

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 2008

*Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.,
Campagne 2008, 2009*

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
SYNTHÈSE - Campagne 2008	11
CONCLUSIONS GÉNÉRALES - Campagne 2008	13

RAPPORTS SUR LES ÉTUDES ET RECHERCHES ENTREPRISES DANS LE BASSIN LÉMANIQUE

1. MÉTÉOROLOGIE	21
1. Introduction	21
2. Température de l'air	22
3. Pluviométrie	24
4. Insolation	26
5. Rayonnement	28
6. Vent	30
6.1 Vitesse du vent	30
6.2 Rose des vents	32
7. Synthèse des conditions climatiques	32
- Bibliographie	32
2. ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN	33
1. Méthodes	34
2. Régime thermique et influence sur la stratification ou le mélange des eaux	35
3. Evolution saisonnière dans les couches superficielles	40
4. Evolution saisonnière dans les couches profondes	49
5. Evolution interannuelle des principaux paramètres	51
5.1 Oxygène dissous	51
5.2 Phosphore dissous et phosphore total	52
5.3 Transparence	52
5.4 Azote nitrique et azote total	54
5.5 Chlorure	54
6. Conclusions	55
- Bibliographie	55
- Annexes	56
3. MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES EAUX DU LÉMAN	59
1. Introduction	59
2. Echantillonnage	59
3. Méthodologie	60
3.1 Analyses chimiques	60
3.2 Contrôles	60
4. Micropolluants dans les eaux du Léman	61
4.1 Métaux	61
4.2 Pesticides (phytosanitaires)	62
4.3 Médicaments	64
5. Conclusions	65
- Bibliographie	65
- Annexes	66

4. MICROPOLLUANTS DANS LES POISSONS ET ECREVISSES DU LÉMAN	73
1. Introduction et substances recherchées	73
2. Echantillonnage (choix des zones de pêches, espèces et nombre d'échantillons)	74
3. Méthodologie	75
4. Résultats et discussion	75
4.1 Polychlorobiphényles (PCB) et dioxines-furanes (PCDD/F)	75
4.2 Retardateurs de flamme polybromés (PBDE)	78
4.3 Perfluorooctane sulfonate (PFOS)	79
4.4 Phtalates	80
4.5 Mercure (Hg)	80
4.6 Pesticides organochlorés (OCP)	81
5. Conclusions	81
– Bibliographie	81
– Tableaux récapitulatifs	83
5. PHYTOPLANCTON DU LÉMAN	91
1. Introduction	91
2. Méthodes	92
3. Résultats	92
3.1 Evolution saisonnière de l'année 2008	92
3.1.1 <i>Evolution des classes d'algues</i>	92
3.1.2 <i>Evolution des espèces dominantes</i>	93
3.1.3 <i>Evolution du micro et du nanoplancton</i>	94
3.1.4 <i>Evolution des groupes fonctionnels</i>	94
3.1.5 <i>Profils de la sonde spectrofluorimétrique</i>	95
3.2 Evolution interannuelle	97
3.2.1 <i>Evolution des classes d'algues</i>	97
3.2.2 <i>Evolution de la diversité</i>	97
3.2.3 <i>Evolution des groupes fonctionnels</i>	98
3.2.4 <i>Evolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum</i>	98
4. Conclusions	99
– Bibliographie	99
– Annexes	101
6. PRODUCTION PRIMAIRE ET BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE DANS LE LÉMAN	103
1. Introduction	103
2. Méthodes	103
3. Résultats et discussion	104
3.1 Répartitions verticales	104
3.2 Evolution saisonnière des variables mesurées	106
3.3 Evolution interannuelle au cours de la dernière décennie	107
4. Conclusions	108
– Bibliographie	108
7. ÉVOLUTION DU ZOOPLANCTON DU LÉMAN	109
1. Introduction	109
2. Méthodologie	110
3. Résultats	110
3.1 Biovolume sédimenté	110
3.2 Composition spécifique de la biocénose crustacéenne	111
3.3 Dynamique saisonnière du zooplancton en 2008	111
3.4 Evolution à long-terme du zooplancton	113
3.5 Autres groupes planctoniques	115
4. Conclusions	116
– Bibliographie	116
8. RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE	117
1. Introduction	117
2. Méthodologie	118
3. Résultats	118
3.1 Taille des poissons	118
3.2 Evolution mensuelle du taux de vacuité	119
3.3 Composition du régime alimentaire	119
4. Conclusions	120
– Bibliographie	120

9. LES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE	123
1. Généralités et méthodes	124
2. Débits des affluents principaux et de l'émissaire	126
3. Apports annuels des affluents du Léman	127
3.1 Phosphore	127
3.2 Azote minéral total	130
3.3 Chlorure	132
4. Exportations annuelles du Rhône aval à Chancy et apports de ses principaux affluents	134
4.1 Phosphore	134
4.2 Azote total ou minéral total	135
4.3 Chlorure	136
5. Étude de la qualité chimique des eaux des principales rivières du bassin lémanique	137
5.1 Orthophosphate	137
5.2 Ammoniaque	137
5.3 Nitrate	137
5.4 Carbone organique dissous	137
6. Conclusions	142
- Bibliographie	142
- Tableaux récapitulatifs	143
10. MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE	145
1. Introduction	145
2. Echantillonnage	146
2.1 Rhône amont - Porte du Scex	146
2.2 Rhône à l'amont et à l'aval de Viège et de Monthey	146
3. Méthodologie	146
3.1 Analyses	146
3.2 Contrôles	146
4. Résultats	146
4.1 Concentrations des produits phytosanitaires dans les eaux du Rhône	146
4.2 Charge des produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône en 2006, 2007 et 2008	148
4.3 Produits pharmaceutiques	149
4.4 Benzotriazole	151
4.5 Autre substance	151
5. Ligne directrice sur les micropolluants	152
6. Conclusions	152
- Bibliographie	152
- Tableaux des résultats	153
RAPPORTS TECHNIQUES	
11. CONTRÔLE DES STATIONS D'ÉPURATION (STEP)	159
1. Introduction	159
2. Situation de l'assainissement	160
2.1 Etat des stations d'épuration	160
2.2 Contrôles de l'assainissement	160
3. Bilan du fonctionnement des STEP	160
3.1 Débits et volumes	160
3.2 Phosphore total et dissous (bassin versant du Léman)	161
3.3 Demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	164
4. Conclusions	164
- Tableaux des résultats	165
12. ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES	167
1. Introduction	167
2. Méthode de traitement et explication des tableaux récapitulatifs	168
3. Résultats	168
3.1 Eléments majeurs	168
3.2 Phytosanitaires - pesticides	168
3.3 Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	169
4. Conclusions	169
- Bibliographie	169
- Tableaux des résultats	170
- LISTE DES AUTEURS	175

FICHE SIGNALÉTIQUE DU LÉMAN ET DE SON BASSIN VERSANT

LE LÉMAN

Position géographique moyenne :	46°27' lat. N 6°32' long. E de Greenwich												
Altitude moyenne du plan d'eau (1943-2006) * :	372.05 m	mini :	371.78 (1949) maxi : 372.19 (1977)										
Superficie du plan d'eau ** :	580.1 km ²	dont :	<table> <tr> <td>. France :</td> <td>234.8 km²</td> </tr> <tr> <td>. Suisse :</td> <td>345.3 km²</td> </tr> <tr> <td>- Vaud :</td> <td>298.0 km²</td> </tr> <tr> <td>- Valais :</td> <td>10.6 km²</td> </tr> <tr> <td>- Genève :</td> <td>36.7 km²</td> </tr> </table>	. France :	234.8 km ²	. Suisse :	345.3 km ²	- Vaud :	298.0 km ²	- Valais :	10.6 km ²	- Genève :	36.7 km ²
. France :	234.8 km ²												
. Suisse :	345.3 km ²												
- Vaud :	298.0 km ²												
- Valais :	10.6 km ²												
- Genève :	36.7 km ²												
Volume moyen :	89 milliards m ³ soit 89 km ³												
Débit moyen du Rhône amont (à la Porte du Scex) (1935-2007) * :	182 m ³ /s	dont :	<table> <tr> <td>. maxi (1999) :</td> <td>227 m³/s</td> </tr> <tr> <td>. mini (1976) :</td> <td>127 m³/s</td> </tr> </table>	. maxi (1999) :	227 m ³ /s	. mini (1976) :	127 m ³ /s						
. maxi (1999) :	227 m ³ /s												
. mini (1976) :	127 m ³ /s												
Débit moyen du Rhône à l'exutoire (à Genève) (1935-2007) * :	250 m ³ /s	dont :	<table> <tr> <td>. maxi (1995) :</td> <td>327 m³/s</td> </tr> <tr> <td>. mini (1976) :</td> <td>166 m³/s</td> </tr> </table>	. maxi (1995) :	327 m ³ /s	. mini (1976) :	166 m ³ /s						
. maxi (1995) :	327 m ³ /s												
. mini (1976) :	166 m ³ /s												
Temps de séjour théorique des eaux (volume/débit moyen) :	11.3 ans												
Longueur de son axe :	72.3 km												
Profondeur maximale :	309.7 m												
Profondeur moyenne :	152.7 m												
Longueur des rives * * :	200.2 km	dont :	<table> <tr> <td>. France :</td> <td>58.0 km</td> </tr> <tr> <td>. Suisse :</td> <td>142.2 km</td> </tr> <tr> <td>- Vaud :</td> <td>102.0 km</td> </tr> <tr> <td>- Valais :</td> <td>7.6 km</td> </tr> <tr> <td>- Genève :</td> <td>32.6 km</td> </tr> </table>	. France :	58.0 km	. Suisse :	142.2 km	- Vaud :	102.0 km	- Valais :	7.6 km	- Genève :	32.6 km
. France :	58.0 km												
. Suisse :	142.2 km												
- Vaud :	102.0 km												
- Valais :	7.6 km												
- Genève :	32.6 km												

Caractéristiques morphométriques du Grand Lac et du Petit Lac

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

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

* *Annuaire hydrologique de la Suisse 2007*. OFEV, Berne, 2008

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

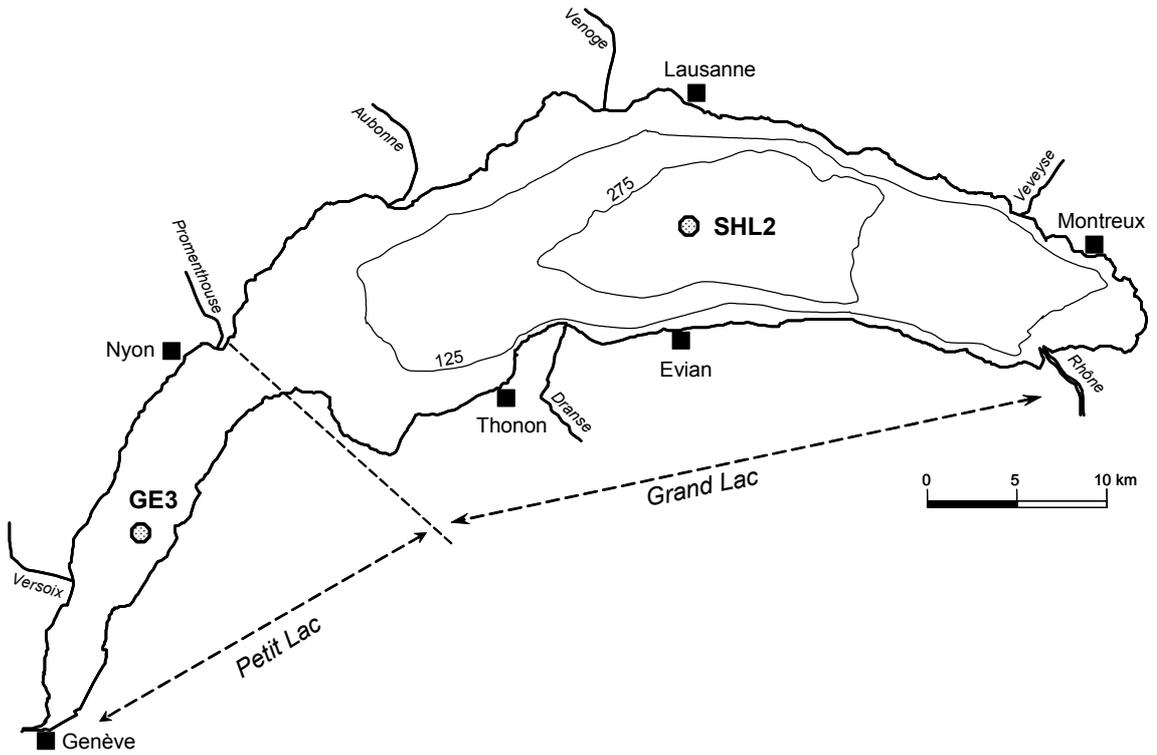


Figure 1 : Le Léman et la situation des stations de prélèvements
SHL2 : (coord. CH : 534.700 / 144.950)
GE3 : (ccord. CH : 506.100/ 128.040)

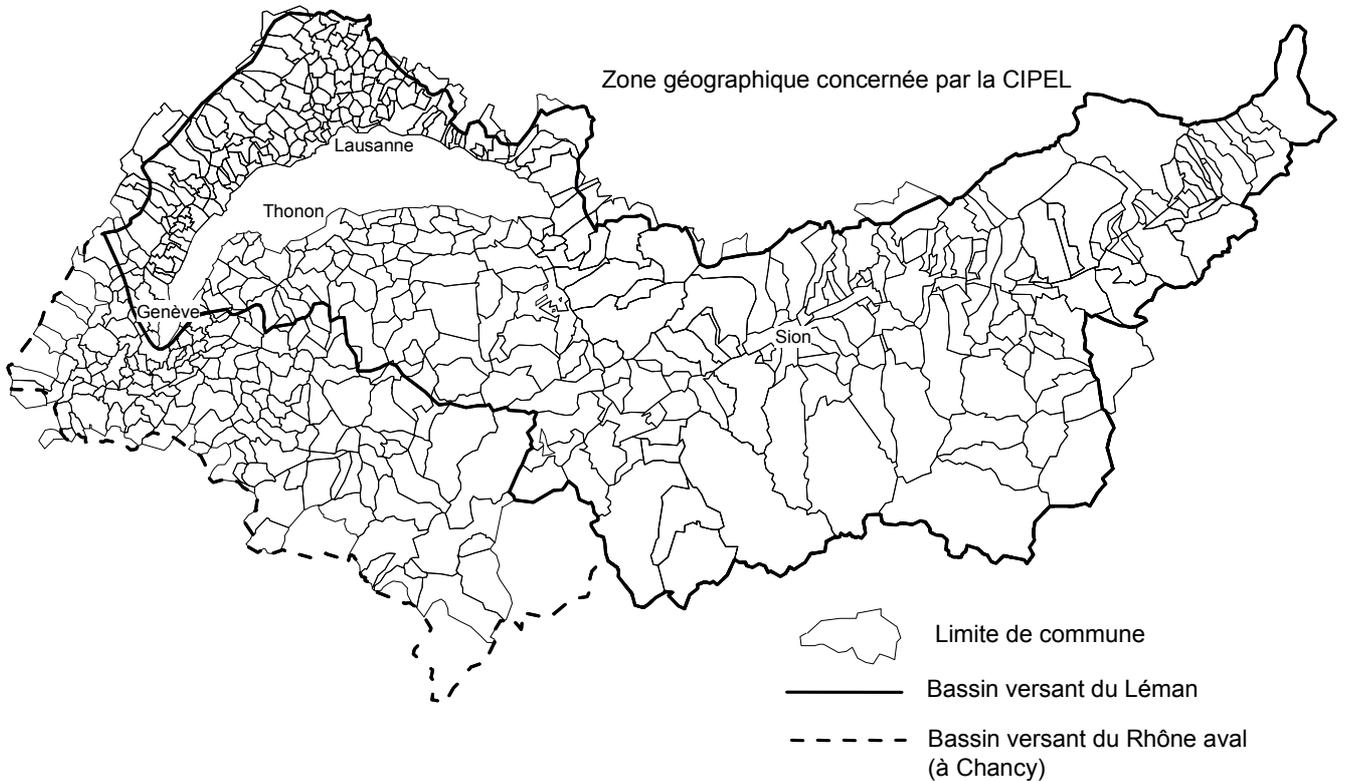


Figure 2 : Le bassin versant du Léman et du Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy

LE BASSIN VERSANT DU LÉMAN

Surface du bassin versant (lac compris) * : 7'999 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) (1935-2007) * : 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 2007*. OFEV, Berne, 2008

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

SYNTHÈSE DU SUIVI DU LÉMAN

Campagne 2008

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE

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

Température et mélange des eaux - Evolution biologique

L'hiver 2007-2008, assez chaud, n'a provoqué qu'un brassage des eaux du lac limité aux 100 premiers mètres de la colonne d'eau. La température minimale des eaux superficielles a été de 6.6°C. Ce brassage partiel ne permet pas la réoxygénation des eaux profondes qui reste toutefois satisfaisante après les deux brassages complets des années 2005 et 2006 et ne redistribue pas non plus dans toute la colonne le phosphore libéré par les sédiments dans la zone profonde à tendance anoxique. Bien que le stock moyen de phosphore augmente légèrement en moyenne dans toute la masse d'eau, sa quantité est restée faible dans la couche superficielle et a vite été épuisée dès le printemps par la croissance des algues débutée précocement en raison de la température restée au-dessus de 6.5°C.

Ces conditions ont fait que la couche supérieure du lac réchauffée en été a présenté des conditions de lac oligotrophe et aucune espèce n'a proliféré. La prolifération d'algues filamenteuses de 2007 s'avère être un événement ponctuel dû à des circonstances climatiques particulières dont le mécanisme reste encore mal compris. Au cours de la décennie 1998-2008, on note une tendance globale à la décroissance de la production d'algues qui devrait être plus visible au cours des prochaines années si la concentration en phosphore continue de diminuer.

Qualité des eaux de baignade

Au cours de ces dernières années, la qualité des eaux littorales pour la baignade montre une nette amélioration de la situation, grâce notamment aux efforts entrepris dans le domaine de l'épuration des eaux.

Micropolluants dans les eaux

Les teneurs en métaux lourds des eaux du Léman demeurent faibles et satisfont pleinement aux exigences requises pour l'eau de boisson et la vie piscicole. Par contre, les micropolluants restent une préoccupation bien que la baisse des teneurs en produits phytosanitaires observée depuis 2006 se confirme, pour certains même de manière spectaculaire. La teneur en foramsulfuron (herbicide) par exemple est aujourd'hui redescendue à des valeurs bien inférieures à la concentration prédite sans effet écologique.

Micropolluants dans les poissons

Les analyses de PCB et dioxines faites sur 6 espèces de poissons (omble chevalier, corégone, brochet, truite lacustre, perche, lotte) et de 2 espèces d'écrevisses américaines ont montré des concentrations élevées de PCB de types dioxines dans les ombles chevaliers. Ces résultats ont conduit les autorités suisse et française à interdire la commercialisation des ombles chevaliers de plus de 39 cm.

Les analyses de retardateurs de flammes polybromés (PBDE) réalisées pour la première fois ont montré un niveau de contamination important dans les poissons du Léman, du même ordre de grandeur que ce qui a pu être mesuré dans d'autres lacs suisses et en Europe. Ces substances se comportent de manière très similaire aux PCB et s'accumulent facilement dans les graisses animales. Le manque de données scientifiques et l'absence de réglementation rendent difficile l'interprétation de ces résultats.

Les mesures dans la chair de poissons ont mis en évidence la présence de composés perfluorés (PFOS). Il n'y a actuellement pas de norme en vigueur pour le PFOS dans les poissons, mais les données toxicologiques existantes montrent qu'il n'y a pas de problèmes sanitaires pour autant que la consommation des poissons soit la seule voie d'exposition à ces substances. Contrairement aux PCB et PBDE, la contamination est indépendante de l'espèce, la taille ou encore le pourcentage de matière grasse.

Les résultats d'analyses pour les phtalates ainsi que pour les pesticides organochlorés sont quant à eux tout à fait satisfaisants.

Le suivi des micropolluants dans les eaux du Rhône à l'arrivée dans le lac a montré une nette tendance à la baisse pour les pesticides d'origine industrielle. Le constat est en revanche nettement moins réjouissant pour les 5 produits pharmaceutiques d'origine industrielle recherchés, puisque leur quantité a doublé entre 2007 et 2008.

Stations d'épuration

Les stations d'épuration dépassent largement les exigences légales avec des rendements d'épuration pour le Phosphore total de 90%. Mais les objectifs souhaités par la CIPEL sont plus ambitieux et certaines STEP atteignent 95%. Un rendement moyen de 95% à l'échelle du bassin versant du Léman permettrait d'éviter un apport au Léman de 49 tonnes de phosphore et le traitement de toutes les eaux arrivant aux STEP éviterait un apport de 24 tonnes par an. La marge de progression est réelle mais son atteinte nécessite des efforts de plus en plus coûteux.

CONCLUSIONS GÉNÉRALES

Campagne 2008

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

□ Un hiver doux sans brassage important, beaucoup moins de phosphore dans les couches supérieures du lac

L'hiver 2007-2008 a été un hiver relativement chaud qui n'a provoqué qu'un brassage des eaux limité aux 100 premiers mètres de la colonne d'eau. La température minimale enregistrée dans les eaux superficielles a été de 6.6°C, légèrement inférieure à celle de l'hiver précédent (6.9°C). Les eaux profondes en dessous de 200 m se réchauffent très peu en raison de l'absence de brassage de ces couches. Bien que l'année 2008 puisse être considérée comme chaude, la température moyenne de la couche superficielle est inférieure à 12°C.

L'oxygénation des eaux du fond est restée satisfaisante jusqu'en fin d'année (maximum de 5.1 mgO₂/L en mars et minimum de 2.3 mgO₂/L en octobre ; figure 1) grâce aux deux brassages complets des années 2005 et 2006. La zone à tendance anoxique où se produit le relargage du phosphore en fin 2008 est relativement restreinte.

Le stock moyen de phosphore augmente légèrement (figure 2) alors que le stock disponible pour la production primaire dans les couches supérieures est plus faible que les années précédentes et rapidement épuisé dès le printemps (figure 3), limitant ainsi la production primaire.

Le stock d'azote baisse légèrement alors que le stock de chlorure se stabilise.

Evolution biologique

□ La biomasse phytoplanctonique et la production primaire en baisse

L'évolution saisonnière du phytoplancton pour l'année 2008 montre que la rapide augmentation de la biomasse algale printanière est liée pour l'essentiel aux diatomées centriques comme *Cyclotella costei*, indicateur de la ré-oligotrophisation du Léman.

On note également pendant la phase estivale une dominance de taxons tolérant les faibles concentrations en nutriments et habituellement observés dans les lacs oligotrophes. Leur présence signe une baisse en nutriments dans l'épilimnion.

L'évolution interannuelle du phytoplancton met en évidence que les biomasses enregistrées en 2008 reviennent vers des valeurs comparables à celles des années 2002 à 2006, après une année 2007 ayant battu des records d'abondance. L'analyse des groupes fonctionnels a permis d'observer ces dernières années l'apparition de plus en plus fréquente de taxons caractéristiques de lacs mésotrophes et oligotrophes. L'année 2008 confirme cette tendance avec la présence de taxons tels que *Dinobryon* spp. et *Peridinium* spp.

Globalement, depuis 1974, les eaux du lac voient leur niveau trophique diminuer, ce qui est un bon signe.

Au cours de cette année 2008, le pic de chlorophylle *a* (Chl *a*) est mesuré au printemps alors que ceux de la production primaire et de la capacité photosynthétique sont mesurés en été. La Chl *a* totale ne semblait pas être le facteur majeur causant les modifications de la transparence des eaux, contrairement aux observations des 5 dernières années. Les moyennes annuelles de production primaire et de Chl *a* étaient plus faibles que celles des 9 dernières années. Une tendance nette n'est pas observée au niveau de ces moyennes annuelles de production primaire et de la Chl *a* au cours de cette décennie 1998-2008. Toutefois une diminution sensible de ces variables, ainsi que du maximum de concentration de Chl *a* enregistré chaque année, est notée depuis 2001, exception faite de l'année 2007, caractérisée par le développement d'un bloom de l'algue filamenteuse *Mougeotia gracillima*. Cette baisse semble corrélée à celle des concentrations de phosphore dans le lac, et pourrait être plus visible au cours des prochaines années si ces concentrations continuent de diminuer.

□ Le zooplancton et l'alimentation des poissons

Contrairement aux années précédentes (2004-2007), les faibles abondances en algues filamenteuses dans la colonne d'eau tout au long de l'année ont permis de réaliser la totalité des comptages de l'abondance du zooplancton en 2008. La dynamique saisonnière des crustacées en 2008 a suivi le schéma bimodal typique attendu pour un lac mésotrophe. Le pic printanier d'abondance des crustacés herbivores, essentiellement composés des daphnies, coïncide avec la période où les transparences sont maximales, marquant ainsi clairement la phase des eaux claires entre les 13 et 22 mai 2008. Les abondances crustacéennes sont ensuite restées à des valeurs faibles au cours de l'été, avant de montrer un second maximum, plus modeste et dominé par les calanoïdes, en début d'automne. Ce pic automnal coïncide avec la reprise de la croissance des algues dinophycées.

La tendance à la diminution des abondances moyennes annuelles des micro-crustacés observée depuis 1984 se poursuit. Elle résulte essentiellement de la diminution des effectifs de cyclopoïdes et des daphnies. Elle est cohérente avec celle attendue pour un lac en contexte de ré-oligotrophisation. Les variations inter-annuelles de l'abondance des calanoïdes et *L. kindtii* sont en revanche beaucoup plus fluctuantes sur la série 1984-2008, mais similaires et ont pu être négativement corrélées aux variations inter-annuelles de la biomasse des algues de type conjuguées.

La pêche du corégone, de l'ordre de 300 tonnes, se maintient depuis neuf années. Le régime alimentaire des corégones adultes étudié à partir des poissons capturés dans les filets dérivants d'un pêcheur professionnel est largement dominé par les cladocères. Les Cyclops sont présents de façon anecdotique. La composition du régime alimentaire du corégone présente une forte saisonnalité ; *Daphnia*, *Bythotrephes* et *Leptodora* dominent successivement au cours de l'année. Les daphnies demeurent la proie préférée au printemps alors que les *Bythotrephes* dominent en été et en automne. Comme les années précédentes, en automne, le régime alimentaire est plus diversifié et est dominé par *Leptodora*.

□ La qualité sanitaire des eaux littorales pour la baignade

En 2008, les contrôles de la qualité sanitaire des eaux littorales (plages), réalisés par les autorités compétentes, montrent que pour plus de 78 % des points de contrôle, cette qualité est bonne, moyenne dans 19 % des cas et pour 2 % des stations, l'eau peut être momentanément polluée.

Malgré le fait qu'il y a encore une station qualifiée de mauvaise qualité (voir la carte de l'état sanitaire des eaux de baignade publiée dans La Lettre du Léman No38 juillet 2009 et sur www.cipel.org) et une fluctuation interannuelle sur les proportions relatives des classes de bonne et moyenne qualité, 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 l'eau de boisson et la vie piscicole.

La recherche de produits phytosanitaires et de quelques médicaments dans les eaux du lac s'est poursuivie et la baisse de leurs teneurs observée en 2006 et 2007 se confirme, pour certains même de manière spectaculaire. La teneur en foramsulfuron (herbicide) par exemple est aujourd'hui redescendue à des valeurs bien inférieures à la PNEC (concentration prédite sans effet écologique).

Plusieurs médicaments dont le lieu de production industrielle est situé sur le Rhône amont ont été mis en évidence.

Il est également impératif que les organes de contrôle se dotent des moyens nécessaires afin d'effectuer des contrôles rigoureux de ces substances. Aujourd'hui, seules quelques-unes d'entre elles font l'objet d'analyses. De plus, les données écotoxicologiques dans ce domaine sont encore lacunaires, ce qui rend difficile toute évaluation fiable des risques encourus par les biocénoses.

Micropolluants dans les poissons et écrevisses du Léman

Des campagnes d'analyses réalisées pour évaluer l'état de contamination en micropolluants des poissons et écrevisses du Léman ont été menées durant l'automne 2007 et le printemps 2008. Elles ont permis le prélèvement de 6 espèces de poissons (omble chevalier, corégone, brochet, truite lacustre, perche, lotte) et de 2 espèces d'écrevisses américaines. Les substances recherchées ont été le mercure, les Polychlorobiphényles (PCB), les Polybromodiphényles Ethers (PBDE), les pesticides organochlorés (OCP), les substances perfluorées (PFOS) et les phtalates. Ces substances proviennent généralement de matériaux industriels utilisés couramment dans la vie domestique et qui sont, soit rejetées dans l'atmosphère lors de leur incinération, soit non dégradées par les traitements des eaux usées, et sont persistantes dans l'environnement.

Les teneurs en mercure dans les poissons demeurent faibles et satisfont pleinement aux exigences requises pour la consommation. Les analyses de PCB et dioxines ont montré des concentrations élevées de PCB de types dioxines dans les ombles chevaliers. Ces résultats ont conduit les autorités suisse et française à interdire la commercialisation des ombles chevaliers de plus de 39 cm. Les analyses de retardateurs de flammes polybromés (PBDE) réalisées pour la première fois ont également montré des niveaux de contamination importants. Le niveau de contamination en PBDE dans les poissons du Léman est du même ordre de grandeur que dans d'autres lacs suisses et en Europe. Ces substances se comportent en fait de manière très similaire aux PCB et s'accumulent facilement dans les graisses animales. Le manque de données scientifiques et l'absence de réglementation rendent difficile l'interprétation de ces résultats. Les analyses de composés perfluorés (PFOS) ont également mis en évidence leur présence dans la chair des poissons. Il n'y a actuellement pas de norme en vigueur pour le PFOS dans les poissons, mais les données toxicologiques existantes montrent qu'il n'y a pas de problèmes sanitaires pour autant que la consommation des poissons soient la seule voie d'exposition à ces substances, ce qui doit encore être démontré. Contrairement aux PCB et PBDE, la contamination est indépendante de l'espèce, la taille ou encore le pourcentage de matière grasse. Les résultats d'analyses pour les phtalates ainsi que pour les pesticides organochlorés sont quant à eux tout à fait satisfaisants.

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

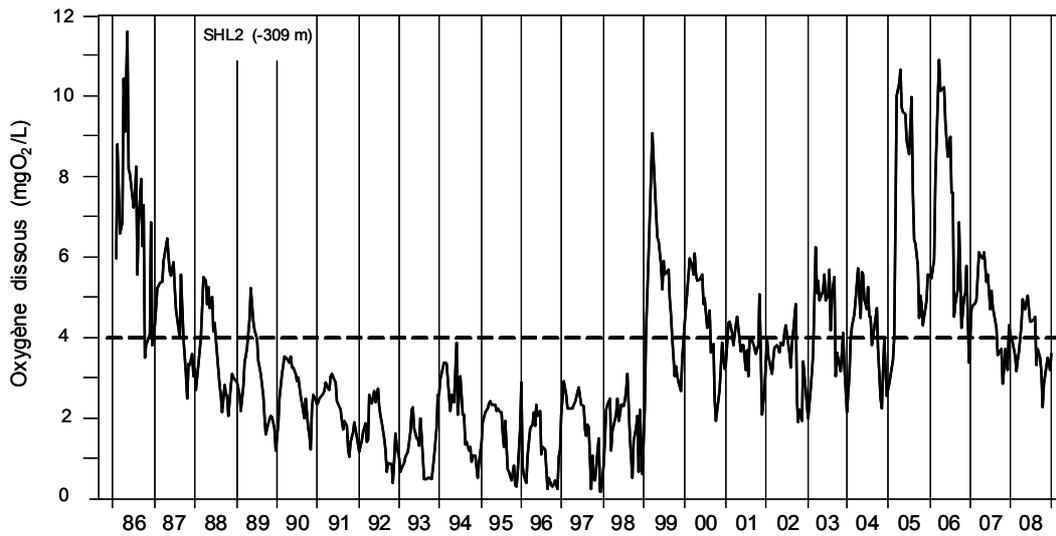


Figure 1

Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et du stock de phosphore total contenu dans le Léman de 1957 à 2008 - Grand Lac (SHL2)

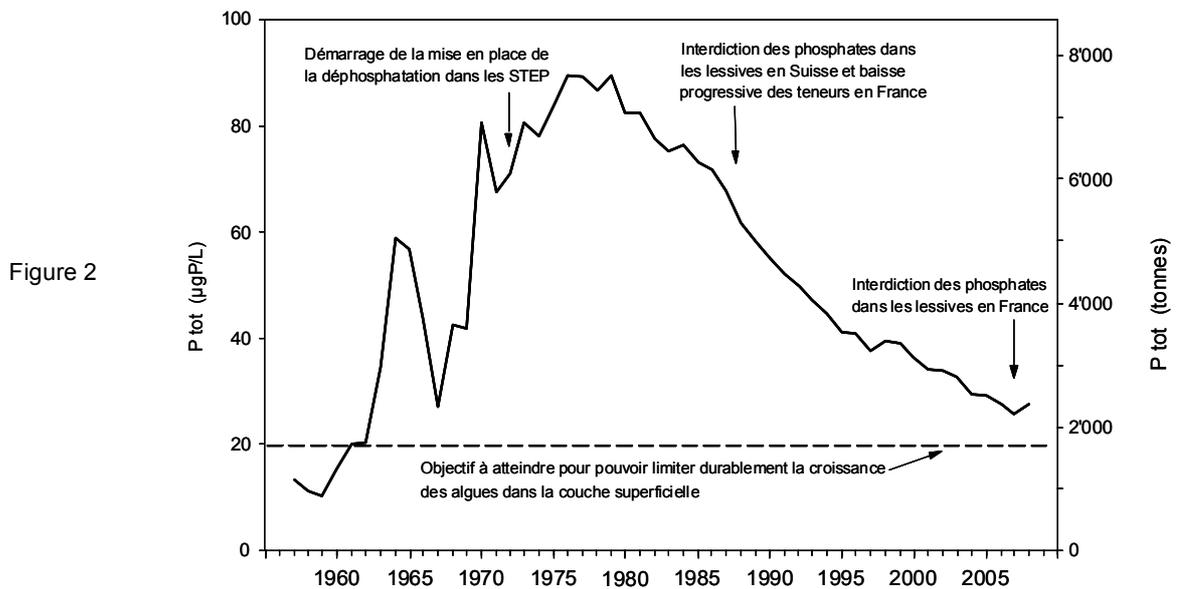


Figure 2

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)

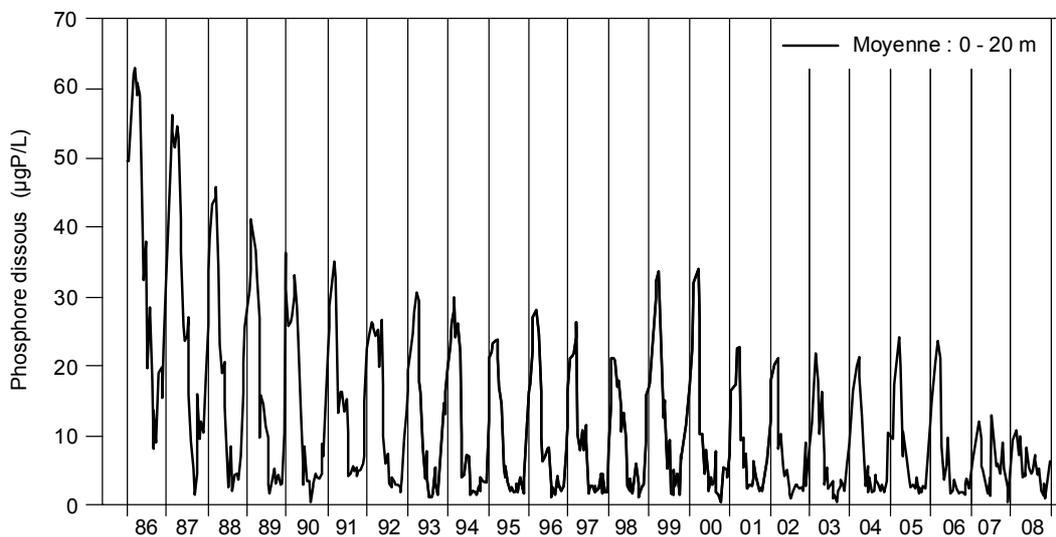


Figure 3

BASSINS VERSANTS DU LÉMAN ET DU RHÔNE AVAL

□ Le bilan des apports au lac et au Rhône aval par les rivières

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 2008 est considérée comme une année à pluviométrie normale et le débit moyen annuel à l'émissaire est légèrement inférieur à la moyenne 1965-2008.

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) et 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).

L'évolution des quantités de nutriments apportés au Léman et exportés par le Rhône à la sortie du territoire suisse met en évidence :

- une baisse pour le phosphore dissous, avec l'effet de la déphosphatation dans les stations d'épuration (STEP) et la suppression du phosphore dans les produits de lavage textile;
- une stabilité pour l'azote minéral total, due à l'absence de la dénitrification dans une grande majorité des STEP nitrifiant et le maintien d'une fertilisation azotée au même niveau pendant près de 20 ans;
- pour le chlorure, l'impact des apports industriels et du salage des routes augmente.

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 la majorité est de bonne, voire très bonne qualité.

□ Les micropolluants dans les eaux du Rhône

100 produits phytosanitaires, cinq principes actifs pharmaceutiques, un agent anticorrosion et un produit de dégradation des matières plastiques ont été analysés systématiquement dans les eaux du Rhône en amont du Léman tout au long de l'année 2008. 39 produits phytosanitaires distincts ont ainsi été détectés à une ou plusieurs reprises, dont 2 substances (le Diuron et la Pymétrozine) à des concentrations excédant les exigences de l'Ordonnance sur la protection des eaux (0.1 µg/L). Les cinq principes actifs pharmaceutiques recherchés ont tous été retrouvés dans les eaux du Rhône à des concentrations relativement élevées avec un maximum de 2.1 µg/L pour la Mèpivacaïne (anesthésique).

En terme de flux annuels, les quantités totales des 100 produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône ont diminué de plus de moitié avec un total d'environ 700 kg pour l'année 2008 contre 1600 kg calculés pour l'année 2007. Le constat est en revanche nettement moins réjouissant pour les 5 médicaments recherchés puisque leur quantité double entre 2007 et 2008 pour atteindre 2600 kg en 2008.

Grâce à l'adoption le 24 juin 2008 dans le Canton du Valais d'une nouvelle ligne directrice en matière de micropolluants, la baisse des rejets de produits phytosanitaires devrait se poursuivre. La mise en œuvre de la ligne directrice devra également permettre une diminution indispensable des rejets de principes actifs pharmaceutiques dans les eaux du Rhône.

□ L'épuration des eaux usées

En 2008, 218 stations d'épuration (STEP) étaient en service dans le territoire couvert par la CIPEL totalisant une capacité de traitement de 4'120'680 équivalents-habitants. Le bilan global de l'assainissement en 2008 se base sur les résultats de surveillance de 163 STEP pour le phosphore total et de 158 STEP pour la DBO₅.

Globalement, dans le bassin versant du Léman, les rendements d'épuration pour les paramètres matière organique (DBO₅) et Phosphore total dépassent largement les exigences légales avec respectivement 96 % et 90 %. Le flux de pollution organique rejeté après traitement exprimé par la DBO₅ s'élève à plus de 1'669 tonnes d'O₂ et à 96 tonnes pour le phosphore total. Un rendement moyen d'élimination du phosphore de 95% à l'échelle du bassin versant du Léman permettrait toutefois d'éviter un apport au Léman de 49 tonnes de phosphore par an, soit plus de 10 % des apports en phosphore biodisponible. La part de pollution liée aux déversements est elle aussi non négligeable avec 24 tonnes déversées après un éventuel traitement partiel en 2008. La marge de manœuvre sur la réduction des apports en phosphore au Léman est encore non négligeable. L'amélioration du rendement des STEP et la lutte contre les déversements permettraient de réduire encore de moitié les apports au Léman.

A l'échelle du territoire de la CIPEL, la valeur du débit spécifique de 337 L·EH⁻¹·j⁻¹ 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 ses effets sont perceptibles depuis 2001.

Assurance qualité des analyses chimiques

Les laboratoires membres du groupe de travail "Méthodologie" de la CIPEL ont pu participer à 4 essais interlaboratoires concernant des analyses d'éléments nutritifs majeurs (cycles de l'azote et du phosphore, matière organique, ions majeurs), de produits phytosanitaires (pesticides), 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.

Rapports sur les
études et recherches entreprises
dans le bassin lémanique

Campagne 2008

MÉTÉOROLOGIE

WEATHER

Campagne 2008

PAR

Philippe QUÉTIN

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

RÉSUMÉ

Genève-Cointrin, Changins, Pully et Thonon-INRA sont les quatre stations météorologiques dont les résultats sont pris en compte dans ce rapport. 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 2008 est de 10.9°C. A la station de Thonon, elle atteint 11.3°C. Depuis le début des mesures à Thonon en 1951, le seuil des 11.0°C a été atteint ou dépassé à 21 reprises, dont 16 fois depuis 1990. L'année 2008 peut être considérée comme une année relativement chaude.

L'année 2008 a une moyenne inter-stations des précipitations de 1'048 mm. A Thonon, le total annuel se situe au 19^e rang de la chronologie 1951-2008, légèrement inférieur à 2006.

Concernant l'insolation, l'année 2008 avec une moyenne inter-stations de 1'962 h est la neuvième année la plus ensoleillée depuis 1985. A Thonon, l'année 2008 est au 15^e rang de la période 1954-2008. Les remarques faites sur l'insolation sont également valables pour le rayonnement global dont la moyenne inter-stations pour l'année 2008 est de 12.3 MJ·m⁻²·d⁻¹.

L'année 2008 apparaît comme une année moyennement venteuse et l'hiver relativement doux n'a pas permis le brassage complet du lac.

ABSTRACT

The findings from four meteorological stations are taken into account in this report 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 2008 was 10.9°C, and that at the Thonon station was 11.3°C. Since measurements began at Thonon in 1951, a mean of 11.0°C has been reached or exceeded in 21 years, 16 of them since 1990. The year 2008 can be considered to be a relatively warm year.

The mean interstation rainfall for the year 2008 was 1'048 mm. At Thonon, the total for the year ranked 19th for the years 1951-2008, just below that in 2006.

With regard to insolation, the year 2008, with an inter-station mean of 1'962 h, was the ninth sunniest year since 1985. At Thonon, the year 2008 ranked 15th in the period 1954-2008. The comments concerning insolation also apply to the overall irradiation, the inter-station mean of which for the year 2008 was 12.3 MJ·m⁻²·d⁻¹.

The year 2008 was a moderately windy year, and the relatively mild winter did not produce complete churning of the lake.

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, l'insolation (données à nouveau disponibles à la station de Pully), 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 2008, la température moyenne annuelle inter-stations est de 10.9°C. Changins, avec une moyenne annuelle de 10.3°C, apparaît comme la station la plus fraîche, Thonon avec 11.3°C comme la plus chaude.

A Thonon, la température moyenne mensuelle du premier trimestre fut supérieure (+ 1.6 °C) à la moyenne enregistrée entre 1951 et 2006. Celle du deuxième trimestre fut légèrement inférieure (- 0.7 °C) et celles du troisième et quatrième trimestre furent dans la moyenne de la période 1951 et 2007 (tableau 2.1, figure 2.1). L'année 2008 se distingue encore comme une année chaude avec un hiver relativement chaud.

Tableau 1.1 : Température moyenne mensuelle de l'air à chaque station en 2008 (°C).

Table 1.1 : Mean monthly air temperature for each station in 2008 (°C).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Thonon 1951 -2005
Janvier	3.8	3.6	4.6	4.9	2.1
Février	3.9	4.1	5.0	5.0	3.1
Mars	6.0	5.3	6.0	6.5	6.2
Avril	9.2	8.5	9.1	9.1	9.4
Mai	15.8	15.1	16.1	15.6	13.9
Juin	18.5	17.7	18.6	18.6	17.4
Juillet	20.0	19.2	20.1	20.0	19.9
Août	19.3	18.6	19.6	19.9	19.5
Septembre	14.1	13.5	14.4	14.7	16.2
Octobre	11.2	10.5	11.5	11.7	11.4
Novembre	6.3	5.7	6.6	7.2	6.2
Décembre	1.6	1.3	2.1	2.5	3.3
Moyenne annuelle	10.8	10.3	11.1	11.3	10.7

Avec une température annuelle de 11.3°C à Thonon, l'année 2008 se classe comme les années 2004, 1998 et 1997, au dixième rang de la période 1951-2008. C'est la 16e fois depuis 1990 que le niveau des 11°C est 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		

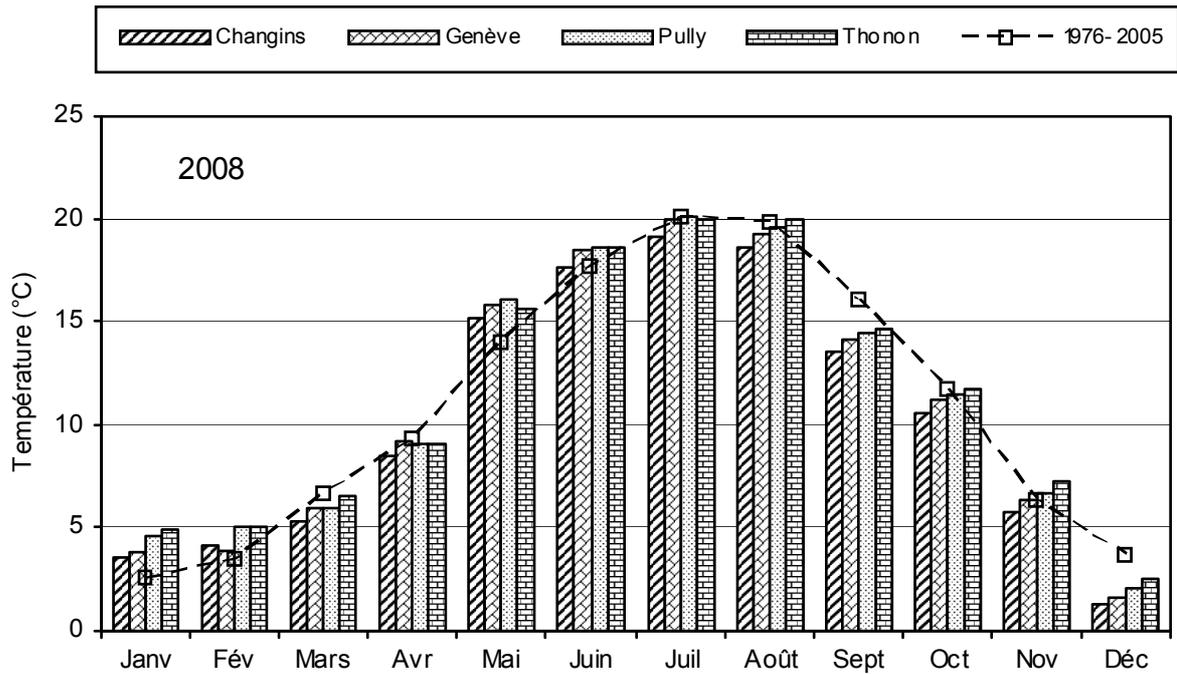


Figure 1.1 : Moyenne mensuelle de la température de l'air de chaque station en 2008 et celle de Thonon pendant la période 1976-2005.

Figure 1.1 : Mean monthly air temperature at each station in 2008, and that of at Thonon for the periode 1976-2005.

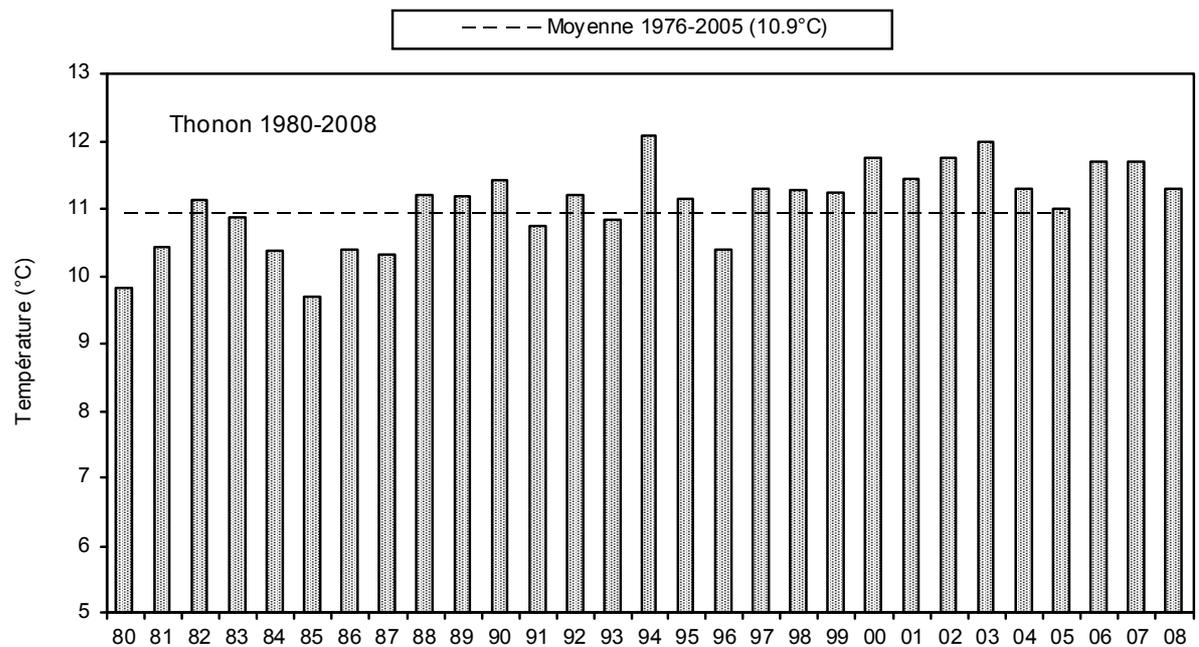


Figure 1.2 : Température moyenne annuelle de l'air à Thonon.

Figure 1.2 : Mean annual air temperature at Thonon.

3. PLUVIOMÉTRIE

La pluviométrie de l'année 2008 sur le bassin lémanique est de 1'048 mm (moyenne des 4 stations), légèrement supérieure à la moyenne inter-stations (1'021 mm) relevée sur les 4 stations entre 1978 et 2007. Changins est la station la moins arrosée avec 987 mm, c'est la première fois depuis 1978 que Genève avec 1'135 mm est celle où les précipitations sont les plus importantes, avec au mois de septembre une pluviométrie relevée supérieure de 50 mm en moyenne par rapport aux autres stations (tableau 2.1, figure 2.1).

A Thonon, le mois de janvier fut dans la moyenne des relevés, les mois de février et mars furent secs. Le mois d'avril fut pluvieux, pratiquement le double (+ 90 %) de la moyenne 1951-2005. Les mois de mai et juin furent inférieurs à leurs moyennes respectives, tandis que juillet et août furent eux supérieurs. Le mois de septembre fut pluvieux (+ 80 % de la moyenne 1951-2005), le mois d'octobre le fut moins (+ 25 %), novembre fut sec (- 60 %), le mois de décembre fut pluvieux (+ 75 % de la moyenne 1951-2005).

Tableau 2.1 : Pluviométrie mensuelle (mm) à chaque station en 2008.

Table 2.1 : Monthly rainfall (mm) at each station in 2008.

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Thonon 1951-2005
Février	74.6	81.7	87.5	73.0	63.6
Mars	29.8	28.9	36.1	26.0	54.5
Janvier	79.2	88.9	66.5	45.0	63.8
Avril	144.2	120.8	150.5	131.0	69.8
Mai	79.9	55.3	60.8	69.5	87.8
Juin	60.3	57.1	65.6	76.5	100.1
Juillet	113.2	100.0	95.6	104.5	76.2
Août	90.6	110.2	94.1	107.5	98.1
Septembre	214.6	157.6	131.6	164.0	92.3
Octobre	86.8	66.8	98.4	109.5	87.1
Novembre	43.6	30.6	45.8	35.5	83.2
Décembre	118.1	88.8	77.6	117.5	67.9
Total annuel	1'134.9	986.7	1'010.1	1'059.5	944.3

A Thonon, l'année 2008 se classe au 19^e rang de la chronologie pluviométrique 1951-2008 (le 1^{er} étant 1960 avec 1'269 mm, le dernier étant 1971 avec 561 mm), de même ordre grandeur que 2006 et 2002 (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		

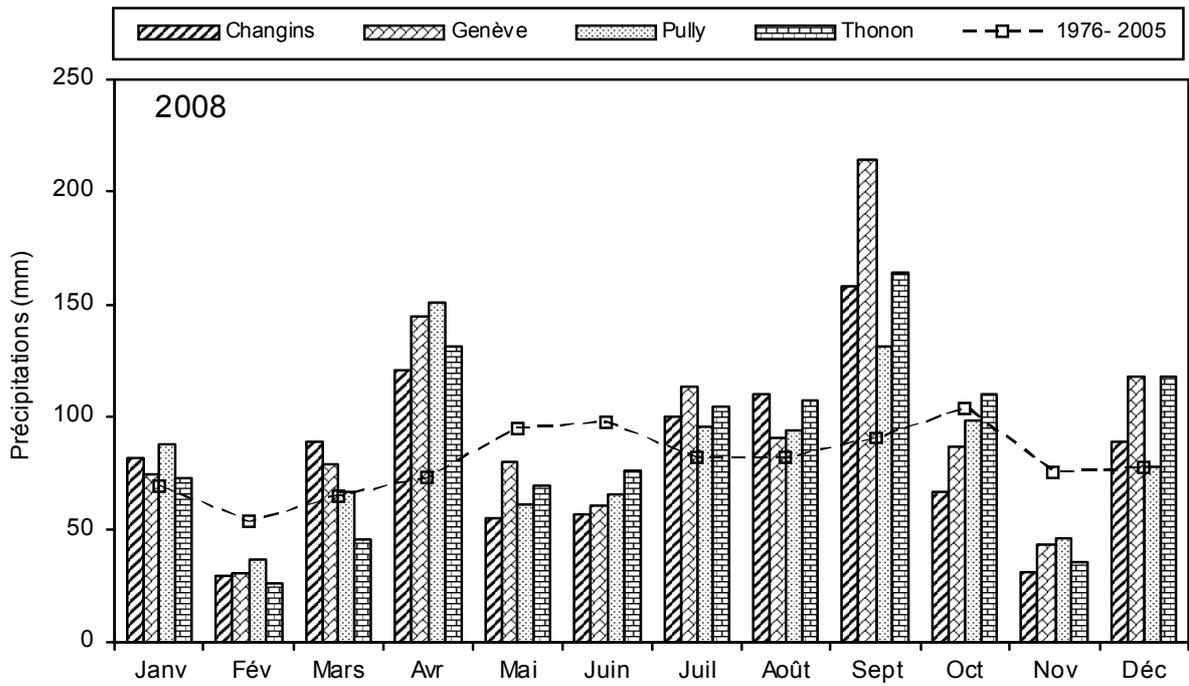


Figure 2.1 : Pluviométrie mensuelle de chaque station en 2008 et celle de Thonon pendant la période 1976-2005.

Figure 2.1 : Monthly rainfall at each station in 2008, and that of at Thonon for the period 1976-2005.

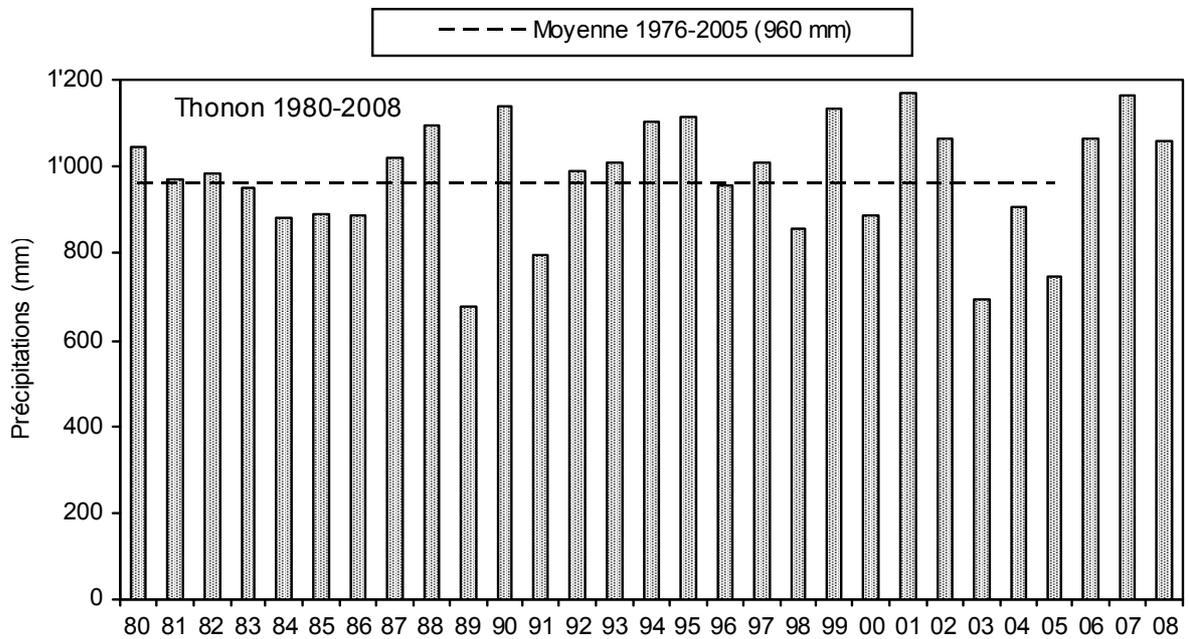


Figure 2.2 : Pluviométrie annuelle à Thonon (mm).

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 2008 avec une moyenne inter-stations de 1'962 heures est une année ensoleillée (tableau 3.1, figure 3.1).

Tableau 3.1 : Insolation mensuelle à chaque station en 2008 (h).

Table 3.1 : Monthly insolation at each station in 2008 (h).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Thonon 1954-2005
Janvier	112.4	114.3	121.5	89.4	45.3
Février	172.9	174.3	167.3	138.9	84.1
Mars	140.0	137.7	134.8	153.7	153.3
Avril	166.9	155.2	157.9	163.9	192.3
Mai	203.1	197.7	232.2	233.6	225.6
Juin	217.2	218.9	215.3	259.6	246.8
Juillet	285.1	270.6	270.5	302.0	270.7
Août	250.8	238.6	237.1	240.5	236.2
Septembre	160.6	164.9	179.8	152.1	180.2
Octobre	115.3	109.3	127.7	107.2	112.7
Novembre	84.5	94.9	94.0	69.1	56.7
Décembre	50.9	55.6	70.4	37.6	40.3
Total annuel	1'959.7	1'932.0	2'008.5	1'947.6	1'844.1

A Thonon, à part janvier (+ 97 %) et février (+ 65 %), les insolutions relevées furent globalement dans la moyenne de la période 1954-2005. A Thonon, c'est la première fois depuis 2002 que l'insolation ne dépasse pas les 2'000 h (tableau 3.2, figure 3.2). L'année 2008 se classe quizième sur la période 1954-2008 (le 1^{er} étant 2003 avec 2'412 h, le dernier étant 1987 avec 1'378 h).

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		

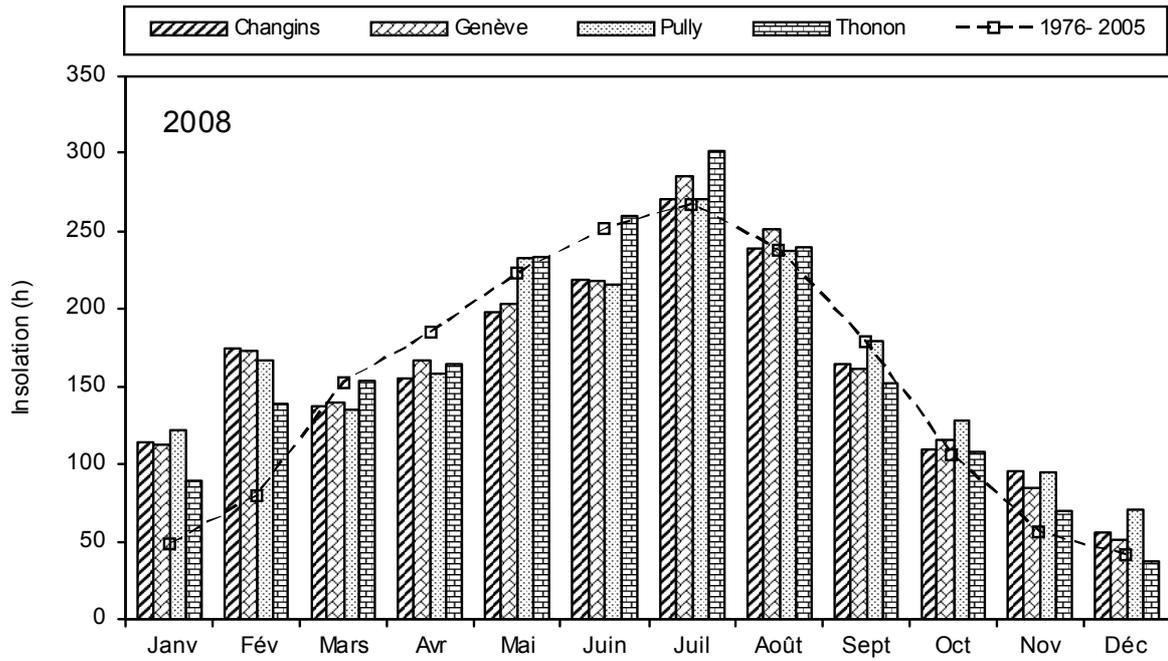


Figure 3.1 : Moyenne mensuelle de l'insolation de chaque station en 2008 et celle de Thonon pendant la période 1976-2005.

Figure 3.1 : Monthly insolation at each station in 2008, and that of at Thonon for the period 1976-2005.

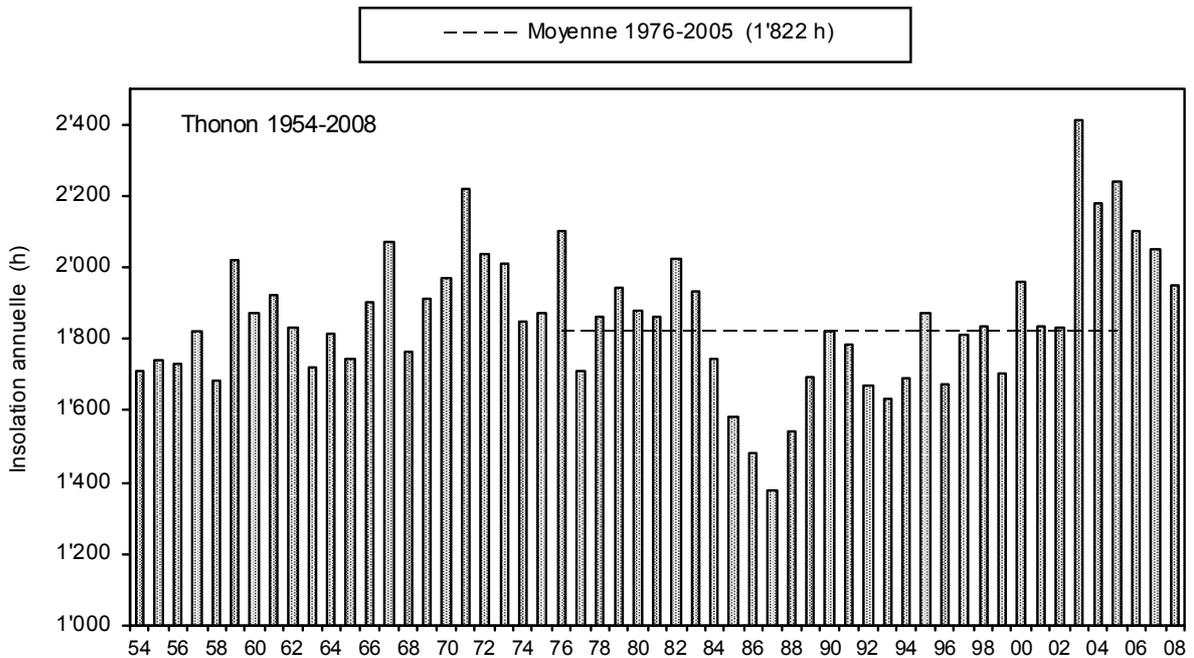


Figure 3.2 : Insolation annuelle à Thonon depuis 1954.

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 2008 est de $12.3 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$.

Tableau 4.1 : Rayonnement global mensuel à chaque station en 2008 (moyenne journalière en $\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$).

Table 4.1 : Global monthly solar irradiation at each station in 2008 ($\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Thonon 1971-2005
Janvier	4.93	4.84	4.58	4.30	3.1
Février	8.73	8.90	8.04	8.00	5.8
Mars	11.41	11.84	10.63	11.00	10.6
Avril	14.95	13.66	13.83	14.00	15.3
Mai	18.58	18.67	19.97	19.30	18.5
Juin	19.97	20.92	20.48	21.80	20.9
Juillet	21.95	22.82	22.21	23.24	21.3
Août	18.32	18.76	18.24	18.42	18.2
Septembre	12.36	13.14	13.22	11.73	13.1
Octobre	7.78	7.87	7.87	7.28	7.2
Novembre	5.01	5.36	4.84	4.20	3.7
Décembre	3.11	3.28	3.28	2.50	2.5
Moyenne annuelle	12.3	12.5	12.3	12.1	11.7

Pour Thonon en 2008, le rayonnement global annuel obtenu est de $4'448.4 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-2}$, ce qui classe l'année 2008 dixième sur la période 1971-2008 (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		

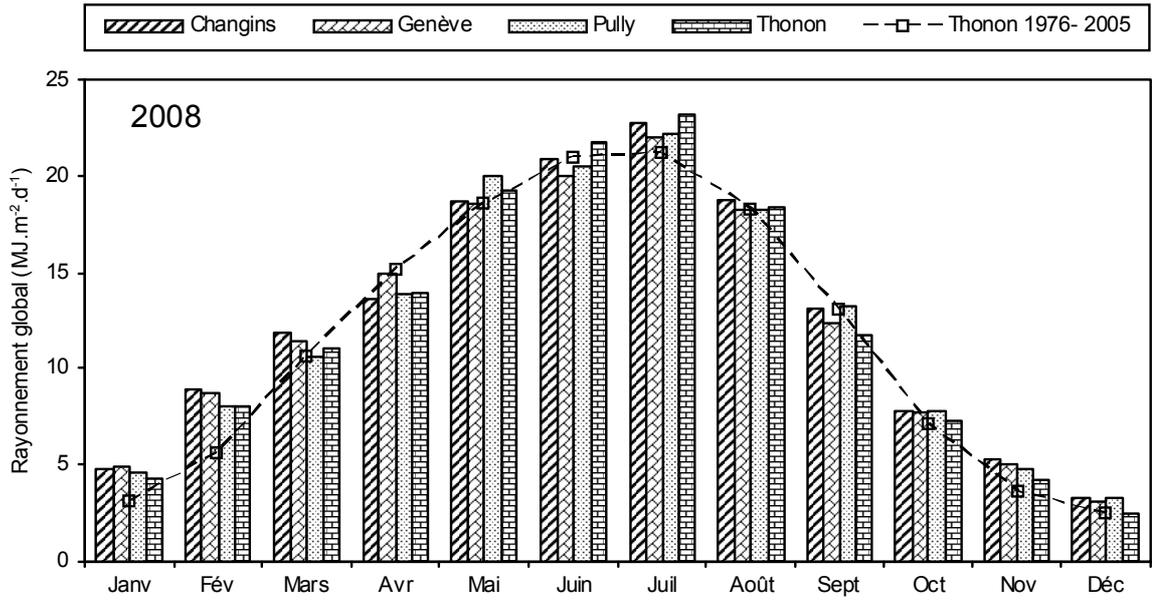


Figure 4.1 : Moyenne mensuelle du rayonnement global de chaque station en 2008 et celle de Thonon pendant la période 1976-2005.

Figure 4.1 : Mean monthly global solar irradiation at each station in 2008, and that at Thonon for the period 1976-2005.

