

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 2007**

*Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.,  
Campagne 2007, 2008*

**Editeur :**

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

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](mailto:cipel@cipel.org)

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

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

# SOMMAIRE

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

CONCLUSIONS GÉNÉRALES - Campagne 2007 .....	11
---	----

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

<b>1. MÉTÉOROLOGIE .....</b>	<b>19</b>
1. Introduction .....	19
2. Température de l'air .....	20
3. Pluviométrie .....	22
4. Insolation .....	24
5. Rayonnement .....	26
6. Vent .....	28
6.1 Vitesse du vent .....	28
6.2 Rose des vents .....	30
7. Synthèse des conditions climatiques .....	30
- Bibliographie .....	30
<b>2. ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN .....</b>	<b>31</b>
1. Méthodes .....	31
2. Régime thermique et influence sur la stratification ou le mélange des eaux .....	33
3. Evolution saisonnière dans les couches superficielles .....	36
4. Evolution saisonnière dans les couches profondes .....	45
5. Evolution interannuelle des principaux paramètres .....	48
5.1 Oxygène dissous .....	48
5.2 Phosphore dissous et phosphore total .....	49
5.3 Transparence .....	51
5.4 Azote nitrique et azote total .....	51
5.5 Chlorure .....	52
6. Conclusions .....	53
- Bibliographie .....	53
- Annexes .....	54
<b>3. MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES EAUX ET SÉDIMENTS DU LÉMAN .....</b>	<b>57</b>
1. Introduction .....	57
2. Echantillonnage .....	58
3. Méthodologie .....	59
3.1 Analyses chimiques .....	59
3.2 Contrôles .....	61
4. Micropolluants dans les eaux du Léman .....	61
4.1 Métaux .....	61
4.2 Pesticides (phytosanitaires) .....	62
4.3 Médicaments .....	64
4.4 Produits cosmétiques et phtalates .....	65
5. Micropolluants dans les sédiments .....	66
5.1 Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) .....	66
5.2 Phtalates .....	67
5.3 Retardateurs de flamme polybromés (PBDE) .....	68
5.4 Pesticides organochlorés semi-volatils .....	68
5.5 Filtres UV .....	68
6. Conclusions .....	69
- Bibliographie .....	69
- Annexes .....	72

<b>4. PHYTOPLANCTON DU LÉMAN</b>	<b>85</b>
1. Introduction	86
2. Méthodes	86
3. Résultats	86
3.1 Richesse taxonomique	86
3.2 Répartition par classe d'algues et par classe de taille	87
3.3 Développement des principales espèces au cours de l'année	89
3.4 Evolution interannuelle de la biomasse carbonée	90
3.5 Variations saisonnières de la biomasse carbonée en 2006 et 2007	91
4. Conclusions	94
– Bibliographie	94
<b>5. PRODUCTION PRIMAIRE ET BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE DANS LE LÉMAN</b>	<b>97</b>
1. Introduction	98
2. Méthodes	98
3. Résultats et discussion	98
3.1 Répartitions verticales	98
3.2 Evolution saisonnière des variables mesurées	98
4. Conclusions	104
– Bibliographie	104
<b>6. ÉVOLUTION DU ZOOPLANCTON DU LÉMAN</b>	<b>105</b>
1. Introduction	106
2. Méthodologie	106
3. Résultats	106
3.1 Biovolume sédimenté	106
3.2 Composition spécifique de la biocénose crustacéenne	107
3.3 Dynamique saisonnière du zooplancton en 2007	107
3.4 Autres groupes planctoniques	109
4. Conclusions	110
– Bibliographie	110
<b>7. RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE</b>	<b>111</b>
1. Introduction	111
2. Méthodologie	111
3. Résultats	112
3.1 Taille des poissons	112
3.2 Evolution mensuelle du taux de vacuité	112
3.3 Composition du régime alimentaire	113
4. Conclusions	114
– Bibliographie	116
<b>8. BILAN DES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE</b>	<b>117</b>
1. Généralités et méthodes	118
2. Débits des affluents principaux et de l'émissaire	120
3. Apports annuels des affluents du Léman	121
3.1 Phosphore	121
3.2 Azote minéral total	124
3.3 Chlorure	126
4. Exportations annuelles du Rhône aval à Chancy et apports de ses principaux affluents	128
4.1 Phosphore	128
4.2 Azote total ou minéral total	129
4.3 Chlorure	130
5. Étude de la qualité chimique des eaux des principales rivières du bassin lémanique	131
5.1 Orthophosphate	131
5.2 Ammoniaque	131
5.3 Nitrate	131
5.4 Carbone organique dissous	131
6. Conclusions	136
– Bibliographie	136
– Tableaux récapitulatifs	137

