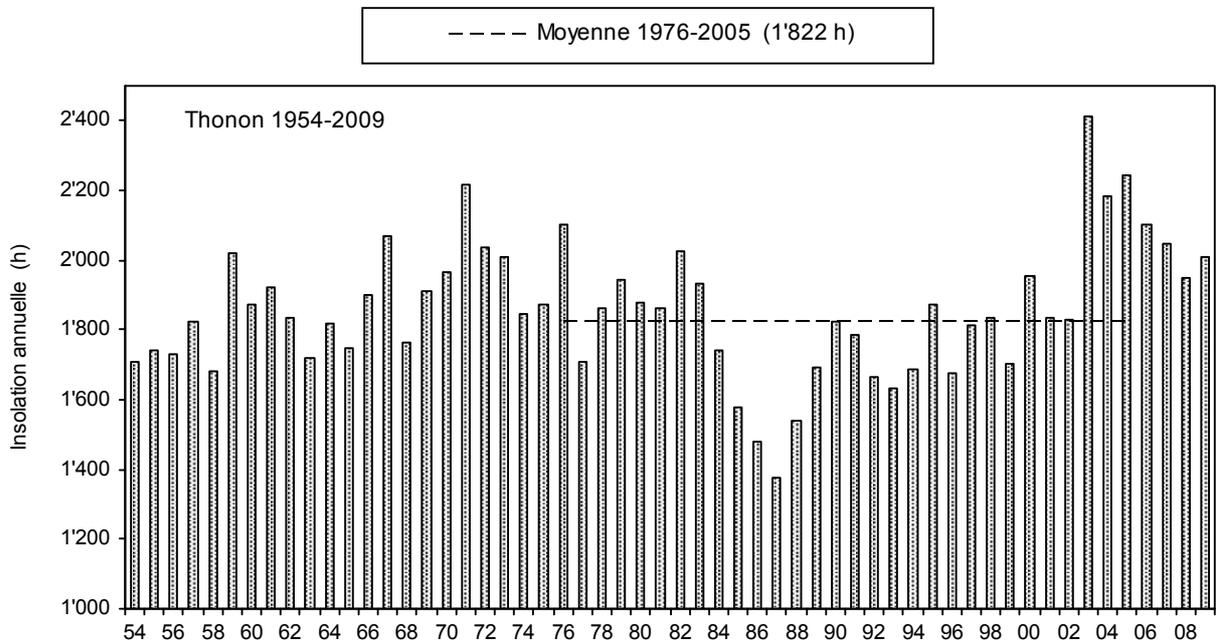


Figure 3.2 : Insolation annuelle à Thonon depuis 1954.

Figure 3.2 : Annual insolation at Thonon since 1954.

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 pyranomètres, 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 2009 est de $13.2 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$.

Tableau 4.1 : Rayonnement global mensuel à chaque station en 2009 (moyenne journalière en $\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$).

Table 4.1 : Global monthly solar irradiation at each station in 2009 ($\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Thonon
Janvier	3.11	3.46	3.72	2.4	3.1
Février	7.95	7.69	7.43	6.5	5.8
Mars	12.36	12.53	11.67	11.2	10.6
Avril	17.80	18.06	17.46	17.6	15.3
Mai	21.18	22.13	20.83	21.1	18.5
Juin	23.68	23.68	23.51	24.0	20.9
Juillet	22.39	21.52	21.26	21.33	21.3
Août	21.69	21.69	21.00	20.65	18.2
Septembre	14.43	14.87	14.87	13.48	13.1
Octobre	9.51	9.94	10.46	8.60	7.2
Novembre	3.89	3.98	4.49	3.30	3.7
Décembre	2.85	2.85	3.37	2.20	2.5
Moyenne annuelle	13.4	13.5	13.3	12.7	11.7

Pour Thonon en 2009, le rayonnement global annuel obtenu est de $4'647.2 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-2}$, ce qui classe l'année 2009 cinquième sur la période 1971-2009 (Tableau 4.2, figure 4.2).

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

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

Années	Rayonnement global total annuel	Années	Rayonnement global total annuel
1980	4'170.7	1995	4'351.4
1981	4'216.6	1996	4'113.7
1982	4'472.0	1997	4'306.1
1983	4'220.9	1998	4'290.6
1984	4'011.5	1999	4'123.9
1985	4'006.5	2000	4'501.7
1986	3'850.7	2001	4'319.4
1987	3'700.9	2002	4'344.1
1988	3'943.2	2003	5'212.2
1989	4'195.8	2004	4'853.6
1990	4'293.7	2005	4'857.5
1991	4'291.3	2006	4'723.1
1992	4'096.8	2007	4'635.3
1993	4'038.2	2008	4'448.4
1994	4'102.9	2009	4'647.2

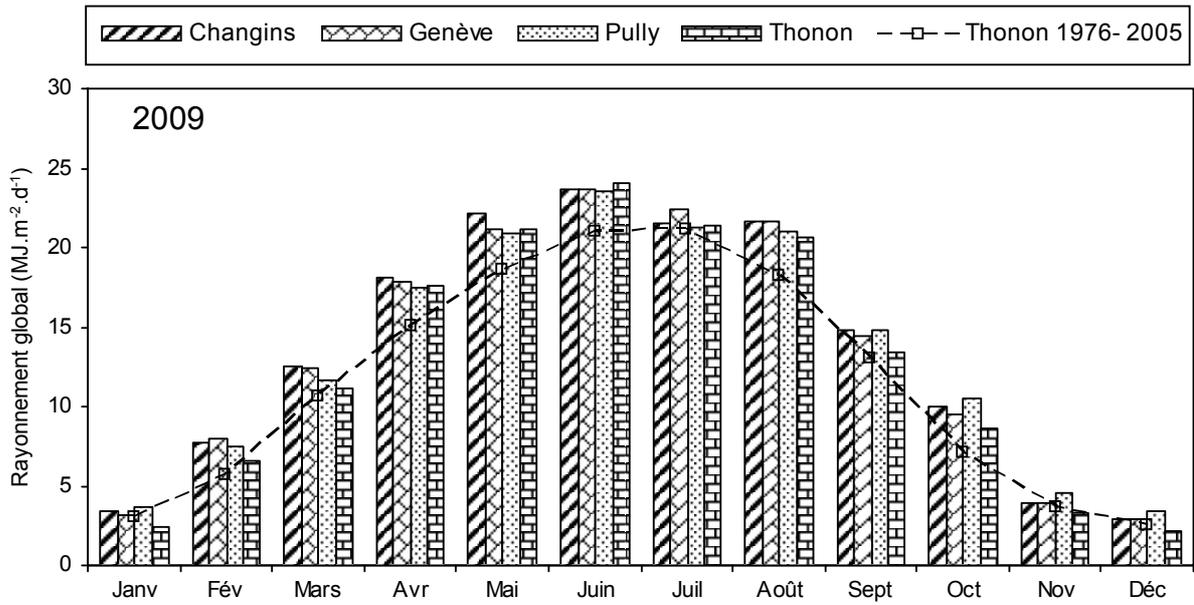


Figure 4.1 : Moyenne mensuelle du rayonnement global de chaque station en 2009 (histogramme) et celle de Thonon pendant la période 1976-2005.

Figure 4.1 : Mean monthly global solar irradiation at each station in 2009 (histogram), and that at Thonon for the period 1976-2005.

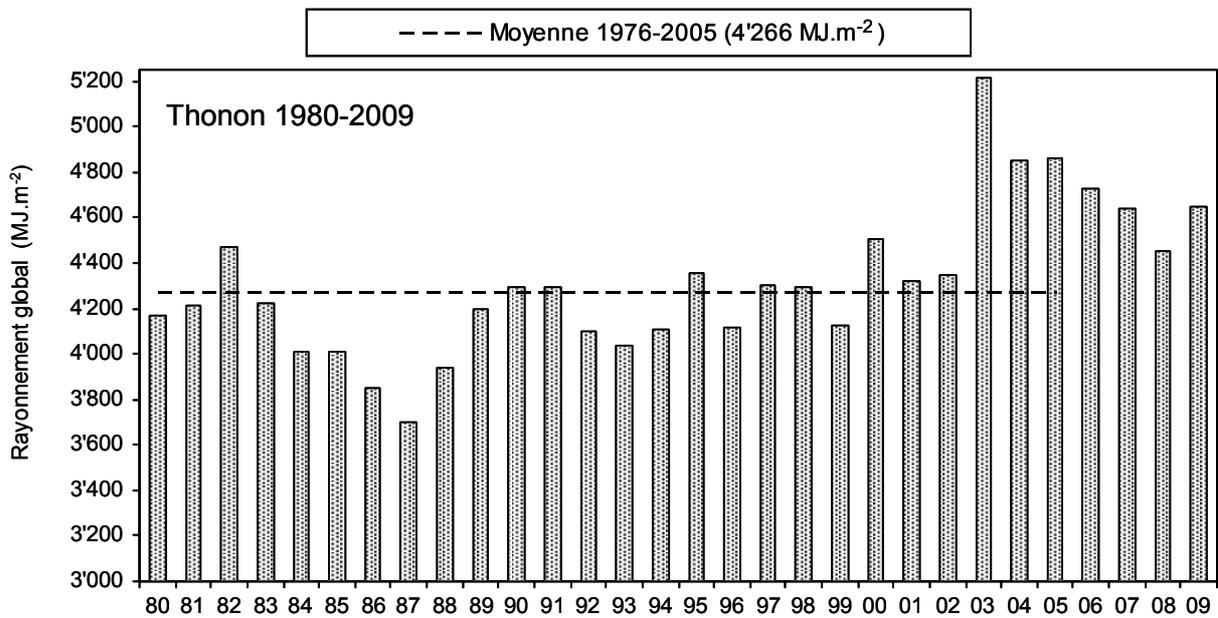


Figure 4.2 : Rayonnement global annuel à Thonon.

Figure 4.2 : Global annual solar irradiation at Thonon.

6. VENT

6.1 Vitesse du vent

A Changins, station de référence, à part les mois de mars et juin, les vitesses moyennes du vent des autres mois de l'année 2009 sont moins élevées que la moyenne de la période 1981-2005 (Tableau 5.1, figure 5.1 et Tableau 5.2).

Tableau 5.1 : Moyenne mensuelle de la vitesse du vent en 2009 ($m \cdot s^{-1}$).

Table 5.1 : Mean monthly wind speeds in 2009 ($m \cdot s^{-1}$).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Changins 1981-2005
Janvier	2.2	2.5	1.7	2.7	2.4
Février	1.9	2.2	1.4	1.8	2.8
Mars	3.3	3.6	1.9	2.6	3.2
Avril	1.9	2.2	1.7	1.4	3.4
Mai	2.5	2.5	1.7	1.8	2.9
Juin	2.8	3.3	1.9	2.3	2.9
Juillet	2.2	2.5	1.7	1.7	2.8
Août	1.9	2.2	1.7	1.6	2.6
Septembre	2.2	2.5	1.7	1.9	2.7
Octobre	2.2	2.5	1.7	2.4	2.4
Novembre	2.5	2.2	1.7	1.9	2.5
Décembre	2.2	2.5	1.7	2.5	2.6
Moyenne annuelle	2.3	2.6	1.7	2.1	2.8

Pour l'année 2009 à Changins, il a été enregistré 22 jours de vent fort ($> 5 m \cdot s^{-1}$) (figure 5.2). Il y a eu de plus en 2009, 4 jours où la vitesse du vent a été enregistrée à $4.99 m \cdot s^{-1}$ (que l'on peut intégrer au nombre de jours à vent fort, car les données de vent sont fournies arrondies et en km/h).

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

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

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

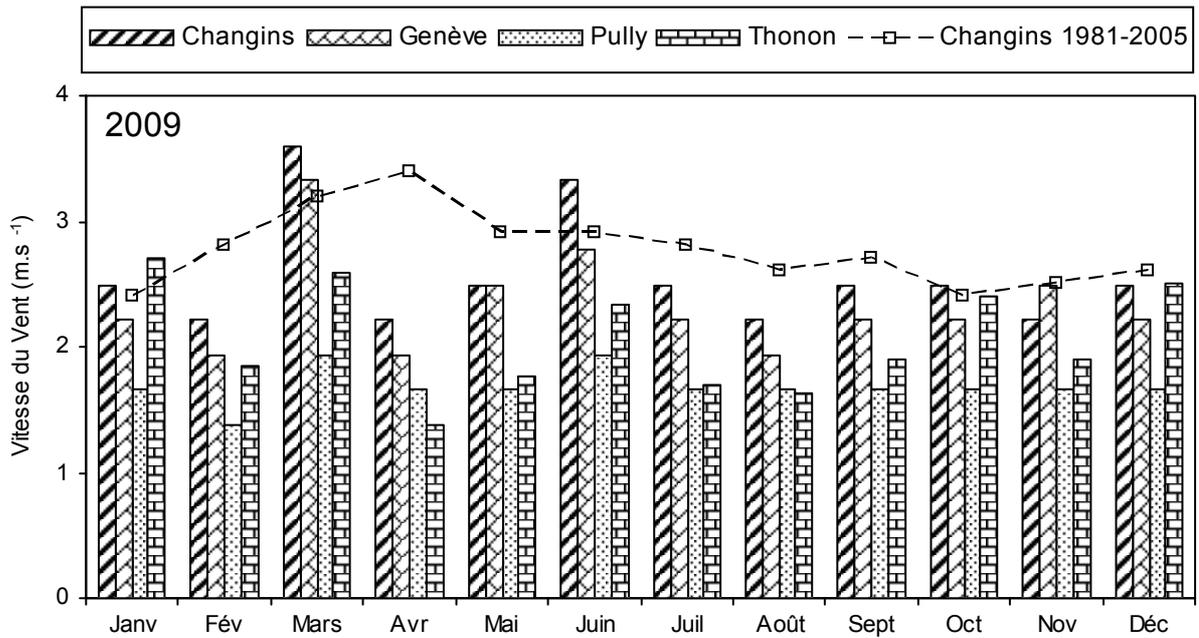


Figure 5.1 : Moyenne mensuelle de la vitesse de vent de chaque station en 2009 (histogramme) et celle de Changins pendant la période 1981-2005.

Figure 5.1 : Mean monthly wind speeds at each station in 2009 (histogram), and at Changins for the period 1981-2005.

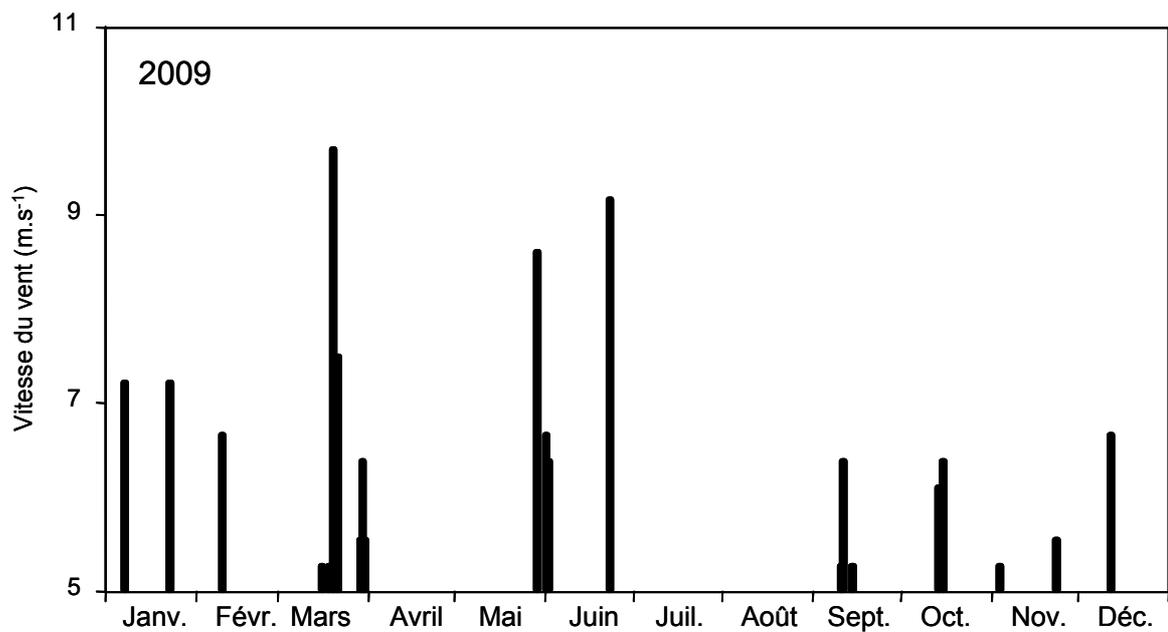


Figure 5.2 : Répartition annuelle (en 2009) des vents forts (> 5 m.s⁻¹) à Changins.

Figure 5.2 : Annual distribution (in 2009) of strong winds (> 5 m.s⁻¹) at Changins.

6.2 Rose des vents

Pour l'année 2009 à Changins, 58.2 % des vents (figure 5.3) se répartissent principalement selon le demi-cercle S-N et avec seulement 13.5 % de ceux-ci dans le secteur E-S. 12.4 % sont des vents supérieurs à $5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, 59.7 % de ces vents sont d'origine N-E ; alors que 26.6 % sont d'origine opposée S-O.

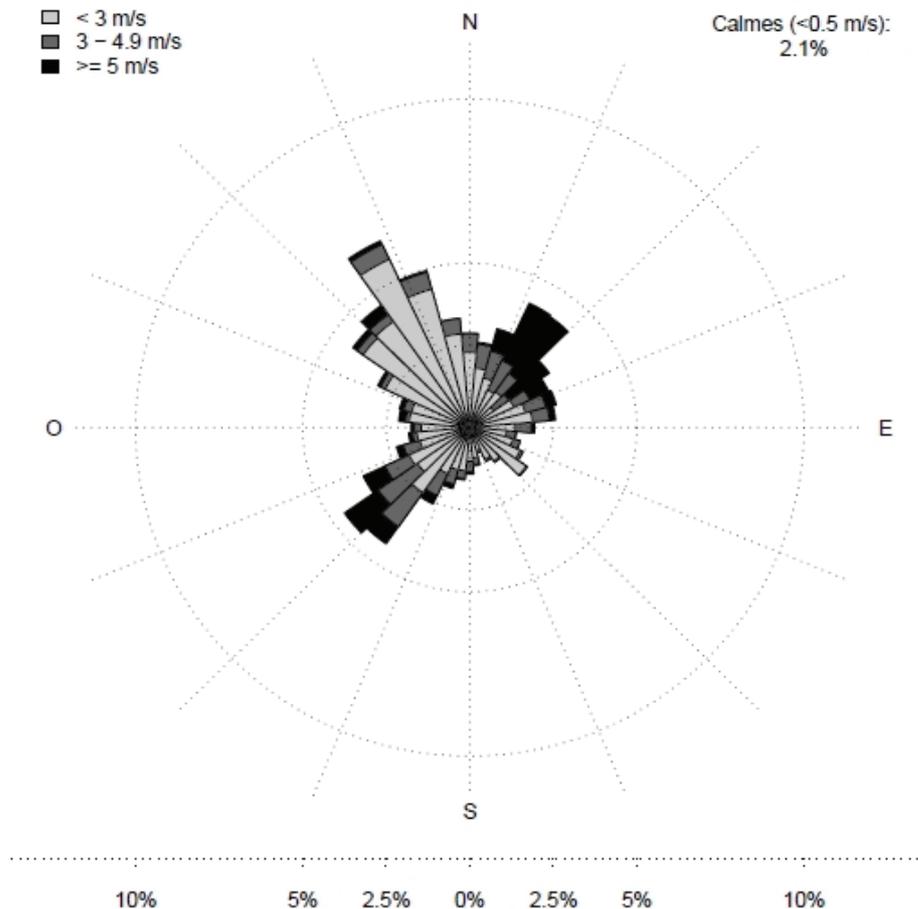


Figure 5.3 : Rose des vents moyens à Changins en 2009 (calculée en moyennes horaires de la vitesse du vent - échelle : % d'occurrence).

Figure 5.3 : Wind directions at Changins in 2009 (calculated as the hourly mean wind-scale velocity : % occurrence).

7. SYNTHÈSE DES CONDITIONS CLIMATIQUES

L'année climatique 2009 sur les rives du Léman suit la tendance des dernières années : elle peut être considérée comme une année relativement chaude, avec 11.3°C de moyenne inter-stations. Avec 850 mm de précipitations, 2009 s'avère être une année peu pluvieuse. L'insolation et le rayonnement global sont supérieurs à leurs moyennes (2'021 au lieu de 1'841h). L'année 2009 peut être considérée comme moyennement venteuse.

BIBLIOGRAPHIE

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

ÉVOLUTION PHYSICO-CHEMIQUE DES EAUX DU LÉMAN

PHYSICAL-CHEMICAL CHANGES IN THE WATERS OF LAKE GENEVA

Campagne 2009

PAR

Jérôme LAZZAROTTO

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

François RAPIN

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

RÉSUMÉ

L'hiver 2008-2009 a été froid, mais n'a pas permis une homogénéisation complète de la masse d'eau. Le brassage a atteint 150 m en février 2009. A cette date, lors de ce brassage partiel, les eaux du fond du lac sont faiblement réoxygénées avec 4.11 mgO₂/L.

Le stock de phosphore remis à disposition dans les couches superficielles est rapidement consommé. Les concentrations de nutriments suggèrent une limitation du phytoplancton par le phosphore dès la mi-mars. La période d'eau claire est nettement marquée avec 10.9 m le 25 mai 2009.

Durant la phase automnale, un important pic de Mougeotia gracillima est à l'origine de fortes concentrations de carbone, phosphore et azote particulaires.

Le stock contenu dans le lac en phosphore continue de diminuer, la concentration moyenne en phosphore total est de 22.8 µgP/L.

ABSTRACT

The winter of 2008-2009 was cold, but did not permit complete mixing of the water mass. Churning reached a depth of 150 m in February 2009. At this date, during this partial churning, the water at the bottom of the lake was slightly reoxygenated and contained 4.11 mgO₂/L.

The phosphorus reserve that had been made available again in the surface layers was soon used up. The nutrient concentrations suggest that the phytoplankton was phosphorus-limited from mid March. The clear-water phase was clearly marked, with a value of 10.9 m on 25 May 2009.

During the autumnal phase, a major peak of Mougeotia gracillima gave rise to high concentrations of particulate carbon, phosphorus and nitrogen.

The total phosphorus reserve continued to fall; the mean concentration was 22.8 µgP/L.

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 traitera 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, le prochain est prévu pour la campagne 2010.

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).

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 19 campagnes de prélèvements en 2009, réparties selon les dates indiquées dans le Tableau 1.

Les prélèvements sont effectués selon des techniques uniformisées par l'INRA-UMR CARRTEL 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 CARRTEL 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 2009 par les différents laboratoires sont concordants (STRAWCZYNSKI, 2010). 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.

De plus, 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 multiparamètre immergeable (BLANC et *al.*, 1993). La figure 2 représente deux profils de sonde effectués à deux périodes distinctes : le 2 mars 2009 lors du brassage partiel (le pic d'oxygène à 225 m n'a pas d'explication claire, il peut provenir d'un apport par les rivières ou d'une hétérogénéité dans le brassage des eaux) et le 20 juillet 2009 alors que l'activité phytoplanctonique est importante.

Tableau 1 : Dates des campagnes de prélèvement.

Table 1 : Dates of the sampling campaigns.

Campagne n°	Date	Campagne n°	Date
1	21 janvier 2009	11	6 juillet 2009
2	16 février 2009	12	20 juillet 2009
3	2 mars 2009	13	13 août 2009
4	17 mars 2009	14	31 août 2009
5	6 avril 2009	15	9 septembre 2009
6	21 avril 2009	16	21 septembre 2009
7	12 mai 2009	17	6 octobre 2009
8	25 mai 2009	18	16 novembre 2009
9	18 juin 2009	19	7 décembre 2009
10	29 juin 2009		

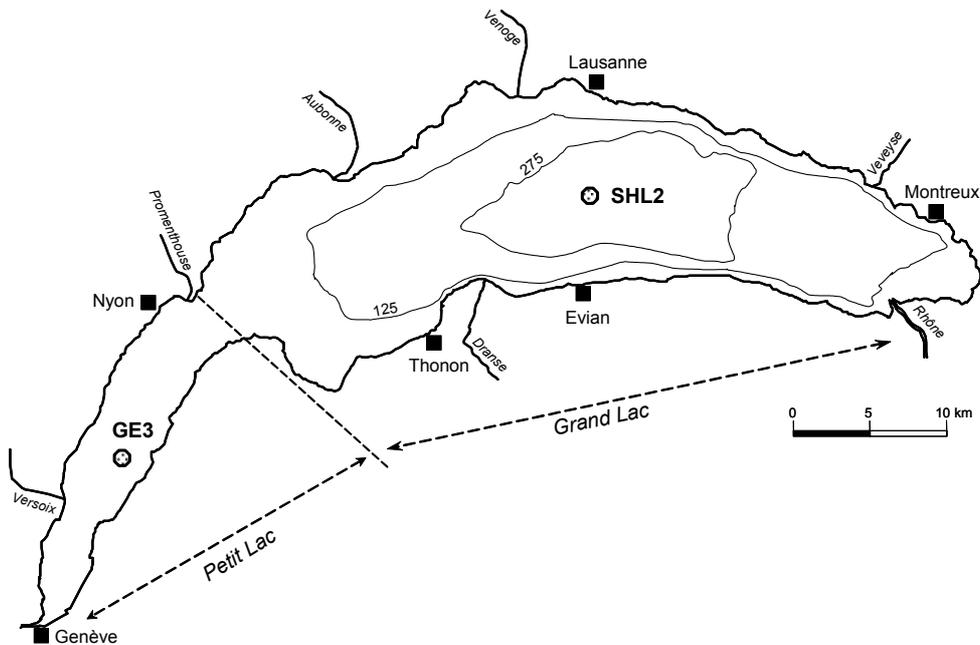


Figure 1 : Situation des points de prélèvement.
Figure 1 : Location of the sampling stations.

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

L'hiver 2008-2009 a été plus froid que les années précédentes, la température de l'air a été négative durant la majorité du mois de janvier (QUETIN, 2010).

Cet hiver froid n'a cependant pas permis une homogénéisation thermique. Le minimum de température est atteint le 16 février avec 5.91°C en surface. Ce refroidissement est plus important que les deux années précédentes (6.4°C et 6.9°C). La température du fond est stable toute l'année entre 5.53 et 5.54°C. Ce refroidissement de la surface et les vents assez intenses (QUETIN, 2010) permettent un brassage partiel du lac au mois de février jusqu'à 150 m. Ce brassage, bien que partiel, est plus important que les deux années précédentes où il n'a pas dépassé 100 m.

Ce brassage permet la réoxygénation partielle de la colonne d'eau avec 9.94 mgO₂/L à 200m, puis la concentration chute pour atteindre 4.11 mgO₂/L au fond. A partir du mois de mars, la stratification thermique débute avec un épilimnion jusqu'à 7.5 m.

Les figures 3 à 7 représentent l'évolution saisonnière et interannuelle de la température de l'air et des eaux du lac. Les températures moyennes à 50 et 100 m sont à la baisse cette année, alors qu'à 200 m et au fond, la température continue d'augmenter depuis 2006, année du dernier brassage total. La figure 6 indique une dynamique de stratification plus graduelle de 0 à 20 m, alors qu'en 2008, la couche 0-10 m était homogène en température.

La température maximale observée est de 24.3°C en surface le 18 juin 2009. La température moyenne des eaux de surface est nettement supérieure en 2009 par rapport à 2008. Cependant, l'épaississement de l'épilimnion à partir du printemps est moins important que les années précédentes comme on peut l'observer sur la figure 7.

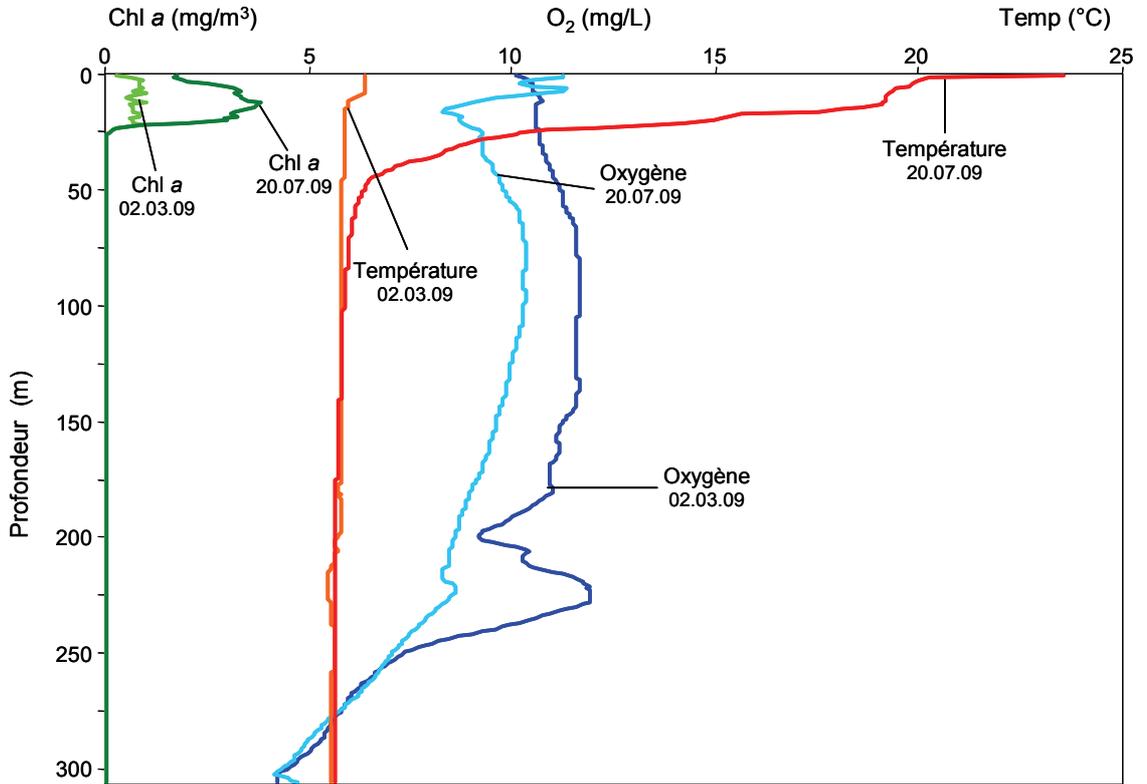


Figure 2 : Profil physico-chimique à SHL2 mesuré avec une sonde multiparamètres lors du brassage partiel (02.03.2009) et lors de la stratification thermique (20.07.2009).

Figure 2 : Multi-parameter Water Quality Logger profile at SHL2 : 2. March 2009 (during churning) and 20. July 2009 (during thermal stratification).

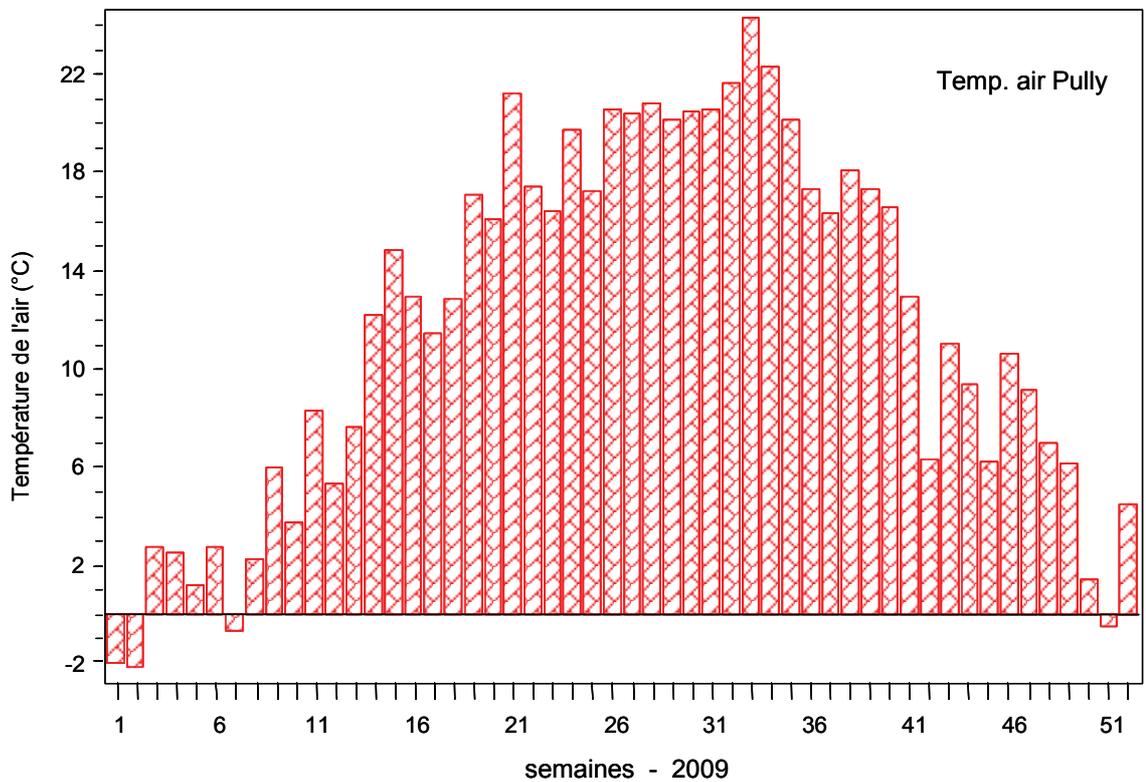


Figure 3 a : Température moyenne hebdomadaire de l'air à la station de Pully en 2009.

Figure 3 a : Mean weekly air temperature at the Pully station in 2009.

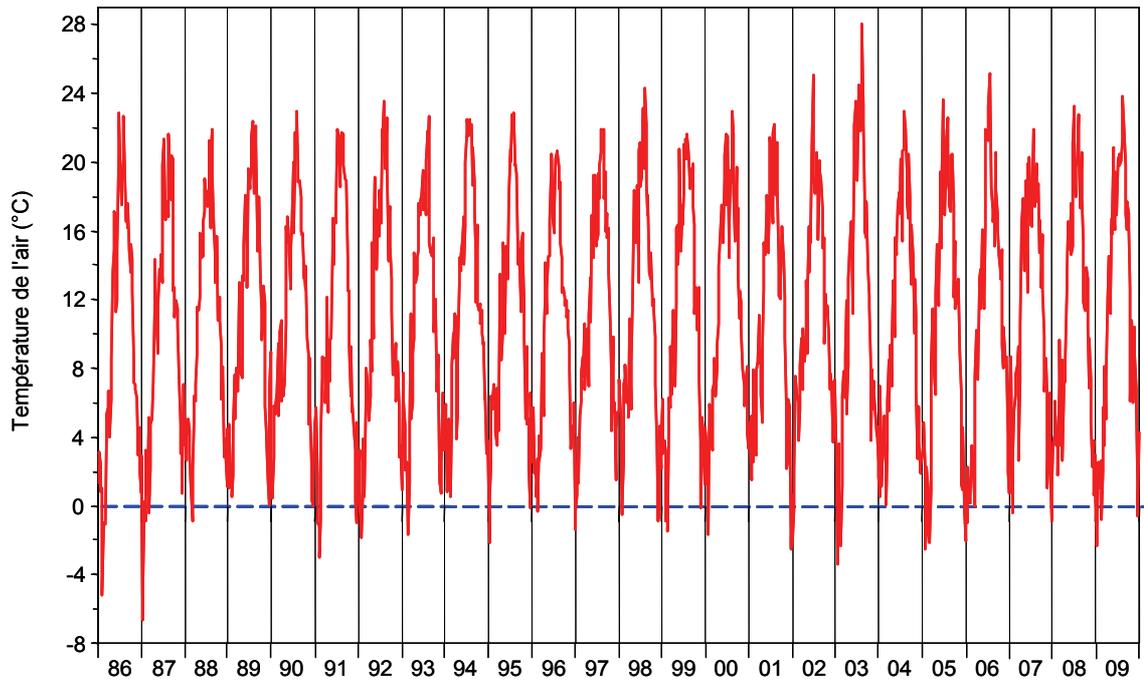


Figure 3 b : Température moyenne hebdomadaire de l'air à la station de Pully de 1986 à 2009.
Figure 3 b : Mean weekly air temperature at the Pully station from 1986 to 2009.

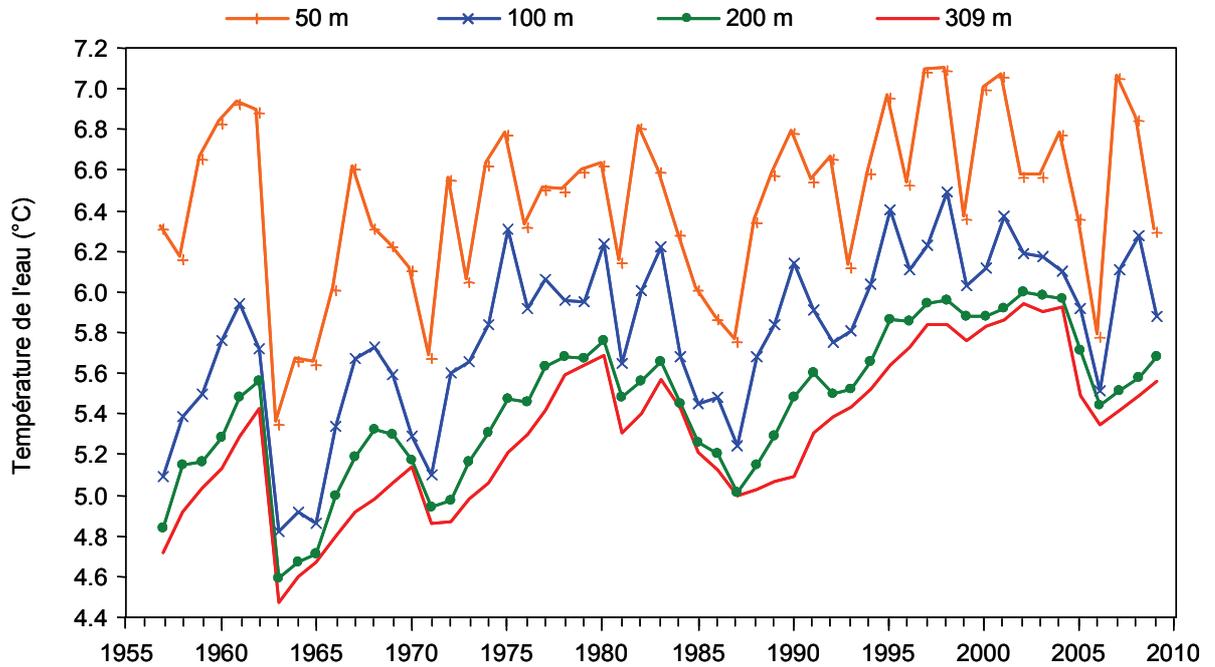


Figure 4 : Evolution de la température moyenne de l'eau aux profondeurs 50, 100, 200 et 309 mètres dans le Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 4 : Change in the mean annual water temperature at depths of 50, 100, 200 and 309 meters, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

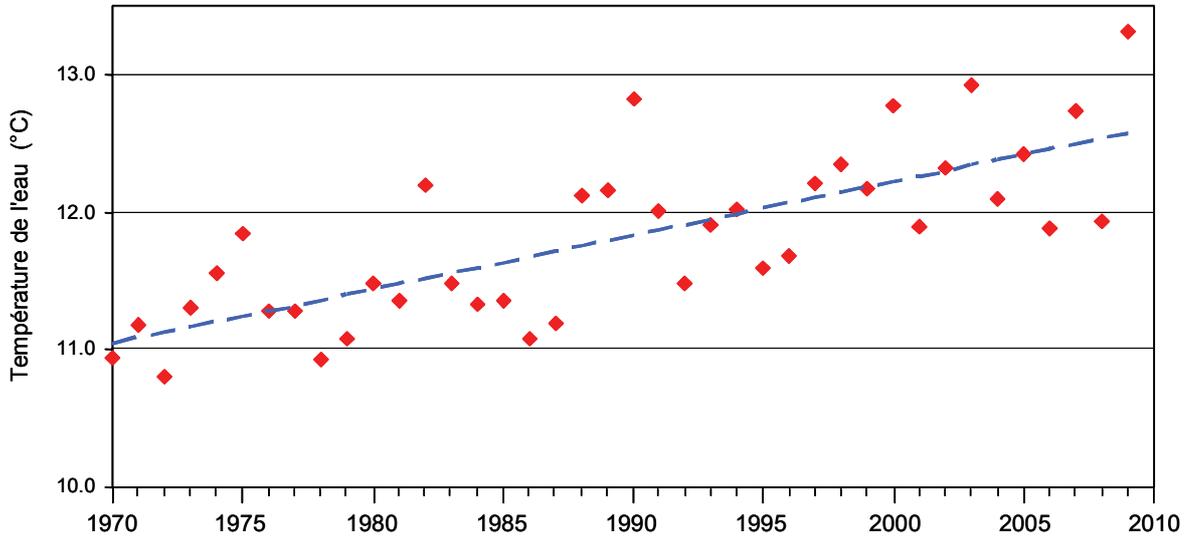


Figure 5 : Evolution de la température moyenne annuelle de l'eau du Léman à 5 mètres de profondeur - Grand Lac (SHL2).

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

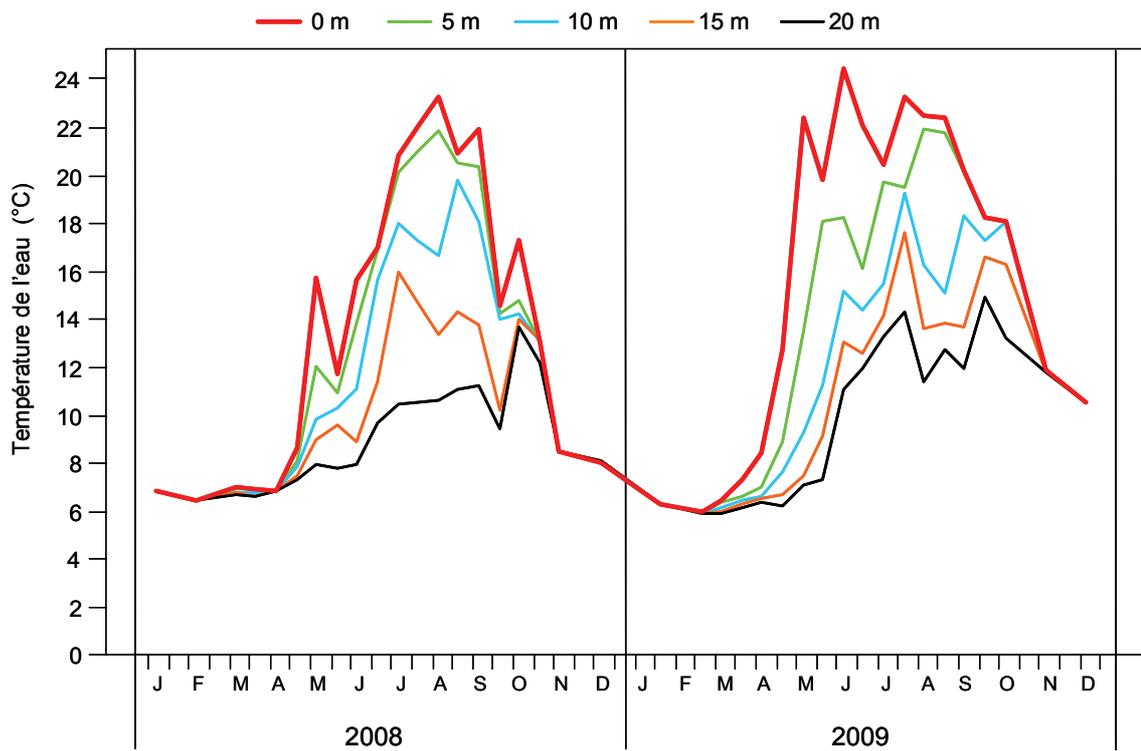


Figure 6 : Température de l'eau des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m) Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 6 : Temperature of the water in the surface layers (0, 5, 10, 15 et 20 m) Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

Température (°C) - Léman / Grand Lac (SHL 2) - 1996 à 2009

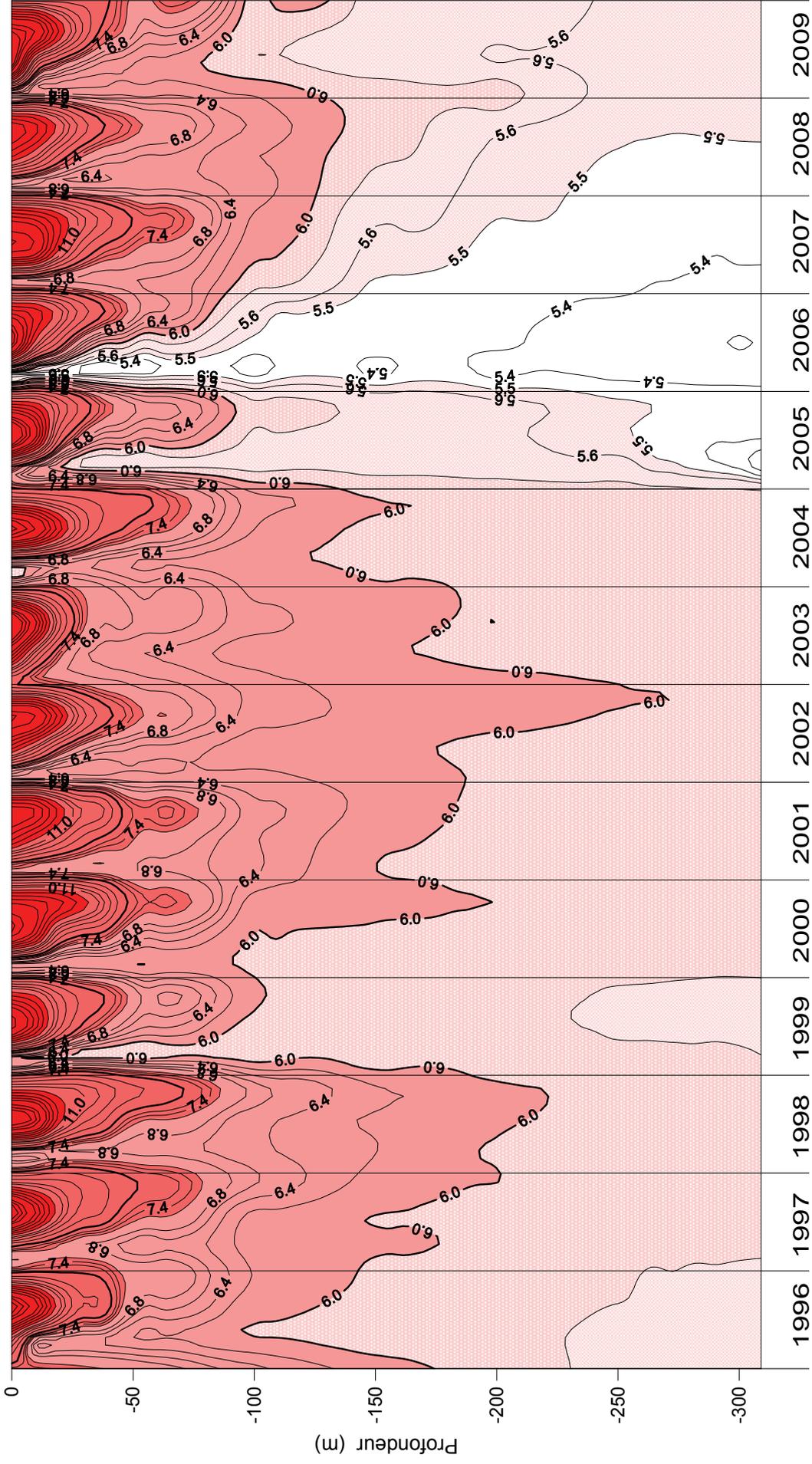


Figure 7 : Température des eaux du Léman (Grand Lac - SHL2) en fonction de la profondeur.,
Figure 7 : Water temperature in Lake Geneva (Grand Lac - SHL2) as a function of depth.

3. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES

Le brassage permet de remettre à disposition les nutriments dans la colonne d'eau à partir des couches profondes. Ce brassage n'étant que partiel, la redistribution des nutriments est effectuée sur une plus faible partie de la colonne d'eau que lors des brassages complets, surtout pour le phosphore.

Au moment du brassage partiel des eaux, la concentration en phosphore réactif soluble varie entre 16 et 18 $\mu\text{gP/L}$ jusqu'à 150 m. L'effet du brassage est donc beaucoup plus important qu'en 2007 (10 à 12 $\mu\text{gP/L}$ dans les 50 premiers mètres) et 2008 (figures 8 et 27). Les concentrations en phosphore réactif soluble restent identiques jusqu'à 150 m lors de la campagne suivante au début mars. Elles chutent ensuite lors de la campagne du 17 mars, ce qui coïncide avec l'augmentation de l'activité photosynthétique du phytoplancton (TADONLEKE, 2010). La figure 9 permet d'observer la consommation du phosphore réactif soluble par l'activité phytoplanctonique printanière. La concentration dans les couches superficielles diminue jusqu'à l'état de trace le 21 avril avec moins de 5 $\mu\text{gP/L}$ jusqu'à 20 m. L'épaisseur de cette couche à faible concentration de phosphate augmente au cours de l'année pour atteindre 50 m en décembre. La figure 27 montre que depuis 2007, cette couche est significativement plus importante qu'entre 1996 et 2006. L'activité phytoplanctonique est, comme précédemment, limitée par la concentration en phosphore réactif soluble de la zone trophogène.

La figure 10 représente l'évolution depuis 1996 du stock en phosphore total et en phosphore réactif soluble dans les couches 0-50 m et 0-30 m, soit dans les couches où il est disponible pour l'activité phytoplanctonique. Le stock en phosphore réactif soluble, directement biodisponible, en 2009 est dans la tendance globale de diminution depuis 1996 mais est plus important que les deux années précédentes. Cette évolution est dépendante de l'intensité des brassages de l'année en cours et de l'année précédente mais n'est pas affectée par le phénomène de relargage. Le stock de phosphore disponible est plus explicatif de l'activité phytoplanctonique et son évolution à long terme est plus cohérente avec l'évolution des moyennes annuelles de production primaire et de chlorophylle a que l'évolution du stock total, année exceptionnelle de 2007 mise à part (cf. figure 3, TADONLEKE, 2010).

Le comportement des autres nutriments suit celui du. Les concentrations en surface en azote nitrique augmentent depuis la fin de l'hiver 2008 pour atteindre un maximum lors du brassage avec 510 $\mu\text{gN/L}$ jusqu'à 200 m le 16 février, soit une concentration moyenne identique à celle de 2008, mais sur une couche plus importante. Comme pour le phosphore réactif soluble, la concentration en azote nitrique commence à décroître en surface à partir du 17 mars, cette consommation atteint faiblement 20 m (cf. figure 11).

Les figures 12 et 14 indiquent une évolution temporelle similaire pour la concentration de silice. Elle atteint 1.6 mg/L en moyenne jusqu'à 150 m jusqu'en début mars. Puis sa concentration diminue fortement dès l'augmentation de l'activité phytoplanctonique observée vers le 17 mars. La concentration en silice dissoute restera très faible (inférieure à 1.0 mg/L) à partir du 21 avril jusqu'à la fin de l'année en surface. L'épaisseur de la couche inférieure à 1.0 mg/L atteint 35 m en fin d'année.

Les concentrations en carbone organique observées en surface sont cohérentes avec l'évolution temporelle des concentrations des nutriments. Elles augmentent en surface de 0.9 à 1.1 mgC/L le 17 mars, puis continuent d'augmenter pour osciller entre 1.4 et 1.5 jusqu'en octobre, avec un maximum en septembre de 2.1 mgC/L à 10 m.

Sur la figure 19, le carbone organique particulaire, produit par la photosynthèse, augmente aussi à partir du 17 mars, tout comme l'azote et le phosphore particulaires. Le carbone particulaire présente un maximum important en fin septembre.

L'activité phytoplanctonique observée entraîne d'une part la consommation des nutriments pour la production de biomasse chlorophyllienne (figure 15) et d'autre part une diminution brutale de la transparence qui passe de 12.5 m le 2 mars à une valeur minimale de 2.5 m le 21 avril, qui est plus faible qu'en 2008 (3.8 m) (figure 13). Ce minimum de transparence correspond à une prédominance de nanophytoplancton (RIMET, 2010).

L'augmentation de la concentration en oxygène dissous est aussi une conséquence de l'activité phytoplanctonique. Cette augmentation est significative entre le 2 mars et le 17 mars avec 11.7 mgO_2/L en surface. La sursaturation en oxygène est plus importante qu'en 2008, principalement entre 0 et 10 m, elle atteint un maximum de 16.1 mgO_2/L (figures 15 et 16). Cette concentration maximale est très supérieure à l'année précédente et du même ordre qu'en 2007 et 2006.

Suite à cette activité phytoplanctonique printanière, la phase des eaux claires apparaît nettement avec une réaugmentation de la transparence le 12 mai et un maximum de 10.9 m le 25 mai. Cette phase des eaux claires correspond à la consommation du phytoplancton par le zooplancton (PERGA et LAINE, 2010).

L'activité zooplanctonique entraîne une augmentation de la concentration en azote ammoniacal (excrétions, mais aussi excrétions des poissons, dégradation de la matière organique,...)(figure 17). Il est ainsi possible d'observer l'évolution de cette activité dans les couches superficielles. Les concentrations en azote ammoniacal sont très importantes pendant cette phase avec un maximum de 43 $\mu\text{gN/L}$ à 15 m le 25 mai.

Durant la phase des eaux claires, les concentrations en phosphore, carbone et azote particulaires et le carbone organique total diminuent. Elles réaugmentent lors de la campagne du 18 juin.

Avec la reprise de l'activité phytoplanctonique le 18 juin, la transparence diminue à nouveau jusqu'au mois d'octobre et remonte à 10 m en novembre et décembre.

Le phosphore réactif soluble reste à l'état de trace jusqu'à la fin de l'année. La silice réactive et l'azote nitrique recommencent à augmenter en novembre, ce qui entraîne une augmentation du rapport de l'azote minéral sur le phosphore réactif soluble (figure 18). De la même manière, le carbone organique total redescend à des concentrations comparables à celles du début d'année.

Après la phase des eaux claires, l'activité phytoplanctonique a repris de manière intense jusqu'au mois d'octobre. Entre septembre et octobre, le carbone organique total et le carbone particulaire présentent de très fortes concentrations. Ces pics correspondent à la très forte biomasse de *Mougeotia gracillima* (RIMET, 2010).

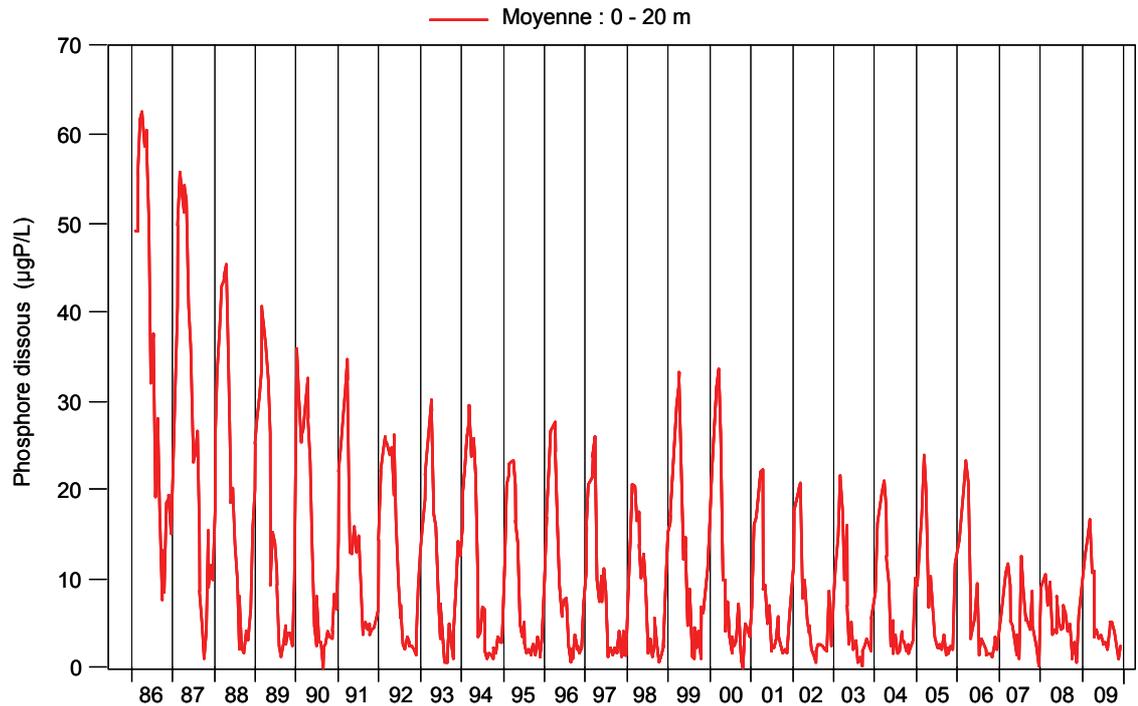


Figure 8 : Concentration en orthophosphate ($P-PO_4^{3-}$) des eaux de la couche superficielle (moyenne 0-20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 8 : Concentrations of dissolved phosphorus ($P-PO_4^{3-}$) in the water of the surface layers (mean-20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

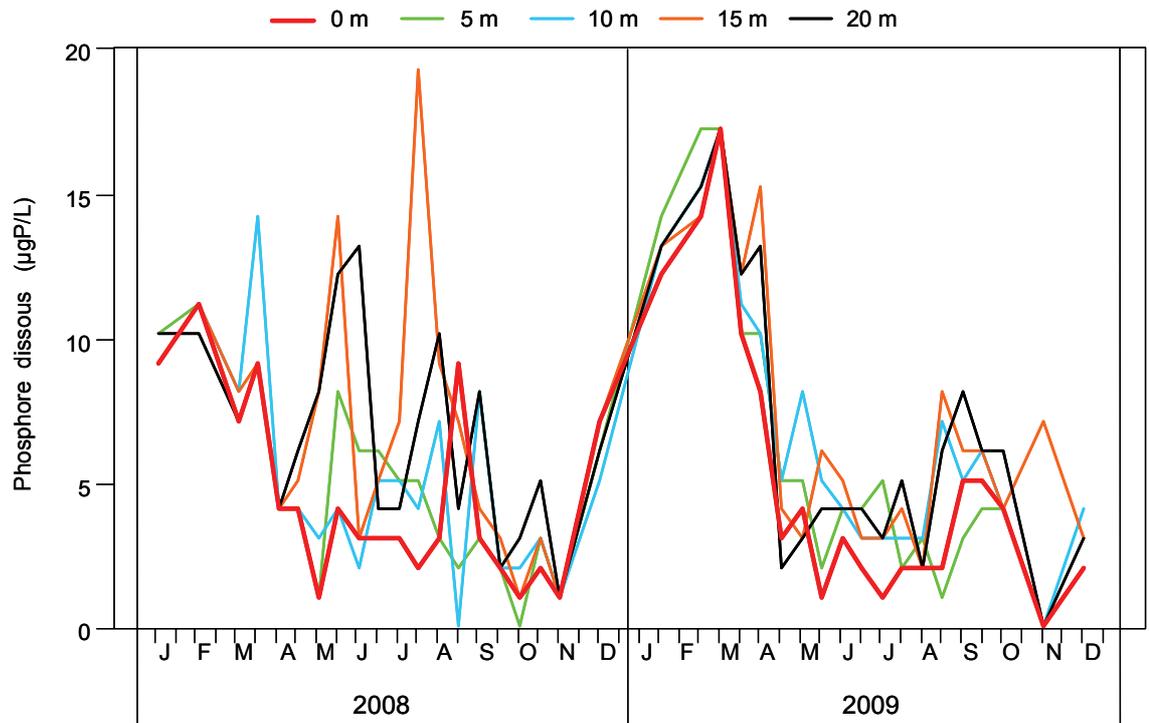


Figure 9 : Concentration en phosphore réactif soluble ($P-PO_4^{3-}$) des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 9 : Concentration of soluble reactive phosphorus ($P-PO_4^{3-}$) in the water of the surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

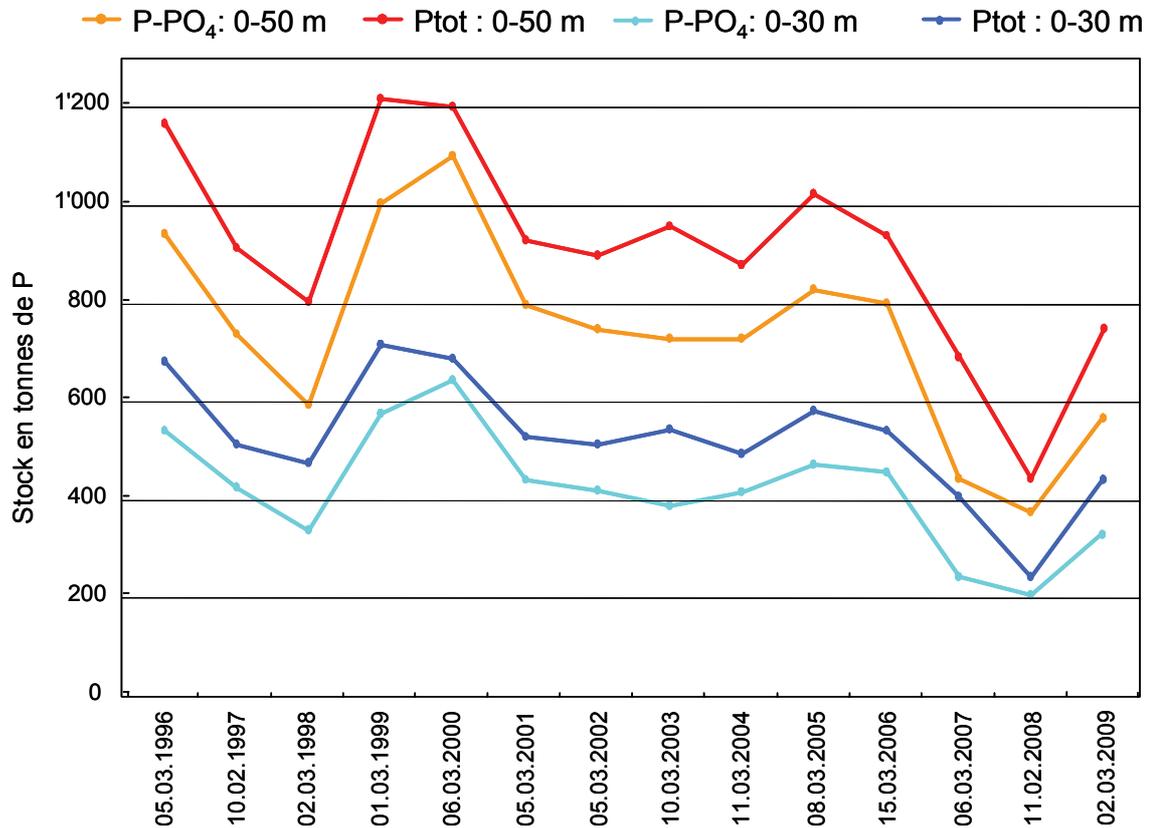


Figure 10 : Stock en phosphore réactif soluble (P-PO₄³⁻) et phosphore total dans les couches 0-30 m et 0-50 m lors du brassage des eaux de 1996 à 2009 (Grand Lac - SHL2).