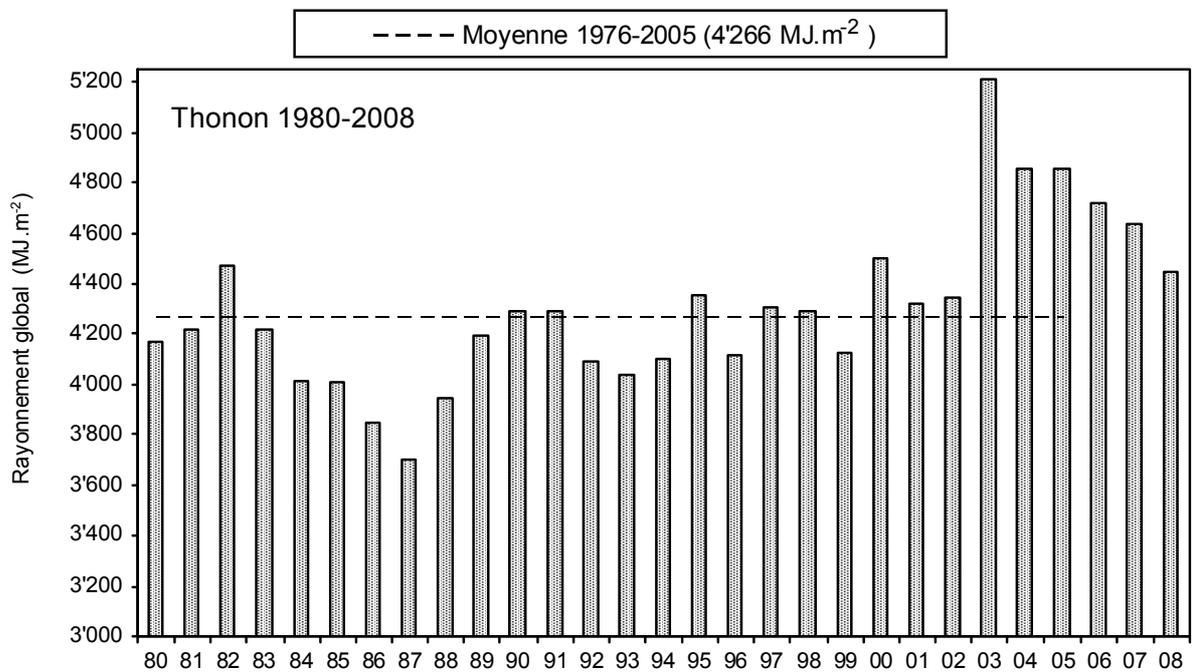


Figure 4.2 : Rayonnement global annuel à Thonon.

Figure 4.2 : Global annual solar irradiation at Thonon.

6. VENT

6.1 Vitesse du vent

A Changins, station de référence, à part le mois de mars (+ 30 %), les moyennes des autres mois de l'année 2008 furent moins venteuses que la moyenne de la période 1981-2005 (tableau 5.1, figure 5.1). (tableau 5.2).

Tableau 5.1 : Moyenne mensuelle de la vitesse du vent en 2008 ($m \cdot s^{-1}$).

Table 5.1 : Mean monthly wind speed in 2008 ($m \cdot s^{-1}$).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Changins 1981-2005
Janvier	1.9	2.2	1.4	1.7	2.4
Février	1.7	2.2	1.4	1.5	2.8
Mars	3.9	4.2	2.2	3.3	3.2
Avril	2.2	2.5	1.4	1.6	3.4
Mai	1.9	2.2	1.7	1.5	2.9
Juin	1.7	1.9	1.4	1.4	2.9
Juillet	2.2	2.5	1.7	1.9	2.8
Août	1.9	2.2	1.4	1.6	2.6
Septembre	2.5	2.8	1.9	2.8	2.7
Octobre	1.9	1.9	1.4	1.8	2.4
Novembre	2.2	2.5	1.7	2.5	2.5
Décembre	2.5	2.5	1.7	2.6	2.6
Moyenne annuelle	2.2	2.5	1.6	2.0	2.8

Pour l'année 2008 à Changins, il a été enregistré 23 jours avec des vents forts ($> 5 m \cdot s^{-1}$) (figure 5.2). Il y a eu de plus en 2008, 6 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 $km \cdot h^{-1}$). Sur ces 29 jours, 9 furent enregistrés en mars.

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		

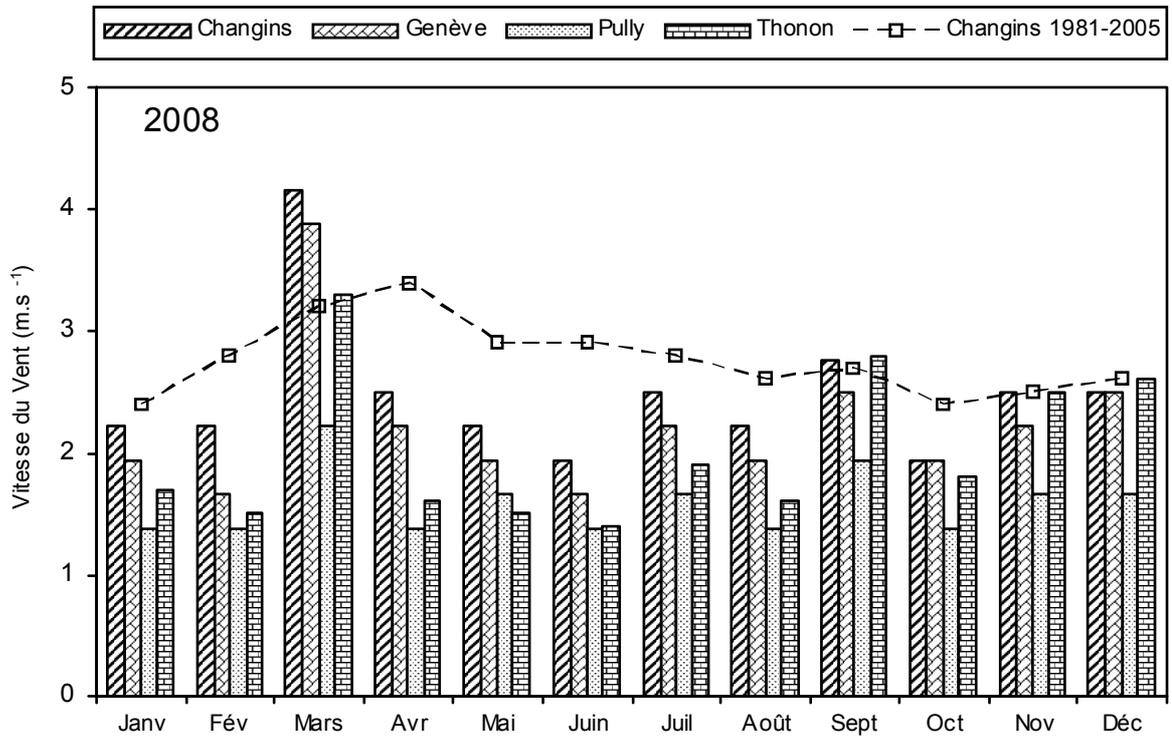


Figure 5.1 : Moyenne mensuelle de la vitesse de vent de chaque station en 2008 et celle de Changins pendant la période 1981-2005.

Figure 5.1 : Mean monthly wind speeds at each station in 2008, and at Changins for the period 1981-2005.

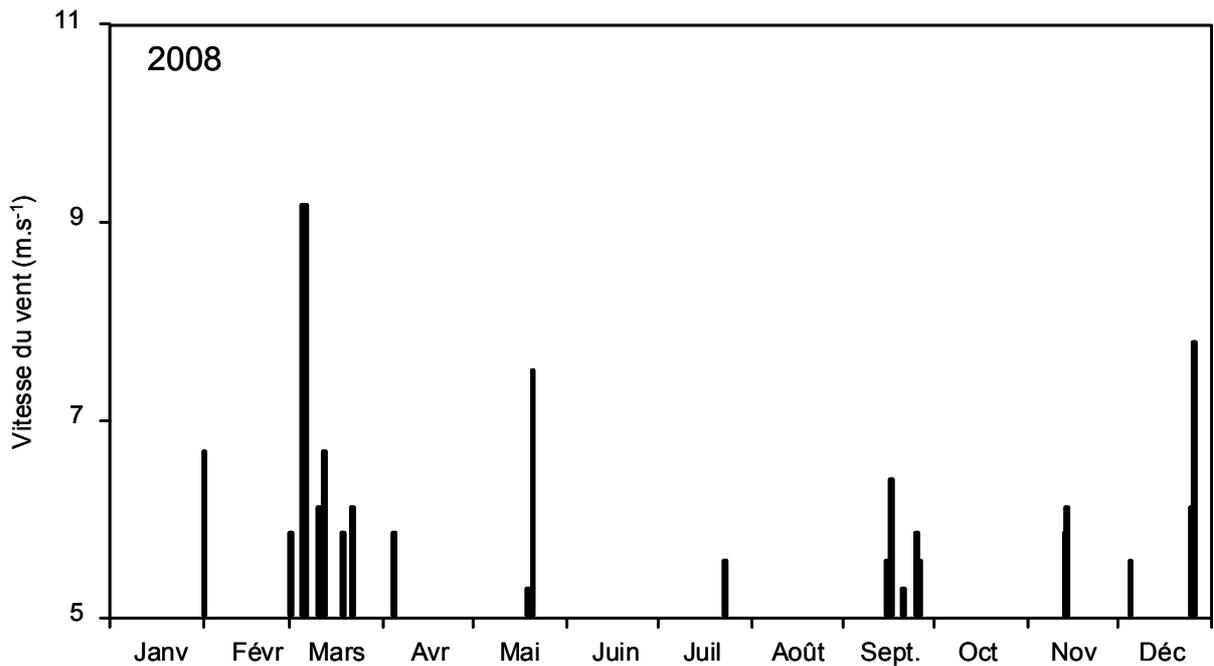


Figure 5.2 : Répartition annuelle (en 2008) des vents forts (> 5 m.s⁻¹) à Changins.

Figure 5.2 : Annual distribution (in 2008) of strong winds (> 5 m.s⁻¹) at Changins.

6.2 Rose des vents

Pour l'année 2008 à Changins, 63.6 % des vents (figure 5.3) se répartissent principalement selon le demi-cercle S-N. Les vents supérieurs à 6 m/s (limite utilisée par Météo Suisse dans la rose des vents) représentent 6.4 % des vents relevés à Changins, 57.8 % de ces vents sont d'origine N-E ; 35.9 % sont d'origine opposée (S-O).

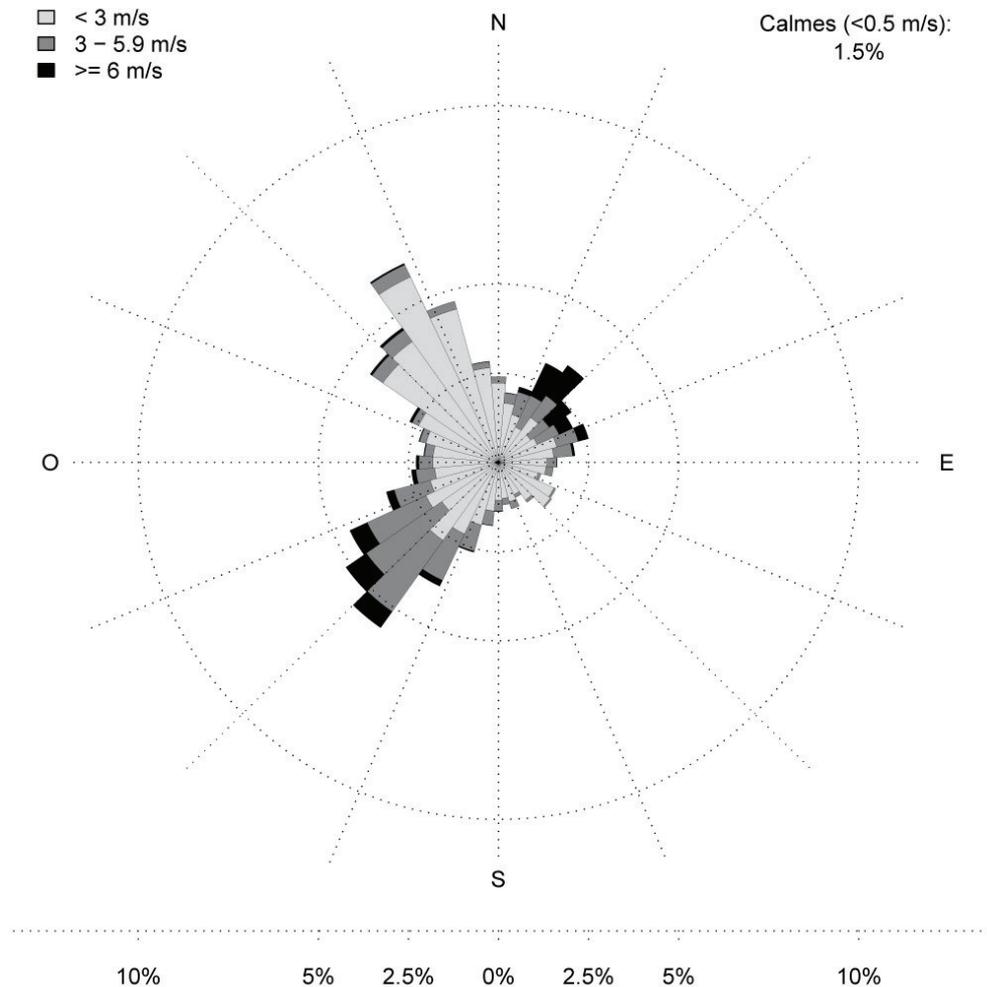


Figure 5.3 : Rose des vents moyens à Changins (calculée en moyennes horaires de la vitesse du vent - échelle : % d'occurrence).

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

7. SYNTHÈSE DES CONDITIONS CLIMATIQUES

L'année climatique 2008 sur les rives du Léman suit la tendance des dernières années : elle peut être considérée comme une année relativement chaude, avec 10.9°C de moyenne inter-stations. L'hiver relativement chaud mais moins que celui de 2007, n'a pas permis de brassage complet et a entraîné une homogénéisation peu profonde de la colonne d'eau (LAZZAROTTO et RAPIN, 2009).

Avec 1'048 mm de précipitations, 2008 fut une année relativement pluvieuse. L'insolation et le rayonnement global sont supérieurs à leurs moyennes (1'962 au lieu de 1'841h). L'année 2008 fut moyennement venteuse.

BIBLIOGRAPHIE

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

LAZZAROTTO, J. et RAPIN, F. (2009) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2008, 33-58.

ÉVOLUTION PHYSICO-CHEMIQUE DES EAUX DU LÉMAN

PHYSICAL-CHEMICAL CHANGES IN THE WATERS OF LAKE GENEVA

Campagne 2008

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'année 2008 peut être considérée comme une année chaude. L'hiver 2007-2008 a été également chaud et le brassage n'a pas dépassé les 100 premiers mètres de la colonne d'eau entre février et mars. Le fond du lac est réoxygéné au maximum le 22 mai avec 5.1 mgO₂/L.

L'activité phytoplanctonique débute dès le mois de mars et consomme le faible stock initial en phosphore.

La période des eaux claires est observée le 13 mai avec une transparence de 15.0 m. Puis, l'activité phytoplanctonique reprend jusqu'au mois de novembre.

La couche appauvrie en phosphore est significativement plus importante que les années précédentes et l'activité phytoplanctonique est limitée.

Malgré le faible brassage, la désoxygénation continue du fond n'entraîne pas de relargage important de phosphore.

Le stock moyen en phosphore augmente légèrement. Cependant, le stock épilimnique remis à disposition lors du brassage est nettement plus faible que les années précédentes et permet de limiter la production phytoplanctonique cette année.

Le stock d'azote total et d'azote nitrique montrent une légère baisse par rapport aux trois années précédentes.

Le stock en chlorure est stable et se rapproche de la concentration moyenne des apports au lac.

ABSTRACT

The year 2008 can be described as having been a warm year. The winter of 2007-2008 was also warm, and churning did not extend beyond the first 100 meters of the water column between February and March. The reoxygenation of the bottom of the lake peaked on 22 May at 5.1 mgO₂/L.

Phytoplanktonic activity began in March, and consumed the low initial reserve of phosphorus.

The clear-water phase was observed on 13 May, with a peak transparency value of 15.0 m. Phytoplanktonic activity then resumed until the month of November.

The phosphorus-depleted layer was significantly higher than in the preceding years, and phytoplanktonic activity was limited.

Despite low churning, the continuous de-oxygenation of the bottom water did not result in any major release of phosphorus.

The mean reserve of phosphorus increased slightly. However, the epilimnic reserve that became available during churning was much lower than in the preceding years, which limited phytoplankton production this year.

The chloride reserve remained stable, and was similar to the mean concentration of the inflows into the lake.

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 en 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.

Il y a eu 20 campagnes de prélèvements en 2008, réparties selon les dates indiquées dans le Tableau 1.

Les prélèvements sont effectués selon des techniques uniformisées par l'INRA-UMR CARTEL de Thonon-les-Bains (Unité Mixte de Recherche entre l'INRA et l'Université de Savoie ; Centre Alpin de Recherche sur les Réseaux Trophiques des Ecosystèmes Limniques), qui procède également à diverses mesures "in situ". Lors de chaque prélèvement, une sonde de pression est couplée à la bouteille de prélèvement afin de déterminer la profondeur réelle de prélèvement. L'étude des relevés de la sonde indique des écarts toujours inférieurs à 2 m par rapport à la profondeur théorique et une variabilité allant de 0 à 3 m. Ces écarts sont considérés comme acceptables pour la présente étude.

Les échantillons sont analysés par le laboratoire de chimie de l'INRA-UMR CARTEL de Thonon-les-Bains. Les méthodes utilisées sont validées bi-annuellement par des analyses inter-laboratoires auxquelles participent environ 20 laboratoires. En 2008, les résultats des différents laboratoires sont concordants (STRAWCZYNSKI, 2009). Les analyses sont validées par des cartes de contrôle de justesse et de répétabilité. Les incertitudes 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 transmission de la lumière 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 11 février 2008 lors du brassage et le 2 juin 2008 lors de l'activité phytoplanctonique importante.

Tableau 1 : Dates des campagnes de prélèvement.

Table 1 : Dates of the sampling campaigns.

Campagne n°	Date	Campagne n°	Date
1	8 janvier 2008	11	10 juillet 2008
2	11 février 2008	12	28 juillet 2008
3	3 mars 2008	13	6 août 2008
4	31 mars 2008	14	18 août 2008
5	9 avril 2008	15	9 septembre 2008
6	21 avril 2008	16	29 septembre 2008
7	13 mai 2008	17	15 octobre 2008
8	22 mai 2008	18	27 octobre 2008
9	2 juin 2008	19	4 novembre 2008
10	17 juin 2008	20	15 décembre 2008

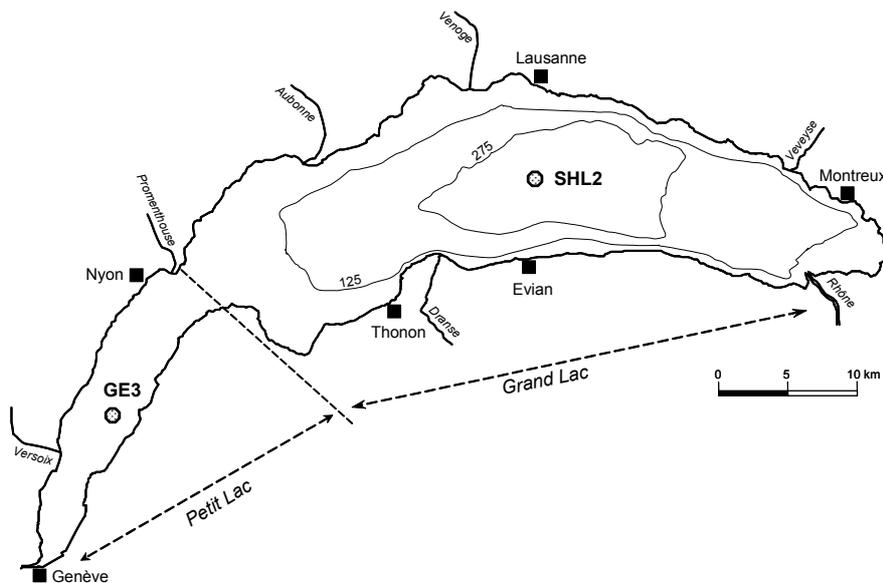


Figure 1 : Situation des points de prélèvement.

Figure 1 : Location of the sampling stations.

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

L'hiver 2007-2008 a été chaud comme l'hiver précédent et plus chaud que la plupart des hivers depuis le début du suivi du lac. La température de l'air, notamment en hiver, a été supérieure à la moyenne 1951-2008 de plus de 2 °C (QUETIN, 2009).

L'hiver n'a donc pas permis l'homogénéisation thermique du lac, mais seulement un refroidissement des eaux superficielles jusqu'à un minimum de 6.4 °C lors de la campagne du 11 février 2008. Cette température minimale hivernale, bien que légèrement inférieure à celle de 2007 (6.9 °C) est relativement élevée par rapport aux années précédentes.

En 2005 et 2006, deux brassages consécutifs ont permis de réoxygéner le fond du lac. En 2007 et en 2008, les brassages des eaux n'ont affecté que les 100 premiers mètres.

Lors de la campagne du 11 février 2008, la colonne d'eau est homogène en température jusqu'à 90 m avec une température de 6.4 °C, puis chute jusqu'à 5.5 °C au fond. La surface de l'eau s'est ensuite réchauffée, mais l'homogénéisation maximale de la colonne d'eau en oxygène dissous est observée lors de la campagne du 31 mars jusqu'à environ 100 m, alors que l'activité biologique avait débuté (TADONLEKE, 2009). La vitesse moyenne du vent au mois de mars a été élevée (QUETIN, 2009), le brassage permis par ces vents forts a entraîné la réoxygénation partielle de la colonne d'eau. La concentration en oxygène dissous au fond du lac est alors de 4.3 mgO₂/L. La réoxygénation du fond se poursuit jusqu'au 22 mai pour atteindre 5.1 mgO₂/L.

Les figures 3 à 7 représentent l'évolution saisonnière et interannuelle de la température de l'air et des eaux du lac.

La figure 4 montre un réchauffement en 2008 jusqu'à 100 m dans la colonne d'eau. En dessous de 100 m, ce réchauffement est très limité.

La figure 6 indique une stabilité thermique moins importante de l'épilimnion durant l'été 2008 par rapport à 2007.

Après l'hiver relativement chaud, l'été présente des températures habituelles avec un maximum de 23.2 °C en surface le 6 août (figure 6).

La figure 7 représente l'évolution de la température depuis 1996 de la colonne d'eau du lac en SHL2.

Les deux brassages complets de 2005 et 2006 ont entraîné le refroidissement des couches profondes. Nous observons le réchauffement progressif de ces couches, notamment du fait des faibles brassages en 2007 et 2008.

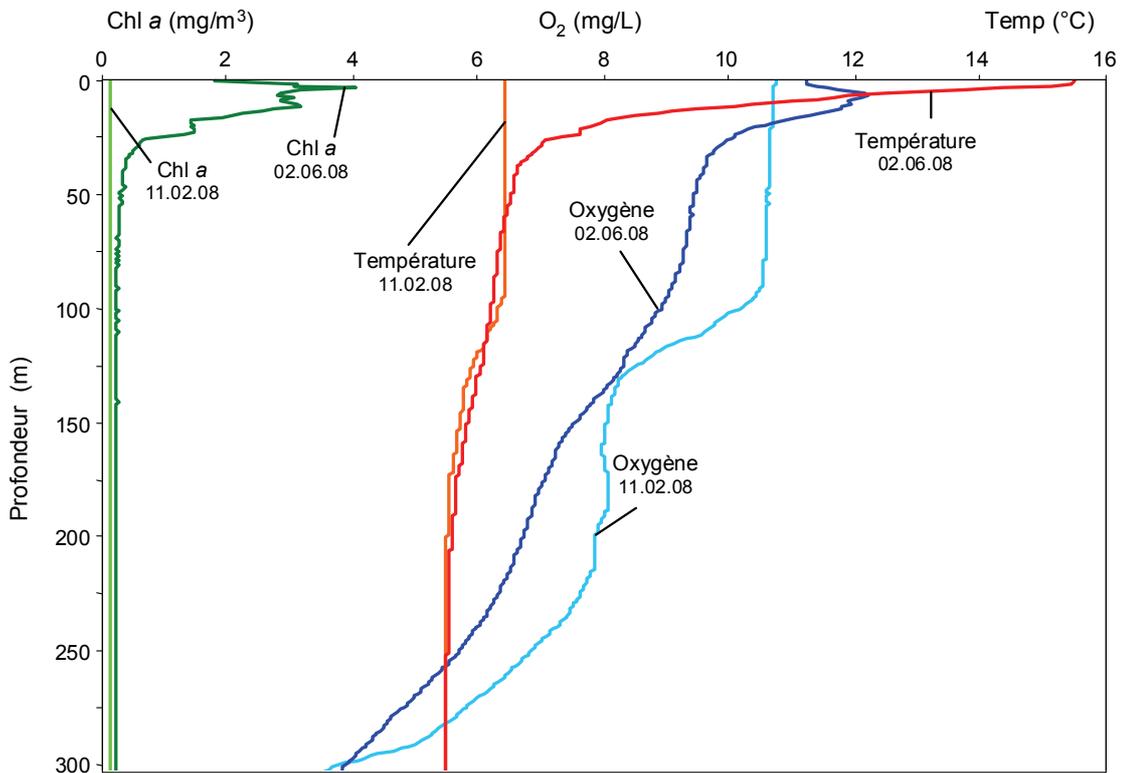


Figure 2 : Profil physico-chimique à SHL2 mesuré avec une sonde multiparamètres lors du brassage partiel (11.02.2008) et lors de la stratification thermique (02.06.2008).

Figure 2 : Multi-parameter Water Quality Logger profile at SHL2 : 12.Feb.08 (during churning) and 02.Jun.08 (during thermal stratification).

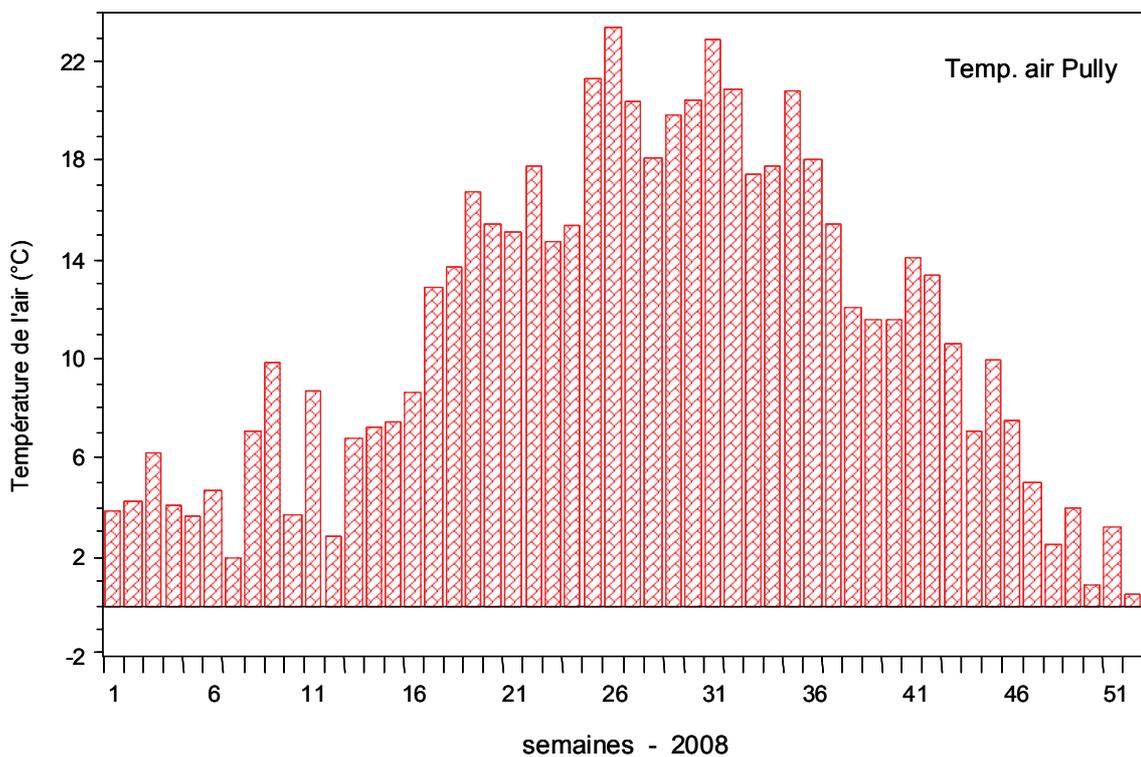


Figure 3 a : Température moyenne hebdomadaire de l'air à la station de Pully en 2008.

Figure 3 a : Mean weekly air temperature at the Pully station in 2008.

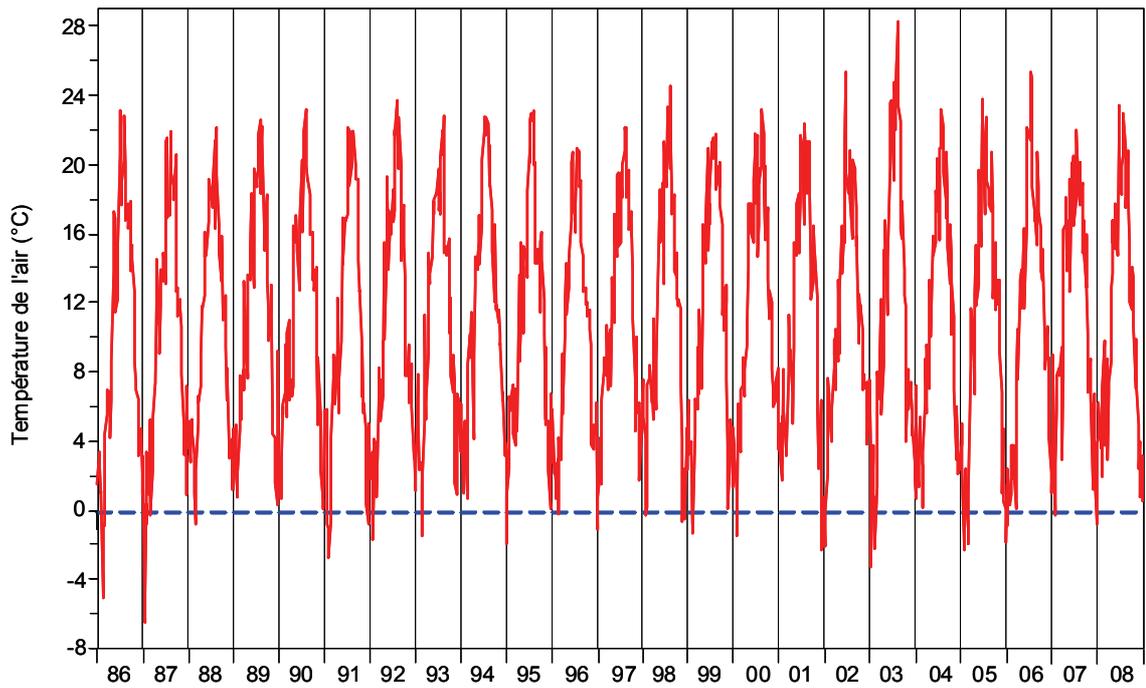


Figure 3 b : Température moyenne hebdomadaire de l'air à la station de Pully de 1986 à 2008.
Figure 3 b : Mean weekly air temperature at the Pully station from 1986 to 2008.

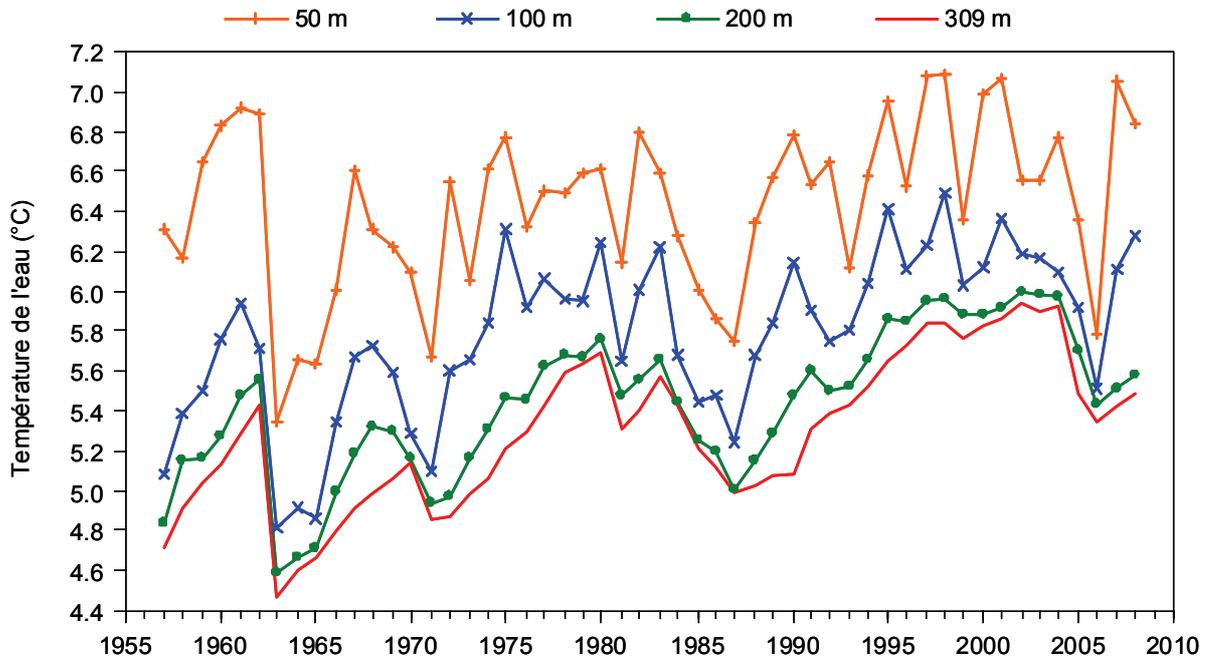


Figure 4 : Evolution de la température moyenne de l'eau à 50, 100, 200 et 309 mètres de profondeur, Léman - Grand Lac (SHL2).
Figure 4 : Change in the mean annual water temperature at depths of 50, 100, 200 and 309 meters, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

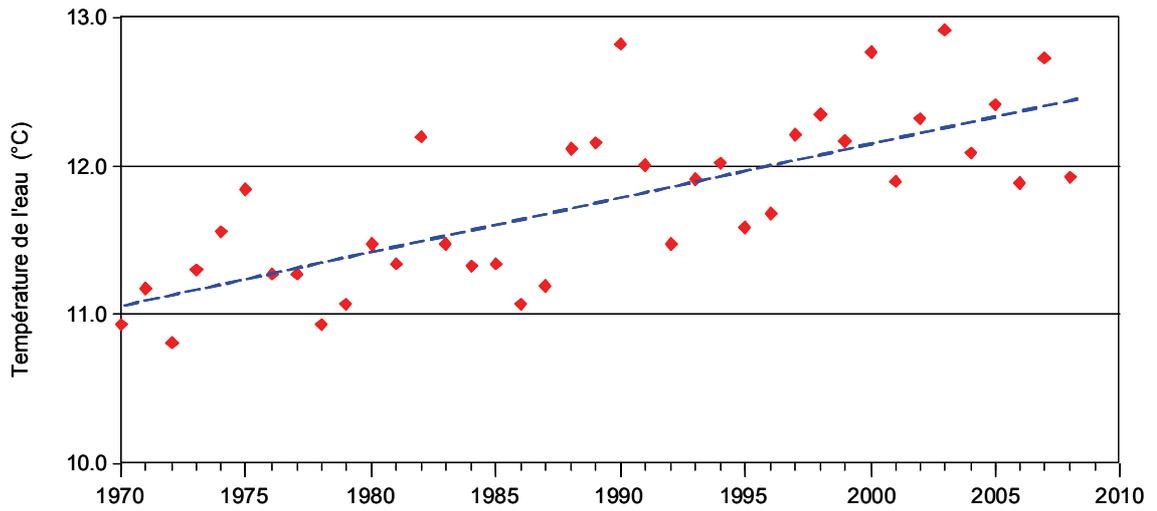


Figure 5 : Evolution de la température moyenne annuelle de l'eau du Léman à 5 mètres de profondeur - Grand Lac (SHL2).

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

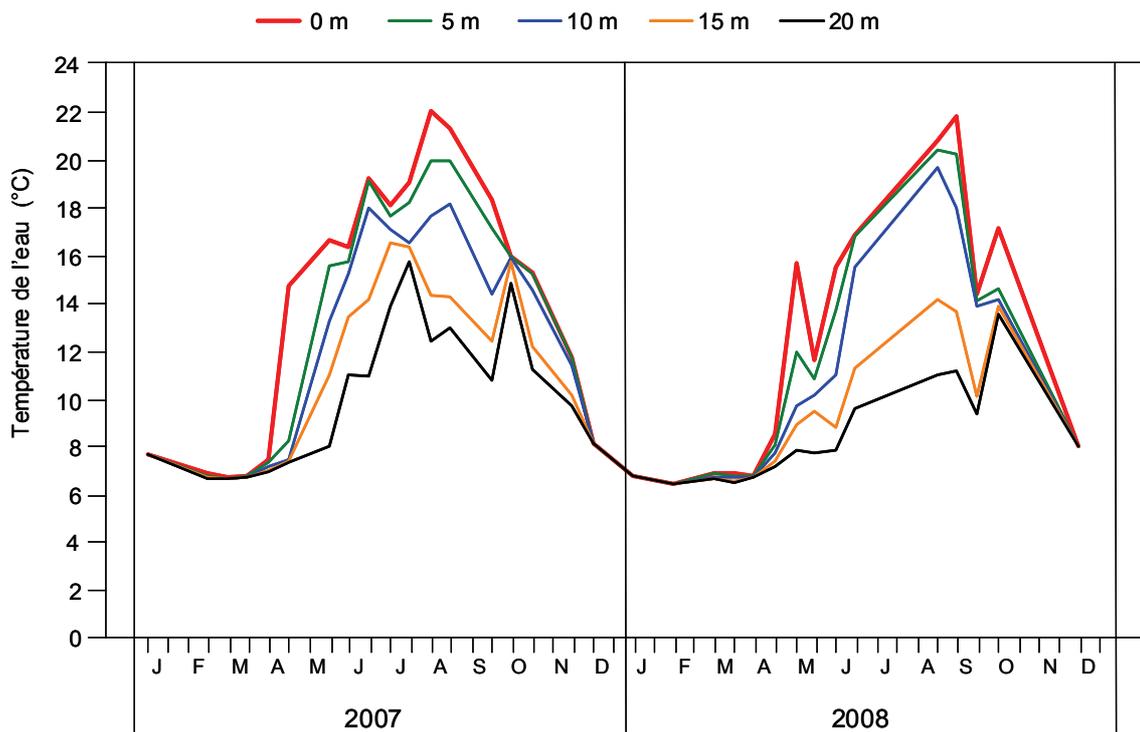


Figure 6 : Température de l'eau des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m) Léman - Grand Lac (SHL2).

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 2008

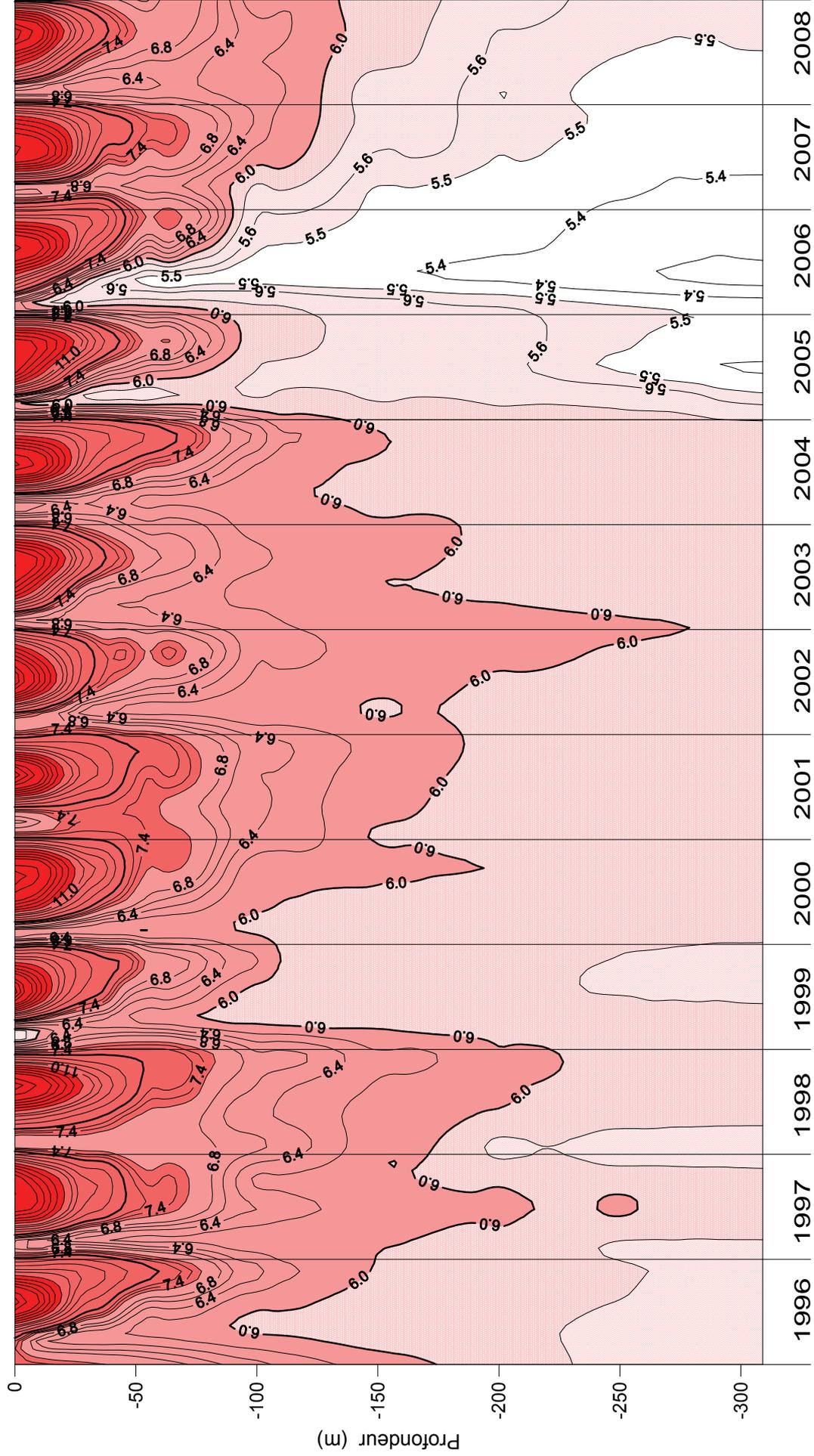


Figure 7 : Température des eaux du Léman (Grand Lac - SHL2) en fonction de la profondeur (N.B. : suivant le nombre d'années prises en considération, de très légères modifications de présentation graphique peuvent apparaître (différence de lissage des courbes d'isothermes)).

Figure 7 : Water temperature in Lake Geneva (Grand Lac - SHL2) as a function of depth (N.B. : depending on how many years are taken into consideration, there may be some very slight differences in the graphical presentation (due to differences in the smoothing of the isothermal curves)).

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 inférieures. Ce brassage étant faible, 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 orthophosphate est de l'ordre de 10 à 12 µgP/L jusqu'à 50 m. Cette valeur est la plus élevée sur l'ensemble de l'année. Les valeurs en surface chutent dès la campagne suivante. Sur l'ensemble de l'année après février, les teneurs dans les 15 premiers mètres se maintiennent au-dessous de 10 µgP/L (figures 8 et 9). Ces teneurs sont exceptionnelles par rapport à la chronique. La figure 10 représente l'évolution du stock entre 0 et 50 m lors du brassage depuis 1996 et indique que le stock d'orthophosphate mis à disposition par le brassage pour la production primaire est significativement plus faible en 2008.

Pour l'azote nitrique, le brassage du 11 février remet à disposition 0.51 mgN/L de 0 à 50 m, puis jusqu'à 100 m le 31 mars (figure 11).

La redistribution en silice se marque également lors du brassage du 11 février avec 1.5 mg/L jusqu'à 50 m et augmente jusqu'au fond avec 4.8 mg/L (figure 14). Ces concentrations en surface diminuent dès la campagne suivante (figure 12).

L'activité phytoplanctonique est visible dès la campagne du 3 mars 2008 avec une consommation de l'orthophosphate et de la silice en surface. Cette activité entraîne une augmentation de la concentration en carbone organique total qui passe de 1.09 à 1.22 mgC/L en surface.

Les concentrations en orthophosphate passent de 11 à 7 µgP/L en surface entre le 11 février et le 3 mars, tout comme la silice qui est consommée et diminue de 1.51 à 1.35 mg/L. La production primaire augmente significativement aussi le 3 mars 2008 : de 250 à 760 mgC.m⁻².inc-1 (TADONLEKE, 2009).

La transparence passe de 15 m le 11 février, le maximum de l'année, à 7.7 m le 3 mars, et continue de chuter jusqu'au 21 avril avec 3.8 m, le minimum de transparence (figure 13). Ce minimum de transparence correspond au pic de nanoplancton (RIMET et DRUART, 2009).

La phase des eaux claires est bien marquée avec 10 m de transparence le 13 mai et correspond au pic printanier du mézoplancton crustacé (PERGA et LAINE, 2009). Ce zooplancton consomme fortement les diatomées et autres algues en présence (RIMET et DRUART, 2009).

L'activité zooplanctonique entraîne une augmentation de la concentration en azote ammoniacal (excrétions, ...). Il est ainsi possible d'observer l'évolution de cette activité dans les couches superficielles. Entre le 21 avril et le 13 mai, cette concentration est importante entre 7.5 et 30 m avec un maximum de 33 µgN/L le 13 mai à 15 m. Durant cette période, les cladocères, plus spécifiquement herbivores, sont prépondérants et consomment la biomasse phytoplanctonique (RIMET et DRUART, 2009).

La concentration en orthophosphate est faible à nulle, souvent ne dépassant pas 4 µgP/L, à partir du 9 avril jusqu'au 4 novembre et ceci jusqu'à 20 m. La consommation algale entraîne par diffusion un appauvrissement en orthophosphate dans les couches inférieures à l'activité phytoplanctonique. La couche déphosphatée atteint 50 m avec 4 µgP/L à 50 m le 8 août.

La consommation de l'orthophosphate est exceptionnelle et plus importante encore qu'en 2007 (figure 27). Cette concentration ne dépasse pas 20 µgP/L jusqu'à 100 m, au lieu de 30 µgP/L habituellement. Cet appauvrissement est tel que la croissance algale est limitée cette année avec un maximum relativement faible par rapport à la chronique (TADONLEKE, 2009).

La concentration en silice augmente pendant la phase des eaux claires (figure 12). Cette augmentation est principalement due à la disparition des diatomées, composées de silice. La concentration en silice passe de 0.43 mgSiO₂/L le 13 mai à 1.25 mg/L le 22 mai, puis diminue à nouveau jusqu'à des valeurs faibles et ceci jusqu'en novembre. En novembre, la biomasse chlorophyllienne chute fortement (TADONLEKE, 2009) (figure 15). Le minimum est atteint le 18 août avec 0.02 mg/L en surface.

Le stock initial en nutriments étant faible, les concentrations en surface sont très faibles toute l'année. Cet appauvrissement est maintenu par l'activité phytoplanctonique jusqu'en novembre.

L'azote nitrique est surtout consommé après la phase des eaux claires jusqu'en novembre, avec un minimum de 0.10 mgN/L le 9 septembre de 0 à 7.5 m.

La concentration en azote ammoniacal est à plusieurs reprises élevée en été entre 10 et 15 m, ainsi qu'en automne, ce qui correspond au pic automnal du zooplancton entre le 29 septembre et le 27 octobre (PERGA et LAINE, 2009).

Les concentrations en carbone et azote particuliers sont cohérentes avec l'activité et la biomasse phytoplanctonique observées. La figure 19 indique moins d'azote et de carbone particulier cette année.

Le carbone organique total (COT) suit cette même tendance avec un maximum le 18 août à 2.5 m avec 1.77 mgC/L. Le COT est important de mi-juin à novembre, supérieur à 1.3 mgC/L jusqu'à au moins 10 m, puis rechute en fin d'année le 15 décembre avec 1.0 mgC/L en surface. Il suit ainsi logiquement les biomasses chlorophylliennes observées (TADONLEKE, 2009).

A partir du mois d'août, les faibles concentrations en nutriments entraînent la diminution de la production primaire (TADONLEKE, 2009). Le refroidissement un peu plus tard en septembre influence aussi l'activité phytoplanctonique.

La sursaturation en oxygène dissous dans l'épilimnion entraînée par la production primaire est surtout importante entre le brassage et la phase des eaux claires. Cependant, elle est moins forte que les années précédentes (figures 16 et 22). La concentration en oxygène dissous atteint au maximum 12.2 mgO₂/L durant la période du 2 juin au 17 juin entre 0 et 2,5 m, soit beaucoup moins que les années précédentes (14.9 mgO₂/L le 16 avril 2007 à 2.5 m, et 18.7 mgO₂/L le 24 avril 2006 à 2.5 m).

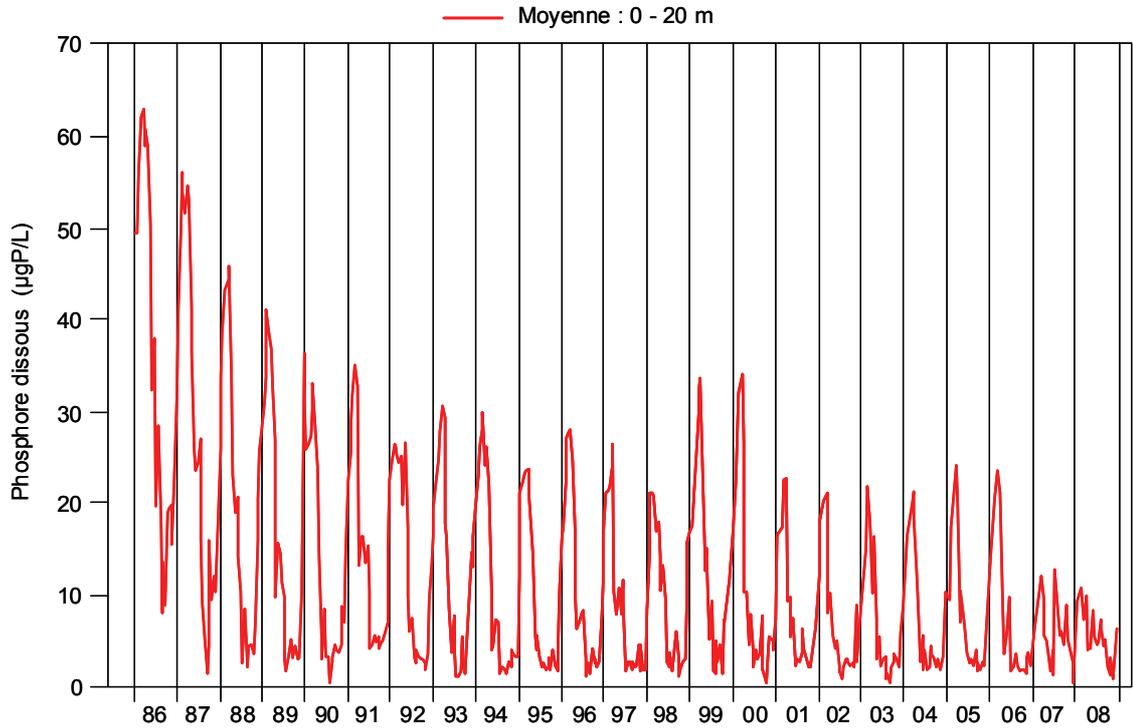


Figure 8 : Concentration en phosphore dissous (P-PO₄³⁻) des eaux de la couche superficielle (moyenne 0-20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 8 : Concentrations of dissolved phosphorus (P-PO₄³⁻) in the water in the surface layers (mean 0-20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

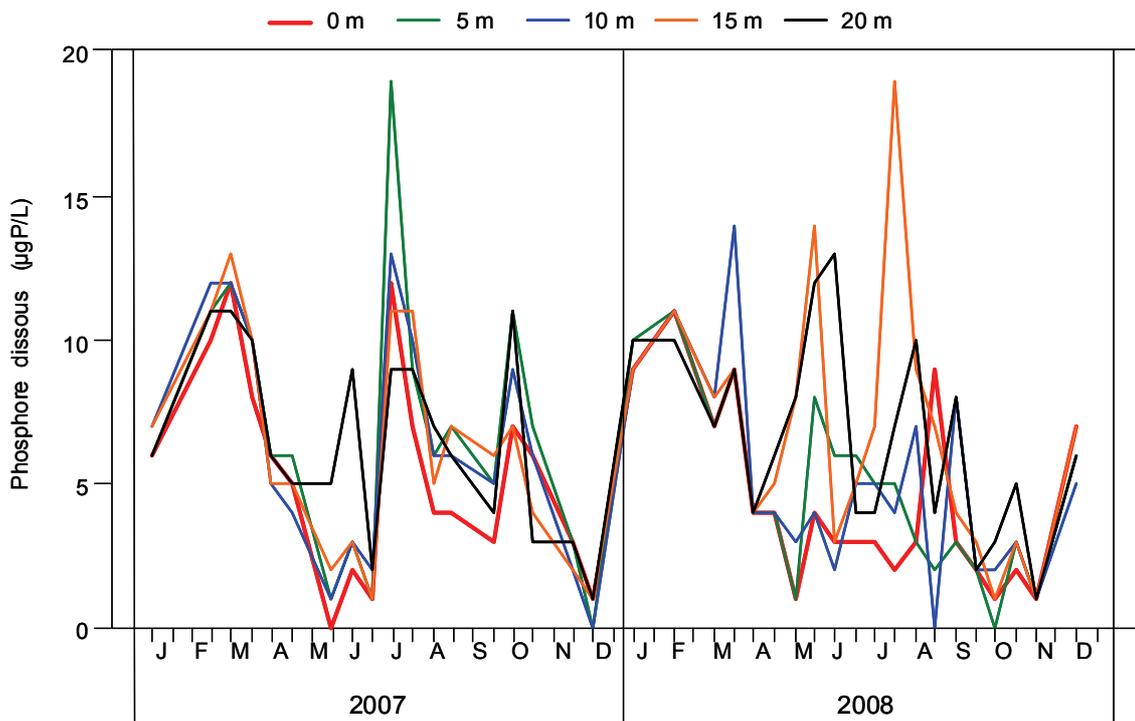


Figure 9 : Concentration en phosphore dissous (P-PO₄³⁻) des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 9 : Concentration of dissolved phosphorus (P-PO₄³⁻) in the water in the surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

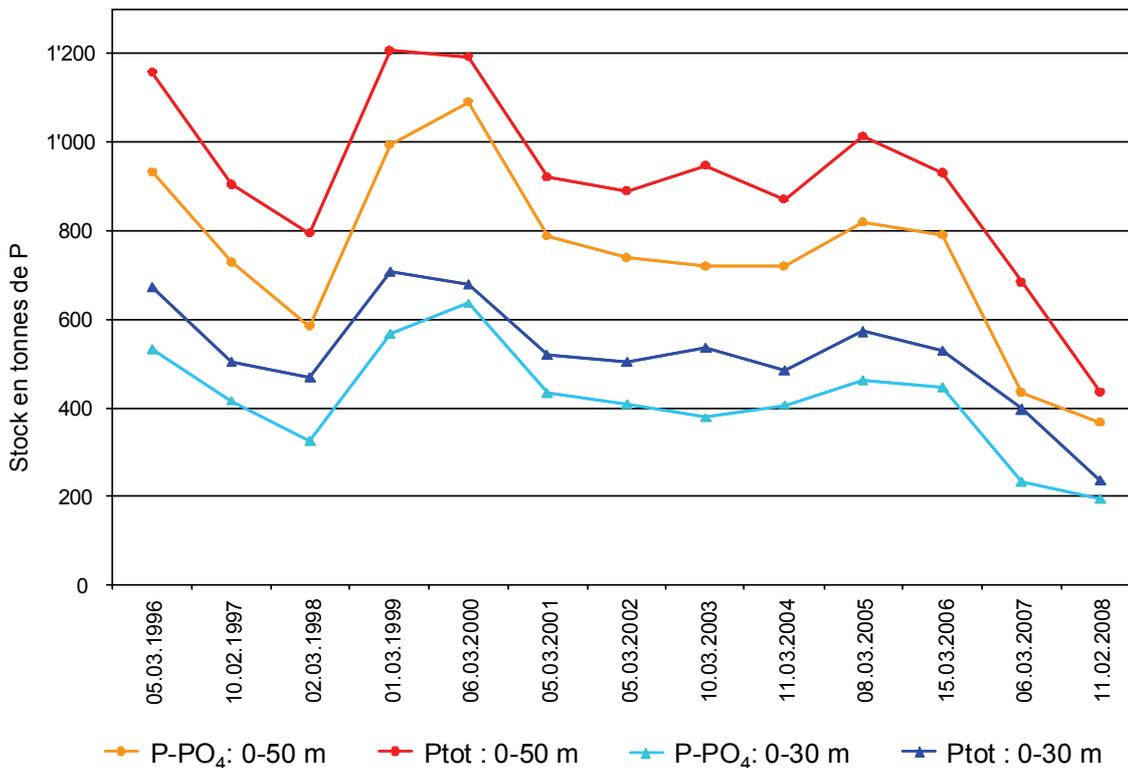


Figure 10 : Concentration en phosphore dissous (P-PO₄³⁻) et phosphore total dans les couches 0-30 m et 0-50 m lors du brassage des eaux de 1996 à 2008 (Grand Lac - SHL2).

Figure 10 : Concentrations of dissolved phosphorus (P-PO₄³⁻) and total phosphorus (Ptot) in the water in the surface layers (0-30 and 0-50 m) during the waters churning from 1996 to 2008, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

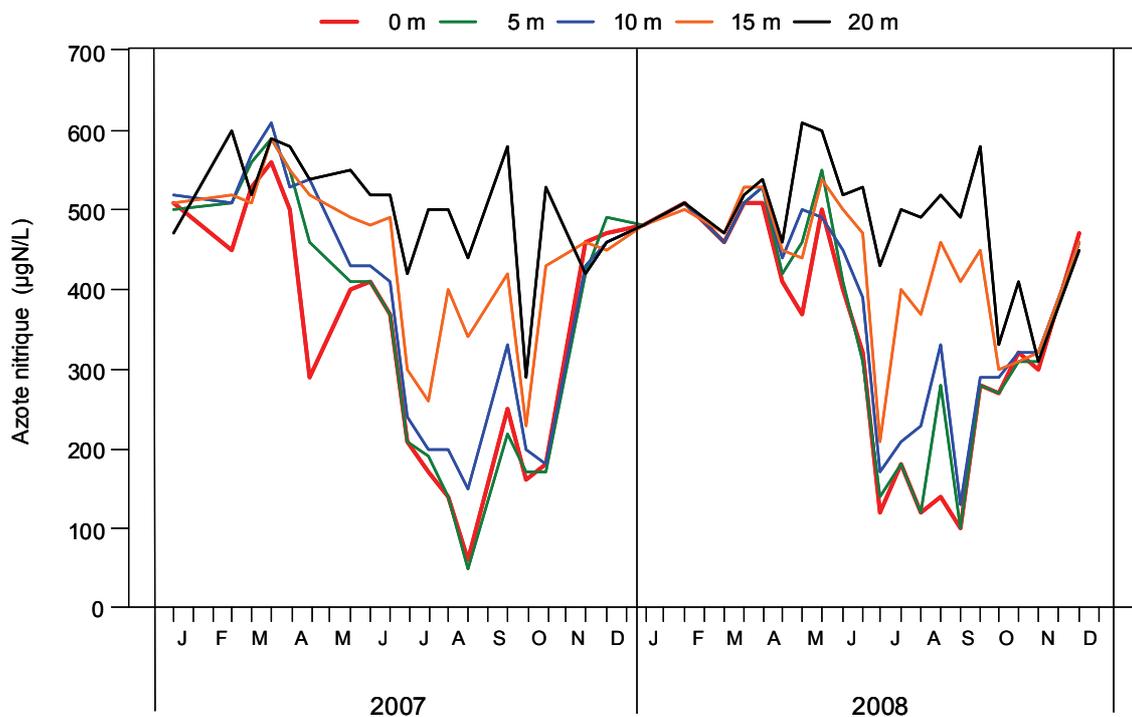


Figure 11 : Concentration en nitrate (N-NO₃⁻) des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

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

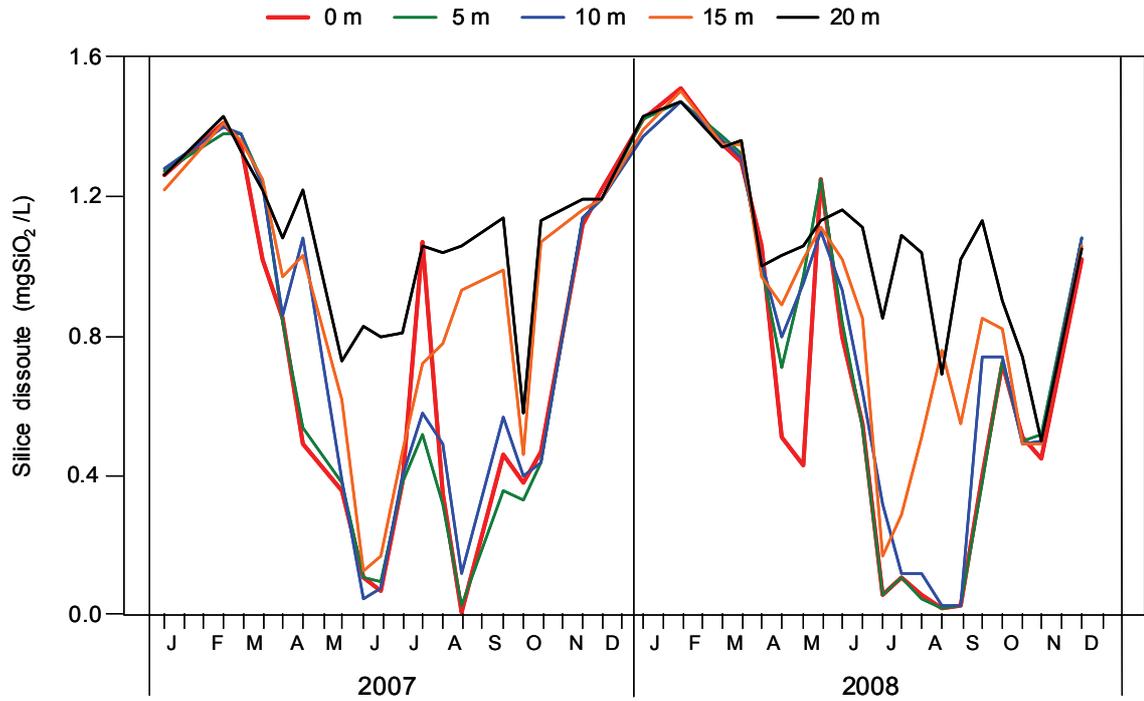


Figure 12 : Concentration en silice (SiO_2) des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

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

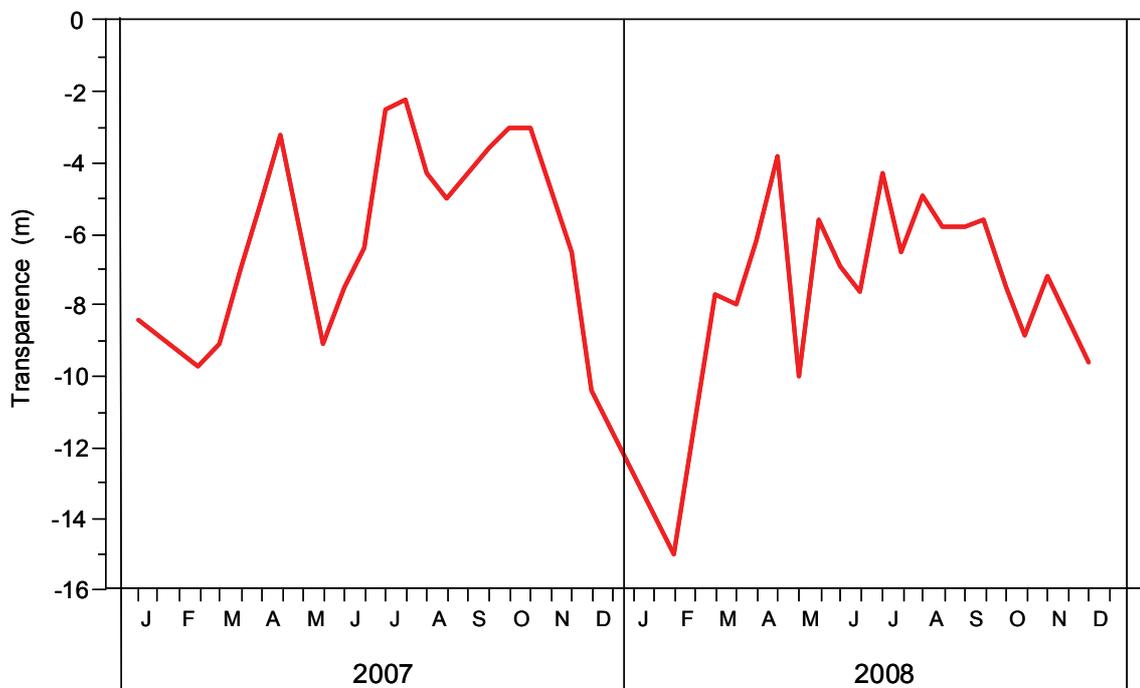


Figure 13 : Transparence mesurée avec le disque de Secchi, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 13 : Transparency measured using a Secchi disk, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

Silice dissoute / SiO₂ (mgSiO₂/L) - Léman / Grand Lac (SHL 2) - 1996 à 2008

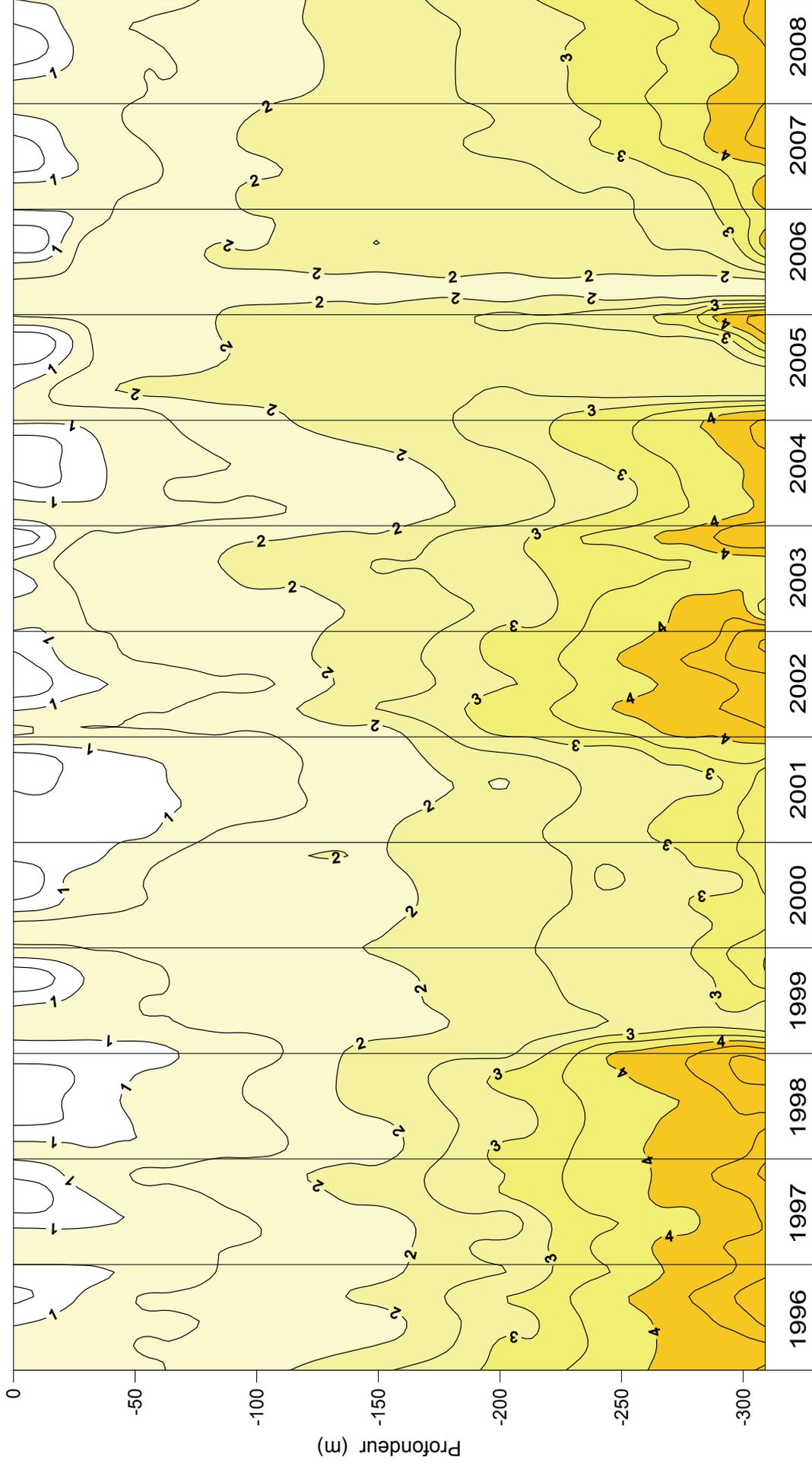


Figure 14 : Concentration en silice dissoute (SiO₂) des eaux du Léman (Grand Lac - SHL2) en fonction de la profondeur. (N.B. : suivant le nombre d'années prises en considération, de très légères modifications de représentation graphique peuvent apparaître - différence de lissage des courbes d'isovaleurs).