<b>9. MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE</b> .....	139
1. Introduction .....	139
2. Echantillonnage .....	140
2.1 Rhône amont - Porte du Scex .....	140
2.2 Rhône à l'amont et à l'aval de Viège et de Monthey .....	140
3. Méthodologie .....	140
3.1 Analyses .....	140
3.2 Contrôles .....	140
4. Résultats .....	140
4.1 Concentrations des produits phytosanitaires dans les eaux du Rhône .....	140
4.2 Charge des produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône en 2006 et 2007 .....	142
4.3 Produits pharmaceutiques .....	144
4.4 Le benzotriazole .....	145
5. Conclusions .....	146
– Bibliographie .....	146
– Tableaux des résultats .....	147

## RAPPORTS TECHNIQUES

<b>10. CONTRÔLE DES STATIONS D'ÉPURATION (STEP)</b> .....	151
1. Introduction .....	152
2. Etat des STEP .....	152
2.1 Nombre, capacité et populations raccordées .....	152
2.2 Contrôles .....	152
3. Bilan du fonctionnement des STEP .....	153
3.1 Débits .....	153
3.2 Phosphore total (basin versant du Léman) .....	153
3.3 Demande biochimique en oxygène (DBO <sub>5</sub> ) .....	155
4. Conclusions .....	161
– Bibliographie .....	161
<b>11. ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES</b> .....	163
1. Programme de traitement .....	164
2. Méthode de traitement .....	164
3. Résultats : éléments majeurs .....	164
4. Résultats : phytosanitaires .....	165
5. Résultats : métaux .....	165
6. Résultats : hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) .....	165
7. Conclusions .....	165
– Abréviations .....	165
– Bibliographie .....	165
– Annexe 1 : Programme de traitement .....	166
– Annexe 2 : Résultats .....	170
– LISTE DES AUTEURS .....	177



## 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 <sup>2</sup>	dont :	<table> <tr> <td>. France :</td> <td>234.8 km<sup>2</sup></td> </tr> <tr> <td>. Suisse :</td> <td>345.3 km<sup>2</sup></td> </tr> <tr> <td>- Vaud :</td> <td>298.0 km<sup>2</sup></td> </tr> <tr> <td>- Valais :</td> <td>10.6 km<sup>2</sup></td> </tr> <tr> <td>- Genève :</td> <td>36.7 km<sup>2</sup></td> </tr> </table>	. France :	234.8 km <sup>2</sup>	. Suisse :	345.3 km <sup>2</sup>	- Vaud :	298.0 km <sup>2</sup>	- Valais :	10.6 km <sup>2</sup>	- Genève :	36.7 km <sup>2</sup>
. France :	234.8 km <sup>2</sup>												
. Suisse :	345.3 km <sup>2</sup>												
- Vaud :	298.0 km <sup>2</sup>												
- Valais :	10.6 km <sup>2</sup>												
- Genève :	36.7 km <sup>2</sup>												
Volume moyen :	89 milliards m <sup>3</sup> soit 89 km <sup>3</sup>												
Débit moyen du Rhône amont (à la Porte du Scex) (1935-2006) * :	182 m <sup>3</sup> /s	dont :	<table> <tr> <td>. maxi (1999) :</td> <td>227 m<sup>3</sup>/s</td> </tr> <tr> <td>. mini (1976) :</td> <td>127 m<sup>3</sup>/s</td> </tr> </table>	. maxi (1999) :	227 m <sup>3</sup> /s	. mini (1976) :	127 m <sup>3</sup> /s						
. maxi (1999) :	227 m <sup>3</sup> /s												
. mini (1976) :	127 m <sup>3</sup> /s												
Débit moyen du Rhône à l'exutoire (à Genève) (1935-2006) * :	250 m <sup>3</sup> /s	dont :	<table> <tr> <td>. maxi (1995) :</td> <td>327 m<sup>3</sup>/s</td> </tr> <tr> <td>. mini (1976) :</td> <td>166 m<sup>3</sup>/s</td> </tr> </table>	. maxi (1995) :	327 m <sup>3</sup> /s	. mini (1976) :	166 m <sup>3</sup> /s						
. maxi (1995) :	327 m <sup>3</sup> /s												
. mini (1976) :	166 m <sup>3</sup> /s												
Temps de séjour théorique des eaux (volume/débit moyen) :	11.4 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 <sup>2</sup> / %)	580.1	498.90 / 86	81.20 / 14
Superficie de la zone 0-12 m (km <sup>2</sup> / %)	43.7	24.47 / 56	19.23 / 44
Volume (km <sup>3</sup> / %)	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 2006*. OFEV, Berne, 2007