Figure 10 : Reserve of soluble reactive phosphorus (P-PO₄³⁻) and total phosphorus (Ptot) in the water of the surface layers (0-30 and 0-50 m) during the churning of the water from 1996 to 2009, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

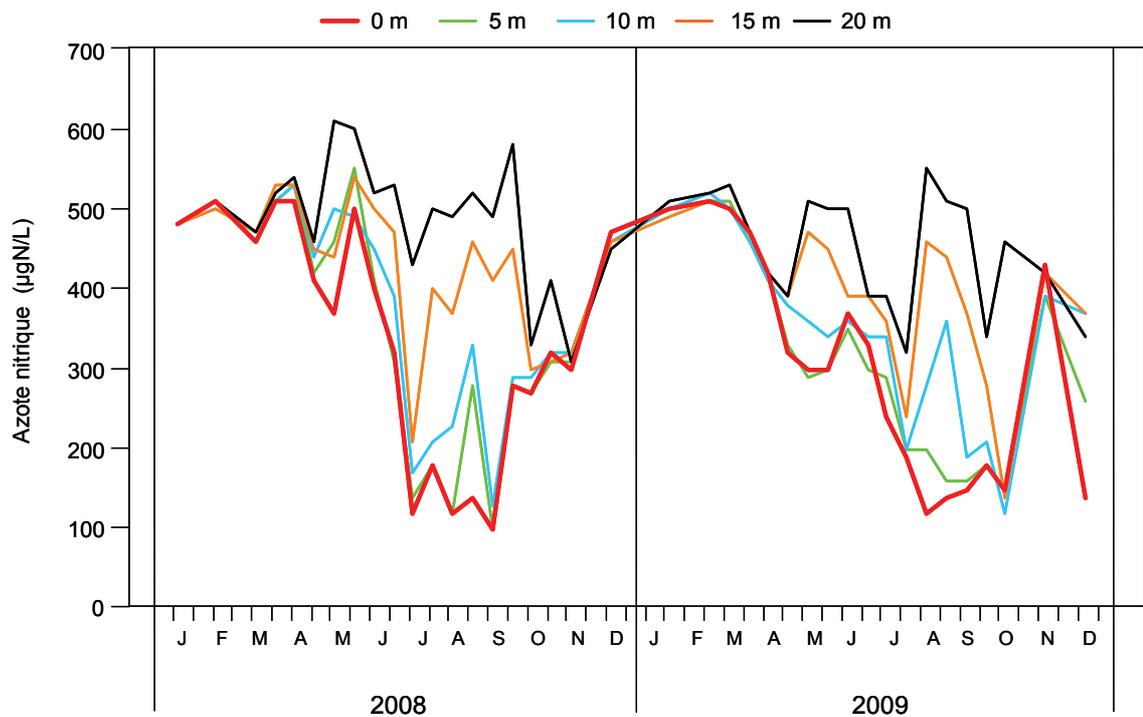


Figure 11 : Concentration en nitrate (N-NO₃⁻) des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 11 : Concentrations of nitrate (N-NO₃⁻) in the water of the surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

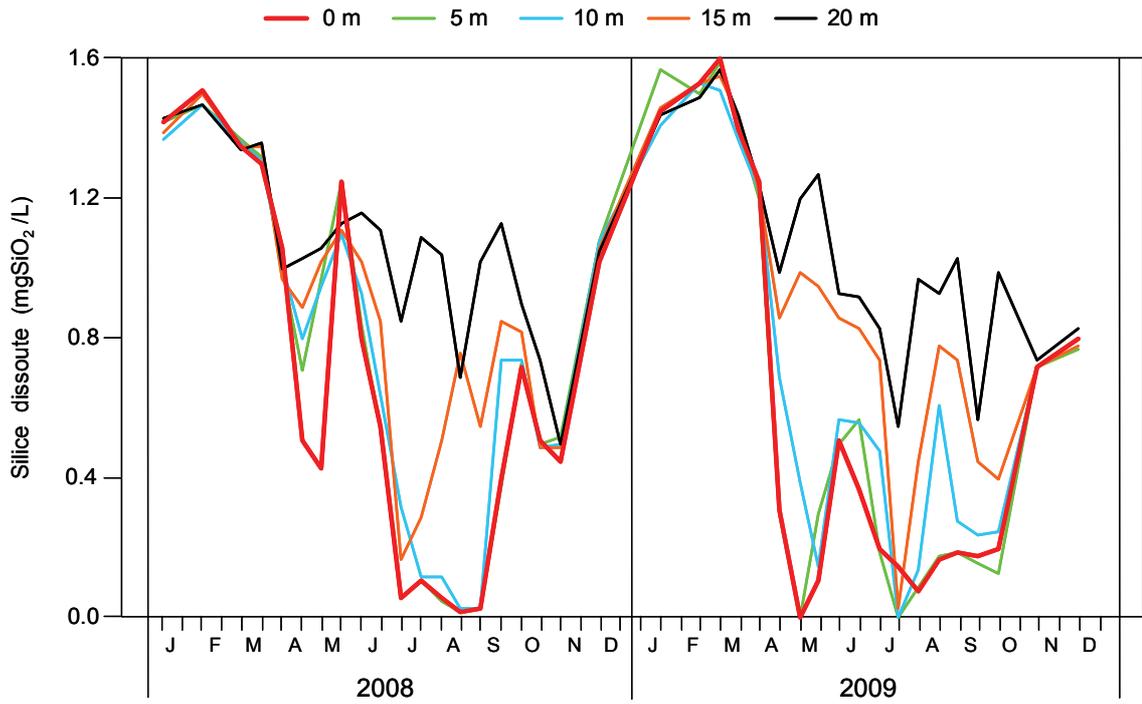


Figure 12 : Concentration en silice (SiO_2) des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

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



Figure 13 : Transparence mesurée avec le disque blanc de 30cm de diamètre, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 13 : Transparency measured using a 30-cm diameter white disc, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

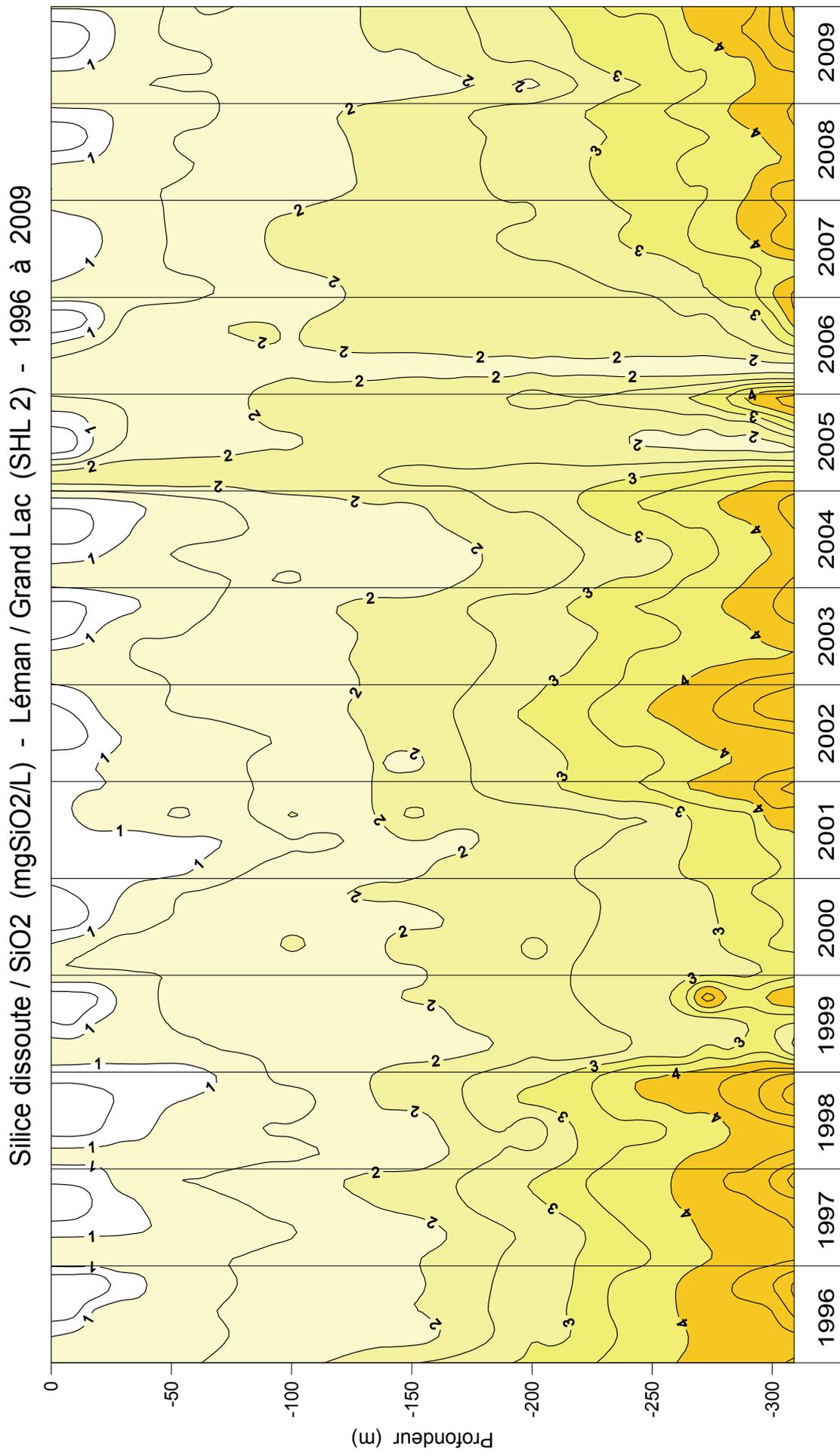


Figure 14 : Concentration en silice dissoute (SiO₂) des eaux du Léman (Grand Lac - SHL2) en fonction de la profondeur.

Figure 14 : Concentration of dissolved silica (SiO₂) in the water of Lake Geneva (Grand Lac - SHL2) as a function of depth.

Chlorophylle a (mgChla / m3) - Léman / Grand Lac (SHL 2) - 1996 à 2009

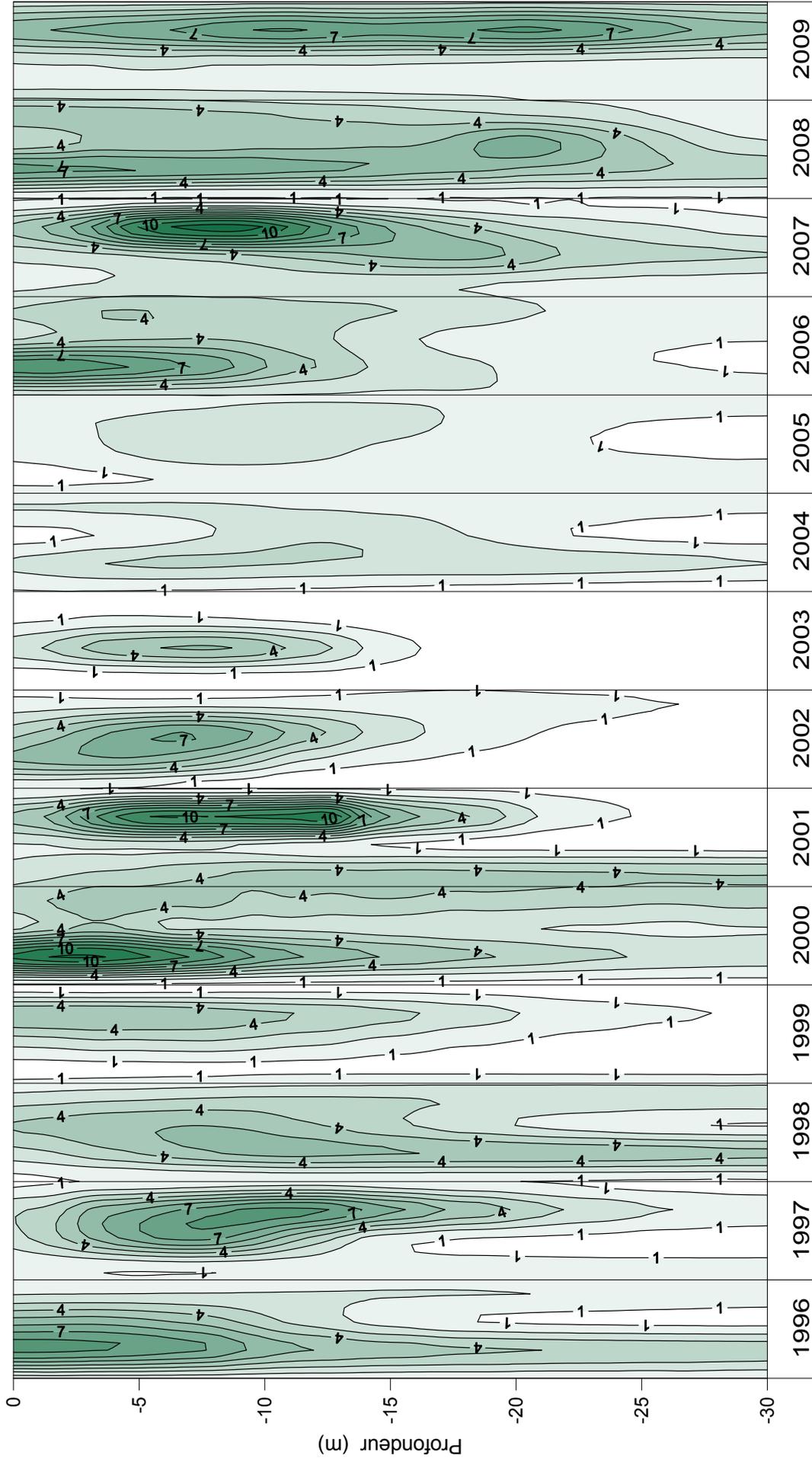


Figure 15 : Concentration en chlorophylle a dans les différentes couches du Léman (Grand Lac - SHL2).

Figure 15 : Concentration of chlorophyll a in the various layers of Lake Geneva (Grand Lac - SHL2).

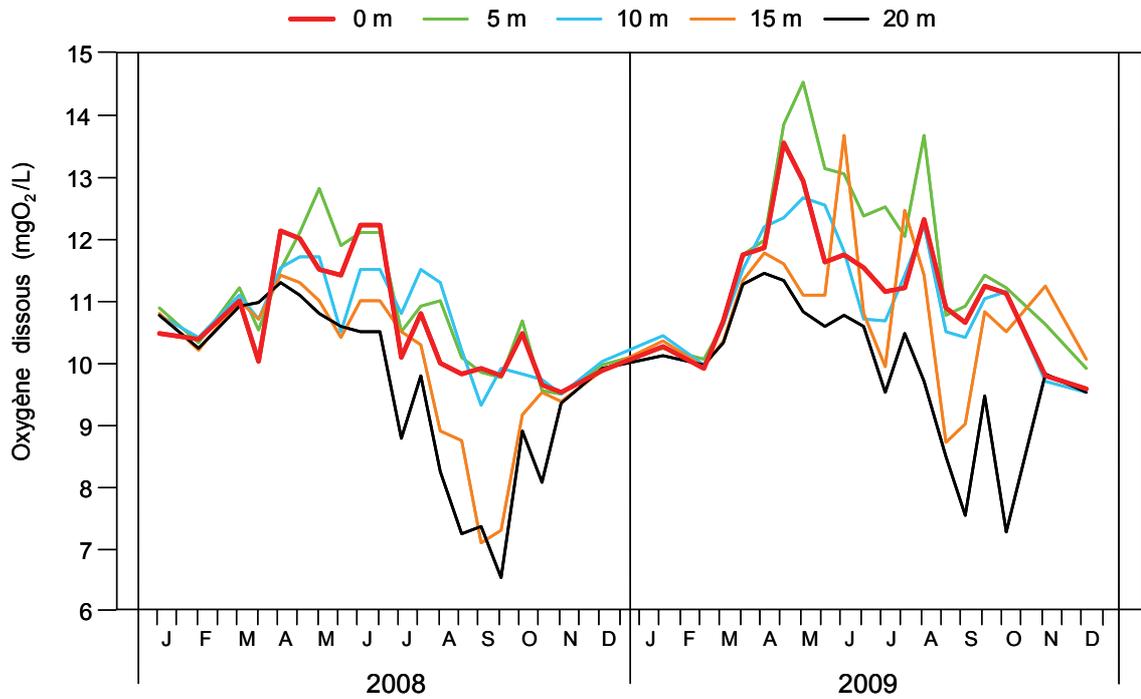


Figure 16 : Concentration en oxygène dissous des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

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

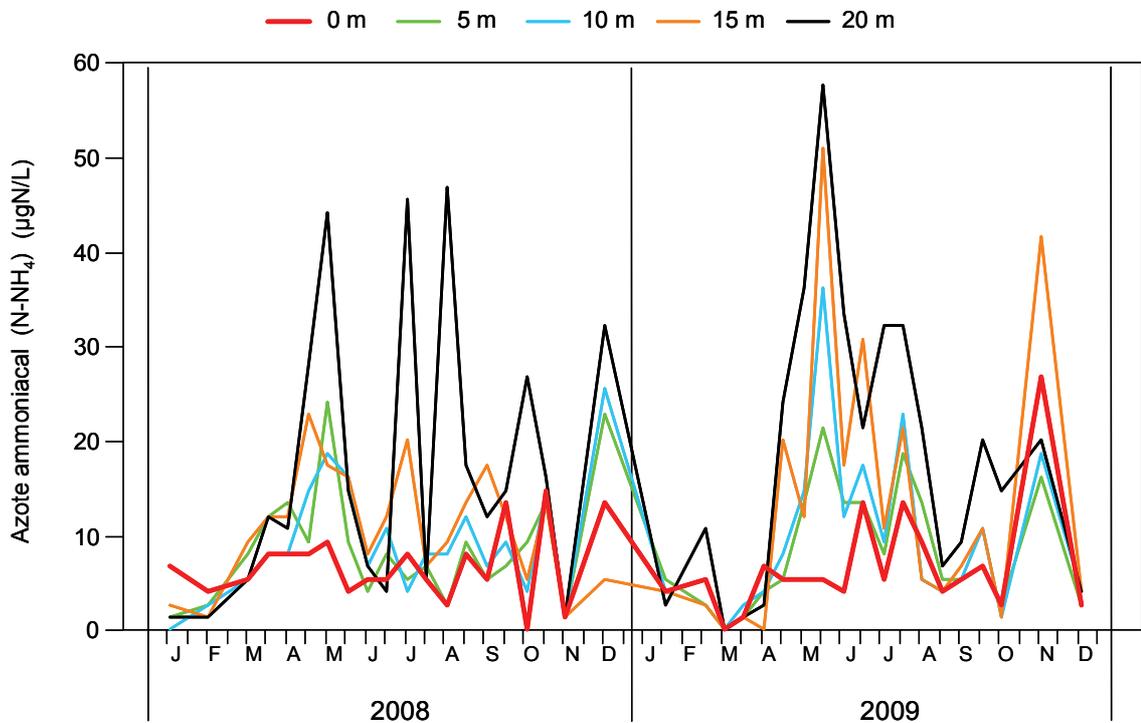


Figure 17 : Concentration en azote ammoniacal des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

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

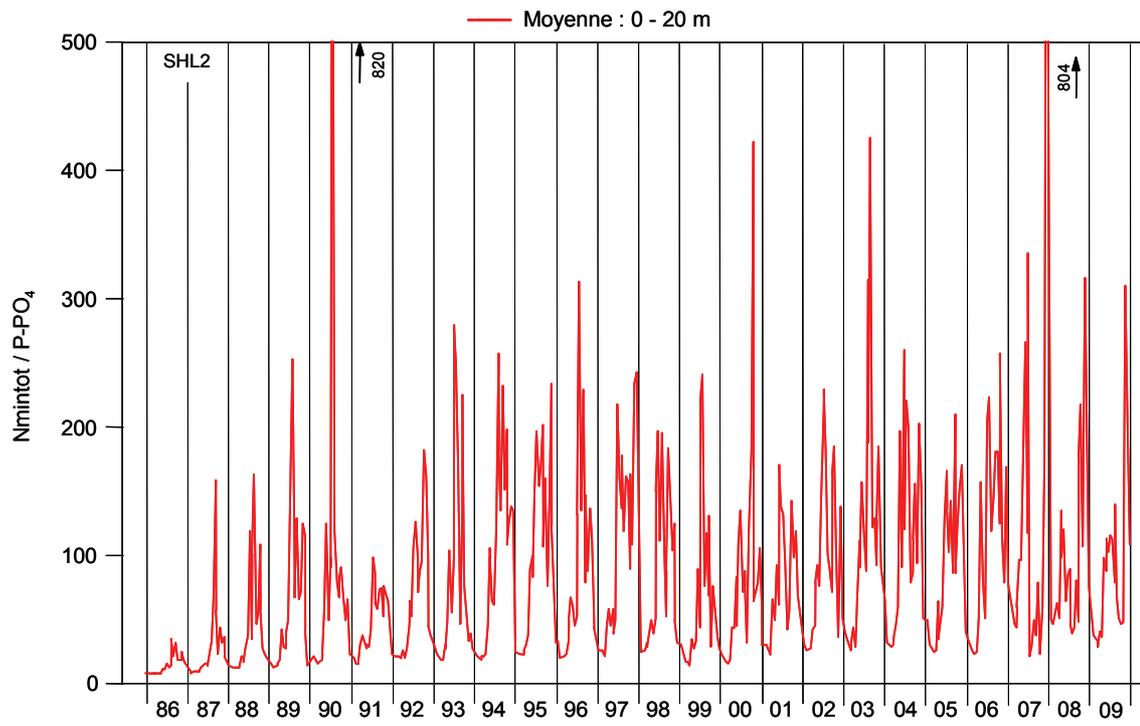


Figure 18 : Rapport Nminéral / P-PO₄, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 18 : Nmineral / P-PO₄ ratio, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

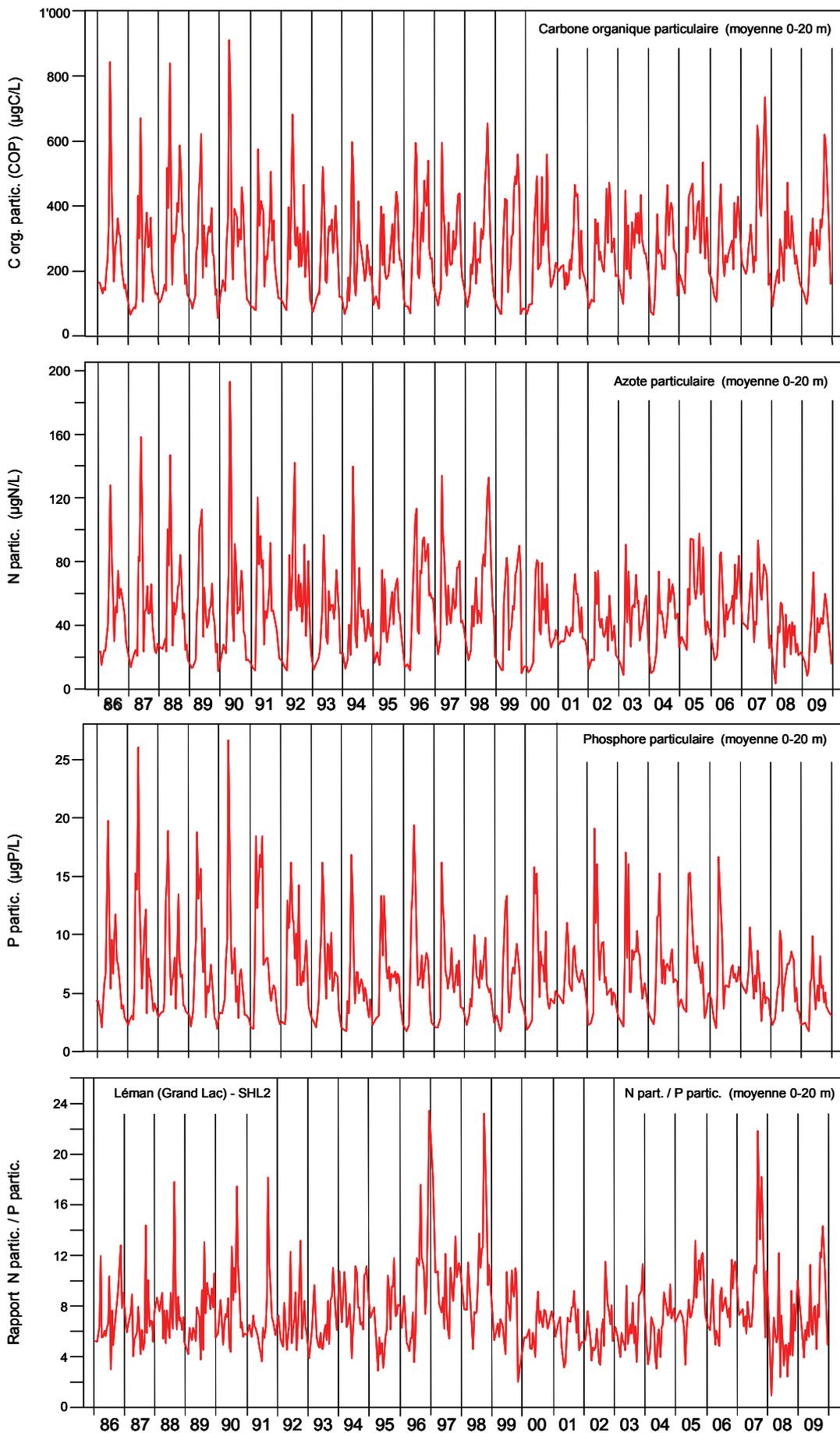


Figure 19 : Concentrations en carbone organique, azote et phosphore particulaires des eaux de la couche superficielle (0-20 m) et rapport Nparticulaire / Pparticulaire, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 19 : Concentrations of particulate organic carbon, nitrogen and phosphorus in the water of the surface layer (0-20 m) and the Nparticulate / Pparticulate, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

4. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES PROFONDES

Le brassage partiel a été plus important qu'en 2008 et a permis la réoxygénation de la colonne d'eau jusqu'à 150 m. Au fond, la concentration augmente de 4.11 mgO₂/L à un maximum de 5.34 mgO₂/L fin mai, du même ordre qu'en 2008.

L'activité microbienne dans l'hypolimnion entraîne la consommation de l'oxygène dissous lors de la dégradation de la matière organique. La concentration en oxygène dissous diminue graduellement jusqu'en fin d'année pour atteindre un minimum de 2.1 mgO₂/L le 7 décembre. Tout comme en 2008, malgré un brassage partiel, la désoxygénation du fond du lac, bien que significative, est moins importante que celles observées dans les années 80-90 (figure 22).

A partir du 13 août, la concentration du fond du lac en oxygène dissous est inférieure à 4.0 mgO₂/L et le reste jusqu'à la fin de l'année (figure 20).

Cette désoxygénation 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 et dans une moindre mesure de silice, ainsi qu'une augmentation de la turbidité du fait de ce relargage.

La concentration en phosphore total au fond du lac augmente à partir du mois de juillet pour atteindre un maximum de 117 µgP/L le 9 septembre. Le maximum de phosphore réactif soluble est observé le 6 octobre avec 100 µgP/L, en même temps que le maximum d'azote ammoniacal de 22 µgN/L. Le relargage en phosphore est supérieur à 2008 et légèrement inférieur à 2007. Ces teneurs plus élevées sont liées aux concentrations en oxygène à l'interface sédiment - eau.

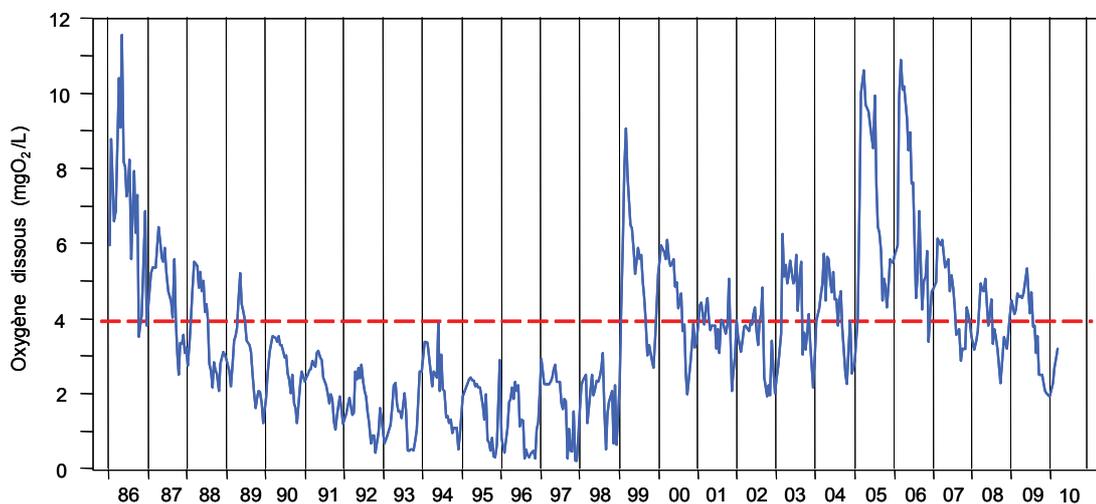


Figure 20 : Concentration en oxygène dissous des eaux du fond, Léman - Grand Lac (SHL2).
Figure 20 : Concentration of dissolved oxygen in the water at the bottom of the lake, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

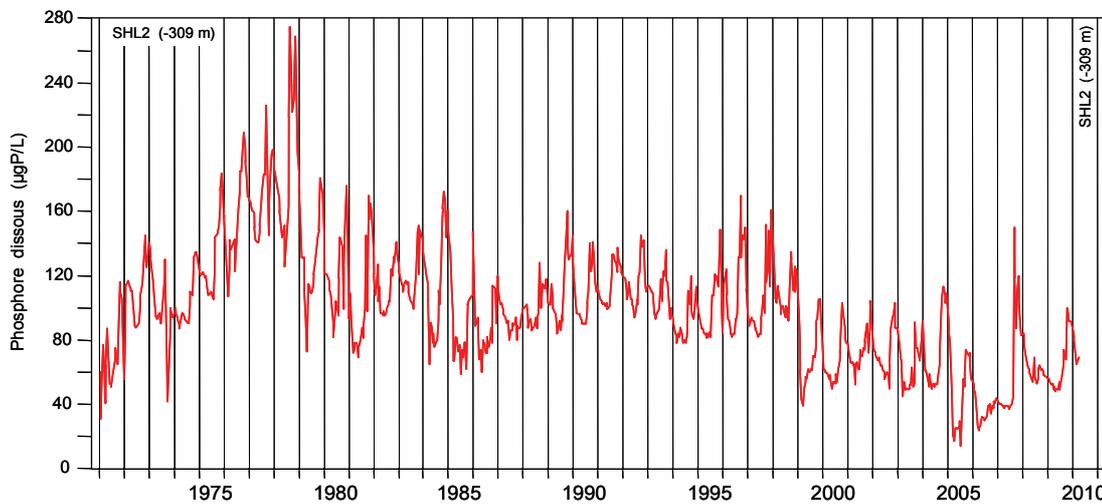


Figure 21 : Concentration en phosphore réactif soluble (P-PO₄³⁻) des eaux du fond, Léman - Grand Lac (SHL2).
Figure 21 : Concentration of dissolved phosphorus (P-PO₄³⁻) in the water at the bottom of the lake, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

Oxygène (mg/L) - Léman / Grand Lac (SHL 2) - 1996 à 2009

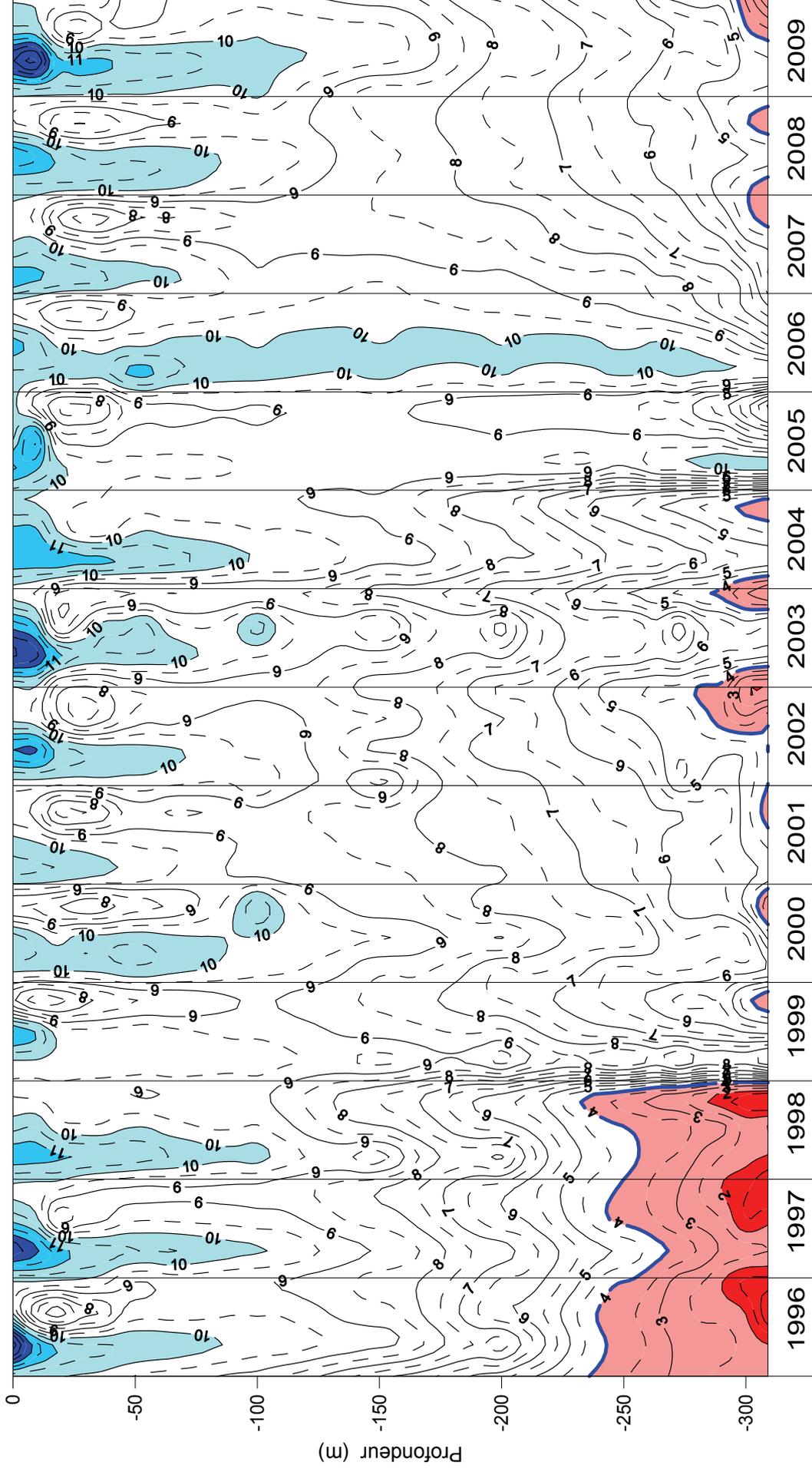


Figure 22 : Concentration en oxygène dissous des eaux du Léman (Grand Lac - SHL2) en fonction de la profondeur.

Figure 22 : Concentration of dissolved oxygen in the water of Lake Geneva (Grand Lac - SHL2) as a function of depth.

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 calculées 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

Les deux brassages complets consécutifs du lac en 2005 et 2006 ont entraîné une forte réoxygénation de la colonne d'eau avec en 2006 la réoxygénation la plus importante de ces 20 dernières années. Depuis, les brassages ont été partiels et n'ont pas permis la réoxygénation complète de la colonne d'eau. Cependant, en 2009 la moyenne annuelle en oxygène dissous est de 9.3 mgO₂/L, soit autant qu'une année avec un brassage complet. Il faut relever que les couches profondes avec déficit d'oxygène lors des années sans brassage complet ne représentent qu'une faible partie du volume d'eau total du Léman.

Sur les figures 20 et 23, la limite pointillée indique le seuil des 4 mgO₂/L 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 mg/L O₂; 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 24 indique l'évolution de l'épaisseur de la couche d'eau de concentration inférieure à 4.0 mgO₂/L depuis 1957. Malgré le faible brassage, la désoxygénation du fond a été limitée.

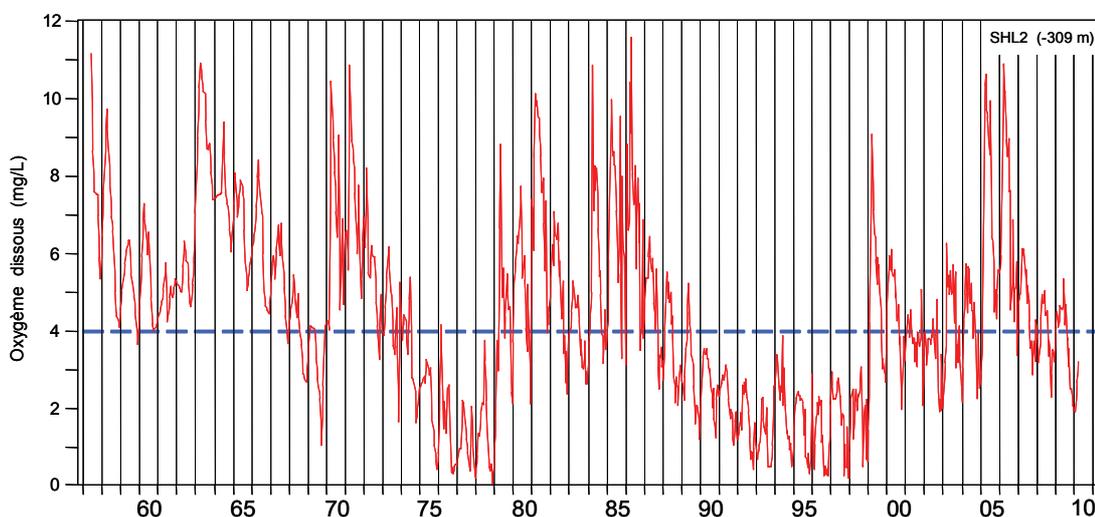


Figure 23 : Concentration en oxygène dissous des eaux du fond, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 23 : Concentration of dissolved oxygen in the water at the bottom of the lake, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

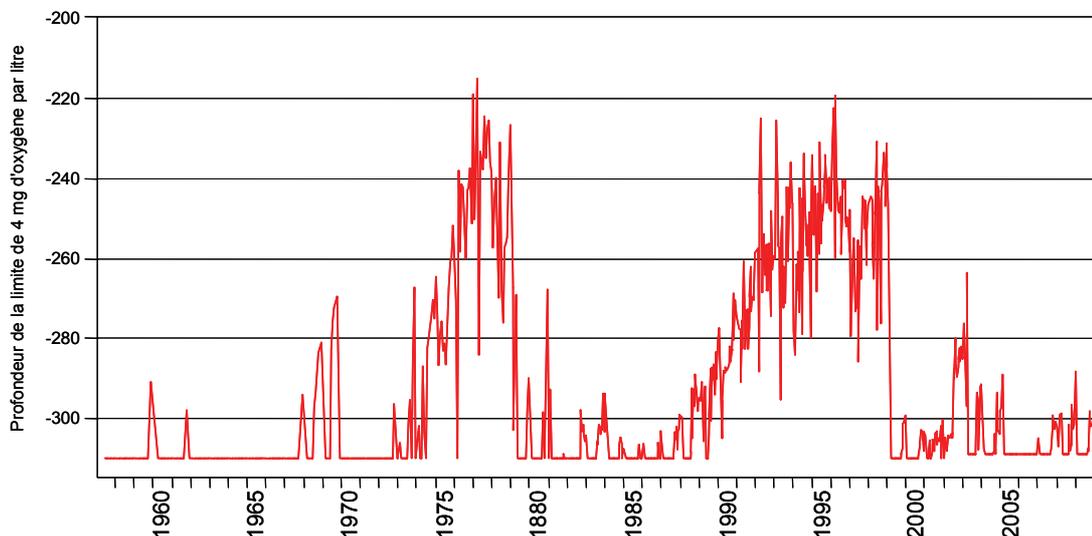


Figure 24 : Evolution de la profondeur de la limite à 4 mgO₂/L dans le Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 24 : Change in the depth of the 4 mgO₂/L threshold in Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

5.2 Phosphore réactif soluble et phosphore total

Le stock moyen en phosphore total a diminué par rapport à l'an dernier, soit 1'955 tonnes de P (pour 2'370 tonnes de P en 2008), une concentration moyenne de 22.8 µgP/L (figure 25). Il en est de même pour le stock d'phosphore réactif soluble : 1'650 tonnes de P soit 19.3 µgP/L contre 21.4 µgP/L en 2008.

Une réflexion concernant l'objectif à atteindre pour le phosphore dans le Léman est en cours dans le cadre de la CIPEL. Il s'agirait d'une fourchette allant de 15 µgP/L à 10 µgP/L. L'objectif à long terme devrait être plus faible que 15 µgP/L pour limiter tout risque de production algale excessive.

La figure 27 indique l'évolution de la concentration en phosphate dans la couche 0 - 100 m depuis 1996. Cette figure indique un appauvrissement en phosphore de la zone superficielle à partir du début de l'activité phytoplactonique depuis trois ans.

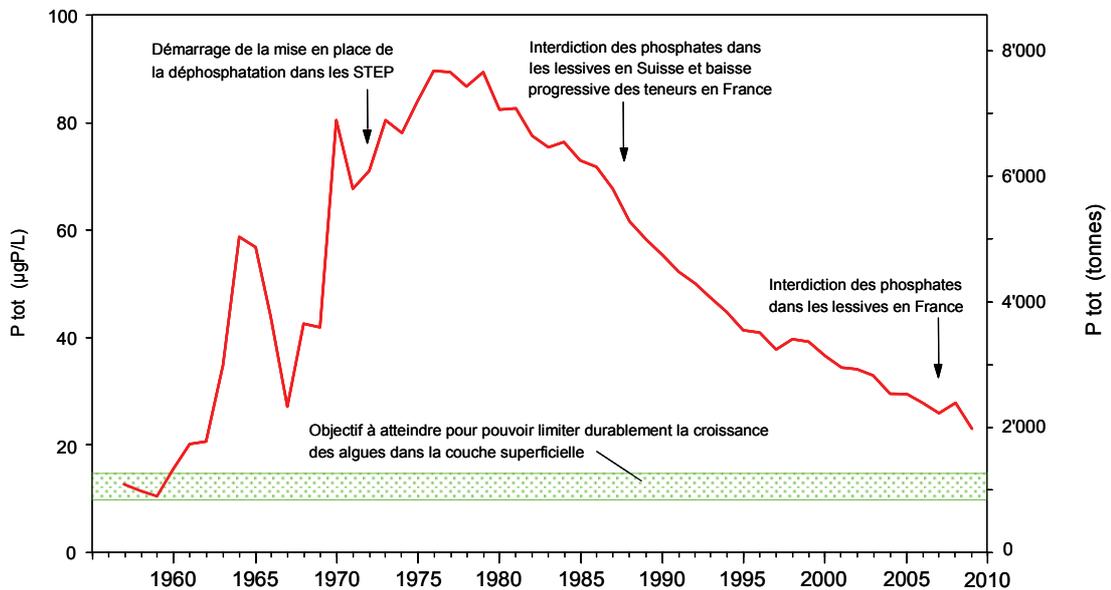


Figure 25 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et du stock de phosphore total contenu dans le Léman de 1957 à 2009 - Grand Lac (SHL2).

Figure 25 : Change in weighted mean annual total phosphorus concentration and total phosphorus content of the Lake Geneva from 1957 to 2009 - Grand Lac (SHL2).

5.3 Transparence

L'évolution de la transparence depuis 1986 est représentée sur la figure 26. L'année 2009 indique une dynamique classique avec une importante transparence hivernale, une diminution lors de l'activité phytoplactonique printanière, une période d'eaux claires significative et une diminution de la transparence liée à la reprise de l'activité phytoplactonique.

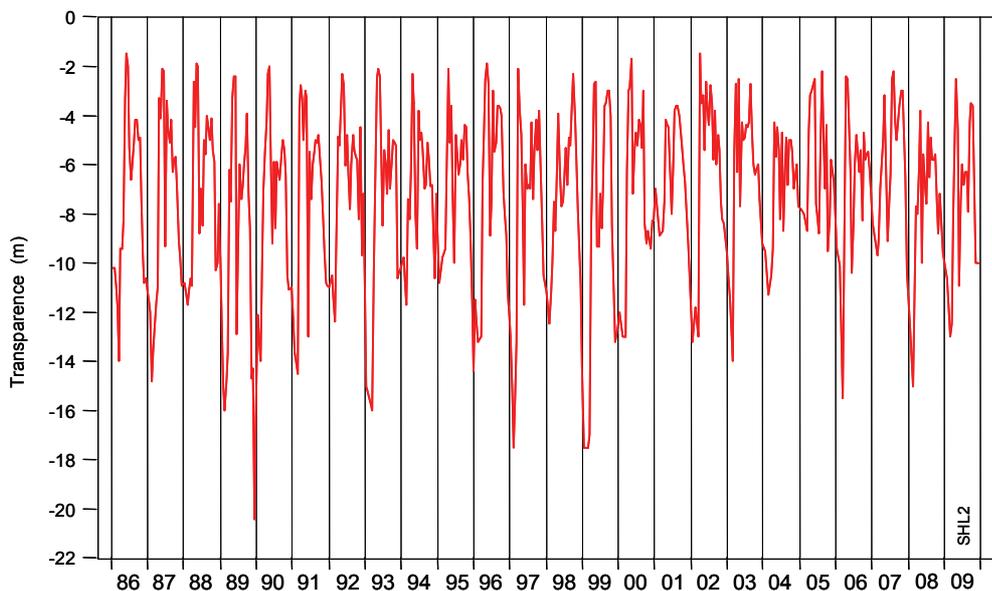


Figure 26 : Evolution de la transparence mesurée avec un disque blanc de 30cm de diamètre de 1986 à 2009, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 26 : Change in the transparency measured using a 30-cm diameter white disc from 1986 to 2009, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

Phosphore réactif soluble / P-PO4 (µgP/L) - Léman / Grand Lac (SHL 2) - 1996 à 2009

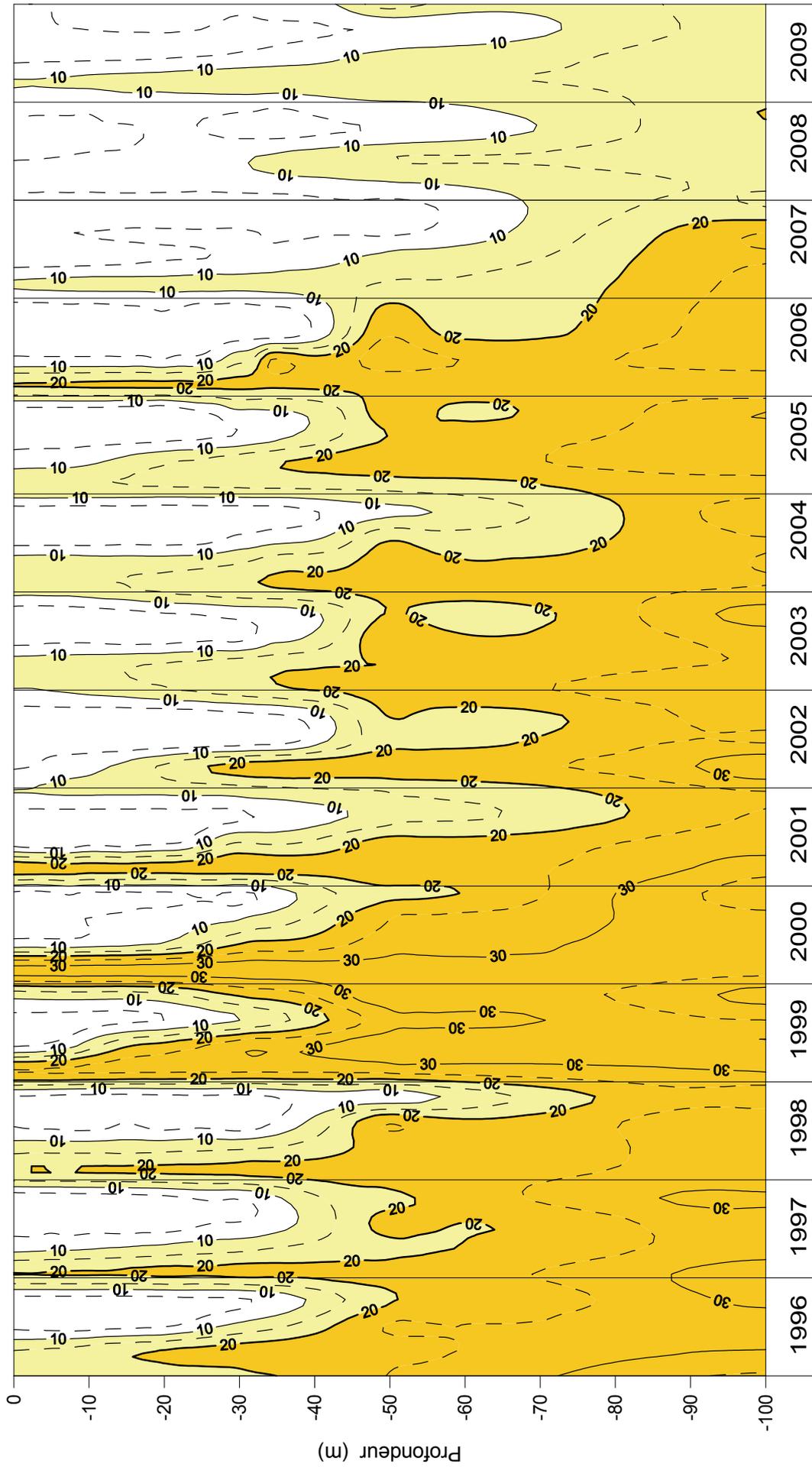


Figure 27 : Concentration en phosphore réactif soluble ($P-PO_4^{3-}$) dans les différentes couches du Léman (SHL2) (zone jaune foncée = concentration supérieure à 20 µgP/L; zone jaune claire = concentration entre 10 et 20 µgP/L).

Figure 27 : Concentration of soluble reactive phosphorus ($P-PO_4^{3-}$) in the various layers of Lake Geneva (SHL2) (zone shaded dark yellow = concentration > 20 µgP/L; zone shaded light yellow = concentration between 10 and 20 µgP/L).

5.4 Azote nitrique et azote total

Les concentrations moyennes en azote total et en azote nitrique diminuent par rapport aux années précédentes. En 2008, la concentration moyenne en azote total est de 0.61 mgN/L, soit un stock de 51'860 tonnes de N. La concentration moyenne en azote nitrique est de 0.49 mgN/L, soit 2.13 mgNO₃/L (la norme d'eau de consommation en Suisse est de 40 mgNO₃/L et en France de 50 mgNO₃/L).

Ces valeurs sont les plus faibles observées depuis les années 1980 (figure 28).

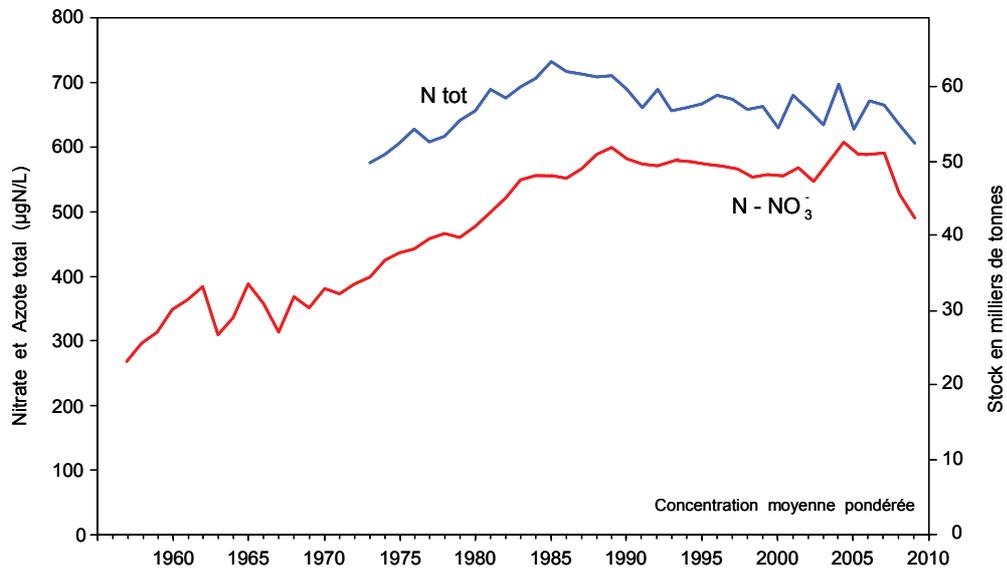


Figure 28 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et des stocks d'azote total et d'azote nitrique contenus dans le Léman de 1957 à 2009, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 28 : 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 2009, Grand Lac (SHL2).

5.5 Chlorure

Depuis le début des mesures du chlorure dans le Léman en 1971 (2.73 mg/L), la teneur du Grand Lac en chlorure est en augmentation quasi linéaire de 2 % par an. En 2009, le stock en chlorure est de 754'990 tonnes soit 8.81 mg/L, contre 8.65 mg/L en 2008. La concentration moyenne des apports, 9.38 mg/L cette année (RAPIN et KLEIN, 2010), se rapproche de la concentration moyenne du lac. Si les apports n'évoluent pas de manière importante, la concentration moyenne du lac s'approchera progressivement de 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.

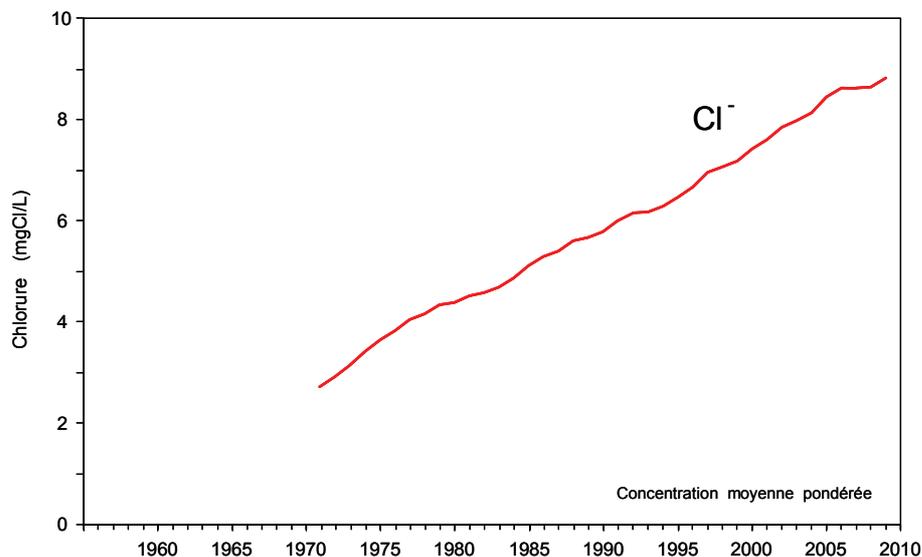


Figure 29 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée en chlorure, pondérée pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1971 à 2009, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 29 : Change in the weighted mean annual concentration of chloride in the entire mass of the water of the lake from 1971 to 2009, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

6. CONCLUSIONS

Les principales observations en 2009 sont :

- L'hiver 2008-2009 a été froid et a permis un brassage partiel des 150 premiers mètres. Il est plus important qu'en 2008.
- Le stock de phosphore réactif soluble disponible dans la couche 0-50 m lors du brassage est plus important que ceux des trois années précédentes.
- Le fond du lac a été faiblement réoxygéné mais de manière suffisante pour éviter un relargage de phosphore trop important en fin d'année.
- L'activité phytoplanctonique a redémarré très tôt en mars et le stock de phosphore dans les couches superficielles a été rapidement consommé et reste limitant jusqu'à la fin de l'année.
- Les différents indicateurs physico-chimiques de l'activité phytoplanctonique (transparence, sursaturation en oxygène dissous, formes particulières organiques) indiquent une production primaire plus importante que l'année précédente.

Pour les stocks :

- Le stock en phosphore total continue de diminuer d'une année à l'autre, et la concentration moyenne se rapproche de 20 µgP/L.
- Le stock en chlorure a augmenté de 2 % après trois années de relative stabilité.
- Le stock en azote total baisse comme l'année précédente pour atteindre des valeurs faibles par rapport à la chronique.

Remerciements : Nous tenons à remercier Aurélie HÉBERT, Danielle LACROIX et Pascal PERNEY, pour leur aide technique au niveau des analyses chimiques, et Pascal CHIFFLET et Jean-Christophe HUSTACHE pour l'échantillonnage sur le lac.

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.
- OEaux (1998) : Ordonnance sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (Suisse).
- PERGA, M.-E. et LAINE, L. (2010) : Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2008, 109-116.
- QUÉTIN, P. (2010) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2009, 19-30.
- RAPIN, F. et KLEIN, A. (2010) : Les apports par les affluents au Léman et au Rhône à l'aval de Genève. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2009, 109-130.
- RIMET, F. (2010) : Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2009, 77-88.
- STRAWCZYNSKI, A. (2010) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2009, 153-163.
- TADONLEKE, R. (2010) : Production primaire et biomasse chlorophyllienne dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2009, 89-94.

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

ANNEXE 1

Mean weighted concentrations - Lake Geneva (Grand Lac - SHL2).

Année	Oxygène mg/l	P tot. µgP/l	PO ₄ µgP/l	N tot. µgN/l	Nmintot µgN/l	NH ₄ µgN/l	NO ₂ µgN/l	NO ₃ µgN/l	Cl mgCl/l	C.O.P µgC/l	Npartic µgN/l	Ppartic µgP/l	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	19.6	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	188	8.81	113.9	10.9	1.8	7.90	6.41

* : valeur interpolée

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

ANNEXE 2

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

Année	Oxygène Tonnes	P tot. Tonnes	P-PO ₄ Tonnes	N tot. Tonnes	Nmintot Tonnes	N-NH ₄ Tonnes	N-NO ₂ Tonnes	N-NO ₃ Tonnes	Cl Tonnes	C.O.P. Tonnes	P partic Tonnes	N partic Tonnes
1957	827'900	1'150			22'824	25	109	22'690				
1958	883'900	960			25'370	75	145	25'150				
1959	822'000	890			26'733	30	93	26'610				
1960	819'800	1'320			29'931	105	96	29'730				
1961	802'000	1'720			31'370	290	80	31'000				
1962	885'200	1'750			37'527	770	127	36'630				
1963	883'100	2'970			26'839	510	129	26'200				
1964	874'900	5'050			29'275	750	115	28'410				
1965	878'500	4'870			33'459	375	114	32'970				
1966	894'400	3'760			31'071	415	116	30'540				
1967	823'700	2'320			26'887	180	87	26'620				
1968	808'300	3'640			31'888	465	63	31'360				
1969	772'100	3'580			30'403	360	93	29'950				
1970	830'600	6'920			32'804	245	109	32'450				
1971	830'500	5'790	3'910		32'668	770	138	31'760	237'000			
1972	792'400	6'090	4'830		34'426	1'255	141	33'030	251'000			
1973	801'900	6'900	5'660	49'180	35'306	1'185	201	33'920	271'000			
1974	781'700	6'700	5'420	50'350	37'544	1'180	164	36'200	295'000			
1975	767'500	7'200	5'670	51'970	38'292	905	167	37'220	314'000			
1976	716'800	7'670	6'200	53'820	38'916	1'000	116	37'800	329'000			
1977	712'100	7'660	6'340	52'140	40'115	960	155	39'000	347'000			
1978	732'300	7'440	6'290	52'860	40'558	595	153	39'810	358'000			
1979	765'500	7'670	6'340	54'970	39'929	470	129	39'330	372'000			
1980	776'200	7'070	6'130	56'270	41'574	635	159	40'780	376'000			
1981	798'600	7'080	6'130	58'970	43'490	680	90	42'720	388'000			
1982	791'600	6'640	5'950	57'830	45'274	720	104	44'450	394'000			
1983	787'600	6'460	5'760	59'360	48'000	875	105	47'020	403'000			
1984	810'200	6'550	5'790	60'500	48'488	965	83	47'440	418'000			
1985	817'600	6'260	5'570	62'970	48'855	1'205	50	47'600	439'000			
1986	842'600	6'150	5'300	61'500	47'812	580	72	47'160	454'000	9'138	262	1'630
1987	824'200	5'800	5'000	61'130	49'169	570	69	48'530	462'000	6'247	249	1'203
1988	799'940	5'290	4'665	60'750	50'882	458	74	50'350	480'200	9'882	217	1'472
1989	741'520	4'995	4'430	61'020	51'776	482	74	51'220	486'300	7'993	179	1'220
1990	714'200	4'740	4'145	59'000	50'460	493	77	49'890	496'200	8'715	209	1'400
1991	727'600	4'480	3'880	56'540	49'670	509	81	49'080	514'000	7'840	218	1'292
1992	721'550	4'275	3'495	59'150	49'389	464	105	48'820	528'300	7'811	241	1'515
1993	710'190	4'050	3'460	56'210	49'814	274	80	49'460	529'700	7'548	197	1'142
1994	714'185	3'835	3'380	56'550	49'701	334	92	49'275	538'930	7'166	185	1'203
1995	704'075	3'535	3'170	57'140	49'348	302	101	48'945	554'670	7'722	193	1'123
1996	708'680	3'505	3'085	58'350	49'205	382	93	48'730	572'410	9'205	198	1'913
1997	721'005	3'230	2'885	57'690	48'701	357	94	48'250	596'140	9'207	185	1'981
1998	707'750	3'395	3'020	56'430	47'764	434	80	47'250	604'630	8'596	186	1'897
1999	753'185	3'360	2'990	56'780	48'002	283	64	47'655	615'910	7'905	193	1'134
2000	778'880	3'130	2'725	53'910	47'815	250	115	47'450	635'650	9'413	212	1'263
2001	726'525	2'930	2'465	58'270	48'818	152	66	48'600	651'600	8'065	197	1'105
2002	724'005	2'915	2'530	56'460	46'875	178	67	46'630	672'320	8'322	172	962
2003	737'325	2'805	2'370	54'310	49'550	206	114	49'230	* 684'220	8'034	200	1'205
2004	779'535	2'530	2'235	59'790	52'161	174	107	51'880	696'130	8'108	217	1'280
2005	795'590	2'520	2'065	53'820	50'453	210	133	50'110	722'920	11'840	253	1'888
2006	839'395	2'370	1'940	57'460	50'588	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	45'465	285	129	45'050	740'860	8'864	177	1'018
2009	797'005	1'955	1'650	51'860	42'190	262	97	41'830	754'990	9'761	154	935

* : valeur interpolée

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

Paramètre	Unité	Incertitude élargie U (%)
NO ₃	mgN/L	6 %
NO ₂	mgN/L	6 %
NH ₄	mgN/L	6 %
Ntot	mgN/L	6 %
PO ₄	µgP/L	6 %
Ptotal	µgP/L	7 %
TOC	mgC/L	4 %
Ca	mg/L	3 %
K	mg/L	4 %
Mg	mg/L	4 %
Na	mg/L	5 %
Cl	mg/L	5 %
SO ₄	mg/L	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 RIVIÈRES ET LES EAUX DU LÉMAN

METALS AND ORGANIC MICROPOLLUTANTS IN RIVERS AND GENEVA LAKE WATERS

Campagne 2009

PAR

Didier ORTELLI et Patrick EDDER

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

François RAPIN

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

Stéphan RAMSEIER

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

RÉSUMÉ

Les teneurs en métaux lourds des eaux du Léman demeurent faibles et satisfont pleinement aux exigences requises pour les eaux de boisson.