Figure 14 : Concentration of dissolved silica (SiO₂) in the water of Lake Geneva (Grand Lac - SHL2) as a function of depth. (N.B.: depending on how many years are taken into consideration, there may be some very slight differences in the graphical presentation (due to differences in the smoothing of the isothermal curves)).

Chlorophylle a (mgChla / m3) - Léman / Grand Lac (SHL 2) - 1996 à 2008

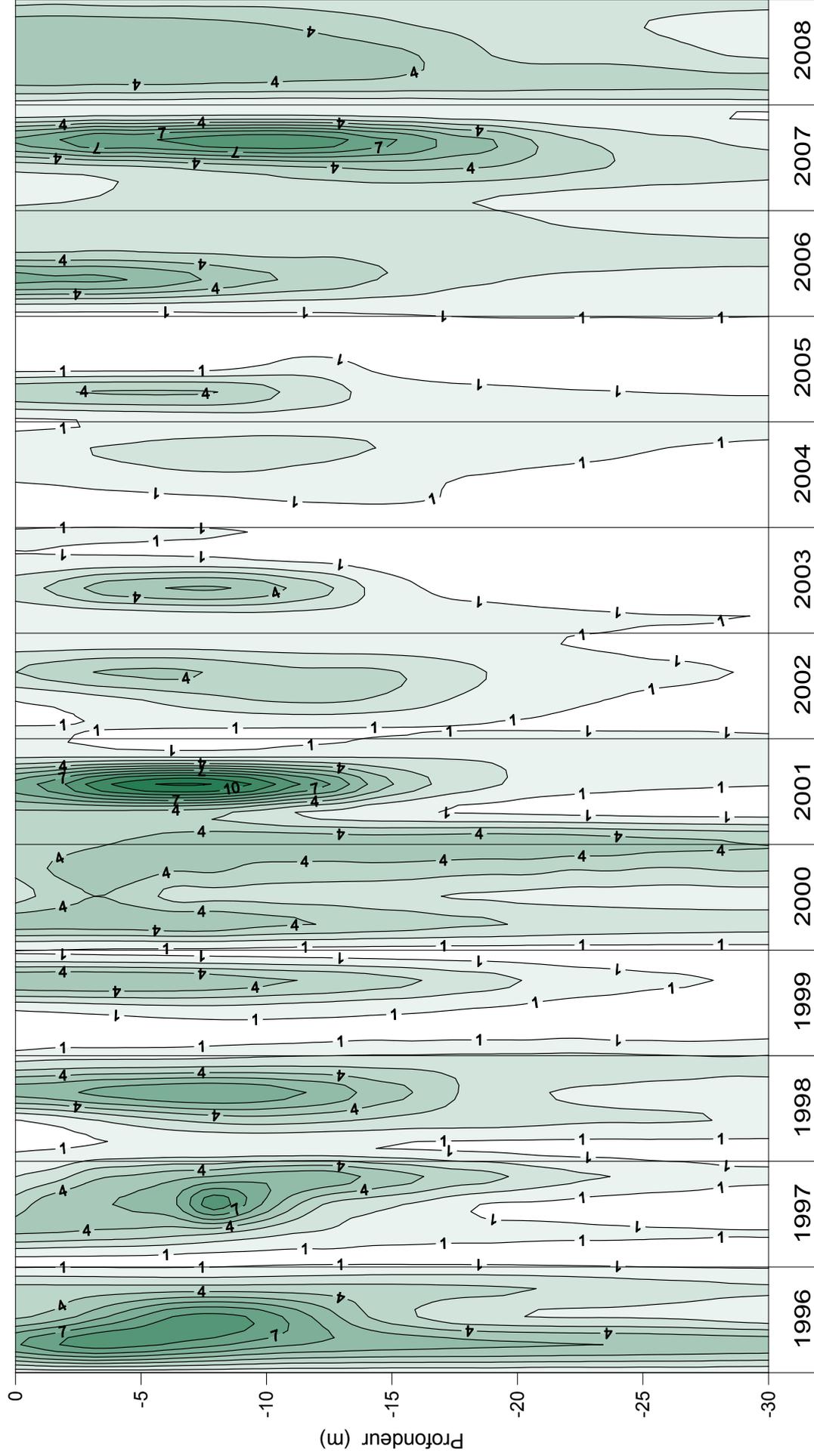


Figure 15 : Concentration en chlorophylle a dans les différentes couches du Léman (Grand Lac - SHL2). (N.B. : suivant le nombre d'années prises en considération, de très légères modifications de représentation graphique peuvent apparaître - différence de lissage des courbes d'isovaleurs).

Figure 15 : Concentration of chlorophyll a in the various layers of Lake Geneva (Grand Lac - SHL2). (N.B.: depending on how many years are taken into consideration, there may be some very slight differences in the graphical presentation (due to differences in the smoothing of the isothermal curves)).

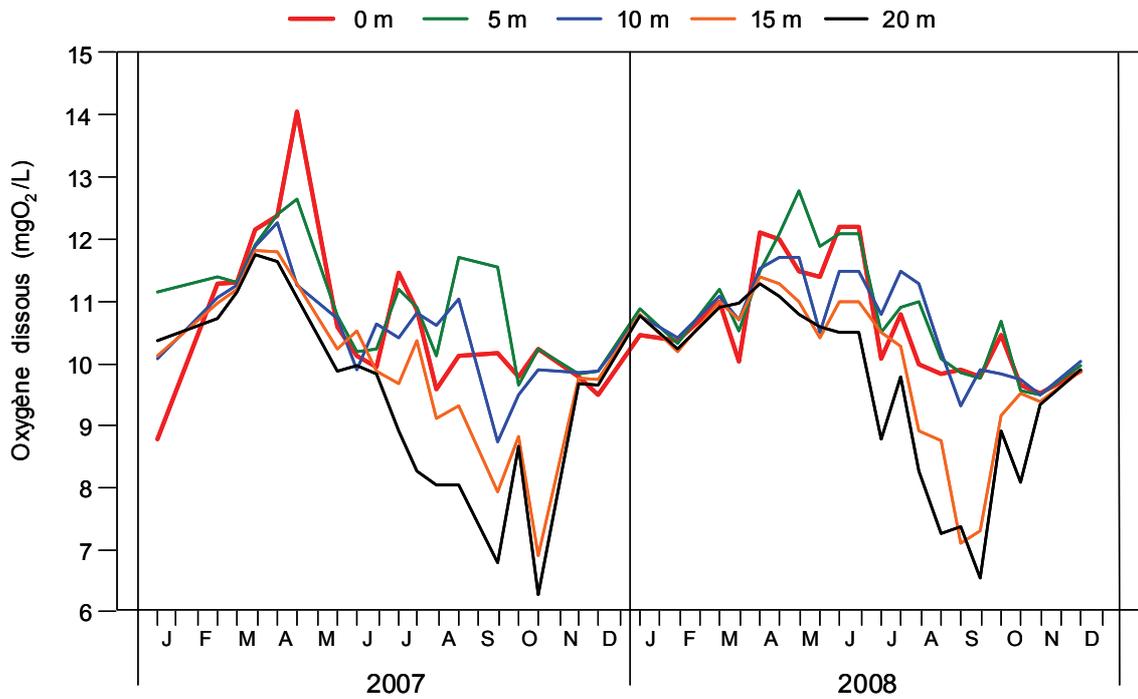


Figure 16 : Concentration en oxygène dissous des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

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

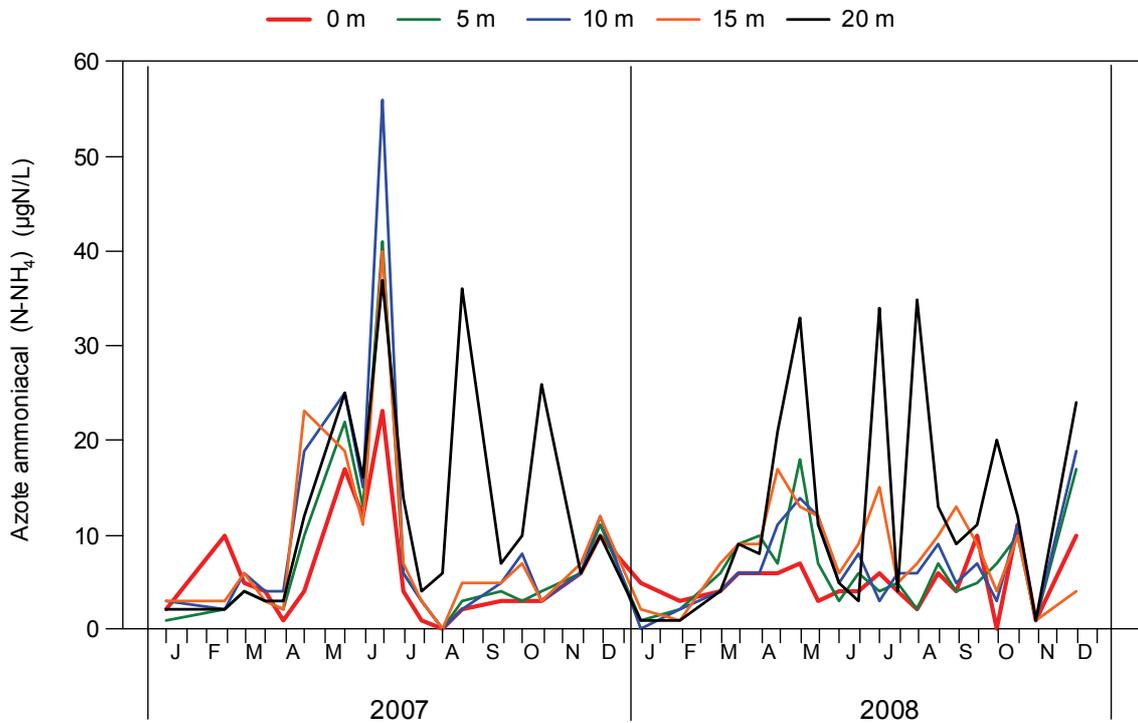


Figure 17 : Concentration en azote ammoniacal des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

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

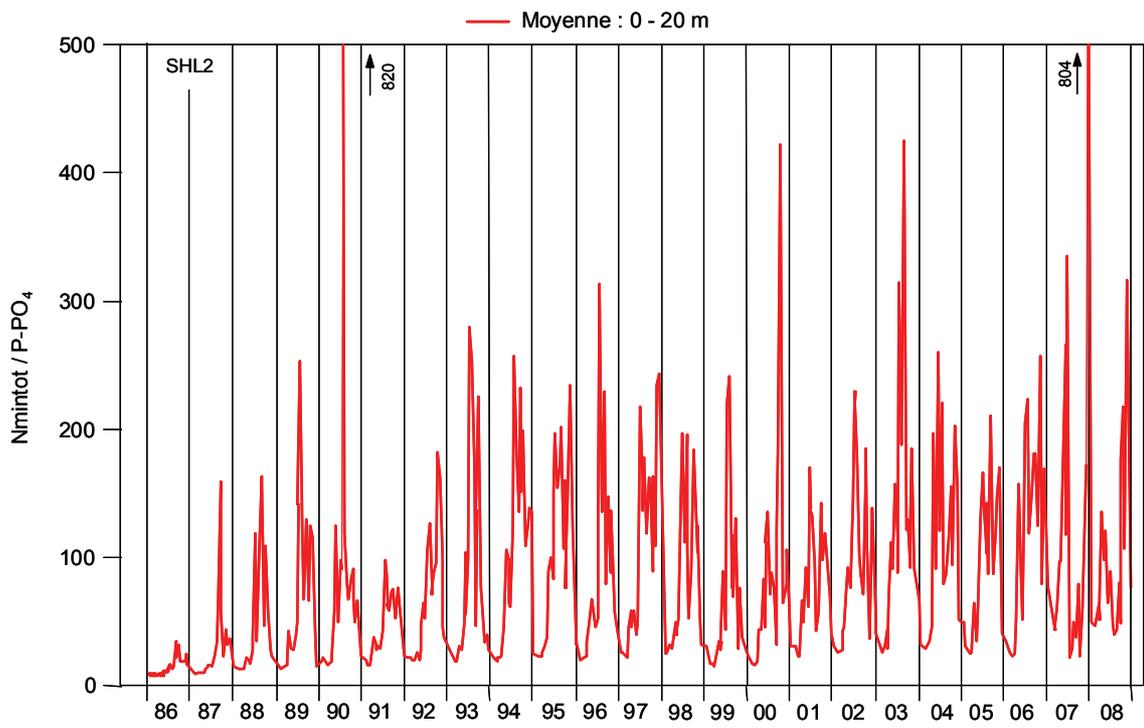


Figure 18 : Rapport Nminéral / P-PO₄, Léman - Grand Lac (SHL2).
Figure 18 : Nminéral / P-PO₄, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

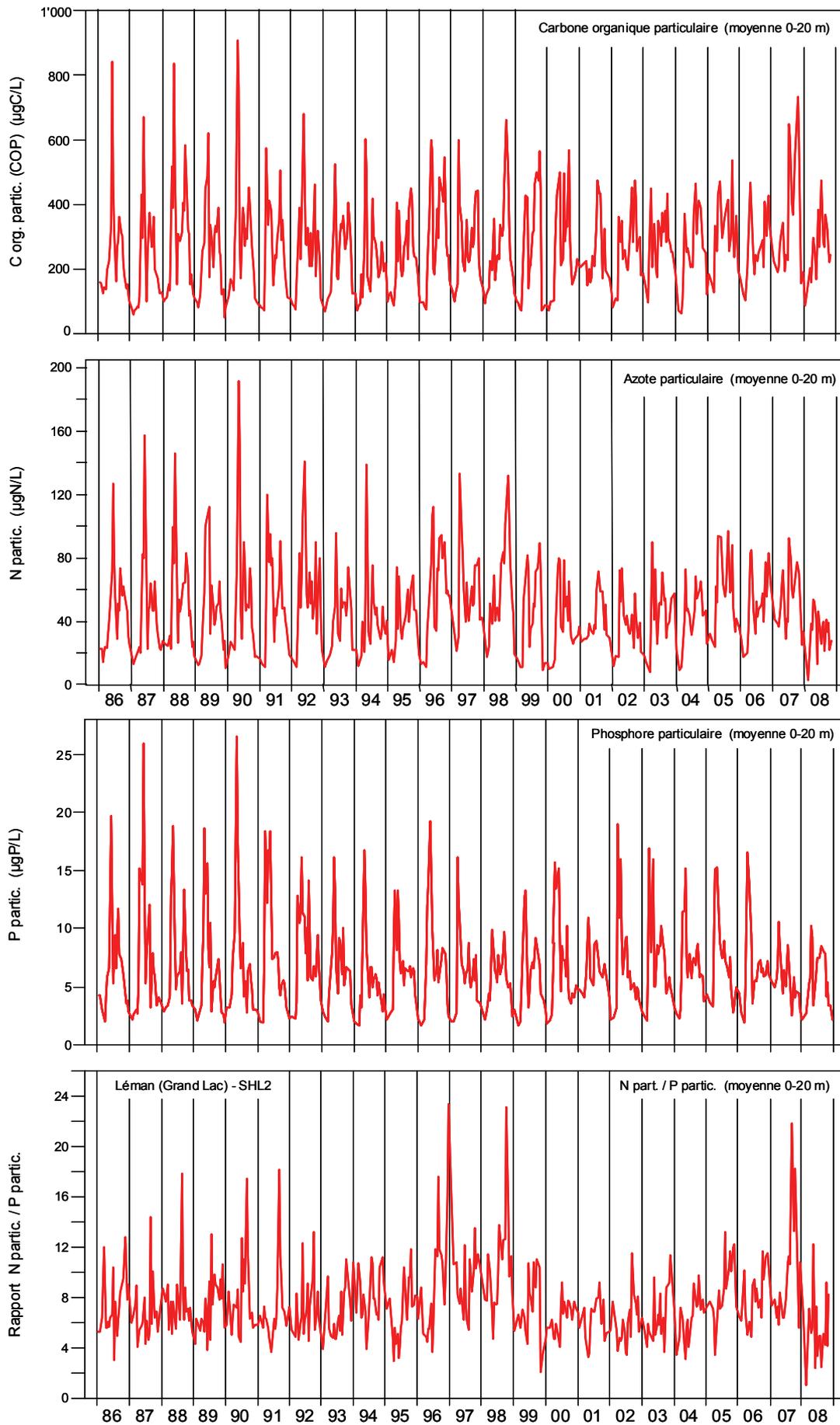


Figure 19 : Concentrations en carbone organique, azote et phosphore particulaires des eaux de la couche superficielle (0-20 m) et rapport Nparticulaire / Pparticulaire, Léman - Grand Lac (SHL2).

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

4. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES PROFONDES

Le faible brassage de 2008, comme en 2007, n'a pas permis une réoxygénation complète du fond du lac. La concentration en oxygène dissous au fond atteint au maximum 5.1 mgO₂/L le 22 mai, soit moins que les trois années précédentes (6.1 mgO₂/L le 6 mars 2007). 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 2.3 mgO₂/L le 17 octobre. Ainsi, malgré le faible brassage, 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 27 juillet, la concentration du fond du lac en oxygène dissous est inférieure à 4 mgO₂/L et le reste jusqu'à la fin de l'année (figures 20 et 21). 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 et remise en suspension des sédiments et de l'eau interstitielle.

En 2008, nous n'observons pas de période de conditions réductrices importantes entraînant un fort relargage : le maximum de phosphore total au fond est de 74 µgP/L le 15 octobre, soit relativement modéré par rapport aux années précédentes et la silice passe de 4.93 mg/L à 5.40 mg/L à la même période. Le manganèse présente aussi un pic au fond du lac le 15 octobre et rechute dès la campagne suivante. L'azote ammoniacal ne dépasse pas 9 µgN/L.

Comme l'indique la figure 21, le phénomène de relargage est donc très limité et plus faible que l'année précédente (150 µgP/L en phosphore total au maximum le 27 août 2007).

La température des eaux du fond reste constante et conforme aux années précédentes avec des valeurs entre 5.4 et 5.5 °C.

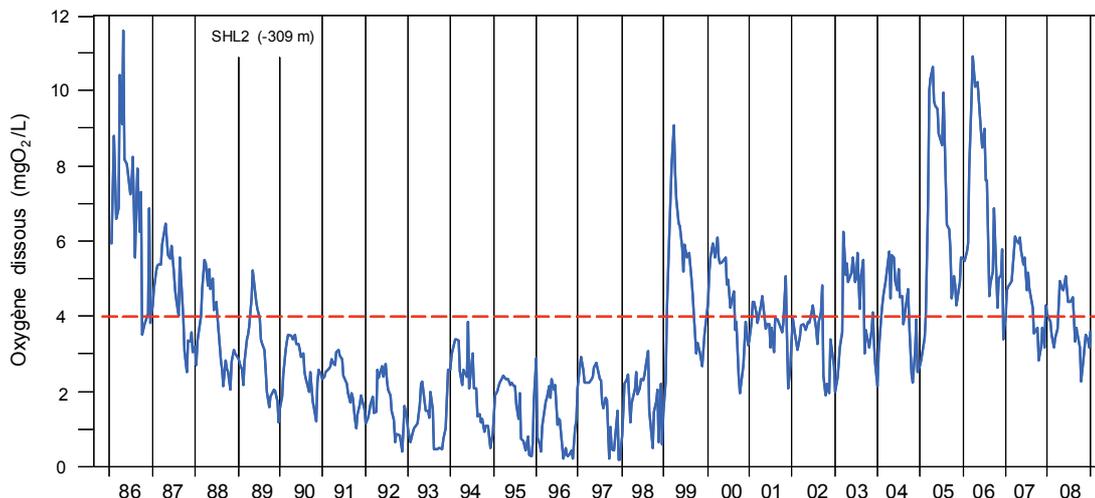


Figure 20 : Concentration en oxygène dissous des eaux du fond, Léman - Grand Lac (SHL2).

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

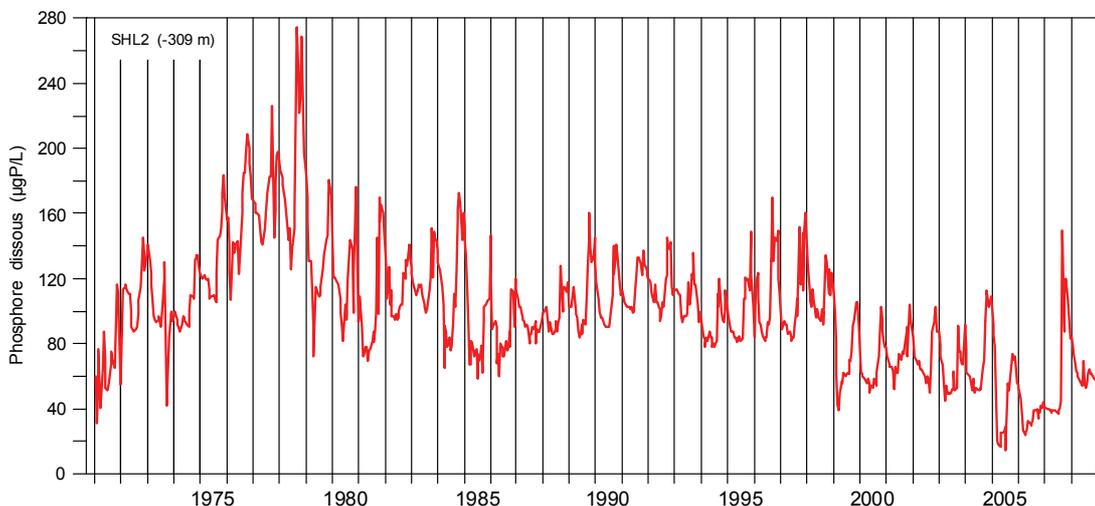


Figure 21 : Concentration en phosphore dissous (P-PO₄³⁻) des eaux du fond, Léman - Grand Lac (SHL2).

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 2008

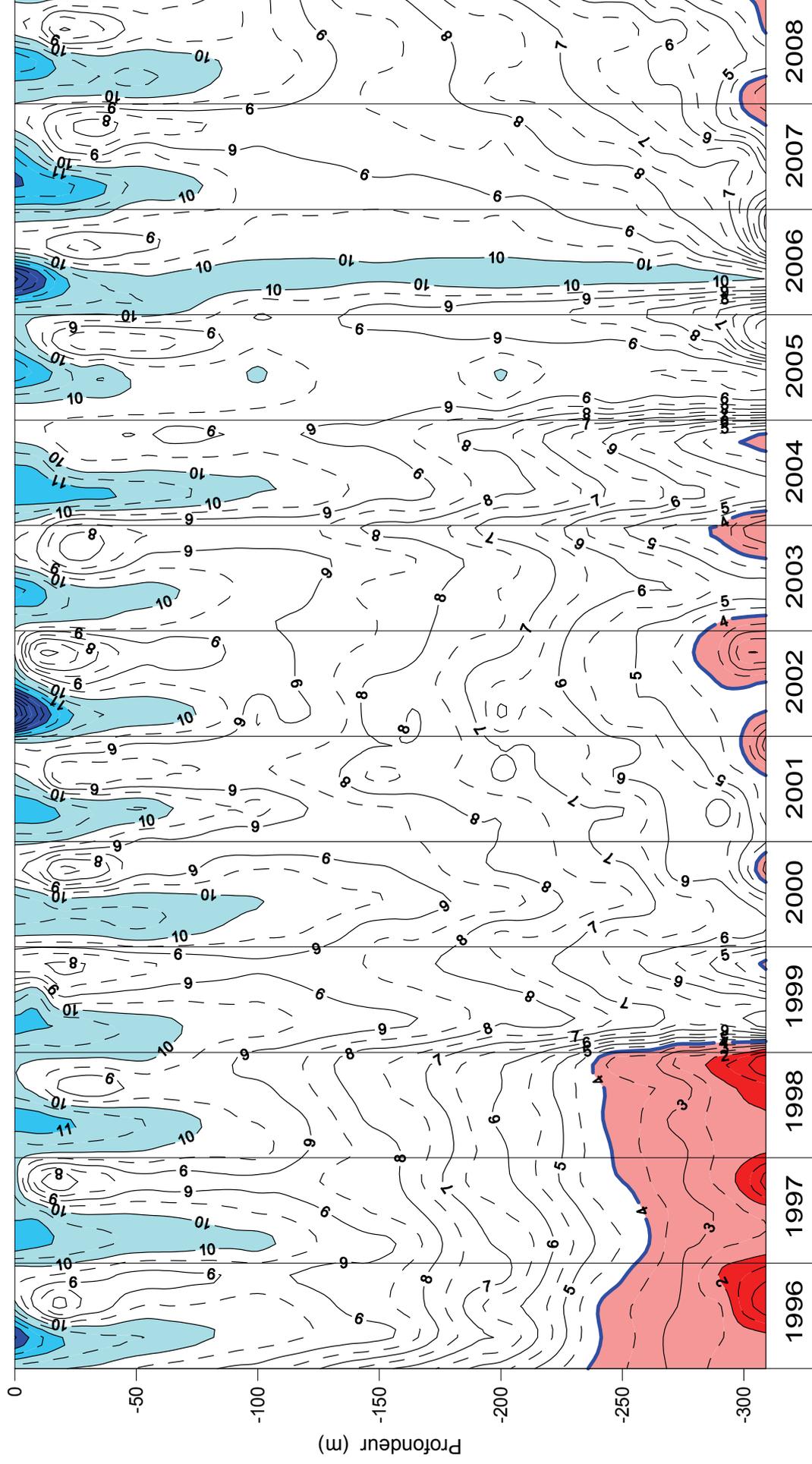


Figure 22 : Concentration en oxygène dissous des eaux du Léman (Grand Lac - SHL2) en fonction de la profondeur. (N.B. : suivant le nombre d'années prises en considération, de très légères modifications de représentation graphique peuvent apparaître - différence de lissage des courbes d'isovaleurs).

Figure 22 : Concentration of dissolved oxygen in the water of Lake Geneva (Grand Lac - SHL2) as a function of depth. (N.B.: depending on how many years are taken into consideration, there may be some very slight differences in the graphical presentation (due to differences in the smoothing of the isothermal curves)).

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). Ce site est considéré comme représentatif du lac.

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. Les deux brassages suivants ont été très faibles, et la concentration moyenne sur l'année 2008 est de 8.86 mgO₂/L, soit dans la norme des années sans brassage.

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 mgO₂/L depuis 1957. Malgré le faible brassage, la désoxygénation du fond a été limitée.

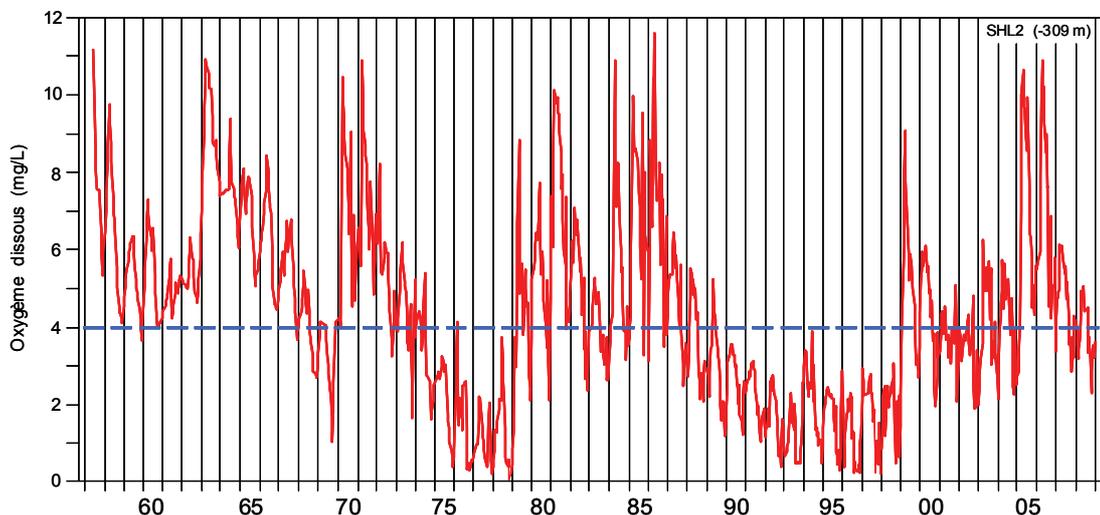


Figure 23 : Concentration en oxygène dissous des eaux du fond, Léman - Grand Lac (SHL2).

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

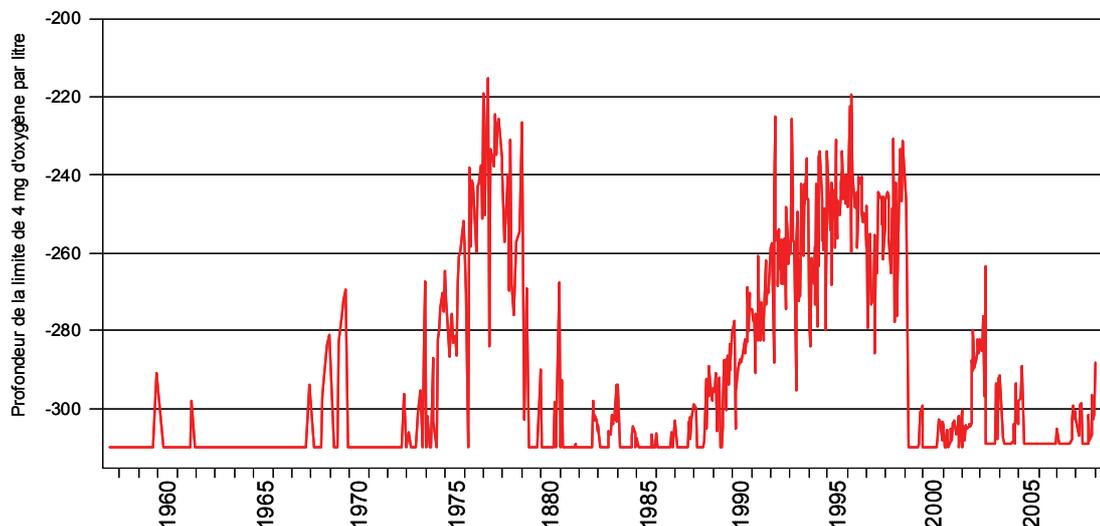


Figure 24 : Evolution de la profondeur de la limite à 4 mgO₂/L dans le Léman - Grand Lac (SHL2).

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

5.2 Phosphore dissous et phosphore total

Malgré la faible diffusion du phosphore à partir des sédiments avant le brassage, le stock moyen en phosphore total a légèrement augmenté par rapport à l'an dernier, soit 2'370 tonnes de P (pour 2'205 tonnes de P en 2007), avec une concentration moyenne de 27.6 µgP/L (figure 25). Il en est de même pour l'orthophosphate : 1'835 tonnes de P, soit 21.4 µgP/L, contre 20.9 µgP/L en 2007. L'objectif est fixé à 20 µgP/L en phosphore total pour limiter raisonnablement la production algale.

La figure 27 indique l'évolution de la concentration en phosphate dans la couche 0-100 m depuis 1996. Cette figure indique un net appauvrissement en phosphore de la zone superficielle.

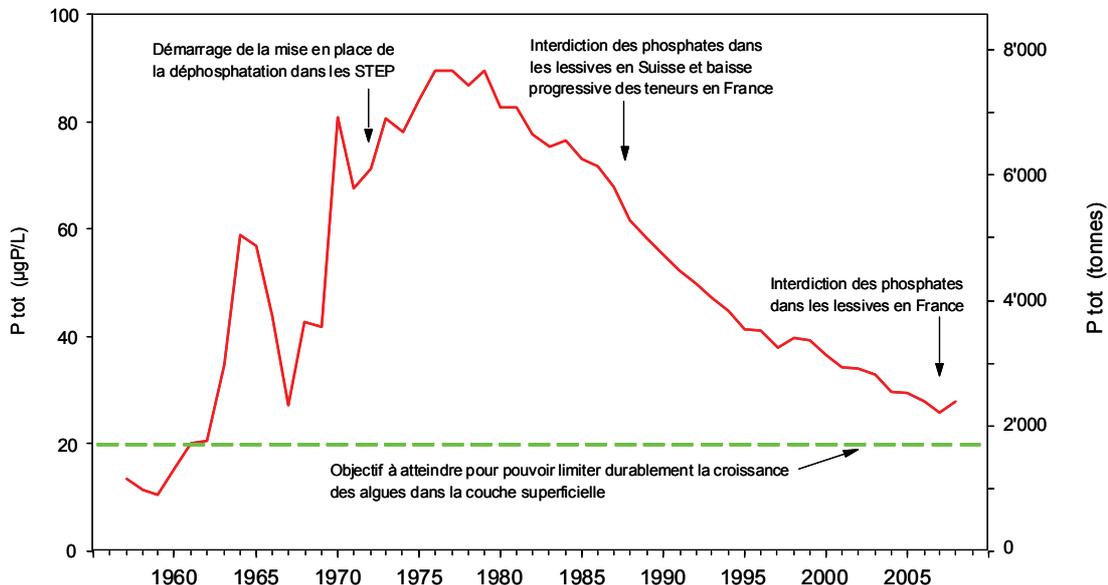


Figure 25 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et du stock de phosphore total contenu dans le Léman de 1957 à 2008 - Grand Lac (SHL2).

Figure 25 : Change in weighted mean annual total phosphorus concentration and total phosphorus content of the Lake Geneva from 1957 to 2008 - Grand Lac (SHL2).

5.3 Transparence

L'évolution de la transparence depuis 1986 est représentée sur la figure 26. L'année 2008 indique une dynamique classique avec une importante transparence hivernale, une période d'eaux claires marquée et une diminution de la transparence liée à l'activité phytoplanctonique.

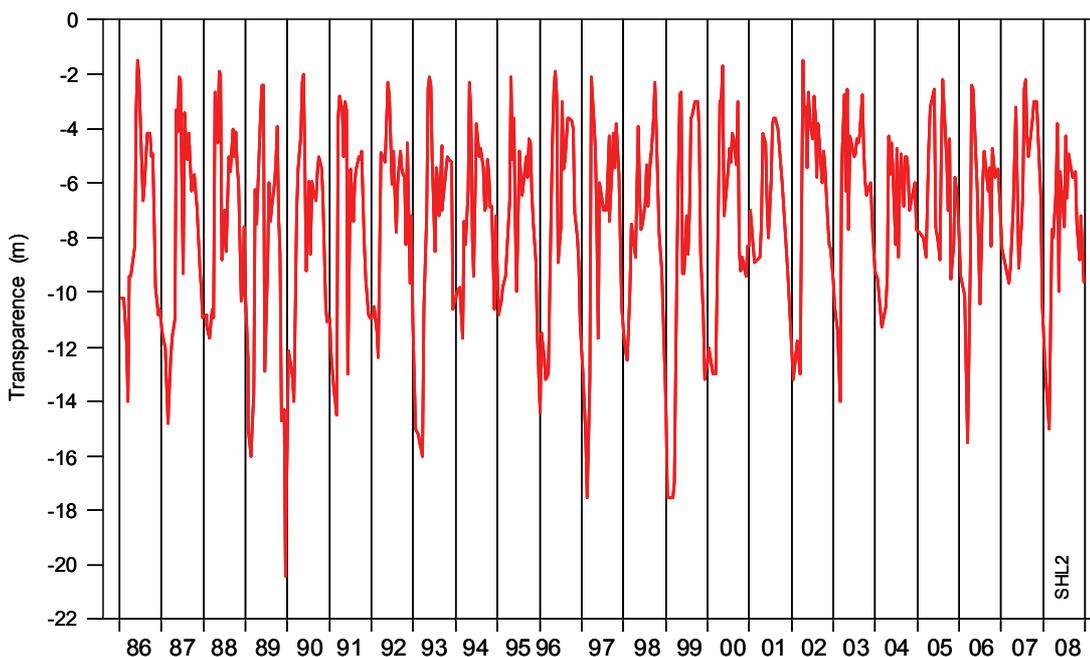


Figure 26 : Evolution de la transparence mesurée avec le disque de Secchi de 1986 à 2008, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 26 : Change in the transparency measured using a Secchi disk from 1986 to 2008, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

Orthophosphate / P-PO4 (µgP/L) - Léman / Grand Lac (SHL 2) - 1996 à 2008

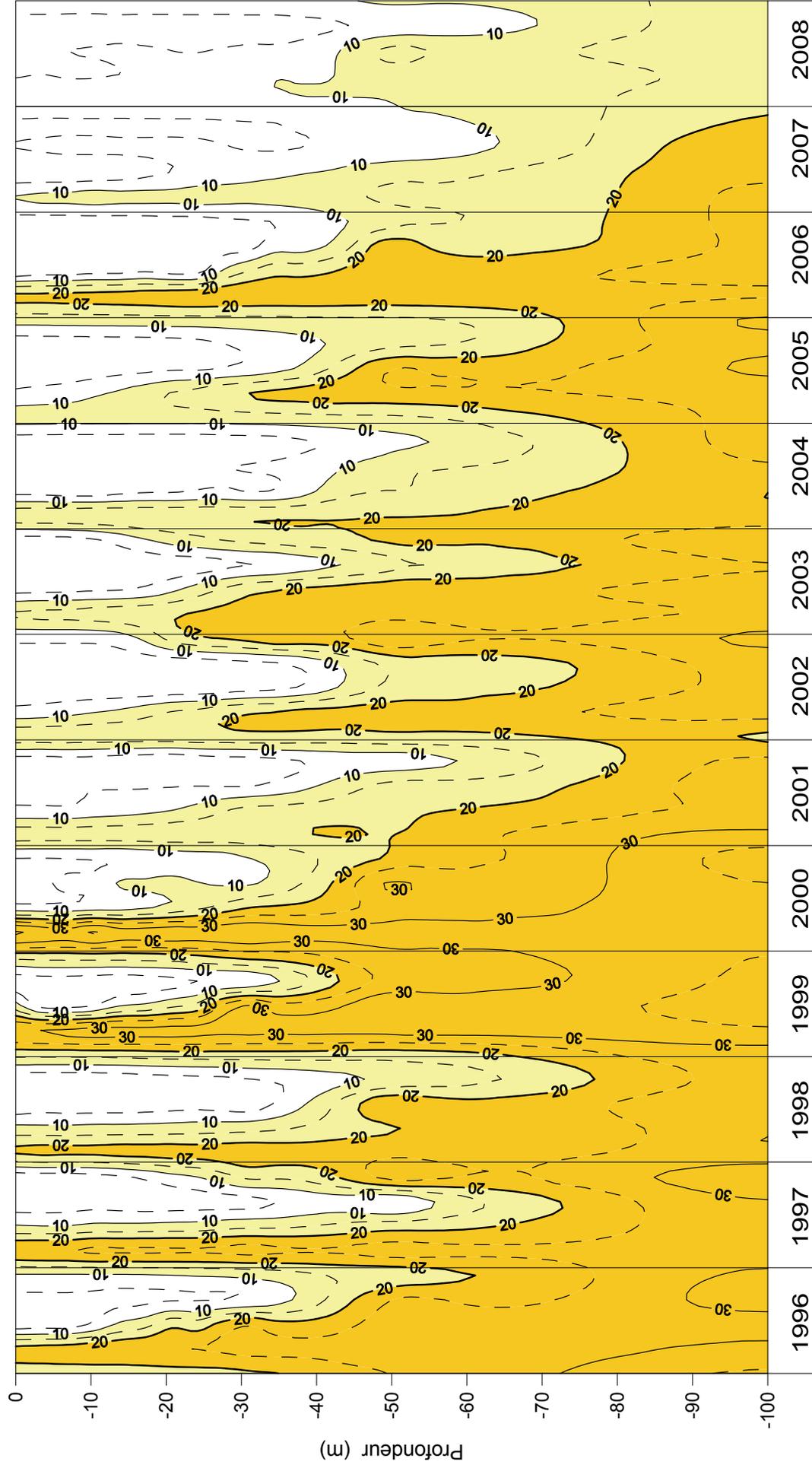


Figure 27 : Concentration en phosphore dissous ($P-PO_4^{3-}$) dans les différentes couches du Léman (SHL2) (zone jaune foncée = concentration supérieure à 20 µgP/L; zone jaune claire = concentration entre 10 et 20 µgP/L) (N.B. : suivant le nombre d'années prises en considération, de très légères modifications de représentation graphique peuvent apparaître (différence de lissage des courbes d'isovaleurs)).

Figure 27 : Concentration of dissolved phosphorus ($P-PO_4^{3-}$) in the various layers of Lake Geneva (SHL2) (dark yellow shaded zone = concentration > 20 µgP/L; light yellow shaded zone = concentration between 10 and 20 µgP/L) (N.B. : depending on how many years are taken into consideration, there may be some very slight differences in the graphical presentation (due to differences in the smoothing of the isothermal curves)).

5.4 Azote nitrique et azote total

Les concentrations moyennes en azote total et en azote nitrique sont plus faibles que celles des cinq dernières années, mais restent dans la variabilité observée des concentrations depuis les années 1990 (figure 28). En 2008, la concentration moyenne en azote total est de 0.64 mgN/L, soit un stock de 54'420 tonnes de N. La concentration moyenne en azote nitrique est de 0.53 mgN/L, soit 2.35 mgNO₃/L (la norme d'eau de consommation en Suisse est de 40 mgNO₃/L et en France de 50 mgNO₃/L).

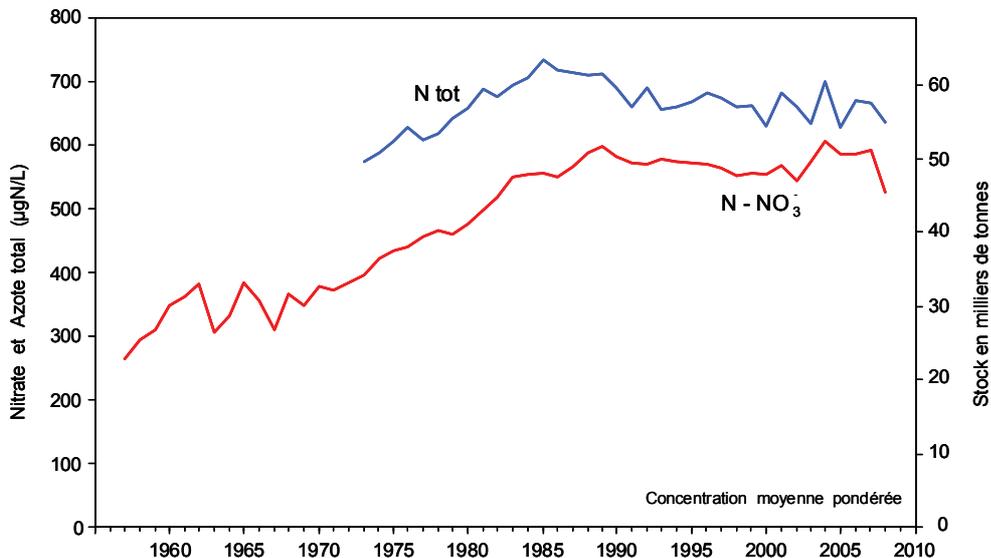


Figure 28 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et des stocks d'azote total et d'azote nitrique contenus dans le Léman de 1956 à 2008, Léman - Grand Lac (SHL2).

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 1956 to 2008, Grand Lac (SHL2).

5.5 Chlorure

Depuis le début des mesures du chlorure dans le Léman en 1971 avec 2.73 mg/L, la teneur du Grand Lac en chlorure est en augmentation quasi linéaire de 2 % par an. Cependant, depuis 2006, le stock est quasi constant, comme indiqué sur la figure 29. En 2008, le stock en chlorure est de 740'861 tonnes soit 8.65 mg/L, contre 8.64 mg/L en 2007. La concentration moyenne dans le lac se rapproche de la concentration moyenne des apports pondérée par les débits (8.7 mg/L en 2007 et 9.6 mg/L en 2008). Si les apports n'évoluent pas de manière importante, la concentration moyenne du lac évoluera moins.

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.

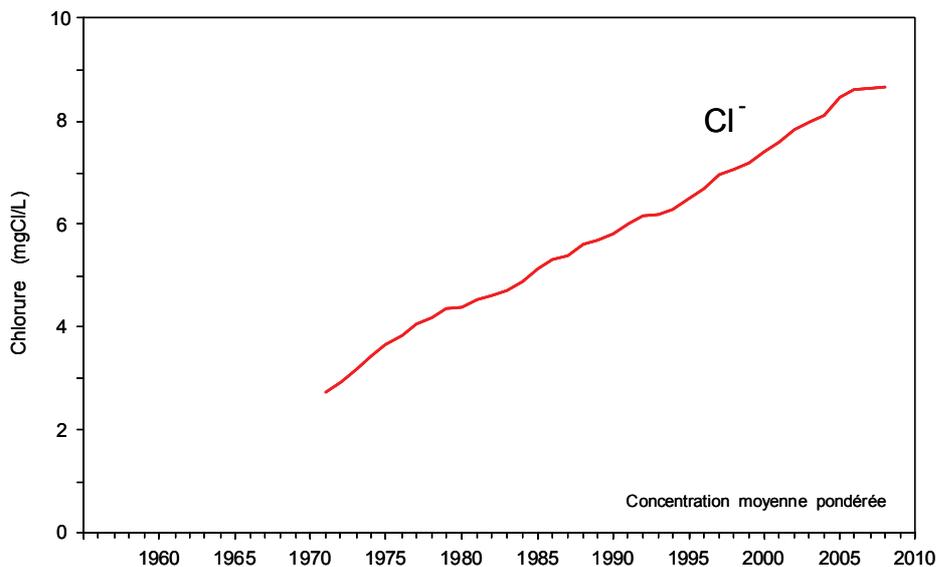


Figure 29 : Evolution de la concentration moyenne annuelle en chlorure, pondérée pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1971 à 2008, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 29 : Change in the weighted mean annual concentration of chloride in the entire mass of the water of the lake from 1971 to 2008, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

6. CONCLUSIONS

Les principales observations en 2008 sont les suivantes :

- L'hiver 2007-2008 a été chaud, le brassage n'a pas été complet et n'a atteint que les 100 premiers mètres.
- Le fond du lac a été faiblement réoxygéné.
- L'activité phytoplanctonique a redémarré très tôt en mars.
- Le stock de phosphore dans les couches superficielles après le brassage était relativement faible. Il a été consommé rapidement jusqu'à plus de 50 mètres et durant une longue période (jusqu'en novembre), tout comme la silice.
- La période des eaux claires est bien marquée cette année.

Pour les stocks :

- Le stock en phosphore a très légèrement augmenté par rapport à 2007.
- Le stock en chlorure est constant depuis 3 ans.
- Le stock en azote total et en azote nitrique baisse légèrement.

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. (2009) : Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2008, 109-116.
- QUÉTIN, P. (2009) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2008, 21-32.
- RIMET, F. et DRUART, J.-C. (2009) : Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2008, 91-102.
- STRAWCZYNSKI, A. (2009) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2008, 167-173.
- TADONLEKE, R. (2009) : Production primaire et biomasse chlorophyllienne dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2008, 103-108.

Concentrations moyennes pondérées - Léman (Grand Lac - SHL2).
Mean weighted concentrations.

ANNEXE 1

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

* : valeur interpolée

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

ANNEXE 2

Total content in tons.

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	45'464	285	129	45'050	740'860	8'864	177	1'018

* : valeur interpolée

Incertitudes élargies * des principales analyses physico-chimiques

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 EAUX DU LÉMAN

METALS AND ORGANIC MICROPOLLUTANTS IN GENEVA LAKE WATERS

Campagne 2008

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 et la vie piscicole.

La recherche de produits phytosanitaires et de quelques médicaments dans les eaux du lac s'est poursuivie et la baisse de leurs concentrations respectives observée l'année dernière se confirme, pour certains même de manière spectaculaire.

ABSTRACT

The levels of heavy metals in the water of Lake Geneva are still low, and fully compliant with the acceptable levels stipulated for drinking water and for fish life.

The survey of pesticides and some drug residues in water of the lake continued, and the fall in their contents observed last year is confirmed, to a spectacular extent in some cases.

1. INTRODUCTION

Excepté les travaux menés sur le Rhône amont (BERNARD et ARNOLD, 2008, 2009), les études se sont à nouveau focalisées sur le lac, car ce dernier représente un milieu stable intégrant la pollution et adéquat pour une bonne visualisation des pollutions dues aux micropolluants organiques. Les pollutions des rivières, même si elles sont parfois plus importantes et les écosystèmes plus menacés, sont beaucoup plus ponctuelles et nécessiteraient un suivi de fréquence accrue et sur une période de temps étendue. Ces travaux sont menés de manière plus systématique par les cantons ou les autorités régionales françaises.

La présence de micropolluants dans les eaux du bassin lémanique et du lac est une préoccupation majeure de la CIPEL. Le groupe de travail de la CIPEL dédié à cette problématique a poursuivi les travaux menés précédemment dans le domaine des résidus de produits phytosanitaires et de quelques médicaments.

2. ÉCHANTILLONNAGE (figure 1)

La surveillance de la pollution des eaux du lac en métaux lourds, en produits phytosanitaires et en quelques principes actifs de médicaments produits industriellement dans le bassin versant du Rhône en amont du lac, a été effectuée sur des échantillons prélevés au centre du Léman, à la station SHL2 (figure 1), les 21 avril et 20 octobre 2008 (LAZZAROTTO et RAPIN, 2009).

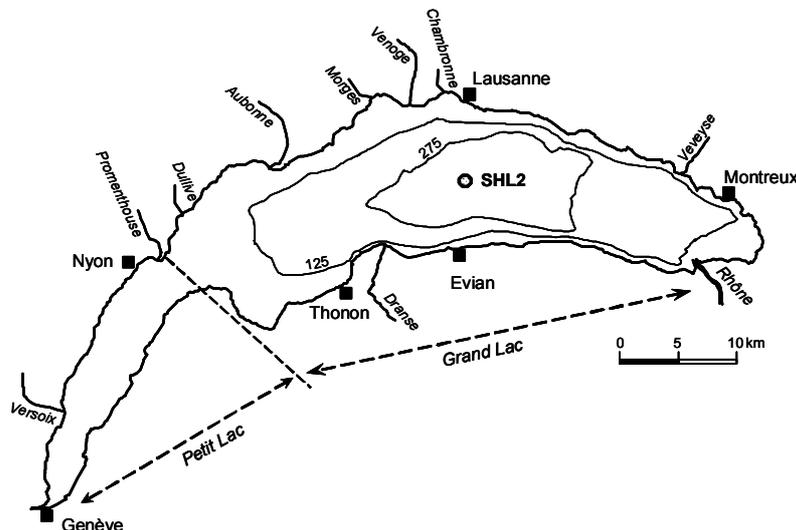


Figure 1 : Situation du point de prélèvement - station SHL2.

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

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 21.04.2008 : 0 - 1 - 5 - 7.5 - 10 - 30 - 100 - 305 - 309 m
campagne du 20.10.2008 : mélange des niveaux 1 - 30 m et 200 - 305 m.
Les éléments suivants ont été dosés : aluminium, plomb, cadmium, chrome, cuivre et mercure.
- **micropolluants organiques** : 1 - 30 - 100 - 300 m.

Lors des contrôles effectués en 2008, la méthode d'analyse des pesticides dans les eaux comprenait 267 substances, soit 116 herbicides, 146 fongicides et insecticides et 5 médicaments. La liste des pesticides recherchés est à peu près la même qu'en 2007 (voir annexe 1). Elle tient compte des substances fabriquées ou formulées sur les sites industriels situés dans le bassin versant du Rhône valaisan. Comme en 2007, 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.

Les analyses ont été effectuées par le Service de la consommation et des affaires vétérinaires (SCAV) de Genève.

3.1 Analyses chimiques

Métaux

Les analyses de métaux sont effectuées 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, carbamazépine, mépivacaïne, chlorprocaïne, prilocaïne et bupivacaïne est effectuée sur les eaux brutes : les substances 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) et permet de garantir sans ambiguïté l'identité de la substance décelée. Cette manière de procéder est préconisée aujourd'hui dans divers documents officiels telle que la directive CE/657/2002 concernant les performances analytiques des méthodes. Les limites de quantification sont données en annexe 1 et sont généralement comprises entre 0.001 et 0.020 µg/L. Pour quelques substances, la limite de quantification est plus élevée : 0.100 µg/L.

3.2 Contrôles

La qualité des résultats, principalement pour les pesticides, est 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 2008 par la CIPEL font l'objet du rapport de STRAWCZYNSKI (2009).

4. MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU LÉMAN

4.1 Métaux (Tableaux 1 et 2)

Les teneurs totales en éléments métalliques toxiques (mercure, plomb, cuivre, aluminium, 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 valeurs pour le cuivre sont parfois proches des exigences relatives à la qualité des eaux pour les cours d'eau, surtout lors de la campagne de mai 2007.

Les concentrations observées dans les eaux du lac sont bien inférieures aux concentrations métalliques toxiques pour le poisson, citées dans la littérature (DIETRICH, 1995) qui varient pour chaque espèce, selon la nature et la forme chimique du métal.

Tableau 1 : Campagne du 21 avril 2008.

Léman - Grand Lac (Station SHL 2).

Table 1 : Survey done on April 21, 2008.

Lake Geneva - Grand Lac (SHL 2).

Profondeur (m)	Plomb (µg/L)	Cadmium	Chrome (µg/L)	Cuivre (µg/L)	Aluminium	Mercure (µg/L)
0	< 0.5	< 0.02	< 0.1	2	< 10	< 0.1
1	< 0.5	< 0.02	< 0.1	2	< 10	< 0.1
5	< 0.5	< 0.02	< 0.1	2	< 10	< 0.1
7.5	< 0.5	< 0.02	< 0.1	2	< 10	< 0.1
10	< 0.5	< 0.02	< 0.1	2	< 10	< 0.1
30	< 0.5	< 0.02	< 0.1	1	< 10	< 0.1
100	< 0.5	< 0.02	< 0.1	2	< 10	< 0.1
305	< 0.5	< 0.02	< 0.1	2	< 10	< 0.1
fond	< 0.5	< 0.02	0.1	1	< 10	< 0.1

Tableau 2 : Campagne du 20 octobre 2008.

Léman - Grand Lac (Station SHL 2).

Table 2 : Survey done on October 20, 2008.

Lake Geneva - Grand Lac (SHL 2).

Profondeur (m)	Plomb (µg/L)	Cadmium	Chrome (µg/L)	Cuivre (µg/L)	Aluminium	Mercure (µg/L)
mélange 1 et 30 m	< 0.5	0.02	< 0.1	6	< 10	< 0.1
mélange 200 et 305 m	< 0.5	0.02	0.1	2	< 10	< 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 (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) (annexe 1; figures 2, 3 et 4)

Dès 2006, suite aux premières mesures prises concernant les rejets industriels des entreprises chimiques valaisannes, le suivi des résidus de produits phytosanitaires avait montré une tendance à la baisse (BERNARD *et al.*, 2007 et 2008 ; EDDER *et al.*, 2007 et 2008). Les résultats de l'année 2008 confirment cette perspective réjouissante.

Les résultats détaillés des campagnes de mesures réalisées en avril et octobre 2008 sont donnés en annexes 2 et 3.

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 2004-2008.

Les teneurs moyennes en pesticides totaux qui avaient augmenté de 2004 à 2005, diminuent de manière importante en 2007 et se situent aujourd'hui aux environs de 0.15 µg/L. Ces dernières s'éloignent donc de la valeur maximale de tolérance fixée légalement (en Suisse comme en France) à 0.5 µg/L pour les eaux de boisson. Si cette évolution est réjouissante, il faut toutefois rester prudent car de nombreuses substances issues de l'agriculture, des industries, des jardins privés et des utilisations urbaines, ne sont pas encore incorporées dans la procédure analytique actuelle. Un premier travail a été initié dans ce sens par la CIPEL, avec l'inventaire des pesticides d'origine agricole utilisés dans les cultures du bassin versant du Léman. Certaines substances ont pu ainsi être incorporées aux programmes de surveillance de la qualité des eaux.

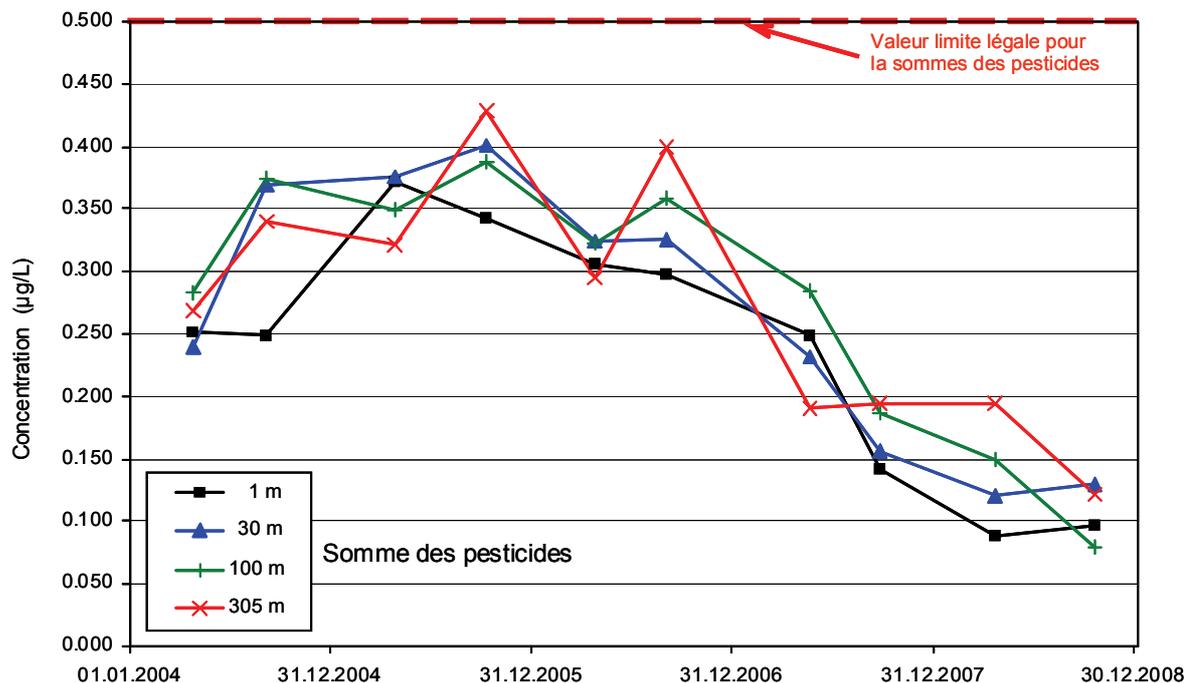


Figure 2 : Evolution des concentrations en pesticides totaux recherchés au centre du Léman (station SHL2) de 2004 à 2008 pour 4 profondeurs.

Figure 2 : Change in the total concentrations of the pesticides surveyed in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2004 and 2008 at 4 depths.

L'évolution des concentrations du foramsulfuron (herbicide), due à des rejets industriels, montre que la situation, très inquiétante en 2005, s'est heureusement améliorée grâce à une réduction sensible des apports (BERNARD *et al.*, 2007, 2008 et 2009). La concentration moyenne en foramsulfuron se situe aujourd'hui aux alentours de 0.008 µg/L et a donc baissé d'un facteur 10 en l'espace de trois ans. Cette tendance se confirme également pour d'autres pesticides comme l'amidosulfuron, le métalaxyl ou le métolachlore, issus d'apports industriels.

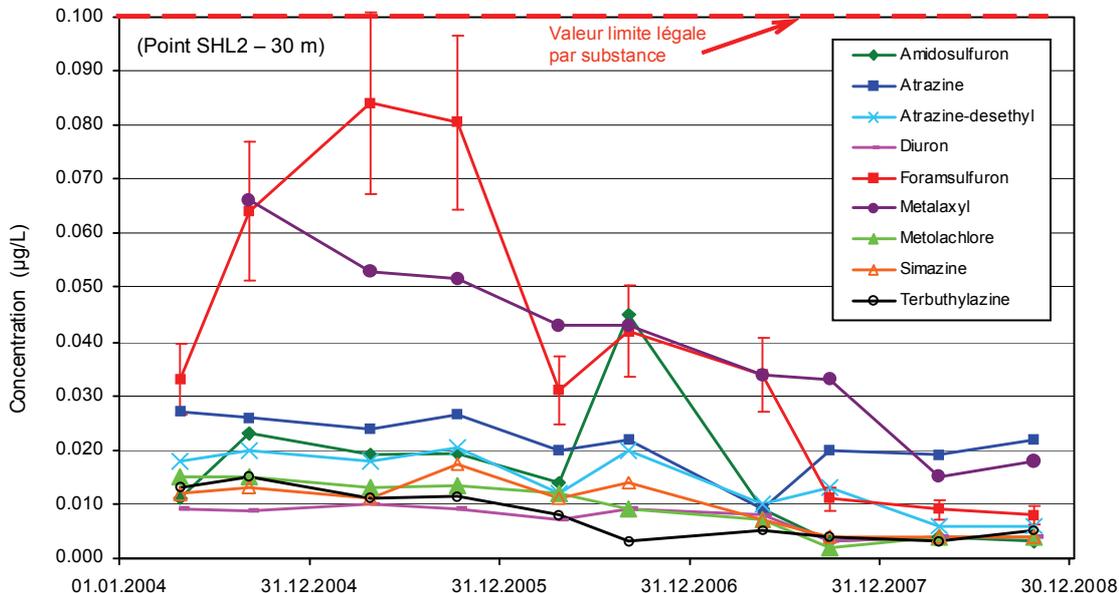


Figure 3 : Evolution des concentrations en divers pesticides au centre du Léman à 30 m (station SHL2) de 2004 à 2008.

Figure 3 : Change in the concentrations of some pesticide at 30 m in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2004 and 2008.

Il est encourageant de constater que trois ans après l'alerte de la CIPEL, les mesures prises quant à la réduction des rejets par les industries ont été efficaces et ont conduit à une baisse très significative de la contamination du Léman.

Cependant, malgré une utilisation en nette régression des herbicides de la famille des triazines, ceux-ci restent encore décelables dans les eaux du lac. La présence du métolachlore fréquemment associé à l'atrazine dans la culture du maïs est également toujours observée.

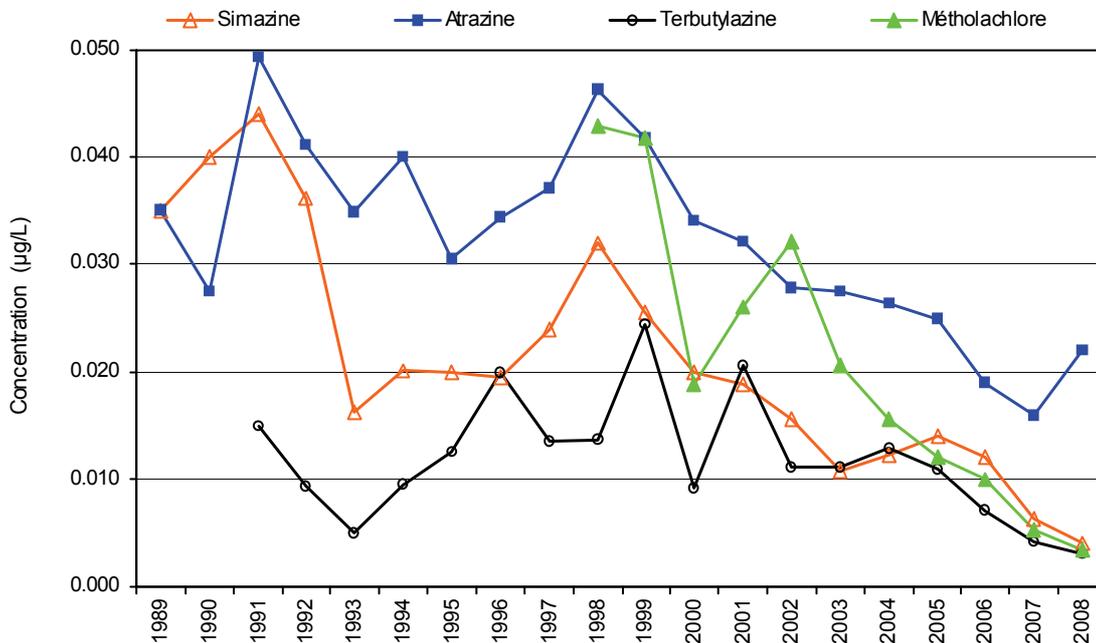


Figure 4 : Evolution des concentrations en moyennes annuelles en divers pesticides au centre du Léman (station SHL2) entre 1989 et 2008.

Figure 4 : Change in the mean annual concentrations of some pesticides in the center of Lake Geneva (SHL2) between 1989 and 2008.

Comme pour les rejets industriels, les efforts de sensibilisation des milieux agricoles montrent donc également leurs effets avec des concentrations à la baisse dans les eaux du Léman. Il conviendrait de confirmer cette tendance, notamment pour l'atrazine en fonction des interdictions mises en place.

Comme l'année précédente, toutes les concentrations mesurées sont inférieures à celles fixées pour une eau de boisson (0.1 µg/L par composé et 0.5 µg/L pour la somme des pesticides selon la Directive du Conseil des Communautés européennes - 1998 et l'Ordonnance suisse sur les substances étrangères et les composants, OSEC - 1995). 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. Il n'y a pas de norme pour la somme des pesticides.

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.

4.3 Médicaments (annexes 2 et 3, figure 5)

Depuis 2006, cinq principes actifs de médicaments ont été intégrés dans la méthode de suivi des pesticides. Il s'agit de la carbamazépine, de la mépivacaïne, la chlorprocaïne, la prilocaïne et la bupivacaïne. Les résultats détaillés des mesures réalisées en avril et octobre 2008 sont donnés en annexes 2 et 3.

L'origine de la présence de ces substances dans les eaux du lac provient d'une part de leur utilisation en médecine humaine et vétérinaire 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). Comme pour les pesticides, des mesures ont été prises courant 2007 par l'Etat du Valais afin de diminuer les rejets dus aux industries. La figure 6 présente les teneurs mesurées dans le lac au point SHL2 depuis 2006 et montre qu'il y a une tendance à la baisse. Toutefois, il y a encore des apports assez importants dus aux rejets industriels (BERNARD et ARNOLD, 2009).

Comme pour le suivi des pesticides, la CIPEL a initié un inventaire des substances médicamenteuses utilisées dans le bassin versant suisse du Léman et en France sur la base d'une liste du CEMAGREF.