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

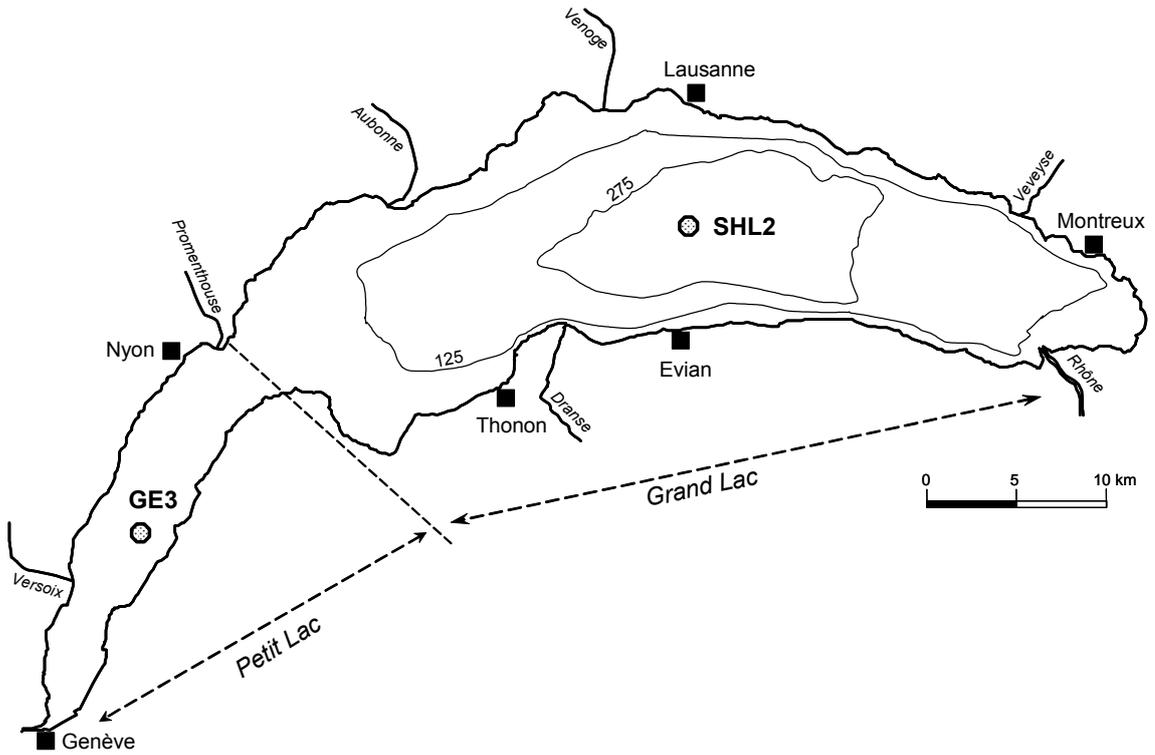


Figure 1 : Le Léman et la situation des stations de prélèvements  
SHL2 : (coord. CH : 534.700 / 144.950)  
GE3 : (ccord. CH : 506.100/ 128.040)