La recherche de produits phytosanitaires dans les eaux du lac s'est poursuivie et a été complétée cette année par une recherche élargie des résidus de 107 médicaments. Parmi ceux-ci, 16 substances ont été rajoutées à la méthode d'analyse sur la base des données issues de Medibase. Parmi les nouvelles substances recherchées, deux tiers ont été retrouvés dans les rivières ou le Léman, ce qui confirme l'intérêt de l'approche théorique pour mieux cibler les micropolluants potentiellement problématiques pour le bassin versant lémanique. Des études complémentaires devront être menées afin d'évaluer au mieux les risques liés à ces nouveaux polluants.

Aucune baisse significative des concentrations en produits phytosanitaires n'a pu être constatée cette année malgré les efforts consentis par les industriels du bassin versant lémanique.

Des concentrations importantes en nonylphénols ont également été mises en évidence et montrent que bien que ces composés soient interdits d'utilisation depuis 2005, on les retrouve toujours dans l'environnement. De plus, dans un des prélèvements, la valeur de PNEC était largement dépassée.

Un bilan définitif sur ce programme étendu de recherche de micropolluants et notamment des substances médicamenteuses sera réalisé lorsque les résultats de la seconde série de prélèvements du printemps 2010 seront arrivés.

ABSTRACT

The levels of heavy metals in the water of Lake Geneva remain low, and comply fully with the requirements for drinking water.

Testing for pesticides in the lake has continued, and was complemented this year by an extended survey of 107 drug residues. Of these, 16 substances were added to the method of analysis based on data from Medibase. Among the new substances investigated, two thirds were found in the rivers or in the lake which confirms the interest of the theoretical approach to enhance the targeting of potentially problematic micropollutants for the basin of Lake Geneva. Further studies should be conducted to identify the risks associated with these new pollutants as well as possible.

No significant decrease in the concentrations of pesticides has been found this year despite the efforts by industry in the Lake Geneva catchment.

High concentrations of nonylphenols have also been highlighted, and show that although use of these compounds has been banned since 2005, they are still present in the environment. Moreover, in one sample, the level was considerably higher than the PNEC.

A final assessment of this extensive research program of micropollutants including drug substances will be made when the results for the second series of samples taken in the spring 2010 sampling campaign are available.

1. INTRODUCTION

La présence de micropolluants dans les eaux du bassin versant lémanique et du lac est une préoccupation majeure de la CIPEL. Comme chaque année, la CIPEL a réalisé un programme d'analyses pour la recherche de micropolluants sur le lac, car ce dernier représente un milieu stable (intégrant la pollution) et adéquat pour une bonne visualisation des pollutions. Un programme complémentaire a également été réalisé sur les pollutions des rivières, même si celles-ci sont beaucoup plus ponctuelles et nécessiteraient un suivi de fréquence accrue sur une période de temps étendue. Ces travaux sont complémentaires à ceux menés de manière plus systématique par les cantons ou les autorités régionales françaises.

Pour le programme complémentaire, la recherche de micropolluants ne s'est pas limitée aux produits phytosanitaires mais a été complétée par le dosage de médicaments et de perturbateurs endocriniens.

2. ÉCHANTILLONNAGE (figure 1, Tableau 1)

Pour la surveillance de base des teneurs des eaux du Léman en métaux lourds et en produits phytosanitaires, les échantillons ont été prélevés au centre du Léman, à la station SHL2 (figure 1), les 8 avril et 9 septembre 2009 (LAZZAROTTO et RAPIN, 2010).

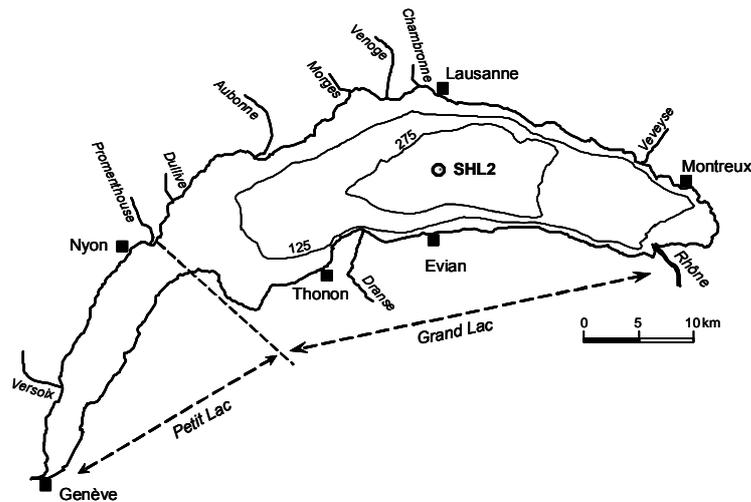


Figure 1 : Situation du point de prélèvement - station SHL2.

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

Pour le programme complémentaire, les prélèvements ont été effectués à la station SHL2 pour le lac et dans 9 rivières du bassin lémanique selon le tableau 1. Pour les rivières, il s'agissait de prélèvements moyens sur 8h ou 24h à l'exception du prélèvement Rhône-émissaire.

Tableau 1 : Données des prélèvements pour le programme complémentaire lac et rivières.

Table 1 : Sampling informations for the complementary lake and rivers program.

No	Lieu de prélèvement	Date de prélèvement	Type de prélèvement	Débit (m ³ /sec)	Préleveur
CIPEL 1	Lac - SHL2 - 1 m	16.11.2009	Ponctuel	-	INRA
CIPEL 2	Lac - SHL2 - 30 m	16.11.2009	Ponctuel	-	INRA
CIPEL 3	Lac - SHL2 - 100 m	16.11.2009	Ponctuel	-	INRA
CIPEL 4	Lac - SHL2 - 305 m	16.11.2009	Ponctuel	-	INRA
CIPEL 5	Dranse	16.11.09 - 17.11.09	24 heures, proportionnel au temps	3.7	INRA
CIPEL 6	Rhône Porte du Scex	16.11.09 - 17.11.09	24 heures, proportionnel au temps	112	SPE - VS
CIPEL 7	Venoge	16.11.09 - 17.11.09	24 heures, proportionnel au temps	2.1	SESA - VD
CIPEL 8	Boiron de Morges	16.11.09 - 17.11.09	24 heures, proportionnel au temps	0.033	SESA - VD
CIPEL 9	Rhône émissaire	17.11.09	Ponctuel	122	SECOE - GE
CIPEL 10	Arve - Etrembières	16.11.09 - 17.11.09	24 heures, proportionnel au temps	58.5	SECOE - GE
CIPEL 11	Arve - Jonction	16.11.09 - 17.11.09	24 heures, proportionnel au temps	60.8	SECOE - GE
CIPEL 12	Rhône - Chancy	17.11.09	8 heures, proportionnel au temps	193	SECOE - GE
CIPEL 13	Morges (VD)	16.11.09 - 17.11.09	24 heures proportionnel au temps	0.134	SESA - VD

3. MÉTHODOLOGIE

Certains métaux et micropolluants organiques (pesticides et médicaments) sont recherchés dans les eaux du lac à différentes profondeurs, après brassage éventuel des eaux (avril-mai) et en période de stratification (septembre-octobre) :

- **métaux** : campagne du 08.04.2009 : mélange des niveaux 1 - 30 m et 200 - 305 m
campagne du 09.09.2009 : mélange des niveaux 1 - 30 m et 200 - 305 m

Les éléments suivants ont été dosés : plomb, cadmium, chrome, cuivre et mercure.

- **micropolluants organiques** : campagne du 08.04.2009 : mélange des niveaux 1 - 30 m et 200 - 305 m
campagne du 09.09.2009 : mélange des niveaux 1 - 30 m et 200 - 305 m.

3.1 Analyses chimiques

Métaux

Les analyses de métaux sont effectuées par le Service de consommation et des affaires vétérinaires (SCAV) de 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 et substances médicamenteuses

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). Comme en 2008, la méthode d'analyse des pesticides dans les eaux comprenait 262 substances, soit 110 herbicides, 147 fongicides, insecticides, acaricides et autres ainsi que 5 médicaments. La liste des pesticides recherchés ainsi que les limites de quantification sont données en annexe 1. Cette liste tient compte des substances les plus couramment utilisées en agriculture (données Pestibase) ainsi que celles synthétisées ou formulées sur les sites industriels situés dans le bassin versant du Rhône valaisan. Comme les années précédentes, quelques principes actifs de médicaments également produits industriellement dans le bassin versant du Rhône valaisan (carbamazépine, mépivacaïne, prilocaïne, bupivacaïne et chlorprocaïne) ont été incorporés à la méthode de surveillance des pesticides.

Médicaments, inhibiteurs de corrosion et perturbateurs endocriniens

Pour le programme complémentaire lac et rivières, les analyses de médicaments, d'inhibiteurs de corrosion et de quelques perturbateurs endocriniens ont été effectuées au laboratoire Technologie Zentrum Wasser (TZW) à Karlsruhe. Les analyses sont effectuées avec une méthodologie très similaire à celle appliquée pour les pesticides. Après pré-concentration d'un volume d'eau de 500 mL sur un support d'extraction sur phase solide, les extraits sont analysés par HPLC/MS-MS. Par rapport aux analyses effectuées en 2005 (EDDER et al., 2006), la liste des substances recherchées a été complétée et comprend actuellement 107 substances (voir annexe 4). Notamment, les données issues de MedicBase ont permis de cibler spécifiquement des substances problématiques pour le bassin versant du Léman.

Triclosan et 4-nonylphénols

Le laboratoire du Service cantonal de protection de l'environnement à Neuchâtel (SPE-NE) a effectué la recherche du Triclosan ainsi que des isomères 4-nonylphenols (identiques à ceux recherchés par le laboratoire TZW). Après pré-concentration, les extraits sont analysés par chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (GC-MS).

3.2 Contrôles

L'ensemble des laboratoires ayant participé aux analyses sont accrédités selon les prescriptions des normes ISO/CEI 17025:2005 pour les laboratoires d'essai. Cela implique la mise en place d'une assurance qualité, que les bonnes pratiques professionnelles sont appliquées et que tout est mis en œuvre pour que la qualité des résultats soit garantie. La qualité, principalement pour les pesticides, est également assurée par la participation des divers laboratoires à la plupart des procédures d'intercalibration organisées par la CIPEL. Les résultats de ces intercalibrations organisées en 2009 par la CIPEL font l'objet du rapport de STRAWCZYNSKI (2010).

4. MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU LÉMAN

4.1 Métaux (Tableaux 2 et 3)

Les teneurs totales en éléments métalliques toxiques (mercure, plomb, cuivre, cadmium et chrome) demeurent faibles voire inférieures aux limites de détection et ne posent aucun problème en regard des valeurs recommandées pour les eaux de boisson. Elles sont également du même ordre de grandeur que les teneurs correspondantes observées dans d'autres eaux douces exemptes de pollutions métalliques (CORVI, 1984 ; SIGG, 1992). Les concentrations observées dans les eaux du lac sont bien inférieures aux concentrations métalliques toxiques pour le poisson, qui sont citées dans la littérature (DIETRICH, 1995) et qui varient pour chaque espèce, selon la nature et la forme chimique du métal.

Tableau 2 : Campagne du 8 avril 2009. Léman - Grand Lac (Station SHL 2).
Table 2 : Survey done on April 8, 2009. 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	< 1.0	< 0.1
mélange 200 et 305 m	< 0.5	< 0.02	< 0.1	< 1.0	< 0.1

Tableau 2 : Campagne du 9 septembre 2009. Léman - Grand Lac (Station SHL 2).
Table 2 : Survey done on September 9, 2009. Lake Geneva - Grand Lac (SHL 2).

Profondeur (m)	Plomb (µ/L)	Cadmium (µg/L)	Chrome (µg/L)	Cuivre (µg/L)	Mercure (µg/L)
mélange 1 et 30 m	< 0.5	< 0.02	0.2	< 1.0	< 0.1
mélange 200 et 305 m	< 0.5	< 0.02	0.1	1.0	< 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 = Organisation Mondiale de la Santé, "Guidelines for Drinking-water Quality", 3rd edition Geneva 2006.

² = Teneurs totales.

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) (Office central fédéral des imprimés et du matériel, 3003 Berne).

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) (Annexes 1,2 et 3; figures 2 et 3)

Léman

La tendance à la baisse des concentrations en résidus phytosanitaires observée entre 2004 et 2008 (BERNARD *et al.*, 2007 ; BERNARD et ARNOLD, 2008 ; EDDER *et al.*, 2007 et 2008) ne se poursuit pas. Les résultats de l'année 2009 montrent une certaine stabilisation des concentrations mesurées. Les mesures urgentes prises par les entreprises chimiques valaisannes dès 2006 concernant les rejets industriels ont eu des effets significatifs mais atteignent leurs limites. Les résultats détaillés des campagnes de mesures réalisées en avril et septembre 2009 sont donnés en annexe 2.

Les figures 2 et 3 montrent l'évolution des concentrations en pesticides totaux et plus spécifiquement pour ceux présents en plus fortes quantités entre les campagnes 2004-2009. Les teneurs moyennes en pesticides totaux qui avaient augmenté de 2004 à 2005, ont diminué de manière importante jusqu'en 2008 et semblent aujourd'hui se stabiliser aux environs de 0.15 µg/L. Rappelons que la législation (en Suisse comme en France) fixe une valeur maximale à 0.5 µg/L pour les eaux de boisson. Cette situation est donc satisfaisante du point de vue de la santé publique puisque la réglementation est respectée. Toutefois, il faut rester prudent ; il manque encore des données sur de nombreuses substances issues de l'agriculture, des industries, des jardins privés et des utilisations urbaines qui ne sont par ailleurs pas suivies dans le programme de base. De plus, l'évolution des pratiques agricoles et notamment l'abandon d'anciennes substances au profit de nouvelles molécules plus actives et par conséquent utilisées en quantités plus faibles ne permet pas de conclure qu'une concentration totale en pesticides plus faible est synonyme d'une diminution des effets écotoxicologiques de ces micropolluants sur le milieu.

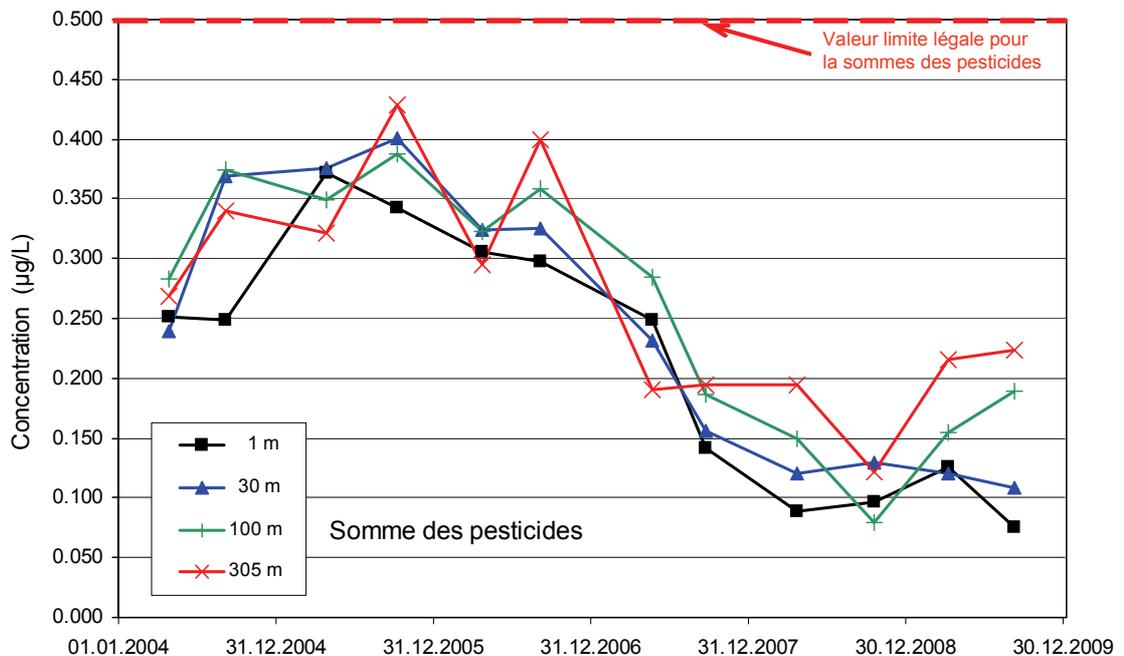


Figure 2 : Evolution des concentrations en pesticides totaux recherchés au centre du Léman (station SHL2) de 2004 à 2009 pour 4 profondeurs.

Figure 2 : Change in the total concentrations of the pesticides surveyed in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2004 and 2009 at 4 depths.

Parmi les 257 substances recherchées, 51 ont été détectées dans le lac au moins à l'une des profondeurs lors de l'échantillonnage d'avril ou de septembre. Par rapport aux années précédentes, aucune nouvelle substance n'a été décelée en concentration significative. Les substances que l'on retrouve en plus grande concentration restent celles de la famille des triazines ainsi que certains composés issus majoritairement des rejets industriels tels que le foramsulfuron ou le métalaxyl.

L'évolution des concentrations de ces substances de 2004 à 2009 est illustrée à la figure 3. A l'image de la concentration en pesticides totaux, on observe une stabilisation des teneurs mesurées depuis 2008.

Comme l'année précédente, toutes les concentrations individuelles mesurées sont inférieures à celles fixées pour une eau de boisson (0.1 µg/L par composé).

L'Ordonnance suisse sur la protection des eaux (OEaux, 1998, annexe 1, chiffre 3b) stipule que "l'eau, les matières en suspension et les sédiments ne doivent pas contenir de substances de synthèse persistantes". Il faut relever que les exigences relatives à la qualité des eaux de cette ordonnance fixent la teneur en pesticides organiques à 0.1 µg/L par pesticide pour les cours d'eau. Cette concentration n'a pas de lien direct avec une éventuelle toxicité envers les organismes, mais se veut au moins aussi sévère que ce qui est exigé pour l'être humain (eau de boisson).

En France, la directive 2008/105/CE du parlement européen et du conseil définit les "normes de qualité environnementale provisoires (NQE)" des 41 substances impliquées dans l'évaluation de l'état chimique des masses d'eau et la circulaire 2007/23 du 7 mai 2007 précise des NQE provisoires pour des substances pertinentes du programme national de réduction des substances dangereuses dans l'eau. Ces normes, différentes selon les substances, sont respectées. La situation dépeinte en 2005 s'est donc considérablement améliorée. Toutefois, il importe de rester vigilant, de maintenir les efforts pour sensibiliser tous les acteurs pouvant être responsables de rejets en produits phytosanitaires dans les eaux (milieux industriels, agriculture, usages urbains et jardins privés) et de constamment réactualiser les méthodes de suivi ainsi que les listes de substances à rechercher.

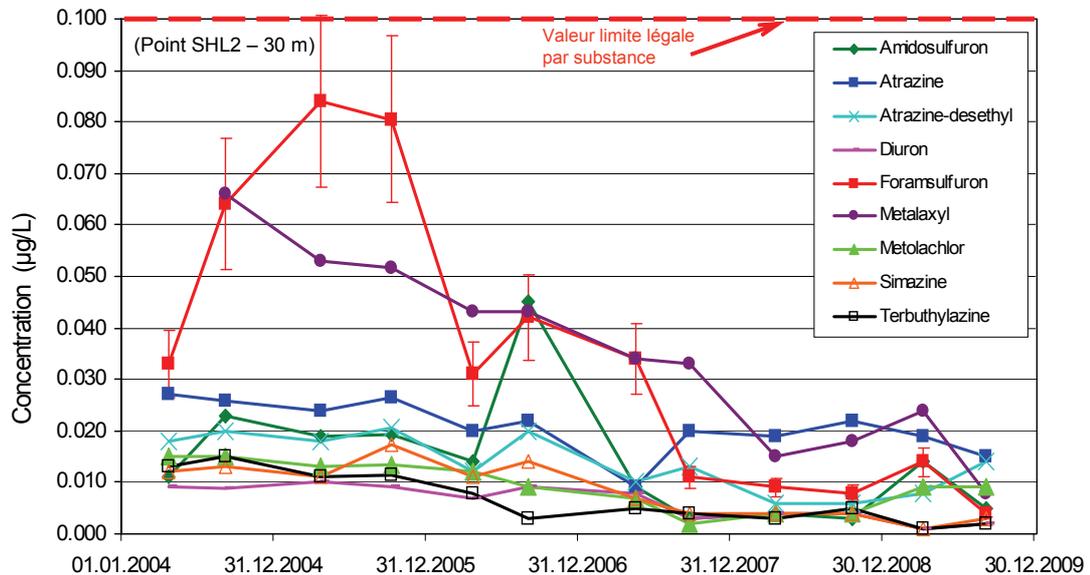


Figure 3 : Evolution des concentrations en divers pesticides au centre du Léman à 30 m (station SHL2) de 2004 à 2009.

Figure 3 : Change in the concentrations of various pesticide at 30 m in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2004 and 2009.

Rivières

Le détail des résultats d'analyses des pesticides sur les rivières dans le cadre du programme complémentaire est donné dans l'annexe 3. La situation d'une rivière à l'autre diffère énormément puisque les concentrations totales mesurées varient de 0.0 à 0.4 µg/L. Ces concentrations sont à pondérer par les débits des rivières pour évaluer l'impact (charge) sur le Léman. A ce titre, les concentrations élevées mesurées dans la Venoge et la Morges ne représentent qu'un apport minime de micropolluants pour le lac comparativement aux apports du Rhône. Cependant, les teneurs mesurées ponctuellement sont très élevées et des impacts toxicologiques sur l'environnement sont probables. Les concentrations mesurées sont par conséquent très dépendantes des conditions climatiques et autres variations saisonnières. Le prélèvement effectué au mois de novembre correspond probablement au meilleur des cas (peu de traitement à cette période et précipitations importantes). Pour toutes ces raisons, l'extrapolation de résultats ponctuels à l'ensemble de l'année ne serait pas correcte. Pour compléter le programme, une seconde série d'analyses des rivières est prévue au printemps 2010. Le détail des résultats sera commenté dans le rapport de l'année prochaine à l'issue de cette étude.

4.3 Médicaments et inhibiteurs de corrosion (Annexes 4,5 et 6, figures 4 et 5)

La liste des médicaments recherchés a pu être complétée grâce à l'utilisation de MedicBase (base de données sur l'utilisation des substances actives médicamenteuses). Une sélection de substances potentielles pour le bassin versant a été faite en tenant compte des critères de quantités utilisées et de la dose journalière standard (DDD : Defined Daily Dose). Parmi les 25 substances retenues, le laboratoire TZW a pu en inclure 16 dans la méthode d'analyse. Celles-ci sont signalées par un astérisque dans la liste des médicaments recherchés (voir annexe 4). Dix d'entre elles ont été détectées au moins une fois que ce soit dans le lac ou les rivières. Cela confirme l'intérêt de cette approche théorique (MedicBase) afin de mieux cibler les micropolluants potentiellement problématiques dans le bassin versant lémanique. Ce programme d'analyse sera complété par une seconde campagne à l'identique au printemps 2010. En attendant les résultats complets de l'étude, les premières constatations sont les suivantes.

Léman

Les dernières recherches d'un grand nombre de résidus de médicaments dans le lac datent de juin 2005. La présence de carbamazépine, iohexol, ciprofloxacine et de norfloxacine avait déjà été démontrée (EDDER et al., 2006). Les résultats détaillés des résidus de médicaments détectés lors de la présente campagne d'analyses sont résumés dans le tableau en annexe 5 où seules les substances pour lesquelles au moins un des échantillons est positif y figurent. La présence de carbamazépine et des agents de contraste (iohexol, iomeprol, iopamidol et iopromide) se confirme donc. A contrario, les résidus d'antibiotique norfloxacine et ciprofloxacine ne sont plus mis en évidence au sein du lac. Par contre, de nouvelles substances ont été décelées. Il s'agit de l'estrone (une hormone œstrogène), de la gabapentine (un antiépileptique récent) et la metformine (un antidiabétique oral). Les concentrations élevées en metformine ne sont pas surprenantes tenant compte du fait que cette substance se situe au 4^e rang des substances les plus utilisées et au 16^e rang (dose moyenne de 2 g/jour) d'un classement élaboré à partir des DDD les plus élevées dans Medicbase. De plus, celle-ci est excrétée dans les urines sous une forme non métabolisée. Il faut encore noter la présence de deux agents anticorrosifs : le benzotriazole et le méthylbenzotriazole qui sont couramment employés comme additifs dans les circuits de refroidissement (industries, commerces) ainsi que dans les fluides hydrauliques et dans les fluides dégivreurs et anti-givre utilisés en aviation.

Rivières

Dans les rivières, 42 substances différentes ont été quantifiées. Au même titre que pour les pesticides, les concentrations varient énormément d'une rivière à l'autre et dépendent principalement de la population du bassin versant du cours d'eau et de son débit. Globalement, les substances identiques à celles détectées au sein du lac sont retrouvées. Souvent, les teneurs sont bien plus importantes et ascendent même à 1'700 ng/L pour la metformine par exemple.

D'ici la fin de cette étude, des données seront récoltées pour évaluer au mieux l'impact toxicologique de ces nouveaux polluants.

Médicaments produits industriellement

Comme les années précédentes, quelques principes actifs de médicaments produits industriellement dans le bassin versant du Rhône valaisan (carbamazépine, mépivacaïne, prilocaïne, bupivacaïne et chlorprocaïne) ont été incorporés à la méthode de surveillance des pesticides. Les résultats détaillés des mesures réalisées en avril et septembre 2009 sont donnés en annexe 6. L'origine de la présence de ces substances dans les eaux du lac provient d'une part de leur utilisation en médecine humaine et d'autre part, des rejets issus des industries qui les élaborent dans le bassin versant du Rhône en amont du lac (BERNARD *et al.*, 2007 ; BERNARD et ARNOLD, 2008 ; EDDER *et al.*, 2007, 2008).

Les figures 4 et 5 présentent l'évolution depuis 2006 des résidus de carbamazépine et de mépivacaïne à la station SHL2 à quatre profondeurs. Tout comme pour les pesticides, les concentrations semblent se stabiliser avec des concentrations toujours supérieures aux plus grandes profondeurs. Le suivi de ces 5 substances dans le Rhône et dans le lac se poursuivra courant 2010.

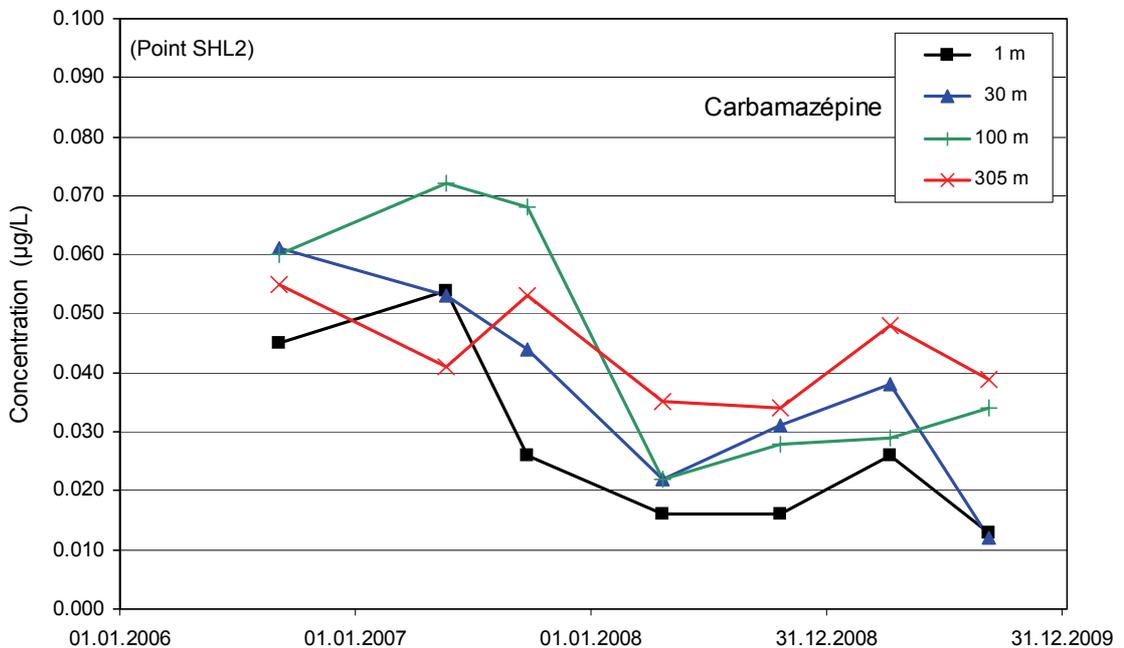


Figure 4 : Evolution des concentrations en carbamazépine depuis 2006 au centre du Léman à 1, 30, 100 et 305 m (station SHL2).

Figure 4 : Change in carbamazepine concentrations at 1, 30, 100 and 305 m since 2006 in the centre of Lake Geneva (SHL2).

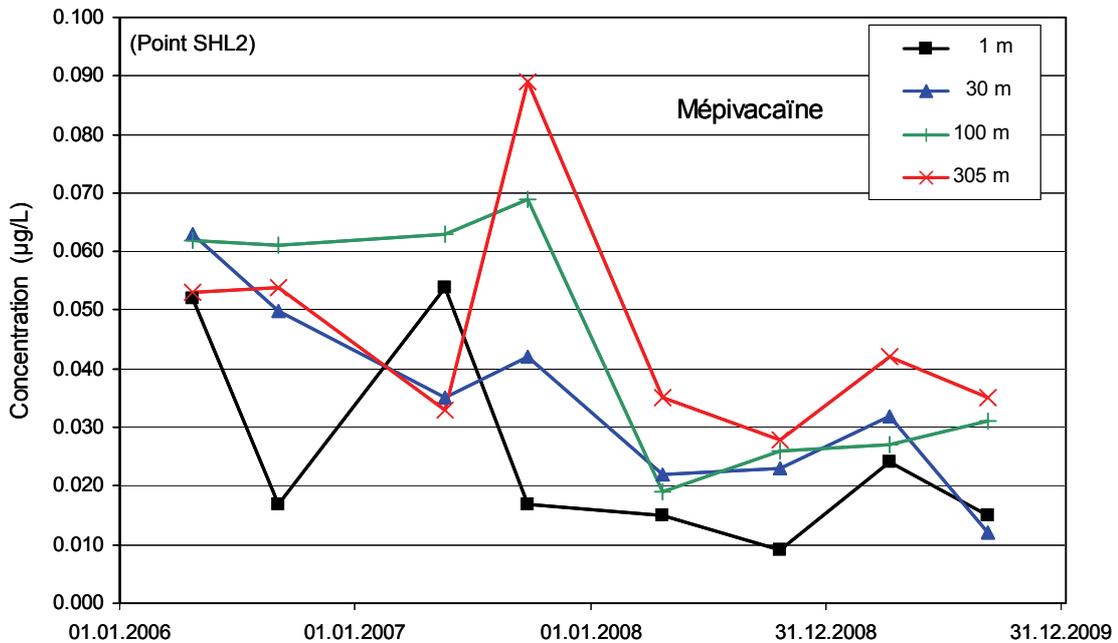


Figure 5 : Evolution des concentrations en mepivacaine depuis 2006 au centre du Léman à 1, 30, 100 et 305 m (station SHL2).

Figure 5 : Change in mepivacaine concentrations at 1, 30, 100 and 305 m since 2006 in the centre of Lake Geneva (SHL2).

4.4 Triclosan, bisphénol-A et alkyl-phénols (Tableau 4)

Le triclosan est un agent antibactérien utilisé dans les produits cosmétiques. Il rentre notamment dans la composition des produits d'hygiène buccale, de savons et produits de soins intimes, etc. Cette substance très active est potentiellement susceptible de poser des problèmes écotoxicologiques, notamment aux algues. Les données écotoxicologiques disponibles permettent de déterminer une PNEC algue de 0.05 µg/L et une PNEC poisson de 2.5 µg/L. (CHEVRE, 2003).

Les alkyl-phénols sont une large famille de produits qui ont été largement utilisés dans les détergents industriel et domestique, dans le traitement des textiles et du cuir, comme émulsifiant dans les produits agricoles, pour l'usinage des métaux, pour la fabrication de pâte à papier, dans les produits cosmétiques ou encore en tant que coformulants dans les pesticides et biocides. Les alkyl-phénols possèdent des propriétés oestrogéniques aiguës (perturbateur endocrinien) et ont été inscrits comme substances dangereuses prioritaires au sens de la directive 2003/53/CE et ont été interdits (de même que les éthoxylates de nonylphénols) d'emploi et de mise sur le marché depuis le 17 janvier 2005. Seule exception, l'utilisation de ces substances au niveau industriel dans des systèmes fermés et contrôlés dans lesquels les déchets sont recyclés ou incinérés. (2006/1907/CE). Pour le nonylphénol, la PNEC mentionnée dans les études FISCHNETZ (CHEVRE, 2003) est de 0.33 g/L pour les algues et de 0.6 µg/L pour les poissons. Pour le tert octyl phénol, la littérature indique une PNEC eau douce à 0.06 µg/L.

Comme les alkyl-phénols, le bisphénol A (4,4'-isopropylidenediphenol) possède des propriétés oestrogéniques. Le bisphénol A est utilisé comme monomère pour la fabrication industrielle par polymérisation de plastiques de type polycarbonate et de résines époxy et en particulier dans la fabrication d'objets en plastique comme les biberons. La PNEC en eau douce est de 1.6 µg/L (EU RISK ASSESSMENT REPORT, 2010)

Les résultats détaillés des laboratoires SPE-NE et TZW pour le lac et les rivières sont présentés dans le tableau 4. Les résultats du lac sont très satisfaisants puisqu'aucune des substances recherchées n'a été décelée. Dans les rivières, la situation n'est pas aussi encourageante avec parfois des concentrations élevées notamment dans le Rhône à la Porte du Scex et dans l'Arve à la Jonction. Les teneurs mesurées en triclosan demeurent dans tous les cas inférieures à la PNEC. A ces concentrations (~0.5 PNEC), le risque écotoxicologique reste limité. Pour les alkyl-phénols, le constat est plus inquiétant et l'on constate même un dépassement de la PNEC du nonylphénol dans le prélèvement de l'Arve à la Jonction. Ceci laisse supposer des effets potentiels sur l'environnement. De plus, l'augmentation significative des concentrations entre Arve-Etrembières et Arve-Jonction montre qu'il y a une source importante de nonylphenols entre ces deux points (deux STEP déversent leurs eaux dans l'Arve : Villette et Annemasse). Cela confirme qu'en dépit de leur interdiction récente, l'utilisation ou tout du moins le rejet de ces substances se poursuit. Ne disposant que d'un seul point de mesure, il sera judicieux de confirmer ce résultat lors des analyses prévues pour le printemps 2010. Le cas échéant, une identification de la ou des sources pourrait s'imposer. Pour le bisphénol A, les concentrations mesurées restent bien inférieures à la PNEC et ne semblent pas poser de problème immédiat pour l'environnement.

Tableau 4 : Résultats triclosan, bisphénol-A, et alkyl-phénols dans le lac et rivières.
Table 4 : Results of triclosan, bisphenol A, and alkyl-phenols in the lake and rivers.

Concentration en µg/L	SPE Neuchâtel		Laboratoire TZW		
	Lieu de prélèvement	Triclosan	Nonylphenols	Nonylphenols	Octylphenols
Lac - SHL2 - 1 m	< 0.008	< 0.015	< 0.025	< 0.005	< 0.005
Lac - SHL2 - 30 m	< 0.008	< 0.015	< 0.025	< 0.005	< 0.005
Lac - SHL2 - 100 m	< 0.008	< 0.015	< 0.025	< 0.005	< 0.005
Lac - SHL2 - 305 m	< 0.008	< 0.015	< 0.025	< 0.005	< 0.005
Dranse	< 0.008	0.021	< 0.025	0.005	0.039
Rhône Porte du Scex	0.029	0.228	0.320	0.028	0.027
Venoge	0.026	0.065	0.089	0.008	0.071
Boiron de Morges	0.027	0.038	< 0.025	< 0.005	0.010
Rhône émissaire	< 0.008	< 0.015	< 0.025	< 0.005	0.012
Arve - Etrembières	0.011	0.086	0.150	< 0.005	0.026
Arve - Jonction	0.029	0.540	0.620	0.011	0.054
Rhône - Chancy	0.017	0.075	0.043	< 0.005	0.011

5. CONCLUSIONS

Les teneurs en métaux lourds des eaux du Léman demeurent faibles et satisfont pleinement aux exigences requises pour les eaux de boisson.

Les concentrations en pesticides dans le lac ont bien diminué suite aux mesures prises par les industries valaisannes pour diminuer les rejets. Cependant, les résultats de l'année 2009 montrent une certaine stabilisation des concentrations mesurées aux environs de 0.15 µg/L pour les pesticides totaux.

La recherche large spectre de médicaments réalisée dans le lac et les rivières a montré la présence de nouvelles substances qui n'avaient d'une part jamais été mises en évidence (notamment la metformine et la gabapentine) et d'autre part avaient la teneur la plus élevée parmi tous les composés mis en évidence à ce jour. Le dépistage de ces substances a été rendu possible grâce aux données de Medibase en identifiant les composés les plus utilisés et les plus susceptibles d'être présents dans l'environnement. Les données écotoxicologiques de ces nouvelles substances devront être complétées afin de mieux évaluer les risques environnementaux ainsi qu'en matière d'eau potable.

La recherche des nonylphénols a également montré des résultats inquiétants. Bien que ces composés soient interdits d'utilisation depuis 2005, les concentrations mesurées portent manifestement à croire que ce n'est pas le cas. De plus, un des prélèvements montrait une teneur qui dépasse largement la valeur de la PNEC. Si ces résultats se confirment lors de la campagne du printemps 2010, des mesures devront être prises afin d'identifier les sources.

Un bilan définitif sur ce programme étendu de recherche de micropolluants et notamment des substances médicamenteuses sera réalisé lorsque les résultats de la seconde série de prélèvements du printemps 2010 seront disponibles.

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, 145-155.

CHÈVRE, N. (2003) : Risk assessment of 6 different substances occurring in Swiss rivers, Teilprojekt 02/01, Fischnetz-publication, Synthese Ökotox, EAWAG.

CIRCULAIRE 2007/23 du Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire du 07.05.2007.

CORVI, C. (1984) : Métaux en traces. In : Le Léman, Synthèse 1957-1982, Ed. par Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Chapitre 3.2.11, Tableau 3 page 207.

- DIETRICH, D. (1995) : Kritische Beurteilung der ökotoxikologischen Aussagekraft von Schwermetallanalysen in Fischen aus schweizerischen Gewässern. Mitt. Gebiete Lebensm. Hyg., 86, 213-225.
- DIRECTIVE CE/98/83 du Conseil du 3 novembre 1998 - Journal officiel des Communautés européennes du 05.12.1998.
- DECISION 2002/657/CE de la Commission du 12 août 2002 portant modalités d'application de la directive 96/23/CE du Conseil en ce qui concerne les performances des méthodes d'analyse et l'interprétation des résultats. - Journal officiel des Communautés européennes du 17.8.2002.
- 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.
- 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., RAMSEIER, S. et CHÈVRE, N. (2007) : Métaux et micropolluants organiques. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 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.
- EUROPEAN UNION RISK ASSESSMENT REPORT - BISPENOL-A (2010) :
http://ecb.jrc.ec.europa.eu/documents/Existing-Chemicals/RISK_ASSESSMENT/REPORT/bisphenolareport325.pdf
- LAZZAROTTO, J., et RAPIN, F. (2010) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2009, 31-56.
- 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
- SIGG, L. (1992) : Les métaux lourds dans les cours d'eau. Nouvelles de l'EAWAG, 32, 32-35.
- STRAWCZYNSKI, A. (2010) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2009, 153-163.

**Produits phytosanitaires recherchés.
Pesticides (crop treatments) surveyed.**

	Substance	Type	NumCAS	LQ [$\mu\text{g/L}$]
1	Acetamidrid	Insecticide	135410-20-7	0.001
2	Acetochlor	Herbicide	34256-82-1	0.02
3	Acibenzolar-S-methyl	Régulateur croissance	135158-54-2	0.02
4	Aclonifen	Herbicide	74070-46-5	0.01
5	Alachlor	Herbicide	15972-60-8	0.005
6	Aldicarb	Insecticide	116-06-3	0.001
7	Aldicarb sulfoxide	Fongicide	1646-87-3	0.001
8	Aldoxycarb (Aldicarb sulfone)	Insecticide	1646-88-4	0.001
9	Amidosulfuron	Herbicide	120923-37-7	0.001
10	Amitrole	Herbicide	61-82-5	0.001
11	Asulam	Herbicide	3337-71-1	0.001
12	Atrazine	Herbicide	1912-24-9	0.001
13	Atrazine-2-hydroxy	Herbicide	2163-68-0	0.001
14	Atrazine-desethyl	Herbicide	6190-65-4	0.001
15	Atrazine-desethyl-2-hydroxy	Herbicide	19988-24-0	0.001
16	Atrazine-desethyl-desisopropyl	Herbicide	3397-62-4	0.001
17	Atrazine-desisopropyl	Herbicide	1007-28-9	0.001
18	Azaconazole	Fongicide	60207-31-0	0.001
19	Aziprotryne	Herbicide	4658-28-0	0.001
20	Azoxystrobin	Fongicide	131860-33-8	0.001
21	Benalaxyl	Fongicide	71626-11-4	0.001
22	Bendiocarb	Insecticide	22781-23-3	0.001
23	Benfuracarb	Insecticide	82560-54-1	0.02
24	Benodanil	Insecticide	15310-01-7	0.01
25	Benoxacor	Herbicide	98730-04-2	0.01
26	Bentazon	Herbicide	25057-89-0	0.001
27	Benthiavalcab isopropyl	Fongicide	177406-68-7	0.001
28	Benzoximate	Acaricide	29104-30-1	0.005
29	Bifenox	Herbicide	42576-02-3	0.02
30	Bitertanol	Fongicide	55179-31-2	0.001
31	Boscalid (Nicobifen)	Fongicide	188425-85-6	0.001
32	Bromacil	Herbicide	314-40-9	0.001
33	Bromuconazole	Fongicide	116255-48-2	0.001
34	Bupirimate	Fongicide	41483-43-6	0.001
35	Buprofezin	Insecticide	69327-76-0	0.001
36	Butocarboxim	Insecticide	34681-10-2	0.001
37	Carbaryl	Insecticide	63-25-2	0.001
38	Carbendazim	Fongicide	10605-21-7	0.001
39	Carbofuran	Insecticide	1563-66-2	0.001
40	Carboxin	Fongicide	5234-68-4	0.001
41	Chlorbromuron	Herbicide	13360-45-7	0.001
42	Chlorfenapyr	Acaricide	122453-73-0	0.02
43	Chlorfluazuron	Insecticide	71422-67-8	0.001
44	Chloridazon	Herbicide	1698-60-8	0.001
45	Chlorotoluron	Herbicide	15545-48-9	0.001
46	Chloroxuron	Herbicide	1982-47-4	0.001
47	Clethodim	Herbicide	99129-21-2	0.001
48	Clodinafop-propargyl	Herbicide	105512-06-9	0.02
49	Clofentezine	Acaricide	74115-24-5	0.1
50	Clomazone	Herbicide	81777-89-1	0.001
51	Clopyralid	Herbicide	1702-17-6	0.1
52	Cloquintocet-mexyl ester	Herbicide	99607-70-2	0.001
53	Cyanazin	Herbicide	21725-46-2	0.001
54	Cyclosulfamuron	Herbicide	136849-15-5	0.001
55	Cycloxydim	Herbicide	101205-02-1	0.001
56	Cymoxanil	Fongicide	57966-95-7	0.001
57	Cyproconazole	Fongicide	113096-99-4	0.001
58	Cyprodinil	Fongicide	121552-61-2	0.001
59	Demeton-S-methyl	Insecticide	919-86-8	0.02
60	Demeton-S-methyl-sulfon	Insecticide	17040-19-6	0.02
61	Diafenthiuron	Insecticide	80060-09-9	0.1
62	Dichlorprop-P	Herbicide	15165-67-0	0.02

	Substance	Type	NumCAS	LQ [$\mu\text{g/L}$]
63	Diclobutrazol	Fongicide	75736-33-3	0.001
64	Dicrotophos	Insecticide	141-66-2	0.001
65	Diethofencarb	Fongicide	87130-20-9	0.02
66	Difenoconazol	Fongicide	119446-68-3	0.001
67	Difenoxyuron	Herbicide	14214-32-5	0.001
68	Diflubenzuron	Insecticide	35367-38-5	0.01
69	Diflufenican	Herbicide	83164-33-4	0.001
70	Dimefuron	Herbicide	34205-21-5	0.001
71	Dimethachlor	Herbicide	50563-36-5	0.001
72	Dimethenamid	Herbicide	87674-68-8	0.001
73	Dimethoate	Insecticide	60-51-5	0.001
74	Dimethomorph	Fongicide	110488-70-5	0.001
75	Dimetilan	Insecticide	644-64-4	0.001
76	Diniconazole	Fongicide	83657-24-3	0.001
77	Dinoseb	Herbicide	88-85-7	0.1
78	Dinoterb	Herbicide	1420-07-1	0.02
79	Dioxacarb	Insecticide	6988-21-2	0.001
80	Diphenylamine	Insecticide	122-39-4	0.1
81	Disulfoton	Insecticide	298-04-4	0.1
82	Diuron	Herbicide	330-54-1	0.001
83	Dodemorph	Fongicide	1593-77-7	0.005
84	Epoxiconazole	Fongicide	106325-08-0	0.001
85	Etaconazole	Fongicide	60207-93-4	0.001
86	Ethiofencarb	Insecticide	29973-13-5	0.001
87	Ethoxyquin	Fongicide	91-53-2	0.05
88	Ethoxysulfuron	Herbicide	126801-58-9	0.001
89	Fenamidone	Fongicide	161326-34-7	0.001
90	Fenamiphos	Nematicide	22224-92-6	0.001
91	Fenarimol	Fongicide	60168-88-9	0.001
92	Fenazaquin	Acaricide	120928-09-8	0.02
93	Fenbuconazole	Fongicide	114369-43-6	0.001
94	Fenhexamide	Fongicide	126833-17-8	0.001
95	Fenobucarb	Insecticide	3766-81-2	0.001
96	Fenoxycarb	Insecticide	79127-80-3	0.005
97	Fenpiclonil	Fongicide	74738-17-3	0.001
98	Fenpropathrin	Insecticide	64257-84-7	0.02
99	Fenpropidin	Fongicide	67306-00-7	0.005
100	Fenpropimorph	Fongicide	67564-91-4	0.001
101	Fenpyroximat	Acaricide	134098-61-6	0.01
102	Fenuron	Herbicide	101-42-8	0.001
103	Fipronil	Insecticide	120068-37-3	0.02
104	Flazasulfuron	Herbicide	104040-78-0	0.01
105	Florasulam	Herbicide	145701-23-1	0.005
106	Fluazifop-butyl	Herbicide	79241-46-6	0.001
107	Fluazinam	Fongicide	79622-59-6	0.001
108	Flucycloxuron	Acaricide	94050-52-9	0.02
109	Fludioxonil	Fongicide	131341-86-1	0.02
110	Flufenacet	Herbicide	142459-58-3	0.001
111	Flufenoxuron	Insecticide	101463-69-8	0.001
112	Fluoxastrobin	Fongicide	193740-76-0	0.001
113	Flupyrsulfuron-methyl sodium	Herbicide	144740-54-5	0.01
114	Fluquinconazole	Fongicide	136426-54-5	0.02
115	Fluroxypyr	Herbicide	69377-81-7	0.005
116	Flurprimidol	Herbicide	56425-91-3	0.001
117	Flurtamone	Herbicide	96525-23-4	0.001
118	Flusilazole	Fongicide	85509-19-9	0.001
119	Flutolanil	Fongicide	66332-96-5	0.001
120	Flutriafol	Fongicide	76674-21-0	0.001
121	Foramsulfuron	Herbicide	173159-57-4	0.001
122	Fuberidazole	Fongicide	003878-19-1	0.001
123	Furalaxyl	Fongicide	57646-30-7	0.001
124	Furathiocarb	Insecticide	65907-30-4	0.001
125	Haloxypop-methyl	Herbicide	69806-40-2	0.001
126	Hexaconazole	Fongicide	79983-71-4	0.001
127	Hexaflumuron	Insecticide	86479-06-3	0.001
128	Hexythiazox	Acaricide	78587-05-0	0.02

	Substance	Type	NumCAS	LQ [µg/L]
129	Imazalil	Fongicide	35554-44-0	0.001
130	Imidacloprid	Insecticide	105827-78-9	0.005
131	Indoxacarb	Insecticide	173584-44-6	0.02
132	Iodosulfuron-methyl	Herbicide	185119-76-0	0.001
133	Ioxynil	Herbicide	1689-83-4	0.001
134	Iprovalicarb	Fongicide	140923-17-7	0.05
135	Isazophos	Insecticide	42509-80-8	0.001
136	Isoproturon	Herbicide	34123-59-6	0.001
137	Lenacil	Herbicide	2164-08-1	0.001
138	Linuron	Herbicide	330-55-2	0.001
139	Lufenuron	Insecticide	103055-07-8	0.001
140	Mandipropamid	Fongicide	374726-62-2	0.001
141	MCPA	Herbicide	94-74-6	0.02
142	MCPB	Herbicide	94-81-5	0.1
143	Mecarbam	Insecticide	2595-54-2	0.1
144	Mecoprop	Herbicide	7085-19-0	0.02
145	Mepanipyrim	Fongicide	110235-47-7	0.001
146	Metalaxyl	Fongicide	57837-19-1	0.02
147	Metamitron	Herbicide	41394-05-2	0.001
148	Metconazole	Fongicide	125116-23-6	0.001
149	Methabenzthiazuron	Herbicide	18691-97-9	0.001
150	Methiocarb	Insecticide	2032-65-7	0.001
151	Methomyl	Insecticide	16752-77-5	0.001
152	Methoxyfenozide	Insecticide	161050-58-4	0.001
153	Metobromuron	Herbicide	3060-89-7	0.001
154	Metolachlor	Herbicide	51218-45-2	0.001
155	Metolcarb	Insecticide	1129-41-5	0.01
156	Metosulam	Herbicide	139528-85-1	0.001
157	Metoxuron	Herbicide	19937-59-8	0.001
158	Metribuzin	Herbicide	21087-64-9	0.001
159	Metsulfuron-methyl	Herbicide	74223-64-6	0.001
160	Monocrotophos	Insecticide	6923-22-4	0.001
161	Monolinuron	Herbicide	1746-81-2	0.001
162	Monuron	Herbicide	150-68-5	0.001
163	Myclobutanil	Fongicide	88671-89-0	0.001
164	Napropamide	Herbicide	15299-99-7	0.001
165	Neburon	Herbicide	555-37-3	0.001
166	Nicosulfuron	Herbicide	111991-09-4	0.005
167	Norflurazon	Herbicide	27314-13-2	0.001
168	Nuarimol	Fongicide	63284-71-9	0.001
169	Omethoate	Insecticide	1113-02-6	0.02
170	Orbencarb	Herbicide	34622-58-7	0.01
171	Orthosulfamuron	Herbicide	213464-77-8	0.02
172	Oryzalin	Herbicide	19044-88-3	0.001
173	Oxadiazon	Herbicide	19666-30-9	0.001
174	Oxadixyl	Fongicide	77732-09-3	0.001
175	Oxamyl	Insecticide	23135-22-0	0.02
176	Oxydemeton-methyl	Insecticide	301-12-2	0.001
177	Paclobutrazol	Regul. croiss.	76738-62-0	0.001
178	Penconazole	Fongicide	66246-88-6	0.001
179	Pencycuron	Fongicide	66063-05-6	0.001
180	Pendimethalin	Herbicide	40487-42-1	0.01
181	Phenmedipham	Herbicide	13684-63-4	0.005
182	Phenthoat	Insecticide	2597-03-7	0.02
183	Phosalone	Insecticide	2310-17-0	0.001
184	Picoxystrobin	Fongicide	117428-22-5	0.001
185	Pirimicarb	Insecticide	23103-98-2	0.001
186	Pretilachlor	Herbicide	51218-49-6	0.001
187	Prochloraz	Fongicide	67747-09-5	0.001
188	Promecarb	Insecticide	2631-37-0	0.001
189	Prometryn	Herbicide	7287-19-6	0.001
190	Propachlor	Herbicide	1918-16-7	0.001
191	Propamocarb	Fongicide	24579-73-5	0.001
192	Propanil	Herbicide	709-98-8	0.001
193	Propaquizafop	Herbicide	111479-05-1	0.02
194	Propargite	Acaricide	2312-35-8	0.01

	Substance	Type	NumCAS	LQ [$\mu\text{g/L}$]
195	Propazine	Herbicide	139-40-2	0.001
196	Propetamphos	Insecticide	31218-83-4	0.02
197	Propham	Herbicide	122-42-9	0.001
198	Propiconazole	Fongicide	60207-90-1	0.001
199	Propoxur	Insecticide	114-26-1	0.001
200	Propoxycarbazone-sodium	Herbicide	181274-15-7	0.01
201	Propyzamide	Herbicide	23950-58-5	0.001
202	Proquinazid	Fongicide	189278-12-4	0.005
203	Prosulfocarb	Herbicide	52888-80-9	0.001
204	Pymetrozine	Insecticide	123312-89-0	0.001
205	Pyraclostrobin	Fongicide	175013-18-0	0.001
206	Pyridaben	Insecticide	96489-71-3	0.01
207	Pyrifenox	Fongicide	88283-41-4	0.001
208	Pyriftalid	Herbicide	135186-78-6	0.001
209	Pyrimethanil	Fongicide	53112-28-0	0.001
210	Pyriproxyfen	Insecticide	95737-68-1	0.005
211	Quizalofop-P-Ethyl	Herbicide	100646-51-3	0.01
212	Secbumeton	Herbicide	26259-45-0	0.001
213	Simazine	Herbicide	122-34-9	0.001
214	Simazine-2-hydroxy	Herbicide	2599-11-3	0.001
215	Spinosad	Insecticide	168316-95-8	0.01
216	Spirodiclofen	Acaricide	148477-71-8	0.02
217	Spiroxamine	Fongicide	118134-30-8	0.005
218	Sulfometuron-methyl	Herbicide	74222-97-2	0.001
219	Sulfosulfuron	Herbicide	141776-32-1	0.01
220	Tebuconazole	Fongicide	107534-96-3	0.001
221	Tebufenozide	Insecticide	112410-23-8	0.05
222	Tebufenpyrad	Acaricide	119168-77-3	0.001
223	Tebutam	Herbicide	35256-85-0	0.001
224	Teflubenzuron	Insecticide	83121-18-0	0.001
225	Tepraloxdim	Herbicide	149979-41-9	0.001
226	Terbacil	Herbicide	5902-51-2	0.02
227	Terbufos	Insecticide	13071-79-9	0.01
228	Terbumeton	Herbicide	33693-04-8	0.001
229	Terbutylazine	Herbicide	5915-41-3	0.001
230	Terbutylazine-2-hydroxy	Herbicide	66753-07-9	0.001
231	Terbutylazine-desethyl	Herbicide	30125-63-4	0.001
232	Terbutryn	Herbicide	886-50-0	0.001
233	Tetraconazole	Fongicide	112281-77-3	0.001
234	Thiabendazole	Fongicide	148-79-8	0.001
235	Thiacloprid	Insecticide	111988-49-9	0.001
236	Thiamethoxam	Insecticide	153719-23-4	0.02
237	Thifensulfuron-methyl	Herbicide	79277-27-3	0.001
238	Thiobencarb	Herbicide	28249-77-6	0.001
239	Thiocyclam hydrogen oxalate	Insecticide	31895-22-4	0.02
240	Thiodicarb	Insecticide	59669-26-0	0.001
241	Thiofanox	Insecticide	39196-18-4	0.001
242	Thiophanate ethyl	Fongicide	23564-06-9	0.1
243	Thiophanate methyl	Fongicide	23564-05-8	0.1
244	Tolclofos-methyl	Fongicide	57018-04-9	0.1
245	Triadimefon	Fongicide	43121-43-3	0.001
246	Triadimenol	Fongicide	55219-65-3	0.001
247	Triasulfuron	Herbicide	82097-50-5	0.001
248	Tribenuron-methyl	Herbicide	101200-48-0	0.02
249	Triclopyr	Herbicide	55335-06-3	0.1
250	Tricyclazole	Fongicide	41814-78-2	0.001
251	Trifloxystrobin	Fongicide	141517-21-7	0.001
252	Trifloxysulfuron	Herbicide	145099-21-4	0.001
253	Triflumizole	Fongicide	68694-11-1	0.001
254	Triflumuron	Insecticide	64628-44-0	0.001
255	Triforine	Fongicide	26644-46-2	0.01
256	Trinexapac-ethyl	Herbicide	95266-40-3	0.001
257	Vamidothion	Insecticide	2275-23-2	0.001

Produits phytosanitaires décelés dans le Léman à SHL2, prélèvement du
8 avril et du 9 septembre 2009.

ANNEXE 2

Pesticides detected in the Lake Geneva at SHL2, samples taken on April 8 and September 9 2009.

Concentration en µg/L		08.04.2009				09.09.2009			
Pesticides	Type	1 m	30 m	100 m	305 m	1 m	30 m	100 m	305 m
Amidosulfuron	Herbicide	0.013	0.014	0.014	0.018	0.003	0.005	0.006	0.008
Atrazine	Herbicide	0.020	0.019	0.020	0.026	0.011	0.015	0.017	0.023
Atrazine-2-hydroxy	Herbicide	0.002	0.001	0.004	0.005	0.001	0.002	0.006	0.006
Atrazine-desethyl	Herbicide	0.006	0.008	0.006	0.010	0.013	0.014	0.015	0.016
Atrazine-desethyl-2-hydroxy	Herbicide				0.001				
Atrazine-desethyl-desisopropyl	Herbicide					0.009			
Atrazine-desisopropyl	Herbicide	0.004	0.001	0.005	0.005		0.008	0.008	0.010
Azoxystrobin	Fongicide	0.001	0.001	0.001	0.001		0.001		
Carbendazim	Fongicide			0.001	0.001			0.001	0.001
Carboxin	Fongicide							0.001	
Chlorotoluron	Herbicide	0.001	0.001	0.002	0.004		0.002	0.006	0.006
Cycloxydim	Herbicide				0.001				0.004
Cyproconazole	Fongicide	0.005	0.002	0.005	0.005		0.003	0.004	0.004
Cyprodinil	Fongicide							0.001	
Dichlorobenzamide-2,6	Herbicide	0.002	0.001	0.004	0.005	0.001	0.003	0.005	0.007
Difenoconazol	Fongicide				0.001				
Dimethachlor	Herbicide	0.001	0.001	0.002	0.002		0.001	0.002	0.001
Diuron	Herbicide	0.003	0.001	0.004	0.004	0.001	0.002	0.004	0.005
Ethoxysulfuron	Herbicide	0.007	0.010	0.008	0.009	0.002	0.005	0.005	0.004
Fenarimol	Fongicide	0.002		0.002	0.004			0.007	0.003
Flurprimidol	Rég. croiss.				0.001			0.001	0.001
Foramsulfuron	Herbicide	0.011	0.014	0.008	0.021	0.004	0.004	0.011	0.016
Furalaxyl	Fongicide	0.001	0.001	0.001	0.002		0.001	0.001	0.001
Iodosulfuron-methyl	Herbicide	0.002	0.004	0.003	0.005	0.004	0.007	0.006	0.007
Isoproturon	Herbicide	0.001	0.001	0.001	0.002		0.001	0.004	0.001
Lenacil	Herbicide							0.002	
Linuron	Herbicide	0.001		0.001					
Metalaxyl	Fongicide	0.016	0.024	0.018	0.030	0.010	0.008	0.023	0.030
Metobromuron	Herbicide			0.002	0.004				0.007
Metolachlor	Herbicide	0.010	0.009	0.010	0.013	0.004	0.009	0.010	0.013
Metsulfuron-methyl	Herbicide					0.002			
Monolinuron	Herbicide								0.009
Monuron	Herbicide							0.001	0.001
Nuarimol	Fongicide				0.001				
Penconazole	Fongicide			0.001	0.001			0.001	0.001
Pirimicarb	Insecticide								
Pretilachlor	Herbicide					0.001	0.001	0.001	0.001
Prometryn	Herbicide	0.001		0.002	0.002		0.001	0.002	0.002
Propiconazole	Fongicide	0.005	0.002	0.007	0.007	0.001	0.003	0.006	0.006
Propoxur	Insecticide			0.001					
Pymetrozine	Insecticide	0.001	0.001	0.002	0.002		0.001	0.003	0.001
Sebumeton	Herbicide			0.001	0.001				0.001
Simazine	Herbicide	0.003	0.001	0.005	0.006	0.001	0.003	0.007	0.006
Simazine-2-hydroxy	Herbicide			0.001	0.001			0.001	0.001
Tebuconazole	Fongicide			0.001				0.001	
Terbumeton	Herbicide			0.001	0.001			0.001	0.001
Terbuthylazine	Herbicide	0.002	0.001	0.004	0.005	0.001	0.002	0.004	0.004
Terbuthylazine-2-hydroxy	Herbicide	0.002	0.001	0.003	0.004	0.001	0.002	0.005	0.005
Terbuthylazine-desethyl	Herbicide	0.002	0.001	0.003	0.003	0.005	0.005	0.006	0.007
Terbutryn	Herbicide	0.001		0.001	0.001			0.001	0.001
Thiacloprid	Insecticide							0.003	0.003
Somme des pesticides		0.126	0.120	0.155	0.215	0.075	0.109	0.189	0.224

Produits phytosanitaires décelés dans les rivières, prélèvement du 18 novembre 2009.
Pesticides detected in the rivers, sampled on November 18 2009.