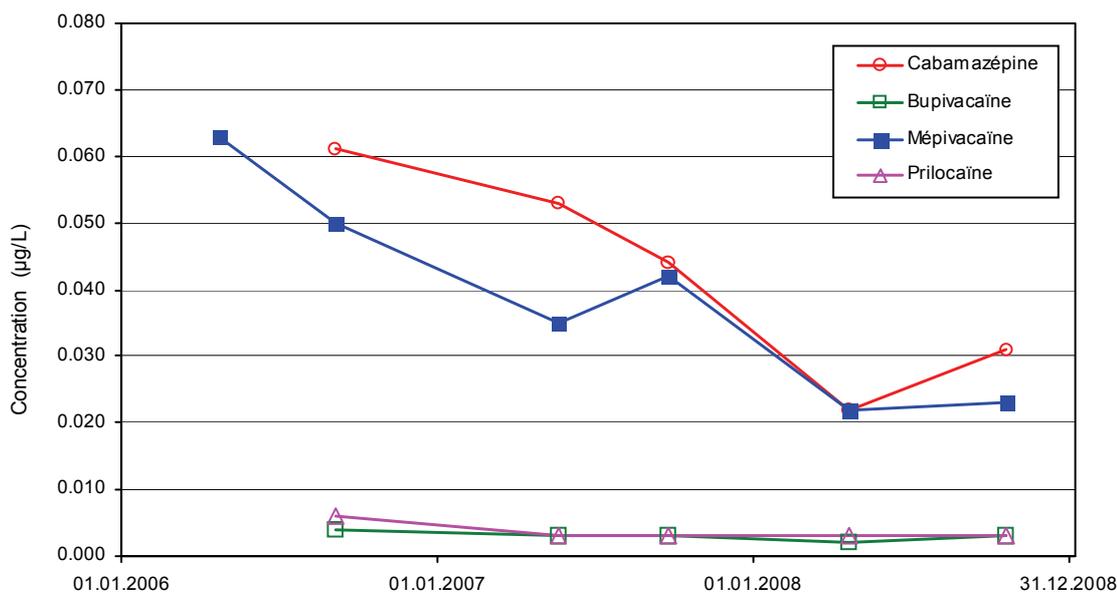


Figure 5 : Evolution des concentrations en mépivacaïne, carbamazépine, bupivacaïne et prilocaïne depuis 2006 au centre du Léman à 30 m (station SHL2).

Figure 5 : Change in mepivacaine, carbamazepine, bupivacaine and prilocaïne concentrations at 30 m since 2006 in the centre of Lake Geneva (SHL2).

5. CONCLUSIONS

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

Les concentrations en pesticides dans le lac ont bien diminué. La teneur en foramsulfuron par exemple est aujourd'hui redescendue à des valeurs inférieures à la PNEC (Predicted no-effect concentration ; concentration prédite sans effet).

Plusieurs médicaments dont le lieu de production industrielle est situé sur le Rhône amont ont été mis en évidence. Pour ceux-ci, des actions sont en cours au niveau de l'industrie. Il est également impératif que les organes de contrôle se dotent des moyens nécessaires afin d'effectuer des contrôles sérieux de ces substances. Aujourd'hui, seules quelques-unes d'entre elles font l'objet d'analyses. De plus, les données écotoxicologiques dans ce domaine sont encore lacunaires, ce qui rend difficile toute évaluation fiable des risques encourus par les biocénoses.

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.
- 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., 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.
- LAZZAROTTO, J., et RAPIN, F. (2009) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2008, 33-58.
- 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. (2009) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2008, 167-173.

**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	Benthiavalicarb 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	Diafenthuron	Insecticide	80060-09-9	0.1
62	Dichlorprop-P	Herbicide	15165-67-0	0.02

	Substance	Type	NumCAS	LQ [µg/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 [µg/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 21 avril 2008.
Pesticides detected in the Lake Geneva at SHL2, sampling of 21 April 2008.

ANNEXE 2

Concentration en µg/L		21.04.2008	21.04.2008	21.04.2008	21.04.2008
Pesticides	Type	1 m	30 m	100 m	305 m
Amidosulfuron	Herbicide	0.003	0.004	0.006	0.006
Atrazine	Herbicide	0.019	0.019	0.020	0.024
Atrazine-2-hydroxy	Herbicide	0.003	0.003	0.004	0.006
Atrazine-desethyl	Herbicide	0.004	0.006	0.006	0.011
Atrazine-desethyl-2-hydroxy	Herbicide				0.001
Atrazine-desethyl-desisopropyl	Herbicide	0.003			
Atrazine-desisopropyl	Herbicide		0.005	0.004	0.007
Carboxin	Fongicide			0.001	0.002
Chlorotoluron	Herbicide	0.002	0.003	0.004	0.004
Cyproconazole	Fongicide	0.002	0.003	0.003	0.004
Cyprodinil	Fongicide	0.001	0.001	0.001	0.001
Difenoconazol	Fongicide			0.001	
Dimethachlor	Herbicide		0.001	0.002	0.002
Diuron	Herbicide	0.003	0.004	0.005	0.004
Ethoxysulfuron	Herbicide	0.001	0.001	0.001	0.001
Fenarimol	Fongicide	0.001	0.002	0.004	0.003
Flurprimidol	Rég. croiss.			0.001	0.001
Foramsulfuron	Herbicide	0.008	0.009	0.013	0.021
Furalaxyl	Fongicide		0.001	0.001	0.001
Iodosulfuron-methyl	Herbicide	0.002	0.001	0.002	0.002
Isoproturon	Herbicide	0.001	0.001	0.002	0.002
Linuron	Herbicide			0.001	0.001
Mecoprop	Herbicide		0.001	0.002	0.002
Mepanipyrim	Fongicide				0.001
Metalaxyl	Fongicide	0.011	0.015	0.013	0.025
Metobromuron	Herbicide	0.001	0.002	0.003	0.004
Metolachlor	Herbicide	0.002	0.004	0.005	0.006
Metribuzin	Herbicide		0.002		
Monolinuron	Herbicide	0.002	0.003	0.004	0.005
Monuron	Herbicide			0.001	0.001
Oxadiazon	Herbicide	0.005	0.005	0.006	0.006
Penconazole	Fongicide			0.001	0.001
Prometryn	Herbicide	0.001	0.002	0.002	0.003
Propiconazole	Fongicide	0.002	0.003	0.003	0.004
Propyzamide	Herbicide		0.001	0.001	0.001
Pymetrozine	Insecticide	0.001		0.002	0.002
Secbumeton	Herbicide		0.001	0.001	0.001
Simazin	Herbicide	0.002	0.004	0.004	0.007
Simazine-2-hydroxy	Herbicide		0.001	0.001	0.001
Terbumeton	Herbicide		0.001	0.001	0.001
Terbuthylazine	Herbicide	0.002	0.003	0.004	0.005
Terbuthylazine-2-hydroxy	Herbicide	0.003	0.005	0.007	0.008
Terbuthylazine-desethyl	Herbicide	0.002	0.003	0.005	0.005
Terbutryn	Herbicide	0.001	0.001	0.001	0.001
Trifloxystrobine	Fongicide				0.001
DDE-op'	Insecticide	0.024	0.007	0.005	0.010
DDE-pp'	Insecticide	0.036	0.010	0.012	0.022
Somme des pesticides		0.148	0.138	0.166	0.227
Médicaments	Type	1 m	30 m	100 m	305 m
Bupivacaine	Anesthésiant	0.001	0.002	0.002	0.003
Carbamazépin	Anti-épilept	0.016	0.022	0.022	0.035
Mepivacaine	Anesthésiant	0.015	0.022	0.019	0.035
Prilocaine	Anesthésiant	0.002	0.003	0.002	0.005

Produits phytosanitaires décelés dans le Léman à SHL2, prélèvement du 20 octobre 2008.
Pesticides detected in the Lake Geneva at SHL2, sampling of 20 October 2008.

ANNEXE 3

Concentration en µg/L		20.10.2008	20.10.2008	20.10.2008	20.10.2008
Pesticides	Type	1 m	30 m	100 m	305 m
Amidosulfuron	Herbicide	0.003	0.003	0.001	0.002
Atrazine	Herbicide	0.023	0.022	0.022	0.027
Atrazine-2-hydroxy	Herbicide	0.002	0.004	0.004	0.005
Atrazine-desethyl	Herbicide	0.005	0.006	0.006	0.007
Atrazine-desisopropyl	Herbicide	0.004	0.005	0.004	0.005
Azoxystrobin	Fongicide	0.001			
Carbendazim	Fongicide	0.001	0.001		
Carboxin	Fongicide				0.001
Chlorotoluron	Herbicide	0.002	0.004	0.001	0.003
Cyproconazole	Fongicide	0.002	0.003	0.001	0.001
Cyprodinil	Fongicide	0.001	0.000		
Dimethachlor	Herbicide	0.001	0.002	0.001	0.001
Diuron	Herbicide	0.003	0.004	0.001	0.002
Ethoxysulfuron	Herbicide	0.001			0.001
Fenarimol	Fongicide		0.002	0.001	0.001
Fenuron	Herbicide	0.001	0.001	0.000	0.001
Foramsulfuron	Herbicide	0.009	0.008	0.008	0.013
Furalaxyl	Fongicide	0.001	0.001		0.001
Iodosulfuron-methyl	Herbicide	0.002	0.002		0.001
Iprovalicarb	Fongicide	0.001			
Isoproturon	Herbicide	0.001	0.003	0.001	0.001
Metalaxyl	Fongicide	0.009	0.018	0.019	0.025
Metobromuron	Herbicide	0.000	0.003		
Metolachlor	Herbicide	0.002	0.004	0.001	0.003
Monolinuron	Herbicide	0.002	0.002		0.002
Orthosulfamuron	Herbicide	0.000	0.001		
Penconazole	Fongicide	0.001	0.001		
Prometryn	Herbicide	0.001	0.002	0.001	0.001
Propiconazole	Fongicide	0.002	0.003	0.001	0.002
Pymetrozine	Insecticide	0.002	0.003	0.001	0.001
Secbumeton	Herbicide		0.001		
Simazin	Herbicide	0.002	0.004	0.004	0.005
Simazine-2-hydroxy	Herbicide	0.000	0.001		0.001
Tebuconazole	Fongicide	0.000	0.001		
Terbumeton	Herbicide	0.000	0.001		0.001
Terbuthylazine	Herbicide	0.003	0.005	0.001	0.002
Terbuthylazine-2-hydroxy	Herbicide	0.003	0.005	0.001	0.003
Terbuthylazine-desethyl	Herbicide	0.005	0.003		0.002
Terbutryn	Herbicide	0.001	0.001		0.001
Somme des pesticides		0.097	0.130	0.080	0.122
Médicaments					
Médicaments	Type	1 m	30 m	100 m	305 m
Bupivacaïne	Anesthésiant	0.001	0.003	0.002	0.004
Carbamazépin	Anti-épilept	0.016	0.031	0.028	0.034
Chloroprocaine	Anesthésiant	0.001	0.000	0.000	0.000
Mepivacaïne	Anesthésiant	0.009	0.023	0.026	0.028
Prilocaine	Anesthésiant	0.002	0.003	0.003	0.002

MICROPOLLUANTS DANS LES POISSONS ET ÉCREVISSSES DU LÉMAN

MICROPOLLUTANTS IN FISH AND FRESHWATER CRAYFISH FROM GENEVA LAKE

Campagne 2008

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

RÉSUMÉ

Des campagnes d'analyses ont été réalisées pour évaluer l'état de contamination en micropolluants des poissons du Léman. Les campagnes menées durant l'automne 2007 et le printemps 2008 ont permis le prélèvement de poissons (omble chevalier, corégone, brochet, truite lacustre, perche, lotte) et d'écrevisses (signal, américaine). Les substances recherchées ont été le mercure, les Polychlorobiphényles (PCB), les Polybromodiphényles Ethers (PBDE), les pesticides organochlorés (OCP), les substances perfluorées (PFOS) et les phtalates.

Les teneurs en mercure dans les poissons demeurent faibles et satisfont pleinement aux exigences requises pour la consommation. Les analyses de PCB et dioxines ont montré des concentrations élevées de PCB de types dioxines dans les ombles chevaliers. Ces résultats ont conduit les autorités suisse et française à interdire la commercialisation des ombles chevaliers de plus de 39 cm. Les analyses de retardateurs de flammes polybromés (PBDE) réalisées pour la première fois ont également montré des niveaux de contamination importants. Ces substances se comportent en fait de manière très similaire aux PCB et s'accumulent facilement dans les graisses animales. Le manque de données scientifiques et l'absence de réglementation rendent difficile l'interprétation de ces résultats. Les mesures de composés perfluorés ont permis la mise en évidence de 8 à 95 µg/kg de PFOS. Contrairement aux PCB et PBDE, la contamination est aléatoire et indépendante de l'espèce, la taille ou encore le pourcentage de matière grasse. Les résultats d'analyses pour les phtalates ainsi que pour les pesticides organochlorés sont quant à eux tout à fait satisfaisants.

ABSTRACT

A survey has been carried out to assess the levels of micropollutants in fish from Lake Geneva. The following fish were sampled in campaigns conducted during autumn 2007 and spring 2008 (charr, whitefish, pike, lake trout, perch, burbot) and crayfish (signal, U.S.). Mercury, polychlorinated biphenyls (PCBs), polybrominated ethers (PBDEs), organochlorine pesticides (OCPs), perfluorinated substances (PFOS) and phthalates were checked.

Mercury levels in fish remain low, and comply fully with food safety requirements. The analyses of PCBs and dioxins have revealed high concentrations of dioxin-like PCBs in the charr. These findings led the Swiss and French authorities to prohibit the marketing of char over 39 cm. Determinations of polybrominated flame retardants (PBDEs), which was done for the first time this year, also revealed significant levels of contamination. In fact, these substances behave very similarly to PCBs, and readily accumulate in animal fats. The lack of scientific data and of regulations makes it difficult to interpret these results. Determinations of perfluorinated compounds detected 8 to 95 µg/kg of PFOS. Unlike PCBs and PBDEs, this contamination was distributed randomly, and was independent of species, size or the percentage of fat. The data for phthalates and for organochlorine pesticides were quite satisfactory.

1. INTRODUCTION ET SUBSTANCES RECHERCHÉES

Parmi la multitude de contaminants présents dans le milieu, des molécules susceptibles de s'accumuler dans les organismes vivants ont été choisies pour caractériser leur niveau de contamination et voir si celles-ci répondent aux exigences légales de consommation humaine et/ou de commercialisation. Ce sont donc prioritairement les espèces de poissons les plus consommées qui ont été sélectionnées.

Leur place dans les réseaux trophiques a aussi été prise en compte, car il est connu que les espèces situées en haut de la chaîne alimentaires et à fort taux lipidique sont particulièrement impactées par les Polluants Organiques Persistants (POP). Parmi ceux-ci, les substances recherchées ont été le mercure, les PolyChloroBiphényles (PCB), les PolyBromoDiphénylesEthers (PBDE), les pesticides organochlorés (OCP), les substances perfluorées (PFOS) et les phtalates.

2. ÉCHANTILLONNAGE (figure 1)

Les campagnes de prélèvements ont été menées durant l'automne 2007 et le printemps 2008. Les poissons et écrevisses ont été pêchés par des pêcheurs professionnels ou de loisir, sous la responsabilité des services officiels de la pêche française (Haute-Savoie) et suisse (canton de Vaud et canton de Genève).

Le financement des analyses a été assuré par la CIPEL et pour 14 échantillons pour les PCB par la Direction générale de l'alimentation (Direction départementale des services vétérinaires de Haute-Savoie) dans le cadre du plan national d'action français du Ministère de l'agriculture.

Choix des zones de pêche

Le Léman peut être subdivisé en deux grandes zones : le Grand Lac, partie la plus large et la plus profonde (309.7 m) représentant 96 % du volume total du lac et le Petit Lac, plus étroit et nettement moins profond (76 m), représentant 4 % du volume total. Il n'y a pas actuellement de source ponctuelle de PCB identifiée sur le pourtour du Léman.

– Grand Lac :

- ▶ zone A / partie française au large de Thonon, la plus grande agglomération française sur la côte lémanique,
- ▶ zone B / zone où se trouve un des sites importants d'ombrière. Des prélèvements d'ombles ont eu lieu sur cette zone uniquement lors des pêches spéciales pour la reproduction (fin novembre-début décembre 2007),
- ▶ zone C / partie suisse au large de Lausanne - Morges, la plus grande agglomération suisse sur la côte lémanique avec la STEP de Vidy (Lausanne), la plus grande STEP rejetant directement dans le lac,

– Petit Lac :

- ▶ zone D / partie du Petit Lac la plus profonde à cheval sur la France et la Suisse.

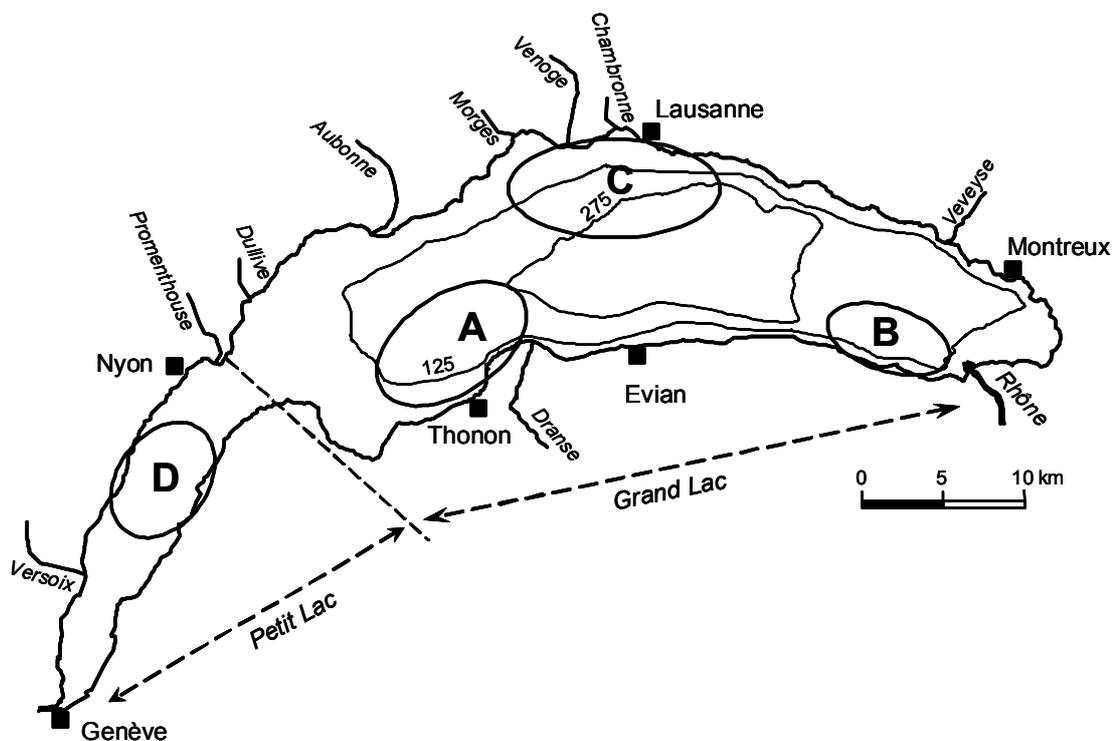


Figure 1 : Situation des zones de prélèvement des poissons du Léman (2007 et 2008).

Figure 1 : Location of the fish sampling areas in Lake Geneva (2007 and 2008).

Espèces, nombre d'échantillons

- omble chevalier (*Salvelinus alpinus*), 22 échantillons, 22 spécimens de 28 à 49 cm, provenance : 6 de la zone A, 5 de la zone B, 6 de la zone C et 5 de la zone D ;
- corégone (*Coregonus lavaretus*), 16 échantillons, 16 spécimens de 35.5 à 52 cm, provenance : 6 de la zone A, 5 de la zone C. et 5 de la zone D ;
- brochet (*Esox lucius*), 13 échantillons, 13 spécimens de 55 à 118 cm, provenance : 5 de la zone A, 3 de la zone C et 5 de la zone D ;
- truite lacustre (*Salmo trutta lacustris*), 3 échantillons, 3 spécimens de 36 à 42 cm, provenance : 1 de la zone A, 1 de la zone C et 1 de la zone D ;
- perche (*Perca fluviatilis*), 8 échantillons composites de 127 spécimens de taille entre 15.5 à 21 cm, provenance : 85 de la zone A et 42 de la zone C ;
- lotte (*Lotta lotta*), 3 échantillons, dont 1 spécimen de 38 cm et 2 composites de 15 spécimens de taille entre 21 et 25.5 cm, provenance : 16 de la zone A ;
- écrevisse signal ou écrevisse de Californie (*Pacifastacus leniusculus*), espèce non indigène, 7 échantillons composites de 250 spécimens de taille entre 9 à 14 cm, provenance : 3 de la zone A, 3 de la zone C et 1 de la zone D ;
- écrevisse américaine (*Orconectes limosus*), espèce non indigène, 2 échantillons composites de 91 spécimens de taille entre 9 et 11.5 cm, provenance : 1 de la zone C et 1 de la zone D.

3. MÉTHODOLOGIE

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

Les analyses de phtalates ont été réalisées par une méthode chromatographie gazeuse couplée à une détection par spectrométrie de masse (GC-MS) dans le Laboratoire départemental d'analyses de la Drôme à Valence. Le Laboratoire d'étude des résidus et contaminants dans les aliments (LABERCA) à Nantes s'est chargé des analyses de polychlorobiphényles indicateurs et de type dioxine (PCBi et PCBDL), dioxines et furanes (PCDD/F), polybromodiphényléthers (PBDE) par chromatographie gazeuse couplée à une détection par spectrométrie de masse haute résolution (GC-HRMS) ainsi que des analyses de composés perfluorés par chromatographie liquide avec détection par spectrométrie de masse en mode tandem (LC-MSMS). Finalement, le service de la consommation et des affaires vétérinaires (SCAV) à Genève s'est chargé des analyses du mercure par absorption atomique FIMS (Flow Injection Mercury System) et du dosage des pesticides organochlorés par GC-MS.

4. RÉSULTATS ET DISCUSSION

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

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

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

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

Les teneurs maximales autorisées dans la chair musculaire des poissons à l'état frais sont de 4.0 pg TEF/g pour la somme PCDD/F et de 8.0 pg TEF/g pour la somme PCB dl + PCDD/F. Ces valeurs sont exprimées en équivalents toxiques de l'OMS (TEF).

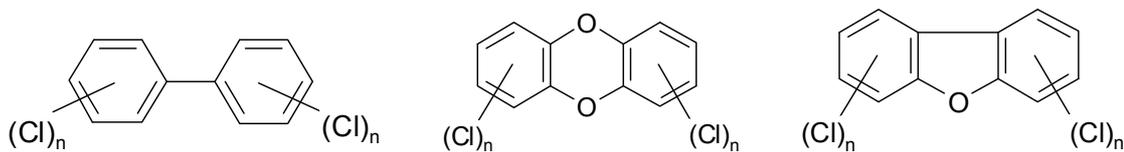


Figure 2 : Structure chimique des PCB, PCDD et PCDF.
 Figure 2 : Chemical structure of PCBs, PCDDs and PCDFs.

Les résultats (tableau 1) montrent que la contamination en dioxines est relativement faible quelque soit l'espèce considérée. Pour les PCB dl, une contamination plus importante a été identifiée et touche particulièrement les ombles chevaliers et pas les autres espèces (brochets, corégones, truites, perches, lottes et écrevisses). Les PCB ayant la particularité de s'accumuler dans la matière grasse, les poissons sont d'autant plus contaminés qu'ils sont âgés et gras. Or, l'omble chevalier est un poisson situé tout en haut de la chaîne trophique et très gras. La figure 3 représente les niveaux de contamination en PCDD/DF + PCB dl pour les ombles chevaliers en fonction de la taille et de la zone de pêche. Les ombles chevaliers de plus grandes tailles ont même montré des concentrations pour la somme PCB dl + PCDD/F qui dépassaient la teneur maximale autorisée. Cependant, on peut noter que la contamination est principalement due aux PCB dl et non pas aux dioxines. Une relation directe entre la taille des ombles chevaliers et leur teneur en PCB a ainsi pu être démontrée. Cette contamination est d'origine diffuse et indépendante du lieu de pêche. Les figures 4 et 5 illustrent les résultats obtenus pour les corégones et les brochets. Le brochet est un poisson peu gras, ce qui explique les faibles concentrations mesurées pour cette espèce bien qu'elle se situe en haut de la chaîne alimentaire.

Sur la base de ces résultats, les chimistes cantonaux de Vaud, Valais et Genève ainsi que le Préfet de Haute-Savoie ont prononcé une interdiction de commercialisation des ombles chevaliers pêchés dans le Léman et dont la taille est supérieure à 39 cm. La taille de 39 cm a été déterminée statistiquement par l'Agence Française de Sécurité Sanitaire Alimentaire (AFSSA) et symbolise la taille pour laquelle on peut attendre des concentrations en PCB dl + PCDD/F inférieures à la teneur maximale autorisée. Considérant que de tels poissons représentent une faible part de la pêche professionnelle, cette interdiction paraît proportionnée et apte à protéger les consommateurs sans nuire gravement aux intérêts économiques des pêcheurs professionnels.

Le tableau 2 récapitule les mesures effectuées dans les poissons ces dernières années. L'évolution des contaminations au cours des dernières années est difficile à évaluer pour les PCB en raison d'un changement méthodologique. Jusqu'en 2004, les dosages mesuraient le taux de contamination sur les PCB totaux alors qu'aujourd'hui, les mesures déterminent spécifiquement les 12 PCB de types dioxines (PCB 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169 et 189) et 7 PCB indicateurs (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 et 180). Toutefois, selon un avis de l'AFSSA (AFSSA 2002), la concentration en PCB indicateur correspondrait à environ 50% de la concentration en PCB totaux. Sur cette base, il ne semble pas y avoir de baisse significative de ces polluants par rapport aux dernières mesures dans les poissons réalisées en 2004 (CORVI et al., 2005).

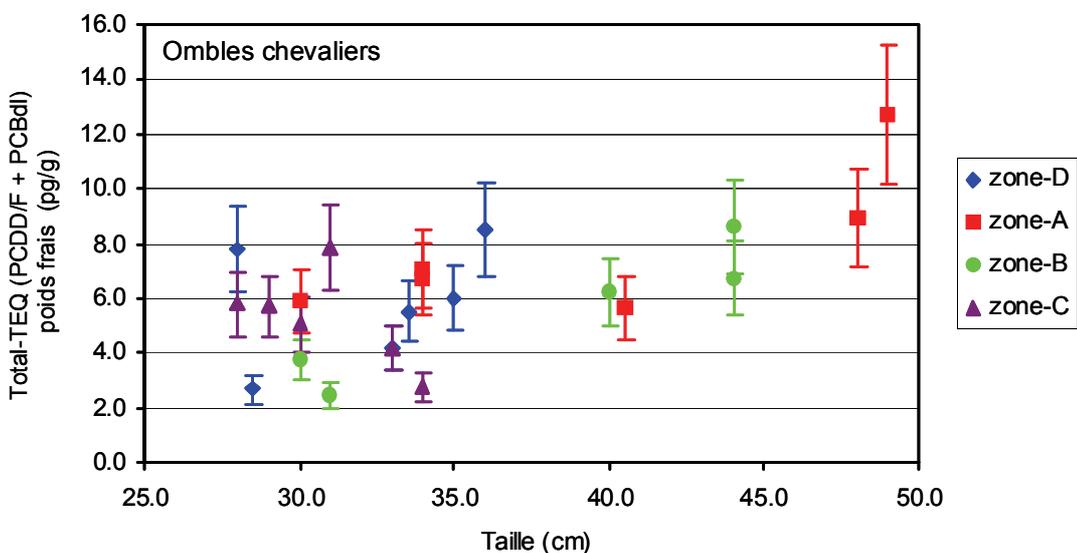


Figure 3 : Résultats en TEQ PCDD/F + PCBdl pour les ombles chevaliers en fonction de la taille du poisson.
 Figure 3 : TEQ PCDD/F + PCBdl results for Artic Charr according to fish size.

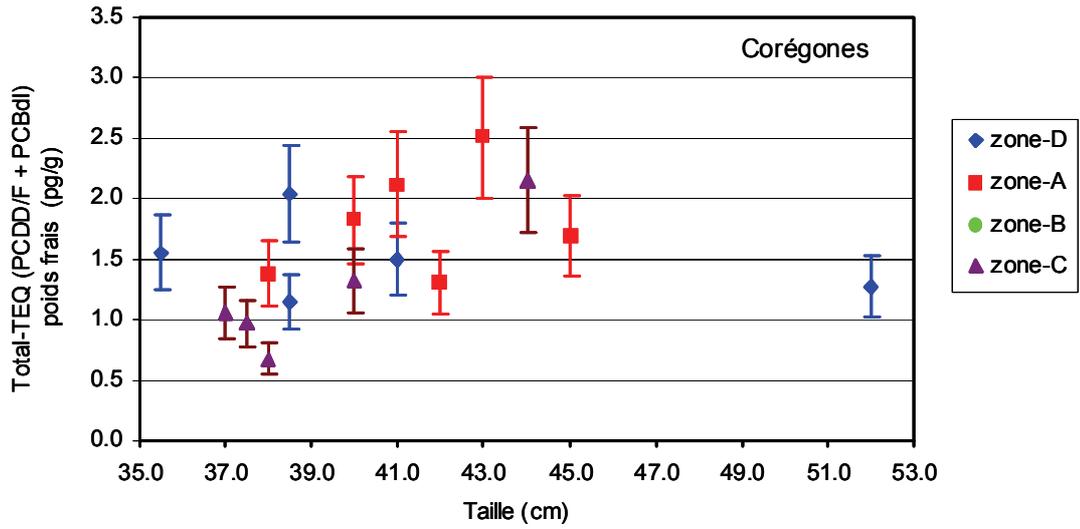


Figure 4 : Résultats en TEQ PCDD/F + PCBdl pour les corégones en fonction de la taille du poisson.
Figure 4 : TEQ PCDD/F + PCBdl results for Whitefish according to fish size.

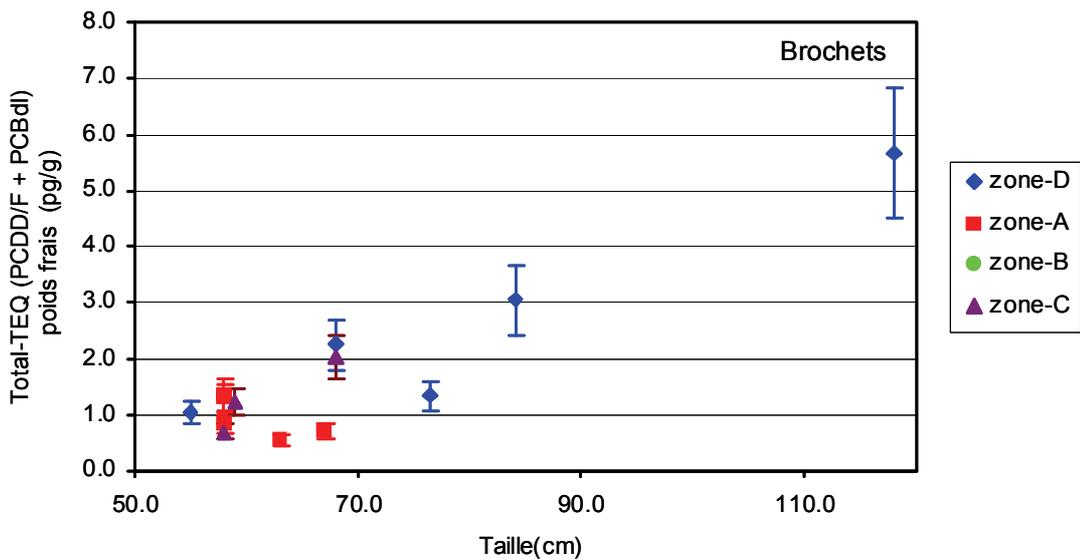


Figure 5 : Résultats en TEQ PCDD/F + PCBdl pour les brochets en fonction de la taille du poisson.
Figure 5 : TEQ PCDD/F + PCBdl results for Northern pike according to fish size.

4.2 Retardateurs de flamme polybromés (PBDE)

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

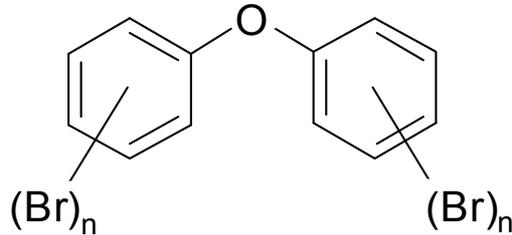


Figure 6 : Chemical structure of PBDEs.

Les analyses des PBDE ont été effectuées uniquement sur la première série de poissons qui comprenait 6 corégones, 5 ombles chevaliers, 5 lots de perches et 3 de lottes. 7 PBDE indicateurs ont été mesurés (voir Tableau 3). Tout comme pour les PCB, les ombles chevaliers sont les plus contaminés avec des valeurs comprises entre 7 et 13 ng/g de PBDE indicateurs. Pour les autres espèces, la valeur maximale a été trouvée dans une lotte avec une valeur de 2.8 ng/g. Le niveau de contamination en PBDE dans les poissons du Léman est du même ordre de grandeur à ce qui a pu être mesuré dans les autres lacs Suisses et en Europe (ZENNEG et al., 2003 ; AFSSA, 2005). Le profil de contamination observé est indépendant du seuil de contamination, de l'espèce, ou de l'âge. Le 2,2',4,4'-tétrabromodiphényléther (PBDE-47) et le 2,2',4,4',5-pentabromodiphényléther (PBDE-99) représentent à eux seuls plus de 80% de la contamination globale. Du point de vue quantitatif, on observe une bonne corrélation avec la somme des PCB indicateurs comme illustré sur la figure 7.

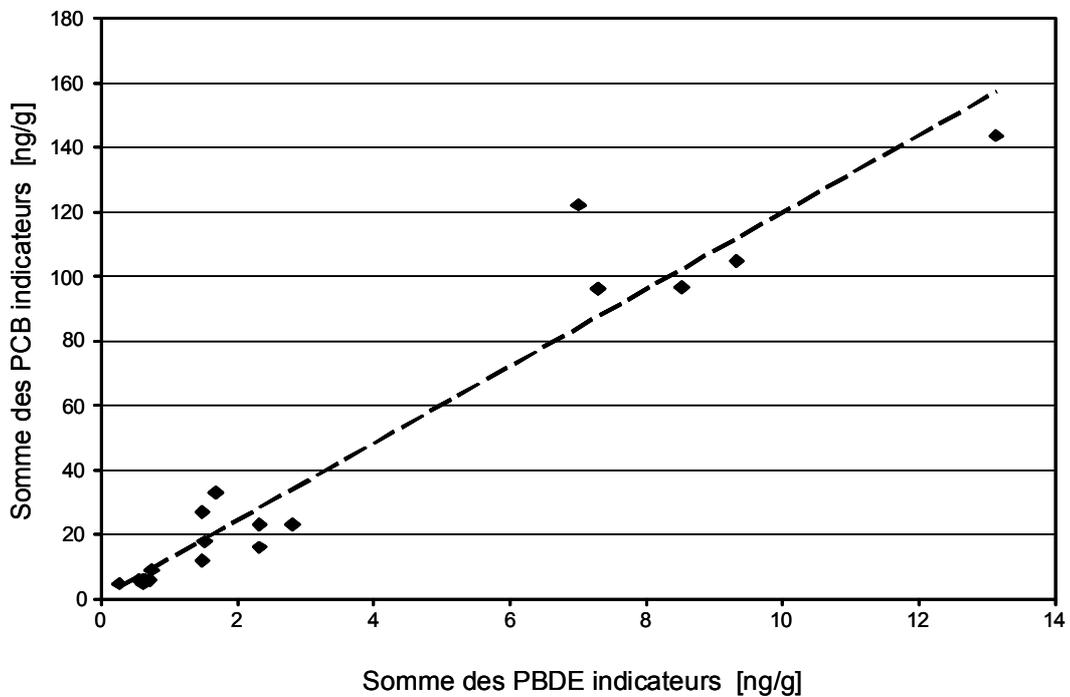


Figure 7 : Corrélation entre les teneurs de PCBind et PBDE dans la chair des poissons.
Figure 7 : Correlation between the levels of PCBind and PDBE the flesh of the fish.

Bien qu'il n'existe pas encore de normes légales définissant les valeurs maximales autorisées de PBDE dans les poissons, les premiers résultats montrent que la problématique des PBDE est présente dans le Léman. La persistance de ces composés dans l'environnement et leur accumulation dans les organismes, analogue à celle des PCB, doivent être surveillées de près.

Actuellement, la majorité des données d'évaluation du risque pour la santé disponible sur les PBDE porte principalement sur des études réalisées sur des mélanges commerciaux de congénères, plutôt que sur des PBDE isolés. Les effets toxiques des PBDE sur un nombre limité de congénères montrent que le foie, le rein et la thyroïde sont les organes cibles de l'action toxique de ces molécules. Certaines études suggèrent que les PBDE pourraient exercer un impact sur le système nerveux et sur les fonctions immunitaires. Les données de génotoxicité et de cancérogenèse sont trop limitées pour formuler une conclusion définitive sur ces deux points. Enfin, les résultats de différentes études convergent pour considérer les PBDE comme des perturbateurs endocriniens potentiels (AFSSA, 2005). Ce rapport conclut que les études disponibles ne permettent pas d'identifier une dose toxicologique expérimentale de référence qui puisse servir de fondement à la fixation d'une dose journalière tolérable.

Un document publié par Santé Canada en 2004 (SANTÉ CANADA, 2004) a pourtant établi une dose avec effet critique pour la santé humaine à 0,8 mg/kg de poids corporel pour le mélange PeBDE (Pentabromodiphényléther). Cette valeur se base uniquement sur l'évaluation globale du mélange de congénères réalisée sur des souris. Un rapport plus récent publié par Dutch National Institute for Public Health and the Environment (RIVM, 2006) est plus inquiétant. Cette étude de risque réalisée spécifiquement sur le PBDE-99 montre que celui-ci a une toxicité similaire à celle de la dioxine 2,3,7,8-TCDD. Ils établissent pour ce congénère une dose maximale de 0.26 ng de PBDE-99 par kilo de poids corporel et par jour. Au regard des concentrations retrouvées dans les poissons du Léman, cette dose pourrait être atteinte par la consommation d'environ 100g de filet de perches qui est pourtant l'espèce la moins contaminée parmi celles testées.

L'évolution des connaissances scientifiques sur les PBDE conduira probablement à une réglementation européenne. En attendant cette prise de position des autorités sanitaires, l'interprétation des résultats est délicate. Toutefois, on peut déjà se réjouir que lors de la conférence des Parties à la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants qui a eu lieu à Genève en mai 2009, les tétrabromodiphényléther et pentabromodiphényléther ont été rajoutés à l'annexe A des substances interdites.

4.3 Perfluorooctane sulfonate (PFOS)

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

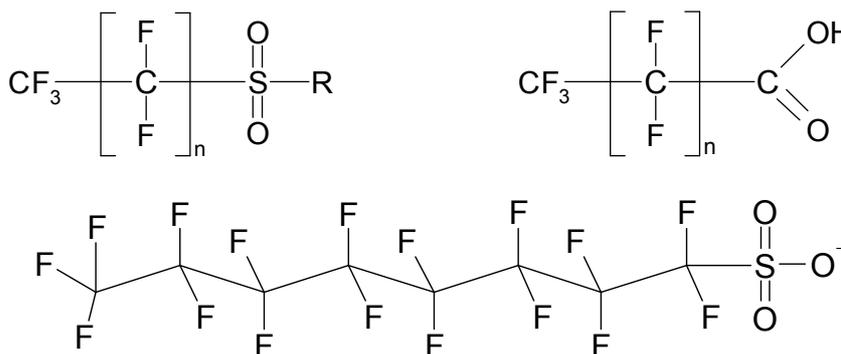


Figure 8 : Structure chimique des perfluoroalkyle sulfonates, d'acide perfluoroalkyle et du PFOS.

Figure 8 : Chemical structure of perfluoroalkyle sulfonates, perfluoroalkyle acid and PFOS.

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

Le but de cette étude visait à évaluer l'éventuelle contamination des poissons du Léman par les composés perfluorés. Le PFOS et les autres principaux perfluorés ont été analysés dans la chair de 19 poissons. Les résultats (voir Tableau 4) montrent une contamination des poissons allant de 8 à 95 µg/kg. Dans tous les cas, le PFOS est le composé majoritaire et représente plus de 95 % de la contamination totale. Contrairement aux PCB, PCDD/F et PBDE qui se bioaccumulent dans les graisses, aucune corrélation ne peut être faite entre la contamination en PFOS et la taille, le poids ou le pourcentage de matière grasse.

L'espèce n'est pas non plus un critère significatif puisque l'on constate que toutes les espèces sont concernées et qu'à l'intérieur d'une même espèce, il y a une très grande dispersion des résultats.

Ces résultats préliminaires montrent que la problématique des perfluorés est importante dans le lac Léman. A l'heure actuelle, il n'existe pas de valeurs maximales autorisées. Les données à disposition des scientifiques ne sont pas encore suffisamment complètes pour procéder à une évaluation exhaustive des risques. En l'état des connaissances actuelles, les autorités européennes de sécurité des aliments (EFSA) ont établi une dose journalière tolérable (DJT) à 150 et 1500 ng par kg de poids corporel et par jour pour le PFOS et PFOA respectivement (EFSA 2008). Par exemple, cette DJT correspond à 10 µg de PFOS par jour pour un adulte 70 kg ce qui correspond environ à la consommation de 200g de poisson si l'on tient compte de la contamination moyenne mesurée.

4.4 Phtalates

Les phtalates sont couramment utilisés comme plastifiants des matières plastiques pour les rendre plus souples. Relativement biodégradables, les phtalates peuvent toutefois se retrouver en concentration importante dans les sédiments. Ils sont utilisés très fréquemment et sont aujourd'hui des contaminants majeurs ubiquistes (environnement, alimentations, matériaux, etc.). Les résultats de l'année précédente (EDDER et al. 2008) ont montré la présence dans les eaux du Léman de dibutyl phtalate (DBP) et le bis(2-ethylhexyl)phtalate (DEHP) entre 700 et 1000 ng/L. Dans les sédiments, les concentrations maximales mesurées dans la matière sèche étaient de 500 et 13'000 µg/kg pour le DBP et DEHP respectivement.

Au vu des concentrations relativement élevées dans l'eau et les sédiments par rapport à d'autres micropolluants organiques, une évaluation de la contamination des poissons était nécessaire pour déceler une éventuelle bioaccumulation dans les organismes.

Les 5 ombles chevaliers de la première série ont donné des résultats identiques pour les 5 spécimens, montrant l'absence (considérant le seuil de quantification de 0.5 mg/kg) pour les 6 phtalates recherchés dans les poissons (Benzyl buthyl phtalate, Di buthyl phtalate Di ethyl phtalate, Di methyl phtalate, Di octyl phatale, Bis 2 ethylhexyl phtalate). Ces résultats sont tout à fait satisfaisants et rassurants par rapport à la dose journalière admissible (DJA) de 1'500 et de 48 µg·kg⁻¹·j⁻¹ pour le DBP et DEHP.

4.5 Mercure (Hg)

Le mercure fait depuis longtemps l'objet d'un suivi dans les poissons du Léman et il était donc intéressant de le rechercher pour avoir un point de comparaison avec le passé. Les teneurs mesurées en mercure dans les poissons de la première série étaient comprises entre 20 et 80 µg/kg (Tableau 5). Les valeurs moyennes étaient de 48, 38 et 28 µg/kg pour les ombles chevaliers, les perches et les corégones respectivement. L'ordre de grandeur des concentrations en mercure est stable et correspond aux résultats des années précédentes (CORVI et al., 2001, 2005). A une exception près, les résultats se situent en dessous de 50 µg/kg, ce qui est largement en dessous de la teneur maximale autorisée de 500 µg/kg.

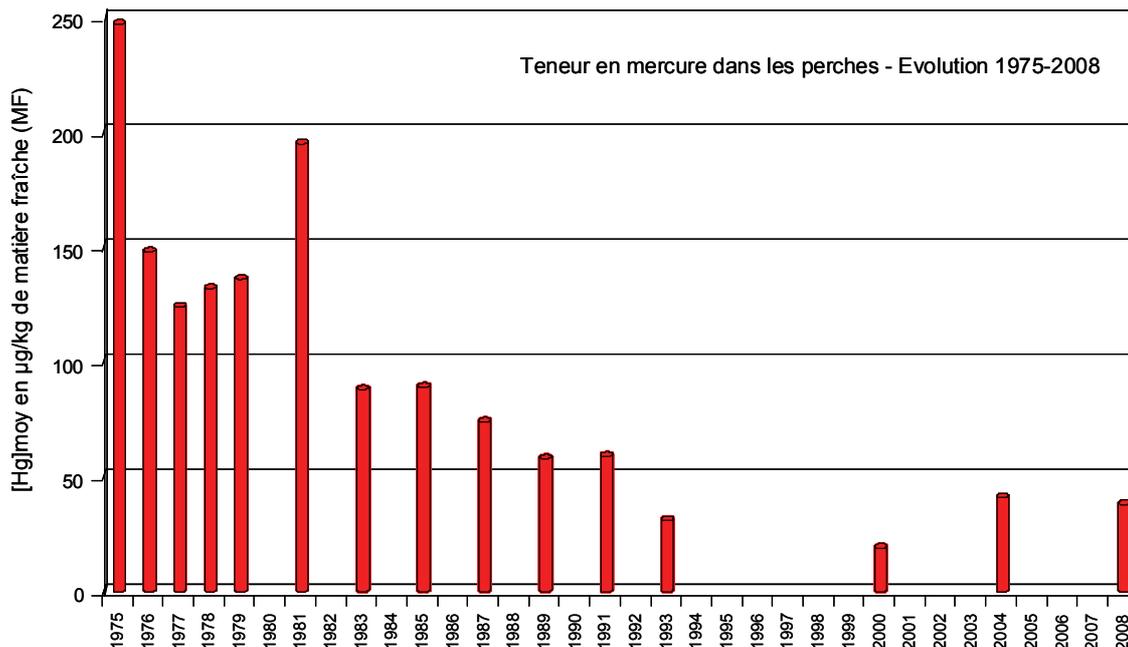


Figure 9 : Evolution de la teneur en mercure dans les perches du Léman de 1975 à 2008.

Figure 9 : Mercury levels in European perch from 1975 to 2008.

4.6 Pesticides organochlorés (OCP)

Une analyse de dépistage des pesticides organochlorés a été effectuée sur les poissons de la première série. Seul le pp'DDE, métabolite du DDT, a pu être mis en évidence (Tableau 5). En 2004, les analyses montraient une excellente corrélation entre les teneurs de DDE et celles des PCB. Cela se confirme, puisque les ombles chevaliers sont à nouveau les plus contaminés avec des valeurs allant jusqu'à 14 µg/kg. Les PCB, les PBDE et le DDE possèdent les mêmes caractéristiques physico-chimiques (longue durée de vie et lipophilicité) et par conséquent se concentrent logiquement dans les mêmes organismes. La valeur limite pour le pp'DDE définie dans la législation suisse de 1'000 µg/kg, est loin d'être atteinte. Le dosage du DDE dans les poissons du lac Léman peut donc être un indicateur assez simple pour évaluer le niveau de contamination en polluant organique persistant tel que les PCB ou PBDE.

5. CONCLUSIONS

Les teneurs mesurées en mercure, phtalates et pesticides organochlorés de la chair des poissons du Léman lors de cette campagne demeurent basses et bien inférieures aux exigences requises pour les denrées alimentaires.

Jusqu'en 2004, la CIPEL mesurait les teneurs en PCB totaux. Pour la première fois, les mesures spécifiques des PCB de type dioxine et PCB indicateurs ont été réalisées. Les teneurs mesurées sont plus élevées pour les ombles chevaliers que pour les perches, les lottes, les truites, les corégones et les écrevisses. Cette nouvelle approche méthodologique et l'évaluation des résultats en équivalent dioxine ont conduit les autorités suisse et française à interdire la commercialisation des ombles chevaliers de plus de 39 cm. Il ne semble pas y avoir de baisse significative de ces polluants par rapport aux dernières mesures de 2004.

Les analyses de retardateurs de flammes polybromés (PBDE) réalisées pour la première fois ont également montré des niveaux de contamination importants. Ces substances se comportent en fait de manière très similaire aux PCB et s'accumulent facilement dans les graisses animales. Le manque de données scientifiques et l'absence de réglementation rendent difficile l'interprétation de ces résultats. La CIPEL attend que les autorités suisses et européenne prennent des mesures par la mise en place d'une réglementation.

L'évaluation des résultats d'analyses pour les composés perfluorés est tout aussi problématique. Aucune réglementation ne permet d'interpréter correctement les résultats. Cependant, les autorités européennes de sécurité des aliments (EFSA) ont tout de même établi une dose journalière tolérable sur la base des données toxicologiques. Cette DJT pourrait être atteinte par la consommation d'environ 200g de poissons si l'on tient compte de la contamination moyenne mesurée. La problématique du PFOS est donc importante et devra être suivie de près d'autant plus que la contamination semble aléatoire et indépendante de l'espèce, la taille ou encore le pourcentage de matière grasse.

BIBLIOGRAPHIE

- AFSSA (2002) : Avis de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments sur l'existence éventuelle d'une corrélation significative entre les teneurs dans différents congénères de PCB. Afssa – Saisine n° 2002-SA-0149, 8 p.
- AFSSA (2005) : Avis de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments relatif à l'évaluation des risques liés à la présence de retardateurs de flamme bromés dans les aliments. Afssa - Saisine n° 2005-SA-0090, 31 p.
- BAKKER, M., de WINTER-SORKINA, R., de MUL, A., BOON, P.E., van DONKERSGOED, G., van KLAVEREN, J.D., BAUMANN, B.A., HIJMAN, W.C., van LEEUWEN, S.P., de BOER, J., and ZEILMAKER, M.J. (2008) : Dietary intake and risk evaluation of polybrominated diphenyl ethers in The Netherlands. Mol. Nutr. Food Res., 52(2), 204-216,
- CORVI C., KHIM-HEANG, S. et ZIMMERLI, P. (2001) : Métaux et micropolluants organiques dans les poissons et les moules du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, 145-159.
- CORVI, C., ZIMMERLI, P., ORTELLI, D., KHIM-HEANG, S. et BECKER VAN SLOOTEN, K. (2005) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux, les moules et les poissons du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2004, 55-78.
- 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.
- EFSA (2008) : Le sulfonate de perfluorooctane (SPFO), l'acide perfluorooctanoïque (APFO) et leurs sels - Avis du groupe scientifique sur les contaminants de la chaîne alimentaire. Autorité européenne de sécurité des aliments, Documents scientifiques, Question n°: EFSA-Q-2004-163, Adopté: 21.02.2008
http://www.efsa.europa.eu/EFSA/efsa_locale-1178620753816_1211902012410.htm

RIVM (2006) : Brominated flame retardants: occurrence, dietary intake and risk assessment. Dutch National Institute for Public Health and the Environment (RIVM) report 320100002/2006, de WINTER-SORKINA, R., BAKKER, M.I., WOLTERINK, G., ZEILMAKER, M.J., 85 p. - <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/320100002.html>

SANTÉ CANADA (2004) - Polybromodiphényléthers (PBDE)[congénères tetra-, penta-, hexa-, hepta-, octa-, nona- et déca-]. Rapport sur l'état des connaissances scientifiques sous-jacentes à une évaluation préalable des effets sur la santé, 9 décembre 2004, 32 p.

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

Tableau 1 : Polychlorobiphényles (PCB) et dioxines-furanes (PCDD/F) dans les poissons et écrevisses du Léman.
 Table 1 : Polychlorinated biphenyls (PCBs) and dioxins-furans (PCDD/F) in the fish and crayfish from Lake Geneva.

Espèce	Taille (cm)	Poids (g)	Zone	% MG	OMS-TEQ PCDD/F poids frais (pg/g)	OMS-TEQ PCB DL poids frais (pg/g)	TOTAL-TEQ (PCDD/F + PCB DL) poids frais (pg/g)	Somme PCB Indicateurs poids frais (ng/g)
Corégone	37.5	443	C	2.36	0.14 ± 0.025	0.83 ± 0.17	0.97 ± 0.20	12.6 ± 2.87
Corégone	44.0	580	C	4.42	0.26 ± 0.046	1.89 ± 0.39	2.15 ± 0.44	29.0 ± 6.57
Corégone	40.0	440	C	2.13	0.15 ± 0.027	1.16 ± 0.24	1.31 ± 0.27	18.8 ± 4.26
Corégone	38.0	410	C	2.14	0.10 ± 0.017	0.58 ± 0.12	0.68 ± 0.60	10.6 ± 2.41
Corégone	37.0	420	C	4.51	0.16 ± 0.028	0.90 ± 0.18	1.06 ± 0.21	14.8 ± 3.37
Corégone	41.0	556	D - GE	1.48	0.19 ± 0.034	1.30 ± 0.27	1.49 ± 0.30	21.3 ± 1.84
Corégone	45.0	885	A	8.20	0.20 ± 0.036	1.48 ± 0.30	1.68 ± 0.34	22.8 ± 5.13
Corégone	38.0	491	A	4.65	0.17 ± 0.030	1.21 ± 0.25	1.38 ± 0.28	16.2 ± 3.64
Corégone	40.0	527	A	5.27	0.20 ± 0.036	1.62 ± 0.33	1.82 ± 0.37	23.2 ± 5.22
Corégone	43.0	745	A	8.42	0.27 ± 0.048	2.24 ± 0.46	2.51 ± 0.51	33.3 ± 7.49
Corégone	42.0	715	A	5.95	0.17 ± 0.030	1.13 ± 0.23	1.30 ± 0.26	18.0 ± 4.05
Corégone	41.0	597	A	8.22	0.27 ± 0.048	1.85 ± 0.38	2.12 ± 0.43	26.8 ± 6.03
Corégone	35.5	349	D - VD	1.41	0.17 ± 0.030	1.39 ± 0.28	1.55 ± 0.32	17.3 ± 3.89
Corégone	38.5	396	D - VD	0.76	0.14 ± 0.025	1.00 ± 0.20	1.14 ± 0.23	12.6 ± 2.84
Corégone	38.5	409	D - VD	1.88	0.27 ± 0.048	1.76 ± 0.36	2.04 ± 0.42	23.3 ± 5.24
Corégone	52.0	1'024	D - GE	1.85	0.17 ± 0.030	1.11 ± 0.23	1.27 ± 0.26	14.6 ± 3.28
Ecrevisses américaines	9 à 11.5	tot : 1'255	C - D	0.76	0.03 ± 0.006	0.30 ± 0.06	0.33 ± 0.07	2.0 ± 0.46
Ecrevisses américaines	7.5 à 11	tot : 804	D - VD	0.37	0.05 ± 0.008	0.31 ± 0.06	0.36 ± 0.07	1.5 ± 0.35
Ecrevisses signal	9 à 14	tot : 1'825	C - D	0.66	0.04 ± 0.006	0.09 ± 0.02	0.13 ± 0.03	0.6 ± 0.14
Ecrevisses signal	10 à 13	tot : 794	C - D	0.68	0.05 ± 0.008	0.16 ± 0.16	0.21 ± 0.04	1.0 ± 0.22
Ecrevisses signal	9.5 à 11.5	tot : 1'702	A	0.56	0.03 ± 0.005	0.08 ± 0.02	0.12 ± 0.03	0.5 ± 0.12
Ecrevisses signal	9.5 à 11.5	tot : 1'865	A	0.84	0.03 ± 0.005	0.07 ± 0.01	0.10 ± 0.02	0.5 ± 0.12
Ecrevisses signal	9 à 11	tot : 1'762	A	0.67	0.02 ± 0.004	0.05 ± 0.01	0.07 ± 0.01	0.3 ± 0.07
Ecrevisses signal	9.5 à 13	tot : 474	D - VD	0.88	0.05 ± 0.008	0.18 ± 0.04	0.23 ± 0.05	0.9 ± 0.21
Ecrevisses signal	11 à 14	tot : 1'967	C - D	0.81	0.04 ± 0.007	0.15 ± 0.03	0.19 ± 0.16	0.9 ± 0.21
Truite	36.0	387	C	0.93	0.09 ± 0.015	2.67 ± 0.55	2.76 ± 0.57	45.0 ± 10.20
Truite	42.0	595	A	1.16	0.13 ± 0.023	2.00 ± 0.41	2.13 ± 0.44	24.5 ± 5.51
Truite	38.0	464	D - VD	0.50	0.06 ± 0.011	1.29 ± 0.26	1.35 ± 0.28	17.9 ± 4.03

Tableau 1 : (suite).
Table 1 : (continued).

Espèce	Taille (cm)	Poids (g)	Zone	% MG	OMS-TEQ PCDD/F poids frais (pg/g)	OMS-TEQ PCB DL poids frais (pg/g)	TOTAL-TEQ (PCDD/F + PCB DL) poids frais (pg/g)	Somme PCB Indicateurs poids frais (ng/g)
Brochet	67.0	2'245	A	0.98	0.07 ± 0.013	0.63 ± 0.13	0.70 ± 0.14	8.5 ± 1.92
Brochet	58.0	1'410	A	1.11	0.15 ± 0.025	1.20 ± 0.24	1.35 ± 0.27	16.4 ± 3.73
Brochet	58.0	1'525	A	0.75	0.08 ± 0.015	0.74 ± 0.15	0.83 ± 0.17	9.6 ± 2.18
Brochet	118.0	9'100	D - GE	0.72	0.47 ± 0.08	5.20 ± 1.06	5.67 ± 1.14	43.4 ± 9.84
Brochet	55.0	1'070	D - VD	0.72	0.08 ± 0.015	0.95 ± 0.19	1.03 ± 0.21	9.9 ± 2.24
Brochet	76.5	3'500	D - VD	0.74	0.13 ± 0.022	1.21 ± 0.25	1.34 ± 0.27	11.3 ± 2.56
Brochet	84.0	3'220	D - VD	0.88	0.22 ± 0.038	2.83 ± 0.58	3.05 ± 0.62	29.6 ± 6.71
Brochet	68.0	2'300	D - VD	1.59	0.21 ± 0.036	2.03 ± 0.42	2.24 ± 0.46	18.5 ± 4.19
Brochet	58.0	1'500	C	0.69	0.08 ± 0.015	0.60 ± 0.12	0.68 ± 0.14	6.8 ± 1.54
Brochet	59.0	1'400	C	0.89	0.13 ± 0.023	1.10 ± 0.22	1.23 ± 0.24	14.0 ± 3.18
Brochet	68.0	2'100	C	1.09	0.16 ± 0.029	1.84 ± 0.38	2.00 ± 0.41	17.8 ± 4.03
Brochet	63.0	2'113	A	0.23	0.06 ± 0.011	0.48 ± 0.10	0.54 ± 0.11	5.0 ± 1.12
Brochet	58.0	1'426	A	0.67	0.10 ± 0.018	1.19 ± 0.24	1.30 ± 0.27	12.9 ± 2.90
Omble chevalier	33.5	301	D - VD	3.87	0.43 ± 0.075	5.09 ± 1.04	5.52 ± 1.12	60.4 ± 13.72
Omble chevalier	36.0	393	D - VD	7.62	1.03 ± 0.179	7.53 ± 1.54	8.55 ± 1.72	76.6 ± 17.38
Omble chevalier	35.0	408	D - VD	3.75	0.68 ± 0.118	5.35 ± 1.09	6.03 ± 1.21	56.0 ± 12.69
Omble chevalier	28.0	172	D - VD	3.91	0.86 ± 0.149	6.95 ± 1.42	7.81 ± 1.57	75.6 ± 17.16
Omble chevalier	33.0	252	C - D	2.73	0.37 ± 0.065	3.83 ± 0.78	4.20 ± 0.85	52.3 ± 11.87
Omble chevalier	28.5	167	D - VD	2.08	0.23 ± 0.041	2.44 ± 0.50	2.67 ± 0.54	29.8 ± 6.76
Omble chevalier	40.5	585	A	4.19	0.51 ± 0.088	5.14 ± 1.05	5.65 ± 1.14	57.4 ± 13.02
Omble chevalier	49.0	1'160	A	6.51	1.01 ± 0.180	11.72 ± 2.40	12.73 ± 2.58	144.5 ± 35.3
Omble chevalier	48.0	1'057	A	11.43	0.82 ± 0.146	8.13 ± 1.66	8.95 ± 1.80	104.8 ± 23.8
Omble chevalier	30.0	237	A	4.59	0.73 ± 0.130	5.17 ± 1.06	5.90 ± 1.21	54.1 ± 12.17
Omble chevalier	34.0	342	A	4.56	0.95 ± 0.169	6.13 ± 1.25	7.08 ± 1.45	60.0 ± 13.50
Omble chevalier	34.0	460	A	4.95	0.96 ± 0.171	5.77 ± 1.18	6.73 ± 1.38	51.4 ± 11.56
Omble chevalier	40.0	541	B	6.44	0.61 ± 0.109	5.62 ± 1.15	6.23 ± 1.26	97.1 ± 21.85
Omble chevalier	31.0	223	B	4.76	0.22 ± 0.039	2.24 ± 0.46	2.46 ± 0.50	32.8 ± 7.45
Omble chevalier	30.0	233	B	4.31	0.37 ± 0.064	3.43 ± 0.70	3.80 ± 0.76	49.0 ± 11.12
Omble chevalier	44.0	750	B	4.11	0.64 ± 0.114	6.10 ± 1.25	6.74 ± 1.36	95.9 ± 21.58
Omble chevalier	44.0	641	B	8.41	0.89 ± 0.159	7.75 ± 1.58	8.64 ± 1.73	121.6 ± 27.36
Omble chevalier	34.0	310	C	1.46	0.20 ± 0.035	2.56 ± 0.52	2.76 ± 0.56	34.4 ± 7.80
Omble chevalier	28.0	180	C	5.05	0.62 ± 0.108	5.17 ± 1.06	5.79 ± 1.17	51.4 ± 11.65
Omble chevalier	31.0	280	C	8.74	1.03 ± 0.179	6.86 ± 1.40	7.89 ± 1.58	83.1 ± 18.86
Omble chevalier	29.0	180	C	6.40	0.85 ± 0.148	4.86 ± 0.99	5.71 ± 1.14	60.9 ± 13.82
Omble chevalier	30.0	200	C	4.55	0.63 ± 0.109	4.45 ± 0.91	5.08 ± 1.02	59.1 ± 13.41

Tableau 1 : (suite).

Table 1 : (continued).

Espèce	Taille (cm)	Poids (g)	Zone	% MG	OMS-TEQ PCDD/F poids frais (pg/g)	OMS-TEQ PCB DL poids frais (pg/g)	TOTAL-TEQ (PCDD/F + PCB DL) poids frais (pg/g)	Somme PCB Indicateurs poids frais (ng/g)
Perches	16.5 à 21	47 à 105	A	1.26	0.08 ± 0.014	0.61 ± 0.12	0.69 ± 0.13	6.6 ± 1.48
Perches	15.5 à 18	37 à 50	A	1.18	0.05 ± 0.089	0.53 ± 0.11	0.59 ± 0.12	5.8 ± 1.30
Perches	15.5 à 17.5	43 à 60	A	0.95	0.06 ± 0.011	0.46 ± 0.09	0.52 ± 0.10	5.5 ± 1.24
Perches	16 à 18	moy. 48 (tot 864)	A	1.01	0.06 ± 0.011	0.56 ± 0.11	0.63 ± 0.12	6.3 ± 1.42
Perches	16 à 17	moy. 45 (tot 952)	A	0.93	0.06 ± 0.011	0.52 ± 0.11	0.58 ± 0.12	6.0 ± 1.35
Perches	16 à 20	42 à 89	C - D	0.71	0.09 ± 0.016	0.86 ± 0.18	0.95 ± 0.19	8.8 ± 1.98
Perches	16.5 à 18.5	44 à 69	C	0.25	0.03 ± 0.005	0.37 ± 0.08	0.40 ± 0.08	3.6 ± 0.81
Perches	16.5 à 18.5	44 à 79	C	0.64	0.09 ± 0.016	1.11 ± 0.22	1.20 ± 0.25	12.7 ± 2.86
Lotte	38.0	404	A	1.74	0.12 ± 0.021	1.09 ± 0.22	1.21 ± 0.24	12.3 ± 2.77
Lottes	21.5 à 25.5	74 à 97	A	0.98	0.13 ± 0.023	0.68 ± 0.14	0.81 ± 0.16	9.2 ± 2.07
Lottes	21 à 23	62 à 75	A	0.51	0.06 ± 0.011	0.32 ± 0.06	0.39 ± 0.07	4.6 ± 1.04

Tableau 2 : Teneurs moyennes en Hg, PCB¹ et DDE dans les lottes, ombles chevaliers, perches et corégonnes du Léman - Période 1975 - 2008.
 Table 2 : Mean levels in Hg, PCB and DDE in Burbot, Arctic Charr, Perch and Whitefish (Lake Geneva - 1975-2008).

Année	Lottes				Ombles chevaliers				Perches				Corégonnes			
	Nombre de poissons	[Hg]moy µg/kg MF	[PCB] ¹ moy µg/kg MF	pp'DDE µg/kg MF	Nombre de poissons	[Hg]moy µg/kg MF	[PCB] ¹ moy µg/kg MF	pp'DDE µg/kg MF	Nombre de poissons	[Hg]moy µg/kg MF	[PCB] ¹ moy µg/kg MF	pp'DDE µg/kg MF	Nombre de poissons	[Hg]moy µg/kg MF	[PCB] ¹ moy µg/kg MF	pp'DDE µg/kg MF
2007-08	17	***	8.7	***	22	48	69	10.3	127	38	6.9	< 1.0	15	28	20	2.5
2004	35	68	(17)	1.1	30	57	(221)		36	41	(16)	1.7	30	31	(45)	3.8
2000	30	50	(17)	1.1	10	39	(234)	25.0	47	19	(13)	1.4	-	-	-	
1997	32	81	(16)	1.5	40	54	(193)	23.9	-	-	-	-	-	-	-	-
1995	-	-	-	-	80	54	(273)	38.4	-	-	-	-	-	-	-	-
1994	40	85	(27)	1.3	30	64	(328)	28.1	-	-	-	-	-	-	-	-
1993	36	84	(28)		26	66	(319)		32	31	(21)		-	-	-	
1991	17	78	(30)	3.2	-	-			62	59	(30)	2.0	-	-	-	
1989	79	149	(78) (n=34)		-	-			130	58	(39) (n=70)		-	-	-	
1987	85	126	(207) (n=45)		-	-			159	74	(26) (n=80)		-	-	-	
1985	138	143			-	-			194	89	(52) (n=21)		-	-	-	
1984	4	***	(116)		-	-			21	***	(60)		-	-	-	
1983	59	183	***		-	-			117	88	***		-	-	-	
1981	82	225	(98) (n=17)		-	-			60	195	(175) (n=28)		-	-	-	
1979	11		(137)		-	-			276	136	(161) (n=28)		-	-	-	
1978	140	254	(411) (n=13)		-	-			235	132	***		-	-	-	
1977	78	263	***		-	-			163	124	***		-	-	-	
1976	83	235	***		-	-			172	148	(235) (n=11)		-	-	-	
1975	88	397	***		-	-			93	247	(147) (n=24)		-	-	-	

¹ Attention: Pour les PCB jusqu'en 2004 (PCB totaux ancienne méthode), valeurs 2007 = PCB indicateurs

- Pas de prélèvement

*** Non dosé

MF : Matière fraîche - filet

(n=xx) : Nombre de poissons analysés pour ce paramètre

Tableau 3 : Polybromodiphényléthers (PBDE) dans les poissons du Léman.
 Table 3 : Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in fish from Lake Geneva.

Espèce	Taille (cm)	Poids (g)	% MG	(ng/g de poids frais)								Somme PBDE Indicateurs
				PBDE 28	PBDE 47	PBDE 99	PBDE 100	PBDE 153	PBDE 154	PBDE 183		
Corégone	43	745	8.42	0.08	1.40	0.98	0.21	0.05	0.07	< 0.01	2.81	
Corégone	41	597	8.22	0.08	1.33	0.75	0.10	0.03	0.05	< 0.01	2.34	
Corégone	40	527	5.27	0.07	1.33	0.69	0.15	0.03	0.04	< 0.01	2.32	
Corégone	45	885	8.20	0.05	0.88	0.55	0.14	0.02	0.03	< 0.01	1.69	
Corégone	42	715	5.95	0.05	0.86	0.43	0.10	0.02	0.03	< 0.01	1.50	
Corégone	38	491	4.65	0.05	0.77	0.40	0.12	0.02	0.03	< 0.01	1.47	
Ombles chevalier	49	1'160	6.51	0.29	7.21	3.45	1.32	0.35	0.49	0.01	13.13	
Ombles chevalier	44	641	8.41	0.30	6.10	1.51	0.93	0.14	0.32	0.01	9.31	
Ombles chevalier	48	1'057	11.43	0.34	6.43	0.68	0.71	0.11	0.25	< 0.01	8.53	
Ombles chevalier	40	541	6.44	0.20	4.74	1.32	0.69	0.13	0.19	0.02	7.29	
Ombles chevalier	44	750	4.11	0.24	4.81	0.79	0.78	0.13	0.23	0.01	7.00	
Perches	16 à 17	moy. 45 (tot 952)	0.93	0.01	0.35	0.27	0.05	0.01	0.02	< 0.01	0.73	
Perches	16 à 18	moy. 48 (tot 864)	1.01	0.02	0.33	0.21	0.05	0.02	0.02	< 0.01	0.64	
Perches	16.5 à 21	47 à 105	1.26	0.01	0.35	0.17	0.06	0.01	0.02	< 0.01	0.62	
Perches	15.5 à 18	37 à 60	1.18	0.02	0.33	0.19	0.05	0.01	0.01	< 0.01	0.61	
Perches	15.5 à 17.5	43 à 60	0.95	0.01	0.30	0.17	0.04	0.01	0.01	< 0.01	0.55	
Lottes	38	404	1.74	0.04	0.75	0.54	0.11	0.03	0.03	< 0.01	1.50	
Lottes	21.5 à 25.5	74 à 97	0.98	0.01	0.36	0.27	0.06	0.02	0.01	< 0.01	0.74	
Lottes	21 à 23	62 à 75	0.51	0.01	0.13	0.09	0.02	0.01	0.01	< 0.01	0.27	

Tableau 4 : Perfluorooctane sulfonate (PFOS) dans les poissons du Léman.
Table 4 : Perfluorooctane sulfonate (PFOS) in fish from Lake Geneva.