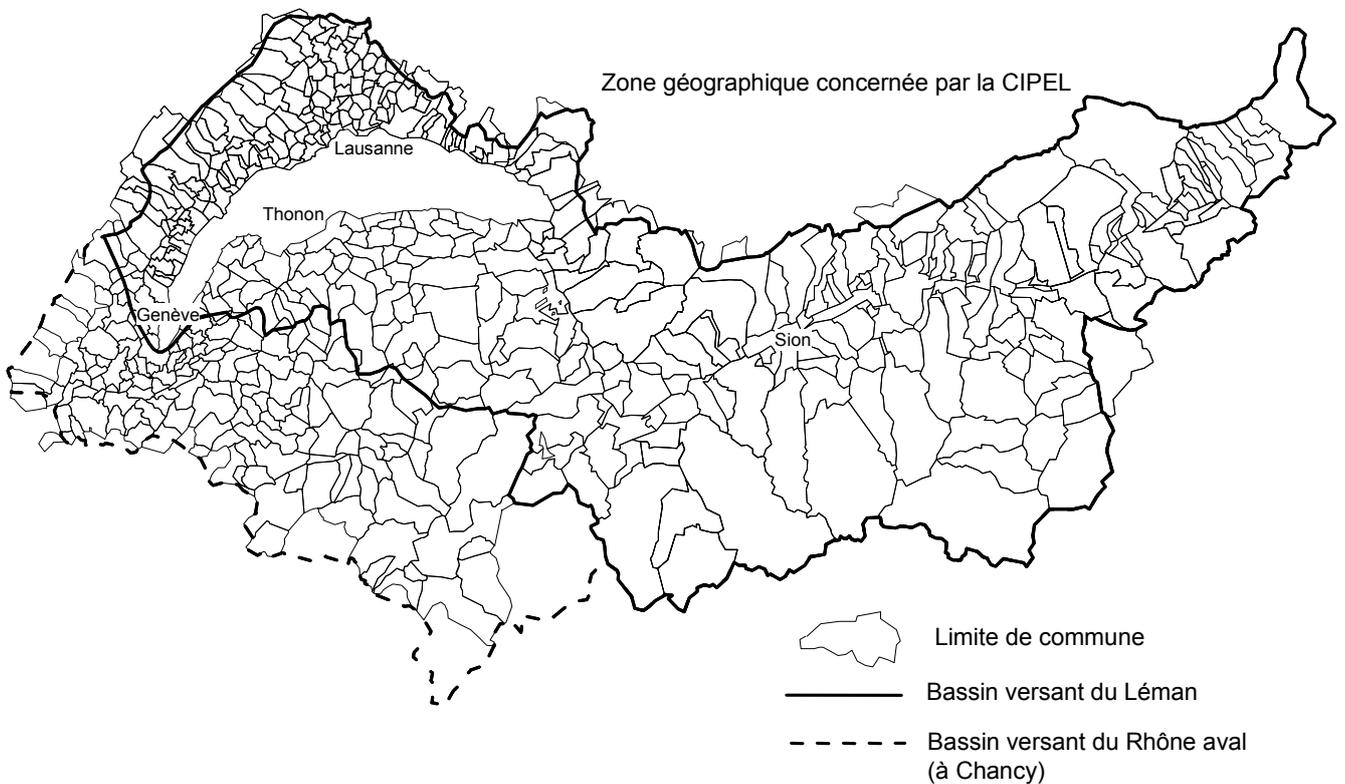


Figure 2 : Le bassin versant du Léman et du Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy

## LE BASSIN VERSANT DU LÉMAN

Surface du bassin versant (lac compris) \* : 7'999 km<sup>2</sup>  
Surface du bassin versant (sans le lac) : 7'419 km<sup>2</sup>  
dont : . France : 893 km<sup>2</sup>  
. Suisse : 6'526 km<sup>2</sup>

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 km<sup>2</sup>  
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) (1935-2005) \* : 341 m<sup>3</sup>/s  
dont : . maxi (1995) : 434 m<sup>3</sup>/s  
. mini (1976) : 219 m<sup>3</sup>/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 2006*. OFEV, Berne, 2007

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



# CONCLUSIONS GÉNÉRALES

Campagne 2007

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

L'année 2007 se distingue par un hiver 2006-2007 relativement chaud qui n'a provoqué qu'un brassage des eaux très limité. La température des eaux de surface du lac au moment du brassage était supérieure à 6°C, conduisant à un réchauffement des eaux entre 50 et 100 m. Le brassage partiel n'a pas conduit à un réchauffement des eaux profondes dont la température est restée constante et semblable aux années précédentes avec des valeurs comprises entre 5.4 et 5.5 °C en dessous de 200 m.

L'oxygénation des eaux du fond est restée satisfaisante jusqu'en fin d'année (minima de 2.9 mgO<sub>2</sub>/L en octobre et 4.3 mgO<sub>2</sub>/L en décembre) grâce au brassage complet des deux années précédentes (figure 1). La zone à tendance anoxique où s'est produit le relargage du phosphore en fin 2007 est relativement restreinte.

#### Une biomasse phytoplanctonique excessive très tôt dans l'année

Les températures hivernales élevées ont permis un démarrage précoce du phytoplancton. L'importante production primaire en début d'année et le faible brassage hivernal ont entraîné des concentrations en début d'année en phosphate et silice dans les eaux superficielles faibles et comparables à celles des années précédentes. Cela n'a pas empêché une importante biomasse phytoplanctonique. Il est relevé une forte consommation des nutriments, notamment du phosphore, et ceci jusqu'à une profondeur dépassant 50 m jusqu'en fin d'année.

#### Baisse régulière de la concentration en phosphore

Comme en 2006, le stock moyen de phosphore diminue de 7 % pour atteindre 2'300 tonnes de P, soit une concentration moyenne de 26 µgP/L. L'objectif n'est pas encore atteint. L'effort de lutte à la source et d'amélioration de l'assainissement doit être maintenu et intensifié dans les secteurs où il n'est pas encore satisfaisant.