ANNEXE 3

Concentration en µg/L	Dranse	Rhône Porte du Scex	Venoge	Boiron de Morges	Rhône émissaire	Arve Etrembières	Arve Jonction	Rhône Chancy	Morges
2,4-D									0.001
Amidosulfuron					0.006			0.005	
Atrazine		0.001	0.021	0.016	0.013	0.001	0.001	0.010	0.044
Atrazine-2-hydroxy			0.006	0.003	0.003			0.002	0.005
Atrazine-desethyl		0.001	0.012	0.003	0.007	0.001	0.001	0.007	0.015
Atrazine-desethyl-desisopropyl			0.001		0.001			0.001	0.001
Azoxystrobin			0.003	0.001	0.001			0.001	0.001
Benthiavalicarb			0.053						
Boscalid (Nicobifen)			0.004					0.001	
Bupirimate			0.003						
Buprofezin			0.001						
Carbendazim			0.003	0.001	0.001		0.002	0.001	0.001
Chloridazon			0.001	0.001					0.003
Chlorotoluron			0.024	0.003	0.001	0.001		0.002	0.120
Clomazone			0.001						
Cyproconazole		0.001	0.001	0.001	0.002			0.002	0.002
Cyprodinil		0.002	0.002						
Dichlorobenzamide-2,6		0.001	0.005	0.001	0.002			0.003	0.004
Difenoconazol		0.002	0.001						
Diflufenican			0.001	0.001					
Dimefuron				0.001					0.001
Dimethachlor			0.012		0.002			0.002	0.009
Dimethomorph			0.089						
Dinoseb					0.001				
Dinoterb		0.002			0.001		0.001		
Diuron		0.001	0.032	0.003	0.002			0.003	0.046
Epoxiconazole				0.001					0.002
Ethoxysulfuron								0.001	
Fenamidone				0.001					
Fenarimol					0.001				
Fenhexamide			0.001						
Fipronil			0.001	0.001			0.001		0.001
Flufenacet			0.003	0.001					
Fluoxastrobin				0.001					
Flusilazole			0.003						
Foramsulfuron		0.001			0.004			0.005	
Furalaxyl					0.001			0.001	
Imazalil		0.002							
Iodosulfuron-methyl					0.001			0.001	
Iprovalicarb			0.002		0.001				
Isoproturon		0.001	0.027	0.031	0.001	0.001		0.001	0.030
Lenacil				0.001					
Linuron				0.002				0.001	
Mandipropamid		0.001							
MCPA				0.001	0.001				0.001
Mecoprop		0.001	0.004	0.005	0.002	0.001	0.001	0.002	0.004
Metalaxyl			0.006		0.01			0.010	
Metazachlor			0.001	0.002					0.001
Metconazole									0.001
Methamidophos			0.002	0.001	0.004		0.001	0.003	0.001
Methoxyfenozide			0.001						0.001
Metobromuron					0.001				
Metolachlor			0.005	0.004	0.002			0.002	0.005
Metoxuron		0.001							
Metribuzin			0.001						

Concentration en µg/L	Dranse	Rhône Porte du Scex	Venoge	Boiron de Morges	Rhône émissaire	Arve Etrembières	Arve Jonction	Rhône Chancy	Morges
Napropamide			0.004	0.003					0.001
Nicosulfuron			0.001	0.001					0.001
Penconazol			0.002		0.001				
Prometryn					0.001			0.001	
Propamocarb			0.002						
Propiconazole	0.001	0.006	0.002	0.001	0.004	0.001	0.001	0.003	0.001
Propoxur				0.001					
Pymetrozine		0.001			0.001				
Simazine			0.002	0.005	0.003			0.003	0.001
Simazine-2-hydroxy			0.001						0.001
Tebuconazole			0.001	0.002				0.001	0.001
Terbuthylazine			0.008	0.002	0.006			0.007	0.048
Terbuthylazine-2-hydro	0.001		0.006	0.002	0.002			0.002	0.003
Terbuthylazine-desethyl		0.001	0.003	0.001	0.002			0.002	0.002
Terbutryn			0.001	0.001	0.001			0.001	0.001
Thiabendazole		0.003	0.001						
Thiodicarb					0.007				
Triclopyr				0.001					0.002
Trifloxystrobin			0.032						
Somme pesticides	0.002	0.029	0.399	0.107	0.100	0.006	0.009	0.087	0.362

Médicaments, inhibiteurs de corrosion et perturbateurs endocriniens recherchés.
 Drugs, anticorrosion agents and endocrine disruptors surveyed.

ANNEXE 4

analgesics, antipyretics, antiphlogistics, antirheumatics :	LQ [ng/L]	radiocontrast agents :	LQ [ng/L]
diclofenac	10	amidotrizoic acid	10
dimethylaminophenazone	10	iodipamide	10
fenoprofen	10	iohexol	10
ibuprofen	10	iomeprol	10
indometacine	10	iopamidol	10
ketoprofen	10	iopromide	10
mefenamic acid *	10	iotalamic acid	10
naproxen	10	ioxaglic acid	10
paracetamol	10	ioxitalamic acid	10
phenacetin	10	antibiotics :	
phenazone	10	amoxicillin	20
propyphenazone	10	anhydro-erythromycin	10
salicylic acid	20	azithromycin *	10
hypolipidemic agents :		chloroamphenicol	10
atorvastatin *	10	chlorotetracycline	20
bezafibrate	10	ciprofloxacin	20
clofibrac acid	10	clarithromycin	10
etofibrate	10	clindamycin	10
fenofibrate	10	cloxacillin	20
fenofibrac acid	10	dapsone	10
gemfibrozil	10	dicloxacillin	20
pravastatin *	10	doxycycline	20
simvastatin	10	enoxacin	20
antiepileptics/anticonvulsants :		enrofloxacin	20
carbamazepine	10	erythromycin	10
gabapentin *	10	furazolidone	10
vasodilators :		meclocycline	20
pentoxifylline	10	metronidazole	10
beta blockers :		naftillin	20
atenolol	10	norfloxacin	20
betaxolol	10	ofloxacin	20
bisoprolol	10	oleandomycin	10
metoprolol	10	oxacillin	20
pindolol	10	oxytetracycline	20
propranolol	10	penicillin G	20
sotalol	10	penicillin V	20
bronchodilators :		ronidazole	10
clenbuterol	10	roxithromycin	10
salbutamol	10	spiramycin	10
terbutaline	10	sulfadiazine	10
antineoplastic drugs :		sulfadimidine	10
cyclophosphamide	10	sulfamerazine	10
ifosfamide	10	sulfamethoxazole	10
sedatives, hypnotics :		tetracycline	20
clomethiazole *	10	trimethoprim	5
diazepam	10	tylosin	10
venlafaxine	10	virginiamycin	10
zolpidem *	10	natural and synthetic hormones :	
antidepressants :		17 -ethinylestradiol	1
citalopram *	10	17β-estradiol	1
fluoxetine *	10	estriol	1
antihypertensive drugs :		estrone	1
amlodipine *	10	mestranol	1
enalapril *	10	norethisteron	1
irbesartan *	10	alkyl phenols :	
lisinopril *	10	bisphenol A	5
losartan *	10	iso-nonylphenol	25
anti-diabetic drugs :		tert-octylphenol	5
metformin *	10	corrosion inhibitors :	
diuretic drugs :		benzotriazole	10
hydrochlorothiazide *	10	methylbenzotriazole	10

* : Substances nouvellement incluses dans la méthode du laboratoire TZW sur demande de la CIPEL

Conc. en ng/L	SHL2 - 1 m	SHL2 - 30 m	SHL2 - 100 m	SHL2 - 305 m	Dranse	Rhône Porte du Scex	Venoge	Boiron de Morges	Rhône émissaire	Arve - Etrembières	Arve - Jonction	Rhône - Chancy
amiditricic acid	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	13	160	17	< 10	< 10	< 10	14
ambolipine *	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	12	12
anhydro-erythromycin	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	140	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
atenolol	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	25	48	< 10	< 10	12	22
atrovastatin *	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	12	10	< 10	< 10	< 10	< 10
benzofiazole	45	62	48	59	< 10	79	280	520	59	28	45	88
bezafibrate	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	45	< 10	< 10	< 10	< 10
bisphenol A	< 5	< 5	< 5	< 5	39	27	71	10	12	26	54	11
carbamazepine	26	27	48	57	< 10	< 10	< 10	17	22	< 10	< 10	18
clarithromycin	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	19	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
diclofenac	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	29	35	< 10	< 10	< 10	< 10
erythromycin	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	88	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
estrone	< 1	2,7	< 1	< 1	2,9	6,4	11	21	< 1	< 1	22	< 1
fenofibric acid	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	75	31	< 10	< 10	53	21
fluoxetine *	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	14	12
gabapentin *	22	22	21	16	15	80	130	82	20	25	43	69
gemfibrozil	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	12	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
hydrochlorothiazide *	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	12	21	26	< 10	< 10	10	14
ibuprofen	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	14	16	58	< 10	< 10	< 10	< 10
iohexol	< 10	30	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	230	20	< 10	46	200
iomeprol	30	24	28	< 10	< 10	58	< 10	590	30	< 10	110	190
lopamidol	< 10	< 10	18	12	< 10	< 10	250	< 10	< 10	< 10	< 10	42
iopromide	12	13	18	< 10	< 10	75	< 10	< 10	< 10	< 10	30	27
ioxaglic acid	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	180	< 10	< 10	< 10
ioxitalamic acid	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	58	< 10	< 10	15	26
irbesartan *	< 10	< 10	< 10	< 10	12	67	230	120	< 10	12	23	39
iso-nonylphenol	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	320	89	< 25	< 25	150	620	43
ketoprofen	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	35
lisinopril *	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	21	14	< 10	< 10	< 10	< 10
losartan *	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	43	24	< 10	< 10	< 10	12
metformin *	370	360	320	240	100	520	1700	1300	350	160	330	540
methylbenzotriazole	27	27	25	22	12	88	290	800	35	41	66	100
metoprolol	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	16	14	< 10	< 10	< 10	< 10
naproxen	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	18	< 10	< 10	< 10	< 10
paracetamol	< 10	< 10	< 10	< 10	25	170	< 10	92	< 10	42	52	57
phenazone	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	12	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
pravastatin *	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	14	16	< 10	< 10	< 10	< 10
simvastatin	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	27	14
sotalol	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	50	16	< 10	< 10	< 10	< 10
sulfamethoxazole	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	71	20	< 10	< 10	< 10	< 10
tert-octylphenol	< 5	< 5	< 5	< 5	5,4	28	8,4	< 5	< 5	< 5	11	< 5
ventilaxine	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	12	< 10	< 10	< 10	< 10

* : Substances nouvellement incluses dans la méthode du laboratoire TZW sur demande de la CIPEL

Médicaments, inhibiteurs de corrosion et perturbateurs endocriniens décelés dans le Léman et les rivières, prélèvement du 18 novembre 2009.
 Drugs, anticorrosion agents and endocrine disruptors detected in the Lake Geneva and rivers, sampled on November 18 2009.

Médicaments décelés dans le Léman, prélèvement à SHL2 du 8 avril et du 9 septembre 2009.
 Drugs detected in the Lake Geneva, sampling at SHL2 of April 8 and September 9 2009.

ANNEXE 6

Conc. en ng/L		08.04.2009				09.09.2009			
Substance	Type	1 m	30 m	100 m	305 m	1 m	30 m	100 m	305 m
Bupivacaïne	Anesthésiant	2	3	2	4	2	4	5	6
Carbamazépin	Anti-épileptique	26	38	29	48	13	12	34	39
Chloroprocaine	Anesthésiant	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Mepivacaïne	Anesthésiant	24	32	27	42	15	12	31	35
Prilocaine	Anesthésiant	4	6	5	6	2	8	9	8

PHYTOPLANKTON DU LÉMAN

THE PHYTOPLANKTON OF LAKE GENEVA

Campagne 2009

PAR

Frédéric RIMET

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

RÉSUMÉ

Au cours de l'année 2009, 19 campagnes de prélèvement ont été effectuées au centre du Grand Lac (SHL2) dans la couche 0-18 m.

*Pendant la période hivernale et printanière (du 21 janvier au 12 mai), le phytoplancton présente une biomasse qui augmente graduellement, les diatomées centriques dominant le peuplement. Suit une phase des eaux claires bien marquée, observée du 25 mai au 18 juin. La phase estivale est caractérisée par une augmentation de la biomasse essentiellement de Chlorophycées puis de Chrysophycées et de Diatomées. La phase automnale (du 31 août au 6 octobre) voit une très forte augmentation de la biomasse algale, avec une omniprésence (jusqu'à 94% de la biomasse) de *Mougeotia gracillima*. Ce bloom va disparaître après la mi-novembre.*

L'année 2009 est à rapprocher des années 2001 et 2007, qui avaient connu elles aussi des biomasses du même ordre de grandeur, mais néanmoins supérieures. L'évolution des groupes fonctionnels de REYNOLDS et al. (2002) sur la chronique 1974-2009 montre une augmentation de la fréquence de taxons caractéristiques de lacs oligotrophes. Ceci est également confirmé par l'évolution de l'indice de qualité de Brettum (BRETTUM, 1989) qui montre globalement une réduction du niveau trophique du lac.

ABSTRACT

In the course of the year 2009, 19 sampling campaigns were carried out in the centre of Grand Lac (SHL2) in the 0-18 m layer.

*During the winter and spring period (from 21 January to 12 May), the biomass of the phytoplankton increased gradually, with centric diatoms dominating the population. Following a clearly marked clear-water phase, observed between 25 May and 18 June. The summer phase was characterised by an increase in the biomass, essentially that of Chlorophyceae and then of Chrysophyceae and Diatoms. The autumnal phase (from 31 August to 6 October) saw a very marked increase in the algal biomass, characterised by the omnipresence (up to 94 % of the biomass) of *Mougeotia gracillima*. This bloom disappeared from mid November.*

2009 is comparable to the years 2001 and 2007, which also experienced biomasses of the same order of greatness, albeit greater. The change in the functional groups of Reynolds et al. (2002) in the records for 1974-2009 reveals an increase in the frequency of the taxons that characterise oligotrophic lakes. This was also confirmed by the change in the Brettum quality index (Brettum, 1989), which revealed a reduction in the overall trophicity of the lake.

1. INTRODUCTION

Le compartiment phytoplanctonique a fait l'objet d'un suivi durant l'année 2009 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 des peuplements phytoplanctoniques. Les concentrations en chlorophylle a et la production phytoplanctonique font l'objet d'un chapitre séparé.

Différentes métriques, tels que les groupes fonctionnels de REYNOLDS et al. (2002), la diversité (indice de Shannon, Weaver et Shannon 1949), ainsi que l'indice de trophie de Brettum (BRETTUM, 1989), modifié par KAIBLINGER et al. (2009), ainsi que les profils d'une sonde spectrofluorimétrique utilisée depuis 2006 sont présentés.

2. MÉTHODES

Le phytoplancton a été récolté de janvier à décembre 2009 dans les 18 premiers mètres de la colonne d'eau à l'aide d'une cloche intégratrice d'eau brute (PELLETIER et ORAND, 1978a et b). Ces prélèvements ont été effectués une fois par mois en janvier, février, octobre, novembre et décembre et sont bimensuels pour les autres mois de l'année. Au final, 19 campagnes ont été menées en 2009.

Les échantillons d'eau brute sont fixés au lugol ; puis chaque sous-échantillon d'un volume de 25 mL, est mis à sédimenter. Les examens qualitatifs et quantitatifs se font au microscope inversé selon la technique UTERMÖHL (1958), méthode maintenant normalisée au niveau français et européen (AFNOR, 2006). Les résultats des biomasses algales sont exprimés en $\mu\text{g/L}$. Le détail des protocoles est donné dans DRUART et RIMET (2008) et 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 nanoplancton), les groupes fonctionnels (ou guildes écologiques) selon REYNOLDS et al. (2002), la diversité phytoplanctonique (indice de Shannon) et un indice de qualité trophique (Indice de Brettum).

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 $a\text{-L}^{-1}$ 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 Evolution saisonnière de l'année 2009

3.1.1 Evolution des classes d'algues et des taxons dominants

La figure 1 présente la dynamique saisonnière des principales classes d'algues (sensu BOURELLY, 1972, 1981 et 1985) pour l'année 2009.

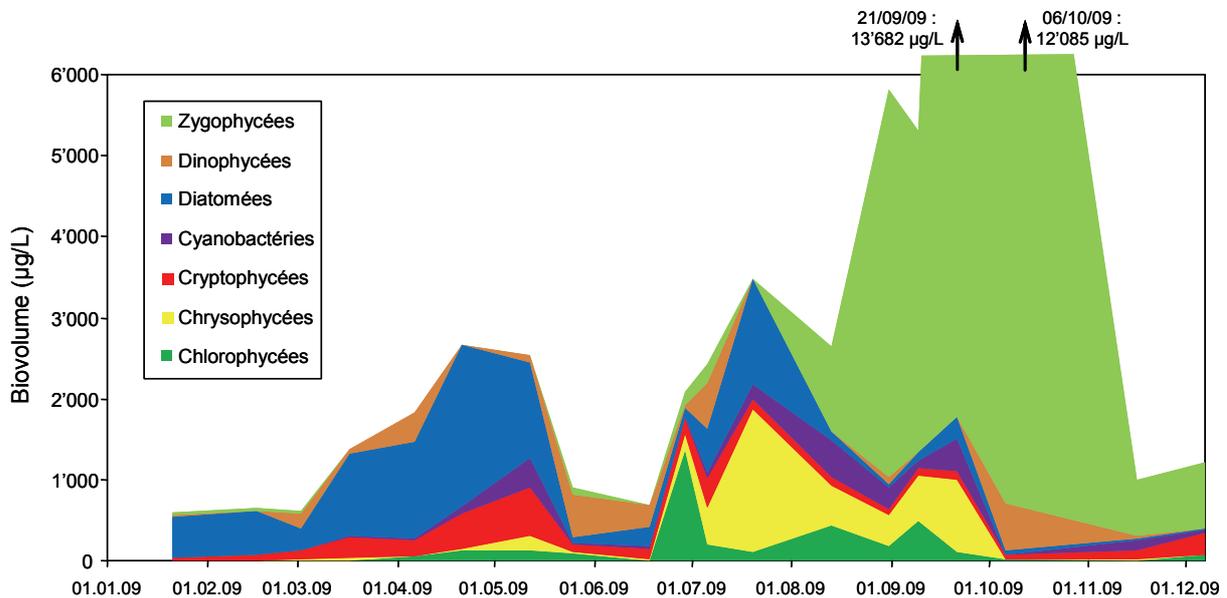


Figure 1 : Variations saisonnières de la biomasse du phytoplancton par groupe pigmentaire dans le Grand Lac, (SHL 2) en 2009.

Figure 1 : Seasonal variations in the biomass of phytoplankton by pigmentary group in Grand Lac, (SHL 2) in 2009.

La figure 2 présente la dynamique des taxons dominant la biomasse du phytoplancton pour l'année 2009 (les 10 taxons présentant la biomasse annuelle la plus élevée ont été sélectionnés).

Zygomycées et Conjuguées sont synonymes. Cependant, le terme Zygomycées est largement reconnu (cf. Algaebase), nous avons donc choisi d'utiliser le terme de Zygomycées.

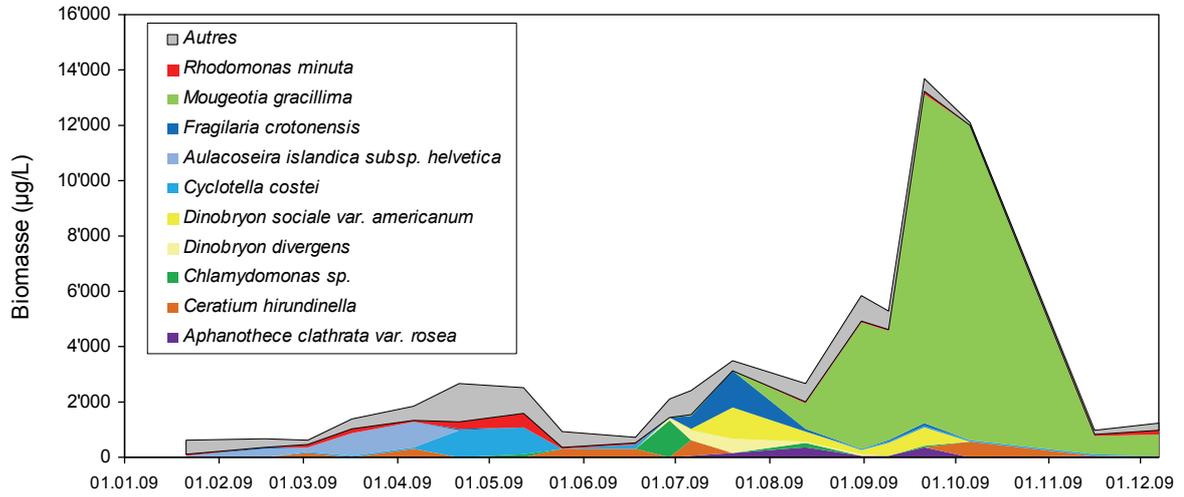


Figure 2 : Variations saisonnières de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le Grand Lac (SHL 2) en 2009.

Figure 2 : Seasonal variations in the biomass of the main taxa of phytoplankton in Grand Lac (SHL 2) in 2009.

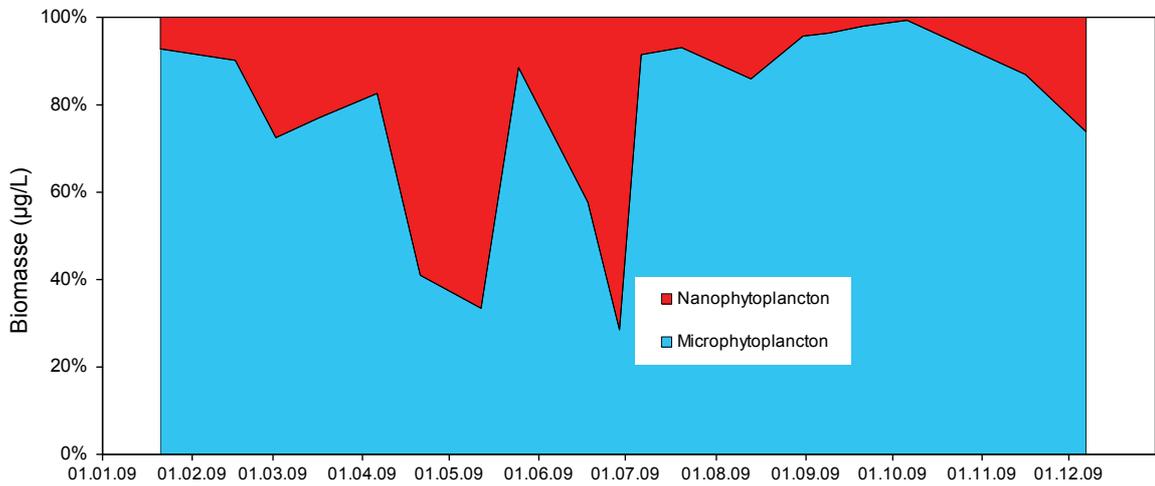


Figure 3 : Variations saisonnières de la biomasse par classes de taille dans le Grand Lac (SHL 2) en 2009.

Figure 3 : Seasonal variations in the biomass per size class in Grand Lac (SHL 2) in 2009.

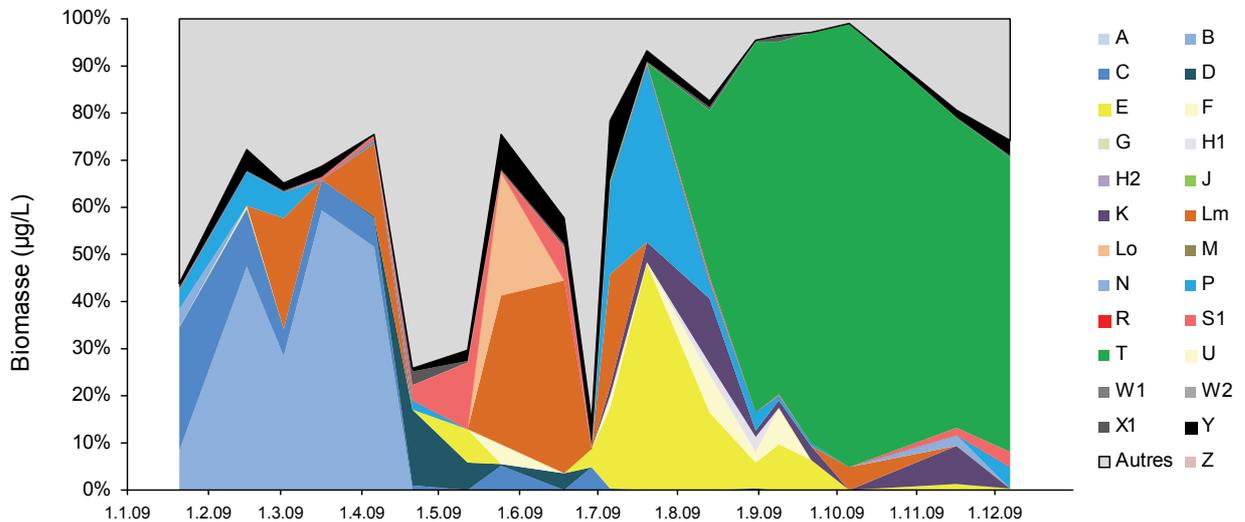


Figure 4 : Variations saisonnières de la biomasse par groupes fonctionnels dans le Grand Lac (SHL 2) en 2009.

Figure 4 : Seasonal variations in the biomass by functional group in Grand Lac (SHL 2) in 2009.

Plusieurs phases peuvent être distinguées au cours de l'année 2009 en considérant les classes d'algues :

- une phase hivernale et printanière (du 21 janvier au 12 mai) : la biomasse augmente graduellement pendant cette phase. Les diatomées sont dominantes et représentent entre 86 % et 43 % de la biomasse phytoplanctonique totale (figure 1). Il s'agit soit de diatomées centriques isolées telles que *Cyclotella costei*, mais également de *Stephanodiscus neoastrea*; soit des centriques filamenteuses telles que *Aulacoseira islandica* subsp. *helvetica* et dans une moindre mesure les diatomées pennées *Asterionella formosa* et *Fragilaria crotonensis* (figure 2).
Pendant cette période de l'année, les Cryptophycées représentent également une part importante de la biomasse.
- une phase des eaux claires (du 25 mai au 18 juin) : la biomasse est environ divisée par 3 par rapport à la phase précédente. La classe dominante est les Dinophycées (58 % de la biomasse le 25 mai et 41 % le 18 juin), principalement représentées par *Ceratium hirundinella*, mais également *Peridinium willei* et *Gymnodinium helveticum* (figure 2). Les diatomées représentent également une part importante pendant cette période (figure 1).
- une phase estivale (du 29 juin au 13 août) : cette phase voit la biomasse phytoplanctonique croître. Les Chlorophycées (*Chlamydomonas* sp.) vont dominer la biomasse en juin (29 juin), puis vont laisser la place aux Chrysophycées (entre 18 et 50 % de la biomasse) représentées par *Dinobryon* spp., et également aux Diatomées *Fragilaria crotonensis*. La biomasse de cette période est comparable à celle de la période hivernale et printanière de début d'année.
- une phase automnale (du 31 août au 6 octobre) : pendant cette phase, la biomasse algale augmente fortement. Les Zygothycées, essentiellement représentées par *Mougeotia gracillima*, dominent très largement le peuplement (entre 75 % et 94 % de la biomasse), et les biomasses atteintes sont très importantes. Le 21 septembre, la biomasse atteint 13'682 µg/L, et le 6 octobre 12'085 µg/L. Ces biomasses sont 4 fois plus élevées que les plus fortes biomasses des autres phases.
- une phase hivernale (16 novembre et 7 décembre) : la biomasse algale décroît très fortement, elle est divisée par 12 environ. La proportion en Zygothycées reste cependant élevée (environ 67 % de la biomasse).

3.1.2 Evolution du micro et du nanophytoplancton

Les taxons nanophytoplanctoniques ont une longueur inférieure à 20 µm et un biovolume inférieur à 10'000 µm³, ceux du microphytoplancton une longueur supérieure à 20 µm et/ou un biovolume supérieur à 10'000 µm³. La figure 3 présente la dynamique de ces deux compartiments pour l'année 2009.

Pour l'année 2009, le nanophytoplancton est abondant surtout en début d'année (jusqu'au 29 juin). Il est dominant le 21 avril (59 % de la biomasse) le 12 mai (67 %) et le 29 juin (71 %). Son abondance est excessivement réduite pendant la phase automnale.

3.1.3 Evolution des groupes fonctionnels

A partir de la structure des assemblages de phytoplancton d'eau douce, REYNOLDS et al. (2002) ont regroupé les différentes espèces selon leurs caractéristiques écologiques propres. Ainsi, un groupe fonctionnel correspond à un ensemble d'espèces ayant la même écologie. Ces groupes rassemblent des taxons vivant par exemple dans les mêmes niveaux trophiques, les mêmes turbulences ou les mêmes étages limniques. La définition de chacun de ces groupes est donnée en annexe 1.

La figure 4 présente la dynamique saisonnière des groupes fonctionnels de REYNOLDS (REYNOLDS et al., 2002).

Les phases définies au paragraphe 3.1.1 sont reprises ci-dessous :

- Pendant la phase hivernale et printanière, l'essentiel de la biomasse est représenté par les groupes fonctionnels B et C (diatomées). Ces groupes rassemblent des taxons sensibles à la stratification et sensibles à un déficit en silice. Ils caractérisent des lacs mésotrophes à eutrophes.
- Le groupe fonctionnel dominant pendant la phase des eaux claires est le groupe Lm, qui rassemble les taxons tolérants aux faibles concentrations en carbone (CO₂) et sensibles au brassage des eaux.
- La phase estivale se caractérise par une biomasse importante du groupe E. Il s'agit de taxons mixotrophes tolérant les faibles concentrations en nutriments. Il est accompagné par une biomasse également importante de taxons du groupe P caractérisant les épilimnions eutrophes des lacs bien stratifiés.
- Les phases automnale et hivernale sont largement dominées par le groupe T, avec principalement *Mougeotia gracillima*, taxon tolérant les faibles luminosités et sensible à un déficit en nutriments.

3.1.4 Profils de la sonde spectrofluorimétrique

Ces profils sont obtenus grâce à la sonde BBE. Il s'agit d'une sonde immergeable qui permet d'obtenir la concentration en μg équivalent de chl $a\text{-L}^{-1}$ 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 figure 5 montre la dynamique des diatomées ; on observe bien leur augmentation de biomasse en début de chaque année (entre 0 et 25-30 mètres), puis leur disparition sur toute la colonne d'eau avec 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 représentées par *Mougeotia gracillima*) (figure 6), on retrouve des biomasses proches de celles de l'année 2007. Les biomasses sont importantes de la surface jusqu'à des profondeurs de 35 mètres. Cependant, à de telles profondeurs et à ces dates, nous nous trouvons en dessous de la zone euphotique et les algues ne sont pas actives (cf. courbes de production primaire).

Les autres groupes pigmentaires (algues rouges et cyanobactéries) ne sont pas représentés car leurs biomasses sont nettement plus réduites.

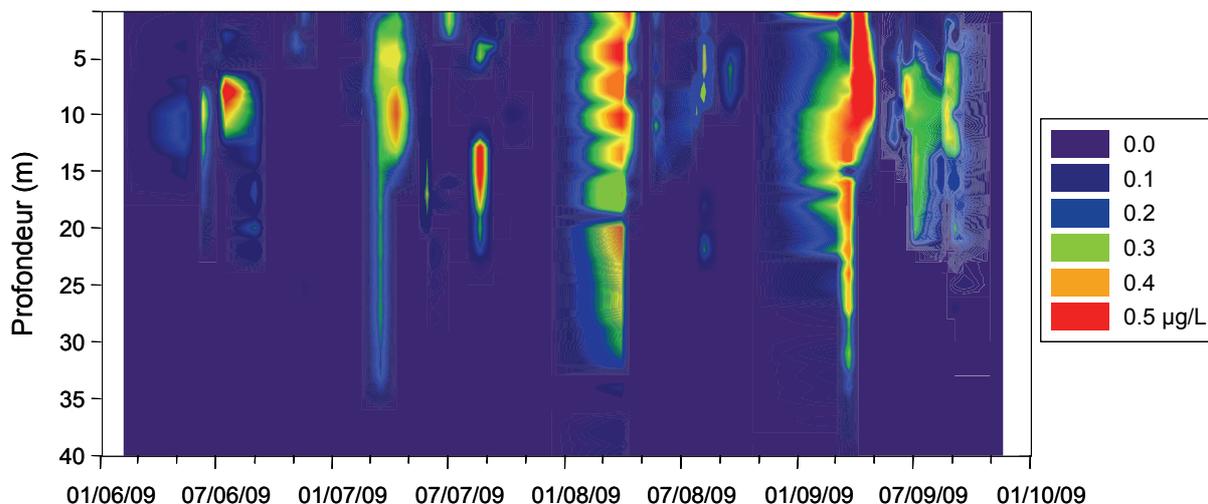


Figure 5 : Distribution de la biomasse (exprimée en μg de chlorophylle par litre) du groupe algal riche en chlorophylle a, c, xanthophylle, fucoxanthépéridine (Diatomées).

Figure 5 : Distribution of the biomass of the group of algae containing high levels of chlorophyll a, c, xanthophyll, fucoxanthepidine (diatoms).

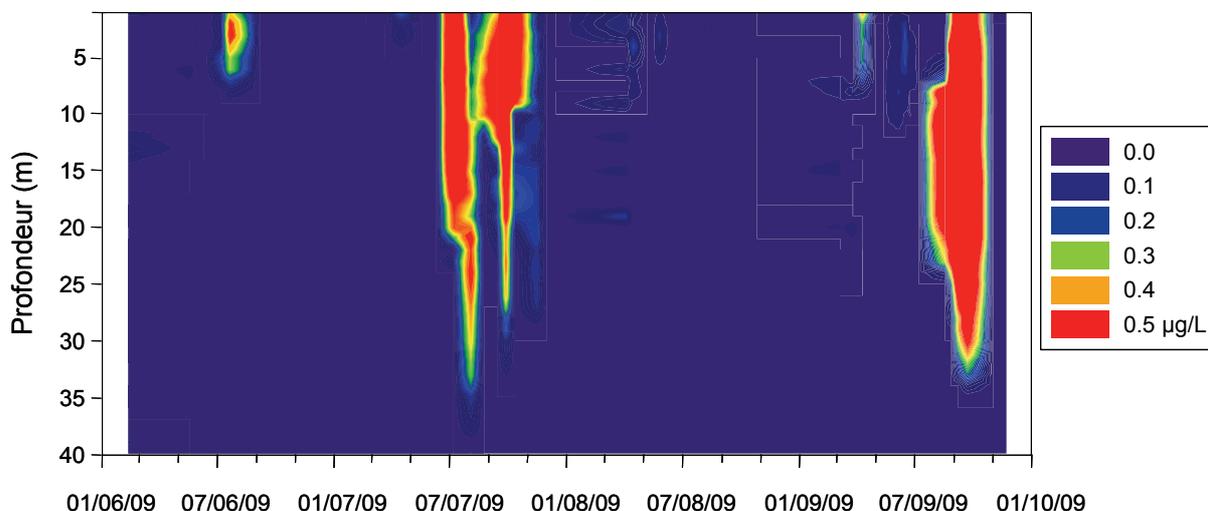


Figure 6 : Distribution de la biomasse (exprimée en μg de chlorophylle par litre) du groupe algal riche en chlorophylle a, b et caroténoïde (Chlorophycées, Conjuguées).

Figure 6 : Distribution of the biomass of the group of algae containing high levels of chlorophyll a, b, and carotenoid (Chlorophyceae, Conjugates).

3.2 Évolution interannuelle

3.2.1 Evolution des classes d'algues

La figure 7 présente l'évolution interannuelle des principales classes d'algues (sensu BOURELLY, 1972, 1981 et 1985).

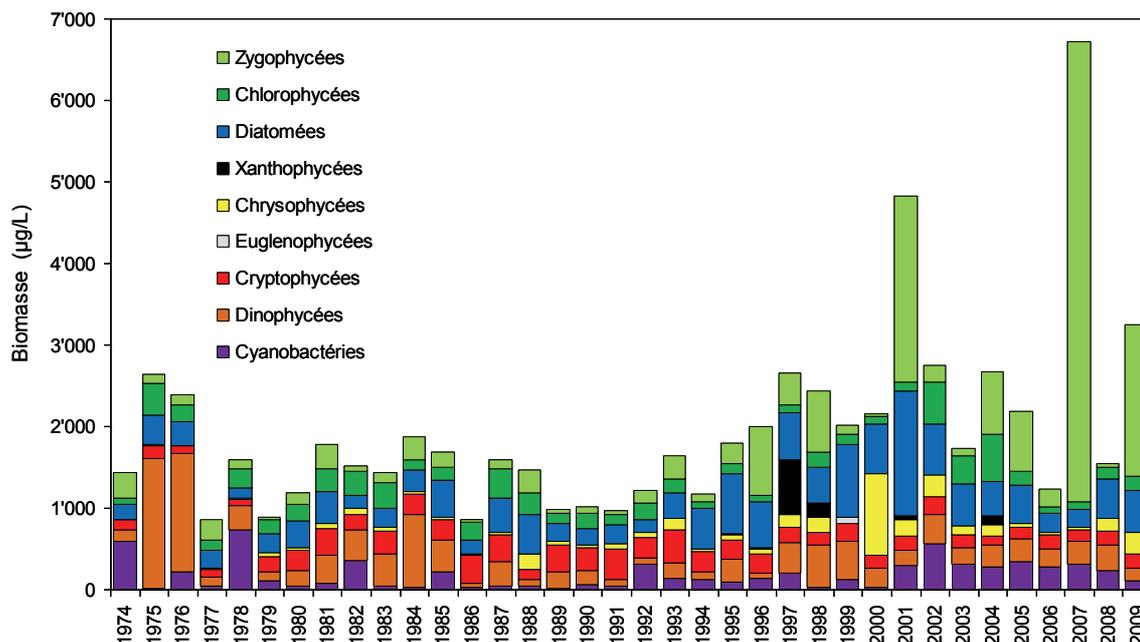


Figure 7 : Evolution interannuelle des principaux groupes pigmentaires (biomasse annuelle moyenne).

Figure 7 : Interannual differences in the main pigmentary groups (mean annual biomass).

La biomasse phytoplanctonique de 2009 (3'243 µg/L) est la 3^e plus élevée de la chronique 1974-2009. Elle se place après celle de 2007 (6'724 µg/L) et de 2001 (4'826 µg/L).

La proportion des différentes classes d'algues est comparable à celle des années 2007 et 2001, c'est-à-dire avec une prédominance de la Zygothycée *Mougeotia gracillima*.

3.2.2 Evolution de la diversité

Un indice de diversité annuelle a été calculé sur la chronique 1974-2009. Pour chaque prélèvement, l'indice de Shannon (WEAVER & SHANNON, 1949) est calculé, puis la moyenne annuelle de ces indices est mesurée pour chacune des années de 1974 à 2009. Cet indice moyen est reporté à la figure 8 pour chaque année.

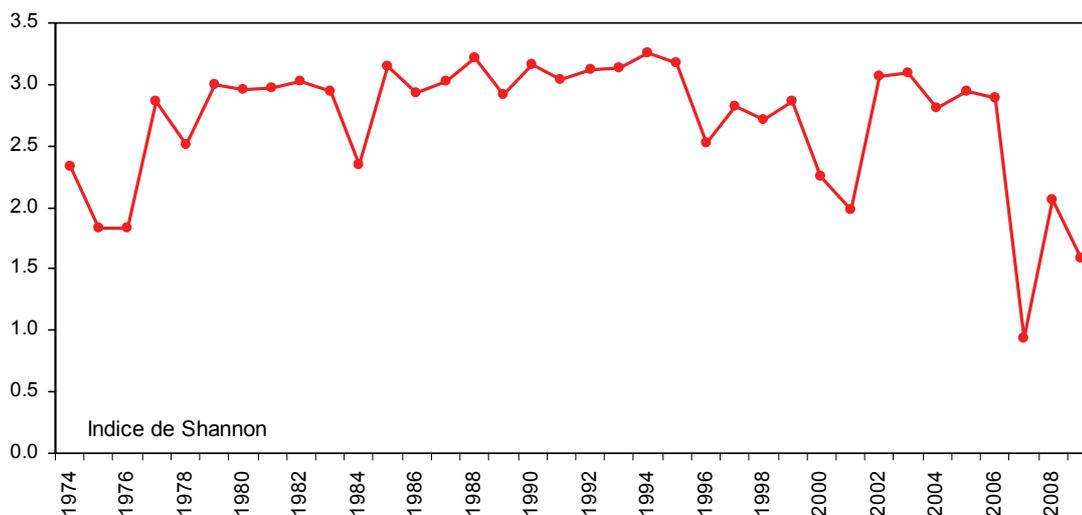


Figure 8 : Evolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon.

Figure 8 : Interannual differences in the Shannon diversity index.

Après 2007, 2009 est l'année qui présente la plus faible diversité de la chronique 1974-2009. Ceci est principalement causé par la très forte abondance de *Mougeotia gracillima*. L'année 2001, qui avait également connu un bloom de *Mougeotia gracillima* présente aussi une diversité faible mais cependant supérieure à 2007 et 2009.

3.2.3 Evolution des groupes fonctionnels

La dynamique interannuelle des groupes fonctionnels de REYNOLDS et al. (2002) est donnée à la figure 9a. et spécifiquement pour le groupe Z à la figure 9b.

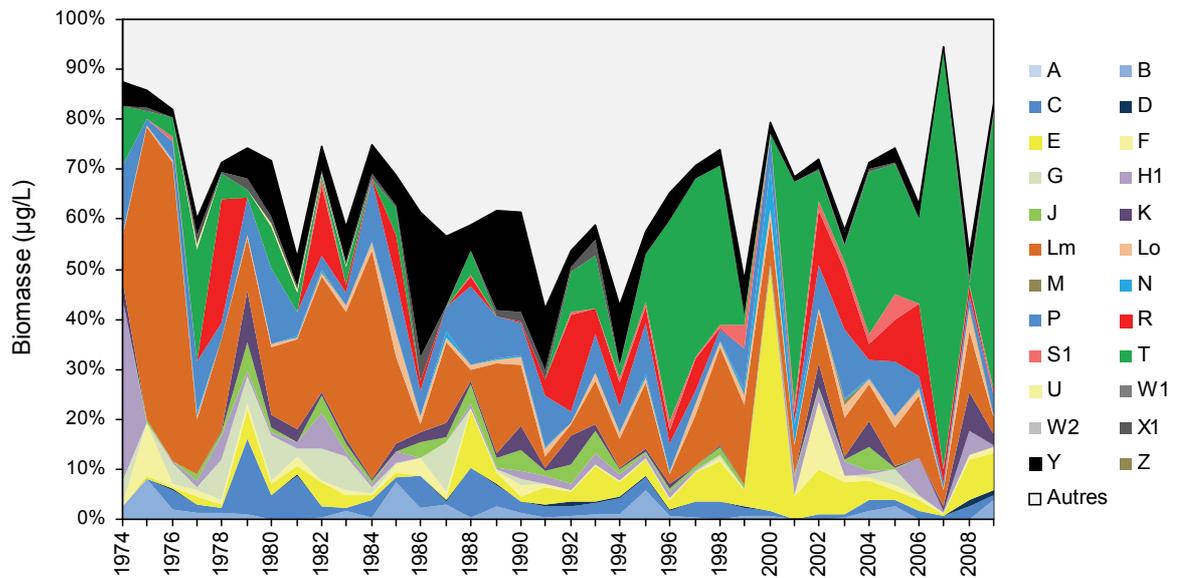


Figure 9a : Evolution de la dynamique interannuelle des groupes fonctionnels de REYNOLDS et al., (2002).
 Figure 9a : Interannual differences in the functional groups of REYNOLDS et al., (2002).

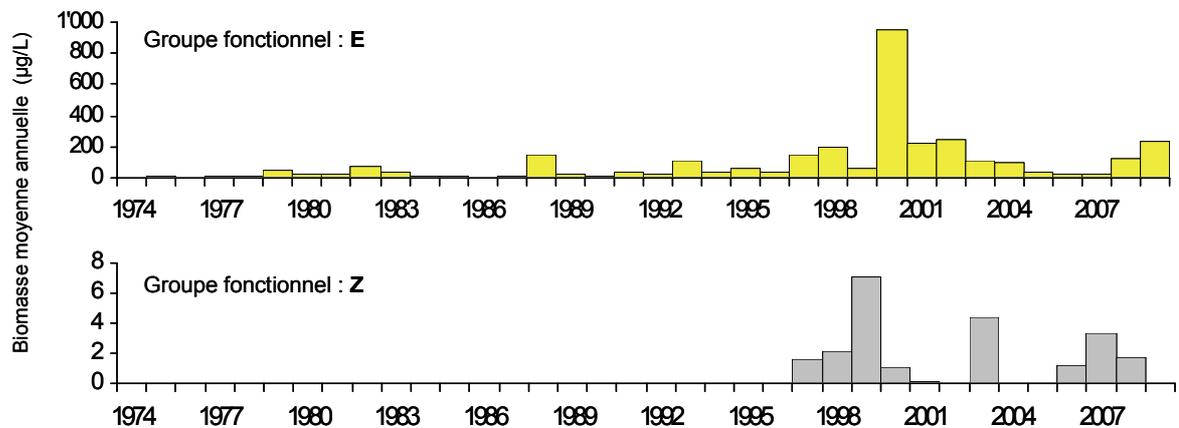


Figure 9b : Evolution de la dynamique interannuelle des groupes fonctionnels E et Z de REYNOLDS et al., (2002).
 Figure 9b : Interannual differences in the functional groups E and Z of REYNOLDS et al., (2002).

L'année 2009 confirme les tendances énoncées dans le précédent rapport pour les groupes fonctionnels les plus abondants :

On observe une réduction du groupe Lm qui était abondant de 1974 à 1985 et qui caractérise l'épilimnion bien stratifié des lacs eutrophes (*Ceratium hirundinella*). Il a été remplacé successivement par le groupe Y de 1985 à 2000 regroupant des taxons phagotrophes¹ (*Cryptomonas* sp.) caractérisant les lacs riches en nutriments, puis par le groupe T de 2001 à 2009 rassemblant des taxons préférant les couches profondes de l'épilimnion bien brassé mais sensibles à un déficit en nutriments.

Plusieurs autres groupes absents dans les années 1974-1988 deviennent de plus en plus fréquents depuis 1997. C'est le cas du groupe E rassemblant des taxons mixotrophes (ex : *Dinobryon* spp., *Mallomonas* spp.) et du groupe Z (même s'il présente une biomasse faible) avec les taxons picoplanctoniques (ex : *Synechococcus*) : tous ces taxons de ces deux groupes fonctionnels tolèrent les eaux pauvres en nutriments (cf. figure 9b).

¹ Phagotrophe : Se dit d'un organisme qui se nourrit de particules (qui peuvent être d'autres organismes) absorbées par phagocytose (processus d'ingestion par une cellule eucaryote de particules (par ex. bactéries), par invagination de la membrane plasmique.

3.2.4 Evolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum

Le niveau trophique des lacs peut ainsi être évalué à partir d'indices basés sur la composition taxonomique et la biomasse phytoplanctonique. Une étude a montré que c'est l'indice de Brettum (modifié par WOLFRAM et al. (2007); WOLFRAM et DOKULIL (2007)) qui était le plus adapté à évaluer le niveau trophique des grands lacs alpins mais nécessitait une correction (KAIBLINGER, 2008; KAIBLINGER et al., 2009). 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	Concentrations en phosphore total	Niveau trophique
6	$\leq 5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	ultra-oligotrophe
5	5 - 8 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	oligotrophe
4	8 - 15 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	oligo-mesotrophe
3	15 - 30 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	mésotrophe / faiblement eutrophe
2	30 - 60 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	eutrophe
1	$> 60 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	hypereutrophe

La figure 10 présente l'évolution de cet indice.

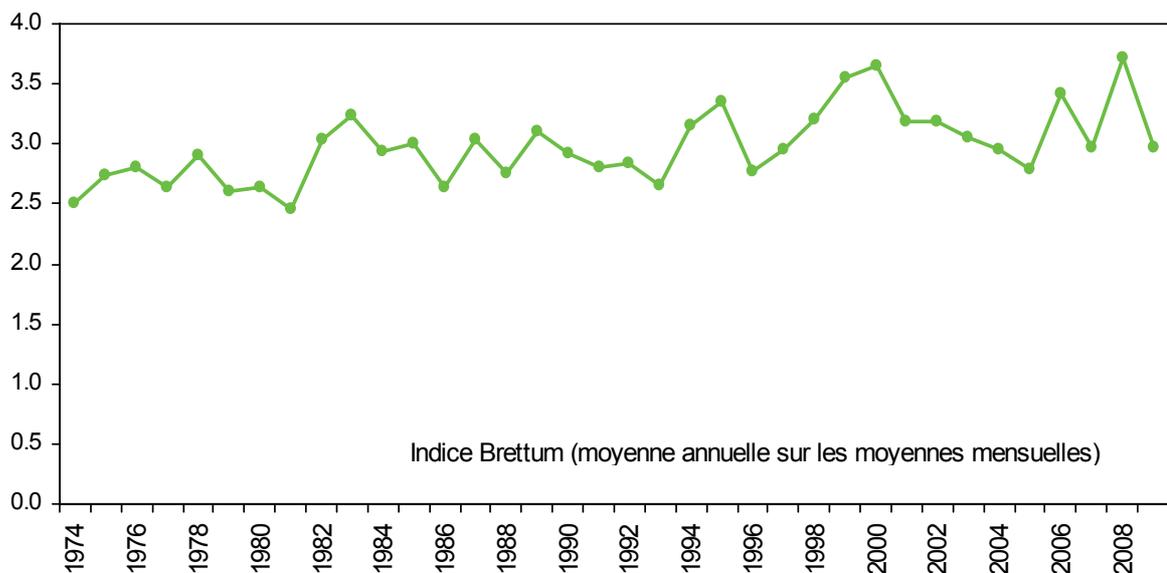


Figure 10 : Evolution de l'indice de qualité phytoplancton de Brettum (BRETTUM, 1989).

Figure 10 : Change in Brettum's phytoplankton quality index (BRETTUM, 1989).

Globalement, une amélioration de la qualité des eaux du Léman est observable depuis 1974 (entre 1974 et 1980 le lac est eutrophe selon l'indice de Brettum); le niveau trophique du lac estimé avec l'indice Brettum diminue. La valeur pour l'année 2009 est de 2.94, c'est-à-dire 0.77 point de moins que l'année 2008. Cette chute s'explique principalement par les fortes biomasses de *Mougeotia gracillima* observées pendant la phase automnale.

4. CONCLUSIONS

L'évolution saisonnière du phytoplancton pour l'année 2009 montre une augmentation graduelle de la biomasse algale printanière principalement liée aux diatomées centriques comme *Cyclotella costei* (indicatrice de ré-oligotrophisation, RIMET et al., 2009) et *Stephanodiscus neoastrea*. Leurs biomasses sont importantes de la surface jusqu'à des profondeurs de l'ordre de 15 mètres. La phase des eaux claires est bien marquée (autour du 25 mai au 18 juin). La biomasse va à nouveau augmenter pour atteindre des niveaux très élevés en automne (21 septembre et 6 octobre). Ces niveaux sont liés à l'omniprésence de *Mougeotia gracillima*, Zygothécée filamenteuse qui est abondante de la surface jusqu'à des profondeurs de 35 mètres. La biomasse algale va ensuite diminuer fortement à partir de la mi-novembre.

L'analyse interannuelle du phytoplancton depuis 1974 permet de montrer que les biomasses atteintes en 2009 sont les 3^{èmes} plus élevées, après celles de 2007 et de 2001. L'origine de ces fortes biomasses pour ces trois années est la même, il s'agit de blooms liés à *Mougeotia gracillima*.

L'évolution des groupes fonctionnels met en évidence la même tendance que les années précédentes : une réduction des taxons caractéristiques des épilimnions bien stratifiés des lacs eutrophes. Ces taxons sont remplacés par des taxons tolérant les faibles luminosités et présents dans les couches profondes d'épilimnion bien brassés. D'autre part, certains taxons, présentant des biomasses faibles, montrent cependant une augmentation de leurs fréquences d'apparition ; il s'agit de taxons mixotrophes et picoplanctoniques, tous tolérant les eaux pauvres en nutriments. Les tendances mises en évidence dans ANNEVILLE (2001) se poursuivent.

L'évolution de l'indice de qualité Brettum (BRETTUM, 1989) montre globalement que depuis 1974, les eaux du lac voient leur niveau trophique diminuer.

BIBLIOGRAPHIE

- AFNOR (2006) : NF EN 15204. Qualité de l'eau - Norme guide pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée (méthode UTERMÖHL). Afnor, 41 p.
- ANNEVILLE, O. et KAIBLINGER, K. (2009) : Proposal for a phytoplankton lake index applicable to lakes of the Rhône-Alpes basin for the implementation of the European Water Framework Directive. Final report. Agence de l'Eau Rhone Méditerranée et Corse, INRA Thonon, France, 54 p.
- BOURELLY, P. (1972) : Les Algues d'eau douce. Tome I : Les Algues vertes. Boubée Ed., 1-572 p.
- BOURELLY, P. (1981) : Les Algues d'eau douce. Tome II : Les Algues jaunes et brunes. Boubée Ed., 1-517 p.
- BOURELLY, P. (1985) : Les Algues d'eau douce. Tome III : Les Algues bleues et rouges. Boubée Ed., 1-606 p.
- BRETTUM, P. (1989) : Algen als Indikatoren für die Gewässerqualität in norwegischen Binnenseen. Norsk Institutt for vannforskning NIVA, Norway, 102 p.
- DRUART, J.C. et RIMET, F. (2008) . Protocoles d'analyse du phytoplancton de l'INRA : prélèvement, dénombrement et biovolumes. INRA Thonon, Rapport SHL 283 - 2008, 96 p.
- KAIBLINGER, C. (2008) : Water quality assessment in lakes with special focus on Phytoplankton indices used within the EU Water Framework Directive (WFD). Rapport I.L. 277/08, DEC0470, INRA Thonon, France, 45 pp.
- KAIBLINGER, C., ANNEVILLE, O., TADONLEKE, R., RIMET, F., DRUART, J. C., GUILLARD, J. et 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 p.
- PELLETIER, J.-P. et ORAND, A. (1978a) : Appareil de prélèvement d'un échantillon dans un fluide. Brevet d'invention 76.08579.
- PELLETIER, J.-P. et ORAND, A. (1978b) : Bouteille à prélèvement intégré - Mode d'emploi. INRA Thonon, France, 9 p.
- REYNOLDS, C.S., HUSZAR, V., KRUK, C., NASELLI-FLORES, L. et MELO, S. (2002) : Toward a functional classification of the freshwater phytoplankton. J. Plankton Res., 24, 417-428.
- RIMET, F., DRUART, J.C. et ANNEVILLE, O. (2009) : Exploring the dynamics of plankton diatom communities in Lake Geneva using emergent self-organizing maps (1974-2007). Ecological Informatics, 4, 99-110.
- UTERMÖHL, H. (1958) : Zür Vervollkommung der quantitative Phytoplankton Methodik. Mitt. Internat. Ver. Theor. Anqew. Limnol., 9, 1-38.
- WEAVER, W. et SHANNON, C.E. (1949) : The Mathematical Theory of Communication. Urbana, Illinois University of Illinois Press.

WOLFRAM, G. et DOKULIL, M. (2007) : Leitfaden zur erhebung der biologischen qualitatselemente. Teil B2 - Phytoplankton. Lebensministerium, Austria, 50 p.

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. et URBANIC, G. (2007) : Intercalibration Exercise. Technical Report + Annexes, Alpine GIG (Lakes), Vienna - Ispra.

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

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

Table I: continued

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

PRODUCTION PRIMAIRE ET BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE DANS LE LÉMAN

PRIMARY PRODUCTION AND CHLOROPHYLL *a* BIOMASS IN LAKE GENEVA

Campagne 2009

PAR

Rémy D. TADONLEKE

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

RÉSUMÉ

*Les données de la campagne 2009 suggèrent que l'augmentation graduelle de la production primaire dans la zone 0 - 20 m observée jusqu'au début de l'automne était essentiellement liée à l'augmentation de la capacité photosynthétique du phytoplancton. L'évolution des variables phytoplanctoniques entre 1998 et 2009 montre que la légère tendance globale à la diminution des moyennes annuelles de production primaire et chlorophylle *a*, ainsi que de la concentration maximale de chlorophylle *a* observée entre 1998 et 2008 n'a pas été confirmée en 2009, année pendant laquelle ces variables ont plutôt augmenté. Cette situation semble liée à l'augmentation conjointe, entre 2008 et 2009, de la température des eaux et des concentrations et des stocks de phosphore dissous dans le lac.*

ABSTRACT

*The findings of the 2009 campaigns suggest that the gradual rise in primary production in the 0 - 20 m zone observed until the beginning of autumn (fall) was essentially related to the increase on the photosynthetic capacity of the phytoplankton. The changes in the phytoplanktonic variables between 1998 and 2009 show that the slight overall tendency towards a fall in the mean annual primary production and in chlorophyll *a*, and in the maximum concentration of chlorophyll *a* observed between 1998 and 2009 were not confirmed in 2009, a year in which these variables tended in fact to increase. This situation seems to be linked to the increase, between 2008 and 2009, in both the water temperature and the concentrations and reserves of dissolved phosphorus in the Lake.*

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 2009. L'évolution des variables phytoplanctoniques au cours des 11 dernières années (1998-2009) est également présentée afin de mettre en évidence une éventuelle diminution en relation avec la restauration par réduction des apports de phosphore débutée dans les années 1970.

2. MÉTHODES

L'échantillonnage a été réalisé entre le 21 janvier et le 7 décembre 2009 aux profondeurs habituelles (0, 1, 2, 3.5, 5, 7.5, 10, 15, 20, 30 m). Les méthodes d'analyse mises en oeuvre sont les mêmes que celles utilisées lors des années précédentes. Il est à noter que la transparence de l'eau a été mesurée à l'aide d'un disque blanc de 30 cm de diamètre. La chlorophylle *a* (Chl *a*), utilisée ici comme estimateur de la biomasse phytoplanctonique, a été analysée au spectrophotomètre (STRICKLAND et PARSONS, 1968). La PP a été mesurée par l'incorporation du ¹⁴C par le phytoplancton (STEEMAN-NIELSEN, 1952). La PP mesurée a été convertie en production journalière à l'aide du facteur 2.22 (PELLETIER 1983), pour comparaison avec les dix dernières années (1998-2008). Dans le cadre de la comparaison interannuelle, la biomasse chlorophyllienne et la PP ont été intégrées dans la zone 0-30 m. La PP nette annuelle a été estimée en considérant qu'elle représente 60 % de la PP annuelle mesurée (LEBOULANGER, comm. perso). Les relations entre variables sont examinées à l'aide de régressions simples après transformation logarithmique des données.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. Répartition verticale

La répartition verticale de la biomasse et de la production phytoplanctoniques dans la zone 0 - 30 m au cours des 19 campagnes de prélèvement est illustrée sur la figure 1. Les variables phytoplanctoniques calculées à partir de ces données, ainsi que la transparence de l'eau sont présentées dans le tableau 1. Les valeurs de production primaire apparaissent verticalement stratifiées très tôt dans l'année (précisément dès le 21 janvier 2009) et le restent jusqu'en octobre. Les plus fortes valeurs sont généralement enregistrées entre 2 et 7.5 m. Les valeurs de chlorophylle sont, quant à elles, très peu stratifiées verticalement. Quand elles le sont, les fortes valeurs sont généralement observées dans les profondeurs supérieures à 7.5 m.

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 Chl Amax; Tds : profondeur de disparition du disque blanc de 30 cm de diam.

Table 1 : Main primary production parameters in the 0-20 m zone. ΣA : total primary production during the incubation period; Ppd : calculated daily primary production; Amax : maximum production during the incubation period, corresponding to Chl Amax biomass; Tds : 30-cm diameter white disc depth.

DATE	ΣA (mgC·m ⁻² ·inc ⁻¹)	PPj (mgC·m ⁻² ·j ⁻¹)	Amax (mgC·m ⁻³ ·inc ⁻¹)	Chl Amax (mgC·m ⁻³)	Chl 0-20 (mgC·m ⁻²)	Tds (m)
21-janv-09	330.1	485.0	28.1	2.32	46.8	10.6
16-févr-09	163.7	199.0	12.5	2.11	40.9	13.0
02-mars-09	229.0	336.0	31.2	1.60	23.2	12.5
17-mars-09	710.2	1'047.6	69.5	4.71	86.4	8.2
06-avr-09	857.1	1'403.0	95.7	6.12	98.7	4.8
21-avr-09	1'060.9	2'084.5	135.6	7.75	134.7	2.5
12-mai-09	924.6	1'520.2	89.4	5.13	88.0	4.6
25-mai-09	636.1	997.2	64.1	1.84	36.1	10.9
18-juin-09	956.2	1'408.1	78.8	3.03	67.5	7.5
29-juin-09	671.6	2'134.8	138.5	8.52	53.3	6.0
06-juil-09	1'372.2	2'809.4	168.0	9.54	130.5	6.8
20-juil-09	1'368.2	2'202.6	123.5	6.20	115.8	6.3
13-août-09	1'088.3	1'722.6	98.9	5.00	159.6	6.3
31-août-09	1'635.0	2'385.5	170.9	7.07	101.5	7.9
09-sept-09	1'262.1	2'115.5	113.6	5.25	171.3	4.3
21-sept-09	1'391.7	2'755.3	187.0	6.30	153.3	3.5
06-oct-09	664.0	1'298.9	95.8	1.78	37.2	3.6
16-nov-09	431.7	791.1	53.0	3.45	59.1	10.0
07-déc-09	159.8	298.3	23.2	2.38	50.9	10.0

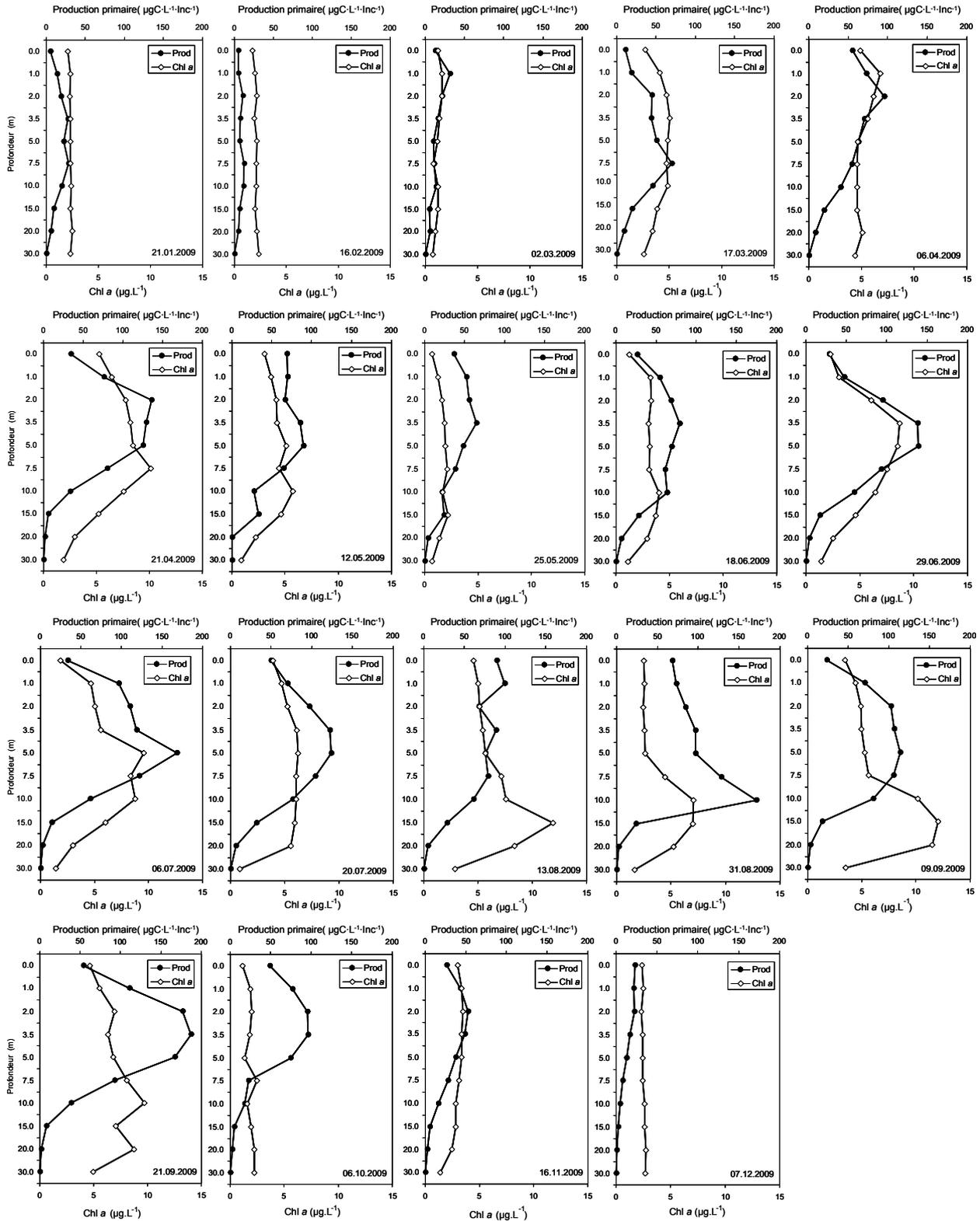


Figure 1 : Profils verticaux de la production primaire (cercle) et de la biomasse chlorophyllienne (losange) au point SHL2 du 21 janvier au 7 décembre 2009.