Espèce	Taille (cm)	Poids (g)	% MG	en µg/kg de poids frais																
				PFBS	PFHxS	PFHpS	PFOS	PFDS	PFOSA	PFBA	PFPA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDA	PFUnA	PFDoA	PFTrDA	PFTeDA
Corégone	43	745	8.42	< 0.1	< 0.1	< 0.2	41.11	< 0.1	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 0.5	0.67	0.25	< 0.2	< 0.15	< 1.0
Corégone	41	597	8.22	< 0.1	< 0.1	< 0.2	57.17	< 0.1	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 0.5	0.66	0.28	< 0.2	< 0.15	< 1.0
Corégone	40	527	5.27	< 0.1	< 0.1	< 0.2	64.25	0.53	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 0.5	0.50	0.31	< 0.2	0.21	< 1.0
Corégone	45	885	8.20	< 0.1	< 0.1	< 0.2	74.35	< 0.1	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 0.5	0.44	0.24	< 0.2	< 0.15	< 1.0
Corégone	42	715	5.95	< 0.1	< 0.1	< 0.2	28.64	0.36	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 0.5	0.48	0.21	< 0.2	< 0.15	< 1.0
Corégone	38	491	4.65	< 0.1	< 0.1	< 0.2	64.22	0.44	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 0.5	0.70	0.31	< 0.2	0.19	< 1.0
Ombles chevalier	49	1'160	6.51	< 0.1	< 0.1	< 0.2	10.01	< 0.1	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 0.5	< 0.15	< 0.1	< 0.2	< 0.15	< 1.0
Ombles chevalier	44	641	8.41	< 0.1	< 0.1	< 0.2	17.27	< 0.1	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 0.5	< 0.15	< 0.1	< 0.2	< 0.15	< 1.0
Ombles chevalier	48	1'057	11.43	< 0.1	< 0.1	< 0.2	93.84	< 0.1	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 0.5	0.18	0.25	0.31	0.22	< 1.0
Ombles chevalier	40	541	6.44	< 0.1	< 0.1	< 0.2	48.69	< 0.1	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 0.5	< 0.15	0.21	< 0.2	< 0.15	< 1.0
Ombles chevalier	44	750	4.11	< 0.1	< 0.1	< 0.2	30.80	< 0.1	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 0.5	< 0.15	0.11	< 0.2	< 0.15	< 1.0
Perches	16 à 17	moy. 45 (tot 952)	0.93	< 0.1	< 0.1	< 0.2	50.20	0.21	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 0.5	0.25	0.29	0.33	0.17	< 1.0
Perches	16 à 18	moy. 48 (tot 864)	1.01	< 0.1	< 0.1	< 0.2	50.37	0.20	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 0.5	0.21	0.34	0.47	0.20	< 1.0
Perches	16.5 à 21	47 à 105	1.26	< 0.1	< 0.1	< 0.2	43.01	0.31	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 0.5	0.24	0.34	0.55	0.19	< 1.0
Perches	15.5 à 18	37 à 50	1.18	< 0.1	< 0.1	< 0.2	42.78	0.30	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 0.5	0.18	0.28	0.34	0.16	< 1.0
Perches	15.5 à 17.5	43 à 60	0.95	< 0.1	< 0.1	< 0.2	48.90	0.28	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 0.5	0.18	0.26	0.32	0.17	< 1.0
Loites	38	404	1.74	< 0.1	0.21	< 0.2	20.28	< 0.1	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 0.5	< 0.15	0.17	0.26	0.16	< 1.0
Loites	21.5 à 25.5	74 à 97	0.98	< 0.1	0.28	< 0.2	7.23	0.27	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 0.5	0.24	0.14	0.26	0.18	< 1.0
Loites	21 à 23	62 à 75	0.51	< 0.1	0.32	< 0.2	9.11	0.20	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 0.5	0.26	0.17	0.39	0.19	< 1.0

Tableau 5 : Mercure et pp'DDE (Hg et DDE) dans les poissons du Léman.

Table 5 : Mercury and pp'DDE (Hg et DDE) fish from Lake Geneva.

Espèce	Taille (cm)	Poids (g)	% MG	Mercure (µg/kg de poids frais)	pp'DDE (µg/kg de poids frais)
Corégone	41	597	8.22	20 ± 10	3.0 ± 0.6
Corégone	43	745	8.42	40 ± 10	2.8 ± 0.6
Corégone	40	527	5.27	30 ± 10	2.7 ± 0.5
Corégone	42	715	5.95	30 ± 10	2.4 ± 0.5
Corégone	45	885	8.20	20 ± 10	1.7 ± 0.3
Ombles chevaliers	49	1'160	6.51	80 ± 10	14.0 ± 2.8
Ombles chevaliers	48	1'057	11.43	30 ± 10	11.9 ± 2.4
Ombles chevaliers	44	750	4.11	50 ± 10	11.6 ± 2.3
Ombles chevaliers	44	641	8.41	40 ± 10	7.6 ± 1.5
Ombles chevaliers	38	438	-	40 ± 10	6.4 ± 1.3
Perches	16.5 à 21	47 à 105	1.26	40 ± 10	< 1.0 ± 0.2
Perches	15.5 à 18	37 à 50	1.18	40 ± 10	< 1.0 ± 0.2
Perches	16 à 18	moy. 48 (tot 864)	1.01	40 ± 10	< 1.0 ± 0.2
Perches	16 à 17	moy. 45 (tot 952)	0.93	40 ± 10	< 1.0 ± 0.2
Perches	15.5 à 17.5	43 à 60	0.95	30 ± 10	< 1.0 ± 0.2

PHYTOPLANKTON DU LÉMAN

THE PHYTOPLANKTON OF LAKE GENEVA

Campagne 2008

PAR

Frédéric RIMET et Jean-Claude DRUART

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

RÉSUMÉ

Au cours de l'année 2008, 20 campagnes de prélèvement ont été effectuées au centre du Grand Lac (SHL2) dans la couche 0-18 m.

En début d'année (7 janvier au 21 avril), le phytoplancton présente une biomasse qui va augmenter rapidement, les diatomées centriques dominant le peuplement. Puis, la dynamique saisonnière va être caractérisée par une phase des eaux claires assez marquée du 13 au 22 mai. La phase estivale suit avec une augmentation de la biomasse essentiellement de Chlorophycées et de Cyanobactéries. On doit aussi souligner la dominance autour du 10 juillet de taxons indicateurs de lacs oligotrophes. Les phases automnale et hivernale (29 septembre au 15 décembre) se caractérisent par une réduction de la biomasse algale ; on note la présence d'une cyanobactérie hétérocystée (*Aphanizomenon flos aquae*) entre 15 et 20 m connue pour tolérer les faibles luminosités, les baisses en azote et les masses d'eau stables. Ce taxon disparaît en décembre pour laisser la place à des diatomées tolérant les eaux brassées.

Par rapport à 2007 (qui avait connu un bloom de *Mougeotia gracillima*), la biomasse phytoplanctonique est nettement plus faible et est proche de celle des années 2002 à 2006. L'analyse des groupes fonctionnels de Reynolds et al. (2002) sur la chronique 1974-2008 montre une tendance à l'augmentation de la probabilité de présence de taxons caractéristiques de lacs mésotrophes et oligotrophes (e.g. *Dinobryon* spp., *Peridinium* spp.). L'évolution de l'indice de qualité de Brettum (1989) va dans le même sens et montre que globalement depuis 1974, les eaux du lac voient leur niveau trophique diminuer.

ABSTRACT

In the course of the year 2008, 20 sampling campaigns were carried out in the centre of Grand Lac (SHL2) in the 0-18 m layer.

At the beginning of the year (7 January to 21 April), the biomass of phytoplankton rose rapidly, with centric diatoms dominating the population. After this the seasonal pattern was characterized by a fairly marked clear water phase from 13 to 22 May. The summer phase followed, with an increase in the biomass, consisting essentially of Chlorophyceae and Cyanobacteria. The dominance of indicator taxons of oligotrophic lakes around 10 July should also be pointed out. The autumn and winter phases (29 September to 15 December) were characterised by a reduction in the algal biomass; between 15 and 20 m a heterocystic cyanobacterium (*Aphanizomenon flos aquae*) was observed; this organism is known to be able to tolerate low light levels, reduced nitrogen and stable water masses. This taxon disappeared in December, to be replaced by diatoms able to tolerate churned water.

The phytoplanktonic biomass was much lower than in 2007 (when there had been a bloom of *Mougeotia gracillima*), and was similar to the values found in the years 2002 to 2006. Analysis of functional groups of Reynolds et al. (2002) over the period 1974-2008 reveals a trend towards an increase in the likelihood of the presence of taxons characteristic of mesotrophic and oligotrophic lakes (e.g. *Dinobryon* spp., *Peridinium* spp.). The change in the Brettum quality index (1989) followed a similar pattern, which shows that overall trophic status of the lake water has decreased since 1974.

1. INTRODUCTION

Comme les années précédentes, le phytoplancton a fait l'objet d'un suivi durant l'année 2008 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.

Par rapport aux années précédentes, nous avons de nouvelles métriques telles que les groupes fonctionnels de REYNOLDS et al. (2002), ainsi que l'indice de trophie de BRETTUM (1989), modifié par WOLFRAM et al. (2007) ; WOLFRAM & DOKULIL (2007), ainsi que les profils d'une sonde spectrofluorimétrique utilisée depuis 2006.

2. MÉTHODES

Le phytoplancton a été récolté de janvier à décembre 2008 dans les 18 premiers mètres de la colonne d'eau à l'aide d'une cloche intégratrice d'eau brute (PELLETIER & ORAND, 1978a et b). Ces prélèvements ont été effectués une fois par mois en janvier, février, novembre et décembre et sont bimensuels pour les autres mois de l'année. Au final, 20 campagnes ont été menées en 2008.

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 µg/L.

Différentes métriques ont été calculées à partir des listes floristiques : la biomasse des classes algales (sensu BOURELLY, 1972, 1981 et 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). 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.

3. RÉSULTATS

3.1 Evolution saisonnière de l'année 2008

3.1.1 Evolution des classes d'algues

La figure 1 présente la dynamique saisonnière des principales classes d'algues (sensu BOURELLY 1972, 1981 et 1985) pour l'année 2008.

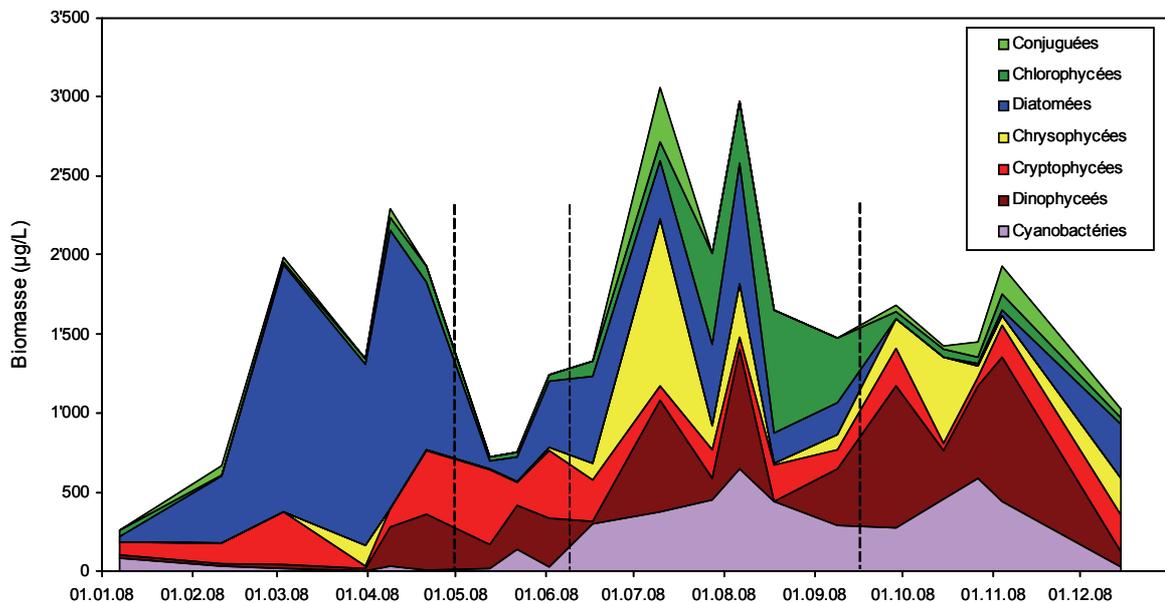


Figure 1 : Variations saisonnières de la biomasse du phytoplancton par groupe pigmentaire dans le Grand Lac, (SHL 2) en 2008. Les lignes en pointillé délimitent les phases décrites ci-dessous.

Figure 1 : Seasonal variations in the biomass of phytoplankton by pigmentary group in Grand Lac, (SHL 2) in 2008. The dotted lines delineate the phases described below.

Plusieurs phases peuvent être distinguées au cours de l'année 2008 en considérant les classes d'algues :

- une phase hivernale et printanière (du 7/01 au 21/04) : la biomasse augmente fortement pendant cette phase. Les diatomées sont largement dominantes, les Cryptophycées représentent également une part importante de la biomasse;
- une phase des eaux claires (du 13/05 au 22/05) : la biomasse est réduite de moitié, les Cryptophycées (66 % de la biomasse le 13/05) puis les Dinophycées (37 % de la biomasse le 22/05) deviennent majoritaires;
- une phase estivale (du 2/06 au 9/09) : cette phase voit la biomasse phytoplanctonique croître, avec une augmentation des proportions des Cyanobactéries (qui se maintient autour de 22 %), ainsi que des Chlorophycées. La proportion des diatomées devient négligeable. On observe un pic de Chrysophycées le 10/07;
- une phase automnale et hivernale (du 29/09 au 15/12) : la proportion en Chlorophycées diminue nettement, inversement la biomasse en Dinophycées augmente fortement. La proportion en Cyanobactéries pendant cette phase reste stable (environ 20 %) et atteint 40 % le 27/10. Le dernier prélèvement (15/12) montre une réduction de la biomasse phytoplanctonique et correspond à la phase hivernale.

3.1.2 Evolution des espèces dominantes

La figure 2 présente la dynamique des taxons dominant la biomasse du phytoplancton pour l'année 2008 (pour être sélectionné comme taxon dominant, la somme de la biomasse annuelle de ces taxons doit représenter au minimum 10% de la biomasse totale annuelle).

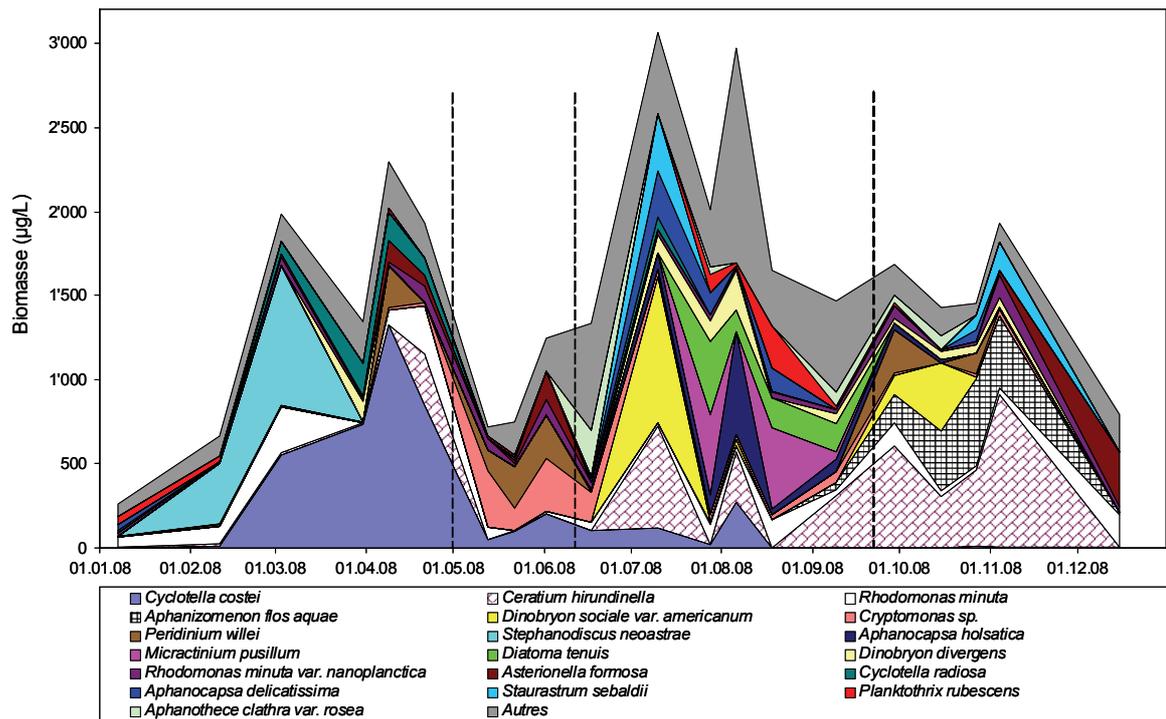


Figure 2 : Variations saisonnières de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le Grand Lac (SHL 2) en 2008. Les lignes en pointillé délimitent les phases décrites au paragraphe 3.1.1.

Figure 2 : Seasonal variations in the biomass of the main taxa of phytoplankton in Grand Lac (SHL 2) in 2008. The dotted lines delineate the phases described in §3.1.1.

Les phases sont les mêmes que décrites au paragraphe 3.1.1 :

- Pendant les phases hivernale et printanière, les Diatomées dominantes sont les centriques *Cyclotella costei* et dans une moindre mesure *Stephanodiscus neoastrea*. Des petites Cryptophycées (*Rhodomonas* spp.) sont également abondantes pendant cette phase. Elles vont voir leur biomasse se réduire lors de la phase des eaux claires et de la phase estivale.
- La phase des eaux claires est caractérisée par des taxons de grande taille, résistants au broutage intensif du zooplancton comme par exemple : *Peridinium willei*.
- La période estivale voit une rapide augmentation de la biomasse, avec des taxons mixotrophes ¹ tels *Dinobryon* spp., *Ceratium hirundinella* ou des petites Chlorophycées (*Micractinium pusillum*) qui disparaissent lors de la phase suivante.
- Les phases automnale et hivernale permettent d'observer une nette augmentation de la biomasse de *Ceratium hirundinella*, grande Dinophycée et d'une Cyanobactérie filamenteuse hétérocystée ², *Aphanizomenon flos aquae*. Les petites Cryptophycées (*Rhodomonas minuta*) réapparaissent à cette période et voient leur biomasse augmenter en proportion par rapport aux autres taxons surtout lors du dernier prélèvement du 15/12.

¹ mixotrophe : Se dit d'un organisme capable de se nourrir aussi bien par autotrophie que par hétérotrophie

² hétérocystée : Se dit d'un organisme capable de fixer l'azote grâce à des structures nommées hétérocystes

3.1.3 Evolution du micro et du nanoplancton

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 2008.

Pour l'année 2008, le nanoplancton est abondant surtout à partir de janvier jusqu'à la fin de la phase printanière (21/04). L'intensité du broutage réduit son abondance à partir de cette phase jusqu'à la fin de la phase automnale.

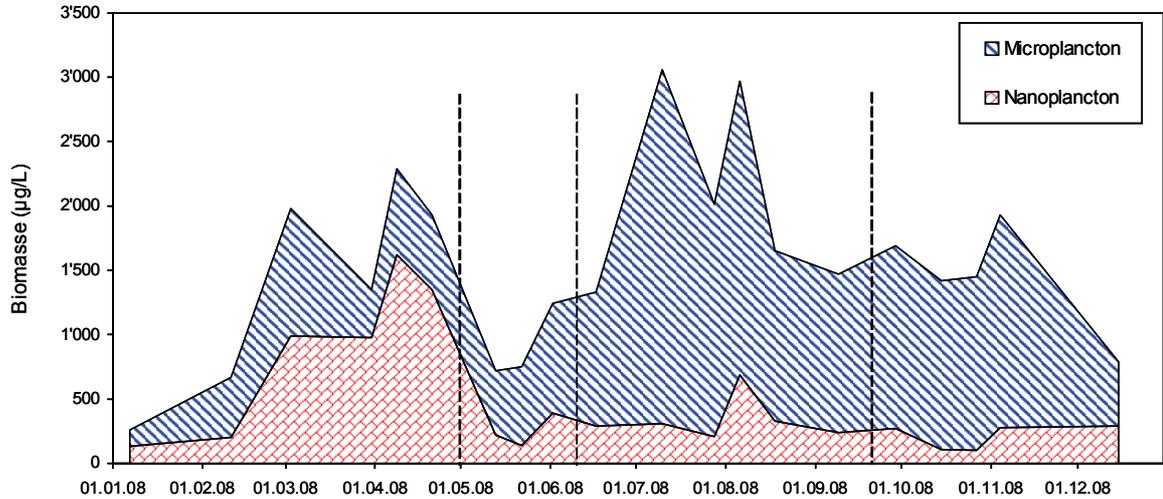


Figure 3 : Variations saisonnières de la biomasse par classes de taille dans le Grand Lac (SHL 2) en 2008. Les lignes en pointillé délimitent les phases décrites au paragraphe 3.1.1.

Figure 3 : Seasonal variations in the biomass per size class in Grand Lac (SHL 2) in 2008. The dotted lines delineate the phases described in §3.1.1.

3.1.4 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).

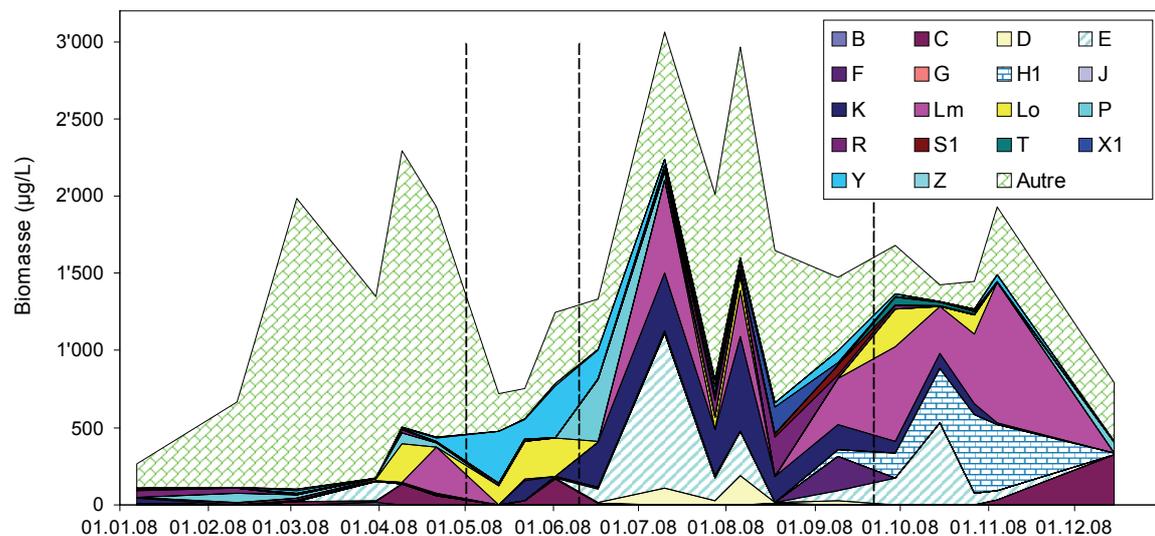


Figure 4 : Variations saisonnières de la biomasse par groupes fonctionnels dans le Grand Lac (SHL 2) en 2008. Les lignes en pointillé délimitent les phases décrites au paragraphe 3.1.1.

Figure 4 : Seasonal variations in the biomass by functional group in Grand Lac (SHL 2) in 2008. The dotted lines delineate the phases described in §3.1.1.

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

- Les phases hivernale et printanière : l'essentiel de la biomasse est composé de petites diatomées centrées non classées dans REYNOLDS et *al.* (2002). A la fin de cette phase, on voit apparaître les groupes Lm et Lo regroupant des taxons caractéristiques des épilimnions de lacs eutrophes à mésotrophes sensibles au brassage des eaux. Leur apparition suit l'installation d'une stratification des eaux du Léman fin avril.
- La phase des eaux claires : La proportion des groupes Lo et Y augmente. Le groupe Y correspond aux taxons (tel *Cryptomonas* sp.) phagotrophes préférant les lacs riches en nutriments.
- La phase estivale : cette phase est caractérisée par l'augmentation rapide de la biomasse du groupe E (regroupant les *Dinobryon* spp.). Les taxons du groupe E sont tolérants aux faibles concentrations en nutriments et sont habituellement observés dans les lacs oligotrophes. D'après REYNOLDS et *al.* (2002), leur présence indique une déplétion en nutriment dans l'épilimnion.
- Les phases automnale et hivernale : La proportion du groupe Lm augmente nettement pendant cette phase (*Ceratium hirundinella*), les taxons composant ce groupe sont indicateurs d'épilimnions de lacs eutrophes sensibles au brassage des eaux. Ce groupe disparaît donc en fin d'année. Le groupe H1 augmente également à cette période (*Aphanizomenon flos aquae*), les taxons le composant sont tolérants aux faibles concentrations en azote et aux faibles luminosités, mais sensibles aux faibles concentrations en phosphore et au brassage des eaux. Ce groupe disparaîtra également en fin d'année. C'est le groupe C qui va augmenter en fin d'année, (*Asterionella formosa*) composé de taxons caractéristiques des lacs eutrophes brassés.

3.1.5 Profils de la sonde spectrofluorimétrique

La sonde spectrofluorimétrique BBE est une sonde immergeable qui permet d'obtenir la concentration en μg équivalent de Chl $a \cdot L^{-1}$ 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).

La figure 5 montre la dynamique des diatomées ; on observe bien leur augmentation de biomasse en début d'année 2008 (de la surface à 30 m de profondeur), puis leur disparition avec la phase des eaux claires en mai.

Pour les algues rouges (figure 6), on observe le développement entre juillet et septembre de *Planktothrix rubescens* (cf. figure 2) à des profondeurs proches de 15-20 m, puis en fin d'année le développement de Cryptophycées (cf. figure 1).

Pour les algues vertes (Chlorophycées et Conjuguées) (figure 7), leur biomasse est réduite par rapport à l'année 2007, qui avait vu le très fort développement de *Mougeotia gracillima* à des profondeurs atteignant les 35 mètres.

Pour ce qui est des Cyanobactéries (non rouges) (figure 8), on note le développement en fin d'année de *Aphanizomenon flos aquae* à des profondeurs de 15-20 m. Cette observation correspond à la description écologique faite par REYNOLDS et *al.* (2002), qui la cite comme tolérante à de faibles luminosités.

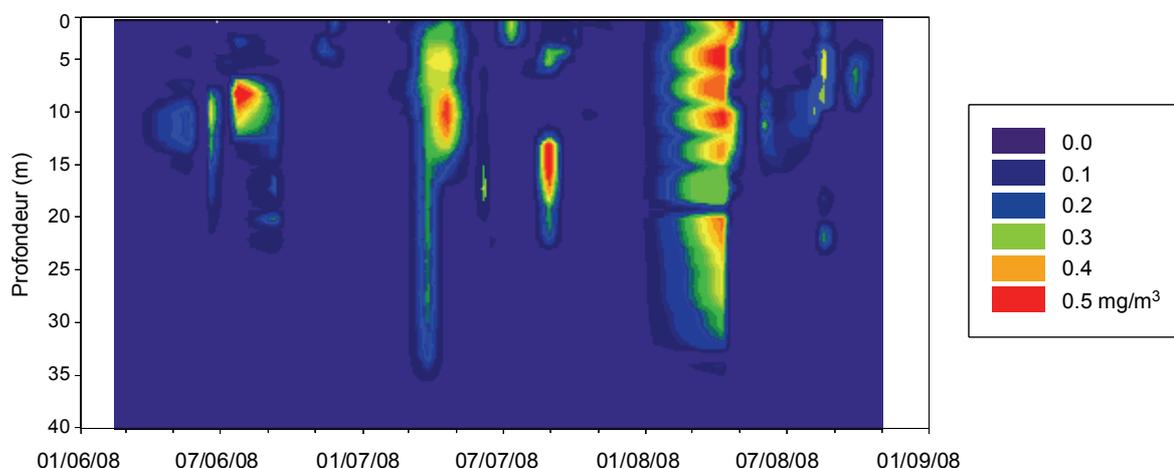


Figure 5 : Distribution de la biomasse du groupe algal riche en Chlorophylle a, c, xanthophylle, fucoxanthéperidine (Diatomées).

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

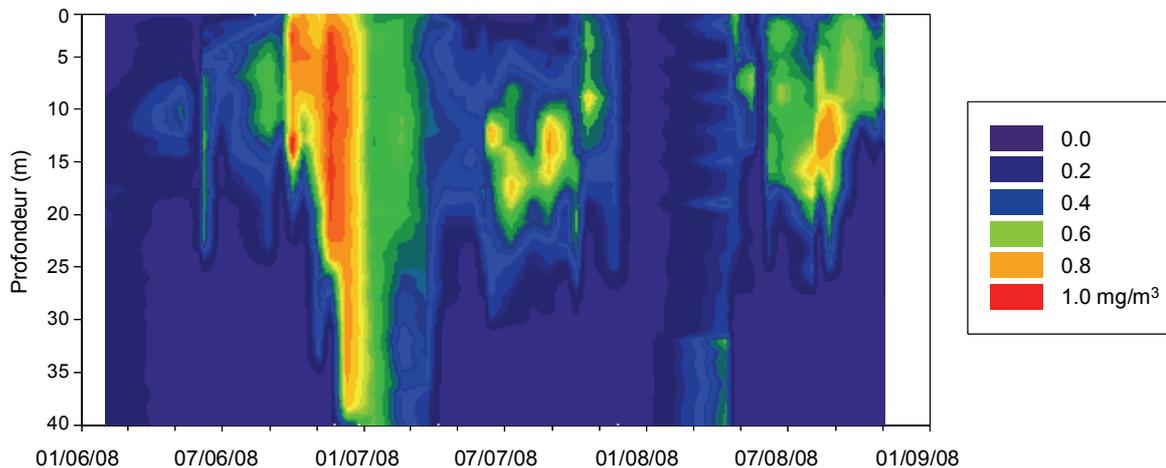


Figure 6 : Distribution de la biomasse du groupe algal riche en Chlorophylle a, c, phycoérythrine (Cryptophycées et Cyanobactéries rouges).

Figure 6 : Distribution of the biomass of the group of algae containing high levels of chlorophyll a, c, and phycoerythrin (Cryptophyceae and red Cyanobacteria).

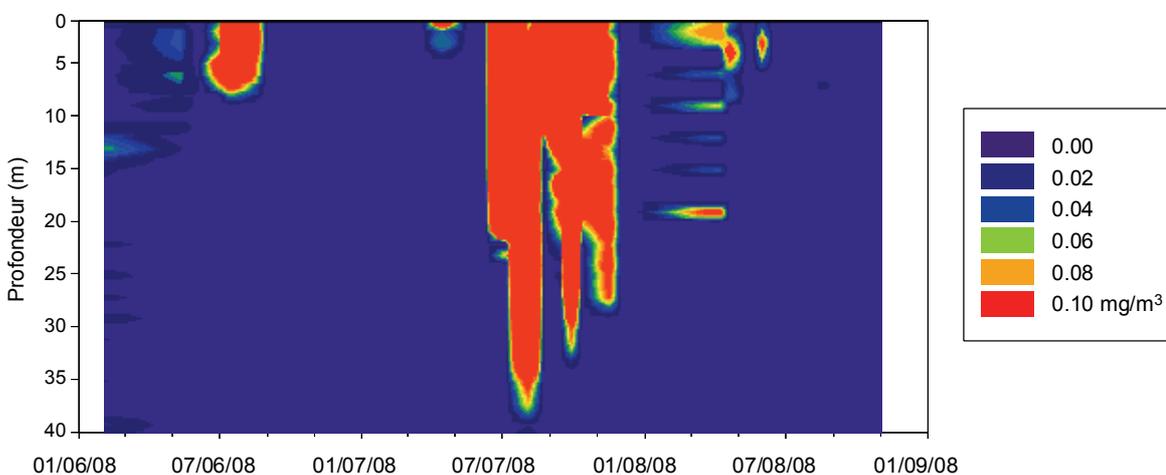


Figure 7 : Distribution de la biomasse du groupe algal riche en Chlorophylle a, b et caroténoïde (Chlorophycées, Conjuguées).

Figure 7 : Distribution of the biomass of the group of algae containing high levels of chlorophyll a, b, and carotenoid (Chlorophyceae, Conjugates).

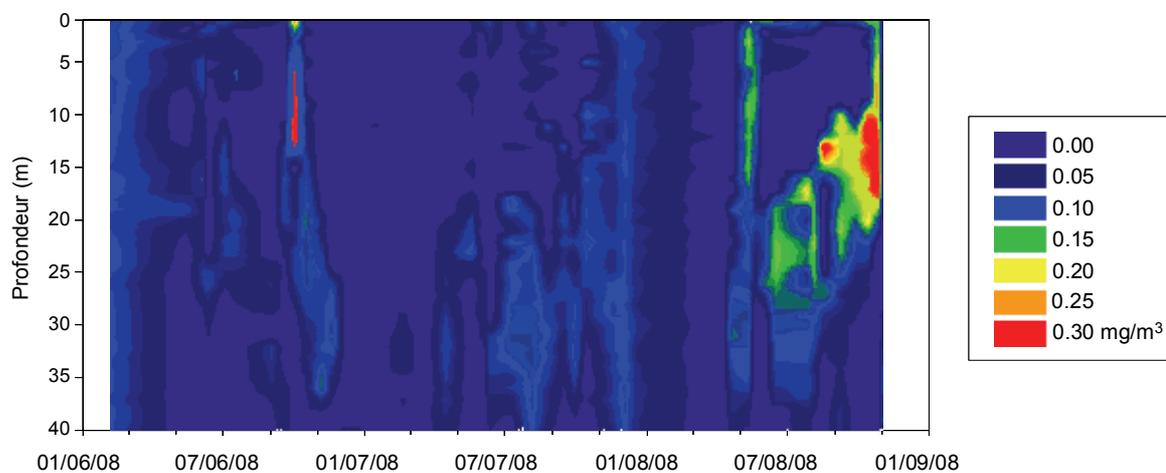


Figure 8 : Distribution de la biomasse du groupe algal riche en Chlorophylle a et en phycocyanine : Cyanobactéries non rouges.

Figure 8 : Distribution of the biomass of the group of algae containing high levels of chlorophyll a, and in phycocyanin (non-red Cyanobacteria).

3.2 Évolution interannuelle

3.2.1 Evolution des classes d'algues

La figure 9 présente l'évolution interannuelle des principales classes d'algues (sensu BOURELLY, 1972, 1981 et 1985).

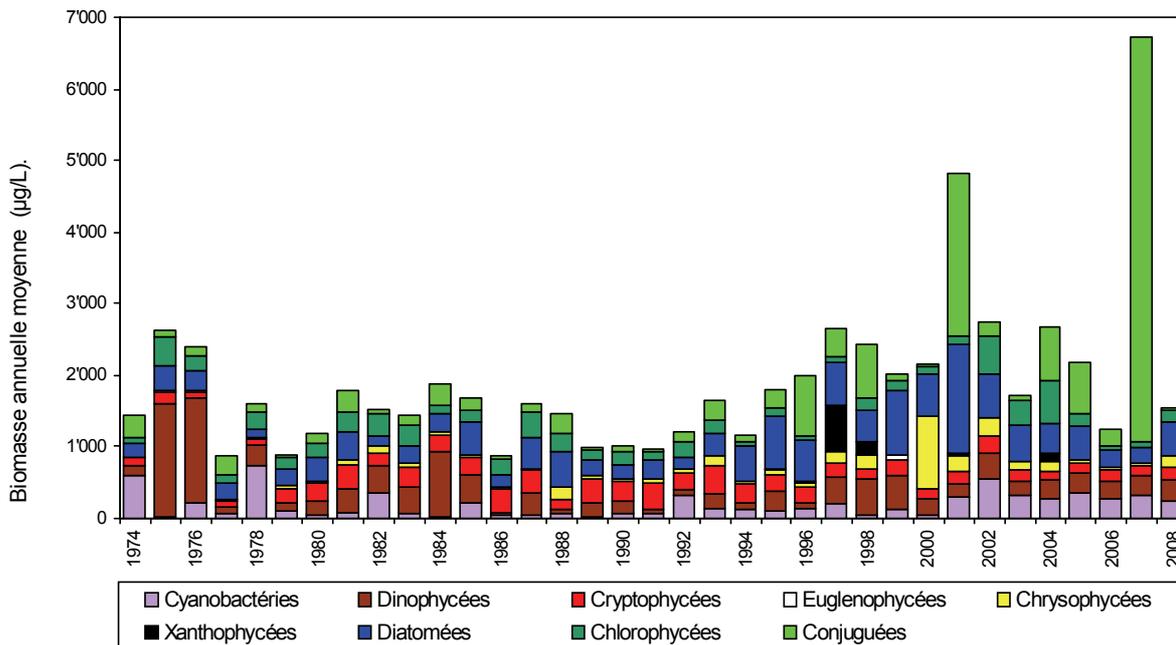


Figure 9 : Evolution interannuelle des principaux groupes pigmentaires (biomasse annuelle moyenne).
 Figure 9 : Interannual differences in the main pigmentary groups (mean annual biomass).

En 2008, la biomasse phytoplanctonique est comparable à celle de 2006 (1'548 µg/L contre 1'240 µg/L en 2006). L'année 2007 est exceptionnelle, mais reste comparable à 2001.

La proportion des différentes classes d'algues est assez différente depuis 2000 puisque l'abondance relative des Chlorophycées et Conjuguées est nettement plus faible. Elle est cependant comparable à celle de 1999.

3.2.2 Evolution de la diversité

Un indice de diversité annuelle a été calculé sur la chronique 1974-2008. 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 2008. Cet indice moyen est reporté à la figure 10 pour chaque année.

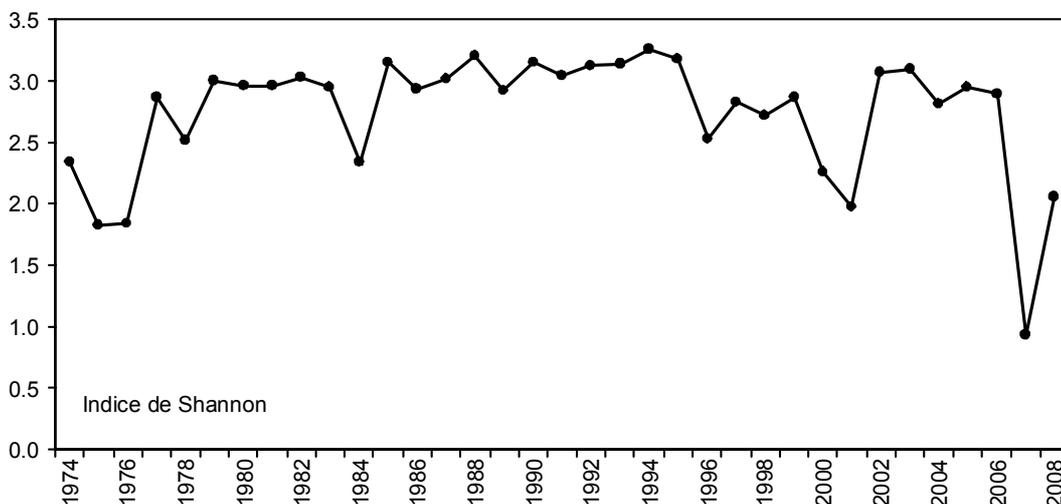


Figure 10 : Evolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon.
 Figure 10 : Interannual differences in the Shannon diversity index.

Après l'année 2007, pour laquelle la diversité était très faible (due à la très forte abondance de *Mougeotia gracillima*), l'année 2008 retrouve une diversité proche des années précédentes. Elle reste cependant faible (seules les années 2007, 1975, 1976 et 2001 ont des diversités plus faibles).

3.2.3 Evolution des groupes fonctionnels

La dynamique interannuelle des groupes fonctionnels de Reynolds et al. (2002) est donnée à la figure 11.

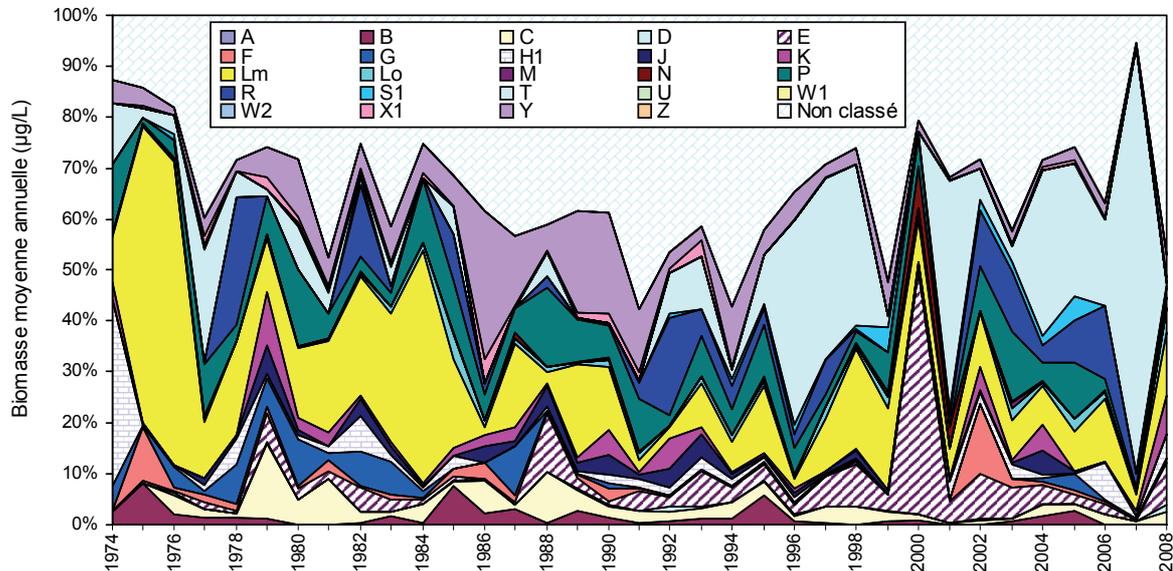


Figure 11 : Evolution de la dynamique interannuelle des groupes fonctionnels de REYNOLDS et al., (2002).
 Figure 11 : Interannual differences in the functional groups of REYNOLDS et al., (2002).

Globalement, parmi 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 phagotrophes³ (*Cryptomonas* sp.) caractérisant les lacs riches en nutriments, puis par le groupe T de 2001 à 2007 rassemblant des taxons préférant les couches profondes de l'épilimnion bien brassé mais sensible à une déplétion en nutriments.

Plusieurs groupes fonctionnels indiquent une amélioration progressive de la qualité des eaux du lac. Le groupe E, rare voire absent dans les années 1974 à 1988, devient de plus en plus fréquent, notamment dans les années 1997 à 2004, et également en 2008. Ce groupe rassemble des taxons (ex : *Dinobryon* spp., *Mallomonas* spp.) caractéristiques de lacs oligotrophes.

D'autre part, le groupe Lo (ex. *Peridinium* spp., *Merismopedia* spp.), composé de taxons caractéristiques dans l'épilimnion des lacs mésotrophes, même s'il est rare, devient de plus en plus fréquent, notamment en 2008.

3.2.4 Evolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum

Plusieurs indices basés sur la composition phytoplanctonique ont été développés par différents auteurs pour évaluer le niveau trophique des lacs. Ces différents indices ont fait l'objet de tests sur les trois lacs alpins (Léman, Annecy et Bourget) suivis par l'INRA (KAIBLINGER, 2008 ; ANNEVILLE & KAIBLINGER, 2009) et c'est l'indice de BRETTUM (1989) modifié par WOLFRAM ET al. (2007), WOLFRAM & DOKULIL (2007) qui a présenté les meilleurs résultats (meilleure discrimination du niveau trophique des différents lacs testés).

Cet indice donne pour 133 taxons leur préférence par rapport à une concentration en phosphore. Plus cet indice est élevé, plus le niveau trophique sera faible.

³ 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.

Les valeurs suivantes sont données par les auteurs :

Classe	Concentrations en TP	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 12 présente l'évolution de cet indice.

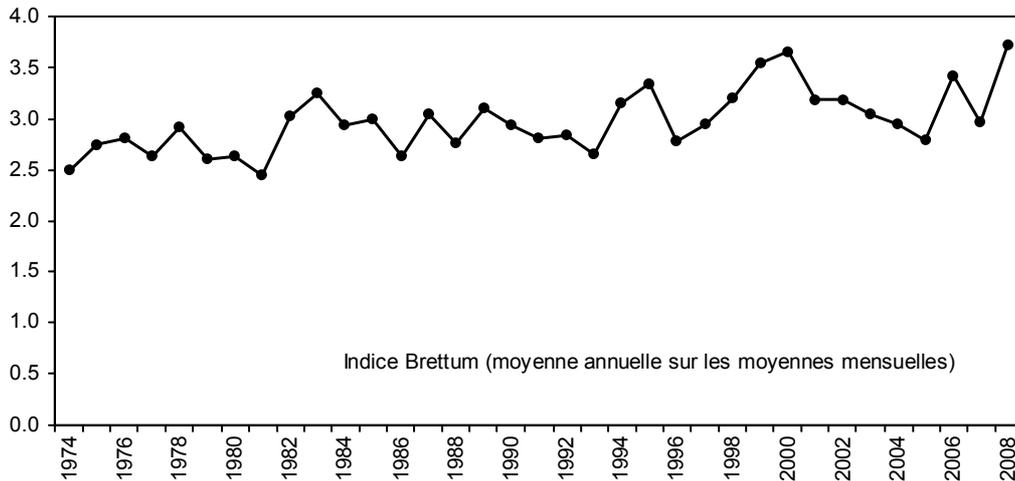


Figure 12 : Evolution de l'indice de qualité phytoplancton BRETTUM (1989).

Figure 12 : Change in Brettum's phytoplankton quality index (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 2008 est de 3.71 (classe méso / faiblement eutrophe).

4. CONCLUSIONS

L'évolution saisonnière du phytoplancton pour l'année 2008 montre que la rapide augmentation de la biomasse algale printanière est liée pour l'essentiel aux diatomées centriques comme *Cyclotella costei*, indicateur de la ré-oligotrophisation du Léman (RIMET et al., 2009).

On note également pendant la phase estivale une dominance de taxons tolérant les faibles concentrations en nutriments et habituellement observés dans les lacs oligotrophes. Leur présence signe une baisse en nutriments dans l'épilimnion.

L'évolution interannuelle du phytoplancton met en évidence que les biomasses enregistrées en 2008 reviennent vers des valeurs comparables à celles des années 2002 à 2006, après une année 2007 ayant battu des records. L'analyse des groupes fonctionnels a permis d'observer l'apparition de plus en plus fréquente de taxons caractéristiques de lacs mésotrophes et oligotrophes. L'année 2008 confirme cette tendance avec la présence de taxons tels que *Dinobryon* spp. et *Peridinium* spp..

L'évolution de l'indice de qualité BRETTUM (1989) confirme cette tendance. Globalement, 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.
- KAIBLINGER, K. (2008) : Water quality assessment in lakes with special focus on Phytoplankton indices used within the EU Water Framework Directive (WFD). Rapport I.L. 277/08, DEC0470, INRA Thonon, France, 45 pp.
- 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. Angew. 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 2008

PAR

Rémy D. TADONLEKE

avec la collaboration technique de

Pascal CHIFFLET, Jean-Christophe HUSTACHE et Jean-Paul MOILLE

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

RÉSUMÉ

*Au cours de cette année 2008, le pic de biomasse chlorophyllienne (Chl *a*) est mesuré au printemps alors que ceux de la production primaire (PP) et de la capacité photosynthétique sont mesurés en été. La biomasse chlorophyllienne totale n'était pas le facteur majeur expliquant les modifications de la transparence des eaux, contrairement aux observations des 5 dernières années. Les moyennes annuelles de PP et de biomasse chlorophyllienne étaient plus faibles que celles des 9 dernières années. Même si une tendance nette n'est pas observée au niveau de ces moyennes annuelles de PP et de la Chl *a* au cours de cette décennie 1998-2008, une diminution sensible de ces variables, ainsi que du maximum de concentration de Chl *a* enregistré chaque année, est notée depuis 2001, exception faite de l'année 2007, caractérisée par le développement d'un bloom de l'algue filamenteuse *Mougeotia gracillima*. Cette baisse semble suivre celle des concentrations de phosphore dans le lac, et pourrait être plus visible au cours des prochaines années si ces concentrations continuent de diminuer.*

ABSTRACT

*During 2008, the peak biomass of chlorophyll (Chl *a*) was measured in the spring, whereas the peak values of the primary production (PP) and the photosynthesis capacity were measured in the summer. The total chlorophyll biomass was not the major factor accounting for changes in the transparency of the water, in contrast to the observations in the 5 previous years. The mean annual PP and chlorophyll biomass values were lower than those for the previous 9 years. Although no clear trend was observed in these mean annual PP and Chl *a* values during the 1998-2008 decade, a marked fall in these variables, and of the peak concentration of Chl *a* was recorded every year since 2001, with the exception of 2007, which was characterised by the development of a bloom of the filamentous alga *Mougeotia gracillima*. This fall seems to follow that of the concentrations of phosphorus in the lake, and could become more obvious in the next few years if these concentrations continue to fall.*

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 2008. Un problème de mesure (mauvaise injection de la solution marquée) a été noté lors de l'une des campagnes (27 octobre 2008). Pour cette raison, les résultats présentés pour la PP concernent 19 campagnes au lieu de 20. L'évolution des variables phytoplanctoniques au cours des 10 dernières années (1998-2008) est également présentée, pour comparaison avec la tendance observée pour les concentrations de phosphore total.

2. MÉTHODES

L'échantillonnage a été réalisé entre le 8 janvier et le 15 décembre 2008 aux profondeurs habituelles (0, 1, 2.5, 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. 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 biomasse en poids frais et la composition du phytoplancton sont présentées dans un autre rapport dans ce volume (RIMET et DRUART 2009). La PP a été mesurée par l'incorporation du ^{14}C par le phytoplancton (STEEMAN-NIELSEN, 1952). Faute de disponibilité des valeurs de lumière incidente et pour des raisons de comparaison avec les 10 dernières années, la PP mesurée a été convertie en production journalière à l'aide du facteur 2.22 (PELLETIER, 1983). Il est à noter que cette méthode surestime la PP, comparée à la méthode utilisant la lumière. Dans le cadre de la comparaison interannuelle, la biomasse chlorophyllienne et la PP ont été intégrées dans la zone 0 - 30 m. Dans le calcul de la PP annuelle, la PP nette a été estimée en considérant qu'elle représente 60 % de la PP mesurée. 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 20 (ou 19 pour la PP) campagnes 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 biomasse chlorophyllienne et de PP étaient homogènes dans la colonne d'eau et inférieures respectivement à $2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ et $10 \mu\text{gC}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{inc}^{-1}$ lors des deux premières campagnes de prélèvement. La stratification verticale des valeurs est observée à partir de la 3^e campagne pour la PP et de la 5^e campagne pour la Chl a, alors que la stratification thermique n'est installée qu'à partir de la 7^e campagne (13 mai) (LAZZAROTTO et RAPIN, 2009). D'une façon générale, cette stratification des variables biologiques a persisté jusqu'en automne (bien que n'étant pas très nette pour la biomasse chlorophyllienne dans certains cas) et les plus fortes valeurs étaient généralement observées entre 1 m et 7.5 m. Il est à noter que les plus fortes valeurs de biomasse chlorophyllienne et de PP mesurées dans la colonne d'eau étaient respectivement de $12 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ et $83 \mu\text{gC}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{inc}^{-1}$, et par conséquent largement inférieures à celles mesurées en 2007 (respectivement $37 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ et $170 \mu\text{gC}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{inc}^{-1}$).

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 de Secchi; nd : non déterminé.

Table 1 : Main primary production parameters in the 0-20 m zone. ΣA Total primary production during the incubation period; PPd : calculated daily primary production; Amax : maximal production during the incubation period, corresponding to Chl Amax biomass; Tds: Secchi depth; nd : not determined.

DATE	ΣA ($\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{inc}^{-1}$)	PPj ($\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$)	Amax ($\text{mgC}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{inc}^{-1}$)	Chl Amax ($\text{mgC}\cdot\text{m}^{-3}$)	Chl 0-20 ($\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}$)	Tds (m)
08-janv-08	78.84	175.03	6.06	0.84	14.80	12.70
11-févr-08	110.86	246.11	8.57	1.29	23.71	15.00
03-mars-08	341.29	757.67	31.47	3.81	84.49	7.70
31-mars-08	326.75	725.39	32.27	5.00	64.04	8.00
09-avr-08	228.66	507.63	37.90	6.91	132.66	6.20
21-avr-08	264.50	587.19	67.92	12.02	111.72	3.80
13-mai-08	556.13	1234.61	53.31	5.24	69.94	10.00
22-mai-08	383.29	850.91	64.09	4.83	45.20	5.60
02-juin-08	448.99	996.77	70.56	6.33	101.72	6.60
17-juin-08	754.72	1675.49	57.02	4.34	86.39	6.90
10-juil-08	631.21	1401.28	53.86	2.79	82.81	4.30
28-juil-08	711.57	1579.67	48.66	4.10	94.37	6.50
06-août-08	791.99	1758.22	83.20	3.92	78.31	4.90
18-août-08	749.83	1664.62	69.70	4.80	100.71	5.80
09-sept-08	401.25	890.77	57.40	4.41	70.01	5.80
29-sept-08	453.55	1006.89	51.53	5.26	76.97	5.60
15-oct-08	413.41	917.77	57.60	6.29	75.03	7.50
27-oct-08	nd	nd	nd	nd	71	8.8
04-nov-08	185.20	411.14	40.12	4.85	81.15	7.20
15-déc-08	126.51	280.85	14.67	2.68	48.83	7.20

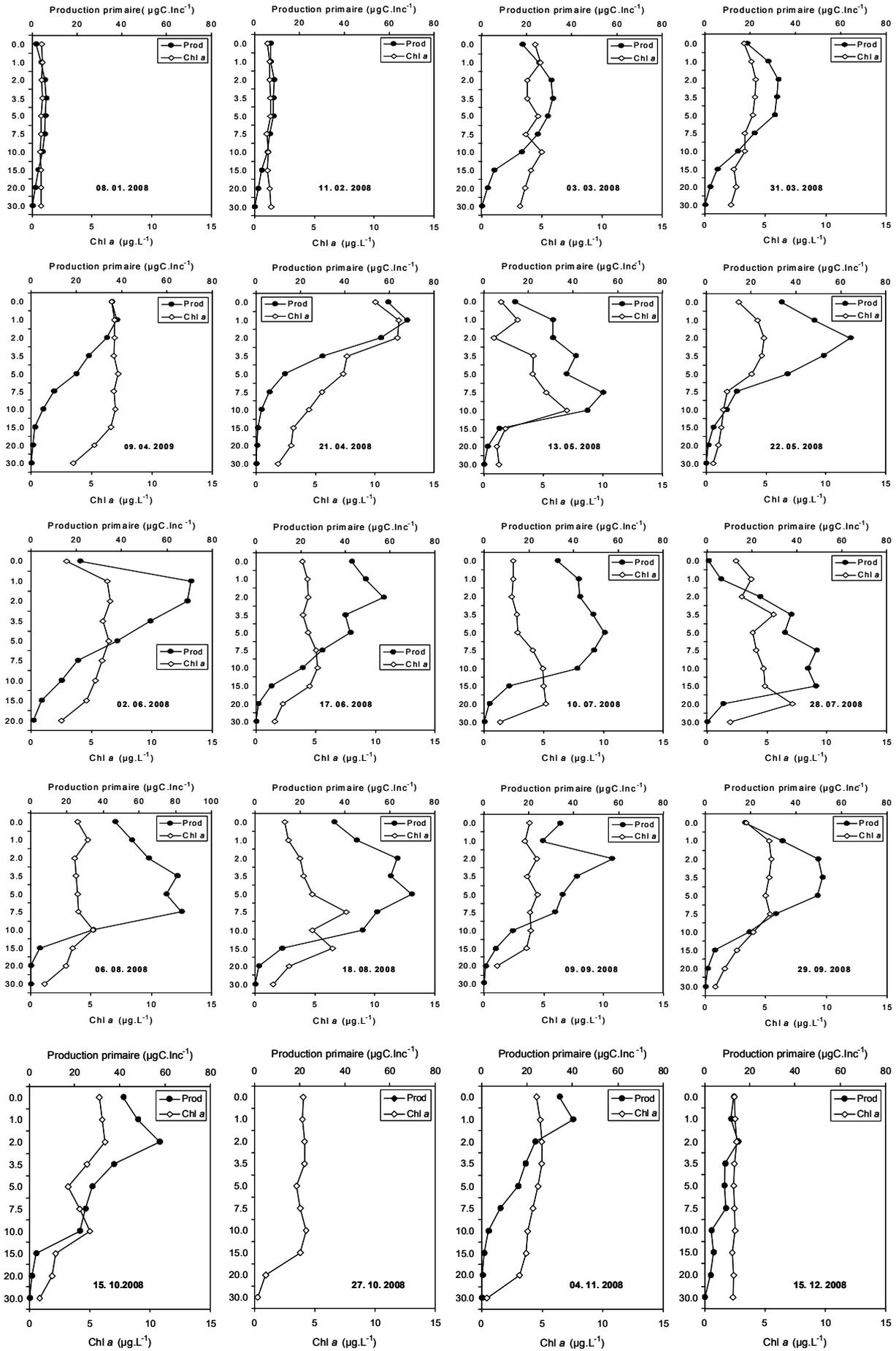


Figure 1 : Profils verticaux de la production primaire (cercle) et de la biomasse chlorophyllienne (losange) au point SHL2 du 8 janvier au 15 décembre 2008.

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 8 to December 15, 2008.

3. 2. Evolution saisonnière des variables mesurées

Bien que la chute de la transparence entre janvier et avril coïncide avec l'augmentation de la biomasse chlorophyllienne, les pics de cette dernière ne coïncidaient pas souvent avec les baisses de transparence (figure 2a, Tableau 1). De ce fait, la relation entre ces deux variables n'est statistiquement significative que lorsque les deux premières campagnes sont prises en compte dans l'analyse ($R^2 = 0.49$, $P = 0.006$, $n = 20$). L'exclusion de ces deux données de l'analyse engendre l'absence de relation statistique significative ($R^2 = 0.087$, $P = 0.29$, $n = 18$) entre ces deux variables. La réalisation du test avec la chlorophylle *a* mesurée dans les dix premiers mètres de la colonne d'eau a donné les mêmes résultats. Ces résultats suggèrent que pendant la majeure partie de l'année 2008, la biomasse chlorophyllienne totale n'était pas un important facteur de la variation saisonnière de la transparence de l'eau, contrairement aux observations des 5 dernières années.

Le pic printanier de biomasse chlorophyllienne ($6.6 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) était obtenu en avril comme au cours de la majorité des 7 dernières années. La diminution drastique de cette biomasse entre le 9 avril et le 22 mai coïncidait avec l'augmentation et le pic printanier du zooplancton crustacé (PERGA et LAINE, 2009), indiquant la phase des eaux claires. Le pic automnal du zooplancton crustacé entre le 29 septembre et le 27 octobre (PERGA et LAINE, 2009) n'avait pas, de façon apparente, une incidence négative sur la biomasse chlorophyllienne, qui, au contraire, augmentait (figure 2a).

Les valeurs de la PP intégrée dans la zone 0-20 m ont augmenté progressivement à partir de $78 \mu\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{inc}^{-1}$ mesurée lors de la première campagne et ont atteint les maxima ($750 - 795 \mu\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{inc}^{-1}$) entre mi-juin et mi-août avant de décroître pour atteindre $126 \mu\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{inc}^{-1}$ à la dernière campagne en fin d'automne (figure 2b). Comme mentionné pour les profils verticaux, les valeurs intégrées dans la zone 0-20 m sont inférieures à celles mesurées en 2007 (maximum = $1066 \mu\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{inc}^{-1}$ TADONLEKE, 2008). L'évolution temporelle des valeurs de la capacité photosynthétique du phytoplancton ($P_{\text{max}} : \text{Chl}$) était semblable à celle de la PP intégrée (figure 2B), indiquant son influence sur cette dernière. Les valeurs maximales de $P_{\text{max}} : \text{Chl}$ ont été observées en été, notamment le 10 juillet et le 06 août (figure 2b), les Dinophycées, les Cyanobactéries, les Chrysophycées autres et/ou les diatomées constituant la majeure partie de la biomasse (RIMET et DRUART, 2009). La chute de la productivité observée à partir de la campagne du 06 août pourrait être due à la diminution des concentrations de nutriments en été, combinée à la baisse de la température des eaux notable dès la deuxième campagne de septembre (LAZZAROTTO et RAPIN, 2009).

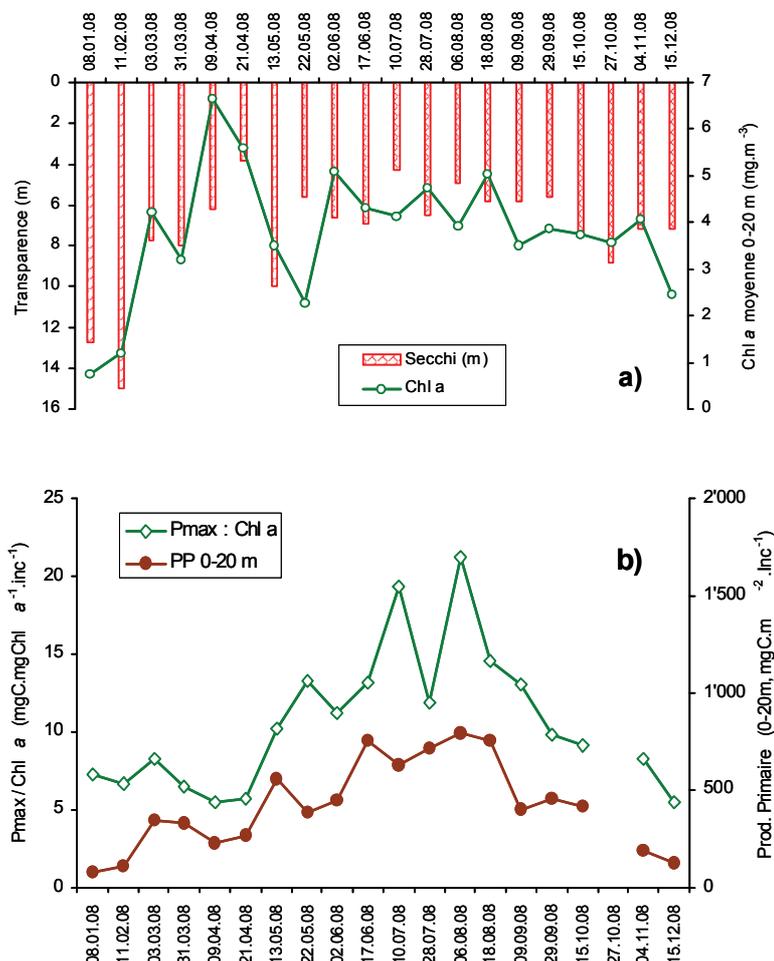


Figure 2. Evolution saisonnière (a) de la biomasse chlorophyllienne et de la transparence des eaux, et (b) de la production primaire et de la capacité photosynthétique.

Figure 2 : Seasonal change (a) in the chlorophyll biomass and water transparency, and (b) in the primary production and the photosynthesis capacity..

3.3 Evolution interannuelle au cours de la dernière décennie

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 au cours des dix dernières années est présentée sur la figure 3 (a, b,c). Il n'apparaît pas de tendance nette à la diminution en dépit du fait que la concentration moyenne annuelle de phosphore total (P_{tot}) est passée au dessous de 30 µg·L⁻¹ depuis 2004 (LAZZAROTTO et RAPIN, 2008). Les prédictions indiquent que pour les lacs tempérés profonds en cours de restauration par réduction des concentrations de nutriments, une diminution significative, puis le maintien de faibles valeurs des variables phytoplanctoniques sont observés quand la concentration de P_{tot} dans la zone pélagique est inférieure à ce seuil de 30 µgP·L⁻¹ (SAS, 1989). Dans le cas du Léman, en dépit de l'absence de tendance nette sur la dernière décennie, on peut constater, depuis 2001, une diminution sensible des moyennes annuelles de PP et de biomasse chlorophyllienne, ainsi que des maxima de cette biomasse (figure 2a, c), exception faite de l'année 2007, caractérisée par le développement d'un bloom de l'algue filamenteuse *Mougeotia gracillima*. Dans le même ordre d'idées, les moyennes de PP et de biomasse chlorophyllienne pour l'année 2008 sont plus faibles que celles des 9 dernières années (figure 2a). On peut alors penser que la décroissance des variables phytoplanctoniques est bien là, mais qu'elle est très lente, qu'elle va se poursuivre et sera plus visible dans les quelques années à venir, en accord avec la diminution des concentrations de phosphore.

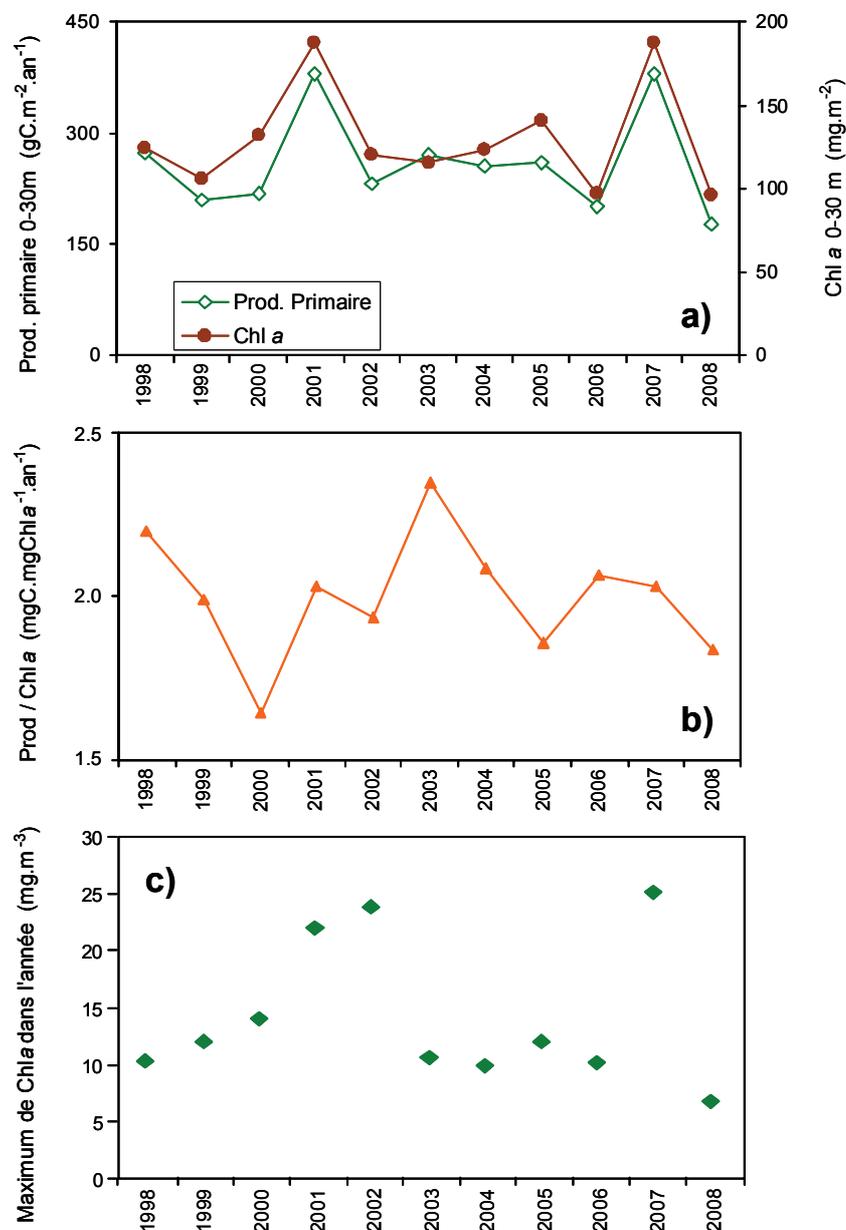


Figure 3 : Evolution inter-annuelle de la production primaire et de la biomasse chlorophyllienne (a), de la capacité photosynthétique (b) et de concentration maximale de chlorophylle a (c) au point SHL2 entre 1998 et 2008.