#### Une stabilité de la concentration en azote

L'azote total et l'azote nitrique sont relativement constants par rapport aux années précédentes.

#### Les chlorures augmentent

Le stock de chlorure continue d'augmenter (+2 %) pour atteindre 8.64 mgCl<sup>-</sup>/L, soit 740'610 tonnes de chlorure.

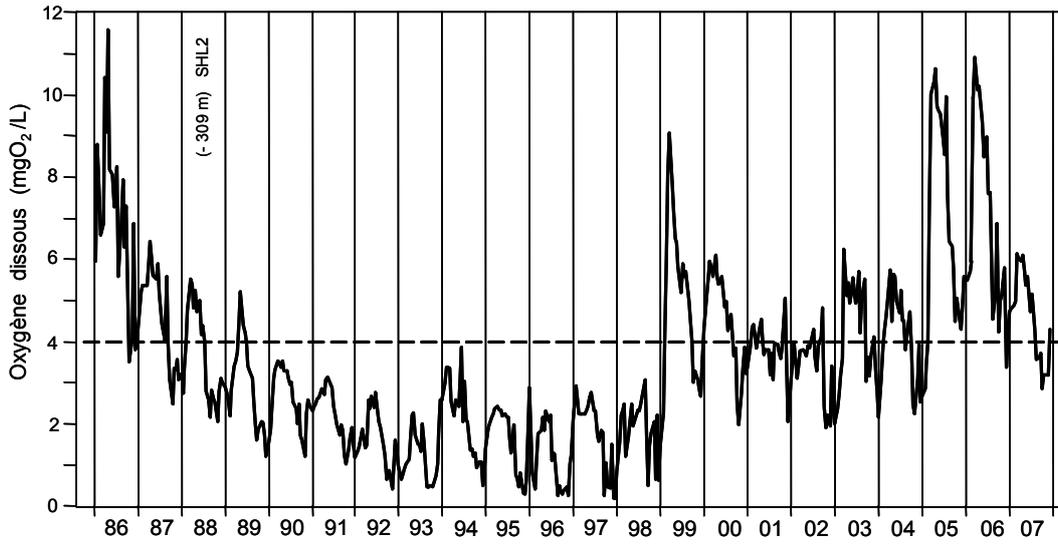


Figure 1

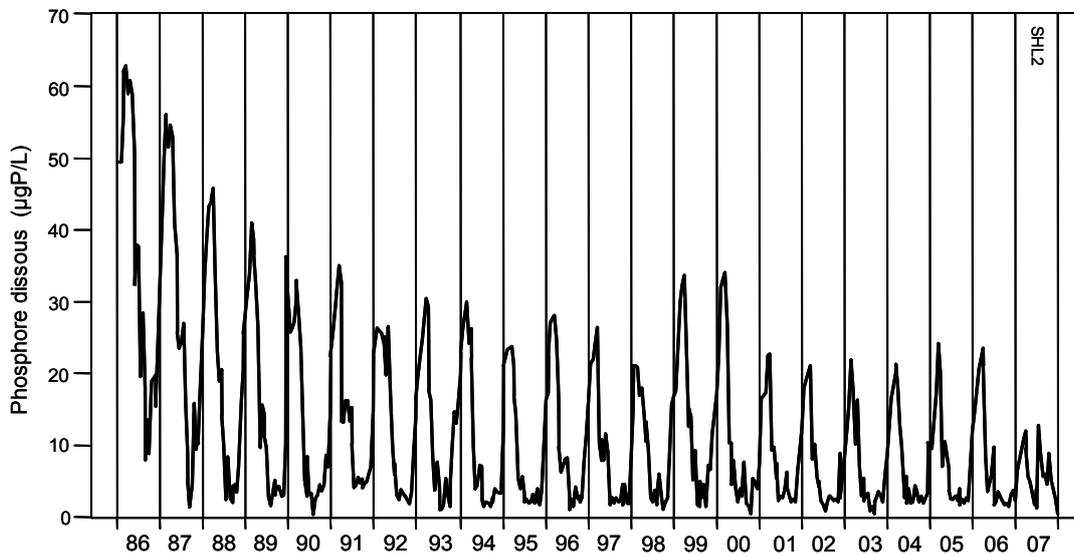
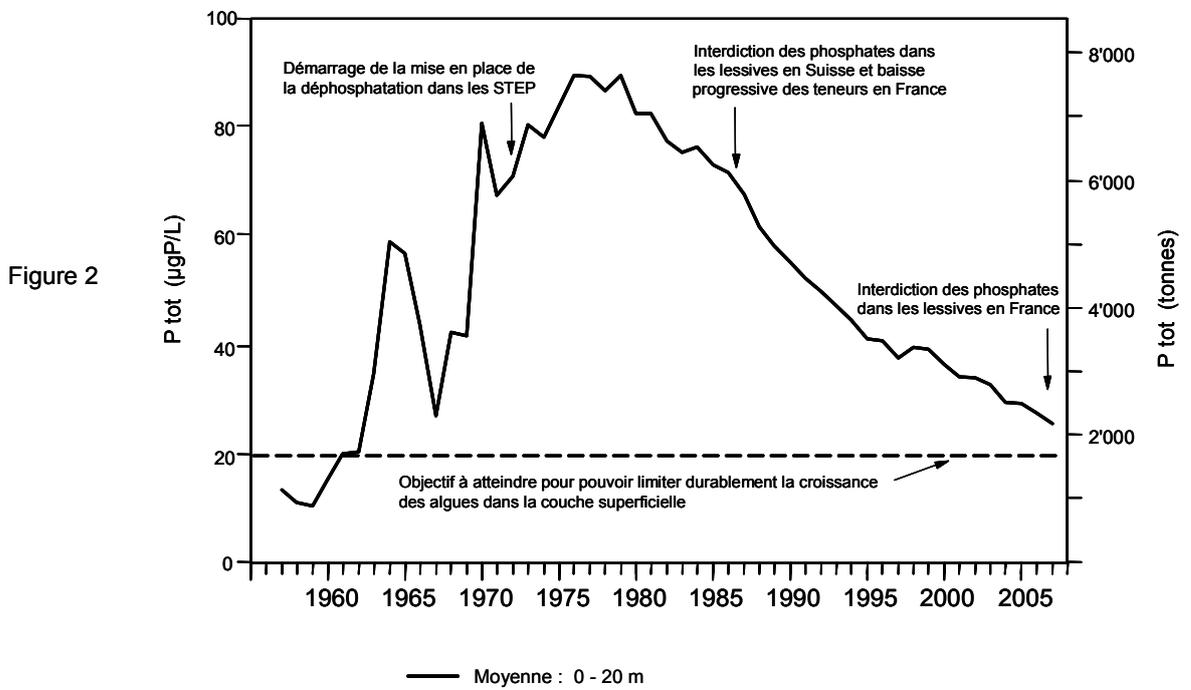


Figure 3

## Evolution biologique

### □ Biomasse phytoplanctonique excessive dominée par une seule espèce

La richesse taxonomique du phytoplancton a fortement diminué en 2007; seuls 89 taxons ont été observés contre 113 en 2006. Par ailleurs, cette diversité, estimée au moyen de l'indice de Shannon est la plus faible depuis 1974. Ceci est principalement causé par la prépondérance d'une espèce, *Mougeotia gracillima*, qui représente 79 % de la biomasse carbonée annuelle. *Planktothrix rubescens* est la seule autre espèce abondante du compartiment phytoplanctonique (5.4 % de la biomasse carbonée annuelle). La répartition de ces deux taxons est bien marquée dans le temps; *Planktothrix rubescens* domine le compartiment de janvier à avril, puis *Mougeotia gracillima* la remplace jusqu'à la fin de l'année.