Figure 1 : Vertical profiles of the primary production (circle) and of the biomass expressed in terms of chlorophyll a (rhombus) at point SHL2 from January 21 to December 7, 2009.

3. 2. Evolution saisonnière des variables mesurées

Les plus fortes valeurs de la transparence des eaux sont mesurées entre janvier et février, le 21 mai et après le mois d'octobre (figure 2a). La valeur du 21 mai coïncide avec le pic printanier des abondances du zooplancton crustacé (PERGA et LAINÉ, 2010 dans ce volume), et est vraisemblablement indicatrice de la phase des eaux claires. D'une façon générale, les variations saisonnières de la transparence sont associées aux variations de la biomasse chlorophyllienne et une forte corrélation négative est observée entre les deux variables ($R^2 = 0.62$) (figure 2b).

L'évolution saisonnière de la production primaire dans la zone 0 - 20 m est semblable à celle de la capacité photosynthétique du phytoplancton (ici le rapport entre la production maximale et la biomasse chlorophylle $a = P_{max}/Chl$) (figure 2c). Les valeurs augmentent globalement de janvier à début octobre puis décroissent jusqu'à la fin de l'année. Le pic de P_{max}/Chl observé le 21 mai suggère une forte prédation du zooplancton sur le phytoplancton et soutient l'idée de l'apparition de la phase des eaux claires à cette période (avril-mai), étant donné que les microorganismes augmentent généralement leur production par unité de biomasse pour compenser les pertes liées à la mortalité causée par les prédateurs. En excluant les valeurs des pics de P_{max}/Chl enregistrés le 2 mars, le 25 mai et le 06 octobre, une forte corrélation positive est observée entre P_{max}/Chl et la production primaire dans la zone 0 - 20 m ($R^2 = 0.79$), suggérant que l'augmentation de la production primaire dans la zone euphotique était inhérente à l'augmentation de la capacité photosynthétique du phytoplancton.

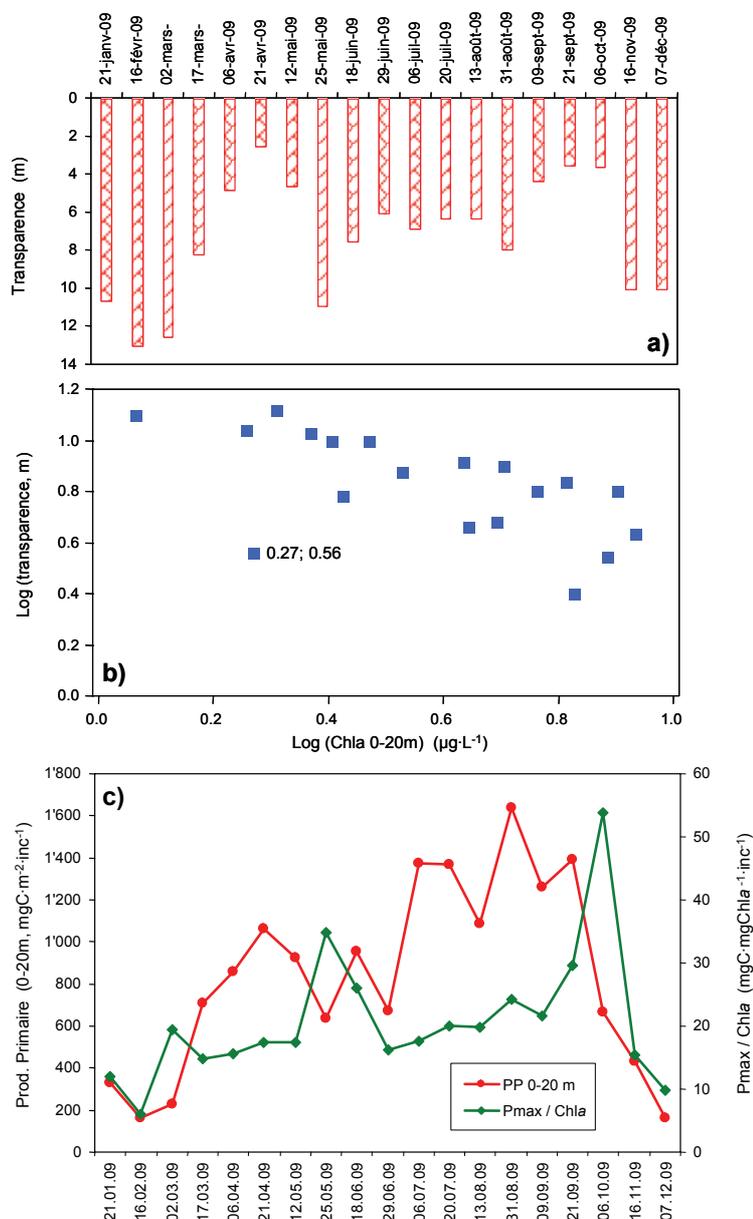


Figure 2. Variations saisonnières de la transparence des eaux et relation avec la chlorophylle a (a, b) et variations saisonnières de production primaire et de la capacité photosynthétique (c). Pour la figure 2b, les valeurs du 06 octobre 2009, exclues de l'analyse statistique, sont indiquées

Figure 2 : Seasonal variations in the water transparency related to chlorophyll a (a, b) and season variations in the primary production and the photosynthesis capacity (c). In figure 2b, the values for 06 October 2009, excluded from the statistical analysis, are shown.

3.3 Evolution interannuelle entre 1998 et 2009

L'évolution des moyennes annuelles de la biomasse chlorophyllienne, de la PP intégrée dans la zone 0 - 30 m et du rapport production/biomasse chlorophyllienne entre 1998 et 2009 est présentée sur la figure 3 (a, b,c). Il apparaît que ces trois variables ont augmenté en 2009 en comparaison avec l'année 2008. L'augmentation de la PP en 2009 semble donc liée non seulement à l'augmentation de la biomasse chlorophyllienne, mais aussi et surtout à l'augmentation de la productivité du phytoplancton, comme le témoigne le passage du rapport production : Chl a de 1.84 à 3.12 mgC·mgChl a⁻¹·an⁻¹ alors que la valeur de la Chl a en elle-même augmente relativement faiblement (figure 3a, c). Ce résultat est en accord avec la forte corrélation positive observée à l'échelle saisonnière entre la production primaire dans la zone 0 - 20 m et la capacité photosynthétique du phytoplancton. La comparaison des années 2001, 2007 et 2009 soutient cette conclusion, dans la mesure où ces trois années montrent des valeurs de production primaire pratiquement équivalentes (respectivement 381, 381 et 376 mgC·m⁻²·an⁻¹) alors que la valeur de la biomasse chlorophyllienne est bien plus faible en 2009 (120 mgC·m⁻²) comparée à chacune des deux autres années (188 mgC·m⁻²). Il est connu que la capacité photosynthétique du phytoplancton peut être influencée par plusieurs facteurs, parmi lesquels la température des eaux, les concentrations de nutriments à l'intérieur de la cellule et dans l'environnement et la composition du phytoplancton. Il est peu probable que la composition du phytoplancton ait joué un rôle majeur dans les variations de cette capacité photosynthétique entre 2001, 2007 et 2009, dans la mesure où le phytoplancton était dominé, en moyenne, par l'algue filamenteuse *Mougeotia gracillima* au cours de ces trois années (RIMET, 2010, ce volume).

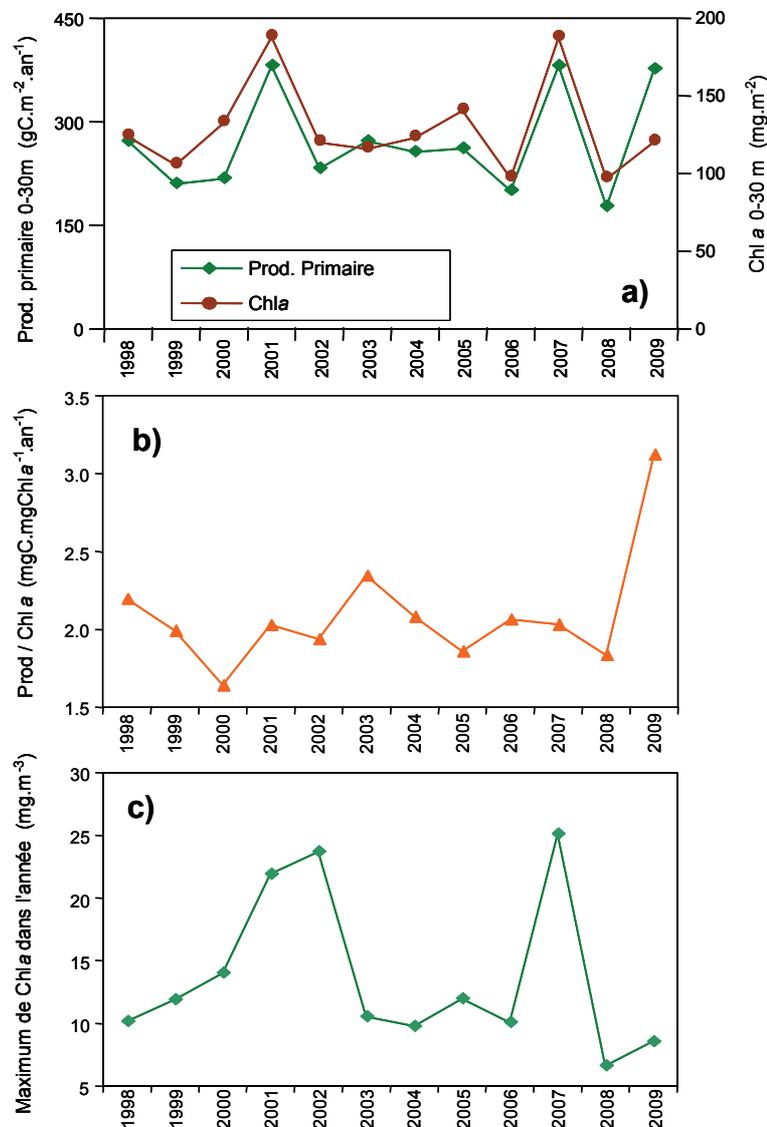


Figure 3 : Evolution inter-annuelle de la production primaire et de la biomasse chlorophyllienne (a), de la capacité photosynthétique (b) et de concentration maximale de chlorophylle a (c) au point SHL2 entre 1998 et 2009.

Figure 3 : Interannual change in the primary production and phytoplankton biomass (as chlorophyll a) (a), in the photosynthesis capacity (b), and in the maximum concentration in chlorophyll a (c) at point SHL2. between 1998 and 2009.

L'analyse des données physico-chimiques montre que les concentrations de phosphore dissous de la période hiver-printemps, ainsi que le stock de phosphore (qui soutiennent la croissance du phytoplancton au cours de l'année) dans les couches d'eau supérieures (0-50m) étaient plus élevés en 2009 qu'en 2008; il en était de même pour la température moyenne de l'eau en surface et l'épaisseur de la colonne d'eau brassée à la fin de l'hiver (LAZZAROTTO et RAPIN, 2010, ce volume). L'analyse des données sur la période 1974-2005 a montré qu'en présence de concentrations élevées et de la disponibilité du phosphore, l'augmentation de la température stimule la productivité phytoplanctonique dans le lac Léman (TADONLEKE, 2010). Il semble donc que la combinaison de ces deux conditions environnementales (augmentation des concentrations de phosphore et de la température de 2008 à 2009) a fortement stimulé le phytoplancton en 2009.

4. CONCLUSIONS

L'analyse des données de l'année 2009 montre une forte relation statistique négative entre la biomasse chlorophyllienne totale et la transparence des eaux, ainsi qu'une forte corrélation positive entre la production primaire dans la zone 0 - 20 m et la capacité photosynthétique du phytoplancton.

L'évolution des variables entre 1998 et 2009 montre que la légère tendance globale à la diminution des moyennes annuelles de production primaire et chlorophylle a, ainsi que de la concentration maximale de chlorophylle a observée entre 1998 et 2008 n'a pas été confirmée en 2009, année pendant laquelle ces variables ont plutôt augmenté. Cette situation semble liée à l'augmentation conjointe, entre 2008 et 2009, de la température des eaux et des concentrations et des stocks de phosphore dissous dans le lac. Cette observation confirme qu'il est indispensable de baisser en deçà de la valeur qui avait été fixée ($20 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$) dans le plan d'action de la décennie 2001-2010, le seuil de phosphore qui permettait d'atteindre l'objectif de faire baisser la biomasse et la production phytoplanctoniques. La fixation de ce seuil de phosphore à une valeur plus basse permettra de réduire l'action négative de la remise en suspension du P des eaux profondes par le brassage, et/ou de facteurs imprévus comme le réchauffement climatique sur les réponses attendues suite à la réduction des apports de phosphore dans le lac.

Remerciements : Nous tenons à remercier 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

- LAZZAROTTO, J. et RAPIN, F. (2010) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2009, 31-56.
- 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.
- PERGA, M.E. et LAINE, L. (2010) : Evolution du zooplancton du léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2009, 95-102.
- RIMET, F. (2010) : Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2009, 77-88.
- 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, R.D. (2010) : Evidence of warming effects on phytoplankton productivity rates and their dependence on eutrophication status. Limnol. Oceanogr., 55, 973-982.

ÉVOLUTION DU ZOOPLANKTON DU LÉMAN

CHANGES IN THE ZOOPLANKTON OF LAKE GENEVA

Campagne 2009

PAR

Marie-Elodie PERGA et Leslie LAINÉ

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

RÉSUMÉ

En 2009, comme en 2001 et 2007, la prolifération de l'algue chlorophycée *Mougeotia gracillima* de la fin de l'été à la fin de l'automne a gêné les comptages de zooplancton. Ainsi, quatre échantillons successifs, correspondant au début de l'automne, n'ont pu faire l'objet d'analyses. L'étude 2009 porte par conséquent essentiellement sur la dynamique printanière et estivale du zooplancton crustacéen. Les changements saisonniers d'abondance des crustacées du zooplancton correspondent en 2009 au modèle classique de dynamique, avec un pic printanier d'abondance très net qui marque la phase des eaux claires, observée entre le 25 mai et le 18 juin 2009, suivie d'une diminution drastique des abondances en fin de printemps.

Les tendances inter-annuelles dans la structure du compartiment crustacéen observées depuis 1984 se confirment. La diminution de l'abondance des microcrustacés due essentiellement à la décroissance des effectifs de daphnies et de cyclopoïdes, est cohérente avec les processus de re-oligotrophisation, tandis que l'abondance des calanoïdes semble plutôt dépendante de la composition du phytoplancton. En effet, l'année 2009, marquée par un fort développement de *Mougeotia gracillima*, montre des effectifs faibles de calanoïdes, conformément aux prédictions du modèle énoncé au cours du rapport de la campagne précédente (PERGA et LAINE, 2009).

ABSTRACT

In 2009, as in the years 2001 and 2007, the proliferation, from late summer to late autumn/fall, of the chlorophytic alga, *Mougeotia gracillima* interfered with zooplankton counts. Four successive zooplankton samples, corresponding to early fall/autumn, could not be counted. Consequently, the study of zooplankton seasonal dynamics in 2009 was restricted to the spring-summer time periods. Zooplankton crustacean dynamics in 2009 is consistent with the classical model expected for a mesotrophic lake, with a clear spring peak indicative of the clearwater phase between May 25 and June 18 2009, followed by a drastic decrease in zooplankton abundances from the end of spring.

The general trends in the crustacean compartment observed since 1984 were confirmed. The decreasing micro-crustacean abundances, due essentially to a decline in the numbers of *Daphnia* and *Cyclopoida*, and is consistent with the process of re-oligotrophisation, whereas the abundance of calanoids seems to depend more on phytoplankton composition. Indeed, the year 2009, with high abundances of the filamentous algae *Mougeotia gracillima*, showed low calanoid abundances, which was consistent with the predictions of the model presented in the previous zooplankton report (PERGA and LAINE, 2009).

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 2009, 19 campagnes de prélèvements ont été réalisées. Sept de ces prélèvements contenaient une quantité importante d'algues filamenteuses de type *Mougeotia gracillima*, dont trois ont pu être traités par tamisage (PERGA et LAINE, 2007). Ainsi, 15 échantillons ont pu faire l'objet de comptages alors que quatre échantillons successifs, correspondant à la période de maxima d'abondance de *M. gracillima*, comprise entre fin août et début octobre, n'ont pu être analysés. Comme en 2007 et en 2001, la dynamique automnale du zooplancton ne peut être décrite.

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 2009.

2. MÉTHODOLOGIE

L'échantillonnage, 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 :

$$\text{Abondance} = N_{\text{ind.ss.éch.}} \times (\text{Vol}_{\text{éch.total}} / \text{Vol}_{\text{ss.éch.}}) \times (H_{\text{filtré}} / \text{Vol}_{\text{filtré}})$$

Où :

- $N_{\text{ind.ss.éch.}}$ est le nombre d'individus dénombrés dans le sous-échantillon,
- $\text{Vol}_{\text{éch.total}}$ est le volume de l'échantillon total ajusté (en mL),
- $\text{Vol}_{\text{ss.éch.}}$ est le volume du sous-échantillon (en mL),
- $H_{\text{filtré}}$ est la hauteur de colonne d'eau filtrée, ou profondeur du prélèvement (50 m)
- $\text{Vol}_{\text{filtré}}$ est 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 22 mL·m⁻² (16 février 2009) à 390 mL·m⁻² (25 mai 2009). Le profil temporel décrit une phase avec des biovolumes forts au printemps qui atteignent leur valeur maximale le 25 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 (11 m) et le maximum de biovolume sédimenté, entre le 25 mai et le 18 juin, correspondant ainsi à la date de la phase des eaux claires.

En 2009, la transparence chute brutalement en fin d'été pour atteindre des valeurs très faibles en début d'automne (< 4 m). Cette chute de la transparence correspond au développement massif de l'algue conjuguées *Mougeotia gracillima* en automne 2009 sur le Léman (RIMET, 2010).

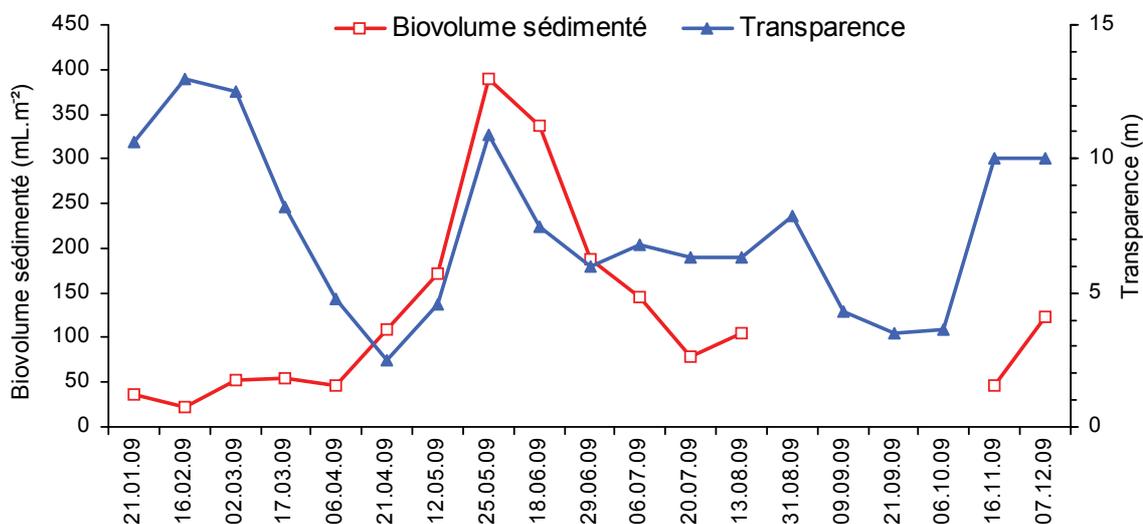


Figure 1 : Evolution saisonnière du biovolume sédimenté de zooplancton et de la transparence des eaux mesurée avec un disque blanc de 30 cm de diamètre en 2009 (Léman, SHL2).

Figure 1 : Seasonal changes in the settled biovolume and transparency of the water measured in 2009 using a 30-cm diameter white disc (Lake Geneva, SHL2).

3.2 Composition spécifique de la biocénose crustacéenne

Le zooplancton crustacéen est, chaque année, largement dominé par les copépodes. En 2009, les copépodes représentent 80.0 % de l'abondance totale des crustacés. La sous-classe des copépodes se compose des cyclopoïdes et des calanoïdes. Dans les comptages de 2009, les calanoïdes sont les plus abondants, représentant 51.0 % de l'abondance crustacéenne totale contre 29.0 % pour les cyclopoïdes.

Les calanoïdes sont représentés par une unique espèce, *Eudiaptomus gracilis*. Deux espèces de cyclopoïdes ont été observées en 2009 : *Cyclops prealpinus* (20.6 %) et *C. vicinus* (2.1 %).

La classe des branchiopodes est représentée par un unique ordre, celui des cladocères qui, en 2009, représente 20.0 % de la communauté zooplanctonique crustacéenne. Cet ordre est largement dominé dans le Léman par *Daphnia hyalina* + *galeata* (18.2 %), les autres taxons étant minoritaires [*Eubosmina longispina* + *E. mixta* (1.1 %), *Leptodora kindtii* (0.5 %) et *Bythotrephes longimanus* (0.2 %)].

3.3 Dynamique saisonnière du zooplancton en 2009

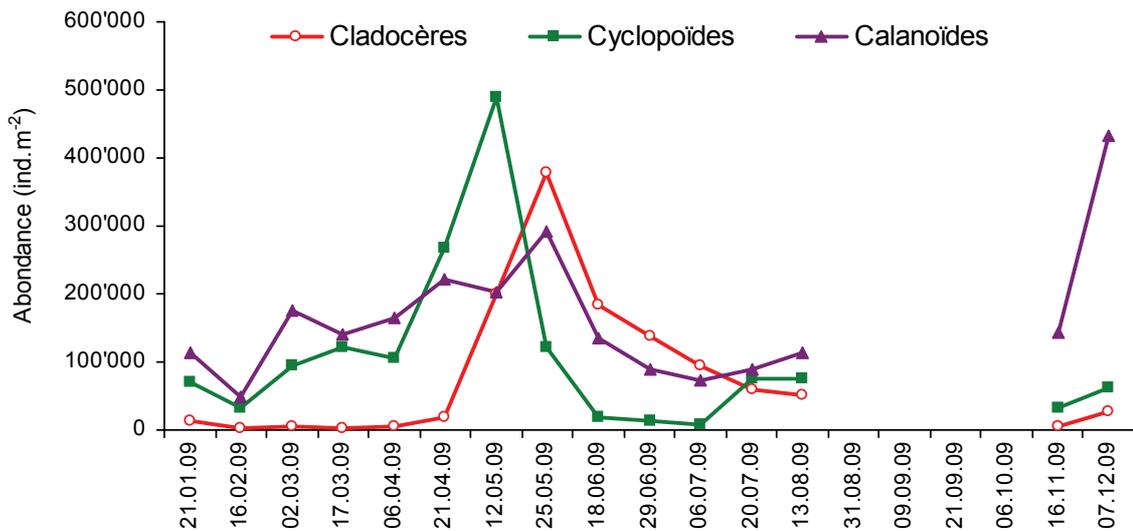


Figure 2 : Evolution saisonnière du peuplement crustacéen en 2009 (Léman, SHL2).

Figure 2 : Seasonal changes in the abundance of Crustacea in 2009 (Lake Geneva, SHL2).

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. En 2009, le pic printanier de cyclopoïdes apparaît le 12 mai, lors du maximum du pic printanier d'abondance phytoplanctonique (RIMET, 2010), avec des abondances proches de 500 000 ind·m⁻², tandis que le pic des taxons herbivores (Calanoïdes et Cladocères) a lieu deux semaines plus tard (25/5), à des abondances respectives de 300 000 et 400 000 ind·m⁻², et coïncide avec la phase des eaux claires, et donc les minima printaniers d'abondance phytoplanctonique (RIMET, 2010). Les abondances des taxons crustacéens diminuent rapidement après la phase des eaux claires pour atteindre des niveaux plus faibles en début d'été (< 150'000 ind·m⁻² pour chacun des groupes). En 2009, l'absence de comptage de fin août à début octobre ne permet pas toutefois d'observer le pic automnal.

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

Le pic printanier des cladocères herbivores correspond, en 2009, à une augmentation précoce de l'abondance des Bosminidés, qui atteint son maximum le 12 mai avec 35'000 ind·m⁻². Le pic printanier des Daphniidés se produit deux semaines plus tard, avec des effectifs près de 10 fois supérieurs (figure 3a). Les abondances des branchiopodes herbivores diminuent ensuite rapidement en début d'été.

Les grands cladocères prédateurs, *Bythotrephes* et *Leptodora*, se caractérisent quant à eux par un développement en saison chaude (figure 3b). Leurs maxima sont décalés dans le temps, et apparaissent le 29 juin pour *B. longimanus*, avec un effectif de 1'800 ind·m⁻², et le 20 juillet pour *L. kindtii*, pour un effectif de l'ordre de 11'000 ind·m⁻².

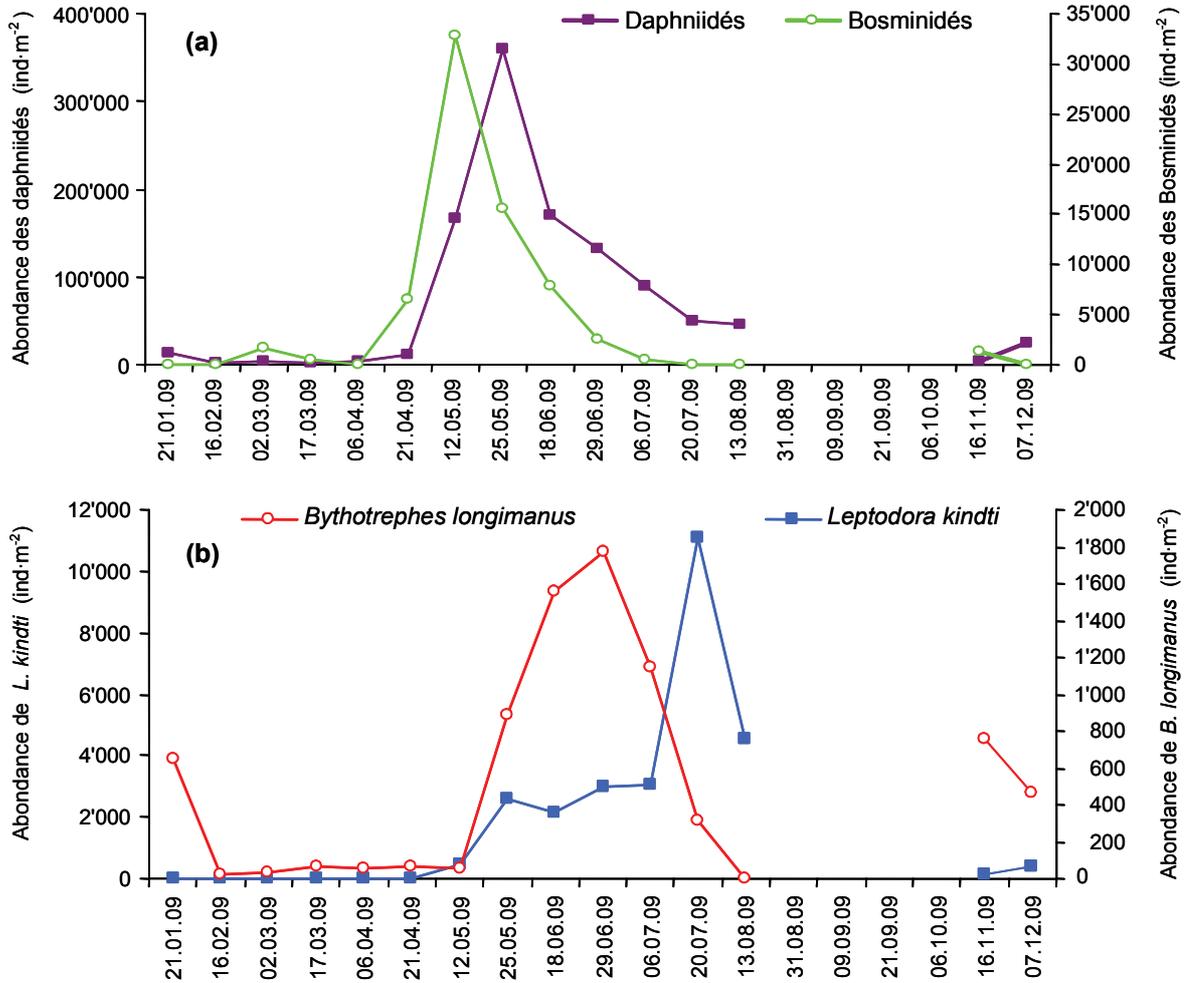


Figure 3 : Evolution saisonnière de l'abondance des branchiopes : a) herbivores ; b) carnivores en 2009 (Léman, SHL2).

Figure 3 : Seasonal changes in the abundance of herbivorous a) and carnivorous b) Branchiopoda in 2009 (Lake Geneva, SHL2).

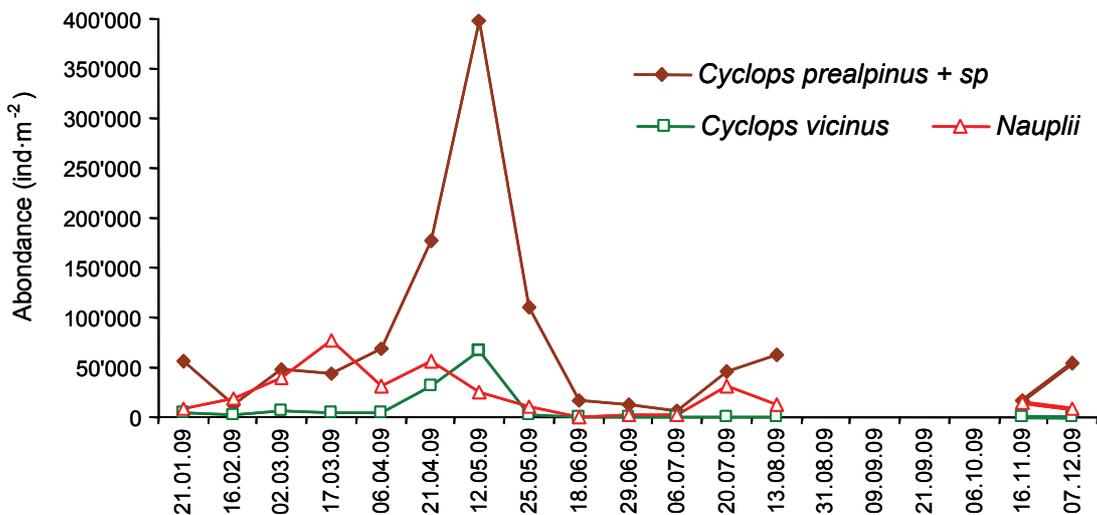


Figure 4 : Evolution saisonnière de l'abondance des cyclopoïdes en 2009 (Léman, SHL2).

Figure 4 : Seasonal changes in the abundance of Cyclopoida in 2009 (Lake Geneva, SHL2).

Les cyclopoïdes sont essentiellement représentés par le genre *Cyclops* et l'ensemble *C. prealpinus* + *Cyclops* spp est encore dominant par rapport à *C. vicinus* (figure 4). La population de cyclopoïdes commence à se développer tôt, dès la reprise de la croissance phytoplanctonique mi-mars (RIMET 2010). Le maximum printanier des cyclopoïdes est atteint le 12 mai avec des abondances de 400'000 ind·m⁻² pour *C. prealpinus* et 67'000 ind·m⁻² pour *C. vicinus*. L'abondance des deux espèces de *Cyclops* sp. et des nauplii décroît ensuite au cours du printemps et se maintient à des effectifs < 100'000 ind·m⁻² au cours de l'été.

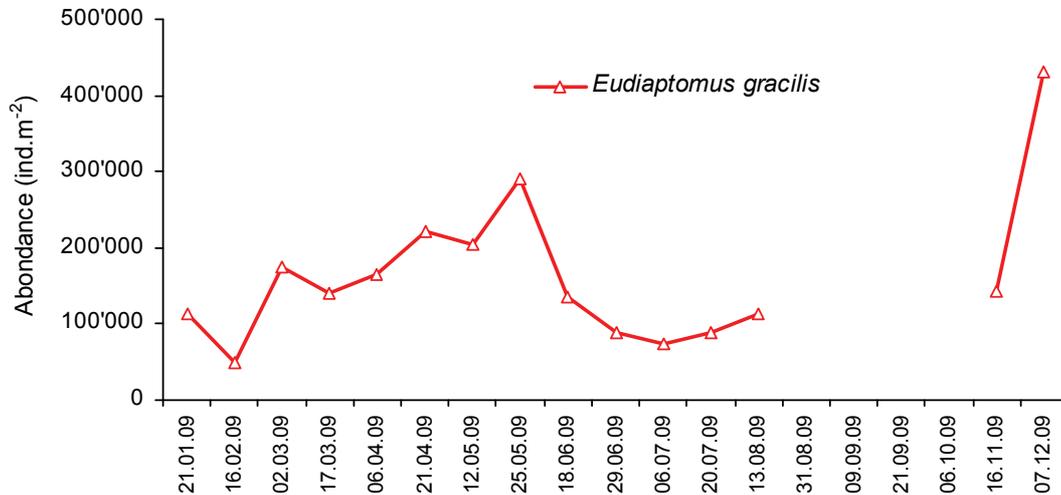


Figure 5 : Evolution saisonnière de l'abondance du calanoïde *Eudiaptomus gracilis* en 2009 (Léman, SHL2).

Figure 5 : Seasonal changes in the abundance of Calanoida *Eudiaptomus gracilis* in 2009 (Lake Geneva, SHL2).

Le pic d'abondance printanier d'*E. gracilis* est atteint le 25 mai, et culmine à 300'000 ind·m⁻² (figure 5). Les abondances estivales sont faibles (< 150'000 ind·m⁻²). Par contre, des valeurs exceptionnellement élevées sont observées en début d'hiver (proches de 500'000 ind·m⁻²) et pourraient être à relier avec les fortes précipitations et les températures très douces qui ont marqué la fin de l'année 2009.

3.4 Evolution à long terme du zooplancton

La figure 6 présente l'évolution interannuelle des moyennes estivales calculées sur la période de mai à septembre.

La tendance à la baisse chez les microcrustacés, observée depuis 1984, se confirme encore en 2009. Elle est liée à la diminution de l'abondance des cyclopoïdes et des branchiopodes, en particulier des daphnies. L'évolution temporelle de l'abondance moyenne annuelle des calanoïdes et de *L. kindtii* sont particulièrement corrélées ($R = 0.61$, $p < 10^{-3}$) et semblent, elles, plutôt liées à l'abondance moyenne annuelle des algues filamenteuses (figure 7), avec des abondances faibles de calanoïdes et de *L. kindtii* pour les années à fortes abondances d'algues conjuguées, comme en 2009.

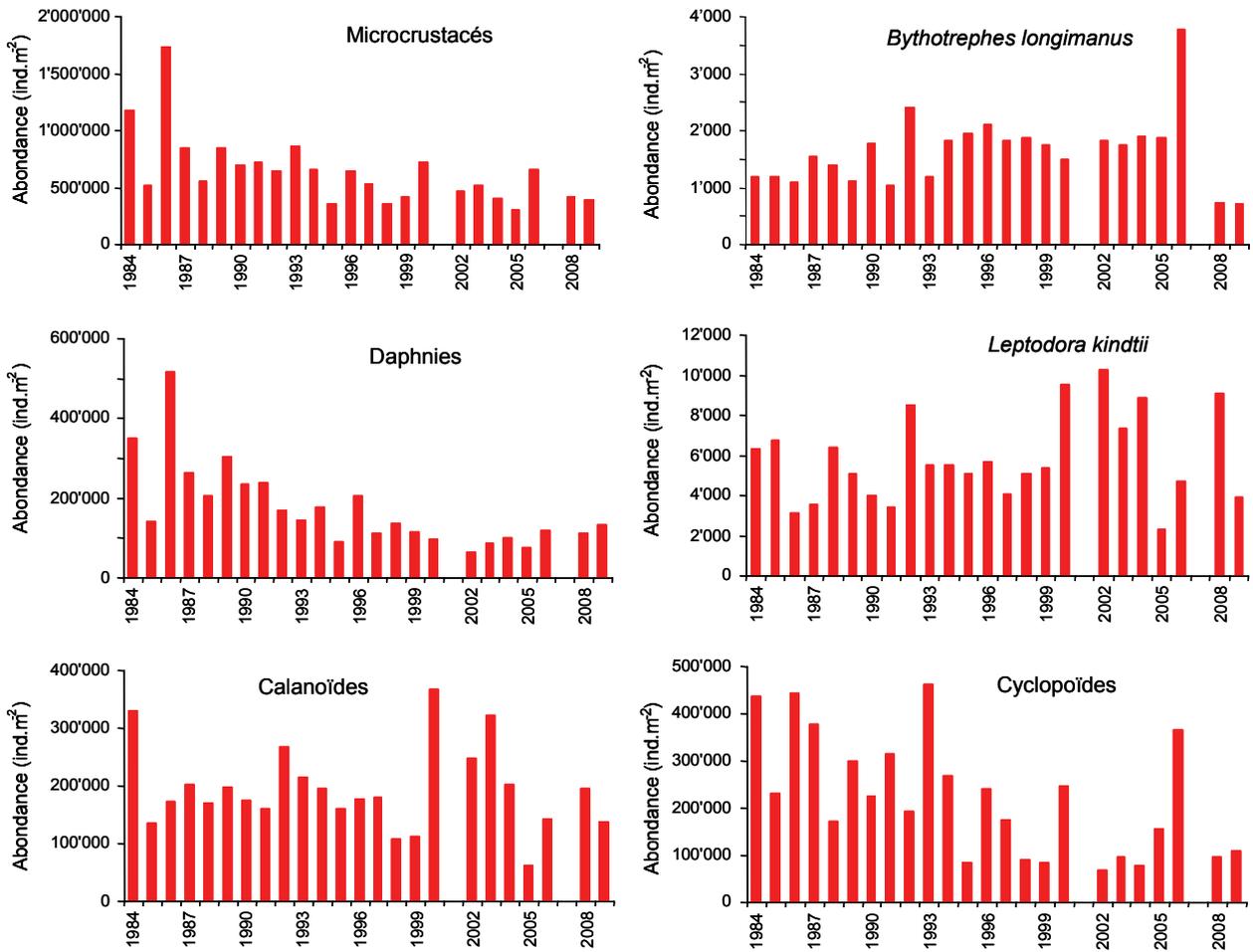


Figure 6 : Evolution interannuelle de l'abondance estivale des différentes catégories de zooplancton crustacéen (Léman, SHL2). En raison du manque d'échantillons comptables, les années 2001 et 2007 n'ont pas été incluses.

Figure 6 : Interannual changes in the summer abundance of the different categories of Crustacean zooplankton (Lake Geneva, SHL2). Years 2001 and 2007 were not included due to a lack of countable samples.

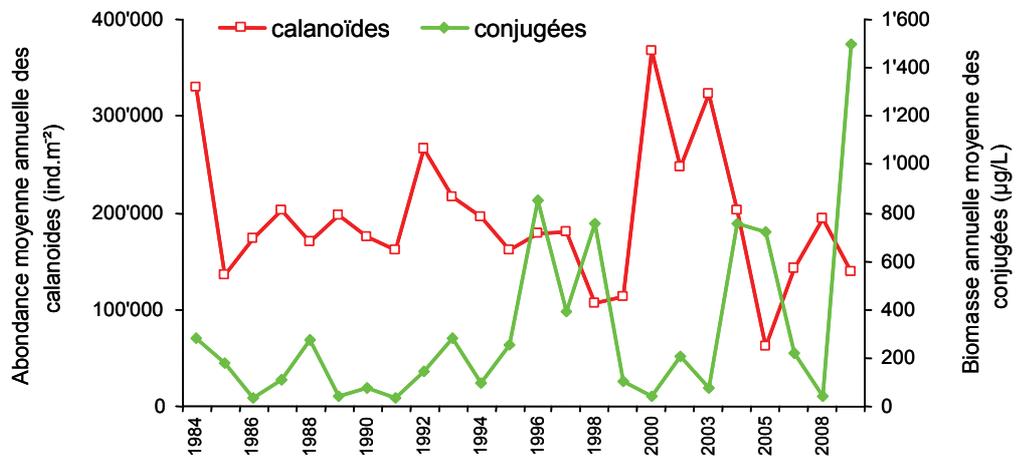


Figure 7 : Relations entre l'évolution interannuelle de l'abondance des calanoïdes et de la biomasse des algues conjuguées (Léman, SHL2).

Figure 7 : Relationships between the inter-annual changes in Calanoids abundances and Conjugates biomass (Lake Geneva, SHL2).

3.5 Autres groupes planctoniques

Les larves véligères de la moule zébrée apparaissent chaque année en période estivale. En 2009, le pic d'abondance atteint 113'000 ind·m⁻² le 20 juillet, ce qui correspond à la 2^e valeur la plus importante sur la série 1998-2009 (figure 8).

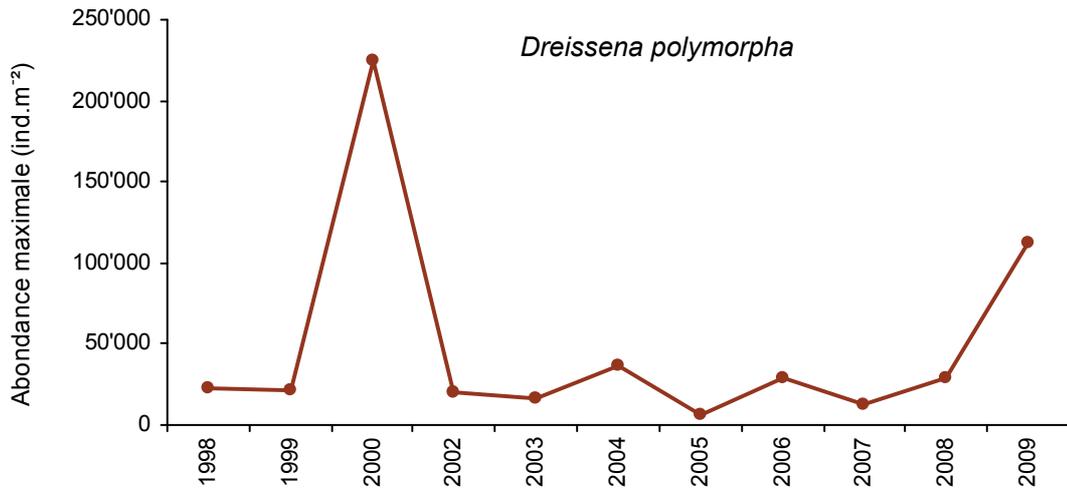


Figure 8 : Evolution de l'abondance maximale des larves planctoniques de *Dreissena polymorpha* (Léman, SHL2). Aucune donnée disponible pour l'année 2001.

Figure 8 : Annual changes in the maximum abundance of the planktonic larvae of the zebra mussel *Dreissena polymorpha* (Lake Geneva, SHL2).

Parmi les rotifères, aucun individu de l'espèce *Notholca caudata* n'a pu être observé en 2009, tout comme au cours des trois années précédentes. *Conochilus* sp. n'a été observée qu'à une seule date en 2009 (21 janvier), avec des abondances faibles (425 ind·m⁻²), alors qu'elle était la plus abondante en 2008, parmi les trois espèces classiquement observées dans les échantillons de zooplancton. *Asplanchna* sp. montre un pic d'abondance printanier précoce, le 21 avril, à des abondances proches de 90'000 ind·m⁻², tandis que le maximum d'abondance printanier de *Kellicottia* sp., du même ordre de grandeur, est atteint pendant la phase des eaux claires. Les abondances des deux espèces diminuent ensuite rapidement en fin de printemps, mais *Kellicottia* sp. montre une nette reprise de croissance le 20 juillet avec un maximum de 105'000 ind·m⁻².

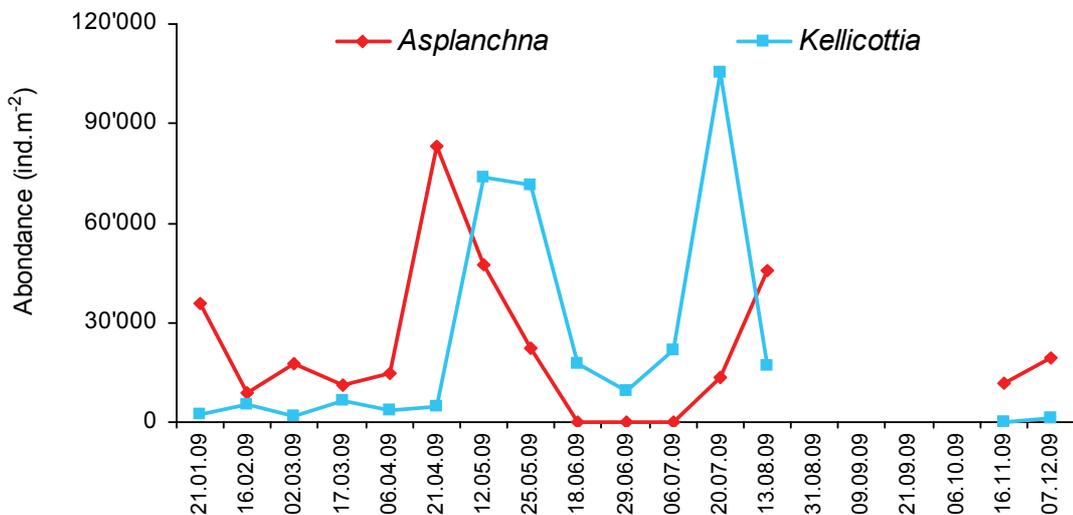


Figure 9 : Evolution saisonnière de l'abondance de quelques rotifères en 2009.

Figure 9 : Seasonal patterns in the abundance of some Rotifera taxa in 2009.

4. CONCLUSIONS

Les changements saisonniers d'abondance des crustacées du zooplancton correspondent en 2009 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 entre le 25 mai et le 18 juin 2009, suivie d'une diminution drastique des abondances en fin de printemps.

Les tendances inter-annuelles dans la structure du compartiment crustacéen observées depuis 1984 se confirment. La diminution de l'abondance des microcrustacés due essentiellement à la décroissance des effectifs de Daphnies et de Cyclopoïdes, est cohérente avec les processus de re-oligotrophisation, tandis que l'abondance des Calanoïdes semble plutôt dépendante de la composition du phytoplancton. En effet, l'année 2009, marquée par un fort développement de *Mougeotia gracillima*, montre des effectifs faibles de Calanoïdes, conformément aux prédictions du modèle énoncé au cours du rapport de la campagne précédente (PERGA et LAINE, 2009).

BIBLIOGRAPHIE

- PERGA, M. E. et LAINE, L. (2009) : Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2008, 109-116.
- RIMET, F. (2010) : Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2009, 77-88.
- SOMMER, U., GLIWICZ, Z.M., LAMPERT, W. et 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 2009

PAR

Orlane ANNEVILLE, Valérie HAMELET et Daniel GERDEAUX

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

RÉSUMÉ

Le régime alimentaire des corégones adultes a été étudié à partir de poissons capturés dans les filets dérivants d'un pêcheur professionnel. L'échantillonnage et l'analyse des contenus stomacaux sont réalisés selon le même protocole depuis 1999. En 2009, la taille moyenne des corégones échantillonnés était de 40.3 cm.

Le régime alimentaire du corégone est dominé par les cladocères, les cyclops et nymphes de chironomes étant présents de façon anecdotique.

La composition du régime alimentaire présente une saisonnalité qui se répète d'une façon plus ou moins similaire d'une année à l'autre, à savoir : en hiver, le régime alimentaire est, depuis 2007, essentiellement composé de daphnies ; au printemps, le régime alimentaire est dominé par les daphnies et les Bythotrephes ; en été, les daphnies sont faiblement représentées et remplacées par les cladocères carnivores (Leptodora et Bythotrephes). L'automne 2009 présente la particularité d'un régime alimentaire peu diversifié dominé par des daphnies et Bythotrephes.

ABSTRACT

The adult whitefish used for diet analyses were caught in the drift nets of a professional fisherman. The same sampling and counting protocols have been used since 1999. The mean length of the sampled fishes was 40.3cm in 2009.

The diet of whitefish was dominated by Cladoceran, Cyclops and Chironomids nymph were not often observed in the stomach contents.

The composition of the diet varies from year to year according to a seasonal pattern. This seasonal pattern remains rather stable over the years. In winter, the diet has been dominated by Daphnia since 2007. In spring, the diet is dominated by Daphnia and Bythotrephes. In summer, Daphnia is not a major contributor, and the carnivorous cladocerans (Leptodora and Bythotrephes) are the predominant prey organisms. Autumn, 2009 differed from the other years by having low taxonomic diversity, in which the diet was dominated by Daphnia and Bythotrephes.

1. INTRODUCTION

En raison de l'impact « top-down » des espèces planctonophages sur la dynamique et l'abondance des maillons trophiques inférieurs (KITCHELL et CARPENTER, 1993), la CIPEL avait entrepris le suivi du régime alimentaire des principales espèces planctonophages (gardon, perche, corégone) afin de mieux comprendre la dynamique du compartiment pélagique du Léman. A partir de 2002, cette étude fut restreinte au corégone, une espèce clé pour la pêche professionnelle et amateur dont les captures atteignent des valeurs record 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 2009 et l'évolution survenue depuis 2000.

2. MÉTHODOLOGIE

Le régime alimentaire des corégones est étudié à partir d'individus mis à disposition par un pêcheur professionnel pendant la période de pêche (janvier-septembre). Les poissons sont pêchés avec des filets dérivants dont la maille est égale à 48 mm de côté. Le pêcheur utilise au plus 8 filets de 120 m de long déployés en zone pélagique au large de Séchex (France). Les filets sont relevés très tôt en fin de nuit, ce qui rend ces poissons utilisables pour l'étude des contenus stomacaux (PONTON, 1986). Etant donné la faible variabilité inter-individuelle, un échantillon de 10 poissons peut être considéré comme représentatif (PONTON, 1986; MOOKERJI et al., 1998; GERDEAUX et al., 2002). Dans la mesure du possible, un nombre suffisant de poissons (en moyenne une quinzaine) est donc récolté pour avoir 10 estomacs suffisamment remplis. En 2009, 188 poissons ont ainsi été échantillonnés et 146 ont été utilisés pour l'analyse des contenus stomacaux.

Le contenu stomacal est extrait au laboratoire, pesé et conservé dans une solution d'éthanol. Pour le comptage, le contenu stomacal est placé dans une éprouvette remplie d'eau et le volume du mélange ajusté à 50 mL. Après agitation, un sous-échantillon de 2 mL est prélevé pour le comptage réalisé sous une loupe binoculaire dans une cuvette de Dolfuss. Ce volume est si besoin augmenté de façon à permettre le dénombrement d'au moins 100 individus d'une catégorie de proies. Les principales catégories de proies identifiées sont : Copépodes (Cyclopoïdes et Calanoïdes), Cladocères (Bosmines, Daphnies, *Leptodora* et *Bythotrephes*), Chironomes (larves et nymphes).

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

3. RÉSULTATS

3.1 Taille des poissons

La taille moyenne des corégones capturés est de 40.3 cm. Le plus petit poisson mesurait 34.5 cm et le plus gros 48.0 cm (figure 1). Les individus pêchés en janvier et mars étaient relativement petits par rapport à ceux capturés les autres mois. A partir du mois de février, la taille des poissons présente une tendance à la hausse avec une médiane qui passe de 39.5 cm en février à 42.5 cm en mai. Avec une médiane de 39.8 cm, les poissons capturés en juin sont globalement plus petits, indiquant probablement l'entrée d'une nouvelle génération dans la pêche. En juillet la taille médiane mensuelle est comparable à celle observée en mai.

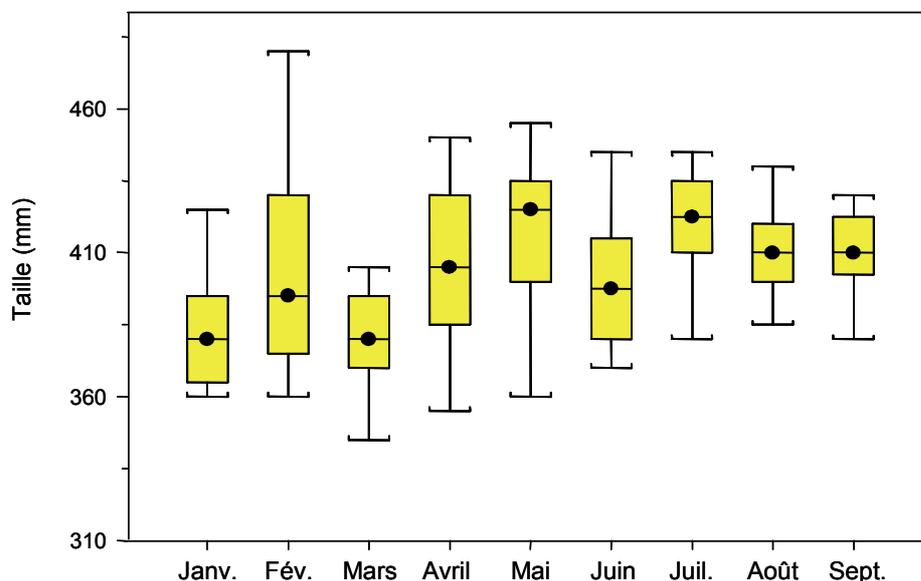


Figure 1 : Répartition des tailles des poissons prélevés 2009. Représentation en "boîte à moustache" où le point au travers de la boîte est au niveau de la médiane, le bas et le haut de la boîte correspondent respectivement au premier et troisième quartiles. Les moustaches sont les lignes qui s'étirent 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 the fish sampled in 2009. 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 correspond to 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

A l'exception des mois d'avril, juin et juillet, des estomacs vides sont observés à chaque campagne d'échantillonnage (figure 2). En janvier et août, les taux de vacuité atteignent des proportions supérieures à 50 %, ce qui indique une activité alimentaire réduite. Cette faible activité alimentaire peut être liée aux faibles abondances des proies mesurées en janvier et début août (PERGA et LAINE, 2010). Mais cet élément explicatif n'est pas le seul facteur déterminant car en avril, l'essentiel des poissons échantillonnés avaient un estomac plein et ce malgré une faible abondance du zooplancton.

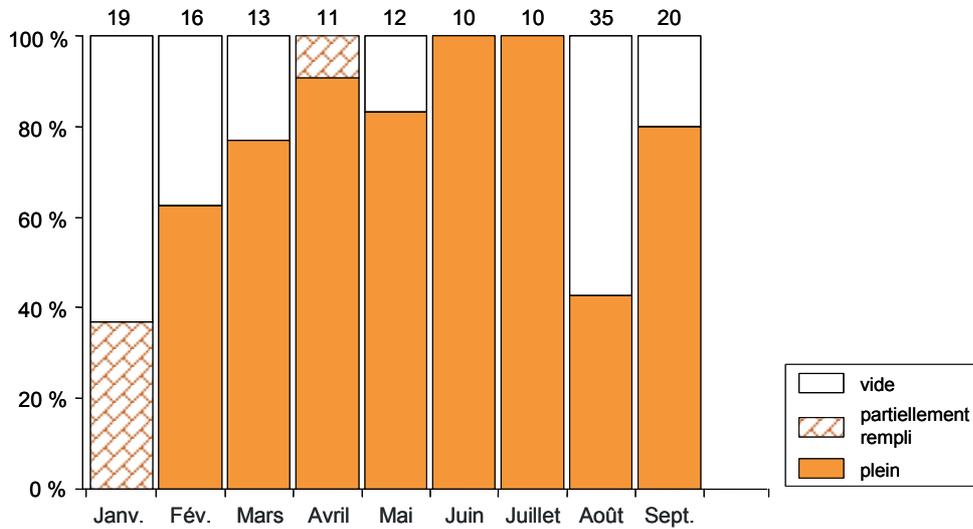


Figure 2 : Evolution mensuelle du taux de vacuité des estomacs analysés de corégones en 2009 au Léman. Le chiffre au-dessus de chaque barre indique le nombre d'estomacs prélevés.

Figure 2 : Monthly change in the degree of emptiness of the whitefish stomachs analyzed in 2009 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

De février à avril, le régime alimentaire des corégones est essentiellement composé de daphnies, soit 57 à 90 % des proies identifiées (figure 3).

En mai, la contribution des daphnies chute et les corégones se nourrissent principalement de *Leptodora* et *Bythotrephes* (figure 3). Ce changement dans le régime alimentaire est à associer avec une modification dans la composition de la communauté zooplanctonique, à savoir une baisse des daphnies et l'apparition des cladocères carnivores (PERGA et LAINE, 2010).

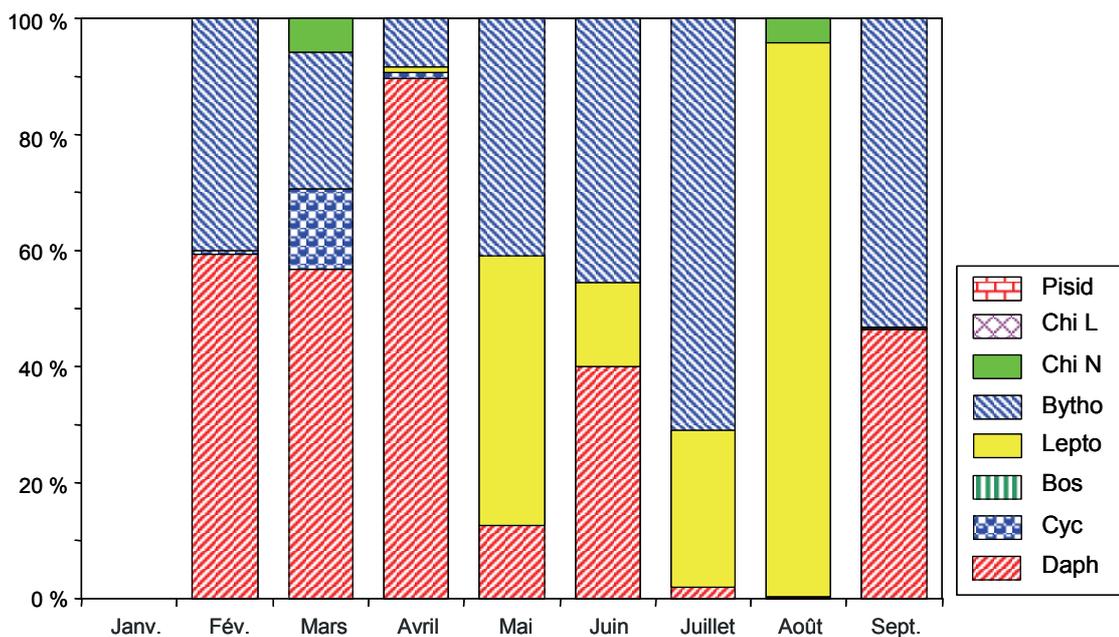


Figure 3 : Evolution mensuelle des pourcentages volumétriques dans les estomacs de corégones en 2009 au Léman.

Figure 3 : Monthly change in the percentage volumes of the prey species in the stomachs of the whitefish in 2009 in Lake Geneva.

En été, le régime alimentaire est uniquement composé de *Leptodora*, *Bythotrephes* et daphnies dont les proportions relatives varient d'un mois à l'autre. Toutefois le régime alimentaire reste dominé par les cladocères carnivores avec *Leptodora* qui en août représente 96 % des proies ingérées (figure 3).

En septembre, les *Leptodora* ont totalement disparu des contenus stomacaux (figure 3). Cette chute brutale dans la contribution de ce taxon est peut-être à lier à la prolifération de *Mougeotia gracillima* (RIMET, 2010).

Les cyclopoïdes et nymphes de chironomes sont des proies occasionnelles. Ces taxons sont observés de façon sporadique et à de faibles concentrations.

3.3.2 A l'échelle de la décennie

En hiver, la tendance selon laquelle les daphnies deviennent la proie dominante au détriment des *Bythotrephes* se maintient. En effet, depuis 3 ans, la contribution des *Bythotrephes* a fortement diminué (figure 4a).

Au printemps 2009, les *Leptodora* représentent une proie plus importante que d'ordinaire, mais comme les autres années, les daphnies et *Bythotrephes* demeurent les proies essentielles du corégone (figure 4b).

En été, on constate une forte contribution des *Leptodora* et comme les autres années, les daphnies sont peu représentées pendant cette période estivale (figure 4c).

Enfin, l'automne 2009 se singularise des autres années par l'absence des *Leptodora* (figure 4d) et un régime très peu diversifié et composé essentiellement de deux taxons (les cyclopoïdes étant présents à 0.5 %).

4. CONCLUSIONS

Sur le long-terme, l'année 2009 s'inscrit dans la tendance globale, à savoir un régime alimentaire dominé par des daphnies en hiver et au printemps. En période estivale, le régime alimentaire est essentiellement composé de cladocères carnivores. En revanche, l'automne 2009 se différencie des autres années par l'absence des *Leptodora*.

Remerciements : Nous remercions Raphaël JORDAN et Vicent COLY, pêcheurs professionnels, pour nous avoir facilité le travail de prélèvement des estomacs sur les poissons et Laurent ESPINAT pour sa collaboration technique.