Figure 3 : Interannual change in the primary production and the biomass of chlorophyll (a), in the photosynthesis capacity (b), and in the maximum concentration in chlorophyll a (c) at point SHL2. between 1998 and 2008.

4. CONCLUSIONS

L'analyse des données de l'année 2008 suggère que la biomasse chlorophyllienne totale n'était pas le facteur majeur contrôlant la transparence des eaux contrairement aux observations des 5 dernières années. Les pics de production et de productivité ont été observés en été, contrairement au pic de biomasse chlorophyllienne qui est apparu au printemps.

L'analyse de l'évolution au cours des 10 dernières années montre, depuis 2001, une légère tendance à la diminution des moyennes annuelles de production primaire et chlorophylle *a*, ainsi que de la concentration maximale de chlorophylle *a* (excepté en 2007), qui suggère une réponse lente et, néanmoins, dans le sens de la diminution des concentrations de phosphore total en deçà de $30 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$ depuis 2004. Une telle diminution pourrait être plus visible dans les quelques années à venir, si les stocks et les apports de phosphore dans le lac continuent de diminuer, et si l'on fait abstraction du caractère non linéaire et complexe de la dynamique des écosystèmes et de l'intervention de certains facteurs imprévus comme le changement climatique.

BIBLIOGRAPHIE

LAZZAROTTO, J. et RAPIN, F. (2009) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2008, 32-58.

RIMET, F. et DRUART, J. C. (2009) : Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2008, 91-102.

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. (2009) : Evolution du zooplancton du léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2008, 109-116.

SAS, H. (ed) (1989) : Lake restoration by reduction of nutrient loading: Expectations, Experiences and Extrapolations. Academia Verlag Richarz, St Augustin, FRG, 497 p.

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, D.R. (2007) : Production et biomasse phytoplanctoniques dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 93-102.

ÉVOLUTION DU ZOOPLANKTON DU LÉMAN

CHANGES IN THE ZOOPLANKTON OF LAKE GENEVA

Campagne 2008

PAR

Marie-Elodie PERGA et Leslie LAINÉ

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

RÉSUMÉ

Contrairement aux années précédentes (2004-2007), les faibles abondances en algues filamenteuses dans la colonne d'eau tout au long de l'année ont permis de réaliser la totalité des comptages de l'abondance du zooplancton en 2008. La dynamique saisonnière des crustacées en 2008 a suivi le schéma bimodal typique attendu pour un lac mésotrophe. Le pic printanier d'abondance des crustacés herbivores, essentiellement composés des Daphnies, coïncide avec la période où les transparences sont maximales, marquant ainsi clairement la phase des eaux claires entre les 13 et 22 mai 2008. Les abondances crustacéennes sont ensuite restées à des valeurs faibles au cours de l'été, avant de montrer un second pic, plus modeste et dominé par les Calanoïdes, en début d'automne. Ce pic automnal coïncide avec la reprise de la croissance des Dinophycées.

La tendance à la diminution des abondances moyennes annuelles des micro-crustacés, observée depuis 1984, est confirmée. Cette tendance résulte essentiellement de la diminution des effectifs de Cyclopoïdes et des Daphnies et est cohérente avec celle attendue pour un lac en contexte de ré-oligotrophisation. Les variations inter-annuelles de l'abondance des Calanoïdes et L. kindtii sont beaucoup plus fluctuantes sur la série 1984-2008 mais étonnamment similaires et ont pu être négativement corrélées aux variations inter-annuelles de la biomasse des algues de type conjuguées. Par conséquent, les variations inter-annuelles des abondances des Cyclopoïdes et des Daphnies, taxons à développement plus printanier, seraient essentiellement dépendantes de la production primaire lors de la reprise de fin d'hiver, tandis que celles des Calanoïdes et L. kindtii, taxons à préférendums plus estivaux, seraient à relier au développement d'algues filamenteuses en fin d'été.

ABSTRACT

In contrast with what had been observed in previous years (2004-2007), in 2008 low abundances of filamentous algae in the Lake Geneva water column made it possible to count all zooplankton samples. Crustacean seasonal dynamics in 2008 followed the typical pattern expected for a mesotrophic lake. The spring abundance peak of herbivorous cladocerans, dominated by Daphnia, coincided with maximum water column transparency, resulting in a Clear-Water Phase between May 13 and 22. Crustacean abundances remained low throughout the summer, with a second abundance peak, which was not as great but dominated by calanoids, occurred early in the fall. This fall peak matched the fall growth phase of dinophytes.

The general trend towards decreasing micro-crustacean abundances observed since 1984 was confirmed. This trend actually results from the decreasing abundances of Daphnia and cyclopoids, and is consistent with the trend expected for a lake undergoing re-oligotrophication. In contrast, the interannual variations in the abundances of calanoids and L. kindtii fluctuated more, but were found to be negatively correlated to interannual changes in conjugate algae biomass. i.e. higher abundances of calanoids and L. kindtii occurred in years with a low conjugate biomass. This means that interannual changes in the abundances of Daphnia and cyclopoids, taxa that develop in the spring, are more likely to be related to the springtime primary production, while those of calanoids and L. kindtii, taxa with summer optima, are more likely to depend on the late summer biomasses of filamentous algae.

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 2008, 20 campagnes de prélèvements ont été réalisées et tous les échantillons ont pu faire l'objet de comptages.

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 2008.

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 57 mL·m⁻² (31 mars) à 441 mL·m⁻² (13 mai). Le profil temporel décrit une phase avec des biovolumes forts au printemps qui atteignent leur valeur maximale le 13 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 (10 m) et le maximum de biovolume sédimenté, entre les 13 et 22 mai 2008, correspondant ainsi à la date de la phase des eaux claires.

En 2008, la transparence est restée relativement élevée (> 5 m) tout au long de l'année, notamment au cours de l'été et de l'automne, ce qui traduit la faible quantité d'algues filamenteuses telles que *Mougeotia gracillima* dans la colonne d'eau du Léman, contrairement notamment à l'année précédente (RIMET et DRUART, 2009).

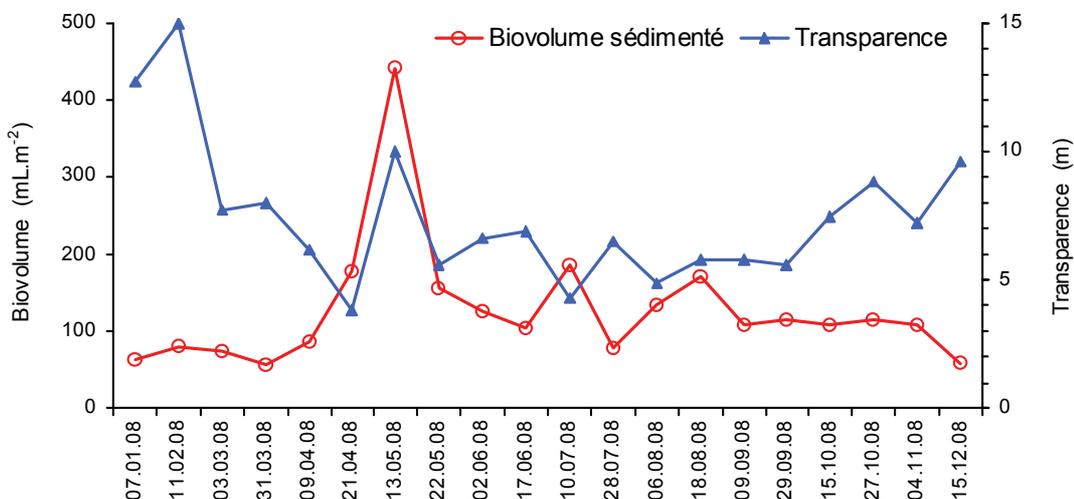


Figure 1 : Evolution saisonnière du biovolume sédimenté de zooplancton et de la transparence des eaux mesurée au disque de Secchi en 2008 (Léman, SHL2).

Figure 1 : Seasonal changes in the settled biovolume and Secchi disk transparency values in 2008 (Lake Geneva, SHL2).

3.2 Composition spécifique de la biocénose crustacéenne

Le zooplancton crustacéen est, chaque année, largement dominé par les copépodes. En 2008, les copépodes représentent 78.4 % de l'abondance totale des crustacés. La sous-classe des copépodes se compose des Cyclopoïdes et des Calanoïdes. Dans les comptages de 2008, les Calanoïdes sont les plus abondants, représentant 50.5 % de l'abondance crustacéenne totale contre 27.9 % pour les Cyclopoïdes.

Les Calanoïdes sont représentés par une unique espèce, *Eudiaptomus gracilis*. Les Cyclopoïdes appartiennent à 3 espèces : *Cyclops prealpinus*, la plus abondante (19 %), *C. vicinus* (2 %) et *Macrocyclops albidus*, observé à une seule occasion (15.04.2008).

La classe des branchiopodes est représentée par un unique ordre, celui des cladocères, qui en 2008 représente 21.6 % de la communauté zooplanctonique crustacéenne. Cet ordre est largement dominé dans le Léman par *Daphnia hyalina* + *galeata* (18 %), les autres taxons étant minoritaires [*Eubosmina longispina* + *E. mixta* (1.6 %), *Leptodora kindtii* (1 %) et *Bythotrephes longimanus* (1 %)].

3.3 Dynamique saisonnière du zooplancton en 2008

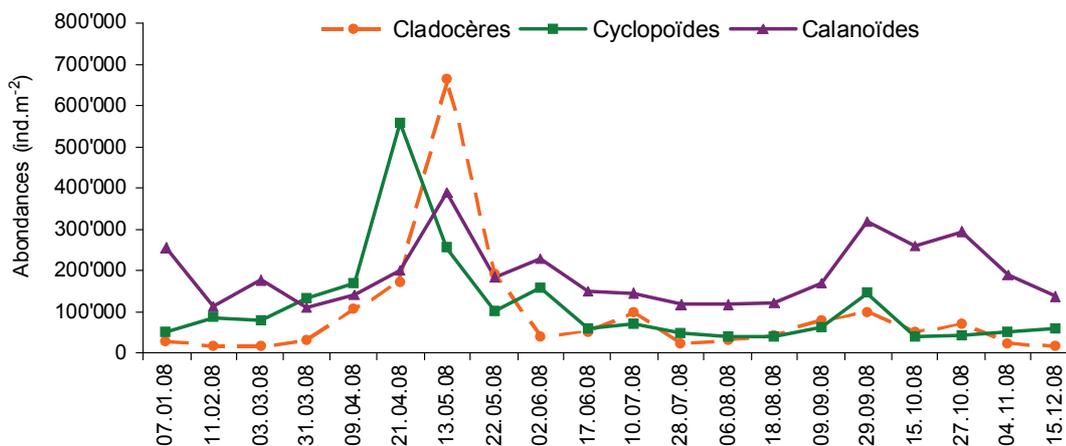


Figure 2 : Evolution saisonnière du peuplement crustacéen en 2008 (Léman, SHL2).

Figure 2 : Seasonal changes in the abundance of Crustacea in 2008 (Lake Geneva, SHL2).

Le peuplement crustacéen du Léman suit une dynamique bimodale typique des lacs mésotrophes en 2008, avec un pic d'abondance au printemps et un second pic, plus modeste, en début d'automne (figure 2). Le pic printanier de Cyclopoïdes apparaît le 21 avril lors du maximum du pic printanier d'abondance phytoplanctonique (RIMET et DRUART, 2009), avec des abondances proches de 600'000 ind·m⁻², tandis que le pic des taxons herbivores (Calanoïdes et Cladocères) a lieu trois semaines plus tard, à des abondances respectives de 400'000 et 700'000 ind·m⁻², et coïncide avec la phase des eaux claires, et donc les minima printaniers d'abondance phytoplanctonique (RIMET et DRUART, 2009).

Les abondances des taxons crustacéens diminuent rapidement après la phase des eaux claires et restent à des niveaux plus faibles (< 200'000 ind·m⁻² pour les Calanoïdes et < 100'000 ind·m⁻² pour Cyclopoïdes et Cladocères) tout au long de la période estivale. Les abondances des trois taxons augmentent à nouveau à partir du 29 septembre de façon synchrone. Ce second pic d'abondance zooplanctonique correspond à la croissance automnale des Dinophycées (RIMET et DRUART, 2009). Si les abondances de Calanoïdes atteintes lors du pic automnal sont du même ordre de grandeur que celles du pic printanier, celles des Cyclopoïdes et des cladocères sont, elles, cinq fois plus faibles environ. Toutefois, les abondances des trois taxons diminuent à nouveau en début d'hiver.

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

Le pic printanier des cladocères herbivores correspond, en 2008, à une augmentation synchrone de l'abondance des Daphniidés ainsi que des Bosminidés, dont les maxima sont toutefois 15 fois moindres (figure 3a). Le pic automnal, par contre, n'est le fait que d'une nouvelle augmentation de l'abondance des Daphniidés, alors que les Bosminidés se maintiennent à des abondances très faibles dès le début de l'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 26 juin pour *B. longimanus*, avec un effectif de 30 000 ind·m⁻², et le 10 juillet pour *L. kindtii*, pour un effectif plus de 10 fois moindre.

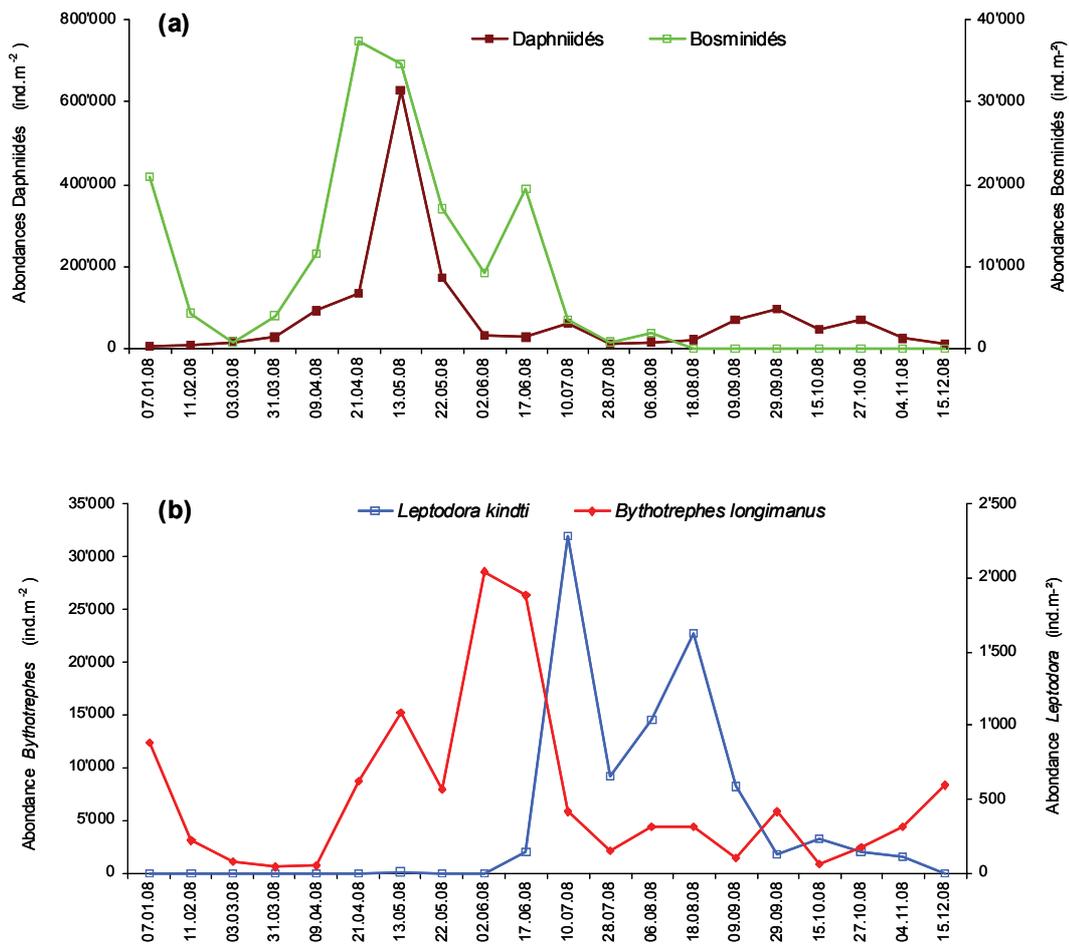


Figure 3 : Evolution saisonnière de l'abondance des Branchiopodes : a) herbivores ; b) carnivores en 2008 (Léman, SHL2).

Figure 3 : Seasonal changes in the abundance of herbivorous a) and carnivorous b) Branchiopoda in 2008 (Lake Geneva, SHL2).

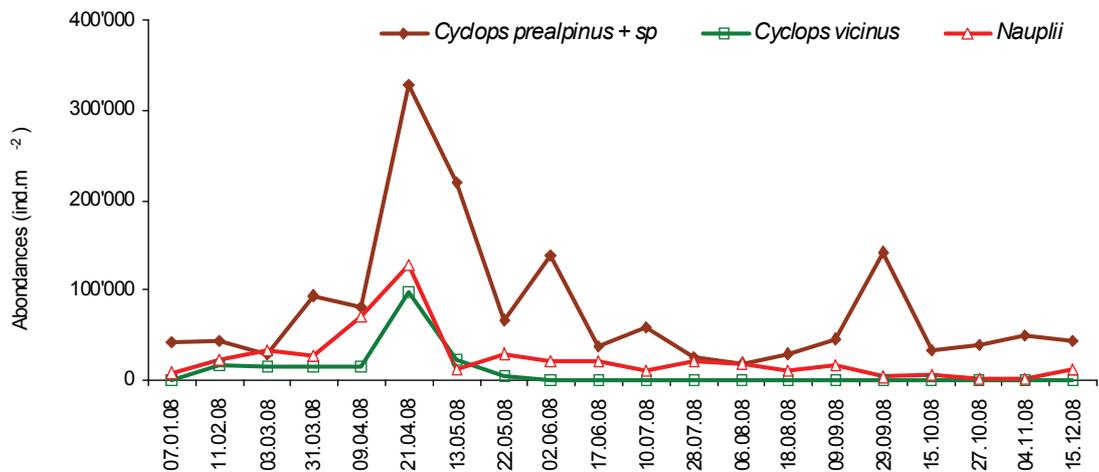


Figure 4 : Evolution saisonnière de l'abondance des Cyclopoïdes en 2008 (Léman, SHL2).

Figure 4 : Seasonal changes in the abundance of cyclopoida in 2008 (Lake Geneva, SHL2).

Les Cyclopoïdes sont essentiellement représentés par le genre *Cyclops* et l'ensemble *C. prealpinus* + *C. 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 (RIMET et DRUART, 2009). Le maximum printanier des Cyclopoïdes est atteint le 21 avril avec des abondances de 350'000 ind·m⁻² pour *C. prealpinus* et 125'000 ind·m⁻² pour *C. vicinus*. L'abondance des deux espèces de Cyclops et des nauplii décroît ensuite au cours du printemps et se maintient à des effectifs < 50'000 ind·m⁻² au cours de l'été. Seul *C. prealpinus* montre un pic d'abondance automnal, avec des effectifs maximaux de 140'000 ind·m⁻², avant de décroître à nouveau en début d'hiver.

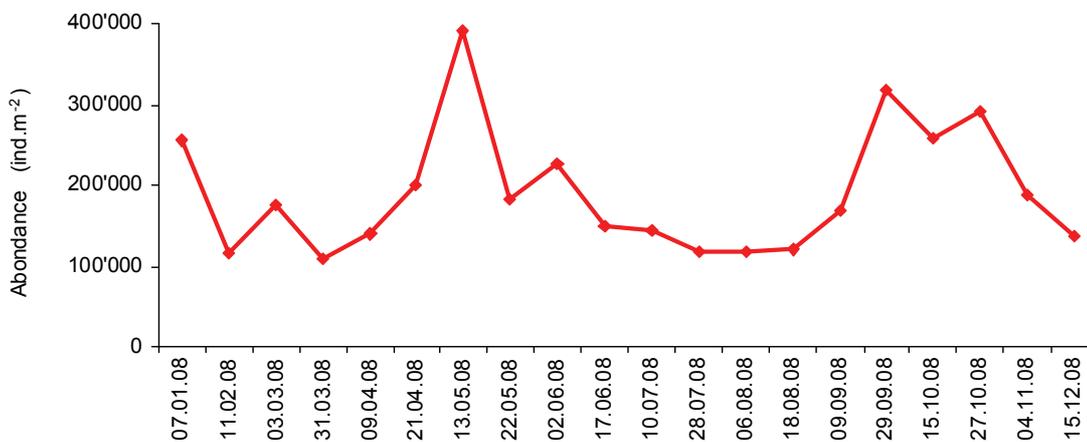


Figure 5 : Evolution saisonnière de l'abondance du Calanoïde *Eudiaptomus gracilis* en 2008 (Léman, SHL2).
Figure 5 : Seasonal changes in the abundance of calanoida *Eudiaptomus gracilis* in 2008 (Lake Geneva, SHL2).

La dynamique des Calanoïdes, exclusivement représentés par *E. gracilis*, est clairement bimodale en 2008 (figure 5). Le pic d'abondance printanier est atteint le 13 mai, et culmine à 400'000 ind·m⁻². Les abondances estivales sont faibles mais un deuxième pic apparaît le 29 septembre, avec une abondance comparable à celle du pic printanier, de l'ordre de 350'000 ind·m⁻². Les abondances, bien qu'en phase décroissante après cette date, restent relativement élevées jusqu'à la fin de l'année.

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 2008. Elle est liée à la diminution de l'abondance des Cyclopoïdes et des branchiopodes, en particulier des daphnies. Les évolutions temporelles de l'abondance moyenne annuelle des Calanoïdes et de *L. kindtii* sont particulièrement corrélées (figure 7a) et semblent, elles, plutôt liées à l'abondance moyenne annuelle des algues filamenteuses (figure 7b), avec des abondances élevées de Calanoïdes et de *L. kindtii* pour les années à faibles abondances d'algues conjuguées, comme en 2008. Alors que les effectifs de *B. longimanus* montraient une tendance à l'augmentation depuis 1984, les valeurs obtenues pour 2008 sont exceptionnellement basses et s'écartent de cette tendance.

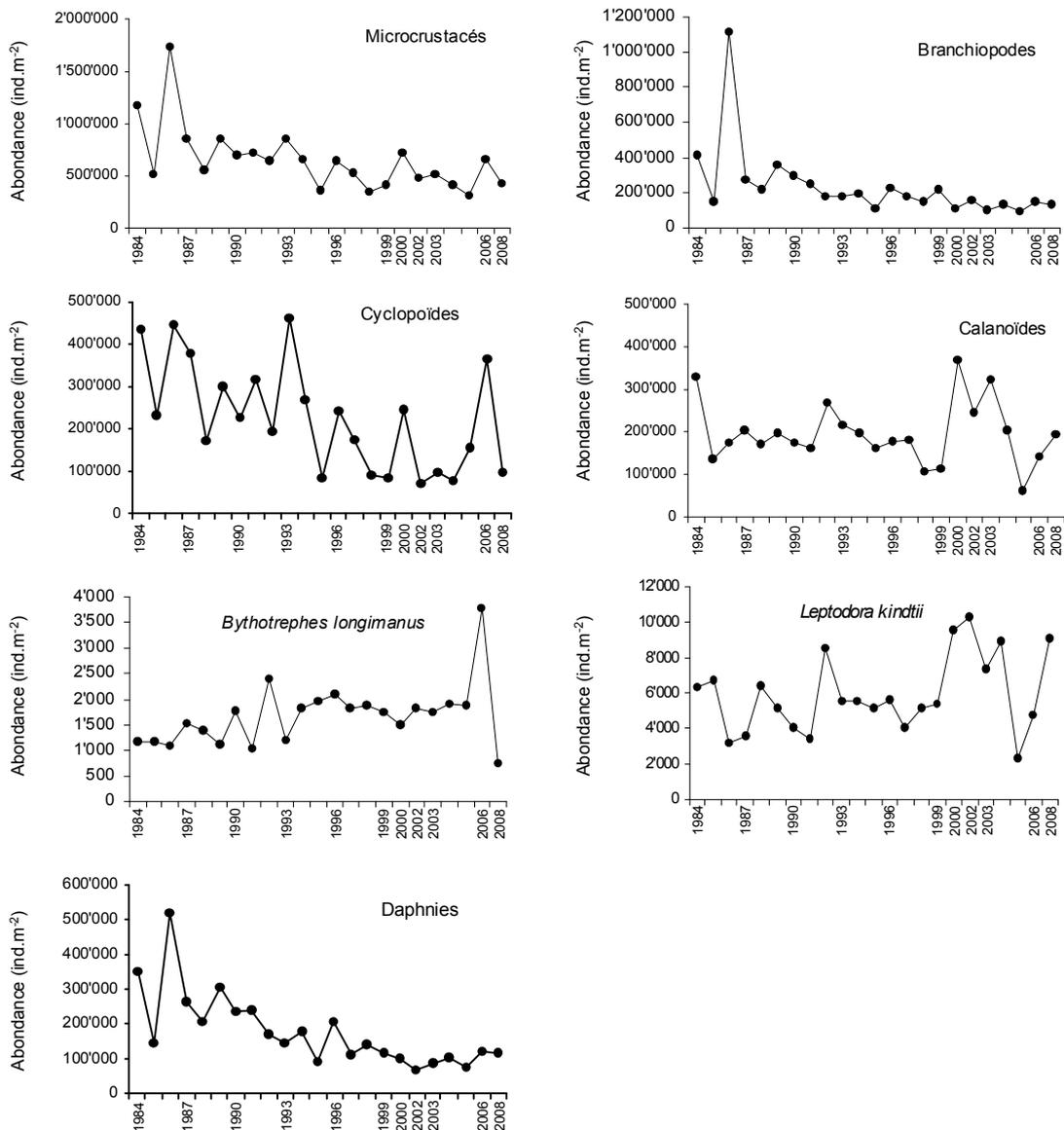


Figure 6 : Evolution interannuelle de l'abondance estivale des différentes catégories de zooplancton crustacéen (Léman, SHL2). En raison du manque d'échantillons comptables, les années 2001 et 2007 n'ont pas été incluses.

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

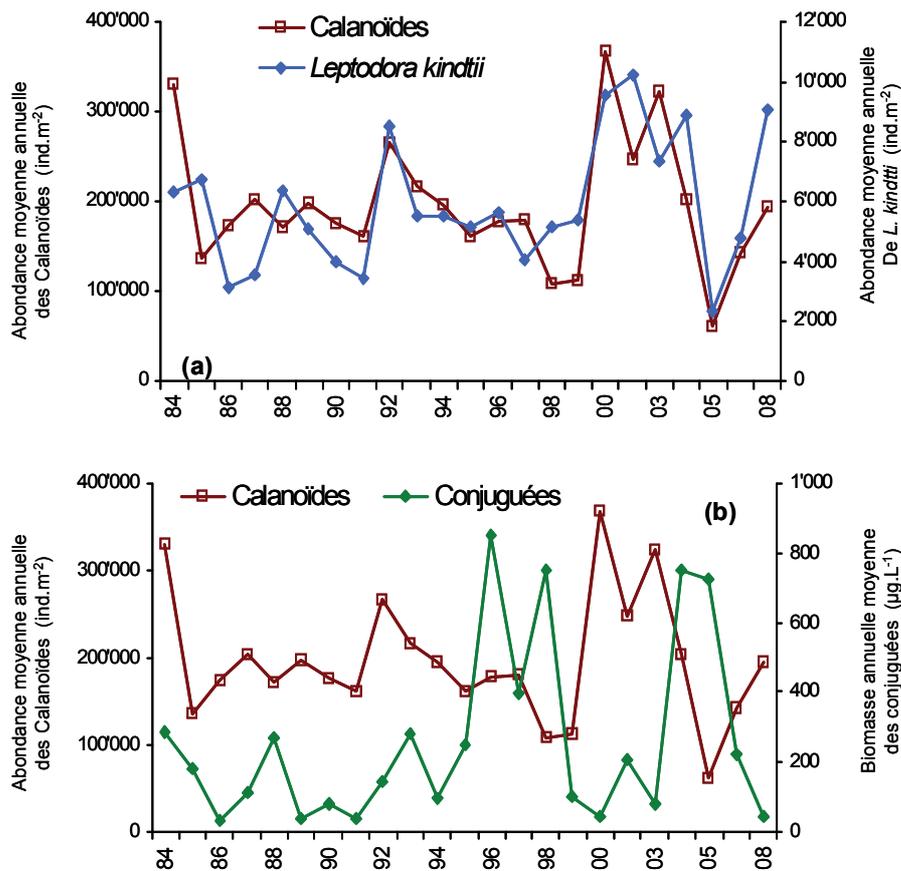


Figure 7 : (a) relations entre les évolutions interannuelles des Calanoïdes et de *L. kindtii* ; (b) relations entre l'évolution interannuelle de l'abondance des Calanoïdes et de la biomasse des algues conjuguées (Léman, SHL2).

Figure 7 : (a) Relationships between the interannual changes in the abundances of calanoids and of *L. kindtii* ; (b) Relationships between the interannual changes in calanoid abundance and conjugate biomass (Lake Geneva, SHL2).

3.5 Autres groupes planctoniques

Les larves véligères de la moule zébrée apparaissent chaque année en période estivale. En 2008, un effectif relativement important de 29510 ind·m⁻² de larves véligères de moule zébrée a pu être observé le 18 août.

Tableau 1 : Evolution de l'abondance des larves planctoniques de *Dreissena polymorpha* (Léman, SHL2).

Table 1 : Seasonal changes in the abundance of the planktonic larvae of the zebra mussel *Dreissena polymorpha* (Lake Geneva, SHL2). Data not available for year 2001.

<i>Dreissena</i> (ind·m ⁻²)	1998	1999	*2000	2002	*2003	*2004	*2005	*2006	2007*	2008
Maximum (date)	22'400 (04.08.98)	22'000 (02.08.99)	225'100 (07.07.00)	19'700 (19.08.02)	16'100 (02.07.03)	37'000 (23.08.04)	6'200 (04.07.05)	29'500 (04.09.06)	13'000 (06.08.07)	29'510 (18/08/08)

* année incomplète / incomplete year.

Aucune donnée disponible pour l'année 2001.

Parmi les rotifères, aucun individu de l'espèce *Notholca* n'a pu être observé en 2008, tout comme au cours des deux années précédentes. Parmi les trois taxa dénombrées, *Conochilus* est celui dont les abondances ont été les plus fortes en 2008. L'abondance de *Conochilus* montre un pic à 650'000 ind·m⁻² en début d'été. A titre comparatif, l'abondance maximale de ce taxa était 30 fois inférieure au cours de l'année 2005, et 6 fois inférieure au cours de l'année 2006. *Asplanchna* montre des phases de développement tout au long de l'année, tandis que *Kellicotia* atteint son abondance maximale au début de l'été 2008, à 300'000 ind·m⁻² (figure 8).

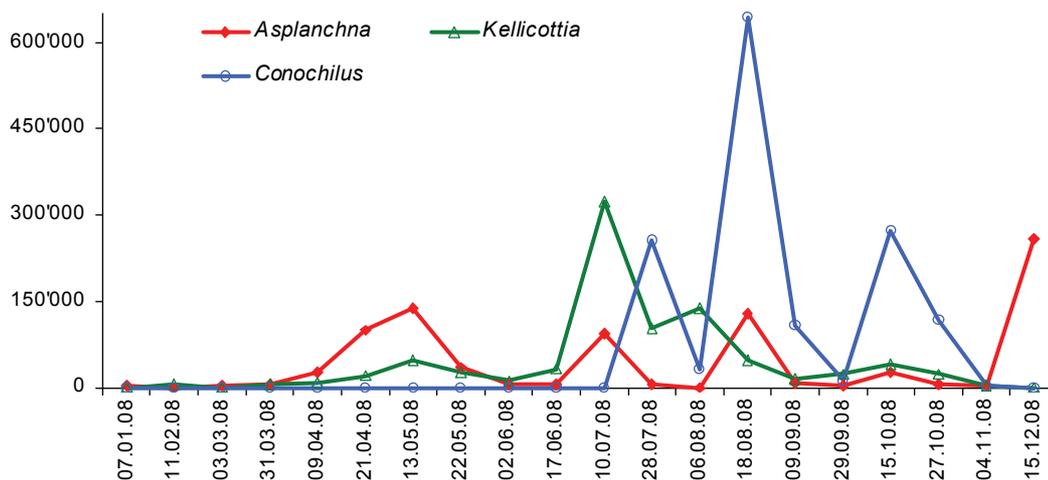


Figure 8 : Evolution saisonnière de quelques rotifères en 2008.

Figure 8 : Seasonal patterns of some Rotifera taxa in 2008.

4. CONCLUSIONS

Contrairement aux années précédentes (2004-2007), les faibles abondances en algues filamenteuses dans la colonne d'eau tout au long de l'année 2008 ont permis de réaliser la totalité des comptages de l'abondance du zooplancton en 2008. La dynamique saisonnière des crustacés en 2008 a suivi le schéma bimodal typique attendu pour un lac mésotrophe (SOMMER *et al.*, 1986). Le pic printanier d'abondance des crustacés herbivores, essentiellement composés des Daphnies, coïncide avec la période où les transparences sont maximales, marquant ainsi clairement la phase des eaux claires. Les abondances crustacéennes sont ensuite restées à des valeurs faibles au cours de l'été, avant de montrer un second pic, plus modeste et dominé par les Calanoïdes, en début d'automne. Ce pic automnal coïncide avec la reprise de la croissance des Dinophycées.

La tendance à la diminution des abondances moyennes annuelles des micro-crustacés observée depuis 1984 et qui résulte essentiellement à la diminution des effectifs de Cyclopoïdes et des Daphnies se confirme en 2008. Cette tendance est cohérente avec celle attendue pour un lac en contexte de ré-oligotrophisation. Les variations inter-annuelles de l'abondance des Calanoïdes et *L. kindtii* sont beaucoup plus fluctuantes sur la série 1984-2008 mais étonnamment similaires. De plus, les variations inter-annuelles de l'abondance des Calanoïdes et *L. kindtii* sont négativement corrélées avec la biomasse moyenne annuelle des conjuguées. Ainsi, les variations inter-annuelles des abondances des Cyclopoïdes et des Daphnies, taxons à développement plus printanier, seraient essentiellement dépendantes de la production primaire lors de la reprise de fin d'hiver, tandis que celles des Calanoïdes et *L. kindtii*, taxons à préférendums plus estivaux, seraient à relier au développement d'algues filamenteuses en fin d'été.

BIBLIOGRAPHIE

RIMET, F., DRUART, J. C. (2009) : Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2008, 91-102.

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 2008

PAR

Orlane ANNEVILLE, Valérie HAMELET et Daniel GERDEAUX

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

RÉSUMÉ

Le régime alimentaire des corégones adultes a été étudié à partir des poissons capturés dans les filets dérivants d'un pêcheur professionnel selon le même protocole depuis 1999. La taille moyenne des corégones échantillonnés était de 41.2 cm.

Comme les années précédentes, le régime alimentaire est dominé par les cladocères, les cyclops étant présents de façon anecdotique. Cette année, un gammare a été observé pour la première fois dans un estomac.

La composition du régime alimentaire du corégone présente une forte saisonnalité ; Daphnie, Bythotrephes et Leptodora dominant successivement au cours de l'année.

On observe d'importantes fluctuations interannuelles dans l'abondance relative des différents taxons. Les daphnies demeurent la proie préférée au printemps alors que les Bythotrephes dominent en été et en automne. Comme les années précédentes, en automne, le régime alimentaire est plus diversifié et est dominé par Leptodora.

ABSTRACT

The diet of adult whitefish was investigated from the fish caught in the drift nets of professional fishermen. The same sampling and counting protocols have been used since 1999. The mean length of the fish sampled was 41.2cm.

As in previous years, the whitefish diet was mainly composed of Cladocerans, and Cyclops was rarely present. This year, a river shrimp was observed for the first time in one stomach.

The composition of whitefish diet displays marked seasonality; Daphnia, Bythotrephes and Leptodora occur successively during the year.

We observed considerable interannual variations in the relative abundances of the different prey taxa. Daphnia remained the preferred prey in spring, whereas Bythotrephes were dominant in summer and autumn. As in the previous years, the diet was more diversified in autumn than during the other seasons, and it was dominated by Leptodora.

1. INTRODUCTION

Plusieurs études montrent l'impact des poissons sur les maillons de la chaîne trophique. Par effet « top-down », en contrôlant les organismes de grande taille, les poissons favorisent le développement d'un peuplement constitué d'organismes plus petits, ayant un impact qualitatif sur le phytoplancton et stimulant la production primaire (KITCHELL et CARPENTER, 1993).

Afin de mieux comprendre la dynamique du compartiment pélagique du Léman, un suivi du régime alimentaire des principales espèces planctonophages (gardon, perche, corégone) a été entrepris par la CIPEL en 1999 et depuis 2002, cette étude est restreinte au corégone qui est une des espèces clés pour la pêche professionnelle et amateur.

Depuis le début des années 90, dans le Léman, les prises de corégone ont été en constante augmentation et atteignent des valeurs record (GERDEAUX et al., 2006). Cette évolution témoigne d'une augmentation du stock de corégones. Le corégone est planctonophage pendant toute sa vie et l'évolution annuelle de son régime alimentaire témoigne de son caractère opportuniste sur les cladocères. En effet, la composition varie au cours des saisons et reflète la biodisponibilité des taxons dans le milieu. Il en est de même en ce qui concerne l'évolution interannuelle. Ainsi, des modifications dans la composition du zooplancton (par effet top-down ou en réponse à des forçages climatiques ou anthropiques), sont donc fortement susceptibles d'influencer le régime alimentaire du corégone et de modifier les liens trophiques entre les différents compartiments.

Ce document relate les changements survenus dans le régime alimentaire du corégone au cours de l'année 2008 et l'évolution survenue depuis 1999.

2. MÉTHODOLOGIE

Le régime alimentaire des corégones est étudié à partir d'individus mis à disposition par deux pêcheurs professionnels pendant la période de pêche (janvier-octobre). Les poissons sont pêchés avec des filets dérivants dont la maille est au moins égale à 48 mm de côté. Les pêcheurs utilisent 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 interindividuelle, 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 2008, 175 poissons ont ainsi été échantillonnés et 153 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 étudiés est de 41.2 cm de longueur totale. Le plus petit poisson mesurait 35.0 cm et le plus gros 62.0 cm. La taille des poissons était relativement constante jusqu'au mois de juillet (figure 1), la plupart des poissons mesurait de 39.3 à 44.5 cm et la médiane était de 42.5 cm. A partir du mois d'août, les poissons capturés sont relativement plus petits que ceux des mois précédents, la plupart d'entre eux mesurant de 37.0 à 40.0 cm et la médiane était de 38.5 cm.

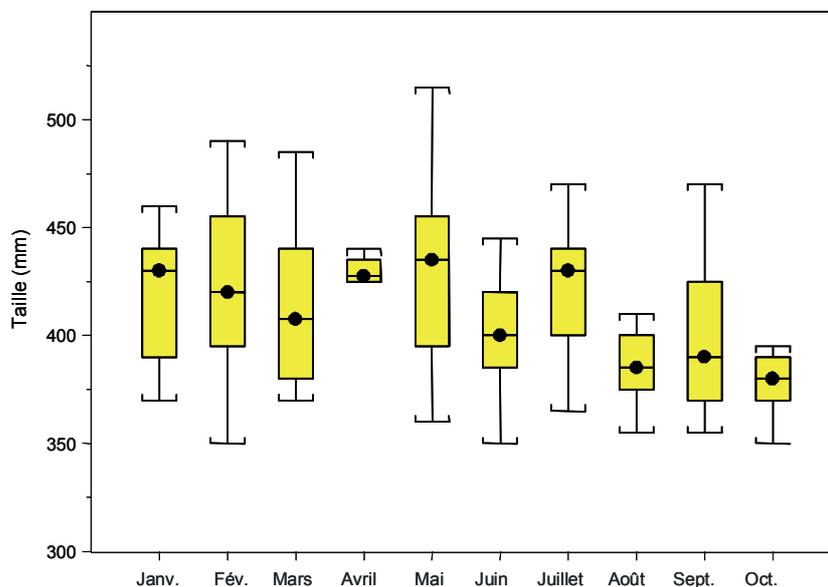


Figure 1 : Répartition des tailles des poissons dont l'estomac a été analysé en 2008. Représentation en "boîte à moustache" où le point au travers de la boîte est au niveau de la médiane, le bas et le haut de la boîte correspondent respectivement au premier et troisième quartiles. Les moustaches sont 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 whose stomach contents were analysed in 2008. 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 et août, des estomacs vides sont observés à chaque campagne d'échantillonnage. La proportion d'estomacs vides est cependant relativement faible, ce qui indique que le corégone présente une activité alimentaire tout au long de l'année même en saison hivernale où les poissons sont moins actifs et les proies moins abondantes (PERGA et LAINÉ, 2008). D'avril à août les estomacs sont pratiquement tous pleins. Le mois de mai présente quant à lui un taux de vacuité équivalent à ceux observés en hiver et ce malgré la forte abondance des cladocères dans le milieu (PERGA et LAINÉ, 2009).

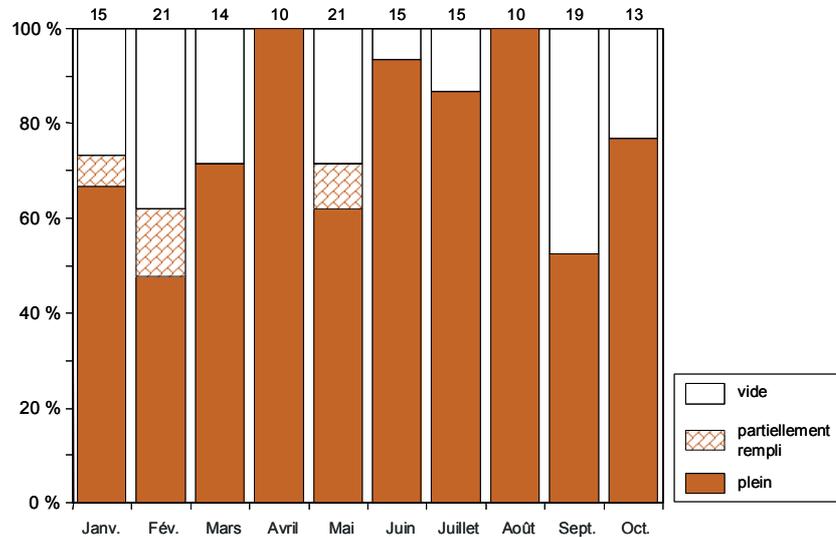


Figure 2 : Evolution mensuelle du taux de vacuité des estomacs analysés de corégones en 2008 au Léman. Le chiffre au-dessus de chaque barre indique le nombre d'estomacs prélevés.

Figure 2 : Monthly change in the degree of emptiness of the whitefish stomachs analyzed in 2008 in Lake Geneva. The number shown above each bar indicates the number of stomachs sampled.

3.3 Composition du régime alimentaire

En 2008, on observe pour la première fois un gammare dans un des estomacs. Cette année, les cyclops sont observés en quantités faibles de façon épisodique de mars à mai. Le régime alimentaire est ainsi essentiellement composé de cladocères.

Les résultats présentés en pourcentages mensuels indiquent une variabilité saisonnière (figure 3). Les daphnies sont les proies dominantes de janvier à avril, elles sont ensuite remplacées par les *Bythotrephes* puis les *Leptodora* qui en juillet et août constituent plus de 95% du régime alimentaire. En octobre, le régime est plus diversifié, on observe ainsi daphnies, *Leptodora*, *Bythotrephes* et nymphes de chironomes.

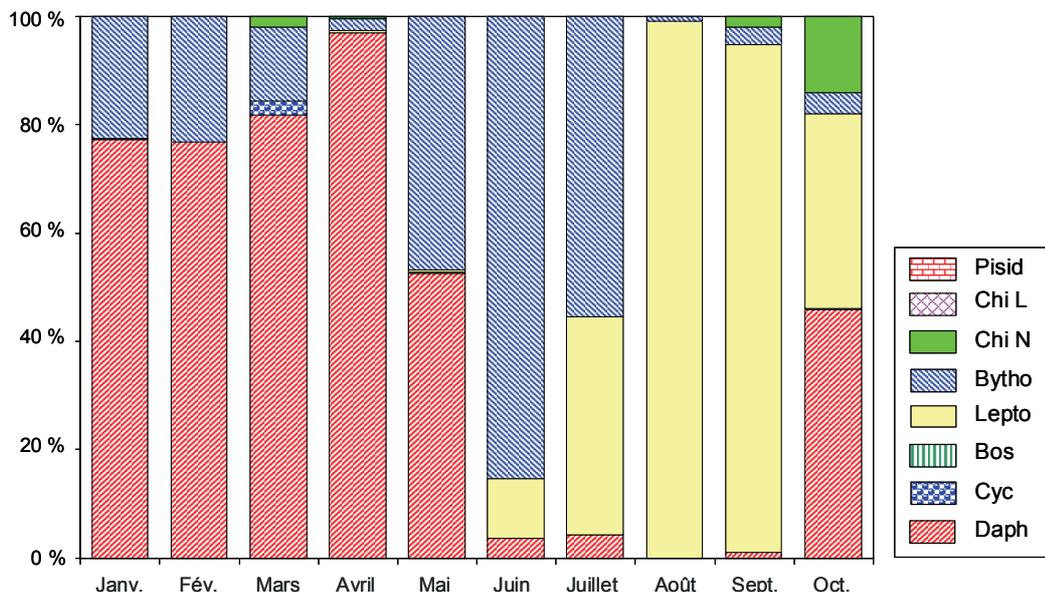


Figure 3 : Evolution mensuelle des pourcentages volumétriques dans les estomacs de corégones en 2008 au Léman.

Figure 3 : Monthly change in the volume percentages of the prey species in the stomachs of the whitefish in 2008 in Lake Geneva.

Sur le long-terme, les abondances relatives des différentes proies présentent des fluctuations interannuelles. Comme l'année précédente, en janvier et février, les estomacs sont dominés par les daphnies, en 2008 les *Leptodora* sont quant à eux absents (figure 4). De mars à avril, le régime alimentaire du corégone est cette année encore dominé par les daphnies. En période estivale, l'augmentation de la contribution des *Leptodora* qui s'était initiée en 2005 se poursuit au détriment de la contribution des *Bythotrephes*. La tendance estivale observée depuis 2004 est inverse de celle observée de 1999 à 2003 et la situation en 2008 se retrouve ainsi proche de celle de l'année 2001. Cette année encore, les daphnies ne constituent qu'une très faible proportion du régime alimentaire (2.7 %). De septembre à octobre, les daphnies sont de nouveau présentes avec une contribution supérieure à celles observées les 4 années précédentes mais encore inférieure à celles observées au début du suivi. Depuis 2004, en automne, le régime alimentaire est dominé par *Leptodora* qui atteint cette année une contribution de 64.8 %.

4. CONCLUSIONS

Cette année encore, le régime du corégone est essentiellement composé de cladocères et présente une dynamique saisonnière similaire à celle observée en 2007. A savoir, un régime alimentaire qui est dominé par *Daphnia* (hiver, début printemps), *Bythotrephes* (fin printemps, début été), puis *Leptodora*.

Cette année, une nouvelle proie (un individu) entre dans le bol alimentaire du corégone mais cette observation reste toutefois anecdotique.

Remerciements : Nous remercions Messieurs Raphaël Jordan et James Berod, pêcheurs professionnels, pour nous avoir facilité le travail de prélèvement des estomacs sur les poissons.

BIBLIOGRAPHIE

- GERDEAUX, D., ANNEVILLE, O. et HEFTI, D. (2006) : Fishery changes during re-oligotrophication in 11 peri-alpine Swiss and French lakes over the past 30 years. *Acta Oecologica International Journal of Ecology*, 30, 161-167.
- 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. (2009): Evolution du zooplancton du Léman. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.*, Campagne 2008, 109-116.
- 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.

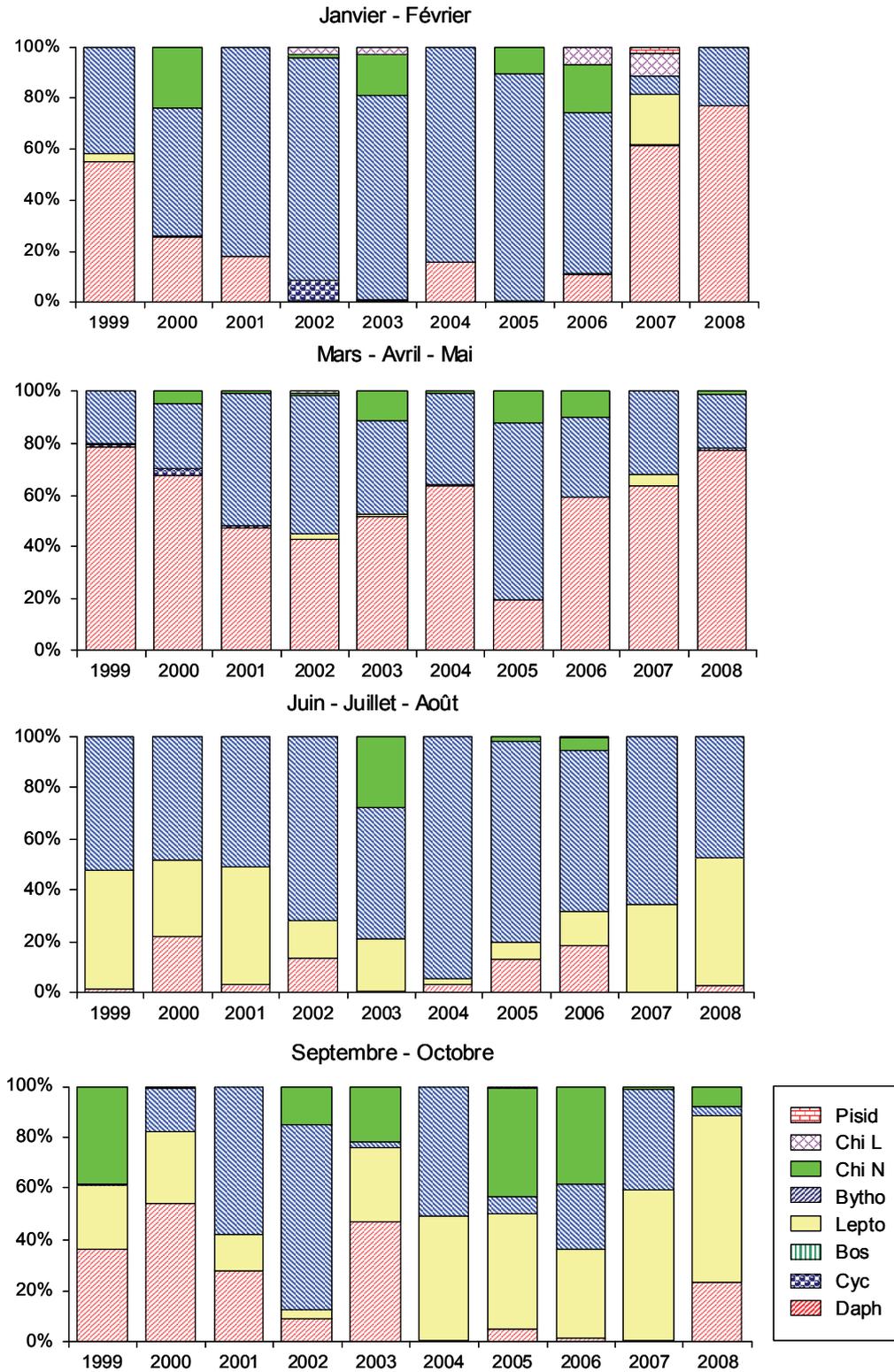


Figure 4 : Evolution saisonnière de 1999 à 2008 des contenus stomacaux de corégones au Léman. Le mois d'août de l'année 2003 n'a pas été pris en compte dans le calcul de la moyenne saisonnière, il en fut de même pour le mois de janvier des années 2004 et 2005.

Figure 4 : Seasonal changes from 1999 to 2008 in the whitefish stomach contents in Lake Geneva. The months of August in 2003, and January in 2004 and 2005 were not taken into account.

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

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

Campagne 2008

PAR

François RAPIN et Audrey KLEIN

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

RÉSUMÉ

La CIPEL suit depuis de nombreuses années l'évolution temporelle des apports en nutriments au lac de 4 principaux affluents (le Rhône amont, la Dranse, l'Aubonne et la Venoge) et 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).

L'évolution des quantités de nutriments apportés au Léman et exportés par le Rhône à la sortie du territoire suisse a été observée.

Il est mis en évidence, pour le phosphore dissous, 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-vaisselles.

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.

ABSTRACT

For many years, CIPEL has been monitoring the change over time in the inflow of nutrients into the Lake from the 4 main tributaries (the upstream segment of the Rhône, the Dranse, the Aubonne and the Venoge) and about ten secondary tributaries, the exportations from the Lake at Geneva and from the upstream segment of the Rhône at Chancy, and the inflows via its affluents (the Arve and the Allondon).

The quantities of nutrients carried into Lake Geneva, and exported by the Rhône where it leaves Swiss territory, were monitored.

We found that the dissolved phosphorus reflected the effect of dephosphatation in the wastewater treatment plants. The total inorganic nitrogen reflected the lack of denitrification, and the fact that the level of nitrogenous fertilisation that had remained unchanged for nearly 20 years, and the level of chloride reflected the impact of the industrial inflows, and road salting, which had increased, and of ion exchanges in dish-washing machines.

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 registered poor water quality, and all had good or even very good quality data, apart from the Venoge for nitrate, and the Allondon and Arve for phosphate.

1. GÉNÉRALITÉS ET MÉTHODES

En 2008, les apports au Léman ont été mesurés sur les quatre affluents principaux, le Rhône amont à la Porte du Scex, l'Aubonne et la Venoge près de l'embouchure et la Dranse en amont de la STEP de Thonon et de la zone industrielle de Vongy pour les prélèvements d'eau, ainsi que sur plusieurs affluents secondaires, tous situés sur la côte suisse : la Versoix, la Veveyse, la Promenthouse, la Chamberonne, l'Eau Froide, la Morges et la Dullive. Les exportations du lac sont déterminées sur le Rhône émissaire à Genève. Pour ces rivières, les prélèvements sont effectués en continu et 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 (figure 1 et Tableau 1).

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.

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, l'Allondon et le Nant d'Avril. Pour ces trois 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, 2009).

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.

Le présent rapport est basé sur l'évolution temporelle des affluents. Il est rédigé en deux parties :

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

Dans la seconde partie, nous analyserons la qualité chimique des eaux de ces rivières pour le phosphore dissous (orthophosphate), l'azote (ammonium et nitrate), et le 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 suisses (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 ("moustaches") calculés à 1.5 fois l'interquartile.

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

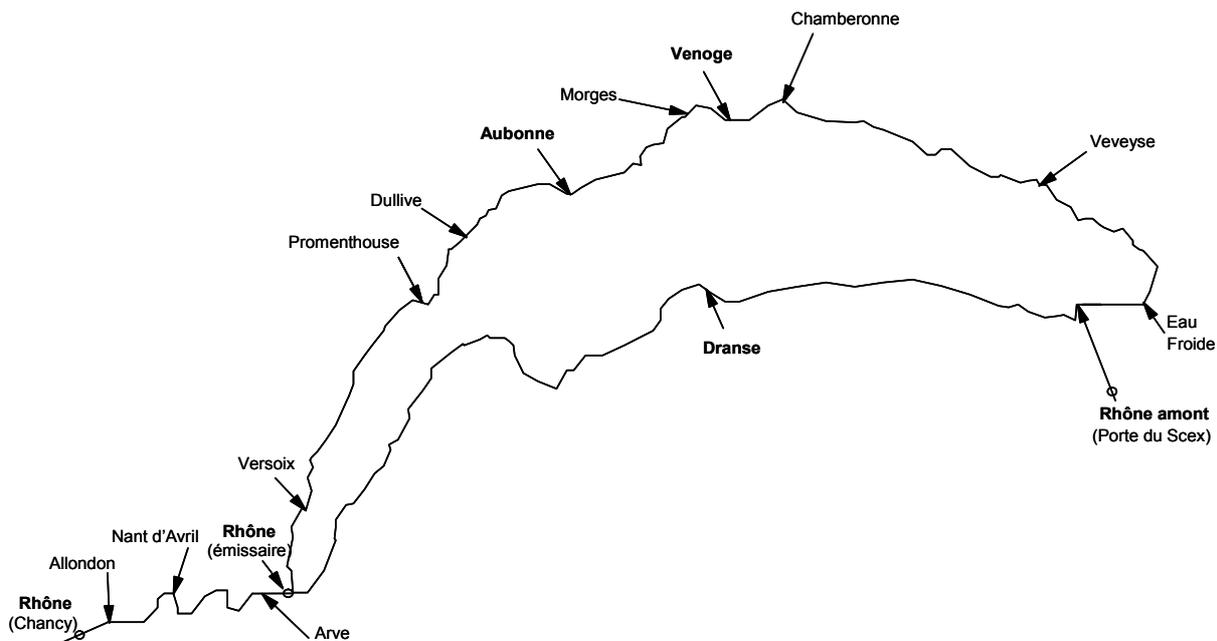


Figure 1 : Situation des diverses rivières étudiées.
 Figure 1 : Locations of the various rivers investigated.

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			
Veveyse		x		
Promenthouse		x		
Chamberonne		x		
Morges		x		
Eau Froide			x	
Dullive			x	
Rhône émissaire	x ²			
Bassin du Rhône aval				
Arve				x
Allondon				x
Nant d'Avril				x
Rhône à Chancy		x ²		

¹ = intégré sur une semaine
² = intégré sur deux semaines

Les calculs des flux 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 2008 est une année à pluviométrie moyenne avec une lame d'eau précipitée au niveau des inter-stations du Léman de l'ordre de 1'048 mm, très légèrement supérieure à la moyenne de ces trente dernières années qui est de 1'022 mm (QUETIN, 2009). Les débits moyens annuels sont également proches des valeurs moyennes (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
Moyenne *	184.1	20.8	5.4	4.7	12.0	246.6

* : moyenne 1965-2008 (sauf pour les rivières complémentaires 1989-2008)

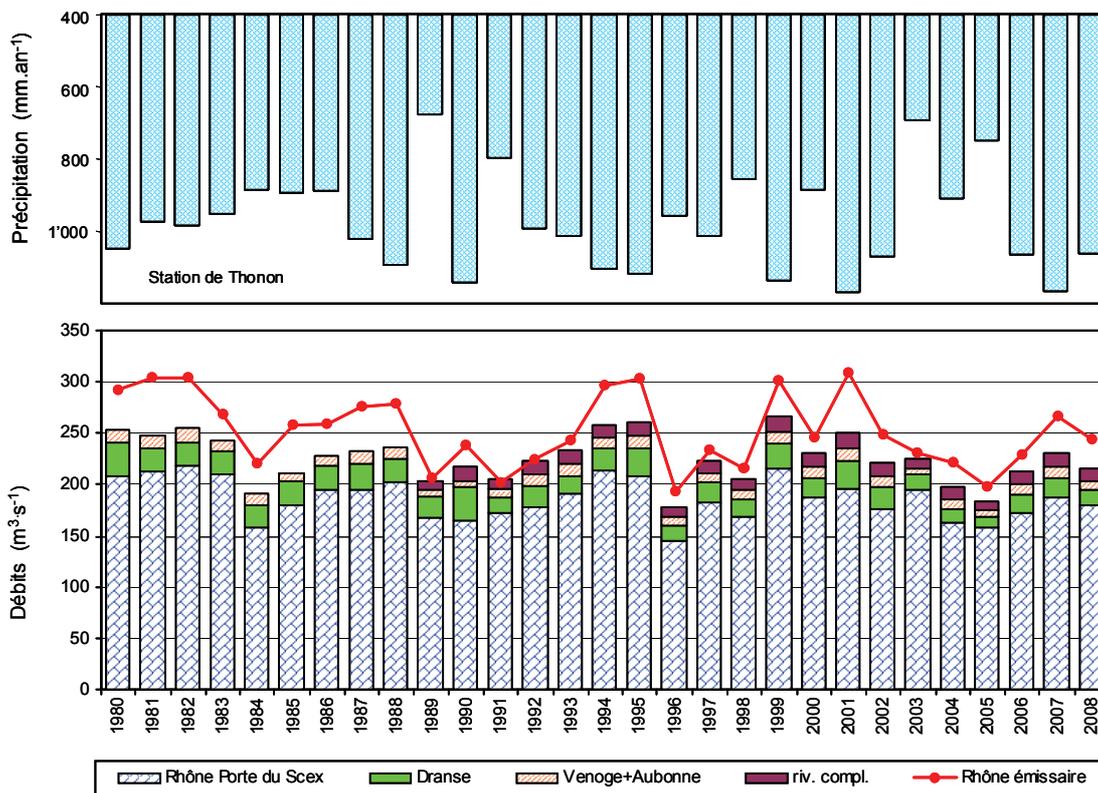


Figure 2 : Débits moyens annuels des diverses rivières et précipitations annuelles à la station de Thonon.
 Figure 2 : Mean annual flow rates of the various rivers, and annual rainfall at the Thonon station.

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 :
 orthophosphate (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 : l'orthophosphate (PO₄) est directement biodisponible, de même que certains composés phosphorés provenant d'eaux usées. Sous certaines conditions (faible teneur en orthophosphate), 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 dissous apporté par les affluents est potentiellement à disposition des algues.

► **Phosphore total**

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 2008, les apports en phosphore total au lac par les rivières sont constitués par environ 94 % de phosphore particulaire et 6 % de phosphore dissous (figures 3 et 4). Ils sont principalement influencés par l'érosion des sols et donc par la pluviométrie, comme l'illustre la figure 3 par la relation entre les apports et les débits. A noter que c'est notamment l'intensité des événements pluvieux qui agit sur le transport des particules.

Les graphiques de la figure 5 montrent que cette relation est relativement bonne pour la Venoge et l'Aubonne, mais elle n'est pas aussi évidente pour le Rhône amont, où les apports sont beaucoup plus variables. La Dranse présente depuis les années 90 une nette baisse des apports en phosphore total.

La figure 6 confirme un changement depuis les années 90 au niveau des apports en phosphore total par le Rhône amont, constitués principalement par du phosphore particulaire (94 % en 2007), comme le montre le rapport P-PO₄/Ptot.

Dans le lac se produit la sédimentation du phosphore particulaire, ce qui explique que dans l'émissaire, c'est le phosphore dissous qui domine. Il suit depuis le milieu des années 80 la baisse des teneurs dans le lac grâce notamment à l'assainissement des eaux usées (figure 3).

► **Phosphore dissous (orthophosphate)**

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

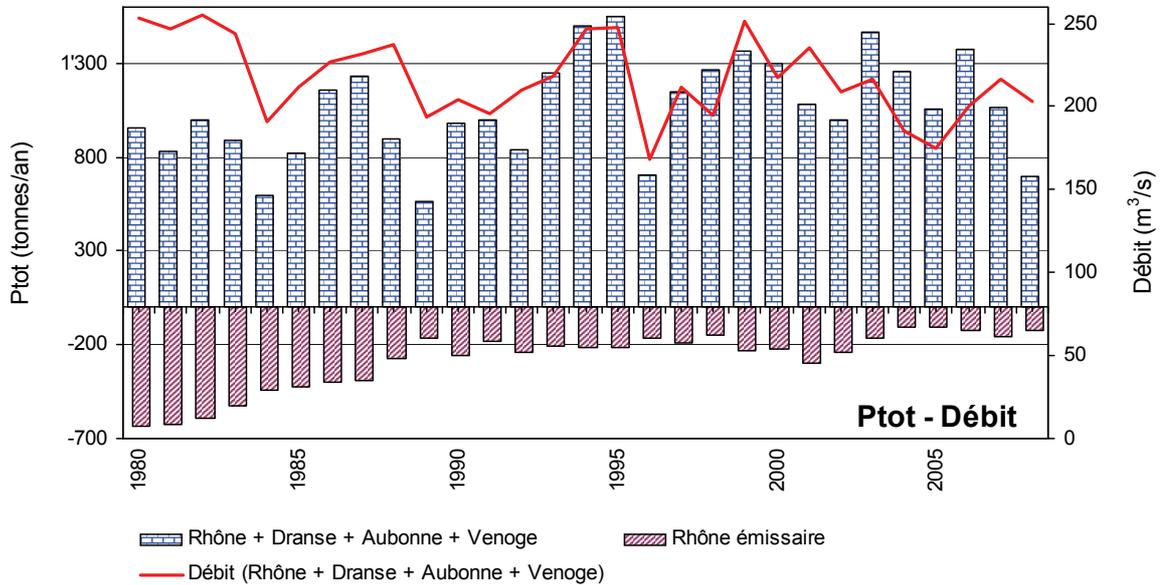


Figure 3 : Phosphore total - Apports annuels par les 4 affluents principaux et perte annuelle par l'émissaire.
 Figure 3 : Total phosphorus - Annual inflow from the 4 main tributaries, and annual loss via the effluent river.

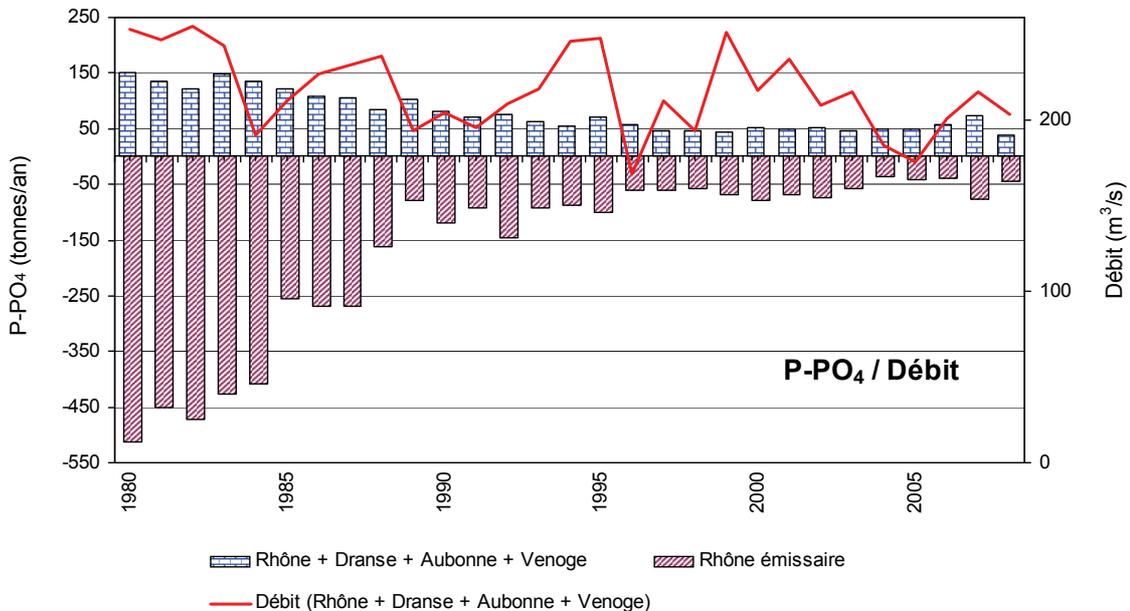


Figure 4 : Phosphore dissous (P-PO₄) - Apports annuels par les 4 affluents principaux et perte annuelle par l'émissaire.
 Figure 4 : Dissolved phosphorus (P-PO₄) - Annual inflow from the 4 main tributaries, and annual loss via the effluent river.