La biomasse annuelle carbonée (784 µgC/L en 2007) est assez exceptionnelle car la plus élevée depuis le début des études du phytoplancton effectuées sur eau brute en 1974. Elle est principalement due à *Mougeotia gracillima* et à son très fort développement qui a d'ailleurs causé de nombreux inconvénients dans les activités de pêche professionnelle de juillet à septembre. Lors du prélèvement du 25 juillet, la biomasse atteint 4'363 µgC/L, elle est représentée à 99 % par *Mougeotia gracillima*. Les conditions qui ont favorisé le développement de *Mougeotia gracillima* sont probablement les faibles intensités lumineuses de cet été.

Comme au cours des quatre dernières années (2003, 2004, 2005, 2006), la chlorophylle a est le facteur prépondérant dans la modification de la transparence de l'eau.

La température et le rapport N:P inorganique étaient les facteurs majeurs déterminant la dynamique de cette biomasse chlorophyllienne pour l'ensemble de l'étude interannuelle. En considérant uniquement les saisons printemps, été et automne, cette biomasse augmente significativement et fortement avec les concentrations de phosphore inorganique dissous, ce qui suggère que les concentrations de phosphore ont atteint des niveaux qui contrôlent désormais la croissance du phytoplancton et que l'espèce *Mougeotia gracillima* qui dominait le phytoplancton au cours de cette année 2007 est un fort compétiteur pour le P qui pourrait profiter de la conjonction de la réduction des concentrations de P et du réchauffement des eaux pour devenir très souvent dominant.