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.
- PERGA, M. et LAINÉ, L. (2010) : Evolution du zooplancton du Léman. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.*, Campagne 2009, 95-102.
- PONTON, D. (1986) : Croissance et alimentation de deux poissons planctonophages du lac Léman : le corégone (*Coregonus* sp.) et le gardon (*Rutilus rutilus*). Thèse Université Lyon 1, 156 pages + annexes.
- RIMET, F. (2010) : Phytoplancton du Léman. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.*, Campagne 2009, 77-88.

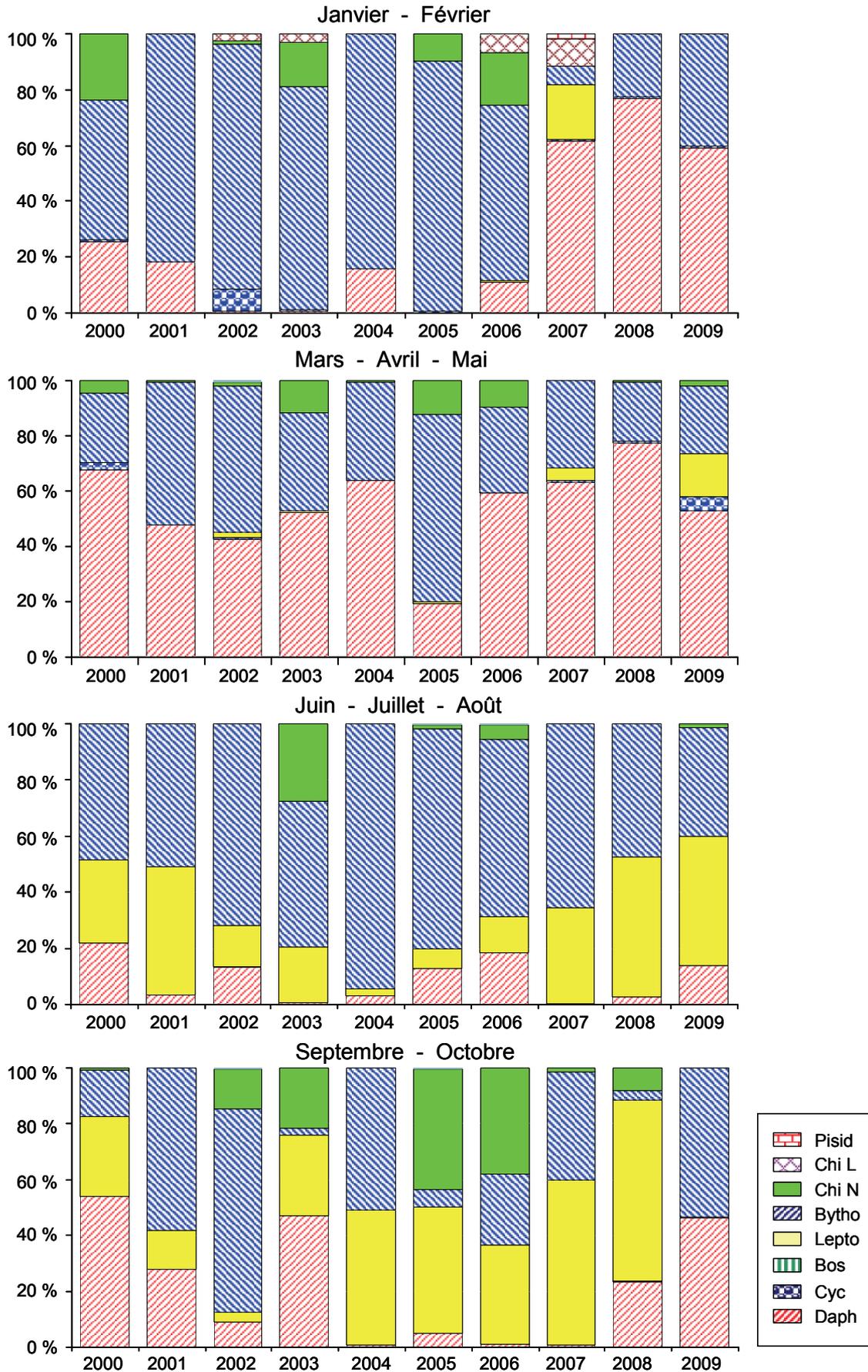


Figure 4 : Evolution saisonnière de 2000 à 2009 des contenus stomacaux de corégones au Léman. Le mois d'août de l'année 2003 n'a pas été pris en compte dans le calcul de la moyenne saisonnière, il en fut de même pour le mois d'octobre en 2009 et de janvier des années 2004, 2005 et 2009.

Figure 4 : Seasonal changes from 2000 to 2009 in the whitefish stomach contents in Lake Geneva. The months of August in 2003, October in 2009 and January in the years 2004, 2005 and 2009 were not taken into account.

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

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

Campagne 2009

PAR

François RAPIN et Audrey KLEIN

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

RÉSUMÉ

Apports au lac et au Rhône aval : 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 2009 ont été calculées.

Suivi de la qualité des eaux des rivières : La qualité de l'eau des affluents est suivie pour 4 principaux paramètres de pollution (P-PO₄, N-NH₄, N-NO₃, COD) et montre qu'aucune rivière ne présente une mauvaise qualité et toutes sont de bonne, voire très bonne qualité, sauf la Venoge pour le nitrate, l'Allondon et l'Arve pour le phosphate.

Il est mis en évidence, 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 pour le chlorure, l'impact des apports industriels, du salage des routes qui augmente et des échangeurs d'ions des lave-vaisselle.

ABSTRACT

Inputs into the Lake and downstream Rhône : For many years, CIPEL has been monitoring the change over time of nutrient inputs into the Lake from the 4 main tributaries (the upstream Rhône, the Dranse, the Aubonne and the Venoge), and from a dozen or so secondary tributaries, the discharges from the Lake in Geneva, from the downstream Rhône at Chancy and the inputs from its tributaries (the Arve and the Allondon). This monitoring has made it possible to estimate the change in the input of nutrients into the Lake, which helps us to understand the changes in concentrations in the Lake.

The quantities of nutrients carried into Lake Geneva and exported by the Rhône where it emerges from Swiss territory have been calculated for 2009.

Monitoring of the quality of the water of the rivers : The quality of the water in the tributaries was monitored with regard to the 4 main pollution parameters (P-PO₄, N-NH₄, N-NO₃, DOC), and showed that no river displayed poor water quality, and that they all had good or even very good quality data, apart from the Venoge for nitrate, and the Allondon and Arve for phosphate

In the case of soluble reactive phosphorus, the effect of dephosphatation in the WWTPs was demonstrated, in that of total inorganic nitrogen, the lack of denitrification and the persistence of nitrogenous fertilisation at the same level for nearly 20 years, and in that of chlorides, the impact of industrial inputs, and of road salting, which had increased, and of ion exchangers from dishwashers.

1. GÉNÉRALITÉS ET MÉTHODES

En 2009, 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, le Canal Stockalper, la Veveyse, la Promenthouse, la Chamberonne, l'Eau Froide, la Morges, le Brassu, la Dullive, le Nant de Pry, le Vengeron et le Nant de Braille (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 (Tableau 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.

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 cantonal de l'écologie de l'eau, 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, 2010).

La plupart des analyses sont effectuées sur des échantillons d'eau filtrée (maille de 0.45 µm). Par contre, 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 sont valorisées dans ce rapport.

Le présent rapport est basé sur l'évolution temporelle des apports en nutriments par les affluents et de la qualité des eaux de ceux-ci. Il est rédigé en deux parties :

Dans la première partie, nous analyserons les quantités (en terme de flux) de nutriments (phosphore total, phosphore réactif soluble et azote minéral total) et de chlorure apportées au lac par les 4 affluents principaux ou sortant du lac, ainsi que les quantités apportées au Rhône aval par les rivières en aval du lac.

Dans la seconde partie, nous analyserons la qualité chimique des eaux de ces rivières pour des paramètres liés aux nutriments, comme le phosphore, l'azote et la matière organique (phosphore réactif soluble, azote : ammonium et nitrate, et carbone organique dissous). Dans cette partie, nous avons attribué des classes de qualité aux différentes rivières pour chacun de ces différents paramètres, suivant une grille physico-chimique élaborée par la CIPEL et commune aux différentes entités qui la composent. Les seuils de qualité de cette grille découlent d'une homogénéisation des méthodes suisse (Système modulaire gradué et diagnostic environnemental du Valais) et française (SEQ-Eau). Les résultats sont représentés par des box-plot comprenant les valeurs des médianes annuelles pondérées par le débit et les percentiles 25 % et 75 %, ainsi que les extrêmes, les percentiles 10 % et 90 %.

Paramètres/ Classification	COD (mg/L)	N-NH ₄ (mg N-NH ₄ /L)	P-PO ₄ (mg P-PO ₄ /L)	N-NO ₃ (mg N-NO ₃ /L)
Très bonne	<= 3	<= 0.1	<= 0.025	<= 1
Bonne	3 - 5	0.1 - 0.4	0.025 – 0.05	1 – 3
Moyenne	5 - 8	0.4 - 1	0.05 – 0.250	3 – 6
Mauvaise	> 8	> 1	> 0.250	> 6

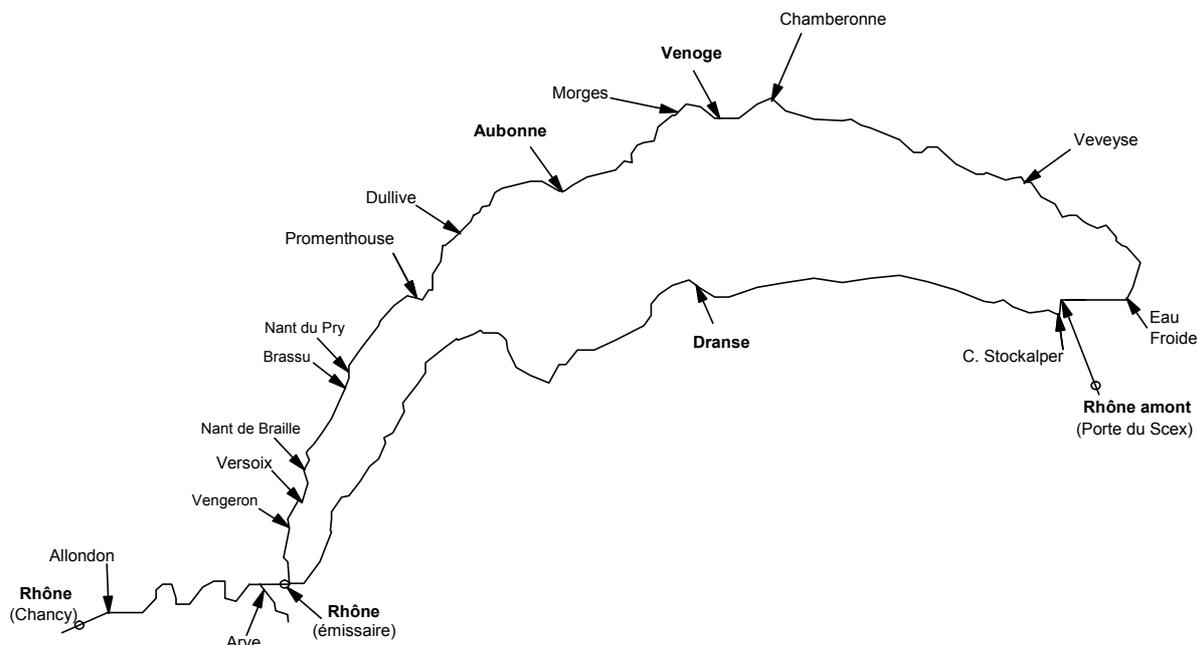


Figure 1 : Situation des diverses rivières étudiées.

Figure 1 : Locations of the various rivers investigated.

Tableau 1: Type de prélèvement.

Table 1 : Type of sample.

	Proportionnel au débit, intégré sur 1 ou 2 semaines	Proportionnel au temps, intégré sur 1 ou 2 semaines	Proportionnel au temps, intégré sur 24 heures (1 x mois)	Instantané (1 x mois)
Bassin du Léman				
Rhône - Porte du Scex		x ¹		
Dranse	x ¹			
Aubonne	x ¹			
Venoge	x ¹			
Versoix	x ²			
Stockalper			x	
Veveyse		x		
Promenthouse		x		
Chamberonne		x		
Eau Froide			x	
Morges		x		
Brassu				x
Dullive			x	
Nant de Pry				x
Vengeron				x
Nant de Braille				x
Rhône émissaire	x ²			
Bassin du Rhône aval				
Arve				x
Allondon				x
Rhône à Chancy		x ²		

¹ = intégré sur une semaine

² = intégré sur deux semaines

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

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

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

2. DÉBITS DES AFFLUENTS PRINCIPAUX DU LÉMAN ET DE L'ÉMISSAIRE (Tableau 2 et figure 2)

L'année 2009 est une année à pluviométrie faible avec une lame d'eau précipitée au niveau des inter-stations du Léman de l'ordre de 850 mm, la moyenne de ces trente dernières années étant de 1'022 mm (QUETIN, 2010). Les débits moyens annuels 2009 sont donc nettement à la baisse (Tableau 2).

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

Table 2 : Flow rates of the tributaries and of the effluent river in Geneva ($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$).

Année	Rhône amont	Dranse	Aubonne	Venoge	Rivières complémentaires	Rhône émissaire
1986	194.9	23.2	5.3	3.9		259.1
1987	194.0	26.3	6.9	4.7		276.6
1988	202.7	22.4	6.7	5.4		278.9
1989	167.4	21.7	2.9	2.2	8.8	207.2
1990	164.8	33.0	3.7	2.9	13.3	238.6
1991	171.9	14.8	5.9	3.1	10.1	201.5
1992	177.5	21.2	7.2	4.1	13.8	224.7
1993	190.9	17.3	5.8	4.1	13.4	243.2
1994	214.6	20.7	6.3	4.7	11.6	297.4
1995	208.2	27.2	6.6	5.3	13.6	303.4
1996	145.2	15.4	4.4	3.5	9.7	192.5
1997	183.3	18.8	5.8	3.9	10.9	234.0
1998	168.8	17.2	5.0	3.3	10.9	216.4
1999	215.7	24.7	5.9	5.0	15.9	302.2
2000	187.3	19.7	6.1	4.2	13.4	246.6
2001	196.7	26.2	6.8	5.6	14.8	308.5
2002	176.9	20.9	6.0	4.8	12.7	249.1
2003	195.2	15.0	3.9	2.4	8.9	231.4
2004	163.3	13.7	4.9	3.6	12.2	221.2
2005	157.7	11.3	3.7	2.6	8.8	198.0
2006	171.7	17.8	6.6	4.8	11.9	229.9
2007	187.0	19.8	6.1	4.0	13.5	267.1
2008	179.0	15.5	5.3	3.9	12.4	244.9
2009	187.5	14.5	3.5	3.0	7.3	235.4
Moyenne *	184.2	20.6	5.4	4.7	11.8	244.7

* : moyenne 1965-2009 (sauf pour les rivières complémentaires 1989-2009)

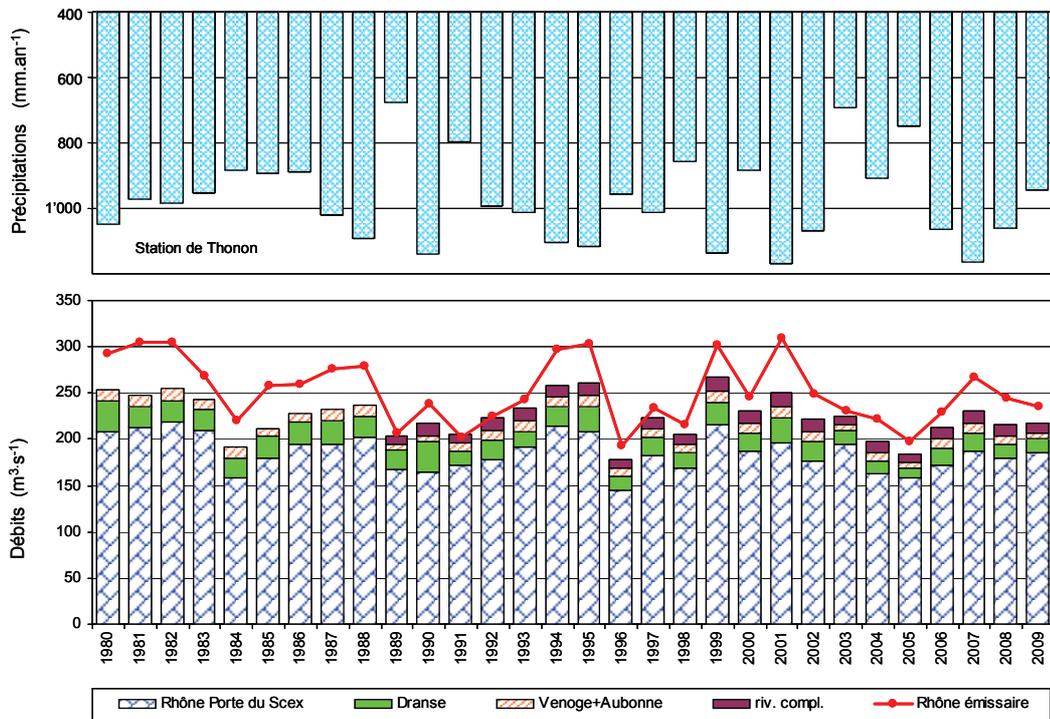


Figure 2 : Débits moyens annuels des diverses rivières et précipitations annuelles à la station de Thonon.
 Figure 2 : Mean annual flow rates of the various rivers, and annual rainfall at the Thonon station.

3. APPORTS ANNUELS DES AFFLUENTS DU LÉMAN

3.1 Phosphore (Tableau 4 et figures 3 à 6)

Le phosphore apporté par les affluents peut être subdivisé en :

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

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

La fraction dissoute est donc la plus importante au plan biologique : le phosphore réactif soluble (P-PO₄) 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.

En 2009, les apports en phosphore total au lac par les rivières sont constitués par environ 91 % de phosphore particulaire et 9 % 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 et éventuellement l'Aubonne. Par contre pour la Dranse et surtout le Rhône amont, elle n'est pas évidente. Pour le Rhône amont, on relève une forte baisse des apports en phosphore total depuis 3 ans et pour l'instant, il n'y a pas d'explication. La Dranse présente aussi une nette baisse des apports en phosphore total depuis les années 90.

La figure 6 confirme un changement entre les années 80 et les années 90 jusqu'en 2007 au niveau des apports en phosphore par le Rhône amont, constitués principalement par du phosphore particulaire. Sur le graphique, la taille des années est fonction du rapport P-PO₄ / Ptot. Pendant les années 80, la proportion de P-PO₄ dans le Ptot représentait environ 12 %, alors que pour les années 1990 à 2007, cette proportion n'est en moyenne plus que de 4 %.

Cette évolution est liée à l'assainissement et la suppression du phosphate dans les lessives et à la baisse de la fertilisation phosphatée. Par contre, les années 2008 et 2009 se singularisent par des apports en phosphore total en nette baisse, cette baisse est due au phosphore particulaire.

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. 50 %). Depuis le milieu des années 80, il suit la baisse des teneurs dans le lac grâce notamment à l'assainissement des eaux usées (figure 3).

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

La figure 4 montre qu'il n'y a pas de relation entre les quantités de phosphore réactif soluble et les débits. La baisse des teneurs est liée à l'assainissement domestique et à la modification des pratiques agricoles qui sont les deux principales sources d'apports en phosphore réactif soluble.

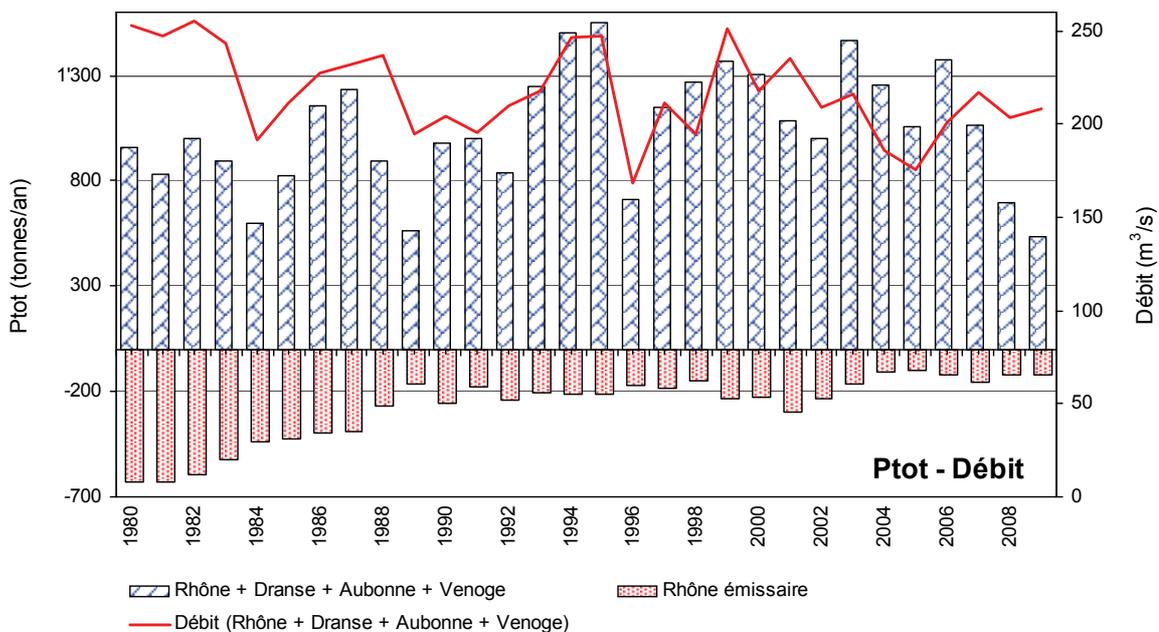


Figure 3 : Phosphore total - Apports annuels par les 4 affluents principaux et perte annuelle par l'émissaire.
 Figure 3 : Total phosphorus - Annual inflow from the 4 main tributaries, and annual loss via the effluent river.

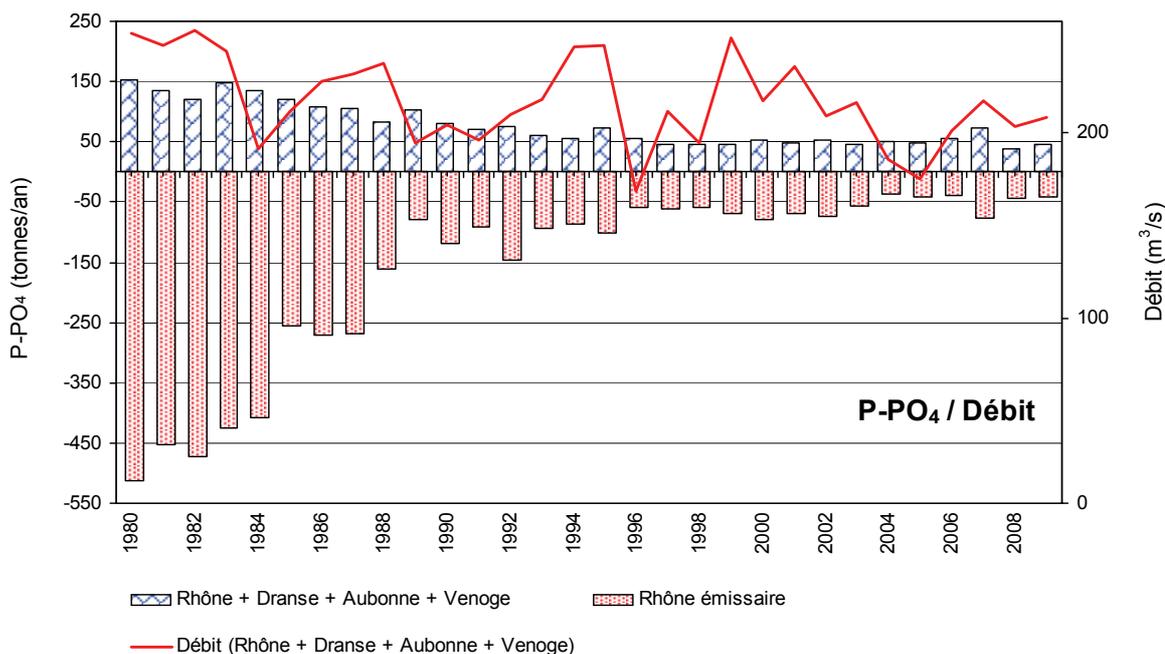


Figure 4 : Phosphore réactif soluble (P-PO₄) - Apports annuels par les 4 affluents principaux et perte annuelle par l'émissaire.
 Figure 4 : Soluble reactive phosphorus (P-PO₄) - Annual inflow from the 4 main tributaries, and annual loss via the effluent river.

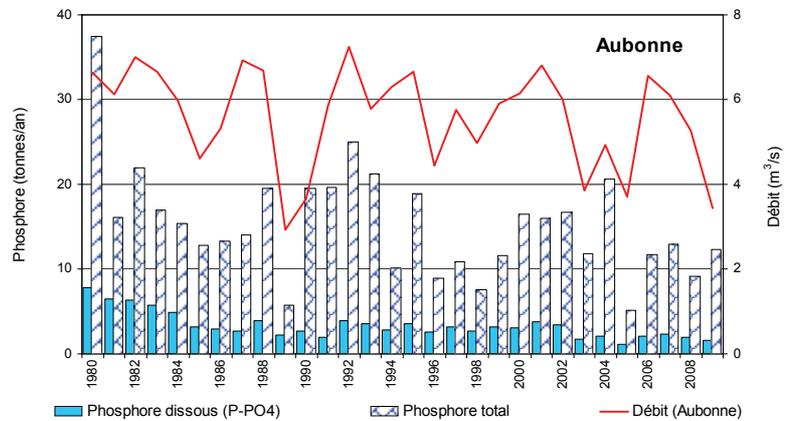
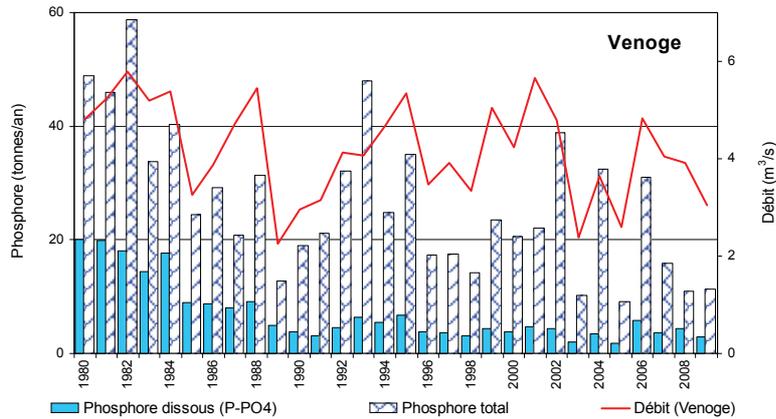
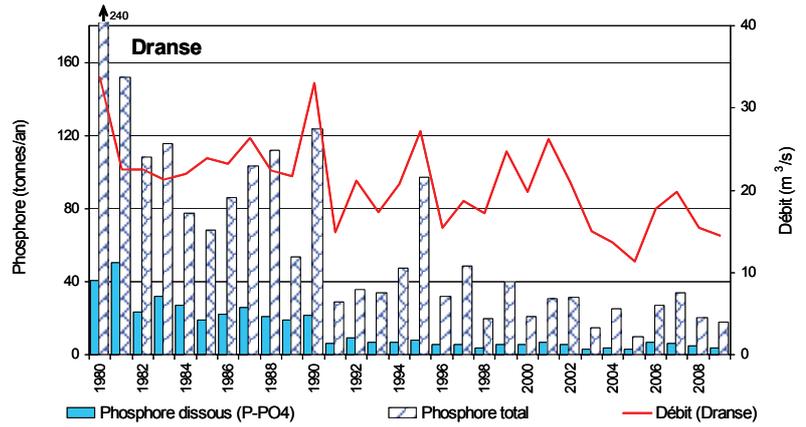
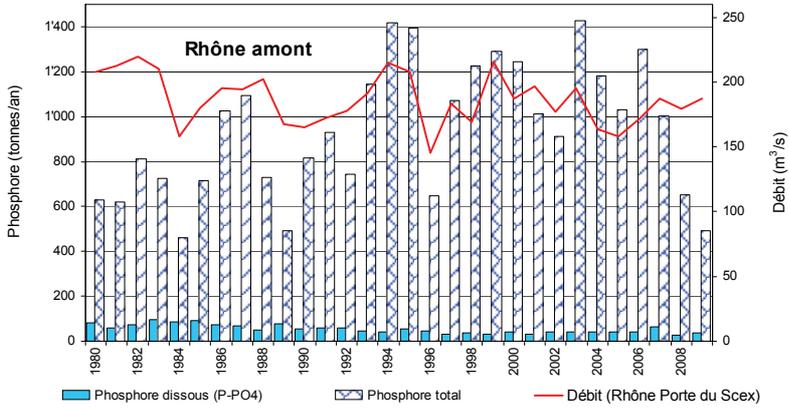


Figure 5 : Phosphore total et phosphore réactif soluble (P-PO₄) - Apports annuels par le Rhône amont (Porte du Scex), la Dranse, la Venoge et l'Aubonne.

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.

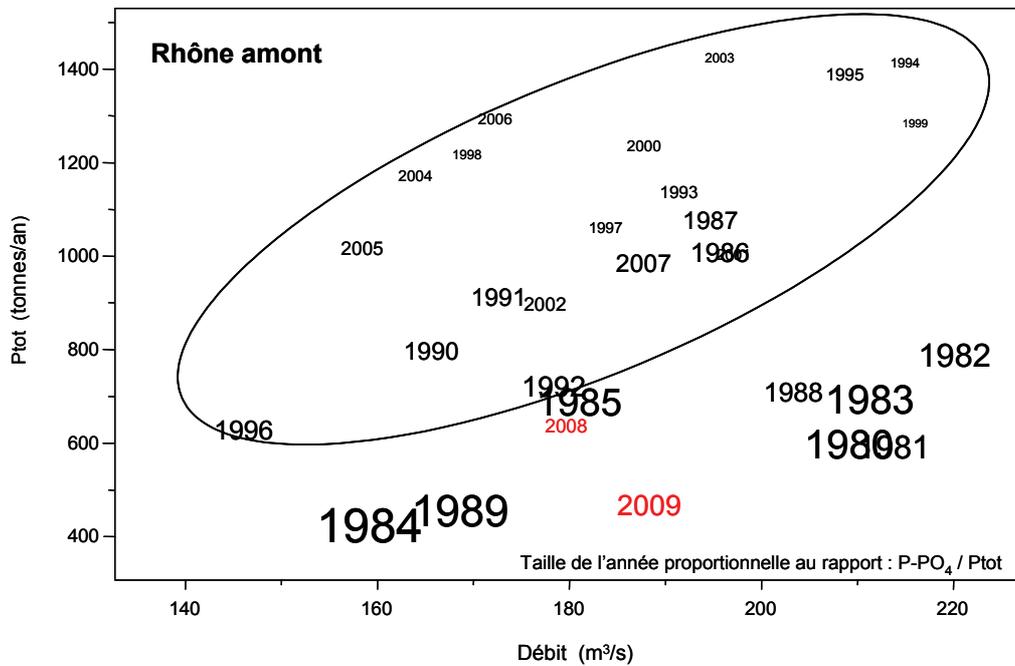


Figure 6 : Relation phosphore total / débit du Rhône amont à la Porte du Scex. La taille du chiffre de l'année est proportionnelle au rapport P-PO₄ / Ptot.

Figure 6 : Total phosphorus / mean annual flow rate ratio for the upstream section of the Rhone, at the Porte du Scex. The figure for the year is proportional to the P-PO₄/Ptot ratio.

3.2 Azote minéral total (figures 7 et 8)

Les apports en azote minéral total, ainsi que les quantités dans le Rhône émissaire sont relativement stables depuis les années 80 et fluctuent en fonction du débit. La relation apports/débits est bonne pour la Dranse, l'Aubonne et la Venoge un peu moins pour le Rhône amont. Cette 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 et où les excédents d'azote n'en demeurent pas moins élevés (33 % des quantités entrantes) et qui peuvent polluer les eaux (Office fédéral de la statistique, OFS, 2007, figure p. 30).

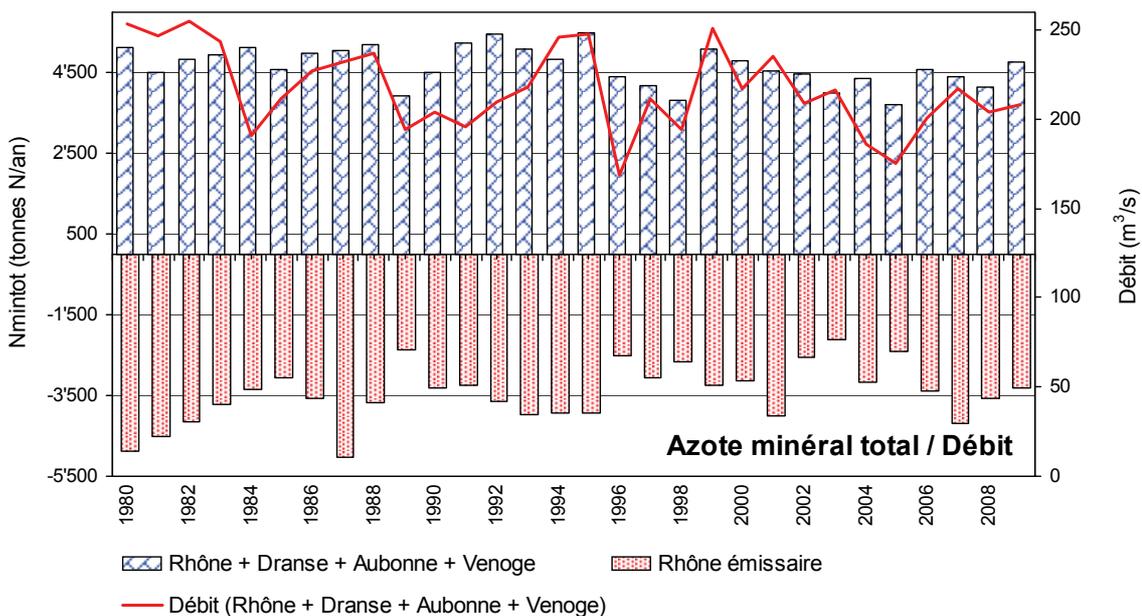


Figure 7 : Azote minéral total - Apports annuels par les 4 affluents principaux et perte annuelle par l'émissaire.
 Figure 7 : Total inorganic nitrogen - Annual inflow from the 4 main tributaries, and annual loss via the effluent river.

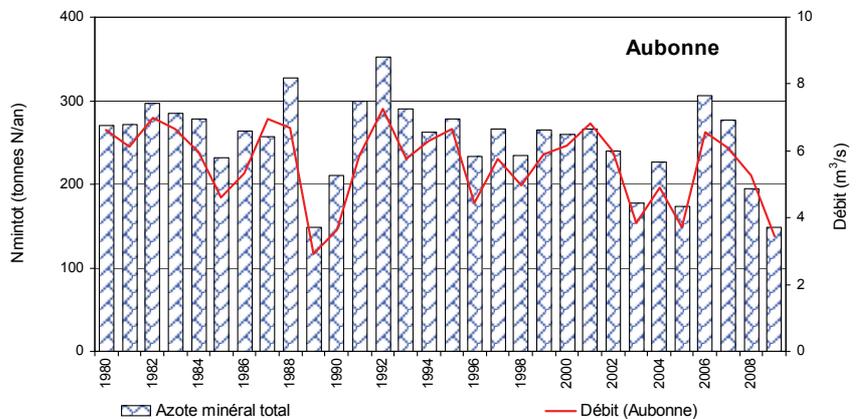
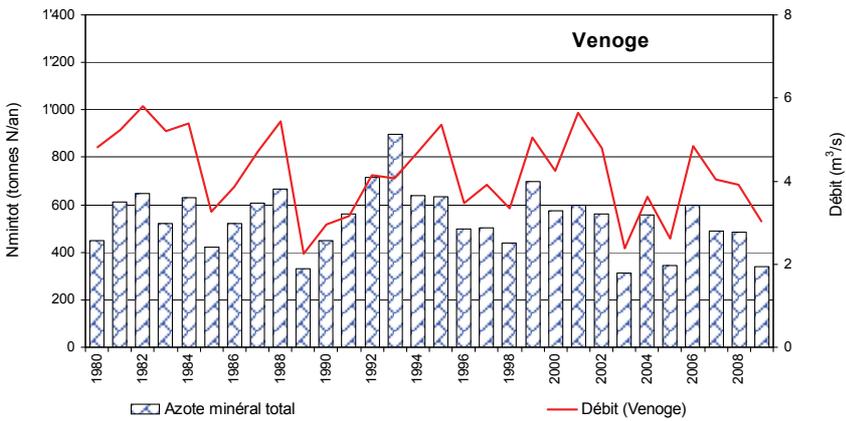
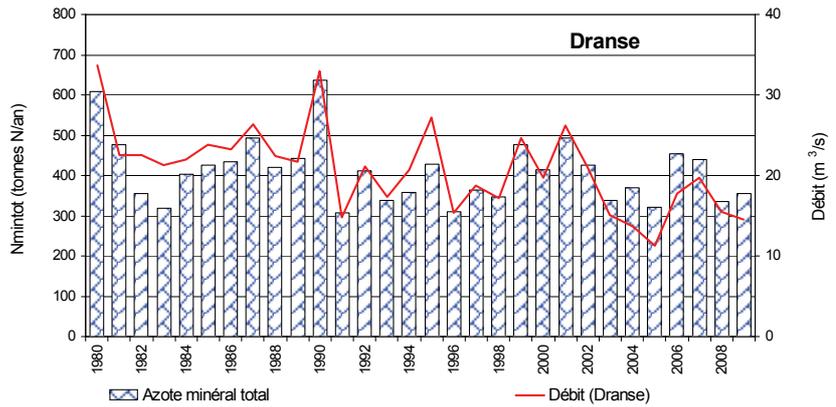
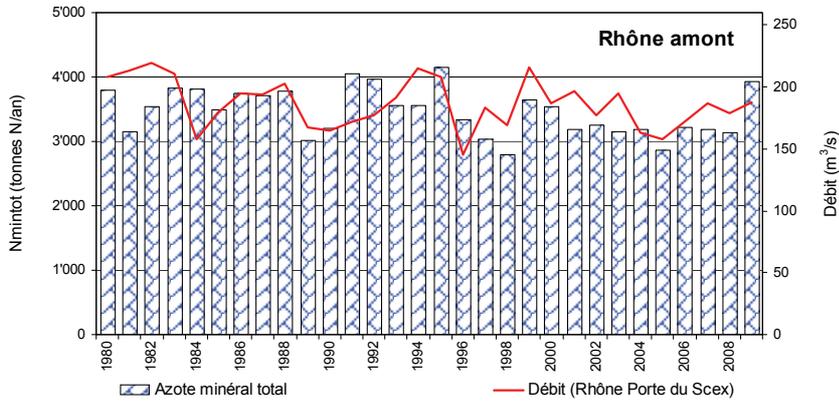


Figure 8 : Azote minéral total - Apports annuels par le Rhône amont (Porte du Scex), la Dranse, la Venoge et l'Aubonne.

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 (figures 9 et 10)

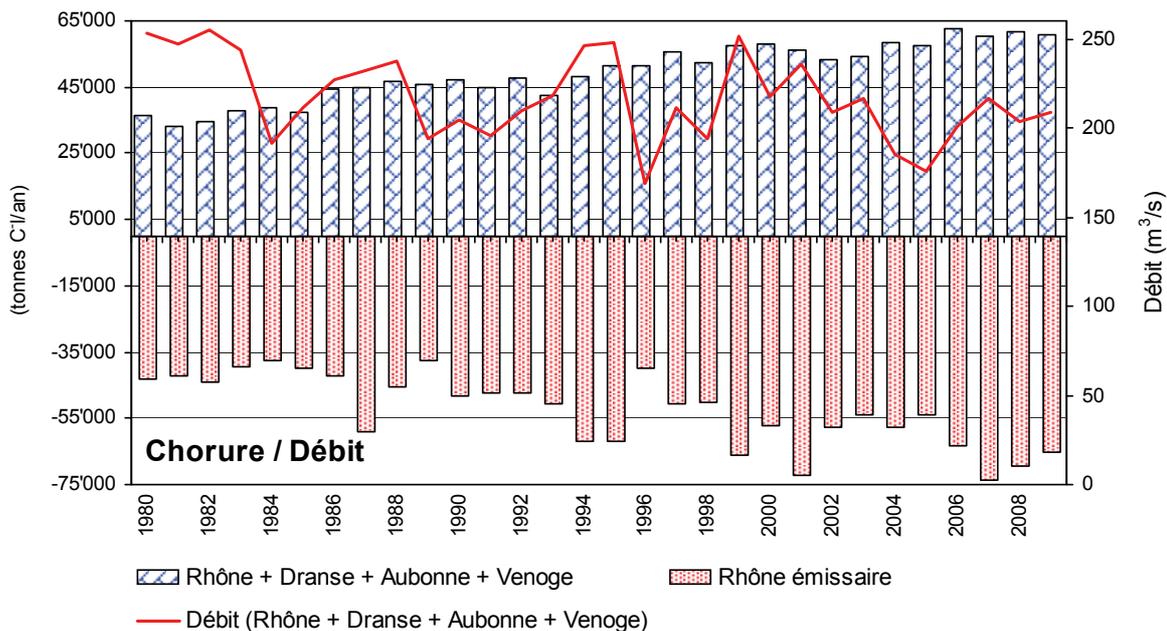


Figure 9 : Chlorure - Apports annuels par les 4 affluents principaux et perte annuelle par l'émissaire.
 Figure 9 : Chloride - Annual inflow from the 4 main tributaries, and annual loss via the effluent river.

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

Une hausse des apports en chlorure est constatée pour le Rhône depuis les années 80 et pour la Dranse depuis le milieu des années 90, ainsi que pour d'autres rivières de montagne qui ne sont pas représentées ici (par exemple l'Eau Froide). Cette augmentation semble liée à celle du salage des routes, qui a tendance à augmenter pendant la période hivernale. En effet, la vente du sel par la Saline de Bex (SALINE DE BEX, 2008, 2010) pour le traitement des routes était en moyenne de 11'900 tonnes pour la période de 1980-1989, de 15'300 tonnes pour la période de 1990-1999 et de 19'063 tonnes pour la période 2000-2009, mais ce tonnage ne représente pas la totalité de l'utilisation dans le bassin versant du Léman, car il est tiré de statistique d'un seul fournisseur.

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). Dès 2006, l'une des industries fournie par la Saline de Bex n'utilise plus les saumures dans ses procédés industriels (moyenne 1998-2005 : 14'750 tonnes de sel - SALINE DE BEX, 2008, p. 9). Par contre, cette baisse est actuellement entièrement compensée par les livraisons pour les sels à dégelier (SALINE DE BEX, 2010, p. 9), cela explique que l'on ne constate pas de baisse des apports.

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 influencés par du lessivage des chlorures présents dans les sols agricoles issus de l'utilisation d'engrais à base de chlorure.

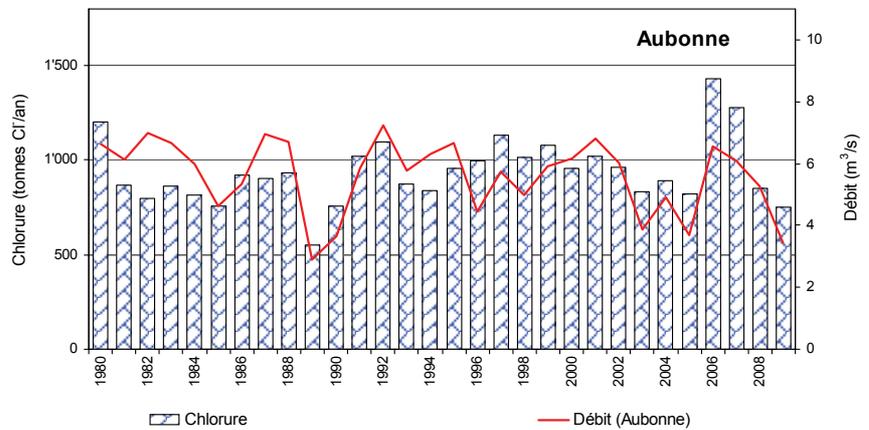
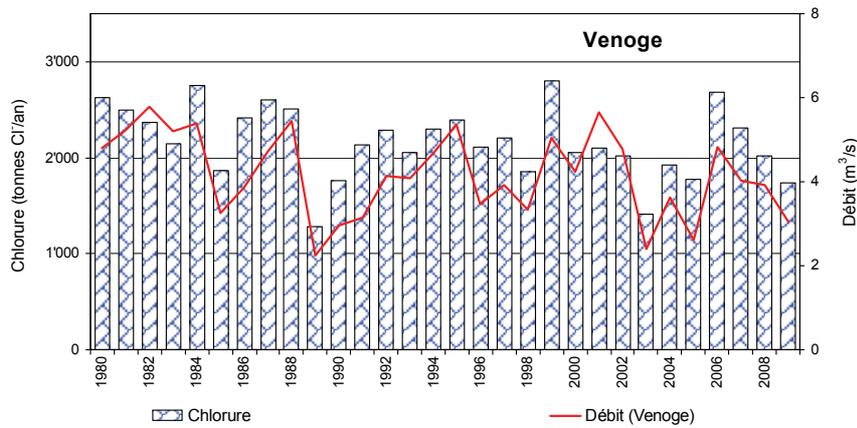
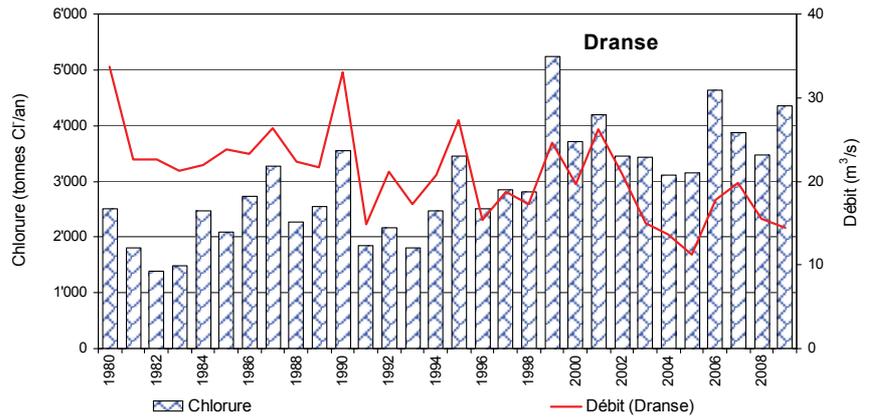
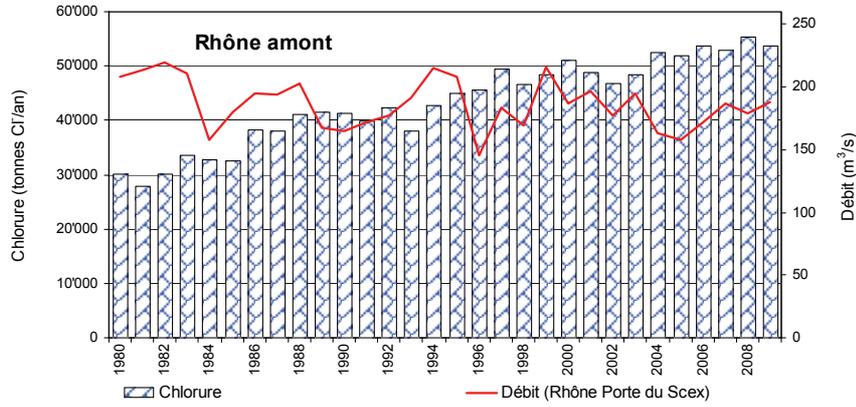


Figure 10 : Chlorure - Apports annuels par le Rhône amont (Porte du Scex), la Dranse, la Venoge et l'Aubonne.
 Figure 10 : Chlorure - Annual inflow from the upstream segment of the Rhône (Porte du Scex), the Dranse, the Venoge and the Aubonne.

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 1986-2009 : 341 m³/s). Le long de son parcours, il reçoit les eaux de quelques affluents, les deux principaux étant l'Arve (débit moyen 1988-2009 : 71.2 m³/s) et l'Allondon (débit moyen 1988-2009 : 3.47 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)

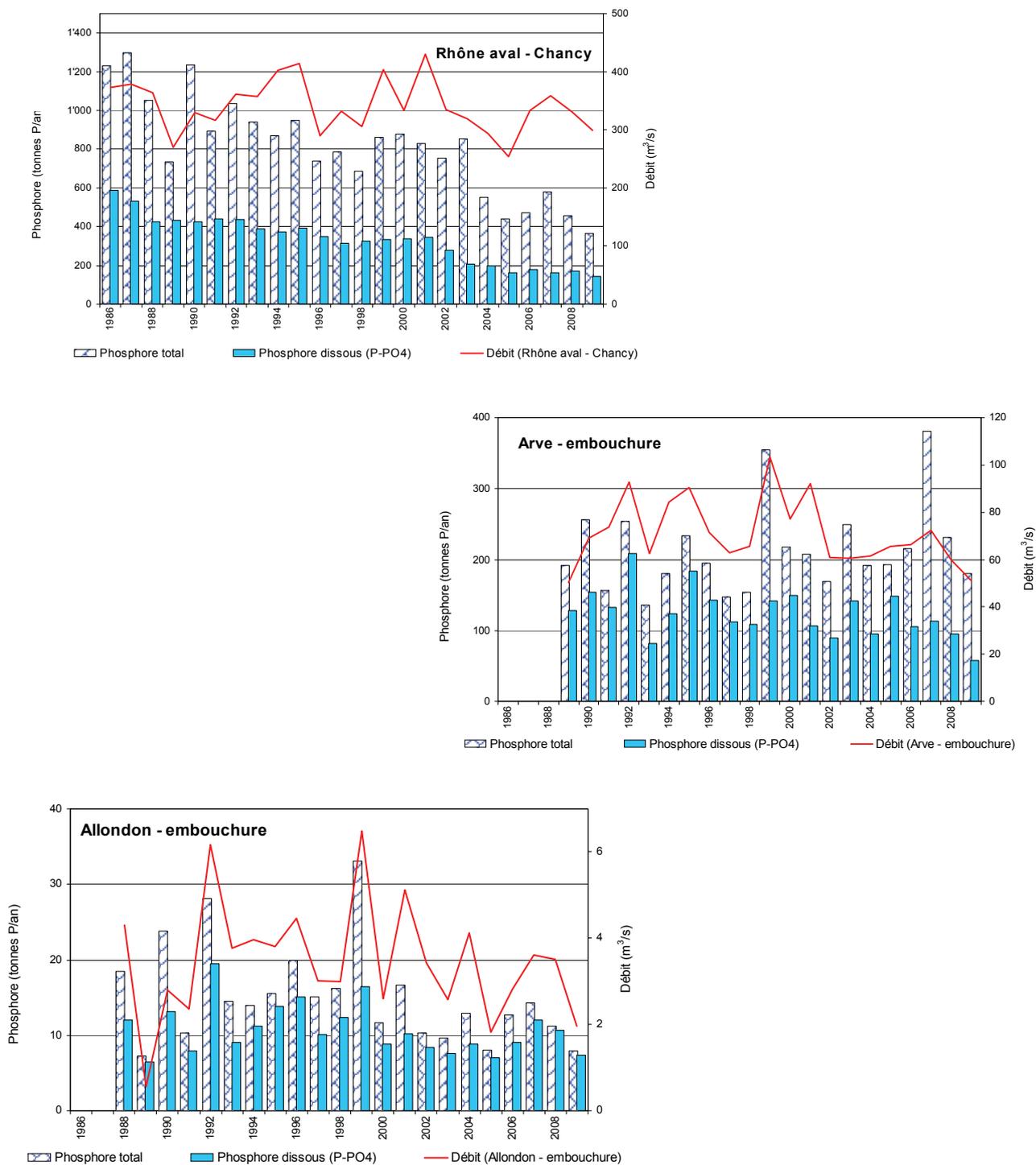


Figure 11 : Phosphore total et phosphore réactif soluble (P-PO₄) - Apports annuels par le Rhône à Chancy, l'Arve et l'Allondon.

Figure 11 : Total phosphorus and soluble reactive phosphorus (P-PO₄) - Annual inflow from the Rhône (Chancy), the Arve and the Allondon.

► **Phosphore total**

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 au milieu des années 90 à 0.9 mgP/L en 2008 et 1.0 mgP/L en 2009.

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

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. Toutefois, on relève une baisse du phosphore depuis 2007.

Concernant l'Allondon, 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, réalisé à fin 2009, se marque par une très nette amélioration de la qualité de l'eau de l'Allondon dès la fin 2009.

4.2 Azote total ou minéral total (figure 12)

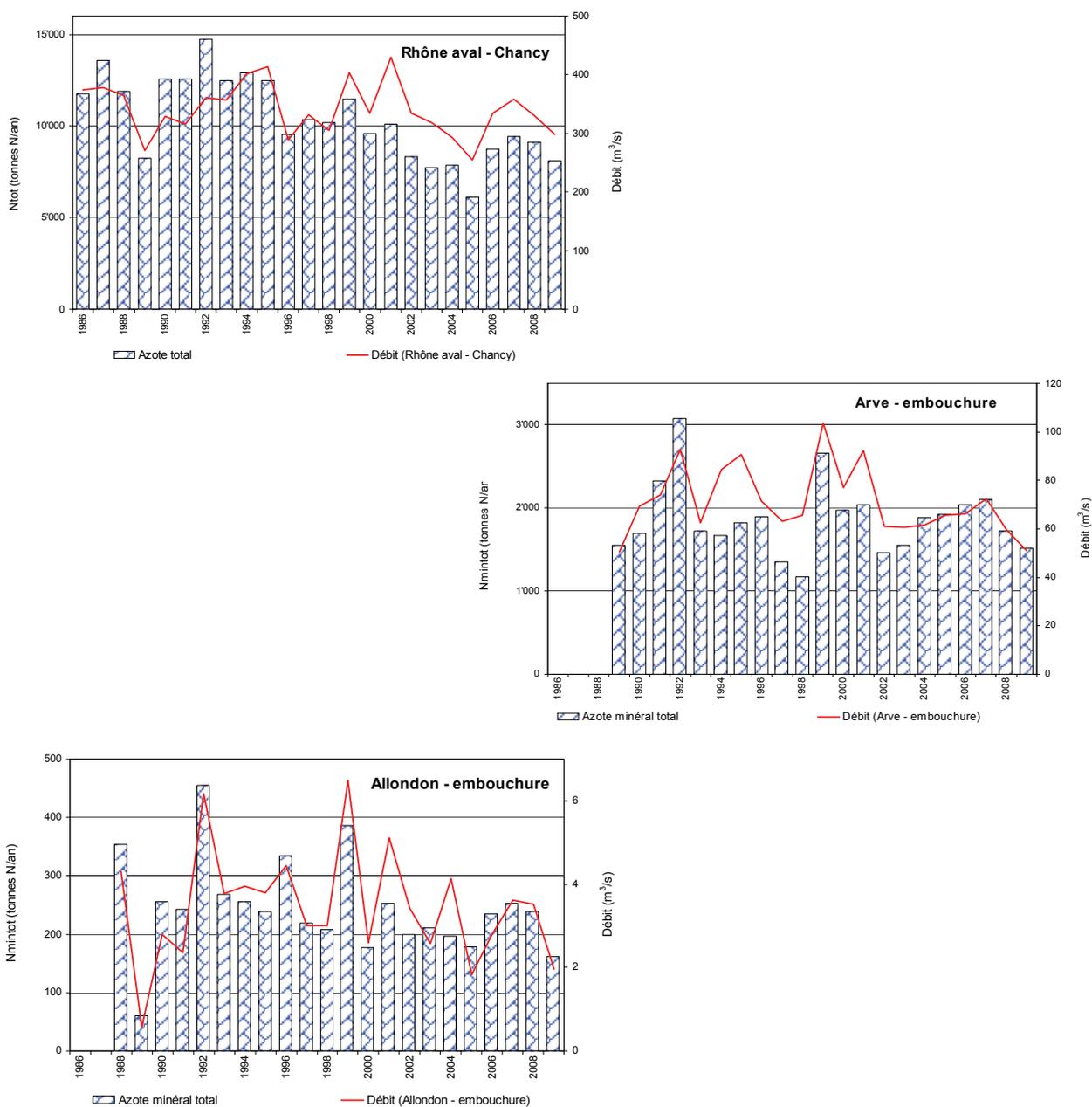


Figure 12 : Azote total ou azote minéral total - Apports annuels par le Rhône à Chancy, l'Arve et l'Allondon.

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

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, l'Allondon et le Rhône aval à Chancy.

4.3 Chlorure (figure 13)

Globalement, les apports en chlorure fluctuent avec les débits, provenant pour l'essentiel du lessivage des sols agricoles et en partie de l'utilisation de sels de déneigement. On note tout de même, surtout depuis ces quatre dernières années, une tendance à la hausse pour le Rhône à Chancy.

Cette tendance à la hausse observée sur le Rhône à Chancy peut s'expliquer par l'arrivée des eaux du Léman plus riches en chlorure.

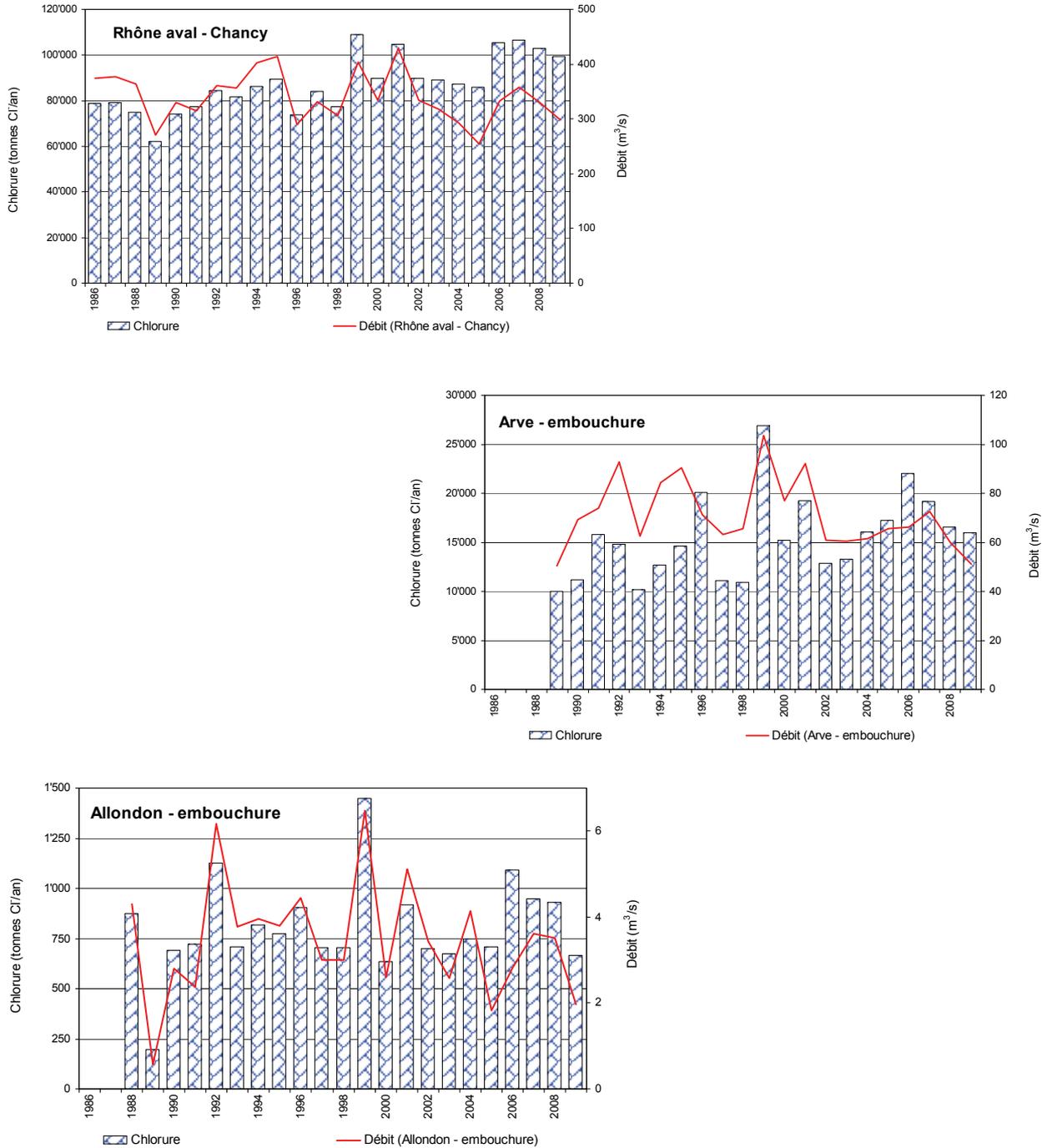


Figure 13 : Chlorure - Apports annuels par le Rhône à Chancy, l'Arve et l'Allondon.

Figure 13 : Chloride - Annual inflow from the Rhône (Chancy), the Arve and the Allondon.

5. ÉTUDE DE LA QUALITÉ CHIMIQUE DES EAUX DES PRINCIPALES RIVIÈRES DU BASSIN LÉMANIQUE (Tableau 3 et figures 14 à 17)

5.1 Phosphore réactif soluble (figure 14)

Dans le bassin versant du Léman, la qualité de l'eau du Rhône en amont du lac est très bonne depuis plus de deux décennies. Pour la Dranse et l'Aubonne, elle est passée de bonne à très bonne. L'amélioration est particulièrement nette pour la Versoix, où la qualité est passée de mauvaise à moyenne à bonne, voire très bonne. Pour la Venoge, la qualité s'est également très nettement améliorée. La diminution de la taille des box-plot indique que globalement, la qualité de l'eau varie moins au cours de l'année pour ces rivières, signe d'une bonne stabilité de la qualité de l'eau.

Dans le bassin versant Rhône aval, la qualité du Rhône mesurée à Chancy, suit la baisse de la concentration mesurée dans le Léman. La qualité de l'Arve se situe entre les classes moyenne et bonne depuis ces quatre dernières années. L'Allondon ne sort pas de la classe moyenne à cause notamment de l'absence d'obligation de déphosphatation pour les STEP. Une amélioration se marque dès 2010 avec la suppression des rejets des STEP situées dans ce bassin versant et le raccordement des eaux usées sur Genève à fin 2009.

5.2 Azote ammoniacal (figure 15)

La qualité de l'eau est globalement très bonne pour les affluents étudiés du bassin versant du Léman, Rhône amont, Dranse, Aubonne et Versoix. Elle s'est améliorée de façon spectaculaire pour la Venoge dès 1997 où elle est passée de moyenne à bonne voire très bonne certaines années. Il faut relever toutefois que la situation s'est légèrement dégradée en 2009 pour la Venoge. D'une façon générale, l'amélioration de l'assainissement dans les différents bassins versants a permis une meilleure nitrification dans les STEP et donc de rejeter moins d'ammoniaque.

La qualité de l'Arve et de l'Allondon a tendance à se dégrader au cours du temps, notamment pour l'Allondon, signe de la saturation des STEP dans le Pays de Gex. Mais cette situation va s'améliorer dès 2010 avec le raccordement des eaux usées sur Genève. La qualité de l'eau de ces deux rivières montre une variabilité assez importante, même si la qualité oscille entre bonne et très bonne, avec des valeurs médianes plutôt proches de cette dernière.