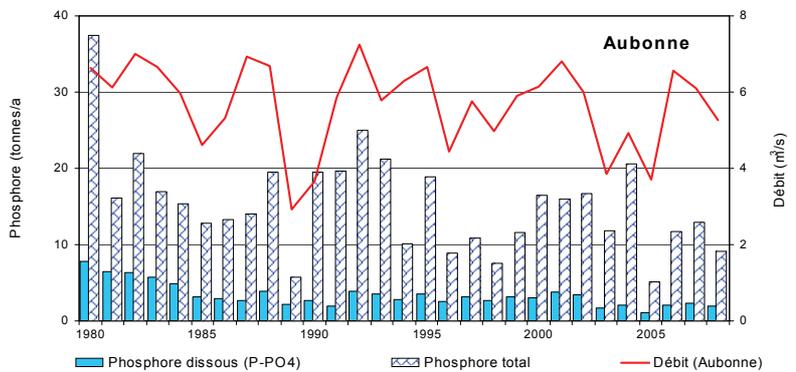
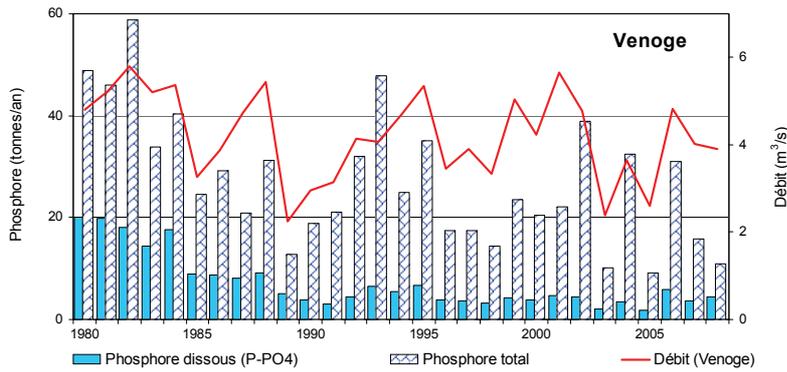
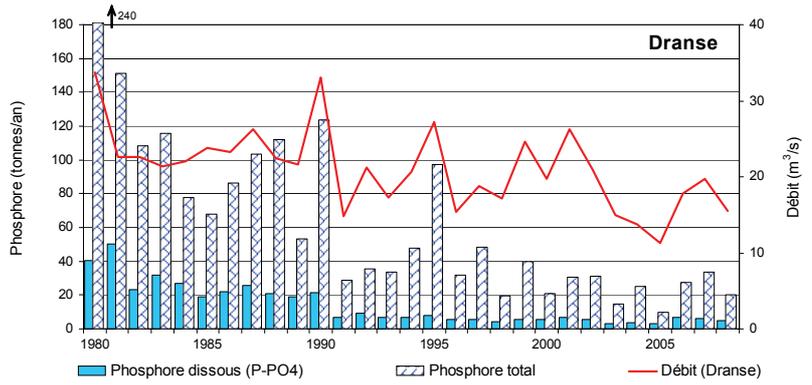
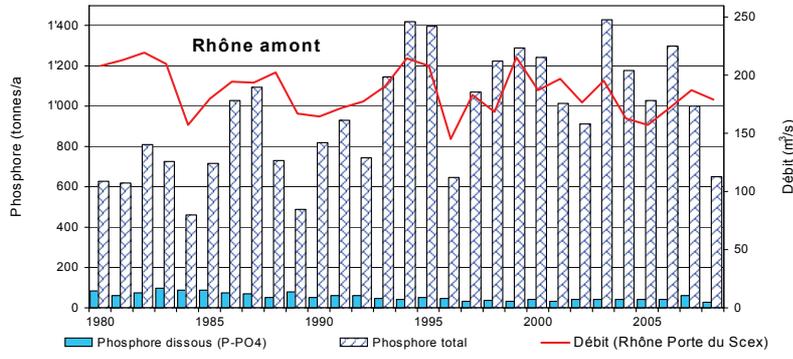


Figure 5 : Phosphore total et phosphore dissous (P-PO₄) - Apports annuels par le Rhône amont (Porte du Scex), la Dranse, la Venoge et l'Aubonne.

Figure 5 : Total phosphorus and dissolved phosphorus (P-PO₄) - Annual inflow from the upstream segment of the Rhône (Porte du Scex), the Dranse, the Venoge and the Aubonne.

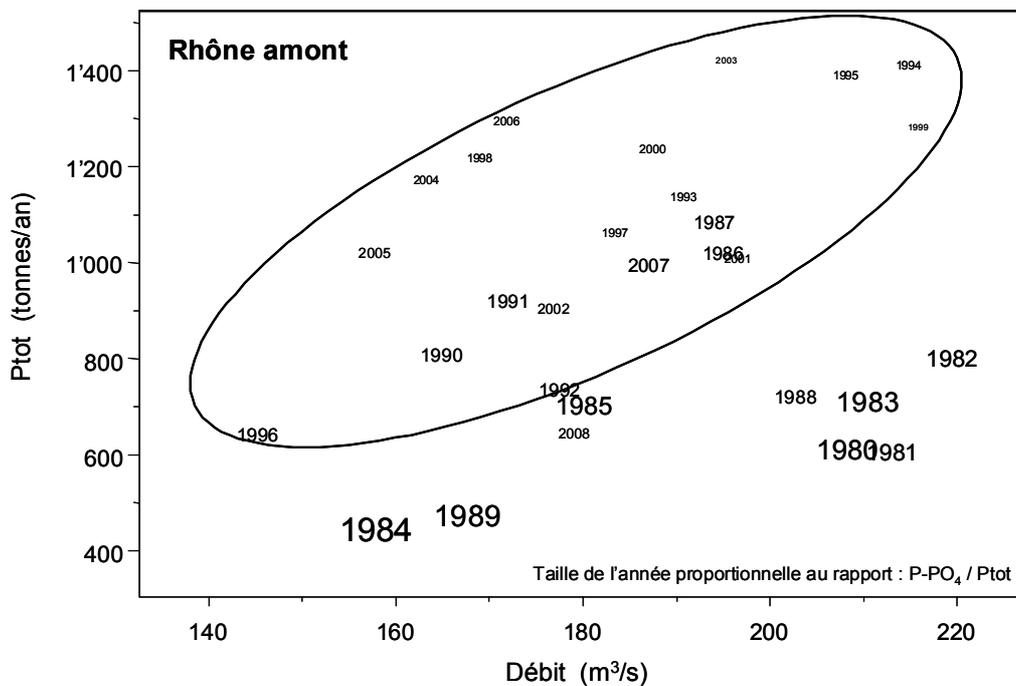


Figure 6 : Relation phosphore total / débit du Rhône amont à la Porte du Scex. La taille du chiffre de l'année est proportionnelle au rapport $P-PO_4 / P_{tot}$.

Figure 6 : Total phosphorus / mean annual flow rate ratio. The figure for the year is proportional to the $P-PO_4/P_{tot}$ ratio for the upstream sector of the Rhône (Porte du Scex).

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 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 pouvant polluer les eaux (Office fédéral de la statistique, OFS, 2007, figure p. 30).

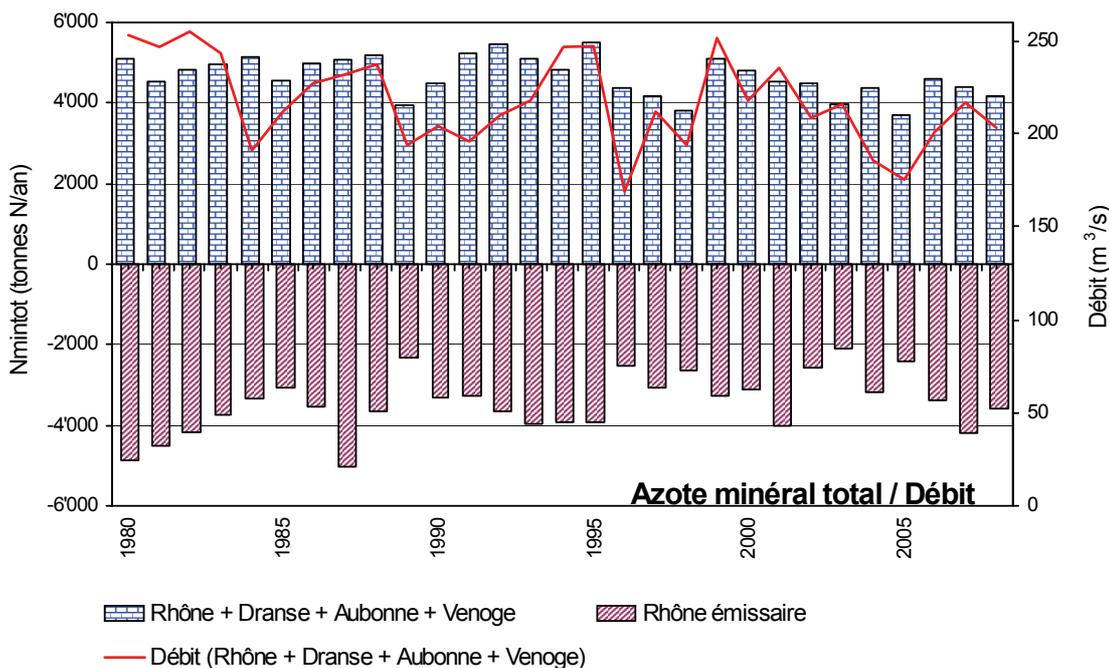


Figure 7 : Azote minéral total - Apports annuels par les 4 affluents principaux et perte annuelle par l'émissaire.
 Figure 7 : Total inorganic nitrogen - Annual inflow from the 4 main tributaries, and annual loss via the effluent river.

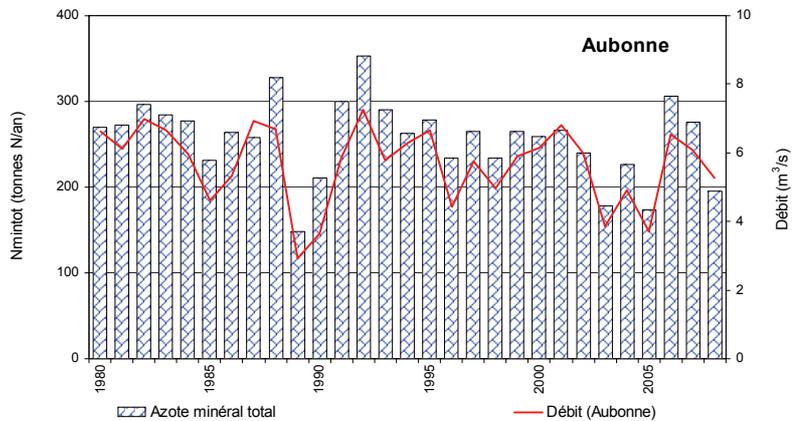
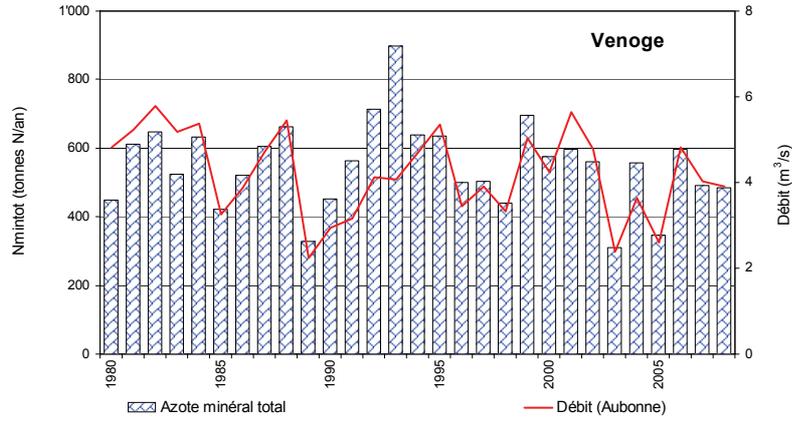
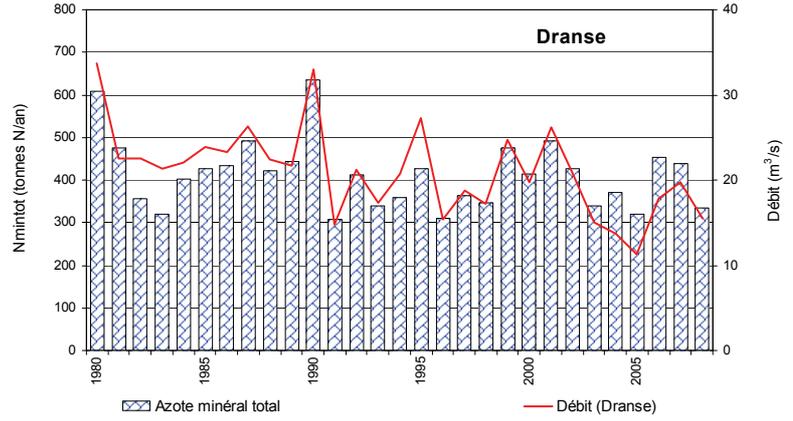
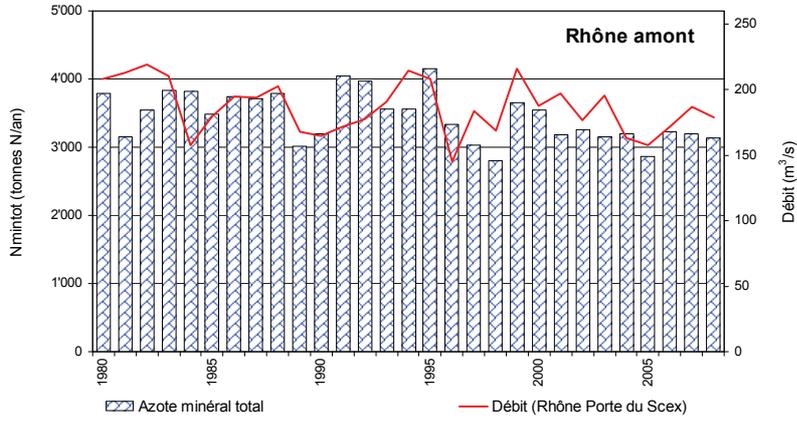


Figure 8 : Azote minéral total - Apports annuels par le Rhône amont (Porte du Scex), la Dranse, la Venoge et l'Aubonne.

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)

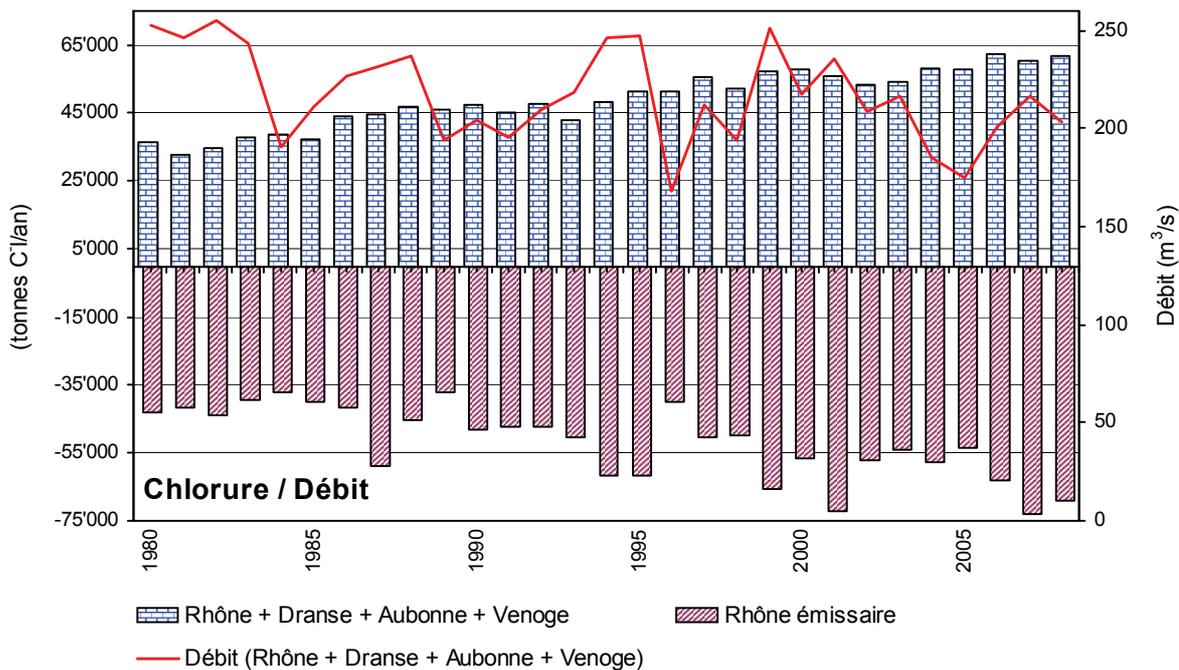


Figure 9 : Chlorure - Apports annuels par les 4 affluents principaux et perte annuelle par l'émissaire.
 Figure 9 : Chloride - Annual inflow from the 4 main tributaries, and annual loss via the effluent river.

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

Pour le Rhône amont, ceux-ci proviennent pour l'essentiel des rejets industriels (GUMY et De ALENCASTRO, 2001).

Une hausse des apports en chlorure est constatée 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 la Veveyse, 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, p. 5) 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 18'600 tonnes pour la période 2000-2007. Ce tonnage ne représente pas la totalité de l'utilisation dans le bassin versant du Léman.

Pour l'Aubonne et la Venoge qui sont des rivières de plaine et de contrefort du Jura, on peut difficilement lier les apports de chlorure surtout au salage des routes. Par contre, il se dégage une assez bonne relation avec les débits, laissant supposer que ces apports proviennent davantage du lessivage des chlorures présents dans les sols agricoles issus de l'utilisation d'engrais à base de chlorure.

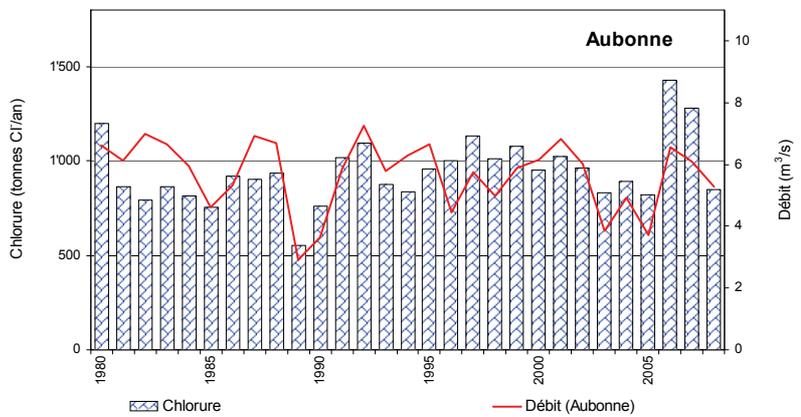
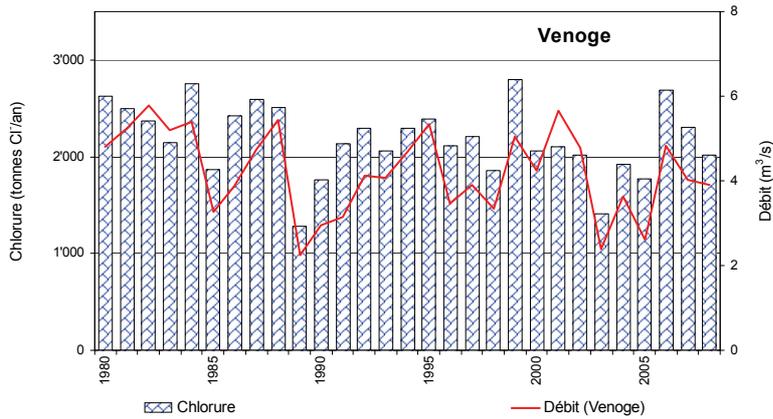
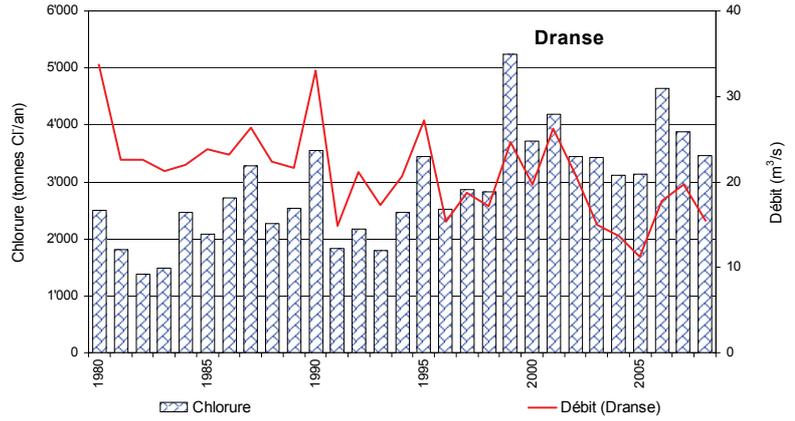
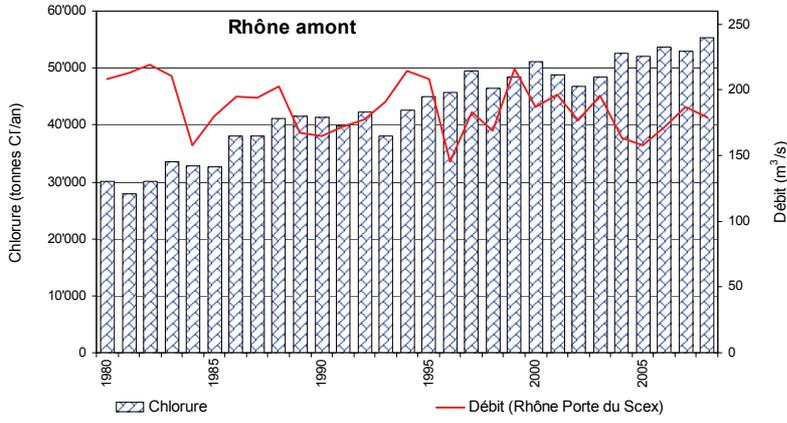


Figure 10 : Chlorure - Apports annuels par le Rhône amont (Porte du Scex), la Dranse, la Venoge et l'Aubonne.
 Figure 10 : Chlorure - Annual inflow from the upstream segment of the Rhône (Porte du Scex), the Dranse, the Venoge and the Aubonne.

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 1988-2008 : 339 m³/s). Le long de son parcours, il reçoit les eaux de nombreux affluents, les deux principaux étant l'Arve (débit moyen 1988-2008 : 72 m³/s) et l'Allondon (débit moyen 1988-2008 : 3.5 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 prudence.

4.1 Phosphore (figure 11)

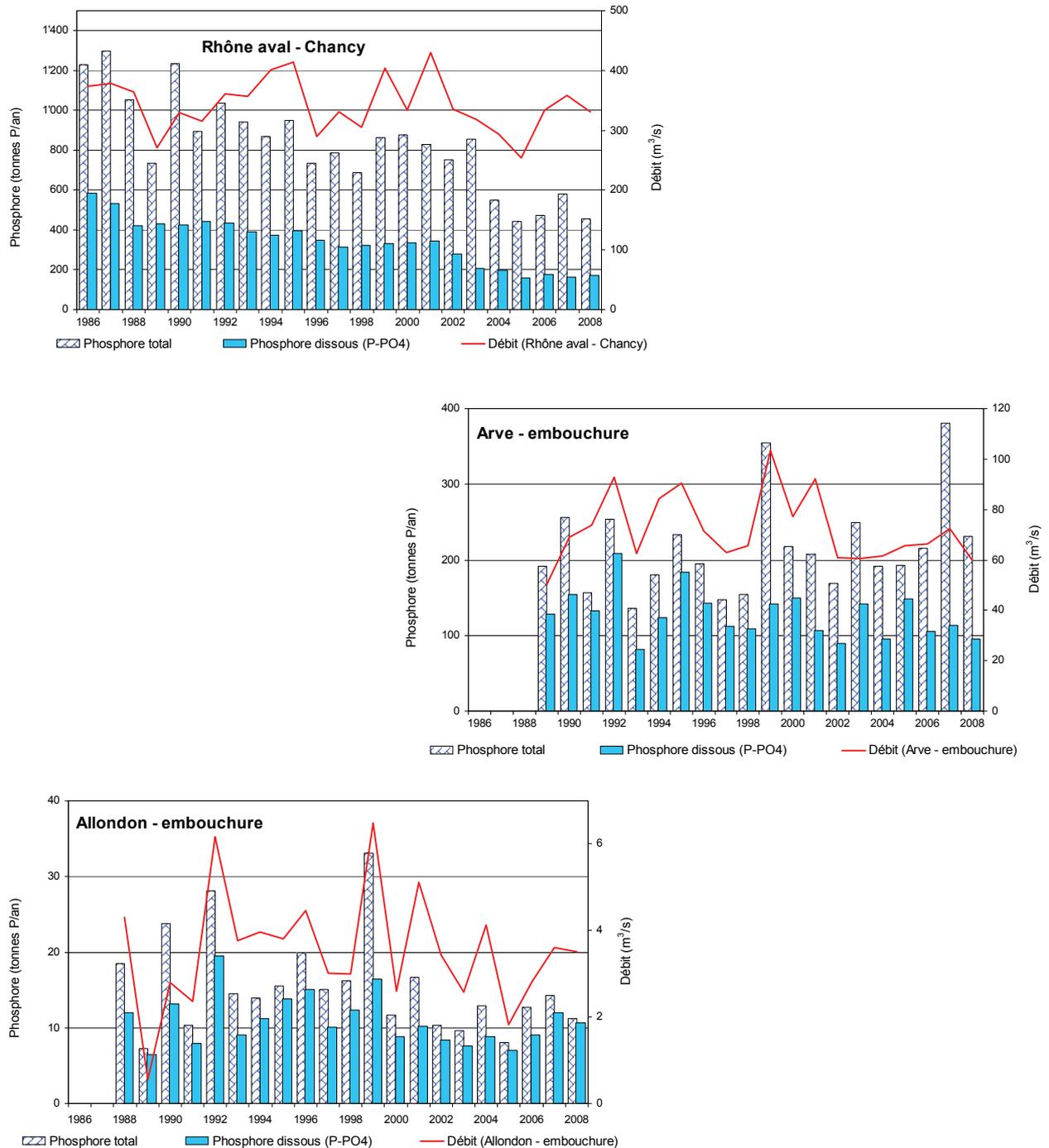


Figure 11 : Phosphore total et phosphore dissous (P-PO₄) - Apports annuels par le Rhône à Chancy, l'Arve et l'Allondon.

Figure 11 : Total phosphorus and dissolved 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 dissous 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 dissous. 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'Aïre, 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 mg/L au milieu des années 90 à 0.9 mg/L en 2008.

► **Phosphore dissous (orthophosphate)**

Pour l'Arve et l'Allondon, l'orthophosphate domine dans les apports du fait de l'absence d'obligation de déphosphatation pour les STEP situées dans ces bassins versants.

Concernant l'Allondon, l'abandon des STEP du Journans et de l'Allondon, avec raccordement des eaux usées sur la STEP de Bois-de-Bay dans le canton de Genève, prévue au courant 2009, devrait améliorer la qualité de l'eau de l'Allondon.

4.2 Azote total ou minéral total (figure 12)

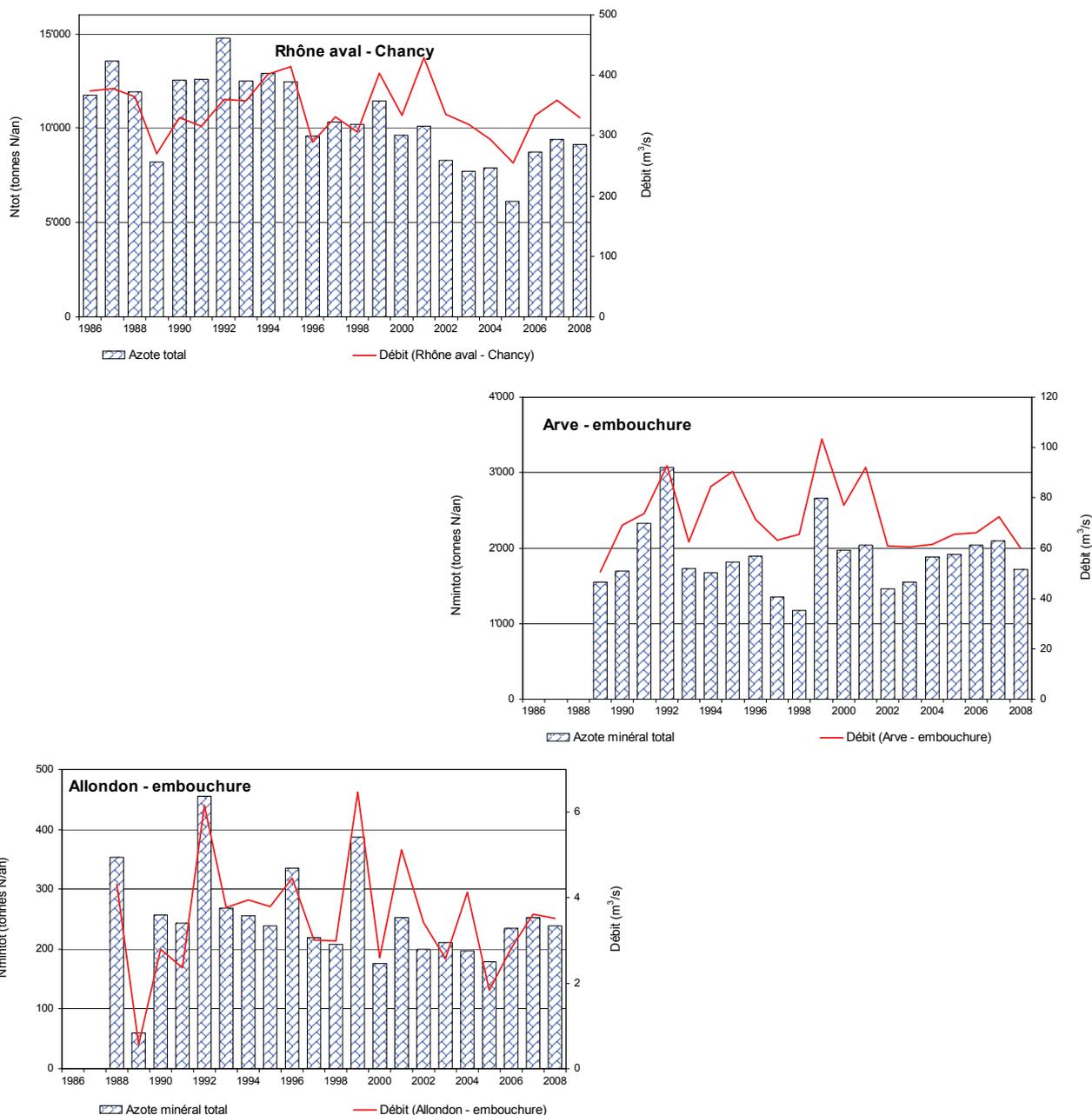


Figure 12 : Azote total ou azote minéral total - Apports annuels par le Rhône à Chancy, l'Arve et l'Allondon.

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 sont globalement stables pour l'Allondon et l'Arve. Une légère tendance à la baisse semble se dégager pour le Rhône aval à Chancy depuis le milieu des années 90. La reconstruction de la STEP d'Aire en 2002 n'a cependant pas d'effet sur la baisse des apports en azote total puisque les concentrations mesurées en sortie de cette STEP n'ont que peu évolué ces 10 dernières années. D'autres causes sont peut-être à rechercher.

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 trois 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.

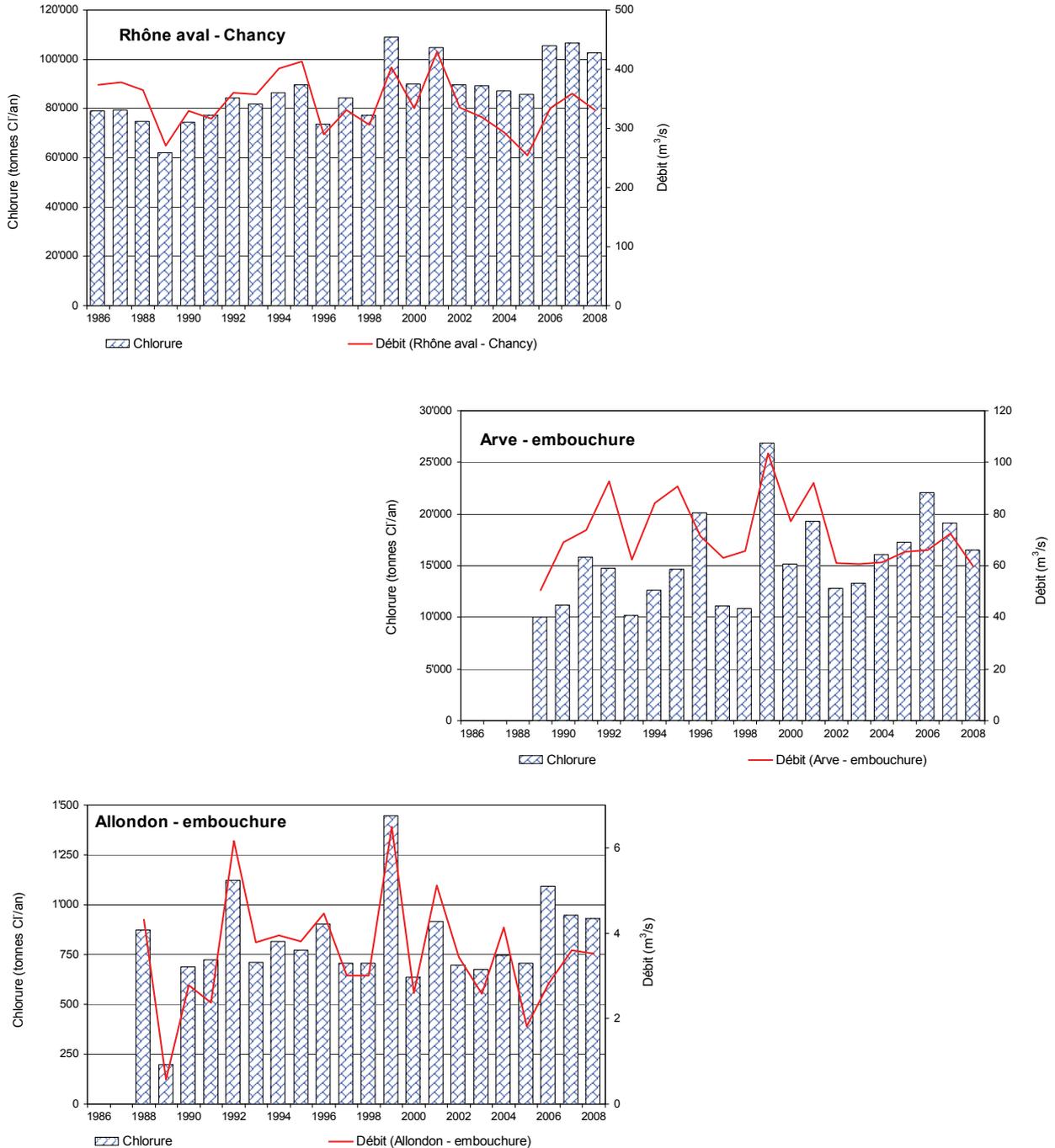


Figure 13 : Chlorure - Apports annuels par le Rhône à Chancy, l'Arve et l'Allondon.

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 Orthophosphate (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 plus nette pour la Venoge et la Versoix, où la qualité est passée de moyenne à bonne, voire très bonne. 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 trois 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 est à prévoir avec la suppression des rejets des STEP situées dans ce bassin versant et le raccordement des eaux usées sur Genève prévus en 2009.

5.2 Ammoniaque (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 où elle est passée de moyenne à bonne voire très bonne. L'amélioration de l'assainissement dans ce bassin versant a permis de mieux traiter l'azote 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 est en passe de s'améliorer avec le raccordement futur 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 ammoniaque 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.

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. Elle est passée de bonne à très bonne pour la Venoge et l'Aubonne.

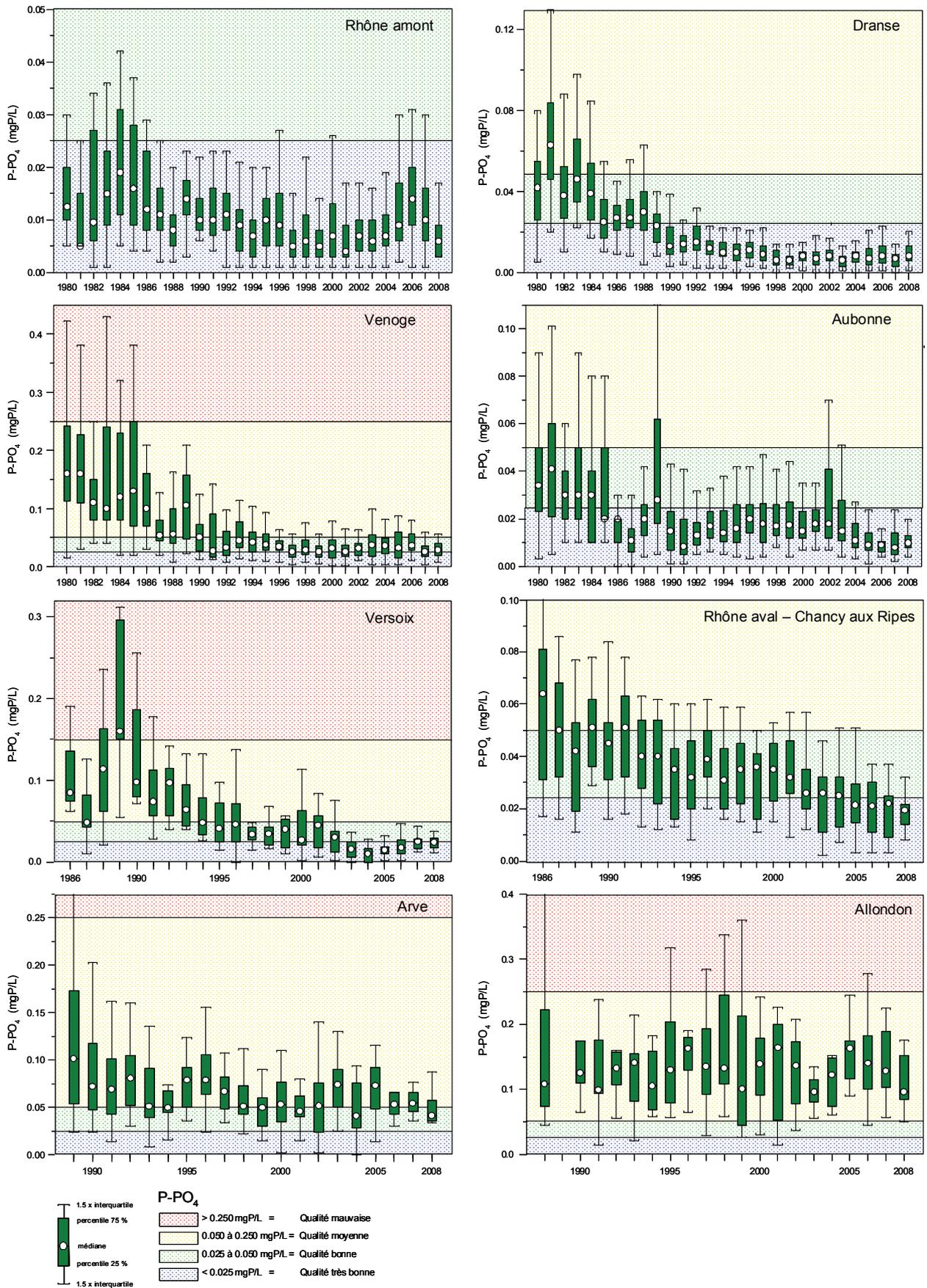


Figure 14 : Orthophosphate - dans des rivières du bassin du Léman et du Rhône aval.

Figure 14 : Orthophosphate - in rivers in the catchment area of Lake Geneva and the downstream segment of the Rhône.

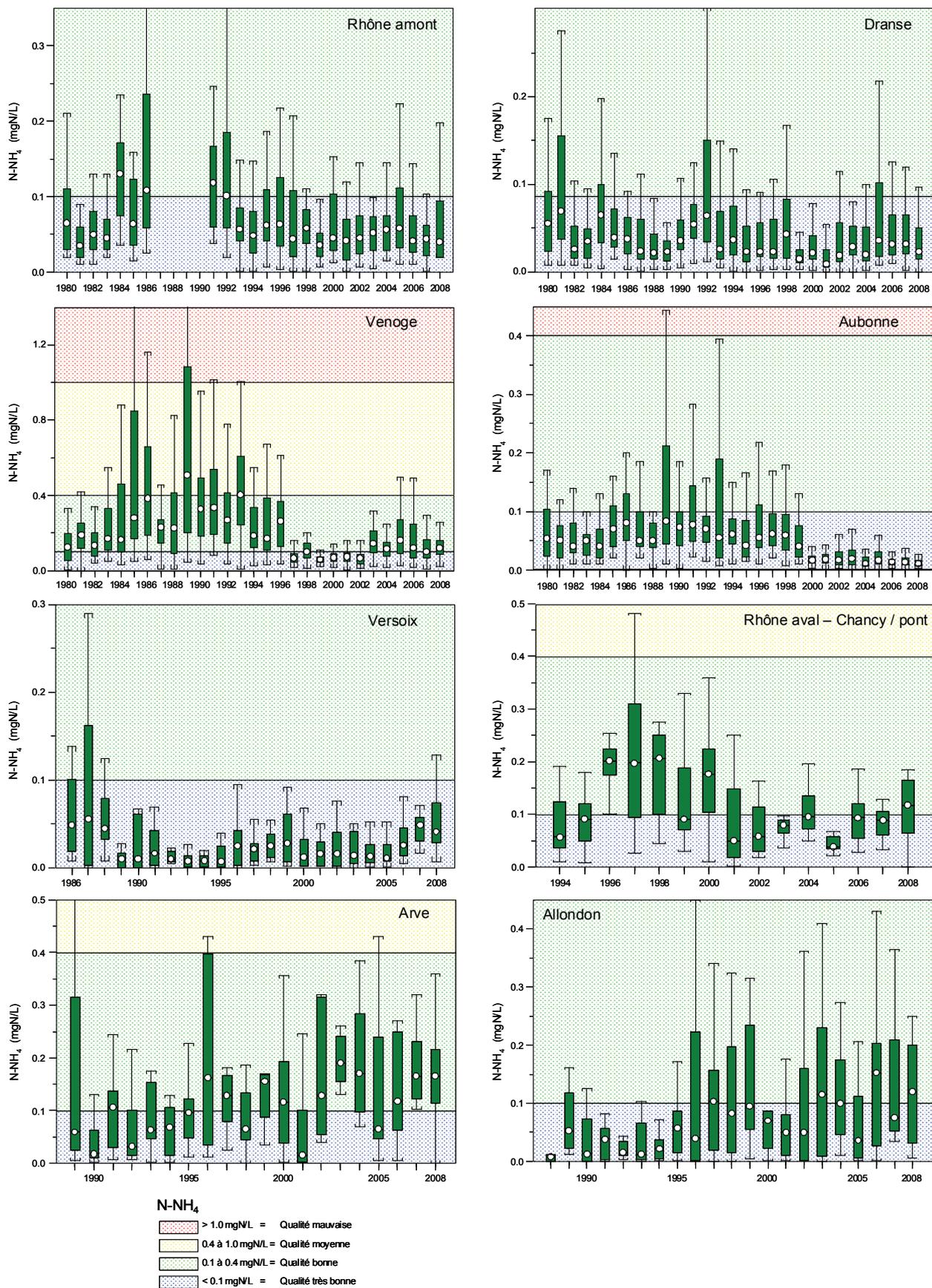


Figure 15 : Azote ammoniacal - dans des rivières du bassin du Léman et du Rhône aval.

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

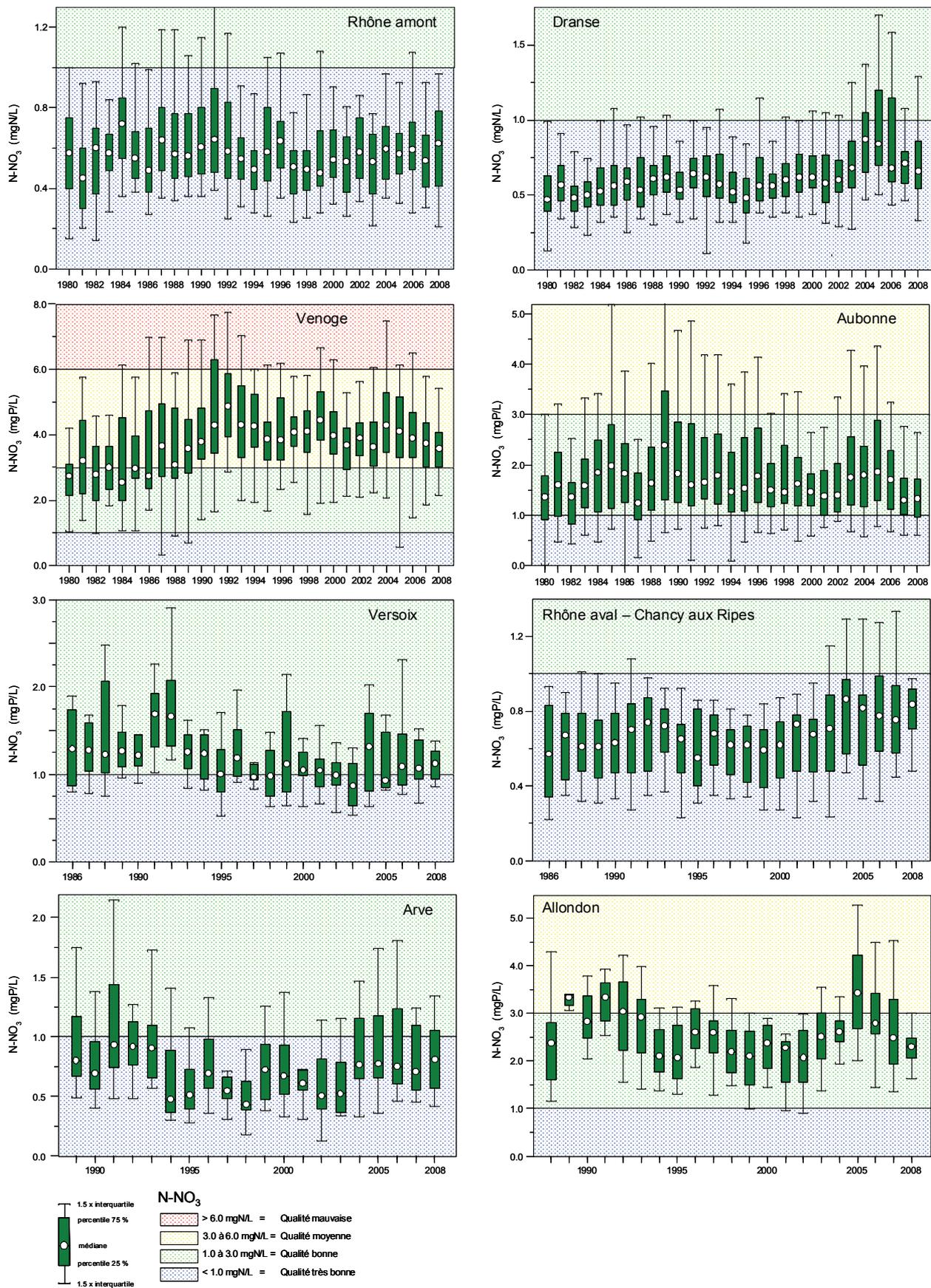


Figure 16 : Azote nitrique - dans des rivières du bassin du Léman et du Rhône aval.

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

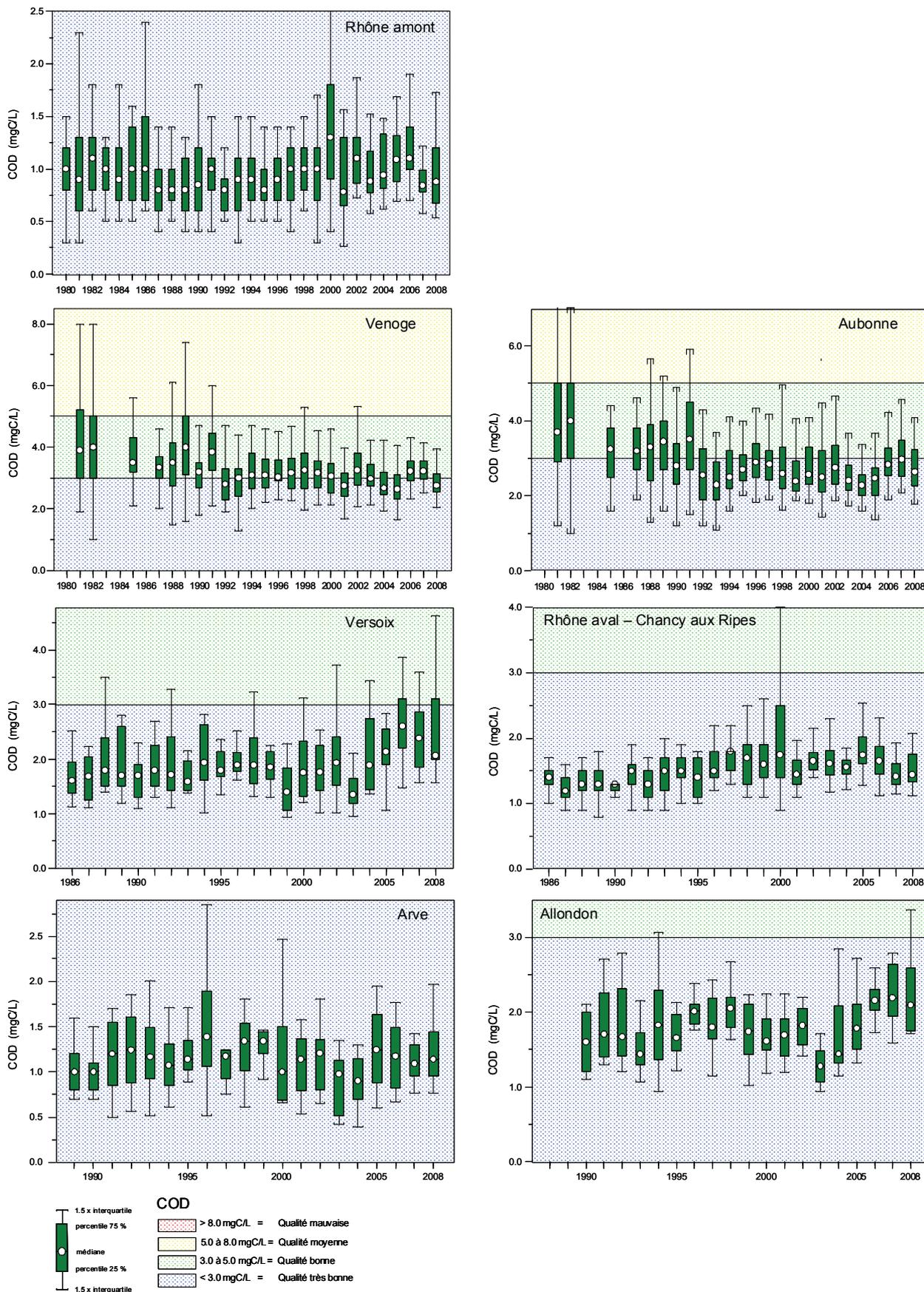


Figure 17 : Carbone organique dissous - dans des rivières du bassin du Léman et du Rhône aval.
 Figure 17 : Dissolved organic carbon - in rivers in the catchment area of Lake Geneva and the downstream segment of the Rhône.

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 2008 est considérée comme une année à pluviométrie moyenne et le débit moyen annuel à l'émissaire est proche de la moyenne 1965-2008.

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 dissous** 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 est cependant attendue pour l'Allondon en 2009 avec le raccordement des eaux usées de ce bassin à une STEP du canton de Genève qui déversera dans le Rhône aval.
- Les apports en **phosphore total** au lac ont nettement diminué pour la Dranse, l'Aubonne et la Venoge. Après une tendance à l'augmentation du phosphore total pour le Rhône amont depuis les années 90, phosphore total constitué à 94 % par du phosphore particulaire, on constate une baisse depuis 2 ans. Les raisons de ces variations n'ont pour l'instant pas pu être élucidées.
- 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 des industries et l'augmentation de leurs rejets, ainsi que 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, ainsi qu'aux échangeurs d'ions des lave-vaisselles.

L'utilisation d'une grille d'évaluation de la qualité des rivières pour 4 paramètres (P-PO₄, N-NH₄, N-NO₃, 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. (2009) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2008, 21-32.
- SALINE DE BEX (2008) : Rapport de gestion 2007. Saline de Bex, Bex (Suisse), 28 p.
- STRAWCZYNSKI, A. (2009) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2008, 167-173.

Tableau 3 : Concentrations moyennes en 2008.

Table 3 : Mean concentrations in 2008.

Nom Rivière	Débit	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	
	(m ³ /sec)	(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)	
Bassin versant Léman																			
Rhône amont	179.1	0.045		0.511		0.728	0.005	0.116	9.80	51.21	40.71	5.31	6.89	1.88	2.96	0.95	2.18	224.0	
Dranse	15.5	0.037	0.008	0.643	0.688	0.778	0.010	0.041	7.10	62.71	71.27	9.63	4.93	1.05	3.63	1.30		19.4	
Aubonne	5.28	0.012	0.008	1.123	1.143		0.012	0.053	4.98	4.20	67.57	5.59	3.19	1.02	2.83	2.92		27.9	
Venoge	3.91	0.105	0.030	3.532	3.666		0.033	0.096	15.22	18.15	85.04	8.13	8.13	2.66	5.08	3.32		29.0	
Versoir	3.48	0.064	0.023	1.119	1.206	1.188	0.025	0.060	9.02	7.26	73.74	6.39	5.51	0.88	3.36	2.55			
Veveyse	1.90	0.021	0.005	0.492	0.518		0.004	0.116	8.83	11.55	63.50	7.06	7.06	1.67	4.13	2.52		113.4	
Promenthouse	1.65	0.027	0.006	2.038	2.071		0.012	0.057	6.96	5.93	74.29	4.32	4.32	1.73	4.44	2.18		34.8	
Chamberonne	1.12	0.075	0.047	2.330	2.453		0.045	0.167	18.56	35.87	70.74	11.91	11.91	2.63	5.38	2.45		83.8	
Morges	0.53	0.045	0.028	4.697	4.770		0.031	0.091	17.78	26.74	92.12	10.00	10.00	3.16	8.64	3.11		36.5	
Eau Froide	0.52	0.044	0.006	4.517	4.566		0.016	0.033	4.90	27.08	62.77	8.91	8.91	1.69	3.70	2.29		6.5	
Dullive	0.24	0.022	0.011	2.614	2.647		0.017	0.046	16.53	19.35	95.99	10.35	10.35	2.46	7.95	2.46		10.1	
Bassin versant du Rhône aval																			
Rhône émissaire	244.9	0.022	0.009	0.433	0.463	0.492	0.006	0.016	8.95	46.00	43.06	6.01	6.31	1.41	0.77	1.50			
Ave	59.8	0.137	0.045	0.731	0.912	0.807	0.045	0.123	8.77	47.36	57.98	6.21	6.46	1.17		1.11			
Allondon	3.52	0.119	0.040	1.995	2.154	2.069	0.096	0.101	8.40	8.40	82.96	6.60	5.67	1.30		2.33			
Nant d'Avril	0.20	0.021	0.034	1.654	1.710	1.783	0.037	0.066	14.14	45.19	67.47	10.79	11.47	2.14		2.49			
Rhône Chancy	330.3	0.093	0.018	0.745	0.857	0.876	0.016	0.044	9.87	43.89	47.41	6.03	6.61	1.67	1.57	1.45	2.31	21.1	

Tableau 4 : Flux en 2008.

Table 4 : Flows in 2008.

Nom Rivière	Débit	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	
	(m ³ /sec)	(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	179.1	253		2'883		4'112	27.6	653.4	55'353	289'235	229'939	30'002	38'919	10'629	16'716	5'354	12'288	1'264'977	
Dranse	15.5	18.2	3.80	313	335	379	5.10	20.2	3'462	30'567	34'741	4'693	2'401	513	1'770	633		9'467	
Aubonne	5.28	2.01	1.32	192	195		2.00	9.09	850	716	11'520	953	544	174	483	498		4'761	
Venoge	3.91	13.9	3.92	468	485		4.37	10.9	2'015	2'403	11'258	1'077	1'077	352	672	440		3'577	
Versoix	3.48	7.01	2.53	123	132	130	2.77	6.61	989	796	8'084	700	604	96	369	280			
Veveyse	1.90	1.24	0.32	29.5	31.0		0.23	6.96	529	692	3'801	422	422	100	247	151		6'788	
Promenthouse	1.65	1.39	0.31	106	108		0.60	2.99	363	309	3'874	225	225	90	231	113		1'813	
Chamberonne	1.12	2.65	1.67	82.0	86.3		1.60	5.89	654	1'263	2'490	419	419	93	189	86		2'949	
Morges	0.53	0.75	0.46	78.9	80.1		0.52	1.52	299	449	1'547	168	168	53	145	52		613	
Eau Froide	0.52	0.71	0.09	73.8	74.6		0.26	0.54	80	443	1'026	146	146	28	60	38		106	
Dullive	0.24	0.17	0.08	20.0	20.2		0.13	0.35	126	148	734	79	79	19	61	19		77	
Total BV Léman	213.6	301		4'369			45.1	767	64'719	327'019	309'015	38'884	45'004	12'145	20'944	7'665			
Bassin versant du Rhône aval																			
Rhône émissaire	244.9	166	71.1	3'342	3'579	3'803	44.7	123	69'151	355'282	332'598	46'434	48'710	10'851	5'911	11'577			
Arve	59.8	258	84.1	1'377	1'719	1'521	85.3	231.4	16'532	89'251	109'262	11'699	12'174	2'204		2'095			
Allondon	3.52	13.2	4.44	221.4	239.1	229.7	10.6	11.2	932	932	9'207	732	630	144		258			
Nant d'Avril	0.20	0.14	0.22	10.5	10.9	11.3	0.24	0.42	89.9	287.4	429.1	68.6	72.9	13.6		15.8			
Rhône Chancy	330.3	1'088	212	7'763	9'063	9'119	170	456	102'816	457'114	493'801	62'830	68'796	17'415	16'396	15'147	24'058	219'899	

MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE

MICROPOLLUTANTS IN THE WATER OF THE RIVER RHÔNE

Campagne 2008

PAR

Marc BERNARD et Cédric ARNOLD

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

RÉSUMÉ

100 produits phytosanitaires, cinq principes actifs pharmaceutiques, un agent anticorrosion et un composé organique aromatique ont été analysés systématiquement dans les eaux du Rhône en amont du Léman tout au long de l'année 2008. 39 produits phytosanitaires distincts ont ainsi été détectés à une ou plusieurs reprises, dont 2 substances (le Diuron et la Pymétrozine) à des concentrations excédant les exigences de l'Ordonnance sur la protection des eaux (0.1 µg/L). Les cinq principes actifs pharmaceutiques recherchés ont tous été retrouvés dans les eaux du Rhône à des concentrations relativement élevées avec un maximum de 2.1 µg/L pour la Mépivacaïne. En terme de flux annuels, les quantités totales des 100 produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône ont diminué de plus de moitié avec un total d'environ 700 kg pour l'année 2008 contre 1'600 kg calculés pour l'année 2007. Le constat est en revanche nettement moins réjouissant pour les 5 médicaments recherchés puisque leur quantité double entre 2007 et 2008 pour atteindre 2600 kg en 2008.

Grâce à l'adoption le 24 juin 2008 d'une nouvelle ligne directrice en matière de micropolluants «Stratégie micropolluants - Valais», adoptée par le groupe de travail formé des représentants des principales usines chimiques du canton du Valais et du Service de la protection de l'environnement de ce canton, et des mesures qui en découlent, la baisse des rejets de produits phytosanitaires devrait se poursuivre. La mise en œuvre de cette ligne directrice devra également permettre une diminution indispensable des rejets de principes actifs pharmaceutiques dans les eaux du Rhône.

ABSTRACT

100 pesticides, five pharmaceutical active substances, one anticorrosion agent, and one aromatic organic compound were systematically tested for in the waters of the segment of the Rhône upstream from Lake Geneva throughout 2008. 39 distinct pesticides were detected on at least one occasion, including 2 (Diuron and Pymetrozine) at concentrations above those stipulated by the Water Protection Order (0.1 µg/L). The five pharmaceutical active ingredients tested for were all identified in the water of the Rhône at relatively high concentrations, the highest level (2.1 µg/L) being found for Mepivacain.

In terms of annual flows, the total quantities of the 100 pesticides that had flowed through the Rhône had fallen by more than 50%, with a total for 2008 of 700 kg versus the 1600 kg calculated for 2007. In contrast, the situation observed for the 5 medicinal products tests for was much worse, as the values found doubled between 2007 and 2008, to reach 2600 kg in 2008.

As a result of the adoption on 24 June 2008 of a new strategic guideline concerning micropollutants (Stratégie micropolluants - Valais), by the working group consisting of representatives of the main chemical factories located in the canton of Valais, and of the Environmental Protection Department of this canton, and the measures that flow from it, the reduction in pesticide waste discharged should be maintained. The implementation of this guideline should also make it possible to achieve the indispensable reduction in the discharges of pharmaceuticals into the Rhône.

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).

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).

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

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 14 jours ont ainsi été prélevés en 2008.

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

Le 26 février et le 27 octobre 2008, des échantillons moyens 24 heures ont été prélevés en amont et aval de Viège et de Monthey, permettant ainsi d'encadrer deux des plus grands secteurs industriels situés à Viège et Monthey. Les deux périodes de prélèvements correspondent à des périodes d'étiage du Rhône. Dès la fin du prélèvement, les échantillons ont été expédiés par express au laboratoire en charge des analyses.

3. MÉTHODOLOGIE

La liste des pesticides recherchés dans les eaux du Rhône est similaire à celle des produits recherchés dans les eaux du Léman en 2005, 2006 et 2007 (EDDER et *al.*, 2008) et tient compte des substances fabriquées ou formulées sur les sites industriels. La liste complète des substances recherchées est donnée en annexe 1 ; elle comprend 100 produits phytosanitaires, cinq principes actifs pharmaceutiques, un agent anticorrosion (le benzotriazole) et un composé organique aromatique : le bisphénol A (œstrogénomimétique) utilisé en grande quantité sur un des sites industriels.

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.

3.2 Contrôles

Le laboratoire mandaté est accrédité selon la norme ISO CEI LEN 17025 et participe aux intercalibrations organisées par la CIPEL (STRAWCZYNSKI, 2009).

Le groupe de travail « 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 en milieu réfrigéré à 5°C (communication du groupe de travail).

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 2008 (voir aussi tableau en annexe). Ces résultats sont comparés à ceux obtenus en 2006 et 2007 à la figure 2.

Deux dépassements des exigences de l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux, 0.1 µg/L) sont constatés en 2008 : un dépassement est observé durant la période d'application du diuron, l'autre, d'origine industrielle, est observé en fin d'année. Les concentrations des autres pesticides sont généralement inférieures à la moitié des exigences de l'OEaux.

Par rapport à 2006 et 2007, les concentrations maximales de la plupart des produits phytosanitaires sont en diminution (figure 2). Les substances qui ne sont pas synthétisées ou conditionnées dans les usines valaisannes, comme c'est le cas du diuron en 2008, n'ont été mises en évidence que durant leur période d'application en agriculture, contrairement à ce qui avait été observé en 2007 où ces substances avaient également été analysées en concentrations importantes durant l'automne.

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, lui-même utilisé 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 (figure 3).

Les résultats obtenus sur la somme des pesticides montrent qu'en 2008, la valeur de tolérance OSEC de 0.5 µg/L n'est dépassée qu'une seule fois en avril, correspondant à l'échantillon dans lequel la concentration de diuron dépassait les exigences de l'OEaux (voir figure 1).

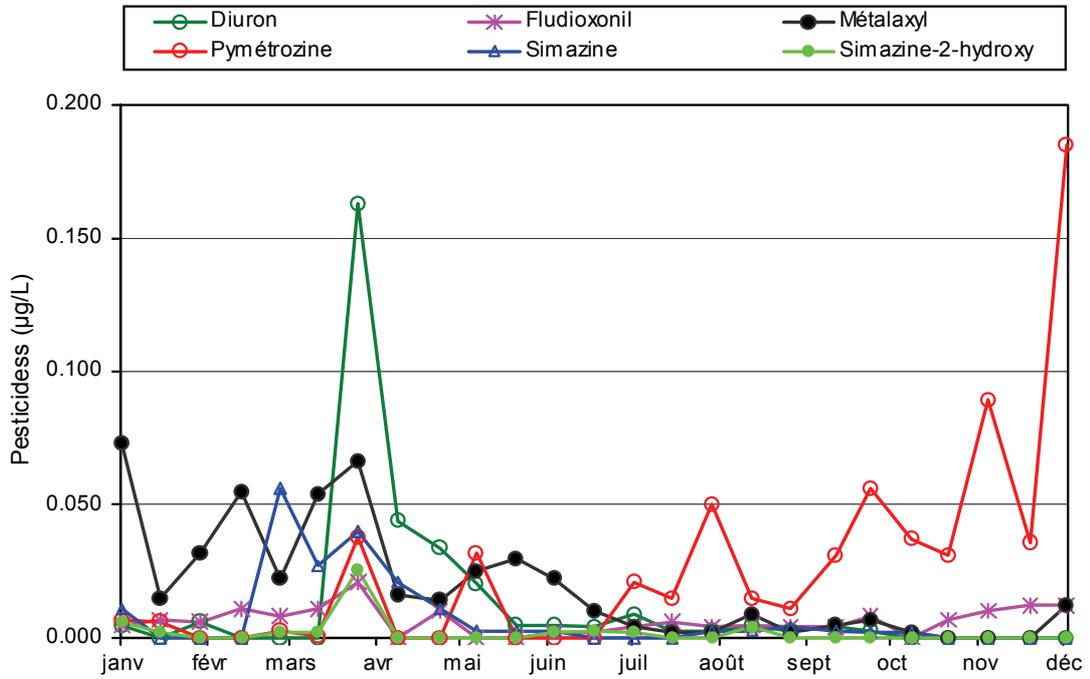


Figure 1 : Evolution des concentrations des principales substances détectées dans le Rhône à la Porte du Scex en 2008.

Figure 1 : Change in the concentrations of the main substances detected in the Rhône at the Porte du Scex in 2008.