La production primaire au cours de cette année 2007, significativement plus élevée qu'en 2003, 2004 et 2005, est apparue essentiellement contrôlée par les concentrations de chlorophylle a.

### □ Le zooplancton et l'alimentation des poissons

L'abondance exceptionnelle de l'algue conjuguée filamenteuse, *Mougeotia gracillima*, du début de l'été à la fin de l'année dans la colonne d'eau, limite fortement en 2007 la pertinence des comptages zooplanctoniques. Sur les 18 échantillons collectés en 2007, 8 ne sont pas comptables. Ces échantillons correspondent de plus à la fin du printemps, jusqu'à l'automne, c'est-à-dire à la période critique de dynamique zooplanctonique. Par conséquent, en l'absence de données de densités pour cette période, la dynamique du zooplancton ne peut faire l'objet d'une analyse pertinente en 2007. Elle ne peut non plus être comparée à celle des années précédentes. L'étude de la dynamique saisonnière zooplanctonique de 2007 est donc restreinte à la période précédant la phase des eaux claires, seule période pour laquelle les comptages fournissent des informations pertinentes. Ainsi, dans la mesure où 2007, année dominée par *Mougeotia gracillima*, reste une année exceptionnelle, le protocole de "tri" des algues filamenteuses établi en 2006 sera utile et la qualité de la série de données à long terme du zooplancton ne sera pas compromise. Par contre, si le fort développement, dès le début de l'été, d'algues filamenteuses, telles que *Mougeotia gracillima*, persiste et devient fréquent, la poursuite du suivi de l'évolution du zooplancton du Léman nécessitera de repenser totalement les protocoles de prélèvement du zooplancton.

La pêche du corégone se maintient depuis huit années à des valeurs de capture de l'ordre de 300 tonnes. Le régime alimentaire des corégones adultes est estimé à partir des poissons capturés dans les filets dérivants d'un pêcheur professionnel selon le même protocole depuis 1999. Le régime alimentaire de cette espèce est largement dominé par les cladocères. Trois taxons se succèdent au cours de l'année : *Daphnia* (hiver, début printemps), *Bythotrephes* (fin printemps, début été) et *Leptodora*. L'hiver 2007 se singularise de ceux des années précédentes par la forte contribution des daphnies. En revanche, pendant les périodes estivales et automnales, leurs contributions sont cette année plus faibles. Malgré la prolifération algale, les corégones sont restés essentiellement planctonophages et n'ont pas utilisé les nymphes et larves de chironomes comme certaines années.

### □ La qualité sanitaire des eaux littorales pour la baignade

En 2007, les contrôles de la qualité sanitaire des eaux littorales et des plages, réalisés par les autorités compétentes, montrent que pour près de 78 % des points de contrôle, cette qualité est bonne, qu'elle est moyenne dans 20 % des cas et que pour 2 % des stations, l'eau peut être momentanément polluée. Il y a actuellement (2007 - 2008) une station qualifiée de mauvaise qualité (une carte de l'état sanitaire des eaux de baignade a été publiée dans La Lettre du Léman No 36 - juillet 2008).

Malgré 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 et les sédiments**

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 teneurs observée en 2006 se confirme, pour certains même de manière spectaculaire. La teneur en foramsulfuron par exemple est aujourd'hui redescendue à des valeurs bien inférieures à la PNEC (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 mesures devront également être prises par les industries. 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.

Cette année, une importante étude a été menée sur les sédiments avec la recherche de toute une série de micropolluants (pesticides organochlorés, filtres UV, muscs polycycliques, hydrocarbures polycycliques aromatiques, retardateurs de flamme polybromés, phtalates). Dans certains cas, les teneurs mesurées semblent importantes mais la comparaison avec d'autres lacs et l'interprétation de ces résultats sont difficiles en raison du très faible nombre de données existantes dans la littérature.

## **Micropolluants dans l'eau potable**

Les analyses d'eaux potables après traitements dans les différentes stations situées sur le pourtour du Léman avaient montré antérieurement que seules les filières de potabilisation les plus complètes (incluant la filtration sur sables, l'ozonation, l'adsorption) abattaient de façon significative les micropolluants. Il paraît de plus en plus évident que chacune des étapes d'une filière de traitement permette de retrancher une fraction - variable - des substances à éliminer. Cette fraction dépend de la nature physico-chimique intrinsèque des substances en question, du type et du dosage du traitement appliqué ainsi que du mode d'exploitation envisagé (régénération régulière des lits de charbons actifs). En outre, l'intégralité de la matrice aqueuse joue un rôle lors du processus de traitement tant du point de vue de son contenu en matières organiques naturelles que des éléments.