La qualité du Rhône à Chancy s'est améliorée depuis la fin des années 90 et se trouve actuellement à la limite entre bonne et très bonne.

5.3 Nitrate (figure 16)

Dans le bassin versant du Léman, la qualité de l'eau est très bonne pour le Rhône amont et la Dranse, bonne pour l'Aubonne et la Versoix mais tout de même assez proche d'une très bonne qualité pour cette dernière. La qualité de l'eau de la Venoge est passée de bonne au début des années 80 à moyenne. Les STEP du bassin versant du Léman n'étant pas astreintes à la dénitrification, le traitement de l'azote engendre des rejets plus chargés en nitrates, mais par contre appauvris en ammoniacale et donc moins toxiques pour le milieu (cf. 5.2). Le niveau de qualité assez moyen et constant en nitrates pour la Venoge doit aussi être mis en relation avec l'occupation des sols de ce bassin versant, en bonne partie de nature agricole. Globalement, on relève une certaine stabilité des teneurs en nitrates sur ces 30 dernières années.

La qualité de l'eau du Rhône à Chancy et de l'Arve est très bonne pour ce paramètre et bonne pour l'Allondon.

5.4 Carbone organique dissous (figure 17)

Pour ce paramètre, la qualité de l'eau des différentes rivières est très bonne depuis plus de 20 ans pour le Rhône en amont et en aval du lac ainsi que pour la Versoix et depuis plus de 15 ans pour l'Arve et l'Allondon. Pour la Venoge et l'Aubonne, elle est passée de bonne à très bonne et l'on constate également une nette diminution des valeurs élevées (percentiles 90%).

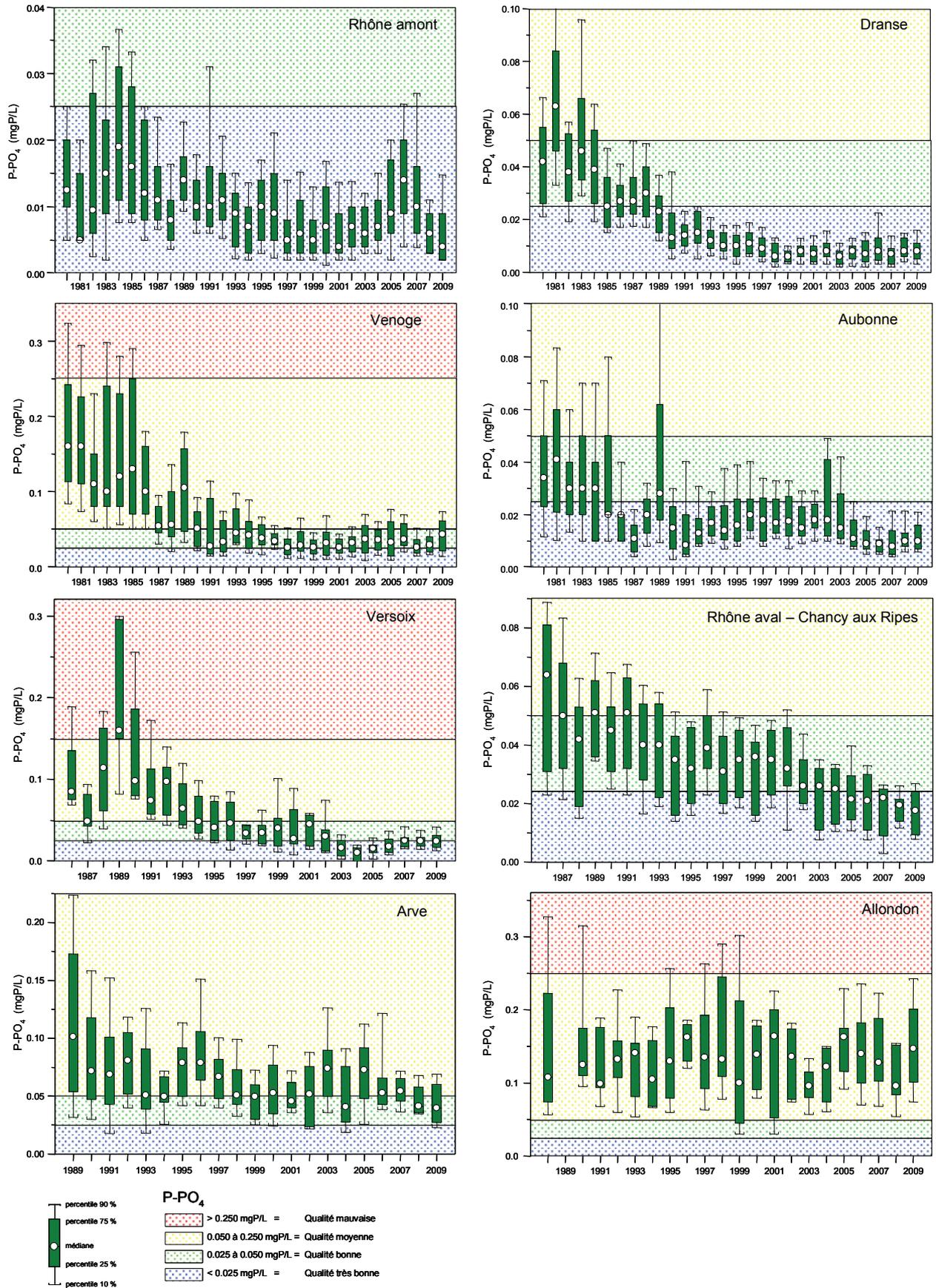


Figure 14 : Phosphore réactif soluble (P-PO₄) - dans des rivières du bassin du Léman et du Rhône aval.

Figure 14 : Soluble reactive phosphorus (P-PO₄) - in rivers in the catchment area of Lake Geneva and the downstream segment of the Rhône.

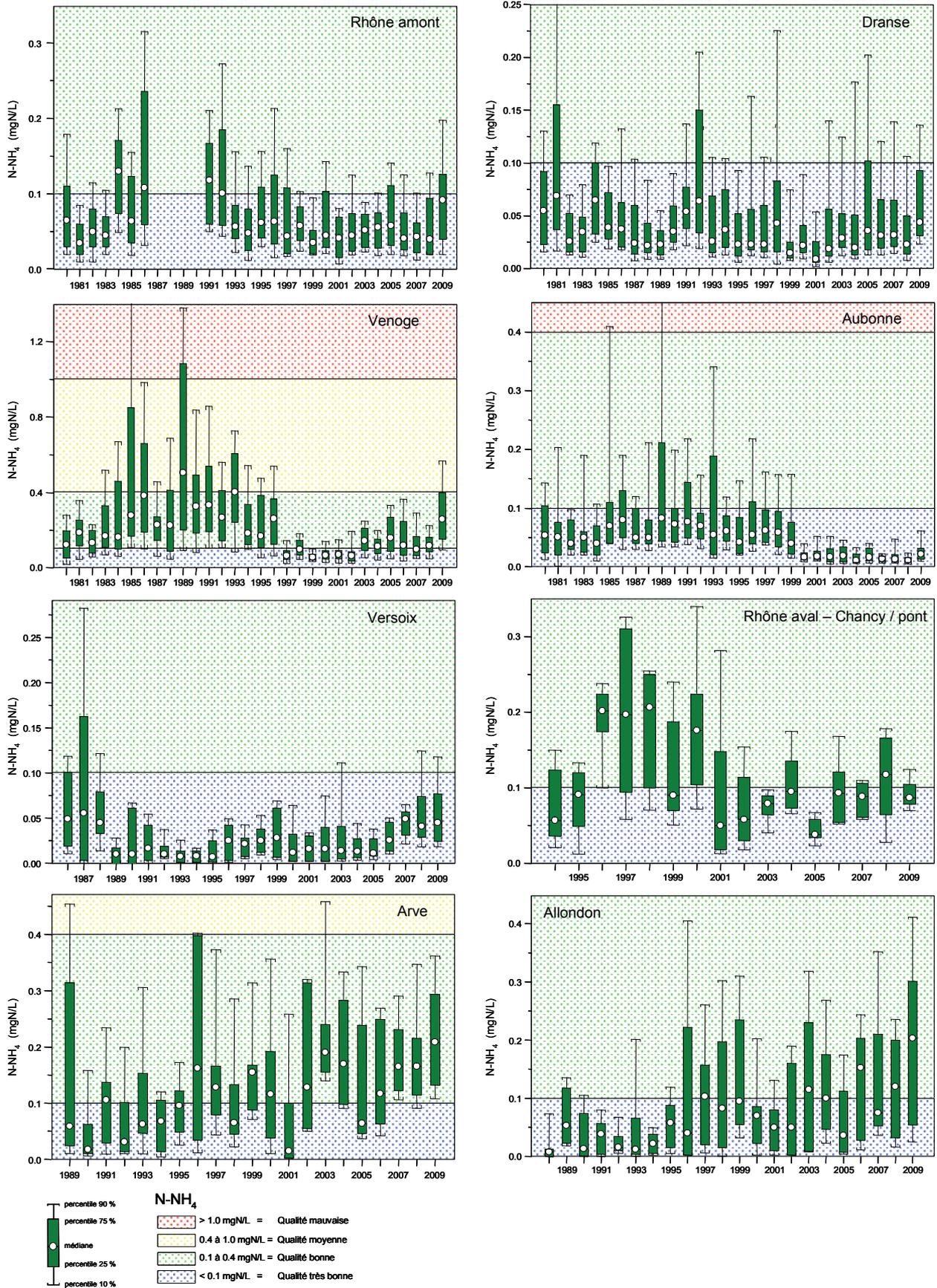


Figure 15 : Azote ammoniacal - dans des rivières du bassin du Léman et du Rhône aval.

Figure 15 : Ammoniacal nitrogen - in rivers in the catchment area of Lake Geneva and the downstream segment of the Rhône.

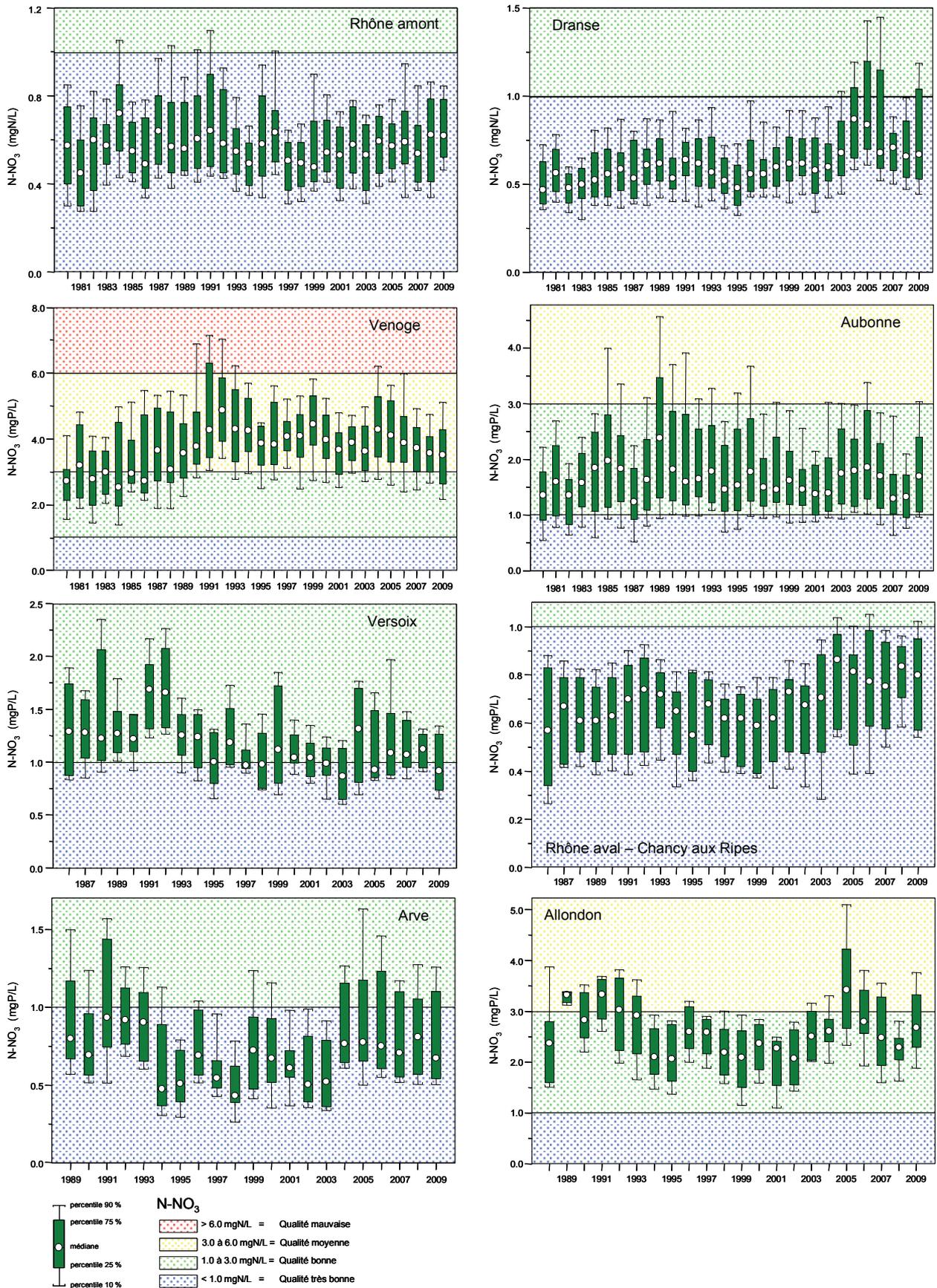


Figure 16 : Azote nitrique - dans des rivières du bassin du Léman et du Rhône aval.

Figure 16 : Nitric nitrogen - in rivers in the catchment area of Lake Geneva and the downstream segment of the Rhône.

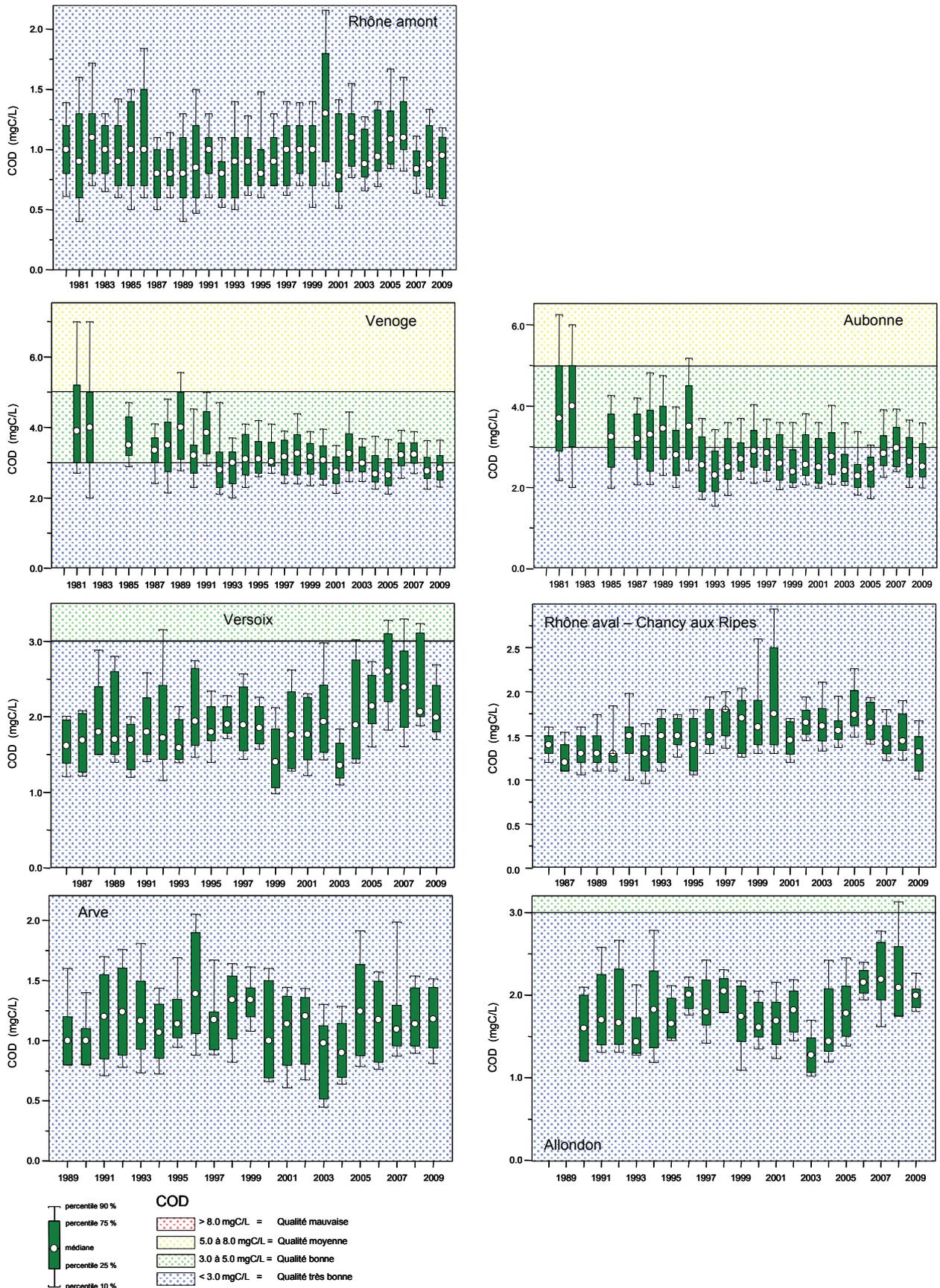


Figure 17 : Carbone organique dissous - dans des rivières du bassin du Léman et du Rhône aval.
 Figure 17 : Dissolved organic carbon - in rivers in the catchment area of Lake Geneva and the downstream segment of the Rhône.

6. CONCLUSIONS

Les débits moyens annuels des affluents 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 2009 est une année à pluviométrie faible, 850 mm d'eau précipitée au niveau des inter-stations du Léman, la moyenne de ces trente dernières années étant de 1'022 mm.

L'analyse des flux de nutriments des principaux affluents du territoire de la CIPEL montre certaines différences selon les bassins versants de rivières.

- Les apports en **phosphore réactif soluble** ont diminué pour l'ensemble des rivières suivies sauf pour l'Allondon et l'Arve qui se trouvent dans le bassin versant à l'aval du lac, car seules les STEP du bassin versant du Léman sont astreintes à la déphosphatation. Une amélioration se marque dès 2010 pour l'Allondon du fait du raccordement à fin 2009 des eaux usées de ce bassin à une STEP du canton de Genève qui déverse dans le Rhône aval.
- Les apports en **phosphore total** au lac ont nettement diminué pour le Rhône amont, la Dranse, et la Venoge. Les raisons de ces variations sont donc principalement liées à la faible pluviosité de l'année. Pour le Rhône amont, le phosphore total est constitué à plus de 93 % par du phosphore particulaire.
- L'absence de dénitrification dans les STEP et une fertilisation azotée stable depuis près de 20 ans expliquent que les apports en **azote minéral total** sont stables et suivent principalement la variation des débits.
- Les quantités de **chlorure** sont en hausse, notamment dans le Rhône amont. Cette augmentation trouve deux explications possibles : la présence d'industries et surtout l'utilisation de plus en plus importante de sels de déneigement. Une tendance à la hausse depuis les années 90 est également constatée dans la Dranse, mais en l'absence d'industries importantes dans ce bassin versant, l'augmentation proviendrait davantage du salage des routes qui ne cesse de croître. Pour les rivières autres que le Rhône amont, les apports varient avec les débits et seraient par conséquent en plus du salage des routes, liés au lessivage des sols agricoles et à l'utilisation des engrais contenant des chlorures. Pour l'ensemble des rivières, il y a aussi un apport qui est lié aux échangeurs d'ions des lave-vaisselle.

L'utilisation d'une grille d'évaluation de la qualité des rivières pour 4 paramètres (phosphore réactif soluble : P-PO₄, l'azote ammoniacal: N-NH₄, l'azote nitrique: N-NO₃ et le carbone organique dissous: COD) a montré que toutes les rivières étaient de bonne voire très bonne qualité pour le COD et le N-NH₄, que seules l'Arve et l'Allondon étaient de qualité moyenne pour le P-PO₄ à cause de l'absence de déphosphatation dans les STEP et que seule la Venoge était de qualité moyenne pour le N-NO₃ à cause de la densité des rejets des STEP couplée à une activité agricole assez importante dans ce bassin versant. Toutefois, pour cette rivière, du fait de la nitrification dans les STEP, la qualité pour le N-NH₄ est bonne.

Parmi les rivières suivies et étudiées par la CIPEL, aucune n'atteint une situation de mauvaise qualité pour ces 4 principaux paramètres pris en compte et la variabilité intra-annuelle de la qualité de l'eau s'est atténuée.

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.

OFS (2007) : Bilans de l'azote et du phosphore. Office fédéral de la statistique, Berne, 30 p.

QUÉTIN, P. (2010) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2009, 21-32.

SALINE DE BEX (2008) : Rapport de gestion 2007. Saline de Bex, Bex (Suisse), 30 p.

SALINE DE BEX (2010) : Rapport de gestion 2009. Saline de Bex, Bex (Suisse), 24 p.

STRAWCZYNSKI, A. (2010) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2009, 153-163.

Tableau 3 : Concentrations moyennes en 2009.

Table 3 : Mean concentrations in 2009.

Nom Rivière	Débit (m ³ /sec)	N-NH ₄	N-NO ₂	N-NO ₃	Nmintot	NtotBrut	P-PO ₄	PtotBrut	Cl	SO ₄	Ca	Mg	Na	K	SiO ₂	DOC	TOC	MES	
		(mgN/L)	(mgN/L)	(mgN/L)	(mgN/L)	(mgN/L)	(mgP/L)	(mgP/L)	(mg/L)	(mg/L)	(méq/L)	(méq/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
Bassin versant Léman																			
Concentrations moyennes																			
Rhône amont	187.5	0.078		0.592		0.782	0.006	0.084	9.15	50.69	40.31	5.02	6.22	1.96	3.05	0.88	1.67	144.5	
Dranse	14.50	0.061	0.008	0.699	0.768	0.840	0.009	0.039	9.42	69.51	75.45	9.71	5.67	0.97	3.63	1.29		16.7	
Aubonne	3.46	0.026	0.012	1.321	1.359		0.015	0.113	6.86	4.44	70.44	6.04	4.17	0.91	2.83	2.91		79.7	
Venoge	3.03	0.186	0.036	3.550	3.772		0.032	0.125	19.38	17.45	86.25	8.30	10.43	2.51	4.52	3.00		38.8	
Versoix	2.80	0.053	0.010	1.036	1.099	1.200	0.025	0.075	11.34	6.70	70.55	5.93	6.52	0.84					
Stockalper	2.62	0.690	0.042	1.102	1.834		0.012	0.109	11.00							1.66	1.94	55.8	
Veveyse	1.52	0.041	0.007	0.599	0.647		0.004	0.143	16.20	11.36	65.12	6.22	10.83	1.44	3.87	2.64		163.4	
Promenthouse	1.09	0.026	0.005	1.900	1.931		0.008	0.080	8.36	5.37	78.34	7.82	4.88	1.29	3.98	2.14		41.4	
Chamberonne	0.76	0.057	0.019	1.852	1.928		0.030	0.105	26.96	36.57	68.91	7.87	16.54	2.36	4.49	2.43		30.8	
Eau Froide	0.54	0.062	0.005	3.824	3.891		0.018	0.055	6.73	28.77	65.34	6.01	9.94	2.07	3.83	2.54		10.8	
Morges	0.29	0.056	0.026	4.545	4.627		0.040	0.125	21.97	25.86	96.92	11.58	12.36	3.13	8.08	3.04		52.9	
Brassu	0.16	0.048	0.023	1.864	1.935	2.235	0.037	0.080	11.74	6.61	70.18	6.17	6.88	1.11		3.51			
Dullive	0.16	0.213	0.014	2.216	2.443		0.041	0.086	11.25	17.02	87.43	11.25	6.91	2.03	6.88	2.56		16.9	
Nant de Pry	0.13	0.018	0.008	1.481	1.507	1.778	0.041	0.080	19.53	6.84	72.34	6.82	12.29	1.25		2.81			
Vengeron	0.09	0.688	0.049	1.297	2.034	2.287	0.135	0.278	17.55	18.98	52.76	7.32	12.51	3.88		4.01			
Nant de Braille	0.04	0.036	0.013	1.728	1.777	2.104	0.069	0.095	17.96	9.36	70.29	8.12	10.70	1.91		4.23			
Bassin versant du Rhône aval																			
Rhône émissaire	235.4	0.030	0.006	0.410	0.446	0.515	0.005	0.016	8.76	45.19	42.55	5.87	6.19	1.35					
Arve	51.0	0.191	0.032	0.717	0.940	0.879	0.036	0.112	9.92	50.99	57.47	6.28	6.74	1.25		1.18			
Allondon	1.97	0.250	0.048	2.307	2.605	2.687	0.118	0.128	10.72	8.48	80.36	6.36	6.85	1.29		2.04			
Rhône Chancy	298.5	0.091	0.016	0.743	0.850	0.871	0.015	0.039	10.69	47.43	48.47	5.78	6.95	1.72	1.33	1.29	1.82	24.4	

Tableau 4 : Flux en 2009
Table 4 : Flows in 2009

Nom Rivière	Débit (m ³ /sec)	N-NH ₄	N-NO ₂	N-NO ₃	Nmintot	NtotBrut	P-PO ₄	PtotBrut	Cl	SO ₄	Ca	Mg	Na	K	SiO ₂	DOC	TOC	MES	
		(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)
Bassin versant Léman																			
Rhône amont	187.5	455		3'477		4'593	36.6	492.9	53'732	297'586	236'662	29'462	36'499	11'525	17'915	5'185	9'794	848'042	
Dranse	14.50	28.28	3.79	322.7	354.7	387.8	3.97	18.05	4'351	32'100	34'840	4'483	2'620	447	1'675	598		7'704	
Aubonne	3.46	2.87	1.26	144.2	148.3		1.63	12.38	749	485	7'692	660	455	100	309	317		8'698	
Venoge	3.03	16.69	3.20	318.9	338.8		2.86	11.23	1'740	1'567	7'747	745	936	226	406	269		3'482	
Versoix	2.80	4.71	0.74	91.6	97.0	106.1	2.22	6.64	1'003	592	6'239	524	577	75	151				
Stockalper	2.62	56.9	3.50	90.9	151.3		0.98	8.97	907								137	160	4'604
Veveyse	1.52	1.98	0.36	28.7	31.1		0.17	6.85	778	545	3'127	299	520	69	186	127		7'848	
Promenthouse	1.09	0.90	0.17	65.5	66.6		0.26	2.76	288	185	2'701	270	168	44	137	74		1'428	
Chamberonne	0.76	1.36	0.46	44.4	46.3		0.72	2.52	647	877	1'653	189	397	57	108	58		740	
Eau Froide	0.54	1.06	0.08	65.0	66.1		0.3	0.93	114	489	1'110	102	169	35	65	43		183	
Morges	0.29	0.52	0.24	42.1	42.8		0.37	1.16	203	239	897	107	114	29	75	28		490	
Brassu	0.16	0.24	0.12	9.5	9.8	11.4	0.19	0.41	60	34	357	31	35	6	18				
Dullive	0.16	1.06	0.07	11.0	12.2		0.20	0.43	56	85	435	56	34	10	34	13		84	
Nant de Pry	0.13	0.07	0.03	6.0	6.1	7.2	0.17	0.32	79	28	293	28	50	5		11			
Vengeron	0.09	1.93	0.14	3.6	5.7	6.4	0.38	0.78	49	53	148	20	35	11		11			
Nant de Braille	0.04	0.04	0.02	2.1	2.2	2.6	0.08	0.12	22	11	86	10	13	2		5			
Total BV Léman	218.6	574		4'722			51.1	566	64'778	334'876	303'987	36'986	42'622	12'641		6'235			
Bassin versant du Rhône aval																			
Rhône émissaire	235.4	221.8	52.26	3'045	3'319	3'817	40.76	119.9	65'002	335'266	315'681	43'551	45'955	10'041		11'236			
Arve	51.0	307.8	52.07	1'153	1'513	1'413	57.76	180.7	15'947	81'948	92'367	10'098	10'837	2'014		1'891			
Allondon	1.97	15.6	2.98	143.5	162.0	167.1	7.32	7.96	666	527	4'997	396	426	80		127			
Rhône Chancy	298.5	932.5	168.6	6'910	8'011	8'099	143.8	363.6	99'407	441'058	450'717	53'779	64'602	16'000	12'393	11'968	16'881	226'790	

MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE

MICROPOLLUTANTS IN THE WATER OF THE RIVER RHÔNE

Campagne 2009

PAR

Marc BERNARD et Cédric ARNOLD

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

RÉSUMÉ

103 produits phytosanitaires, six principes actifs pharmaceutiques et trois autres composés non volatils ont été analysés systématiquement dans les eaux du Rhône en amont du Léman tout au long de l'année 2009. 43 produits phytosanitaires distincts ont ainsi été détectés à une ou plusieurs reprises, dont 3 substances (le Metolachlor, la Pymétrozine et le Terbutylazine-2-hydroxy) à des concentrations excédant les exigences de l'Ordonnance sur la protection des eaux (0.1 µg/L). Les six principes actifs pharmaceutiques recherchés (Mépivacaïne, Carbamazépine, Prilocaine, Ticlopidine, Bupivacaïne et Irbersartan) ont tous été retrouvés dans les eaux du Rhône à des concentrations relativement élevées avec un maximum de 0.5 µg/L pour la Mépivacaïne. En terme de flux annuels, les quantités totales des 103 produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône ont diminué par rapport aux années précédentes avec un total d'environ 630 kg en 2009 comparés à 700 kg en 2008 et 1'600 kg en 2007. Les quantités de médicaments sont également en baisse avec 950 kg en 2009, comparé à 2'600 kg en 2008 et 1'300 kg en 2007 pour les 6 médicaments recherchés.

ABSTRACT

103 pesticides, six pharmaceutical active substances, and three other non-volatile compounds were systematically tested for in the waters of the segment of the Rhône upstream from Lake Geneva throughout 2009. 43 distinct pesticides were detected on at least one occasion, including 3 (Metolachlor, Pymetrozine and Terbutylazine-2-hydroxy) at concentrations above those stipulated by the Water Protection Order (0.1 µg/L). The six pharmaceutical active ingredients (Mepivacain, Carbamazepin, Prilocain, Ticlopidin, Bupivacain and Irbersartan) tested for were all identified in the water of the Rhône at relatively high concentrations, the highest level (0.5 µg/L) being found for Mepivacain.

In terms of annual flows, the total quantities of the 103 pesticides that had flowed through the Rhône had fallen compared to previous years, with a total for 2009 of 630 kg versus 700 kg in 2008, and 1600 kg in 2007. The quantities of medicinal products had also fallen, with 950 kg in 2009, compared to 2600 kg in 2008 and 1300 kg in 2007 for the 6 medicinal products tested for.

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 suivants : 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 et, à partir de 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; BERNARD et ARNOLD, 2008 et 2009).

Cet article présente les résultats des investigations réalisées en 2009 et les compare avec ceux obtenus en 2006, 2007 et 2008.

2. ÉCHANTILLONNAGE

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 NADUF de la Confédération suisse. 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. 25 échantillons moyens de 14 jours ont ainsi été prélevés en 2009. Les échantillons du 12 et 26 octobre 2009 n'ont pas pu être analysés. Un échantillon n'est pas arrivé dans les délais au laboratoire et l'autre n'était pas en quantité suffisante.

2.2 Rhône à l'amont et à l'aval de Viège et de Monthey

Le 17 février et le 27 octobre 2009, 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 à 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.

3. MÉTHODOLOGIE

La liste complète des substances recherchées est donnée en annexe 1; elle comprend 103 produits phytosanitaires, six principes actifs pharmaceutiques, un agent anticorrosion (le benzotriazole), une aniline (le 5-chloro-2-méthylaniline) et le bisphénol A.

3.1 Analyses

Toutes les analyses ont été réalisées par le laboratoire CARSO - Laboratoire santé environnement hygiène de Lyon. Les méthodes d'analyse sont décrites dans BERNARD et ARNOLD, 2008.

Les résultats d'analyses inférieurs à 0.01 µg/L, présentés dans le tableau en annexe sont donnés à titre indicatif car inférieurs au seuil de quantification.

3.2 Contrôles

Le laboratoire mandaté est accrédité selon la norme ISO CEI LEN 17025 et participe aux intercalibrations organisées par la CIPEL.

Le groupe méthodologie de la CIPEL a procédé en 2008 à des tests sur l'évolution des micropolluants lors de la conservation des échantillons. Ces tests ont montré que pour la quinzaine de substances analysées, les échantillons sont stables sur deux semaines, s'ils sont conservés à l'abri de la lumière en milieu réfrigéré à 5°C. Au-delà de 20 jours, une chute des concentrations a été observée (note de 2009 du groupe de travail Méthodologie de la CIPEL « Méthodologie du prélèvement à l'analyse pour les micropolluants » et STRAWCZYNSKI, 2010).

4. RÉSULTATS

4.1 Concentrations des produits phytosanitaires dans les eaux du Rhône

La figure 1 présente les résultats de l'analyse des 25 échantillons du Rhône prélevés à la Porte du Scex en 2009 (voir aussi tableau en annexe).

Trois substances dépassent temporairement les exigences de l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux, 0.1 µg/L) en 2009 : une substance est d'origine agricole (Terbutylazine-2-hydroxy), produit de dégradation de la Terbutylazine présent durant la période d'application et deux proviennent de rejets industriels (Pymétrozine et Metolachlor).

Par rapport à la période 2006-2008, les concentrations maximales des produits phytosanitaires sont en diminution pour la plupart des substances (figure 2). La même observation est faite sur les concentrations en produits phytosanitaires sur les eaux du lac Léman depuis 2006 (EDDER et al., 2008 et ORTELLI et al., 2009, 2010).

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, utilisée pour l'approvisionnement en eau potable de plus d'un demi-million de 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) fixée à 0.1 µg/L par substance, mais également de la somme des concentrations de produits phytosanitaires avec une valeur de tolérance fixée à 0.5 µg/L. En 2009, la valeur de tolérance OSEC de 0.5 µg/L n'a jamais été dépassée (figure 3).

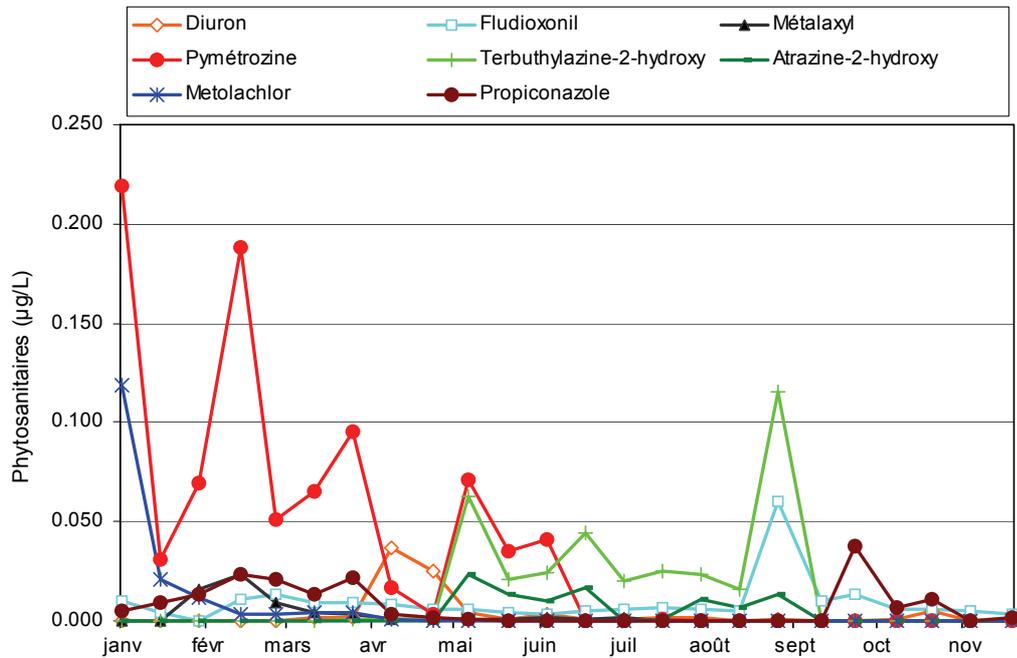


Figure 1 : Evolution des concentrations des principales substances détectées dans le Rhône à la Porte du Scex en 2009.

Figure 1 : Change in concentrations of the main substances detected in the Rhône at the Porte du Scex in 2009.

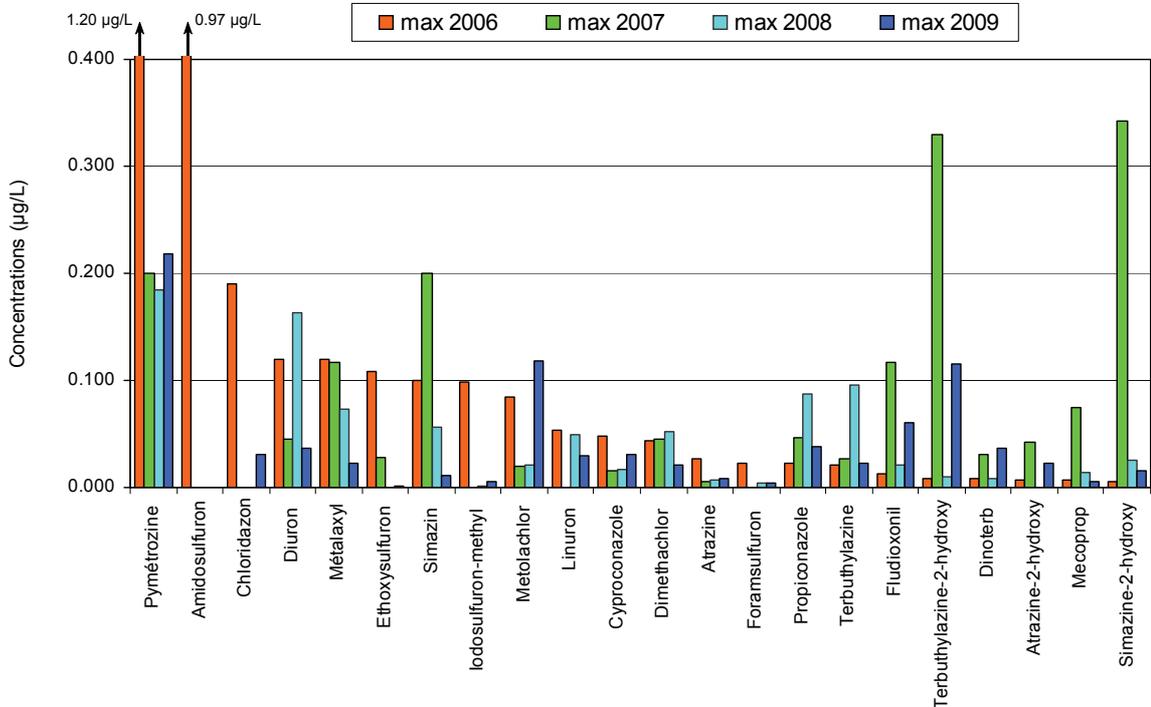


Figure 2 : Concentrations maximales des principales substances phytosanitaires détectées dans les eaux du Rhône en 2006, 2007, 2008 et 2009 à la Porte du Scex.

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

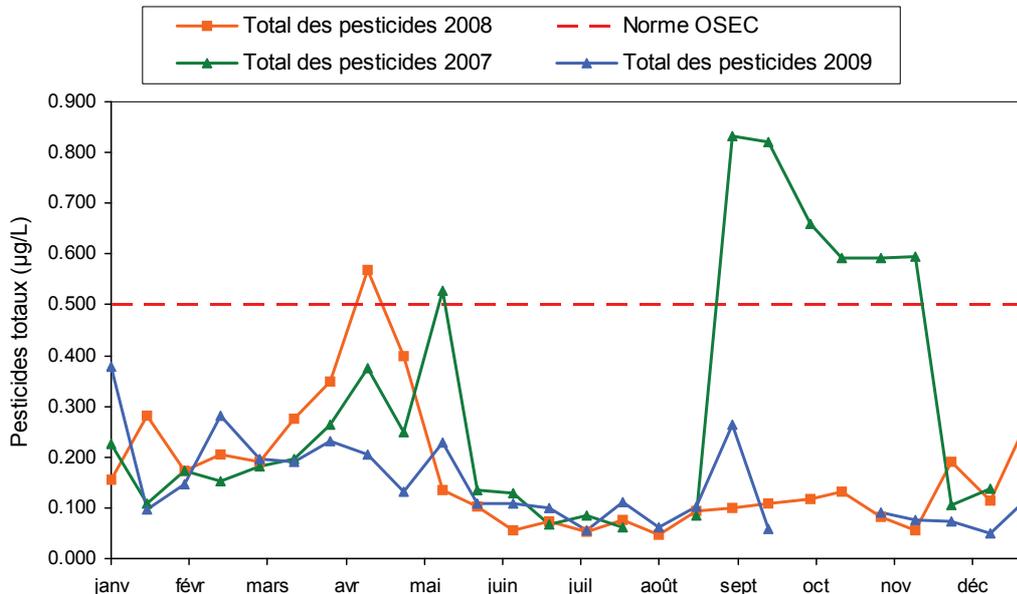


Figure 3 : Somme des concentrations en produits phytosanitaires décelés dans le Rhône à la Porte du Scex au cours des années 2007, 2008 et 2009.

Figure 3 : Sum of the pesticide concentrations detected in the Rhône at the Porte du Scex during the years 2007, 2008 and 2009.

4.2 Charge des produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône en 2006, 2007, 2008 et 2009

Les charges des substances phytosanitaires ayant transité par le Rhône ont été calculées sur la base des concentrations mesurées et des débits moyens durant la période de prélèvement. Dans les cas où 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.

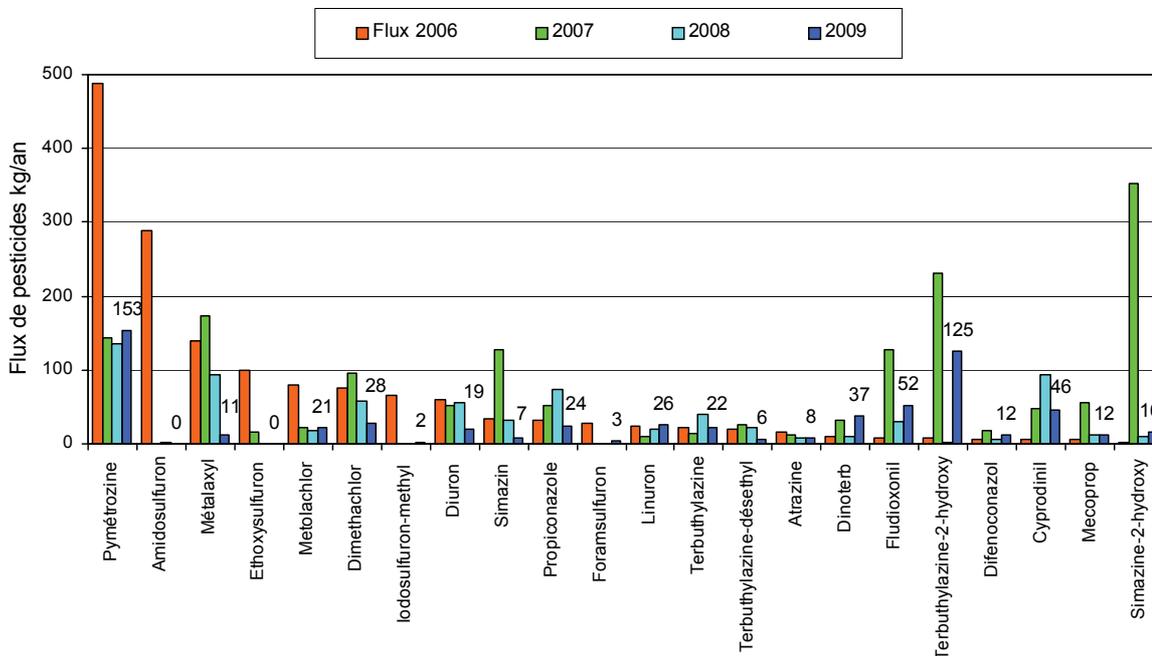


Figure 4 : Charges annuelles en pesticides ayant transité dans le Rhône en 2006, 2007, 2008 et 2009.

Figure 4 : Annual loads of pesticides arriving via the Rhône in 2006, 2007, 2008 and 2009.

Les quantités totales des 103 produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône sont toujours en diminution avec un total calculé à 630 kg pour l'année 2009 contre 730 kg pour l'année 2008 et 1'600 kg pour les années 2007 et 2006.

Les charges les plus importantes en 2009 sont observées pour des produits phytosanitaires produits en Valais : Pymétroline 153 kg/an (135 en 2008), Fludioxonil 52 kg/an (30 en 2008), Cyprodinil 46 kg/an (94 en 2008), Dinoterb 37 kg/an (10 en 2008) et Dimethachlor 28 kg/an (57 en 2008). La charge annuelle totale de pesticides d'origine industrielle est d'environ 430 kg contre 570 en 2008, 820 en 2007 et 1'450 en 2006.

Les charges les plus importantes observées pour les produits d'origine agricole sont apportées par le Terbutylazine-2-hydroxy 125 kg/an (11 kg en 2008), Terbutylazine 22 kg/an (40 kg en 2008), Diuron 19 kg/an (57 kg en 2008), la Simazine-2-hydroxy 16 kg/an (9 kg en 2008). La charge annuelle totale de pesticides d'origine non industrielle est d'environ 200 kg contre 170 kg en 2008, 814 kg en 2007 et 162 kg en 2006.

4.3 Profils de concentrations le long du Rhône

Comme les années précédentes, des prélèvements et analyses ont en outre 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.

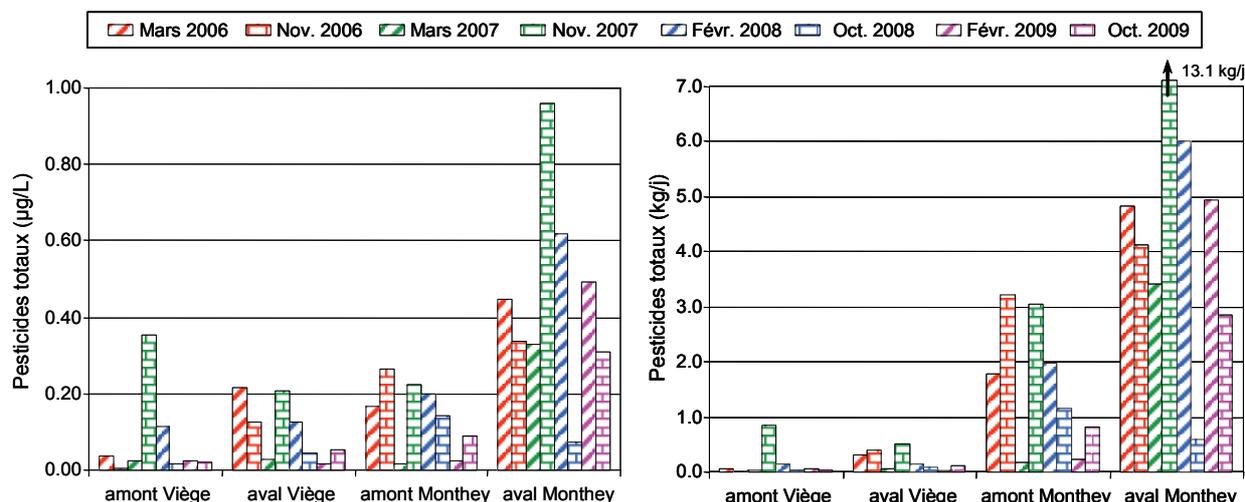


Figure 5 : Somme des concentrations en pesticides présents dans le Rhône en amont et en aval des sites industriels de Viège et Monthey les 8 mars et 30 novembre 2006 ; 6 mars et 7 novembre 2007 ; 26 février et 27 octobre 2008 ; 17 février et 27 octobre 2009.

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

Figure 5 : Sum of the pesticide concentrations detected in the Rhône river above and below the industrial sites at Viège and Monthey on March 8 and November 30, 2006; March 6 and November 7, 2007; February 26 and October 27, 2008 ; February 17 and October 27, 2009.

Figure 6 : Calculated pesticide loads in the Rhône river above and below the industrial sites at Viège and Monthey on March 8 and November 30, 2006; March 6 and November 7, 2007; February 26 and October 27, 2008 ; February 17 and October 27, 2009.

Les deux mesures ponctuelles réalisées en 2009 démontrent qu'actuellement, le site industriel de Monthey est à l'origine de la majorité des rejets de produits phytosanitaires.

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 (Mépipivacaïne, Carbamazépine, Ticlopidine, Prilocaïne, Ibersartan) ont été analysés systématiquement dans les eaux du Rhône à partir du mois de septembre 2006. En 2009, la Bupivacaïne est venue compléter la liste, les analyses ont porté sur les éléments ci-dessous avec les concentrations maximales et moyennes suivantes :

		Maximum (2009)	Moyenne (2009)
Mépipivacaïne	anesthésiant	0.50 µg/L	0.36 µg/L
Carbamazépine	anti-épileptique	0.03 µg/L	0.18 µg/L
Prilocaïne	anesthésiant	0.11 µg/L	0.05 µg/L
Ticlopidine	anti-coagulant	*	*
Bupivacaïne	anesthésiant	0.13 µg/L	0.02 µg/L
Irbersartan	anti-hypertenseur	0.06 µg/L	0.02 µg/L

* Valeurs fortement divergentes entre les résultats obtenus sur les échantillons du Rhône et ceux en sortie de STEP industrielle (voir ci-après).

Pour la Mèpivacaïne, la Carbamazépine, la Prilocaine, la Bupivacaïne et l'Irbersartan, les résultats obtenus au moyen des échantillons du Rhône sont cohérents avec ceux obtenus par le laboratoire chargé du contrôle des eaux en sortie de la STEP industrielle concernée.

Pour la Ticlopidine, les résultats divergent très fortement pour les échantillons couvrant la période du 16 août au 28 septembre 2009 : sur la base des résultats d'analyse des eaux du Rhône, la charge rejetée durant cette période aurait été d'environ 6 tonnes, contre environ 12 kg calculés sur la base des résultats de l'autocontrôle de l'industrie concernée réalisé par un laboratoire privé indépendant participant également aux tests intercalibrations CIPEL. En fonction de la production réalisée en 2009 par cette industrie, il n'est pas possible qu'il y ait eu une perte de 6 tonnes de substances actives. De plus, la Ticlopidine n'a pas été produite en 2009 par une autre industrie valaisanne. Faute d'échantillon suffisant, une analyse complémentaire n'a malheureusement pas été possible. Il est prévu des analyses de la Ticlopidine dans les eaux du Léman en 2010.

Pour les produits pharmaceutiques, hors la Ticlopidine, les concentrations maximales et moyennes des principes actifs analysés sont en diminution par rapport à 2007 et 2008, comme le confirme la figure 7.

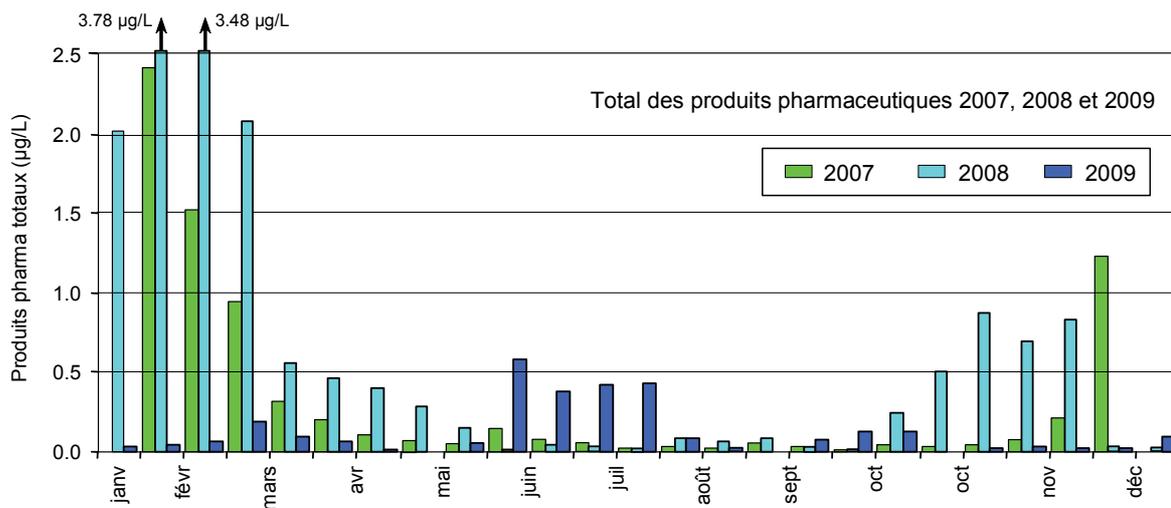


Figure 7 : Somme des concentrations de 5 produits pharmaceutiques analysés dans le Rhône à la Porte du Scex au cours des années 2007, 2008 et 2009.

Figure 7 : Sum of the concentrations of 5 pharmaceuticals analysed in the Rhône at the Porte du Scex during the years 2007, 2008 and 2009.

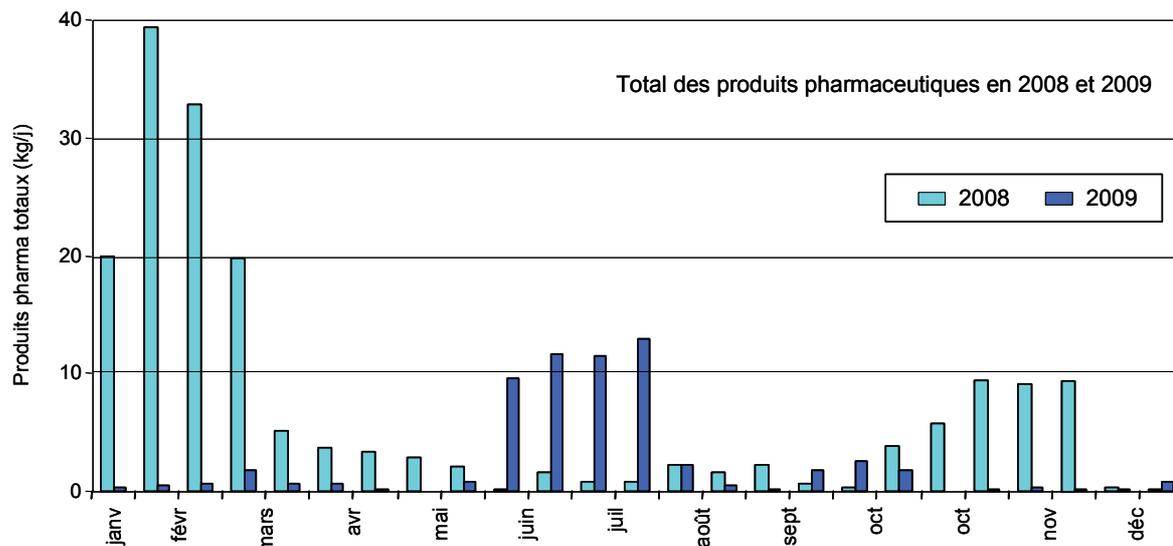


Figure 8 : Calcul des charges de 4 produits pharmaceutiques analysés dans le Rhône à la Porte du Scex au cours des années 2008 et 2009.

Figure 8 : Calculated loads of the 4 pharmaceuticals analysed in the Rhône at the Porte du Scex during the years 2008 and 2009.

Les charges calculées sur la somme de 4 produits pharmaceutiques analysés et exploitables dans le Rhône (figure 8) suivent la même tendance que celle des concentrations (figure 7).

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 et 2009.

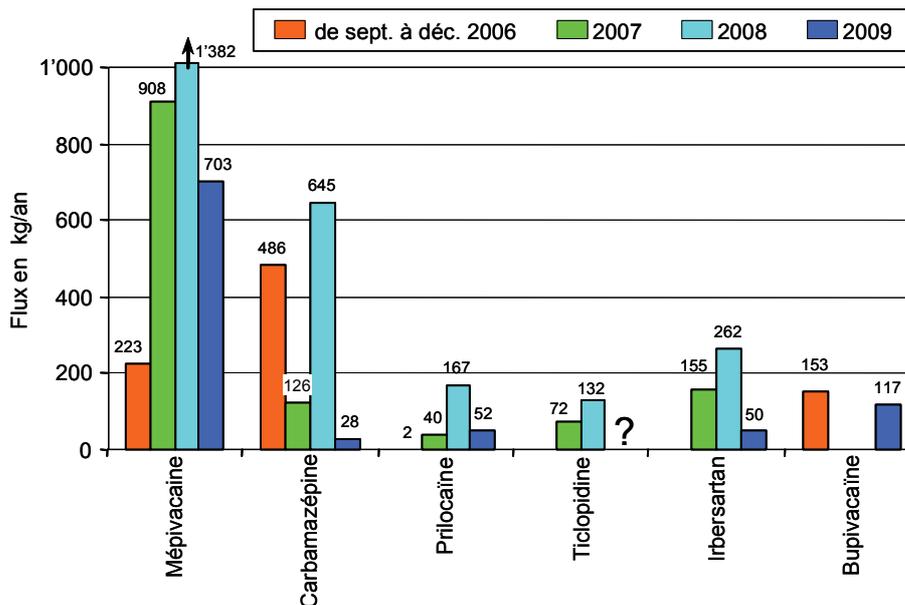


Figure 9 : Charges calculées en produits pharmaceutiques retrouvés dans les eaux du Rhône de septembre 2006 à décembre 2006, en 2007, 2008 et en 2009.

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

Les charges des substances pharmaceutiques, sans la Ticlopidine, retrouvées dans les eaux du Rhône en 2009 (950 kg sans la Ticlopidine) sont en baisse par rapport à 2008 (2'600 kg) avec 703 kg pour la Mèpivacaine, 28 kg pour la Carbamazépine, 52 kg pour la Prilocaine, 50 kg pour l'Irbersartan et 117 kg pour la Bupivacaine.

L'industrie produisant ces substances est actuellement en cours d'acquisition de système de traitement spécifique ou traitement quaternaire destiné à sa filière de traitement des eaux usées ; il est avéré que l'élimination des principes actifs pharmaceutiques est peu efficace dans les stations d'épuration biologiques (GOTZ, 2010).

4.5 Autres substances

Trois autres substances non-volatiles ont fait l'objet d'un suivi en 2009 : le benzotriazole, la 5-chloro-2-méthylaniline et le Bisphénol A.

Le benzotriazole est un composé formé d'un noyau benzénique, largement utilisé comme agent anticorrosion dans les circuits de refroidissement industriels qui peut finir dans les eaux claires, fluides de dégivrage notamment sur les avions, comme antibuée ou agent de protection de l'argenterie dans les produits lave-vaisselle (HART et al., 2004). Il n'est pas produit dans les usines valaisannes.

Ce composé polaire, très soluble dans l'eau, a été suivi par l'institut suisse de recherche de l'eau du domaine des Ecoles Polytechniques Fédérales (EAWAG) dans plusieurs rivières et lacs suisses. Il est présent dans les eaux usées domestiques et industrielles (10 à 100 µg/L), très peu dégradé dans les stations d'épuration et persistant 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 (GIGER et al., 2006). La figure 10 présente les résultats obtenus pour les années 2007, 2008 et 2009.

Les concentrations enregistrées dans les eaux du Rhône sur les échantillons moyens de 14 jours varient entre 0.01 µg/L et 0.15 µg/L avec une moyenne de 0.05 µg/L. Les concentrations demeurent relativement constantes durant toute l'année, avec une diminution durant la période des hautes eaux du Rhône. Le flux annuel représente une quantité de 199 kg sur l'année 2009, contre 223 kg en 2008 et 555 kg en 2007.

La 5-chloro-2-méthylaniline est présente dans six échantillons avec des valeurs comprises entre 0.04 et 0.16 µg/L. Elle est utilisée sur le site industriel de Monthey comme produit intermédiaire pour la fabrication de pigments et n'est pas toujours bien dégradée à la STEP. Des mesures pour limiter ces rejets ont été mises en place fin 2009 par l'industrie concernée. Les analyses de 2010 permettront de documenter les effets des mesures prises.

Le Bisphénol A est utilisé dans la fabrication de plastiques. Cette substance est utilisée en grandes quantités sur le site industriel de Monthey. La concentration de Bisphénol A était inférieure à la limite de quantification (0.05 µg/L) dans tous les échantillons analysés.

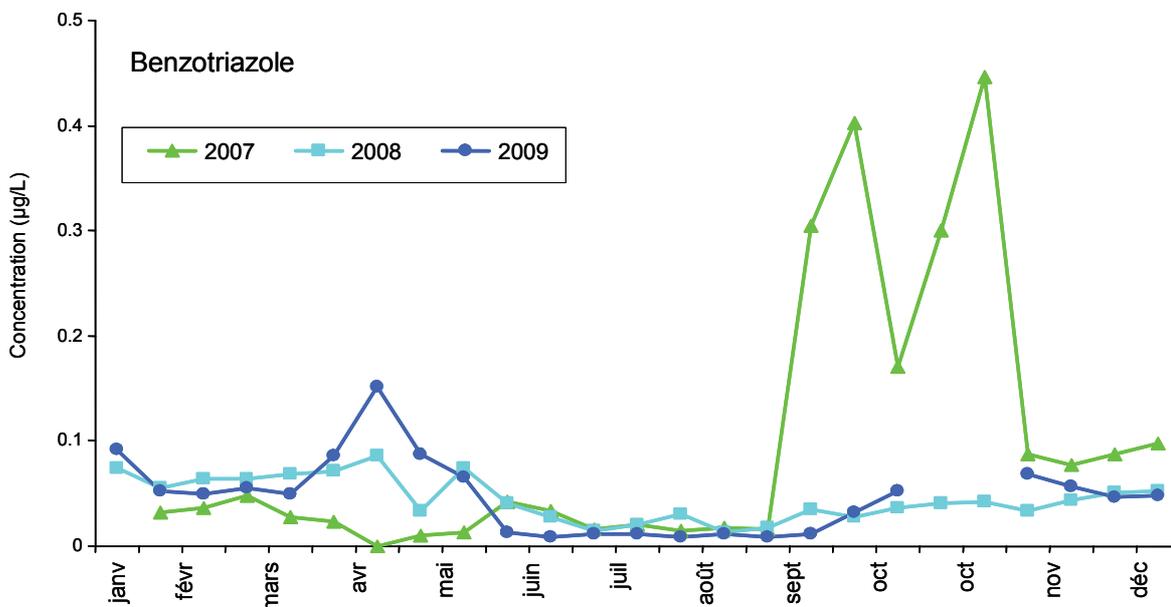


Figure 10 : Evolution des concentrations en Benzotriazole mesurées dans le Rhône à la Porte du Scex en 2007, 2008 et 2009.

Figure 10 : Changes in the concentrations of Benzotriazole detected in the Rhône river at the Porte du Scex in 2007, 2008 and 2009.