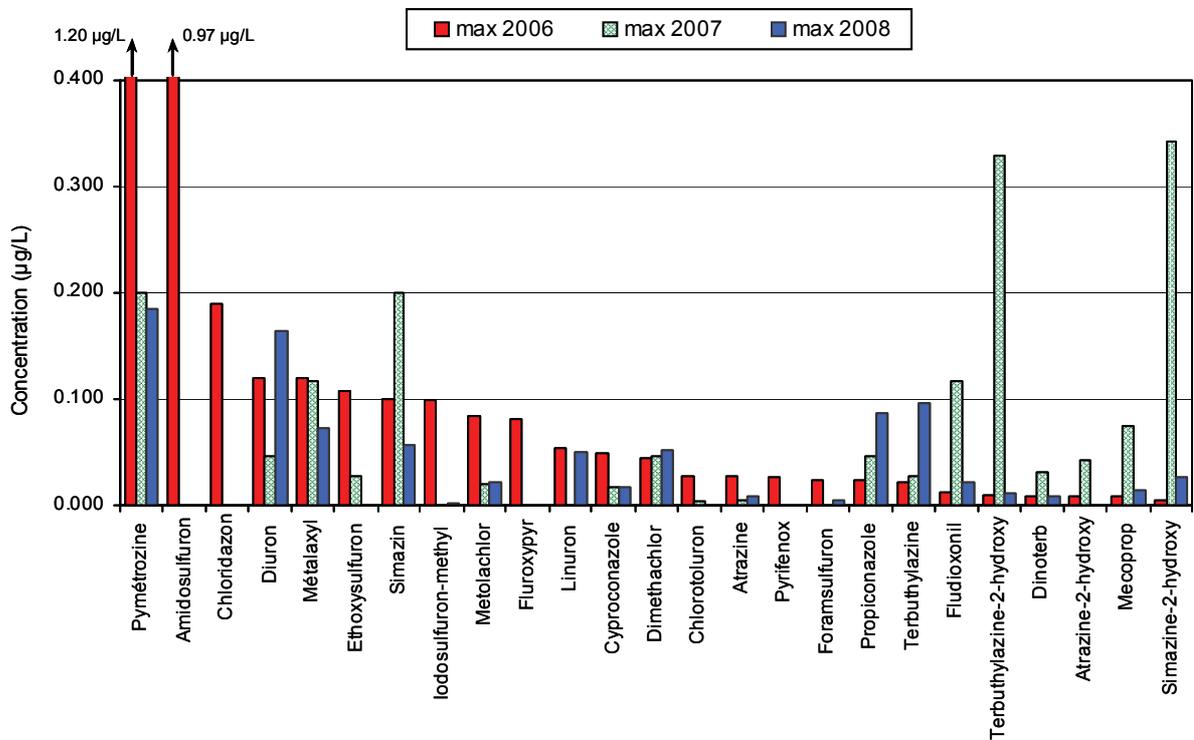


Figure 2 : Concentrations maximales des principales substances phytosanitaires détectées dans les eaux du Rhône en 2006, 2007 et 2008 à la Porte du Scex.

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

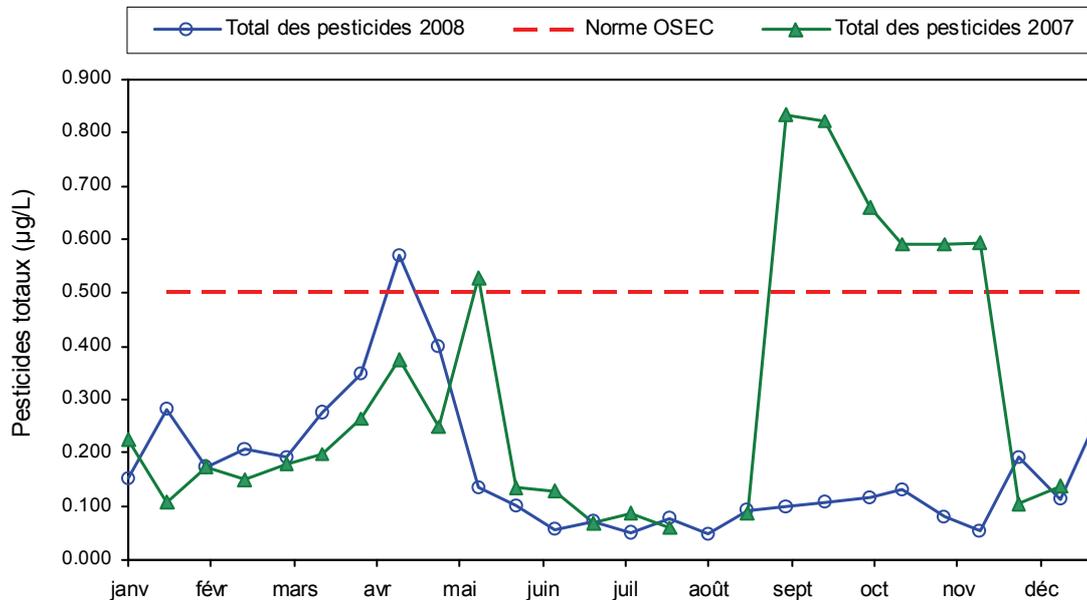


Figure 3 : Somme des concentrations en produits phytosanitaires décelés dans le Rhône à la Porte du Scex au cours des années 2007 et 2008.

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

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

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.

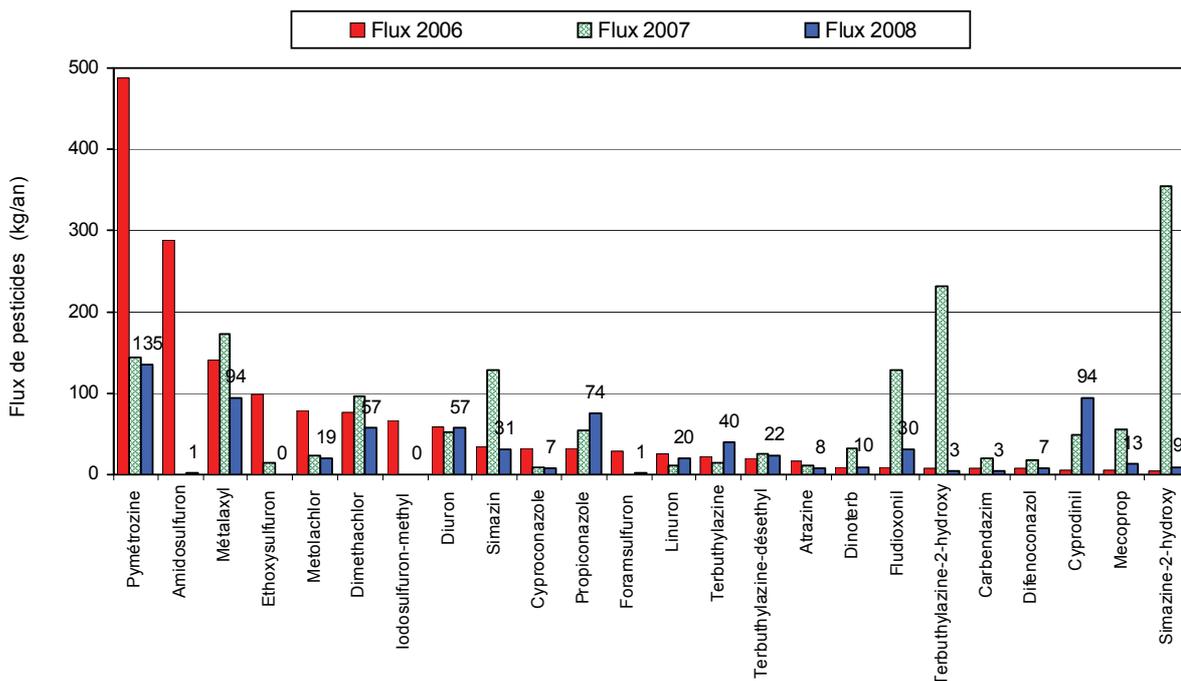


Figure 4 : Charges annuelles en pesticides ayant transité dans le Rhône en 2006, 2007 et 2008.

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

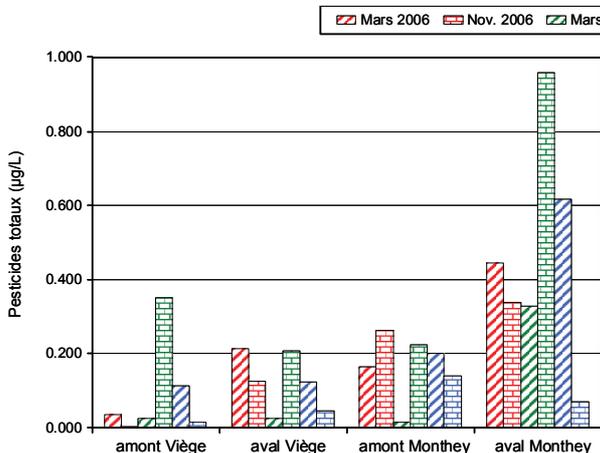


Figure 5 : Somme des concentrations en pesticides présents dans le Rhône en amont et en aval des sites industriels de Viège et Monthey les 8 mars et 30 novembre 2006 ; 6 mars et 7 novembre 2007 ; 26 février et 27 octobre 2008.

Figure 5 : Sum of the pesticide concentrations detected in the Rhône upstream and downstream of the industrial production sites of Viege and Monthey on March 8 and November 30, 2006; March 6 and November 7, 2007; February 26 and October 27, 2008.

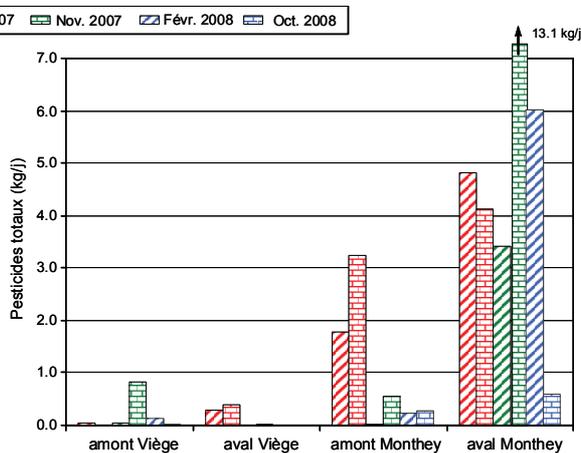


Figure 6 : Charges en pesticides calculées dans le Rhône en amont et en aval des sites industriels de Viège et Monthey les 8 mars et 30 novembre 2006 ; 6 mars et 7 novembre 2007 ; 26 février et 27 octobre 2008.

Figure 6 : Calculated pesticide loads in the Rhône in locations above and below the industrial production of Viege and Monthey on March 8 and November 30, 2006; March 6 and November 7, 2007; February 26 and October 27, 2008.

Les quantités totales des 100 produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône ont diminué de plus de moitié avec un total calculé à 730 kg pour l'année 2008 contre 1'600 kg pour l'année 2007.

Les trois charges les plus importantes en 2008 sont observées pour des produits phytosanitaires produits en Valais : pymétroline 135 kg/an, métalaxyl (également utilisé en agriculture) 94 kg/an et cyprodinil 94 kg/an. La charge annuelle totale de pesticides d'origine industrielle est d'environ 570 kg contre 820 kg en 2007 et 1'450 kg en 2006.

Les charges les plus importantes observées pour les produits d'origine agricole sont apportées par le diuron 57 kg/an, la simazine 31 kg/an et la terbutylazine 40 kg/an. La charge annuelle totale de pesticides d'origine non industrielle est d'environ 170 kg contre 814 kg calculée pour l'année 2007 et 162 kg en 2006. Les charges importantes de produits phytosanitaires d'origine agricole en 2007 étaient dues à des concentrations relativement élevées mesurées durant le courant de l'automne et pour lesquelles aucune explication probante n'avait pu être trouvée.

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 en produits phytosanitaires aux différents emplacements. Ces mesures ponctuelles restent toutefois moins représentatives que celles réalisées en continu en aval à la Porte du Scex.

Une augmentation des charges en pesticides dans le Rhône est toujours observée de l'amont vers l'aval, même s'il est difficile de garantir que le flux du Rhône soit suffisamment homogénéisé dans les échantillons pris en aval des rejets industriels. Les résultats présentés à la figure 6 confirment, pour les produits phytosanitaires, une tendance à la baisse des rejets d'origine industrielle.

4.3 Produits pharmaceutiques

Suite aux recherches de principes actifs de médicaments menées en 2005 dans le lac et à l'observation d'importants rejets industriels (EDDER et al., 2006), cinq produits pharmaceutiques (mépivacaïne, carbamazépine, bupivacaïne, prilocaïne, chloroprocaïne) ont été analysés systématiquement dans les eaux du Rhône à partir du mois de septembre 2006. En 2008, les analyses ont porté sur les éléments ci-dessous avec les concentrations maximales et moyennes suivantes :

		Maximum (2008)	Moyenne (2008)
Mépivacaïne	anesthésiant	2.12 µg/L	0.36 µg/L
Carbamazépine	anti-épileptique	1.05 µg/L	0.18 µg/L
Prilocaïne	anesthésiant	0.60 µg/L	0.05 µg/L
Ticlopidine	anti-coagulant	0.20 µg/L	0.03 µg/L
Irbersartan	anti-hypertenseur	0.72 µg/L	0.06 µg/L

Par rapport aux produits phytosanitaires, les concentrations maximales et moyennes sont beaucoup plus élevées et sont en augmentation par rapport à 2007, comme le confirme la figure 7.

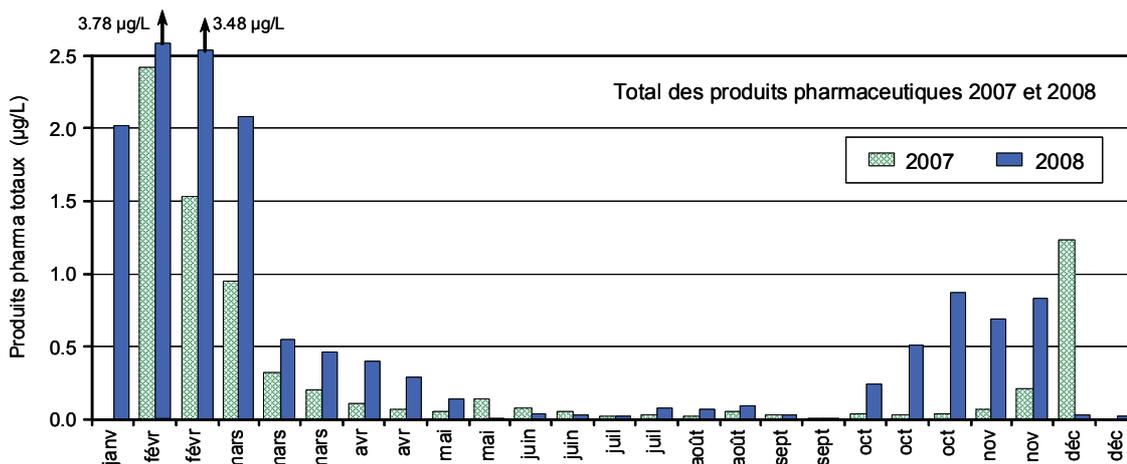


Figure 7 : Somme des concentrations des 5 produits pharmaceutiques analysés dans le Rhône à la Porte du Scex au cours des années 2007 et 2008.

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

Les concentrations dans le Rhône sont les plus élevées en début d'année, suite aux travaux réalisés durant cette période sur la STEP de l'industrie concernée où un des trois bassins biologique a du être arrêté. Même en dehors de la période de travaux, les rejets sont plus élevés en 2008 qu'en 2007. La moyenne des concentrations 2008 (0.73 µg/L) est en augmentation par rapport à 2007 (0.34 µg/L) et similaire à celle de 2006 (0.72 µg/L) qui ne portait toutefois que sur quatre mois de mesures.

Les charges calculées sur la somme des 5 produits pharmaceutiques analysés dans le Rhône (figure 8) suivent la même tendance que celle des concentrations (figure 7).

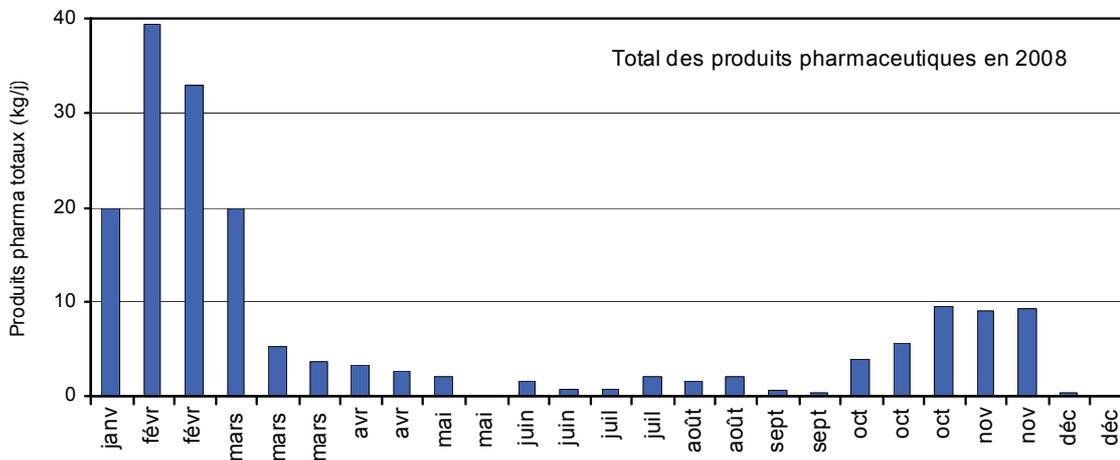


Figure 8 : Calcul des charges des 5 produits pharmaceutiques analysés dans le Rhône à la Porte du Scex au cours de l'année 2008.

Figure 8 : Calculated loads of the 5 pharmaceuticals analysed in the Rhône at the Porte du Scex during the year 2008.

La figure 9 présente les charges calculées pour les cinq principes actifs pharmaceutiques analysés dans le Rhône de septembre à décembre 2006, ainsi que durant l'ensemble des années 2007 et 2008.

Les charges de substances pharmaceutiques retrouvées dans les eaux du Rhône en 2008 sont en augmentation par rapport à 2007 avec 1'382 kg pour la Mèpivacaïne, 645 kg pour la Carbamazépine et 262 kg pour l'Irbersartan. Au total, les rejets des 5 principes actifs pharmaceutiques auraient doublé entre 2007 et 2008 pour atteindre environ 2'600 kg, soit 3.5 fois la charge des 100 produits phytosanitaires.

Ces résultats démontrent la nécessité que des mesures efficaces soient prises à la source, également par les industries produisant des principes actifs pharmaceutiques et pas uniquement au niveau de la STEP.

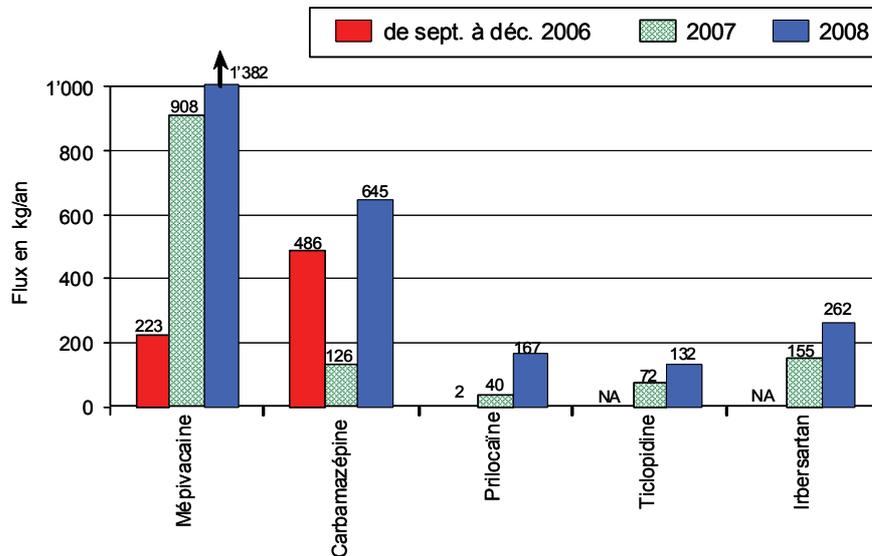


Figure 9 : Charges calculées en produits pharmaceutiques retrouvés dans les eaux du Rhône de septembre 2006 à décembre 2006, en 2007 et en 2008.

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

4.4 Benzotriazole

Le benzotriazole est un composé formé d'un noyau benzénique, largement utilisé comme agent anticorrosion dans les circuits de refroidissement industriels, 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 et 2008.

Les concentrations enregistrées dans les eaux du Rhône sur les échantillons moyens de 14 jours varient entre 0.01 µg/L et 0.09 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 223 kg sur l'année 2008, contre 555 kg en 2007.

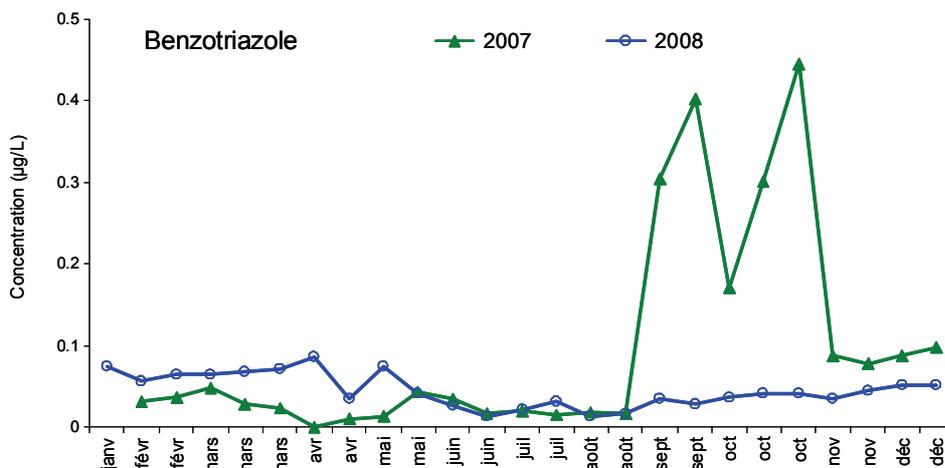


Figure 10 : Evolution des concentrations en Benzotriazole détectées dans le Rhône à la Porte du Scex en 2007 et 2008.

Figure 10 : Change in the concentrations of Benzotriazole detected in the Rhône at the Porte du Scex in 2007 and 2008.

4.5 Autre substance (Bis-phénol A)

Le Bis-phénol A, analysé à partir de l'échantillon du 04.03.2008, n'a pas été détecté dans les différents échantillons prélevés au cours de l'année 2008.

5. LIGNE DIRECTRICE SUR LES MICROPOLLUANTS

En 2008, une ligne directrice « Stratégie micropolluants - Valais » a été adoptée par le groupe de travail formé des représentants des principales usines chimiques du canton du Valais et du Service de la protection de l'environnement. Elle permet de franchir une nouvelle étape au niveau des normes de rejets. Fruit d'une bonne et active collaboration entre les partenaires, cette stratégie définit des exigences élevées pour le rejet dans le Rhône des eaux usées industrielles, après leur traitement dans les stations d'épuration.

La ligne directrice prévoit de diminuer d'un facteur trois les rejets de pesticides par rapport aux exigences fixées en 2005 dans les autorisations de déversement des effluents. Les rejets ne devront plus excéder 200 g par jour, par substance d'ici 2010, alors que des dizaines, des centaines voire des milliers de tonnes de ces différentes substances sont fabriquées ou conditionnées chaque année dans les usines du Valais. Les mêmes exigences sont également fixées pour les résidus de médicaments, alors qu'aucune norme concrète n'existait jusqu'à présent ni au niveau fédéral ni au niveau cantonal. La ligne directrice fixe également des exigences pour les autres micropolluants d'origine industrielle.

Avec cette ligne directrice, les industries valaisannes et le canton du Valais concrétisent les principes fixés dans la loi et l'ordonnance fédérales sur la protection des eaux en accord avec l'Office fédéral de l'environnement (OFEV). La ligne directrice répond ainsi à la nécessité de disposer, aussi bien du côté de l'industrie que des autorités, d'objectifs clairs, quantifiables et contrôlables en matière de micropolluants d'origine industrielle.

6. CONCLUSIONS

Le suivi analytique des produits phytosanitaires et principes actifs pharmaceutiques dans les eaux du Rhône en 2008 a permis de contrôler l'efficacité des mesures de limitation des rejets d'origine industrielle mises en place pour les produits phytosanitaires. La diminution des charges de produits phytosanitaires observée dans les eaux du Rhône est de l'ordre de 30 % par rapport à 2007 et 60 % par rapport à 2006. Cette diminution des charges a déjà un effet clairement observable sur les concentrations mesurées dans le Léman.

Au niveau des 5 principaux principes actifs pharmaceutiques recherchés, les charges mesurées dans le Rhône sont très élevées et ont doublé entre 2007 et 2008, pour atteindre 2'600 kg par an. Il est donc indispensable que des progrès rapides et marqués soient accomplis dans le domaine des rejets de résidus médicamenteux.

Le suivi de la qualité des eaux du Rhône se poursuit en 2009. Une nouvelle amélioration est escomptée pour les années à venir grâce à l'adoption et la mise en œuvre de la ligne directrice élaborée par le Service de protection de l'environnement du Valais en partenariat avec les industries concernées.

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.
- 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.
- 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).
- 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. (2009) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2008, 167-173.
- VOUTSA, D., HARTMANN, P., SCHAFFNER, C. and GIGER, W. (2006) : Benzotriazole Alkylphenols and Bisphenol A in Municipal Wastewaters and in Glatt River, Switzerland. Environ. Sci. Pollut. Res., 13 (5), 333-341.

Rapports techniques

Campagne 2008

CONTRÔLE DES STATIONS D'ÉPURATION (STEP)

MONITORING OF WASTE WATER TREATMENT PLANTS (WWTP)

Campagne 2008

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 2008, 218 stations d'épuration (STEP) étaient en service dans le territoire couvert par la CIPEL (bassins versants du Léman et du Rhône aval jusqu'à Chancy) totalisant une capacité de traitement de 4'120'680 équivalents-habitants. Le bilan global de l'assainissement en 2008 se base sur les résultats de surveillance de 163 STEP pour le phosphore total (Ptot) et de 158 STEP pour la matière organique (DBO₅).

Globalement dans le bassin versant du Léman, les rendements d'épuration pour les paramètres DBO₅ et Ptot dépassent largement les exigences légales avec respectivement 96 % et 90 %. Le flux de matière organique rejeté après traitement exprimé par la DBO₅ s'élève à 1'669 tonnes d'O₂ et à 96 tonnes pour le phosphore total. Un rendement moyen de 95 % à l'échelle du bassin versant du Léman permettrait toutefois d'éviter un apport au Léman de 49 tonnes de phosphore par an. La part de pollution liée aux déversements est elle aussi non négligeable avec 24 tonnes déversées après un éventuel traitement partiel en 2008. La marge de manœuvre sur la réduction des apports en phosphore au Léman est encore non négligeable. L'amélioration du rendement des STEP et la lutte contre les déversements permettraient de réduire de moitié les apports actuels au Léman.

A l'échelle du territoire de la CIPEL, la valeur du débit spécifique de 337 L·EH⁻¹·j⁻¹ 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 2008, 218 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 4,120,680 equivalent-inhabitants. The overall assessment of water treatment in 2008 is based on the results of monitoring 163 WWTPs for total phosphorus, and of 158 WWTPs for DBO₅.

Overall, in the Lake Geneva catchment area, the treatment performance for the DBO₅ and Ptot parameters were well above the legal requirements of 96 % and 90 % respectively. The organic pollution discharged after treatment, expressed in terms of DBO₅, was 1,669 metric tonnes for O₂ and 96 metric tonnes for total phosphorus. A mean performance of 95 % at the scale of the Lake Geneva catchment would, however, make it possible to avoid an inflow of 49 metric tonnes of phosphorus per year into Lake Geneva. The proportion of the pollution resulting from discharges is also far from negligible, as 24 metric tonnes were discharged after possibly partial treatment in 2008. There is still a not-inconsiderable margin for manoeuvre for reducing the inflow of phosphorus into Lake Geneva. Improving the performance of the WWTPs, and preventing discharges would make it possible to halve the current inflows into Lake Geneva.

At the scale of the CIPEL territory, the specific flow value of 337 L·inhab⁻¹·d⁻¹ is still too high, 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 in a long-term project, but its impact has already been felt since 2001.

1. INTRODUCTION

La CIPEL réalise chaque année depuis plus de deux 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 2008 est le reflet du fonctionnement de 218 STEP totalisant une capacité nominale de traitement de 4'120'680 équivalents-habitants (EH).

Suivant leur procédé d'épuration, les stations se répartissent de la manière suivante, en pourcentage de la capacité de traitement (figure 1) :

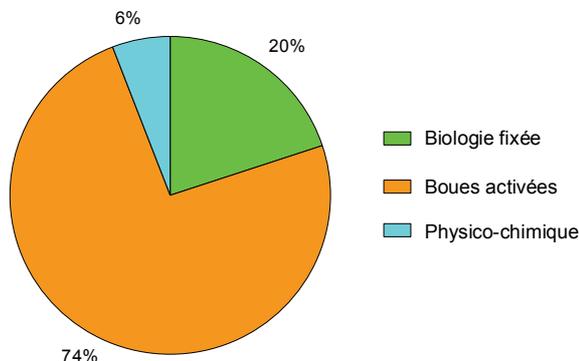


Figure 1 : Répartition des STEP suivant leur procédé d'épuration.

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

2.2 Contrôles de l'assainissement

158 STEP ont transmis leurs données pour le paramètre DBO₅ et 163 pour le paramètre phosphore total. Il se peut qu'un plus grand nombre de STEP aient cependant été contrôlées. Ces données donnent une bonne vision de l'assainissement à l'échelle du territoire 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, mais à l'échelle du territoire, ces différences s'estompent.

3. BILAN DU FONCTIONNEMENT DES STEP

3.1 Débits et volumes

Le Tableau 1 présente les débits journaliers mesurés en 2008 pour 166 STEP du territoire de la CIPEL. Le volume journalier moyen entrant est globalement stable par rapport à 2007 avec 841'521 m³. Le volume des eaux effectivement traitées par les stations d'épuration, sur la base des volumes déversés mesurés, serait de 796'131 m³, soit près de 95 % 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 réellement traité par les STEP du bassin est surestimé. Les débits déversés mesurés en entrée et/ou en cours de traitement, représentent environ 5 % du débit total entrant. A noter que ceux-ci ne tiennent pas compte des déversements situés sur les réseaux.

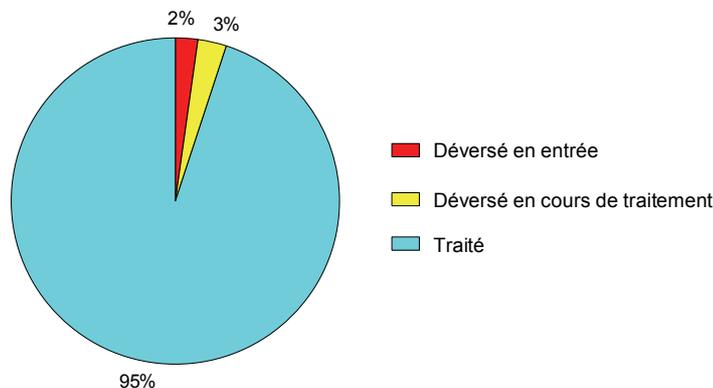


Figure 2 : Répartition des volumes traités et déversés par les STEP du territoire de la CIPEL.

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 2008.

Table 1 : Daily flows through the WWTPs of the CIPEL basin in 2008.

Bassin versant (BV)	Canton / Départ.	Nombre de STEP contrôlées	en % de la capacité totale	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	98 %	89	8'841	0	8'841	664
	Genève	2	100 %		2'533	90	2'442	571
	Hte-Savoie	7	95 %	32	38'074		38'368	219
	Valais	48	98 %	4'900	218'523	1'583	216'940	455
	Vaud	71	100 %	3'483	240'893	13'928	224'593	340
Total BV Léman		130	98 %	8'504	508'864	15'601	491'185	382
Rhône aval	Ain	4	91 %	1'180	13'526	0	13'526	478
	Genève	12	100 %	6'347	220'461	6'987	213'613	278
	Hte-Savoie	20	95 %	1'574	81'064	1'959	77'806	285
Total BV Rhône aval		36	98 %	9'100	315'051	8'952	304'946	304
Total territoire CIPEL		166	98 %	17'605	823'916	24'554	796'131	365

* : 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.

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 :

$$Q_{spe} = \frac{1}{2} \cdot (Q_{j20} + Q_{j50}) / EH$$

avec : Q_{j20} : débit par temps sec qui n'est pas dépassé plus de 20 % des jours de l'année

Q_{j50} : 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 DBO₅ (avec 1 EH = 60 g.j⁻¹ de DBO₅) et en phosphore total (1 EH = 2.2 g.j⁻¹ de Ptot).

La valeur de 337 litres par équivalent-habitant et par jour (L.EH⁻¹.j⁻¹) à l'échelle du territoire de la CIPEL (Tableau 1) 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). Mais cette amélioration doit être nuancée par l'influence de la pluviométrie.

3.2 Phosphore total et dissous

3.2.1 Phosphore total dans le bassin versant du Léman

Les exigences suisse et française pour le traitement du phosphore dans le bassin du Léman sont rappelées ci-dessous :

	Réglementation	Charge brute de pollution organique reçue en kg.j ⁻¹	Concentration maximale	Rendement minimum
Suisse	Ordonnance fédérale sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (OEaux, 1998)		0.8 mgP.L ⁻¹	80 %
France *	Arrêté ministériel du 22 juin 2007	600 à 6'000 kg.j ⁻¹	2.0 mgP.L ⁻¹	80 %
		> 6'000 kg.j ⁻¹	1.0 mgP.L ⁻¹	80 %
CIPEL	Recommandations du Plan d'action 2001-2010		0.8 mgP.L ⁻¹	95 %

* l'arrêté fixe des exigences minimales à respecter, les normes de rejet étant fixées au cas par cas par le Préfet, et les performances doivent être atteintes soit en concentration, soit en rendement.

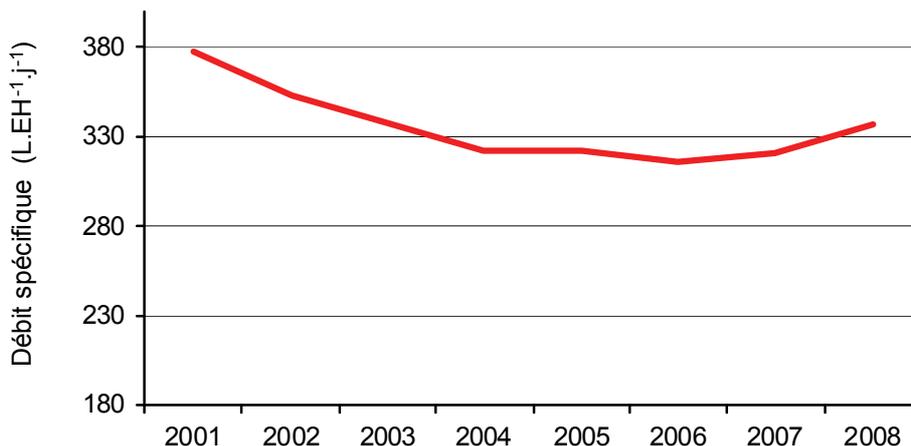


Figure 3 : Qualité des réseaux d'assainissement depuis 2001.
Figure 3 : Quality of the water treatment networks since 2001 in L·inhab⁻¹·d⁻¹.

Le Tableau 2 présente le bilan de l'épuration du phosphore total pour l'année 2008.

En 2008, 120 tonnes de phosphore d'origine domestique et industrielle ont été rejetées dans les milieux aquatiques du bassin lémanique, soit dans les rivières, soit directement dans le Léman. 96 tonnes de phosphore ont été rejetées après traitement et 24 tonnes déversées après un éventuel traitement partiel.

Le rendement d'épuration sur les eaux traitées se maintient à 90 % et la concentration moyenne de sortie à 0.5 mgP·L⁻¹. En tenant compte des déversements en entrée et en cours de traitement, le rendement n'atteint plus que 87%. Ces résultats satisfont pleinement les exigences légales. Toutefois, la CIPEL recommande dans son plan d'action 2001-2010 un objectif de 95% de rendement en moyenne annuelle pour les eaux traitées du bassin du Léman. La figure 4 montre que ce rendement a tendance à stagner à 90% ces dernières années.

Dans le bassin versant du Léman, sur les 129 STEP qui mesurent le phosphore total, 33 atteignent un rendement supérieur ou égal à 95%, mais elles ne représentent que 6% du flux total rejeté après traitement. Si toutes les STEP atteignaient 95% de rendement, 49 tonnes de moins de phosphore seraient apportées au Léman. De plus, la lutte contre les déversements permettrait de gagner au moins 24 tonnes, soit en tout 73 tonnes, ce qui représente plus de la moitié des apports annuels en phosphore total au Léman !

Les flux traités par les STEP ont globalement augmenté depuis 2001 et même si l'année 2008 montre une légère dégradation par rapport à 2007, la situation reste meilleure qu'en 2006 (figure 5).

Ces résultats montrent que des efforts d'amélioration et d'optimisation sont encore nécessaires si l'on veut faire chuter la concentration en phosphore dans le Léman à 20 µg·L⁻¹. La figure 6 montre qu'il n'y a pas de corrélation entre le rendement et la capacité de traitement des STEP. En effet, les petites comme les grandes STEP sont capables d'atteindre des rendements supérieurs à 95%. Les petites STEP atteignent davantage de telles performances, car le ratio coût /efficacité est meilleur.

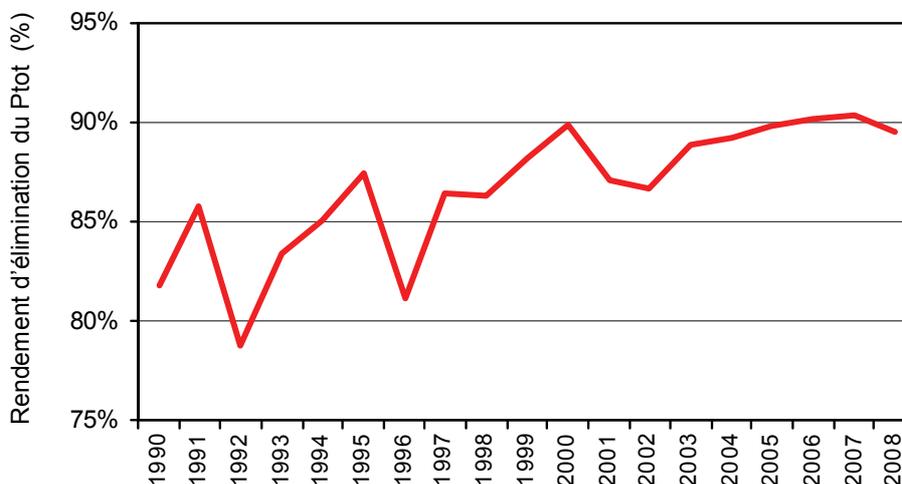


Figure 4 : Evolution entre 1990 et 2008 du rendement d'épuration du phosphore total sur les eaux traitées des STEP du bassin du Léman (source : données CIPEL).

Figure 4 : Change between 1990 and 2008 in the treatment performance for total phosphorus for the water treated by the WWTPs of the Lake Geneva catchment basin (source: CIPEL data).

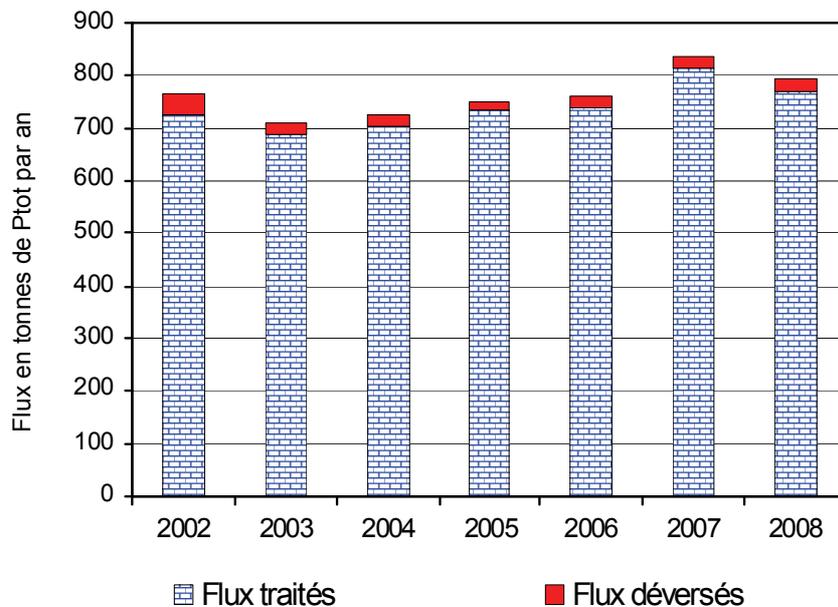


Figure 5 : Evolution des flux de phosphore traités et déversés dans le bassin du Léman.
Figure 5 : Change in the flows of phosphorus treated and discharged into the Lake Geneva basin.

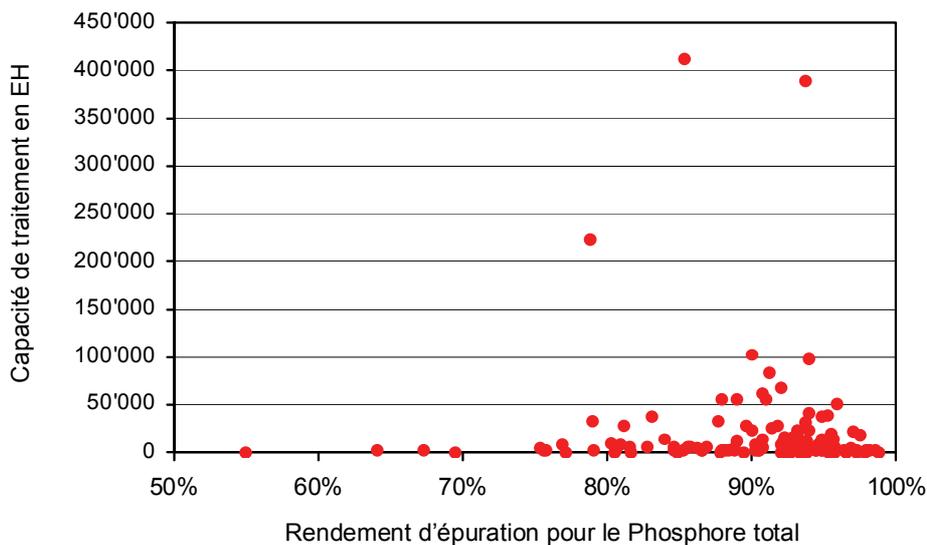


Figure 6 : Corrélation entre le rendement d'épuration pour le Ptot et la capacité de traitement.
Figure 6 : Correlation between treatment performance and treatment capacity.

3.2.2 Phosphore dissous (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. On estime à 41 tonnes le flux de pollution en sortie après traitement. Ce flux est sous-estimé car toutes les STEP astreintes à la déphosphatation ne mesurent pas ce paramètre.

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 :

	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 %

* l'arrêté fixe des exigences minimales à respecter, les normes de rejet étant fixées au cas par cas par le Préfet, et les performances doivent être atteintes soit en concentration, soit en rendement.

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 2007 avec 96 % sur les eaux traitées et 93 % en tenant compte des déversements en entrée et en cours de traitement. La concentration moyenne de sortie est de 9.5 mgO₂·L⁻¹, comme en 2007. Ces résultats satisfont pleinement les exigences légales.

Le flux de pollution de la matière organique est de 2'761 tonnes d'O₂ après traitement et de 1'669 tonnes d'O₂ déversées au milieu naturel après un éventuel traitement partiel, soit semblable à 2007.

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.

4. CONCLUSIONS

Les performances des STEP sont globalement bonnes à l'échelle du territoire de la CIPEL et dépassent largement les exigences légales en vigueur pour ce qui concerne le phosphore total et la DBO₅.

En 2008, 218 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 120 tonnes. Le rendement moyen d'épuration est élevé et se maintient à 90 %. Cependant, un rendement d'au moins 95% représenterait un gain de 49 tonnes de phosphore. A cela s'ajouteraient 24 tonnes issues des déversements, soit en tout un gain de 73 tonnes, ce qui représente plus de la moitié des apports annuels en phosphore total au Léman ! La concentration en phosphore dans le Léman atteint 27.6 µg·L⁻¹ en 2008. Les efforts en matière d'assainissement domestique doivent donc être encouragés, afin de parvenir à l'objectif de 20 µg·L⁻¹ préconisé dans le plan d'action 2001-2010.

Concernant la qualité des réseaux d'assainissement, le débit spécifique reste élevé avec une valeur moyenne de 337 L·EH⁻¹·j⁻¹ à l'échelle du territoire de la CIPEL, mais la tendance s'améliore 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. A l'échelle du territoire de la CIPEL la situation s'est sensiblement améliorée depuis 2001.

Tableau 2 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour le phosphore total pour les STEP des différentes entités en 2008.

Table 2 : Assessments of loads, concentrations and yields of total phosphorus for the WWTPs of the various entities in 2008.

Bassin versant (BV)	Canton / Département	Nombre de STEP contrôlées	STEP contrôlées en % de la capacité totale	Flux en tonnes par an				Concentrations Ptot (mgP·L ⁻¹)		Rendements *		
				déversé en entrée	en entrée de STEP	déversé en cours de traitement	en sortie après traitement	en entrée de STEP	en sortie après traitement	après traitement	après trait. yc dévers. en cours de traitement	après trait. yc dévers. entrée + en cours de traitement
Léman	Ain	2	98%	0	7	0	1	2.2	0.3	85%	85%	85%
	Genève	2	100%	0	5	0	1	5.4	1.1	80%	80%	80%
	Hte-Savoie	7	95%	0	79	0	7	5.7	0.5	91%	91%	91%
	Valais	47	97%	8	386	1	43	5.0	0.6	89%	89%	87%
	Vaud	71	100%	4	390	10	39	4.5	0.5	90%	87%	86%
Total BV Léman		129	98%	13	867	11	96	4.8	0.5	90%	88%	87%
Rhône aval	Ain	4	91%	1	21	0	13	4.3	2.6	38%	38%	33%
	Genève	12	100%	8	403	7	68	4.8	0.8	83%	81%	80%
	Hte-Savoie	18	94%	3	176	1	63	6.1	2.3	64%	64%	62%
Total BV Rhône aval		34	98%	8	600	8	144	1.9	0.5	76%	75%	73%
Total territoire CIPEL		163	98%	25	1'467	20	235	4.9	0.8	84%	83%	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 2008.
 Table 3 : Assessment of the loads, concentrations and yields of DBO₅ for the WWTPs of the various entities in 2008.

Bassin versant (BV)	Canton / Département	Nombre de STEP contrôlées	STEP contrôlées en % de la capacité totale	Flux en tonnes par an				Concentrations DBO ₅ (mgO ₂ ·L ⁻¹)		Rendements		
				déversé en entrée	en entrée de STEP	déversé en cours de traitement	en sortie après traitement	en entrée de STEP	en sortie après traitement	après traitement	après trait. yc dévers. en cours de traitement	après trait. yc dévers. en entrée + en cours de traitement
Léman	Ain	2	98%	8	227	0	18	62.2	5.1	92%	92%	89%
	Genève	2	100%	0	150	2	12	160.1	12.6	92%	91%	91%
	Hte-Savoie	7	95%	2	2'184	0	106	155.4	7.4	95%	95%	95%
	Valais	43	96%	297	23'977	78	658	311.1	8.6	97%	97%	96%
	Vaud	69	100%	104	10'891	280	1'060	124.4	12.9	90%	88%	87%
Total BV Léman		123	97%	411	37'429	360	1'854	204.3	10.5	95%	94%	93%
Rhône aval	Ain	4	91%	42	662	2	51	126.9	9.8	92%	92%	86%
	Genève	12	100%	378	19'803	353	538	234.7	6.6	97%	95%	94%
	Hte-Savoie	19	95%	79	5'330	44	317	181.1	11.3	94%	93%	92%
Total BV Rhône aval		35	98%	499	25'795	399	906	216.7	7.9	96%	95%	93%
Total territoire CIPEL		158	98%	910	63'224	759	2'761	209.2	9.5	96%	94%	93%

ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES

COMPARATIVE INTERLABORATORY ANALYSES

Campagne 2008

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 2008, les laboratoires membres du groupe de travail "Méthodologie" de la CIPEL ont pu participer à 4 essais interlaboratoires concernant des analyses d'éléments nutritifs majeurs (cycles de l'azote et du phosphore, matière organique, ions majeurs), de produits phytosanitaires (pesticides), 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.

ABSTRACT

During 2008, the laboratories belonging to the "Methodology" working group of CIPEL took part in 4 interlaboratory comparisons of analyses of the main nutrient elements (nitrogen and phosphorus cycles, organic matter, major ions), pesticides, and aromatic polycyclic hydrocarbons carried out on the matrices of natural water or of sediments.

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 hydrocarbons tests seemed to be good, but some questions remain about the certified reference material used.

1. INTRODUCTION

Les données présentées correspondent aux essais interlaboratoires dont les résultats ont été discutés en 2008. Une appréciation sommaire figure dans les procès-verbaux du groupe de travail "Méthodologie" de la CIPEL de cette année.

Les analyses interlaboratoires organisées dans le cadre du groupe "Méthodologie", ou auxquelles les membres du groupe ont pu participer au cours de l'année 2008, sont données dans le Tableau 1.

A noter qu'il n'y a pas eu l'opportunité cette année de participer à des essais de type "STEP" sur des échantillons synthétiques.

Ont participé à ces essais :

- des laboratoires de protection des eaux suisses et français (tous les cantons romands, INRA-Thonon, Bâle-Ville, Berne, Urkantone, Argovie, Thurgovie, Zürich);
- des laboratoires des Service de la consommation et des affaires vétérinaires cantonales - SCAV (Genève, Neuchâtel);
- des laboratoires communaux de distributeurs d'eau et services industriels (Genève, Lausanne, Neuchâtel, La Chaux-de-Fonds, Bâle, Berne);
- des laboratoires universitaires et de recherche (EPFL, EAWAG);
- des laboratoires privés suisses et français.

Tableau 1: Liste des analyses interlaboratoires organisées en 2008.

Table 1 : List of the interlaboratory surveys organized in 2008.

Date	Matrice	Paramètres	Participants	Préparation
04.2008	eau de rivière brute + ajouts	éléments majeurs	20	A. STRAWCZYNSKI, SESA Vaud
10.2008	eau de rivière dopée	pesticides	9	J. ONDRUS, SCPE Neuchâtel [1] et A. STRAWCZYNSKI, SESA Vaud
10.2008	eau de rivière brute + ajouts	éléments majeurs	19	
10.2008	sédiments	hydrocarbures polycycliques aromatiques (HAP)	7	Matériau de référence certifié

Adresse : [a] Service cantonal de la protection de l'environnement. C. P. 145, CH - 2034 PESEUX

2. MÉTHODE DE TRAITEMENT ET EXPLICATION DES TABLEAUX RÉCAPITULATIFS

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 (2005).

Le calcul par algorithme robuste permet de se passer de tests statistiques pour l'élimination des résultats aberrants ou suspects. Tous les résultats, sauf ceux pour lesquels aucune donnée numérique n'est reportée ("inférieur à", "non détecté"), sont pris en compte. Le programme calcule, en partant de la médiane et par itérations successives, une valeur moyenne et un écart-type qui ne sont pas sensibles aux valeurs extrêmes. Le calcul des z-scores permet de déterminer quelles sont les valeurs aberrantes ou suspectes.

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 (2002) (la formule varie en fonction de la concentration).

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) .

- 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 (calculées à l'aide de l'algorithme A à partir des résultats des laboratoires),
- 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.

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.

Comme mentionné précédemment, les tableaux récapitulatifs sont générés par l'application lors du traitement. Dans la description du paramètre, on y trouve également la valeur "théorique" de l'ajout.

Les colonnes "Cible essai" correspondent aux valeurs de consensus (moyenne et écart-type) calculées. Les trois 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.

3. RÉSULTATS

3.1 Eléments majeurs

Les Tableaux 3 et 4 présentent les résultats des essais d'avril et octobre 2008. Les résultats sont comme d'habitude satisfaisants, à très satisfaisants. La méthode d'ajouts s'avère très satisfaisante, la plus grande partie des récupérations se situant entre 90 et 110 %. Le nitrite a présenté en octobre un recouvrement particulièrement faible, que l'on ne peut pas expliquer. Il faut cependant observer que les ajouts sont calculés par différence et que les incertitudes de 2 mesures s'additionnent.

3.2 Phytosanitaires - Pesticides

Le résumé des résultats de l'essai d'octobre 2008 figure au Tableau 5. Les résultats sont satisfaisants, à très satisfaisants. Il y a eu quelques problèmes pratiques lors de la préparation des échantillons, la filtration souhaitée n'a pas pu être effectuée et a été remplacée par un tamisage à 200 µm. Les récupérations se situent dans une fourchette de 70 - 80 %, mais la dispersion des résultats entre les laboratoires est bonne et le nombre de valeurs suspectes ou aberrantes faible.

3.3 Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Suite à l'essai peu convaincant de 2007, un Matériau de Référence Certifié (MRC) a été utilisé en 2008 (Tableau 6). Le nombre de laboratoires a augmenté, passant de 4 à 7. La cohérence des résultats entre les participants à l'essai est très bonne, mais pour certains congénères, la comparaison avec les valeurs du matériau de référence certifié pose problème. C'est le cas pour le fluorène (6 % de recouvrement), le pyrène (35 %), le benzo(a)pyrène (17 %) et dans une moindre mesure le benzo(a)anthracène (71 %) et le benzo(g,h,i)pérylène (68 %). Pour les autres paramètres, il y a une bonne concordance entre les valeurs de consensus et les valeurs certifiées. Vu la bonne cohérence entre les laboratoires, le groupe penche plutôt pour un problème de la valeur certifiée. Il est intéressant de constater que si l'on n'avait pas utilisé un MRC et qu'aucune valeur de référence n'était disponible, l'essai aurait été considéré comme très bon. L'essai sera encore répété en 2009.

4. CONCLUSIONS

La nouvelle version du programme de traitement et le calcul par des statistiques robustes donne satisfaction. Seul l'essai "HAP" a été considéré comme partiellement bon, et sera répété en 2009. 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.

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 (la formule varie en fonction de la concentration),
- les valeurs de référence seront déterminées par consensus et ne seront pas fixées, même en cas d'ajouts connus.

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 2 : Formules.

Table 2 : Formulae.

z-score	$\frac{\text{résultat laboratoire} - \text{valeur référence}}{\text{écart - type référence}}$	référence calculée ou fixée z-score ≤ 2 : bon 2 < z-score < 3 : suspect z-score > 3 : insatisfaisant
Horrat (Horwitz ratio)	$\frac{\text{écart - type essai}}{\text{écart - type selon Horwitz}}$	
écart-type selon Horwitz (FAPAS)	<p>si $c < 120$ ppb :</p> $\frac{0.22 \times c}{m_r}$ <p>si $120 \text{ ppb} \leq c \leq 13.8\%$:</p> $\frac{0.02 \times c^{0.8495}}{m_r}$ <p>si $c > 13.8\%$:</p> $\frac{0.01 \times c^{0.5}}{m_r}$	<p>c : concentration exprimée en rapport de masse sans dimension (p. ex. : ppm = 10⁻⁶)</p> <p>mr : rapport de masse sans dimension</p>
moyenne et écart-type "robustes"	voir algorithme A, ISO 13528	

Tableau 3 : Eléments majeurs dans les échantillons d'eau de rivière, avril 2008.

Table 3 : River water results for "major elements", April 2008.

CIPEL majeurs avril 2008

02.04.2008



Tableau récapitulatif : total de z-scores par paramètre

			Cible essai		z-s ≤ 2	>2 et ≤ 3	> 3
		"% recup"	Moyenne	E. Type			
Carbone org. dissous, brut	mg C/l		1.70	0.21	15		
Carbone org. dissous, dopé	mg C/l		3.49	0.40	12		2
Carbone org. dissous, ajout [1.85 mg/l]	mg C/l	103%	1.91	0.16	11		3
Carbone org. total, brut	mg C/l		1.72	0.22	16		
Carbone org. total, dopé	mg C/l		3.51	0.39	12		3
Carbone org. total, ajout	mg C/l	101%	1.86	0.14	11	1	3
Ammonium, brut	mg N/L		0.008	0.005	13		3
Ammonium, dopé	mg N/L		0.042	0.013	15	1	2
Ammonium, ajout [0.025 mg/l]	mg N/L	118%	0.030	0.006	13	1	2
Nitrite, brut	mg N/L		0.0003	0.0003	7	2	2
Nitrite, dopé	mg N/L		0.0152	0.0025	14	1	3
Nitrite, ajout [0.017 mg/l]	mg N/L	87%	0.0148	0.0012	8		3
Nitrate, brut	mg N/L		0.86	0.04	17		3
Nitrate, dopé	mg N/L		1.04	0.04	15	1	4
Nitrate, ajout [0.19mg/l]	mg N/L	95%	0.18	0.02	17		3
Azote total, brut	mg N/L		0.98	0.14	9		1
Azote total, dopé	mg N/L		1.27	0.26	9	1	
Azote total, ajout [0.27 mg/l]	mg N/L	79%	0.21	0.06	9		1
Phosphate, brut	mg P/l		0.005	0.003	15		
Phosphate, dopé	mg P/l		0.040	0.004	14	2	
Phosphate, ajout [0.035 mg/l]	mg P/l	99%	0.035	0.002	12		3
Phosphore total, brut	mg P/l		0.009	0.003	10	1	2
Phosphore total, dopé	mg P/l		0.127	0.008	15		
Phosphore total, ajout [0.116 mg/l]	mg P/l	103%	0.120	0.008	12	1	1
Silice, brut	mg SiO2/l		1.99	0.11	11	1	2
Silice, dopé	mg SiO2/l		2.82	0.14	13		1
Silice, ajout [0.80 mg/l]	mg SiO2/l	102%	0.82	0.07	13		1
Sodium, brut	mg/l		2.08	0.20	16		
Sodium, dopé	mg/l		2.96	0.17	14	2	
Sodium, ajout [0.03 mg/l]	mg/l	102%	0.89	0.07	14		2
Potassium, brut	mg/l		0.32	0.07	15		1
Potassium, dopé	mg/l		1.53	0.09	11	2	3
Potassium, ajout [1.30 mg/l]	mg/l	93%	1.21	0.09	13	1	2
Calcium, brut	mg/l		69.12	1.18	16	1	
Calcium, dopé	mg/l		75.27	1.62	17		
Calcium, ajout [6.40 mg/l]	mg/l	95%	6.09	0.42	14	2	1
Magnésium, brut	mg/l		3.14	0.16	17		
Magnésium, dopé	mg/l		5.34	0.18	17		
Magnésium, ajout [2.23 mg/l]	mg/l	100%	2.24	0.10	13	3	1
Chlorure, brut	mg/l		3.41	0.23	17	3	
Chlorure, dopé	mg/l		21.54	0.68	15	3	2
Chlorure, ajout [17.85 mg/l]	mg/l	101%	18.11	0.58	16	1	3
Sulfate, brut	mg/l		2.86	0.53	18		
Sulfate, dopé	mg/l		8.04	0.55	18	1	
Sulfate, ajout [5.21 mg/l]	mg/l	99%	5.18	0.24	18		
Mat. en susp., brut	mg/l		1	0	10		1
Alcalinité, brut	méq/l		3.57	0.03	12	1	1
Conductivité 25°, brut	µS/cm		349	5	13	2	1
Oxydabilité, brut	mg/l		5.52	0.77	9		2

Tableau 4 : Eléments majeurs dans les échantillons d'eau de rivière, octobre 2008.

Table 4 : River water results for "major elements", October 2008.

CIPEL majeurs octobre 2008

28.10.2008



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		0.78	0.14	14		1
Carbone org. dissous, dopé	mg C/l		2.32	0.34	12		3
Carbone org. Dissous, ajout (RV = 1.64)	mg C/l	93%	1.53	0.22	11	2	2
Carbone org. total, brut	mg C/l		0.86	0.18	14	1	1
Carbone org. total, dopé	mg C/l		2.39	0.15	12	1	3
Carbone org. Total, ajout (RV = 1.64)	mg C/l	93%	1.53	0.15	13		3
Ammonium, brut	mg N/L		0.194	0.012	15		1
Ammonium, dopé	mg N/L		0.232	0.018	13		3
Ammonium, ajout (RV = 0.039)	mg N/L	100%	0.039	0.009	13	1	1
Nitrite, brut	mg N/L		0.0216	0.0023	14	2	1
Nitrite, dopé	mg N/L		0.0383	0.0034	15		2
Nitrite, ajout (RV = 0.026)	mg N/L	58%	0.0150	0.0010	12		5
Nitrate, brut	mg N/L		0.74	0.05	14	2	1
Nitrate, dopé	mg N/L		1.03	0.07	16	1	
Nitrate, ajout (RV = 0.30)	mg N/L	99%	0.30	0.02	12	5	
Azote total, brut	mg N/L		1.09	0.14	11		1
Azote total, dopé	mg N/L		1.53	0.20	11		1
Azote total, ajout (RV = 0.42)	mg N/L	104%	0.43	0.09	11		1
Phosphate, brut	mg P/l		0.005	0.002	12	1	
Phosphate, dopé	mg P/l		0.050	0.006	10	2	4
Phosphate, ajout (RV = 0.043)	mg P/l	106%	0.046	0.006	11	1	4
Phosphore total, brut	mg P/l		0.034	0.013	16	1	
Phosphore total, dopé	mg P/l		0.180	0.027	15		2
Phosphore total, ajout (RV = 0.162)	mg P/l	93%	0.150	0.011	12	2	3
Silice, brut	mg SiO2/l		3.61	0.10	13		1
Silice, dopé	mg SiO2/l		5.18	0.13	11	1	2
Silice, ajout (RV = 1.72)	mg SiO2/l	93%	1.60	0.13	14		
Sodium, brut	mg/l		12.27	0.43	14		
Sodium, dopé	mg/l		14.08	0.46	14		
Sodium, ajout (RV = 1.89)	mg/l	95%	1.80	0.18	11	2	1
Potassium, brut	mg/l		2.36	0.14	12		2
Potassium, dopé	mg/l		3.85	0.14	12		2
Potassium, ajout (RV = 1.53)	mg/l	98%	1.51	0.19	11	2	1
Calcium, brut	mg/l		56.76	0.74	13		2
Calcium, dopé	mg/l		62.56	1.02	13		2
Calcium, ajout (RV = 6.181)	mg/l	95%	5.85	0.57	14	1	
Magnésium, brut	mg/l		8.41	0.36	14	1	
Magnésium, dopé	mg/l		11.13	0.44	14	1	
Magnésium, ajout (RV = 2.78)	mg/l	97%	2.70	0.16	15		
Chlorure, brut	mg/l		18.51	0.63	15	2	
Chlorure, dopé	mg/l		37.02	0.94	15	1	1
Chlorure, ajout (RV = 19.05)	mg/l	98%	18.66	0.75	16		1
Sulfate, brut	mg/l		94.43	4.91	17		
Sulfate, dopé	mg/l		98.59	4.74	17		
Sulfate, ajout (RV = 6.181)	mg/l	69%	4.24	1.23	17		
Mat. en susp., brut	mg/l		14	2	10		
Alcalinité, brut	még/l		1.66	0.01	8	3	2
Conductivité 25°, brut	µS/cm		415	10	15	1	
Oxydabilité, brut	mg/l		2.94	1.15	7	2	

Tableau 5 : Phytosanitaires dans les échantillons d'eau de rivière, octobre 2008.

Table 5 : River water results for "pesticides", October 2008.

CIPEL pesticides octobre 2008

28.10.2008



Tableau récapitulatif : total de z-scores par paramètre

		"% recup"	Cible essai Moyenne	E. Type	z-s ≤ 2	>2 et ≤ 3	> 3
Atrazine Brut	ng/L		1	1	3		1
Atrazine Dopé	ng/L		39	10	9		
Atrazine Ajout (RV = 43)	ng/L	83%	36	7	9		
Atrazine déséthyl Brut	ng/L						
Atrazine déséthyl Dopé	ng/L		29	8	6	1	
Atrazine déséthyl Ajout (RV = 43)	ng/L	61%	26	3	5	1	1
Atrazine désisopropyl Brut	ng/L						
Atrazine désisopropyl Dopé	ng/L		56	9	5	1	1
Atrazine désisopropyl Ajout (RV = 64)	ng/L	72%	46	18	7		
Simazine Brut	ng/L						
Simazine Dopé	ng/L		28	11	7		
Simazine Ajout (RV = 35)	ng/L	67%	24	4	6		1
Terbuthylazine Brut	ng/L		1	1	3		1
Terbuthylazine Dopé	ng/L		27	9	7		
Terbuthylazine Ajout (RV = 28)	ng/L	78%	22	5	6	1	
Diuron Brut	ng/L						
Diuron Dopé	ng/L		35	12	9		
Diuron Ajout (RV = 43)	ng/L	78%	33	6	8	1	
Isoproturon Brut	ng/L						
Isoproturon Dopé	ng/L		33	6	5	1	2
Isoproturon Ajout (RV = 35)	ng/L	84%	29	5	7	1	
Metolachlor Brut	ng/L		4	5	4		1
Metolachlor Dopé	ng/L		66	15	7	1	1
Metolachlor Ajout (RV = 57)	ng/L	94%	54	19	9		
Metazachlor Brut	ng/L						
Metazachlor Dopé	ng/L		70	31	6		
Metazachlor Ajout (RV = 71)	ng/L	77%	54	4	4		2
Metalaxyl Brut	ng/L		2	1	3	1	
Metalaxyl Dopé	ng/L		42	11	7		
Metalaxyl Ajout (RV = 43)	ng/L	90%	39	8	7		
Cyprodinil Brut	ng/L						
Cyprodinil Dopé	ng/L		49	15	5		
Cyprodinil Ajout (RV = 50)	ng/L	73%	36	15	5		
Chloridazon Brut	ng/L						
Chloridazon Dopé	ng/L		45	6	4		
Chloridazon Ajout (RV = 57)	ng/L	80%	45	2	3	1	
Dichlobenil Brut	ng/L						
Dichlobenil Dopé	ng/L						
Dichlobenil Ajout (RV = 50)	ng/L						
2,6- Dichlorobenzamide Brut	ng/L						
2,6- Dichlorobenzamide Dopé	ng/L		63	19	6	1	
2,6- Dichlorobenzamide Ajout (RV = 71)	ng/L	76%	54	26	7		
Bromopropylate Brut	ng/L						
Bromopropylate Dopé	ng/L						
Bromopropylate Ajout (RV = 57)	ng/L						
Chlortoluron Brut	ng/L						
Chlortoluron Dopé	ng/L		31	6	7	1	
Chlortoluron Ajout (RV = 35)	ng/L	76%	26	7	8		

Tableau 6 : Hydrocarbures polycycliques aromatiques (HAP) dans un échantillon de sédiment, octobre 2008.
 Table 6 : Results for Aromatic polycyclic hydrocarbons, sediment, October 2008.

CIPEL HAP octobre 2008

28.10.2008



Tableau récapitulatif : total de z-scores par paramètre

		"% recup"	Cible essai		z-s ≤ 2	>2 et ≤ 3	> 3
			Moyenne	E. Type			
Naphtalène - (RV = 464, SD = 118)	µg/kg	90%	418.1	86.4	7		
Acénaphthylène - (RV = 53.4, SD = 31.9)	µg/kg						
Acénaphthène - (RV = 29.9, SD = 19.0)	µg/kg						
Fluorène - (RV = 408, SD = 125)	µg/kg	6%	24.7	8.6	5	1	
Phénanthrène - (RV = 660, SD = 102)	µg/kg	110%	725.8	72.9	5	1	1
Antracène - (RV = 15.0, SD = 9.91)	µg/kg						
Fluoranthène - (RV = 557, SD = 87.1)	µg/kg	103%	575.7	74.5	7		
Pyrène - (RV = 331, SD = 93.4)	µg/kg	35%	116.4	12.9	6		
Benzo(a)antracène - (RV = 338, SD = 78.6)	µg/kg	71%	241.3	67.7	7		
Chrysène - (RV = 376, SD = 38.8)	µg/kg	104%	390.9	39.7	6	1	
Benzo(b)fluoranthène - (RV = 210, SD = 23.9)	µg/kg	104%	219.0	53.9	7		
Benzo(k)fluoranthène - (RV = 300, SD = 34.4)	µg/kg	101%	304.1	54.3	7		
Benzo(a)pyrène - (RV = 65.3, SD = 22.0)	µg/kg	17%	10.8	2.3	3		1
Indeno(1,2,3-cd)pyrène - (RV = 235, SD = 35.4)	µg/kg	96%	226.0	65.5	6	1	
Dibenzo(a,h)antracène - (RV = 294, SD = 34.9)	µg/kg	109%	319.5	75.6	6	1	
Benzo(g,h,i)pérylène - (RV = 139, SD = 29.7)	µg/kg	68%	94.7	21.5	5	1	

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
CHIFFLET Pascal	Technicien Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTELL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex pascal.chifflet@thonon.inra.fr
DRUART Jean-Claude	Biologiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTELL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex jean-claude.druart@thonon.inra.fr
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
HUSTACHE Jean-Christophe	Technicien Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTELL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex jean-christophe.hustache@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/CARTEL
Avenue de Corzent 75 - BP 511
FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
lazzarotto@thonon.inra.fr

MOILLE Jean-Paul
Technicien
Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL
Avenue de Corzent 75 - BP 511
FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
jean-paul.moille@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/CARTEL
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 Stéphane
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