5. CONCLUSIONS

La charge des produits phytosanitaires transitant par le Rhône est à nouveau en diminution et atteint environ 630 kg en 2009. Par rapport aux années 2006 et 2007, les charges ont diminué de près de 60 % suite aux mesures mises en place par les industries concernées. Actuellement, les rejets industriels sont encore à l'origine des 2/3 des charges de produits phytosanitaires dans le Rhône, le tiers restant étant d'origine agricole.

Au niveau des 6 principaux principes actifs pharmaceutiques recherchés, les charges mesurées sont encore plus élevées que pour les produits phytosanitaires. La charge cumulée des 5 substances prises en compte est d'environ 950 kg en 2009.

Dès septembre 2010, les exigences de la ligne directrice cantonale en matière de micropolluants (SPE, 2008) seront intégrées dans les autorisations de rejet des trois principales STEP de l'industrie chimique. Ces exigences seront ainsi contraignantes et devraient permettre une diminution supplémentaire des rejets de micropolluants, en particulier des rejets de médicaments.

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.
- 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. et KOHLER, H.-P. (2006) : Benzotriazole and Toloytriazole as aquatic Contaminants. 1. Input and Occurrence in Rivers and Lakes. Environ. Sci. Technol, 40, 7186-7192.
- GOETZ, C. W. (2010) : Mikroverunreinigungen. Gaz-Wasser-Abwasser, 4,2010, 325-333.

- HART, D.S., DAVIS, L.C., ERICKSON, L.E. et CALLENDER, T.M. (2004) : Sorption and partitioning parameters of benzotriazole compounds. *Microchem. J.*, 77/1, 9-17.
- 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 du Léman. *Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2008*, 59-71
- SPE (Service de la protection de l'environnement du canton du Valais) (2008) : Groupe Stratégie micropolluants - Valais, Ligne directrice du 24 juin 2008.
- STRAWCZYNSKI, A. (2010) : Analyses comparatives interlaboratoires. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2009*, 153-163.
- VOUTSA, D., HARTMANN, P., SCHAFFNER, C. and C. GIGER, W. (2006) : Benzotriazole Alkylphenols and Bisphenol A in Municipal Wastewaters and in Glatt River, Switzerland. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 13 (5), 333-341.

Rapports techniques

Campagne 2009

CONTRÔLE ANNUEL DES STATIONS D'ÉPURATION (STEP)

ANNUAL MONITORING OF WASTE WATER TREATMENT PLANTS (WWTP)

Campagne 2009

PAR

Audrey KLEIN

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

RÉSUMÉ

En 2009, 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 4'334'000 équivalents-habitants. Le bilan global de l'assainissement en 2009 se base sur les résultats de surveillance de 155 STEP pour le phosphore total et de 157 STEP pour la DBO₅.

A l'échelle du bassin versant du Léman, le rendement moyen d'épuration pour le phosphore total (88 %) dépasse les exigences légales. Toutefois, ce rendement est à la baisse depuis ces deux dernières années, ce qui traduit un léger infléchissement des performances des STEP pour ce paramètre. La vigilance reste de mise et les efforts doivent être maintenus. Les quantités rejetées au milieu naturel après traitement s'élèvent à 97 tonnes. Un rendement moyen de 95 % à l'échelle du bassin versant du Léman permettrait de réduire de plusieurs dizaines de tonnes les apports en phosphore au Léman. Avec une pluviométrie annuelle en 2009 de 850 mm inférieure à celle de 2008 (1'050 mm), la part de pollution liée aux déversements arrivant au milieu naturel après un éventuel traitement partiel, a baissé de 4 tonnes par rapport à 2008.

A l'échelle du territoire de la CIPEL, le flux de matière organique rejeté après traitement exprimé par la DBO₅ s'élève à 2'663 tonnes d'O₂ et le rendement d'épuration est de 96 %. Ces chiffres témoignent de bonnes performances d'épuration pour la matière organique.

La valeur du débit spécifique, qui représente le volume journalier qui transite dans les réseaux d'assainissement par équivalent habitant et par jour, est de 322 L·EH⁻¹·j⁻¹. Cette valeur reste encore trop élevée, car nettement supérieure à la consommation d'eau journalière par personne. Les réseaux d'assainissement transportent encore une quantité non négligeable d'eaux claires qui surchargent les STEP et nuisent à leur fonctionnement. L'amélioration des réseaux est un travail de longue haleine mais elle est déjà perceptible depuis 2001.

ABSTRACT

In 2009, 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 4'334'000 equivalent-inhabitants. The overall assessment of water treatment in 2009 is based on the results of monitoring 155 WWTPs for total phosphorus, and of 157 WWTPs for DBO₅.

At the scale of the Lake Geneva catchment area, the mean extraction yield for total phosphorus (88%) exceeded the legal requirements. However, this yield has been falling for the last two years, which reflects a slight dip in the effectiveness of the WWTPs for this parameter. Vigilance is still called for, and efforts must be maintained. The quantities discharged into the natural environment after treatment was 97 metric tonnes. A mean performance of 95% at the scale of the Lake Geneva catchment area would make it possible to reduce the input of phosphorus into Lake Geneva by several tens of tons per year. The annual rainfall for 2009 was 850 mm lower than that for 2008 (1'050 mm), and the fraction of pollution linked to discharges into the natural environment, in some cases, even after partial treatment, was 4 tonnes lower than in 2008.

Within the CIPEL territory, the organic pollution discharged after treatment, expressed in terms of the DBO₅ was equivalent to 2'663 metric tonnes of O₂, and the treatment performance was 96 %. These figures reflect the effectiveness of the water treatment with regard to organic matter.

The specific flow value, which corresponds to the volume passing through the water treatment network per inhabitant equivalent and per day, was 322 L·inhab⁻¹·d⁻¹, which is still too high, and considerably higher than the daily water consumption per inhabitant. The water treatment networks are still carrying a significant volume of clear water, which overloads the WWTPs and impairs their effectiveness. The improvement of these networks is a long-term process, but its impact has already been felt since 2001.

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'origine 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 2009 est le reflet du fonctionnement de 222 STEP, 167 STEP dans le bassin versant du Léman et 55 STEP dans le bassin versant Rhône aval, totalisant une capacité nominale de traitement de 4'334'000 équivalents-habitants (EH).

Le procédé d'épuration de type boues activées représente 74% 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, il semblerait que les procédés de type boues activées à aération prolongée ou à très faible charge seraient à privilégier pour le traitement des micropolluants.

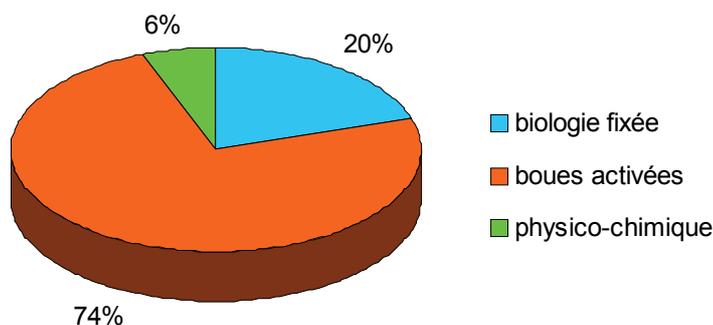


Figure 1 : Répartition des STEP suivant leur procédé d'épuration.

Figure 1 : Distribution of the WWTPs according to the treatment process used.

2.2 Contrôles de l'assainissement

157 STEP ont transmis leurs données pour le paramètre DBO₅, 155 pour le paramètre phosphore total et 171 pour les mesures de débit. Il se peut qu'un plus grand nombre de STEP aient été contrôlées. Ces données donnent une bonne vision de l'assainissement à l'échelle du territoire de la CIPEL car les STEP contrôlées représentent 98 % de la capacité totale de traitement.

La fréquence à laquelle ont lieu les contrôles et/ou les autocontrôles des STEP (avec analyse simultanée des eaux et mesure des débits) varie d'une fois par an à une fois par jour selon les STEP et les paramètres mesurés, ce qui influence nettement la qualité des résultats obtenus pour ce qui concerne les flux de pollution et les rendements d'épuration considérés individuellement par STEP. A l'échelle du bassin versant, le bilan peut toutefois être considéré comme robuste, les plus grandes STEP, qui traitent la plus grande partie de la pollution, faisant l'objet de contrôles à une fréquence plus élevée.

3. BILAN DU FONCTIONNEMENT DES STEP

3.1 Débits et volumes

Le tableau 1 présente les débits journaliers mesurés en 2009 pour 171 STEP du territoire de la CIPEL. Le volume journalier moyen entrant est de 770'540 m³ soit une baisse d'environ 8% par rapport à 2008 (KLEIN, 2009). Le volume des eaux effectivement traitées par les stations d'épuration, sur la base des volumes déversés mesurés, serait de 736'833 m³, soit 97 % du volume entrant (figure 2). 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.

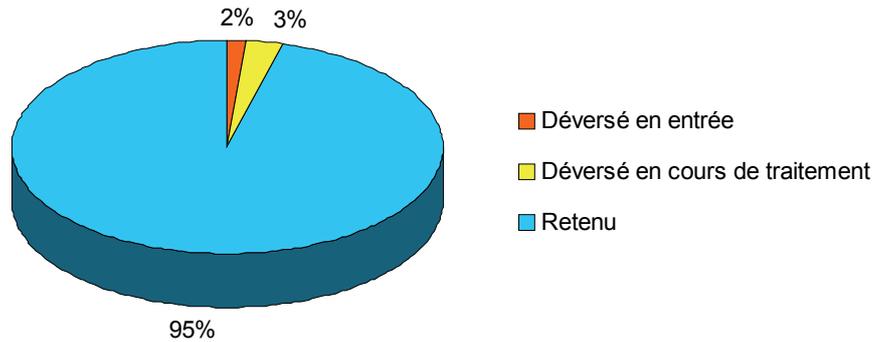


Figure 2 : Répartition des volumes traités et déversés par les STEP du territoire de la CIPEL.

Figure 2 : Distribution of the volumes treated and discharged by the WWTPs serving the territory of the CIPEL.

Tableau 1 : Débits journaliers mesurés dans les STEP du bassin CIPEL en 2009.

Table 1 : Daily flows through the WWTPs of the CIPEL basin in 2009.

Bassin versant (BV)	Canton / Départ.	Nombre de STEP contrôlées	Débit journalier mesuré (m ³ .j ⁻¹)				Débit spécifique ** en L.hab ⁻¹ .jour ⁻¹
			Déversé en entrée *	Entrée de STEP	Déversé en cours de traitement *	Sortie	
Léman	Ain	2	39	6'204	583	6'901	543
	Genève	2		2'431	254	2'177	279
	Hte-Savoie	8	83	29'408		29'469	268
	Valais	58	2'507	239'236	3'927	235'309	425
	Vaud	70	4'238	210'091	9'154	200'938	361
Total BV Léman		140	6'867	487'370	13'917	474'793	378
Rhône aval	Ain	4	514	11'442	58	11'443	286
	Genève	13	4'111	208'610	5'857	200'134	273
	Hte-Savoie	14	148	51'477	1'021	50'464	214
Total BV Rhône aval		31	4'773	271'530	6'936	262'040	261
Total territoire CIPEL		171	11'640	758'900	20'853	736'833	322

* : 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.

** : Le débit spécifique est calculé sur la base des mesures effectuées par temps sec.

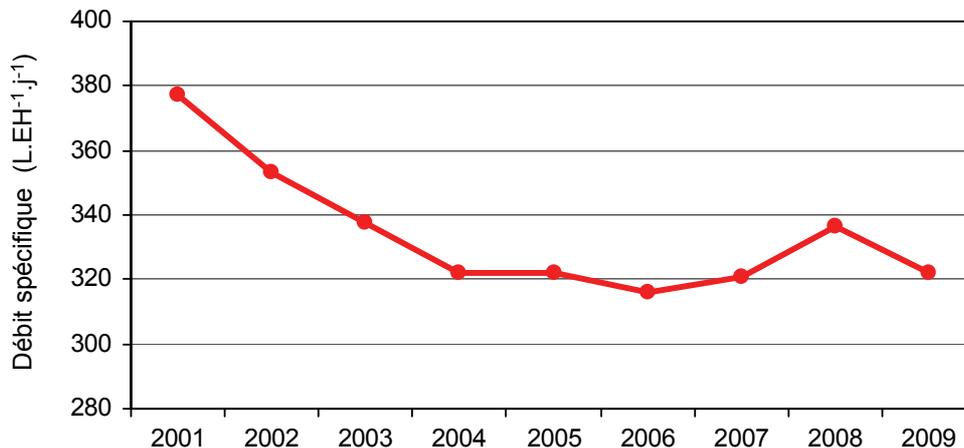


Figure 3 : Qualité des réseaux d'assainissement depuis 2001 en L.EH⁻¹.j⁻¹ et évolution de la pluviométrie.

Figure 3 : Quality of the water treatment networks since 2001 in L.inhab⁻¹.d⁻¹ and change in rainfall .

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 :

$$Q_{spe} = \frac{1}{2} \cdot (Q_{j_{20}} + Q_{j_{50}}) / EH$$

avec : $Q_{j_{20}}$: débit par temps sec qui n'est pas dépassé plus de 20 % des jours de l'année

$Q_{j_{50}}$: débit par temps sec qui n'est pas dépassé plus de 50 % des jours de l'année

EH : équivalents-habitants moyens calculés à partir de la charge mesurée en entrée en DBO_5 (avec 1 EH = 60 $g \cdot j^{-1}$ de DBO_5) et en phosphore total (1 EH = 2.2 $g \cdot j^{-1}$ de Ptot).

La valeur du débit spécifique en 2009 est un peu meilleure qu'en 2008 avec 322 litres par équivalent-habitant et par jour ($L \cdot EH^{-1} \cdot j^{-1}$) à l'échelle du territoire de la CIPEL (tableau 1) contre 337 $L \cdot EH^{-1} \cdot j^{-1}$ en 2008 (figure 3). Cette baisse est à mettre en relation avec la pluviométrie de l'année 2009 (QUETIN, 2010), nettement inférieure à celle de 2008 (1'050 mm) relevée sur le pourtour du lac. Même si la tendance semble s'améliorer depuis 2001, cette valeur reste encore deux fois trop élevée, car nettement supérieure à la consommation d'eau journalière par personne qui est en moyenne de 150 à 180 litres. Les réseaux véhiculent encore trop d'eaux claires parasites qui surchargent inutilement les STEP et nuisent à leur bon fonctionnement.

Seul le contrôle des réseaux et des déversements permet de connaître l'origine des eaux parasites. 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. C'est un travail de longue haleine mais qui porte ses fruits comme le montre l'évolution du débit spécifique à l'échelle du territoire de la CIPEL ces dernières années (figure 3).

3.2 Phosphore total et réactif soluble (bassin versant du Léman)

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 $kg \cdot j^{-1}$	Concentration maximale	Rendement minimum
Suisse	Ordonnance fédérale sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (OEaux, 1998)		0.8 $mgP \cdot L^{-1}$	80 %
France *	Arrêté ministériel du 22 juin 2007	600 à 6'000 $kg \cdot j^{-1}$	2.0 $mgP \cdot L^{-1}$	80 %
		> 6'000 $kg \cdot j^{-1}$	1.0 $mgP \cdot L^{-1}$	80 %
CIPEL	Recommandations du Plan d'action 2001-2010		0.8 $mgP \cdot L^{-1}$	95 %

Le Tableau 2 présente le bilan de l'épuration du phosphore total pour l'année 2009.

En 2009, 97 tonnes de phosphore d'origine domestique et industrielle ont été rejetées après traitement dans les milieux aquatiques du bassin lémanique, soit dans les rivières, soit directement dans le Léman.

Avec une pluviométrie annuelle en 2009 de 850 mm inférieure à celle de 2008 (1'050 mm) (QUETIN, 2010), la part de pollution liée aux déversements a baissé par rapport à 2008 (20 tonnes de phosphore déversées après un éventuel traitement partiel en 2009 contre 24 en 2008), de même que la part de pollution mesurée en entrée de STEP (KLEIN, 2009).

Le rendement d'épuration sur les eaux traitées a baissé sur ces deux dernières années pour atteindre 88% en 2009 alors qu'il se maintenait à 90 % depuis 2005 (figure 4). Cette diminution s'explique par la baisse de rendement de la plus grande STEP du bassin versant du Léman et qui représente environ un tiers des rejets en phosphore au lac. Son rendement est passé de 88 % en 2007 à 78 % en 2009 suite à des pertes de matières en suspension qui contiennent du phosphore. Cette STEP, l'une des plus anciennes du bassin lémanique, a rencontré des difficultés d'exploitation, d'une part, suite à des pannes d'équipements anciens et d'autre part, à une fermentation dans le réseau des canalisations durant la période très sèche de mi-septembre à mi-octobre. Un projet de reconstruction de cette station avec traitement des micropolluants est en cours. Pour les autres STEP du bassin lémanique, le rendement moyen global se maintient à 90 %. Les efforts entrepris ces dernières années pour atteindre un bon niveau d'épuration doivent être maintenus.

Toutefois, la CIPEL recommande depuis 2001 dans son plan d'action un objectif de 95% de rendement en moyenne annuelle pour les eaux traitées du bassin du Léman. Avec un tel rendement, environ 60 tonnes de moins de phosphore seraient apportées au Léman ! Actuellement, sur les 129 STEP qui traitent et mesurent le phosphore total, 31 atteignent un rendement supérieur ou égal à 95 %, mais elles ne représentent que 4 % du flux total rejeté après traitement.

En tenant compte des déversements en entrée et en cours de traitement, le rendement d'épuration atteint 86 %. La concentration moyenne de sortie est passée de 0.5 mgP/L en 2008 à 0.6 mgP/L en 2009. Malgré une légère baisse des performances d'épuration, ces résultats satisfont pleinement les exigences légales.

Ces résultats montrent que des efforts d'amélioration et d'optimisation sont encore nécessaires si l'on veut faire baisser la concentration en phosphore dans le Léman en dessous de 20 $\mu g/L$.

3.2.2 Phosphore réactif soluble (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. Dans le bassin versant du Léman, les STEP ayant transmis leurs données pour ce paramètre en 2009 représentent malheureusement qu'environ 20 % de la capacité totale de traitement soit près de la moitié par rapport aux autres années depuis 2001. Cette différence ne permet pas d'interpréter correctement les résultats de l'année 2009 ni l'évolution des flux depuis 2001.

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	20 mgO ₂ ·L ⁻¹	90 %
		> 600 kg/j	15 mgO ₂ ·L ⁻¹	90 %
France *	Arrêté ministériel du 22 juin 2007	120 à 600 kg/j	25 mgO ₂ ·L ⁻¹	70 %
		> 600 kg/j		80 %

Le tableau 3 présente le bilan de l'épuration pour la matière organique.

Le rendement d'épuration dans le bassin versant CIPEL est stable par rapport à 2008 avec 96 % 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 10.2 mgO₂/L, soit un peu plus élevée qu'en 2008. Ces résultats satisfont pleinement les exigences légales.

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 2'663 tonnes d'O₂ après traitement et de 1'116 tonnes d'O₂ déversées au milieu naturel après un éventuel traitement partiel.

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. Toutefois une légère dégradation des performances d'épuration sur le traitement du phosphore est à noter ces deux dernières années.

En 2009, 222 STEP étaient en service dans le territoire de la CIPEL. Plus spécifiquement dans le bassin versant du Léman, 129 STEP ont mesuré le phosphore total, ce qui représente pour les milieux aquatiques un apport de 107 tonnes, dont 97 directement rejetées après traitement et 20 tonnes déversées en entrée ou en cours de traitement.

Le rendement moyen d'épuration atteint 88% en 2009 alors qu'il se maintenait autour de 90% depuis 2005. L'objectif de 95 % de rendement recommandé par la CIPEL dans son plan d'action ne sera vraisemblablement pas atteint en 2010 alors qu'il permettrait encore de réduire de plusieurs dizaines de tonnes les apports en phosphore au Léman. Cette baisse des apports aurait par ailleurs une répercussion sur la concentration en phosphore dans le Léman qui atteint 22.8 µg/L en 2009. Une concentration inférieure à 20 µg/L est nécessaire pour limiter les problèmes de prolifération d'algues dans le Léman avec toutes les répercussions qu'elles peuvent avoir sur les usages et l'écosystème lacustre. Il s'agira de stopper rapidement la dégradation constatée depuis 2008 en matière de performance d'épuration, et de maintenir et encourager les efforts entrepris jusqu'ici.

Concernant la qualité des réseaux d'assainissement, le débit spécifique reste élevé avec une valeur moyenne de 322 L·EH⁻¹·j⁻¹ à l'échelle du territoire de la CIPEL, mais la tendance s'améliore sensiblement depuis 2001. 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.

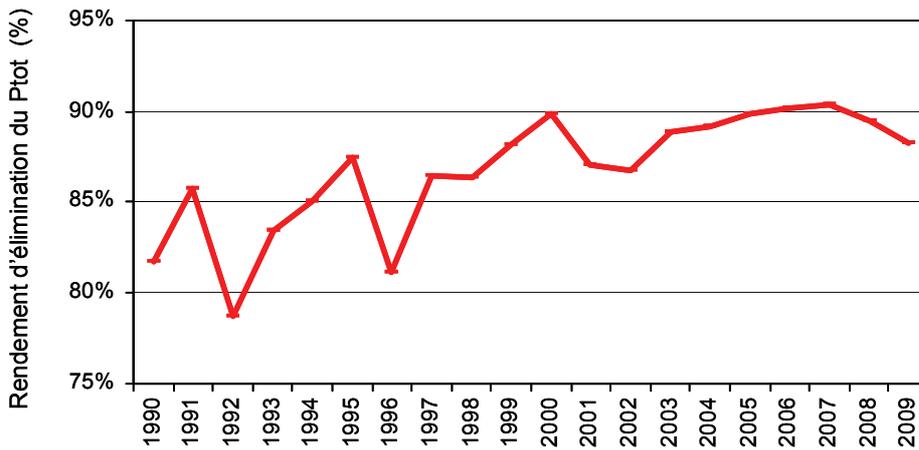


Figure 4 : Evolution entre 1990 et 2009 du rendement d'épuration du phosphore total sur les eaux traitées des STEP du bassin du Léman (source : données CIPEL).

Figure 4 : Change between 1990 and 2009 in the treatment performance for total phosphorus for the water treated by the WWTPs of the Lake Geneva catchment basin (source: CIPEL data).

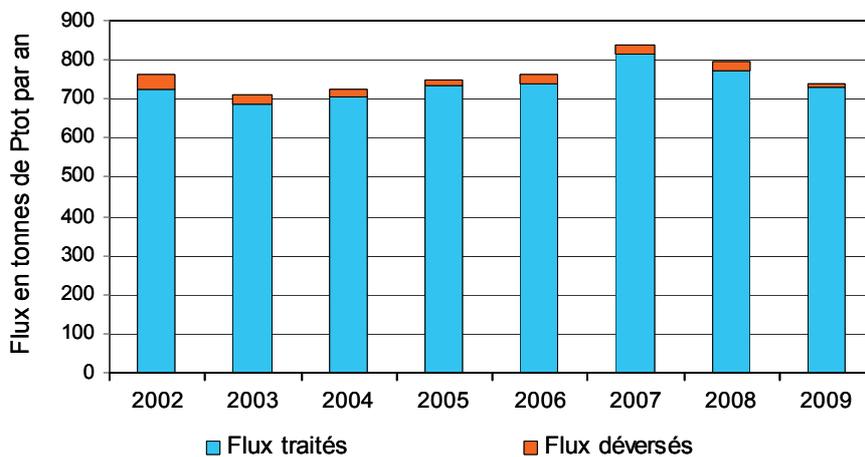


Figure 5 : Evolution des flux de phosphore traités et déversés dans le bassin du Léman.

Figure 5 : Change in the flows of phosphorus treated and discharged into the Lake Geneva basin catchment.

BIBLIOGRAPHIE

QUÉTIN, P. (2010) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2009, 19-30.

KLEIN, A. (2009) : Contrôle des stations d'épuration (STEP). Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2008, 159-166.

Tableau 2 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour le phosphore total pour les STEP des différentes entités en 2009.
 Table 2 : Assessments of loads, concentrations and yields of total phosphorus for the WWTPs of the various entities in 2009.

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. + en cours de traitement
Léman	Ain	2	0	7	0	1	3.3	0.5	83%	76%	76%
	Genève	2	0	4	0	1	5.0	0.9	83%	79%	79%
	Hte-Savoie	8	0	71	0	8	6.2	0.7	89%	89%	89%
	Valais	47	3	337	2	38	4.5	0.5	89%	88%	87%
	Vaud	70	6	407	8	50	5.3	0.7	88%	86%	85%
	Total BV Léman		129	9	826	11	97	5.0	0.6	88%	87%
Rhône aval	Ain	3	0	21	0	12	6.5	3.8	41%	41%	41%
	Genève	11	3	396	5	74	5.2	1.0	81%	80%	79%
	Hte-Savoie	12	0	138	1	54	6.8	2.8	60%	59%	59%
Total BV Rhône aval		26	4	554	6	141	5.6	1.4	75%	73%	73%
Total territoire CIPEL		155	12	1'381	17	238	5.2	0.9	83%	82%	81%

* : Seules les STEP du bassin du Léman sont astreintes à la déphosphatation, ce qui explique les plus faibles pourcentages pour le bassin du Rhône aval.

Tableau 3 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour la DBO₅ pour les STEP des différentes entités en 2009.

Table 3 : Assessment of the loads, concentrations and yields of DBO₅ for the WWTPs of the various entities in 2009.

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. en cours de traitement	après trait. en cours de traitement
Léman	Ain	2	0	213	16	10	103.0	4.6	95%	87%	87%
	Genève	2		166	6	12	193.5	14.9	93%	89%	89%
	Hte-Savoie	8	6	2'089		61	186.2	5.4	97%	97%	97%
	Valais	47	342	21'390	61	637	238.9	8.5	97%	97%	95%
	Vaud	70	131	10'684	154	1'012	138.0	13.5	91%	89%	88%
Total BV Léman		129	479	34'542	237	1'732	206.9	10.5	95%	94%	93%
Rhône aval	Ain	4	7	756	2	46	198.6	12.0	94%	94%	93%
	Genève	11	168	20'366	177	633	269.5	8.6	97%	96%	96%
	Hte-Savoie	13	15	4'317	31	252	227.6	13.4	94%	93%	93%
Total BV Rhône aval		28	190	25'439	210	931	258.6	9.7	96%	96%	95%
Total territoire CIPEL		157	669	59'980	447	2'663	226.1	10.2	96%	95%	95%

ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES

COMPARATIVE INTERLABORATORY ANALYSES

Campagne 2009

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 2009, les laboratoires membres du groupe de travail "Méthodologie" 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 métaux lourds et d'hydrocarbures polycycliques aromatiques sur des matrices d'eaux naturelles ou de sédiments.

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 bonne, que ce soit pour les éléments majeurs ou les produits phytosanitaires. Si les résultats des laboratoires lors de l'essai "Hydrocarbures polycycliques aromatiques" semblent bons, des questions subsistent quant au matériau de référence certifié utilisé.

Un test de stabilité pour certains pesticides a montré que si l'échantillon est conservé en chambre froide (5 °C et à l'abri de la lumière) aucune tendance nette ne se dessine jusqu'à 21 jours et les teneurs en pesticides sont stables. Pendant cette période, les variations observées ne sont liées qu'à la variation de l'analyse elle-même.

ABSTRACT

During 2009, the laboratories belonging to the "Methodology" working group of CIPEL took part in 7 interlaboratory comparisons of analyses of the main nutrient elements (nitrogen and phosphorus cycles, organic matter, major ions), pesticides, heavy metals and aromatic polycyclic hydrocarbons carried out on natural water or sediment matrices.

Statistical processing showed that the results of all the tests could be classified as good to very good. The scatter corresponds to that "typical" for these tests (sample preparation, analytical methods, etc.). There were few doubtful or aberrant results. The recovery of substances added to "spiked" samples was good, for the main elements and for pesticides. The results from the laboratories for the aromatic polycyclic hydrocarbon tests seemed to be good, but some questions remain about the certified reference material used.

A stability test for certain pesticides has shown that if the sample was kept in a cold room (5°C and in darkness) no definite tendency was observed until 21 days later, and the pesticide levels remained stable. During this period, any variations observed were related solely to variation of the analysis itself.

1. INTRODUCTION

Les analyses interlaboratoires organisées dans le cadre du groupe "Méthodologie" ou auxquelles les membres du groupe ont pu participer au cours de l'année 2009 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 2009.

Table 1 : List of the interlaboratory surveys organized in 2009.

Date	Matrice	Paramètres	Participants	Préparation des échantillons
05.2009	eau de rivière brute + ajouts	éléments majeurs	18	SESA, Epalinges - Vaud
05.2009	sédiments	métaux	5	SPE, Sion - Valais
05.2009	sédiments	hydrocarbures polycycliques aromatiques (HAP)	5	
10.2009	eau de lac brute + ajouts	éléments majeurs	15	INRA, Thonon-les-Bains
10.2009	eau de lac (dopée)	stabilité éléments majeurs	10	SESA, Epalinges - Vaud
10.2009	minéralisat	métaux	9	SPE, Peseux - Neuchâtel
10.0229	eau minérale (dopée)	pesticides GC / HPLC	10	
10.2009	eau minérale (dopée)	pesticides LC - MS/MS	4	

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 suspects.

Les valeurs de référence (valeur assignée et écart-type) peuvent être :

- de consensus (calculées à l'aide de l'algorithme A à partir des résultats des laboratoires) et ne sont pas fixées (réglementation, norme, matériau de référence);
- estimées (écart-type uniquement) selon le FAPAS (Food analysis performance assessment scheme) (Horwitz) (FAPAS, 2002).

Le "Horwitz ratio" ou Horrat, rapport entre l'écart-type de l'essai et l'écart-type selon Horwitz, peut permettre de qualifier la précision de l'essai : une valeur de 0.5 à 2 est jugée acceptable, mais pour l'instant cette valeur n'a pas été prise en compte par le groupe "Méthodologie". D'ailleurs pour une valeur supérieure à 2, la précision est questionnable, mais pas forcément inacceptable (NFA, 2007).

Le programme produit également un rapport de synthèse pour chaque laboratoire, utile pour son assurance qualité, par exemple. Un rapport de synthèse pour l'ensemble de l'essai, paramètre par paramètre, permet d'avoir une vue générale sur l'essai. C'est ce rapport de synthèse global qui illustrera les résultats des essais CIPEL traités à l'aide de ce programme.

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	

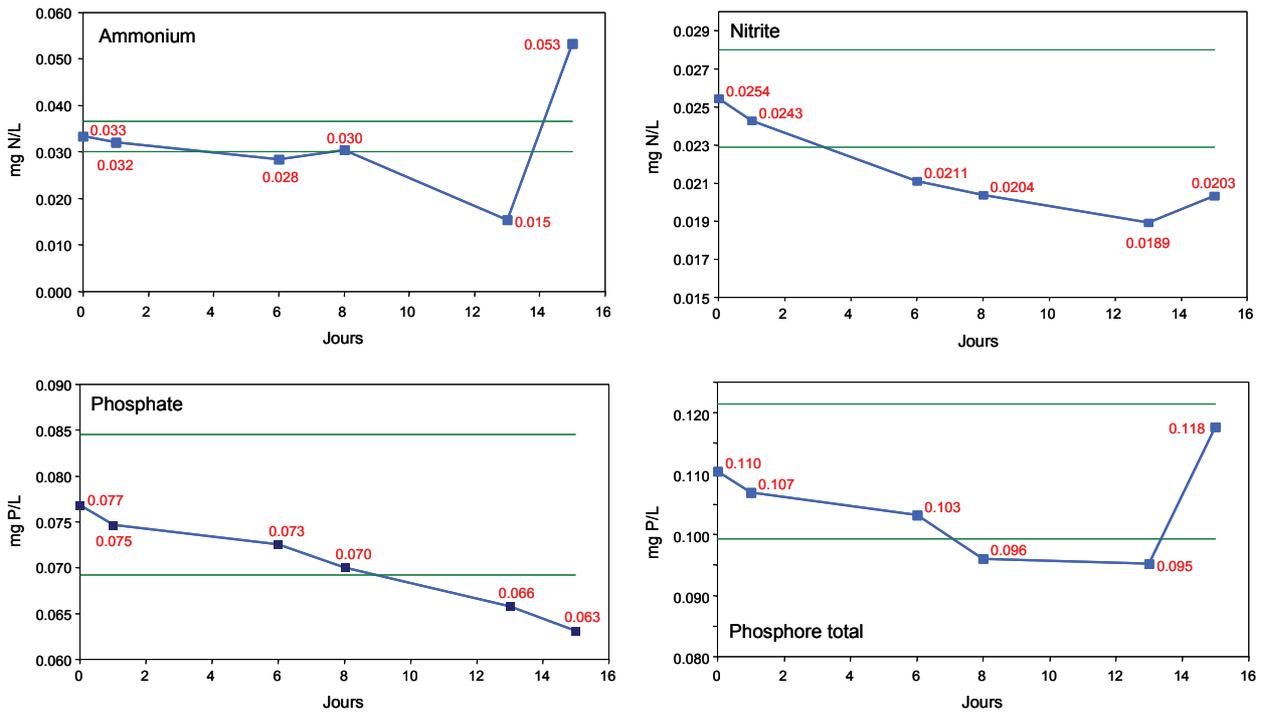


Figure 1 : Eléments majeurs dans un échantillon d'eau de rivière, test de stabilité, octobre 2009.
 Figure 1 : Results for "major elements" in a sample of river water, stability test, October 2009.

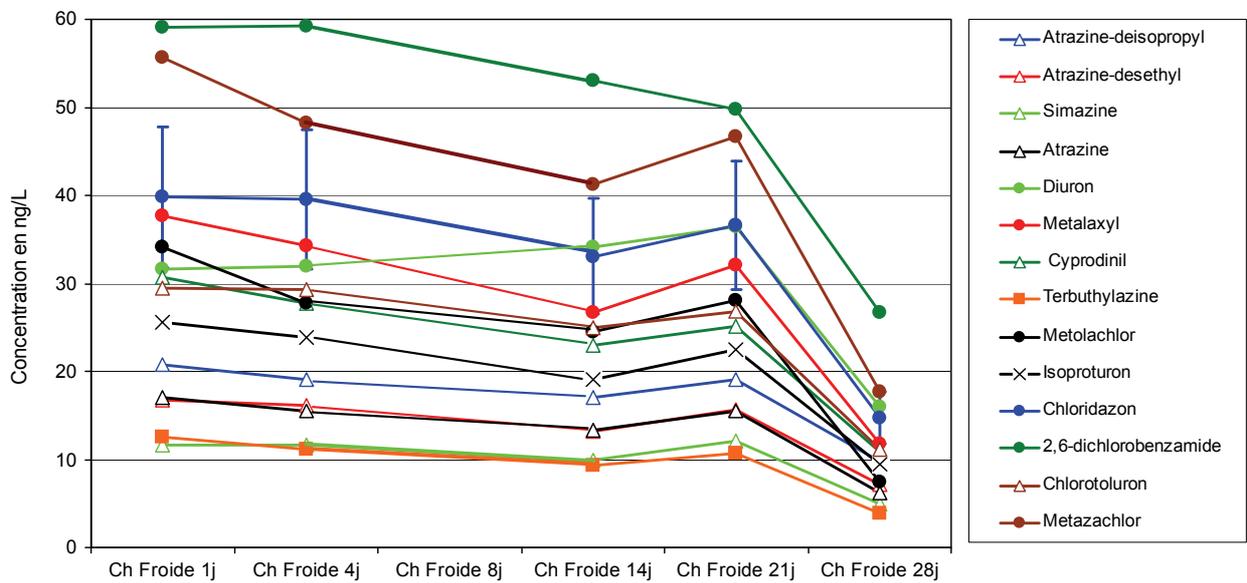


Figure 2 : Concentrations mesurées dans les échantillons conservés en chambre froide à 5 °C à l'abri de la lumière, pendant 1, 4, 14, 21 et 28 jours.

Figure 2 : Concentrations found in the samples kept in a cold room at 5°C in darkness, for 1, 4, 14, 21 and 28 days.

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

Le programme de traitement des données offrant plusieurs possibilités, le groupe "Méthodologie" a adopté les résolutions suivantes :

- l'écart-type selon Horwitz sera calculé selon la méthode de FAPAS(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 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 Eléments majeurs

Les Tableaux 3 et 4 présentent les résultats des essais de mai et octobre 2009. Les résultats sont comme d'habitude satisfaisants à très 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.

4.2 Phytosanitaires - pesticides

En fait, 2 essais ont été réalisés simultanément : l'un axé sur les composés pouvant être dosés par les techniques "traditionnelles" (HPLC et/ou GC), les substances du deuxième essai nécessitant une instrumentation beaucoup plus chère et donc moins usuelle (LC-MS/MS). De plus, chaque laboratoire doit construire sa propre bibliothèque à partir de standards purs. Ceci explique que seuls 4 laboratoires aient participé à ce nouveau type d'essai, et que seuls 2 d'entre eux aient pu analyser l'ensemble des substances. Néanmoins, cette technique analytique est appelée à se développer, même si elle demeurera une technique de pointe.

Les résumés des résultats des essais d'octobre 2009 figurent au Tableau 4 et au Tableau 5. Les analyses "classiques" sont maintenant presque devenues des analyses de routine, au même titre que les éléments majeurs, et les résultats sont satisfaisants à très satisfaisants. Si les résultats du deuxième essai sont très bons, le groupe "Méthodologie" doit trouver le moyen d'étendre la liste des laboratoires et des substances du deuxième groupe et pouvoir ainsi tirer des bilans plus robustes.

4.3 Métaux

Au cours de l'année 2009, 2 essais "métaux" ont été organisés. Le premier sur des sédiments (Tableau 6) et le deuxième sur deux types de minéralisat (minéralisation à l'eau régale et minéralisation de type OSol à l'acide nitrique dilué, Tableau 7). Dans les 2 essais, le sédiment utilisé avait été utilisé dans un autre interlaboratoire. La médiane de l'essai a été choisie comme valeur de référence pour l'essai "sédiment", et à partir de ces mêmes données, les valeurs de référence ont été calculées comme concentrations dans les minéralisats. Pour l'analyse de sédiments, les résultats sont bons, la dispersion est un peu plus élevée lors de l'analyse du cuivre et du molybdène. Les résultats sont également bons lors de l'analyse des minéralisats, sans que l'on puisse observer une différence significative entre les 2 méthodes de minéralisation du point de vue qualitatif.

4.4 Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP)

Comme pour les métaux, le sédiment utilisé avait déjà été utilisé dans un autre interlaboratoire. Les résultats des laboratoires "CIPEL" ont été ajoutés à ceux de l'essai d'origine, et l'ensemble a été retraité avec le programme "CIPEL". La comparaison entre les 2 traitements figure au Tableau 8. Il faut tenir compte que le nombre de laboratoires est très différent entre les 2 traitements : 5 laboratoires CIPEL, et 54 laboratoires lorsque ceux-ci sont pris avec les 49 laboratoires ayant participé à l'interlaboratoire de départ. D'une manière générale, les résultats peuvent être considérés comme bons.

4.5 Etude de stabilité de quelques éléments majeurs

Une étude de la stabilité de quelques éléments majeurs important a été organisée. L'échantillon devait être analysé normalement, puis 1, 6, 8, 13 et 15 jours plus tard (stockage en frigo à 4°C). Les résultats de la dizaine de laboratoires ont été traités avec le programme des interlaboratoires. Le résumé avec les valeurs de consensus (moyenne robuste) se trouve au Tableau 9, et une représentation graphique des composés les plus intéressants sur la figure 1. Une diminution de la valeur de départ de 10% est déjà observée après 3 jours pour l'ammonium et le nitrite. A partir de 8 jours, la dispersion des résultats est trop importante est l'interprétation n'a pas de sens après ce délai. Ces premiers résultats doivent être complétés par des analyses avec d'autres matrices et niveaux de concentrations pour pouvoir tirer des conclusions.

4.6 Test de stabilité pour certains pesticides

Lors de l'interlaboratoire "pesticides" organisé par le groupe Méthodologie de la CIPEL en octobre 2008, un volume d'eau du Rhône a été prélevé à la station "NADUF" de la Porte de Scex le 27 octobre 2008. Une partie de l'échantillon a été dopée en divers éléments : Atrazine, Atrazine déséthyl, Atrazine désisopropy, Simazine, Terbutylazine, Diuron, Isoproturon, Metolachlor, Metazachlor, Metalaxyl, Cyprodinil, Chloridazon, Chlortoluron et 2,6-Dichlorobenzamide.

Un volume d'eau brute et un volume d'eau dopée ont été transportés au laboratoire du Services de la consommation et des affaires vétérinaires (SCAV) à Genève.

Chaque volume a été fractionné en deux, l'un restant dans le laboratoire à la température ambiante et l'autre étant mis en chambre froide à 5°C à l'abri de la lumière.

Des échantillons ont été prélevés après 1 jour, 4, 8, 14, 21 et 28 jours dans les deux flacons.

Au vu des résultats (figure 2) et pour les substances analysées, on peut conclure :

- à température ambiante, la tendance observée montre que les pesticides sont stables pendant 8 jours et qu'après, les teneurs diminuent progressivement;
- en chambre froide (5 °C et à l'abri de la lumière) aucune tendance nette ne se dessine jusqu'à 21 jours et les teneurs en pesticides sont stables. Pendant cette période, les variations observées ne sont liées qu'à la variation de l'analyse elle-même.

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 niveau de concentration. Pratiquement, 90% des z-scores, tous essais et paramètres confondus, se situent en dessous de la limite de 2 et peuvent donc être considérés comme bons.

L'essai " HAP" qui n'avait pas donné entière satisfaction en 2008, a été répété en 2009 et les résultats ont été considérés comme bons.

Les essais portant sur les métaux ne sont pas fréquemment organisés par la CIPEL. Cependant, en 2009, deux interlaboratoires ont eu lieu, sur sédiments et minéralisats, et leurs résultats sont également bons.

Pour l'analyse des pesticides, les résultats sont considérés comme très bons.

Pour les analyses de micropolluants organiques, il s'agira de poursuivre et étendre dans la mesure du possible les essais de type "LC-MS/MS", le premier ayant été concluant du point de vue qualitatif, mais le nombre de laboratoires est encore trop faible.

Les essais sur la stabilité des éléments majeurs devront être poursuivis pour pouvoir en tirer des conclusions; en effet des enseignements pratiques concernant l'organisation des laboratoires pouvant être tirés de ceux-ci.

Enfin, un test de stabilité pour certains pesticides a montré que si l'échantillon est conservé en chambre froide (5 °C et à l'abri de la lumière) aucune tendance nette ne se dessine jusqu'à 21 jours et les teneurs en pesticides sont stables. Pendant cette période, les variations observées ne sont liées qu'à la variation de l'analyse elle-même.

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, 6^{ème} édition. FAPAS, Central Science Laboratory.

NFA (2007) : Proficiency testing - Food Chemistry. Vitamins in Foods - Round V-5. Livsmedels Verkert. National Food Administration, Sweden.

Tableau 3 : Eléments majeurs dans les échantillons d'eau de rivière, mai 2009.

Table 3 : Results for "major elements" in the samples of river water, May 2009.

CIPEL majeurs mai 2009

12.05.2009



Tableau récapitulatif : total de z-scores par paramètre

		"% recap"	Cible essai		z-s ≤ 2	>2 et ≤ 3	> 3
			Moyenne	E. Type			
Carbone org. dissous, brut	mg C/l		2.60	0.28	16		1
Carbone org. dissous, dopé	mg C/l		3.87	0.42	12	2	2
Carbone org. dissous, ajout (1.39)	mg C/l	102%	1.42	0.23	12		2
Carbone org. total, brut	mg C/l		2.74	0.50	15		1
Carbone org. total, dopé	mg C/l		4.08	0.53	13	1	1
Carbone org. total, ajout (1.39)	mg C/l	94%	1.31	0.29	14		1
Ammonium, brut	mg N/l		0.175	0.013	13	2	2
Ammonium, dopé	mg N/l		0.244	0.018	14		3
Ammonium, ajout (0.086)	mg N/l	80%	0.069	0.014	14	1	2
Nitrite, brut	mg N/l		0.0799	0.0050	16		2
Nitrite, dopé	mg N/l		0.0937	0.0033	13	3	2
Nitrite, ajout (0.0209)	mg N/l	66%	0.0139	0.0021	14	3	1
Nitrate, brut	mg N/l		3.72	0.13	17	1	
Nitrate, dopé	mg N/l		4.29	0.13	17		1
Nitrate, ajout (0.56)	mg N/l	103%	0.58	0.04	16	1	1
Azote total, brut	mg N/l		4.19	0.22	11	1	1
Azote total, dopé	mg N/l		4.94	0.45	12		
Azote total, ajout (0.75)	mg N/l	91%	0.68	0.17	11	1	
Phosphate, brut	mg P/l		0.056	0.004	13		4
Phosphate, dopé	mg P/l		0.127	0.007	15	1	1
Phosphate, ajout (0.052)	mg P/l	141%	0.073	0.007	14		3
Phosphore total, brut	mg P/l		0.083	0.005	12	1	1
Phosphore total, dopé	mg P/l		0.306	0.023	14		
Phosphore total, ajout (0.218)	mg P/l	103%	0.224	0.016	13	1	
Silice, brut	mg SiO2/l		9.64	0.32	11		1
Silice, dopé	mg SiO2/l		11.77	0.35	10	1	1
Silice, ajout (2.07)	mg SiO2/l	105%	2.16	0.11	9	1	2
Sodium, brut	mg/l		10.97	0.48	14	1	
Sodium, dopé	mg/l		13.19	0.54	13	1	1
Sodium, ajout (2.38)	mg/l	93%	2.22	0.28	15		
Potassium, brut	mg/l		3.04	0.19	13		2
Potassium, dopé	mg/l		5.18	0.25	13		2
Potassium, ajout (2.15)	mg/l	102%	2.18	0.19	12	1	2
Calcium, brut	mg/l		77.86	2.75	13	1	1
Calcium, dopé	mg/l		87.49	3.78	12	1	2
Calcium, ajout (9.23)	mg/l	103%	9.47	1.20	13	1	1
Magnésium, brut	mg/l		10.08	0.41	14	1	
Magnésium, dopé	mg/l		13.81	0.69	14		1
Magnésium, ajout (3.57)	mg/l	101%	3.62	0.27	12	2	1
Chlorure, brut	mg/l		18.24	0.70	16	2	
Chlorure, dopé	mg/l		45.31	1.75	16		2
Chlorure, ajout (26.98)	mg/l	100%	27.08	1.42	14	3	1
Sulfate, brut	mg/l		14.48	0.50	14	2	1
Sulfate, dopé	mg/l		22.53	0.50	15		2
Sulfate, ajout (7.74)	mg/l	104%	8.01	0.32	14	2	1
Mat. en susp., brut	mg/l		4	1	10	1	1
Alcalinité, brut	méq/l		4.17	0.05	12		
Conductivité 25°, brut	µS/cm		486	10	15	1	
Oxydabilité, brut	mg/l		9.40	1.11	7	1	

Tableau 4 : Eléments majeurs dans les échantillons d'eau de lac, octobre 2009.

Table 4 : Results for "major elements" in the samples of lake water, October 2009.

CIPEL majeurs mai 2009

12.05.2009



Tableau récapitulatif : total de z-scores par paramètre

		"% recup"	Cible essai		z-s ≤ 2	>2 et ≤ 3	> 3
			Moyenne	E. Type			
Carbone org. dissous, brut	mg C/l		2.60	0.28	16		1
Carbone org. dissous, dopé	mg C/l		3.87	0.42	12	2	2
Carbone org. dissous, ajout (1.39)	mg C/l	102%	1.42	0.23	12		2
Carbone org. total, brut	mg C/l		2.74	0.50	15		1
Carbone org. total, dopé	mg C/l		4.08	0.53	13	1	1
Carbone org. total, ajout (1.39)	mg C/l	94%	1.31	0.29	14		1
Ammonium, brut	mg N/L		0.175	0.013	13	2	2
Ammonium, dopé	mg N/L		0.244	0.018	14		3
Ammonium, ajout (0.086)	mg N/L	80%	0.069	0.014	14	1	2
Nitrite, brut	mg N/L		0.0799	0.0050	16		2
Nitrite, dopé	mg N/L		0.0937	0.0033	13	3	2
Nitrite, ajout (0.0209)	mg N/L	66%	0.0139	0.0021	14	3	1
Nitrate, brut	mg N/L		3.72	0.13	17	1	
Nitrate, dopé	mg N/L		4.29	0.13	17		1
Nitrate, ajout (0.56)	mg N/L	103%	0.58	0.04	16	1	1
Azote total, brut	mg N/L		4.19	0.22	11	1	1
Azote total, dopé	mg N/L		4.94	0.45	12		
Azote total, ajout (0.75)	mg N/L	91%	0.68	0.17	11	1	
Phosphate, brut	mg P/l		0.056	0.004	13		4
Phosphate, dopé	mg P/l		0.127	0.007	15	1	1
Phosphate, ajout (0.052)	mg P/l	141%	0.073	0.007	14		3
Phosphore total, brut	mg P/l		0.083	0.005	12	1	1
Phosphore total, dopé	mg P/l		0.306	0.023	14		
Phosphore total, ajout (0.218)	mg P/l	103%	0.224	0.016	13	1	
Silice, brut	mg SiO2/l		9.64	0.32	11		1
Silice, dopé	mg SiO2/l		11.77	0.35	10	1	1
Silice, ajout (2.07)	mg SiO2/l	105%	2.16	0.11	9	1	2
Sodium, brut	mg/l		10.97	0.48	14	1	
Sodium, dopé	mg/l		13.19	0.54	13	1	1
Sodium, ajout (2.38)	mg/l	93%	2.22	0.28	15		
Potassium, brut	mg/l		3.04	0.19	13		2
Potassium, dopé	mg/l		5.18	0.25	13		2
Potassium, ajout (2.15)	mg/l	102%	2.18	0.19	12	1	2
Calcium, brut	mg/l		77.86	2.75	13	1	1
Calcium, dopé	mg/l		87.49	3.78	12	1	2
Calcium, ajout (9.23)	mg/l	103%	9.47	1.20	13	1	1
Magnésium, brut	mg/l		10.08	0.41	14	1	
Magnésium, dopé	mg/l		13.81	0.69	14		1
Magnésium, ajout (3.57)	mg/l	101%	3.62	0.27	12	2	1
Chlorure, brut	mg/l		18.24	0.70	16	2	
Chlorure, dopé	mg/l		45.31	1.75	16		2
Chlorure, ajout (26.98)	mg/l	100%	27.08	1.42	14	3	1
Sulfate, brut	mg/l		14.48	0.50	14	2	1
Sulfate, dopé	mg/l		22.53	0.50	15		2
Sulfate, ajout (7.74)	mg/l	104%	8.01	0.32	14	2	1
Mat. en susp., brut	mg/l		4	1	10	1	1
Alcalinité, brut	még/l		4.17	0.05	12		
Conductivité 25°, brut	µS/cm		486	10	15	1	
Oxydabilité, brut	mg/l		9.40	1.11	7	1	

Tableau 5 : Phytosanitaires (pesticides classiques) dans des échantillons d'eau minérale dopée, octobre 2009.
 Table 5 : Results for "classics pesticides" in spiked Mineral water, October 2009.

CIPEL pesticides "class." octobre 2009

27.10.2009



Tableau récapitulatif : total de z-scores par paramètre

		""% recup""	Cible essai		z-s ≤ 2	>2 et ≤ 3	> 3
			Moyenne	E. Type			
Atrazine [35]	ng/l	92%	32	7	6		1
Atrazine-déséthyl [25]	ng/l	72%	18	6	5	1	
Atrazine-désisopropyl [20]	ng/l	98%	20	14	5		
Simazine [25]	ng/l	65%	16	4	4	2	
Terbutylazine [25]	ng/l	76%	19	5	6	1	
Terbutylazine-déséthyl [20]	ng/l	75%	15	4	4		
Diuron [35]	ng/l	82%	29	5	5		1
Terbutryne [20]	ng/l	73%	15	3	3	2	
Diazinon [30]	ng/l	92%	28	4	3		2
Metolachlor [40]	ng/l	94%	37	6	5		1
Metalaxyl [30]	ng/l	75%	22	3	4	1	
2,6- Dichlorobenzamide [45]	ng/l	71%	32	14	4		

Tableau 6 : Phytosanitaires (pesticides LC-MS/MS) dans des échantillons d'eau minérale dopée, octobre 2009.

Table 6 : Results for "pesticides / LC-MS/MS" in spiked Mineral water, October 2009.

Paramètre	Laboratoires - résultats en ng/L			
	N° 1	N° 2	N° 3	N° 4
Chloridazone [10 ng/L]	9	4	3	6
Foramsulfuron [12 ng/L]		9		14
Amidosulfuron [15 ng/L]		12		17
Pymétrozine [12 ng/L]		8		7
Carbamazépine [30 ng/L]	25	12	17	22
Mépivacaïne [22 ng/L]		7		16

Tableau 7 : Métaux dans un échantillon de sédiment, mai 2009.

Table 7 : Results for metals, sediment, May 2009.

CIPEL majeurs mai 2009

12.05.2009



Tableau récapitulatif : total de z-scores par paramètre

		""% recup""	Cible essai		z-s ≤ 2	>2 et ≤ 3	> 3
			Moyenne	E. Type			
Cuivre (médiane réf : 91.4)	mg/kg	94%	85.9	13.2	6		
Chrome (médiane réf : 119)	mg/kg	101%	120	48	6		
Cadmium (médiane réf : 5.14)	mg/kg	99%	5.07	0.62	5		
Fer (médiane réf : -)	mg/kg		25738	3897	6		
Molybdène (médiane réf : 1.10)	mg/kg	121%	1.33	1.18	3		1
Nickel (médiane réf : 41.5)	mg/kg	93%	38.5	7.2	6		
Plomb (médiane réf : 142)	mg/kg	94%	134	14	6		
Zinc (médiane réf : 557)	mg/kg	97%	542	54	5	1	

Tableau 8 : Métaux dans un minéralisat de sédiment, octobre 2009.
 Table 8 : Results for metals in sediment mineralisat, October 2009.

CIPEL métaux octobre 2009

27.10.2009



Tableau récapitulatif : total de z-scores par paramètre

	"% recup"	Cible essai		z-s ≤ 2	>2 et ≤ 3	> 3
		Moyenne	E. Type			
Cuivre_OSol_A [15.1]	96%	14.57	0.99	8		
Chrome_OSol_A [16.3]	91%	14.85	1.94	7	1	
Cadmium_OSol_A [0.862]	93%	0.80	0.13	7		
Fer_OSol_A		2444.12	328.98	6	1	
Molybdène_OSol_A [0.042]						
Nickel_OSol_A [4.77]	96%	4.59	0.32	8		
Plomb_OSol_A [28.8]	99%	28.54	1.52	7	1	
Zinc_OSol_A [105]	97%	101.67	3.25	7		
Cuivre_ERégale_A [2.01]	93%	1.88	0.16	7		
Chrome_ERégale_A [2.36]	81%	1.90	0.25	6		1
Cadmium_ERégale_A [0.108]	99%	0.11	0.01	6		1
Fer_ERégale_A [465]	81%	376.40	26.86	6		1
Molybdène_ERégale_A [0.016]						
Nickel_ERégale_A [0.708]	85%	0.60	0.07	8		
Plomb_ERégale_A [3.7]	93%	3.44	0.29	7		
Zinc_ERégale_A [13.4]	93%	12.45	0.68	7		
Cuivre_OSol_B [3.92]	93%	3.65	0.22	7	1	
Chrome_OSol_B [4.97]	87%	4.32	0.73	8		
Cadmium_OSol_B [0.012]	283%	0.03	0.03	3		2
Fer_OSol_B		3285.54	368.51	6		1
Molybdène_OSol_B [0.009]						
Nickel_OSol_B [3.71]	92%	3.40	0.39	7		
Plomb_OSol_B [1.65]	101%	1.67	0.22	8		
Zinc_OSol_B [7.18]	95%	6.79	0.61	7		
Cuivre_ERégale_B [0.634]	77%	0.49	0.09	5	1	
Chrome_ERégale_B [1]	56%	0.56	0.09	5	1	
Cadmium_ERégale_B [0.002]						
Fer_ERégale_B [675]	65%	437.09	16.70	5		1
Molybdène_ERégale_B [0.006]						
Nickel_ERégale_B [0.636]	68%	0.44	0.05	6		
Plomb_ERégale_B [0.238]	88%	0.21	0.02	4		2
Zinc_ERégale_B [1.233]	67%	0.82	0.06	5		

Tableau 9 : Hydrocarbures polycycliques aromatiques (HAP) dans un échantillon de sédiment, mai 2009.
 Table 9 : Results for Aromatic polycyclic hydrocarbons (APHs) in a sample of sediment, May 2009.

CIPEL HAP mai 2009

12.05.2009



Tableau récapitulatif : total de z-scores par paramètre

		Cible essai		z-s ≤ 2	>2 et ≤ 3	> 3
		Moyenne	E. Type			
Naphtalène	µg/kg	164.6	49.6	4	1	
Acénaphthylène	µg/kg					
Acénaphthène	µg/kg	172.4	33.8	4	1	
Fluorène	µg/kg	163.8	64.2	5		
Phénanthrène	µg/kg	833.8	100.3	4	1	
Antracène	µg/kg	266.4	82.8	5		
Fluoranthène	µg/kg	2252.1	212.8	4	1	
Pyrène	µg/kg	1749.5	42.0	3		2
Benzo(a)antracène	µg/kg	965.6	243.6	5		
Chrysène	µg/kg	1067.8	120.0	4		1
Benzo(b)fluoranthène	µg/kg	1166.1	71.3	3	1	1
Benzo(k)fluoranthène	µg/kg	554.3	109.6	5		
Benzo(a)pyrène	µg/kg	852.6	178.5	5		
Indeno(1,2,3-cd)pyrène	µg/kg	754.6	134.7	4		
Dibenzo(a,h)antracène	µg/kg					
Benzo(g,h,i)pérylène	µg/kg	719.7	138.0	5		
Naphtalène	µg/kg	800.2	220.1	4		1
Acénaphthylène	µg/kg					
Acénaphthène	µg/kg	66.2	32.9	4		
Fluorène	µg/kg	76.1	40.0	4		
Phénanthrène	µg/kg	1225.5	196.0	5		
Antracène	µg/kg	288.1	74.7	5		
Fluoranthène	µg/kg	2045.4	342.2	5		
Pyrène	µg/kg	1528.5	311.6	5		
Benzo(a)antracène	µg/kg	1206.5	312.0	5		
Chrysène	µg/kg	1286.4	134.3	3	1	1
Benzo(b)fluoranthène	µg/kg	1666.2	236.2	5		
Benzo(k)fluoranthène	µg/kg	759.3	224.6	5		
Benzo(a)pyrène	µg/kg	1137.7	177.5	4	1	
Indeno(1,2,3-cd)pyrène	µg/kg	1154.4	302.9	4		
Dibenzo(a,h)antracène	µg/kg					
Benzo(g,h,i)pérylène	µg/kg	1110.4	238.8	5		

Tableau 10 : Comparaison Hydrocarbures polycycliques aromatiques (HAP) dans échantillon de sédiment, mai 2009.

Table 10 : Comparison of Results for Aromatic polycyclic hydrocarbons (APHs) in a sample of sediment, May 2009.

Paramètre	Echant.	"ORIGINAL" + CIPEL		"CIPEL" seulement	
		Moyenne	Ec-Type	Moyenne	Ec-Type
Acénaphthène	A	136	36	172	34
Acénaphthène	B	63	20	66	33
Acénaphthylène	A	56	28		
Acénaphthylène	B	148	60		
Antracène	A	221	70	266	83
Antracène	B	259	72	288	75
Benzo(a)antracène	A	863	169	966	244
Benzo(a)antracène	B	1055	168	1206	312
Benzo(a)pyrène	A	662	126	853	179
Benzo(a)pyrène	B	953	134	1138	177
Benzo(b)fluoranthène	A	1085	194	1166	71
Benzo(b)fluoranthène	B	1537	280	1666	236
Benzo(g,h,i)pérylène	A	572	119	720	138
Benzo(g,h,i)pérylène	B	906	165	1110	239
Benzo(k)fluoranthène	A	487	80	554	110
Benzo(k)fluoranthène	B	641	103	759	225
Chrysène	A	979	218	1068	120
Chrysène	B	1132	233	1286	134
Dibenzo(a,h)antracène	A	149	37		
Dibenzo(a,h)antracène	B	231	64		
Fluoranthène	A	1955	314	2252	213
Fluoranthène	B	1882	245	2045	342
Fluorène	A	158	35	164	64
Fluorène	B	85	34	76	40
Indeno(1,2,3-cd)pyrène	A	641	143	755	135
Indeno(1,2,3-cd)pyrène	B	992	179	1154	303
Naphtalène	A	155	73	165	50
Naphtalène	B	604	241	800	220
Phénanthrène	A	704	149	834	100
Phénanthrène	B	1040	230	1226	196
Pyrène	A	1537	228	1750	42
Pyrène	B	1433	166	1529	312

Tableau 11 : Eléments majeurs dans un échantillon d'eau de rivière, test de stabilité, octobre 2009.

Table 11 : Results for "major elements" un a sample of river water, stability test, October 2009.

PARAMETRE	Date	J + 00	J + 01	J + 06	J + 08	J + 13	J + 15
Ammonium mg N/L	Moyenne	0.033	0.032	0.028	0.030	0.015	0.053
	Ecart-type	0.009	0.010	0.013	0.015	0.007	0.051
Chlorure mg/L	Moyenne	13.73	13.62	13.53	13.52	13.61	13.54
	Ecart-type	0.53	0.52	0.29	0.20	0.17	0.25
Nitrite mg N/L	Moyenne	0.0254	0.0243	0.0211	0.0204	0.0189	0.0203
	Ecart-type	0.0007	0.0024	0.0032	0.0024	0.0026	0.0062
Phosphate mg P/L	Moyenne	0.077	0.075	0.073	0.070	0.066	0.063
	Ecart-type	0.003	0.003	0.002	0.004	0.008	0.011
Phosphore total mg P/L	Moyenne	0.110	0.107	0.103	0.096	0.095	0.118
	Ecart-type	0.024	0.030	0.015	0.014	0.019	0.041

ADRESSES DES AUTEURS DES RAPPORTS

ANNEVILLE Orlane	Biologiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTELL 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/CARTELL 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/CARTELL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex valerie.hamelet@thonon.inra.fr
KLEIN Audrey	Ingénieure Secrétariat de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman ACW - Changins - Bât. DC - Route de Duillier Case postale 1080 CH - 1260 NYON 1 a.klein@cipel.org
LAINÉ Leslie	Technicienne Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTELL 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/CARTELL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex lazzarotto@thonon.inra.fr
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/CARTELL 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/CARTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex philippe.quetin@thonon.inra.fr
RAMSEIER 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
RAPIN François	Géologue Secrétariat de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman ACW - Changins - Bât. DC - Route de Duillier Case postale 1080 CH - 1260 NYON 1 f.rapin@cipel.org
RIMET Frédéric	Biologiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL 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/CARTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex remy.tadonleke@thonon.inra.fr