## **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 2007 est considérée comme une année à pluviométrie normale et le débit moyen annuel à l'émissaire est légèrement supérieur à la moyenne 1965-2007.

L'analyse des flux de nutriments des principaux affluents du bassin 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 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 globalement diminué pour la Dranse, l'Aubonne et la Venoge, mais une augmentation du phosphore total, constitué à 94 % par du phosphore particulaire, est constatée sur le Rhône amont. Les raisons de cette hausse 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 notamment de rejets industriels, ainsi que l'utilisation des sels de déneigement. Une tendance à la hausse est également constatée dans la Dranse, mais en l'absence d'industries importantes dans ce bassin versant, l'augmentation pourrait provenir du salage des routes. Pour les autres rivières, les apports varient avec les débits et seraient par conséquent plus liés au salage des routes et au lessivage des sols naturels et agricoles avec l'utilisation des engrais contenant des chlorures.

L'utilisation d'une grille d'évaluation de la qualité des rivières pour 4 paramètres (P-PO<sub>4</sub>, N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>3</sub>, COD) a montré que toutes les rivières étaient de bonne, voire très bonne qualité pour le COD et le NH<sub>4</sub>, que seules l'Arve et l'Allondon étaient de qualité moyenne pour le P-PO<sub>4</sub> à cause de l'absence de déphosphatation dans les STEP et que seule la Venoge était de qualité moyenne pour le N-NO<sub>3</sub>.

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

### **□ Micropolluants dans les eaux du Rhône**

82 produits phytosanitaires, cinq principes actifs pharmaceutiques et un agent anticorrosion ont été analysés systématiquement dans les eaux du Rhône en amont du Léman (Porte du Scex) tout au long de l'année 2007 par les services du canton du Valais. 33 produits phytosanitaires distincts ont ainsi été détectés à une ou plusieurs reprises, dont 6 substances à des concentrations excédant les exigences de l'Ordonnance suisse sur la protection des eaux (0.1 µg/L). Les cinq principes actifs pharmaceutiques recherchés ont tous été retrouvés dans les eaux du Rhône avec une concentration maximale de 2.3 µg/L pour la Mèpivacaïne.

En terme de flux annuels, les quantités totales de produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône sont restées approximativement les mêmes qu'en 2006, soit 1.6 tonnes sur l'ensemble de l'année. Les quantités calculées pour les pesticides d'origine agricole sont en forte augmentation par rapport à 2006, alors que celles des pesticides d'origine industrielle diminuent de 40 %. Par rapport aux produits phytosanitaires, les charges annuelles calculées pour les substances pharmaceutiques demeurent élevées avec par exemple 900 kg/an pour la seule Mèpivacaïne.

### **□ L'épuration des eaux usées**

En 2007, 220 stations d'épuration (STEP) étaient en service dans le territoire couvert par la CIPEL (bassins versants du Léman et du Rhône aval) totalisant une capacité de traitement de 4'130'649 équivalents-habitants. Le bilan global de l'assainissement en 2007 se base sur les résultats de surveillance de 169 STEP pour le phosphore total ainsi que les résultats de 163 STEP pour la DBO<sub>5</sub>.

A l'échelle du territoire couvert par la CIPEL, la valeur du débit spécifique de 365 L·hab<sup>-1</sup>·j<sup>-1</sup> 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, même si les déversements ont tendance à diminuer ces dernières années.

Globalement dans le bassin versant du Léman, les rendements d'épuration pour les paramètres DBO<sub>5</sub> et Ptot dépassent largement les exigences légales avec respectivement 94.9 % et 90.4 %. Le flux de pollution organique rejeté après traitement exprimé par la DBO<sub>5</sub> s'élève à plus de 1'800 tonnes d'O<sub>2</sub> et à 86 tonnes pour le phosphore total.

La part de pollution en phosphore liée aux déversements des STEP est non négligeable. Des moyens devraient être déployés en priorité pour soulager le lac de cet apport de pollution.

La CIPEL encourage également toutes les actions de lutte à la source telles que l'utilisation de détergents lave-vaisselle sans phosphate. Les résultats de la campagne 2008 sont disponibles sur le site : [www.cipel.org](http://www.cipel.org)

### **Assurance qualité des analyses chimiques**

Au cours de l'année 2007, les laboratoires membres du groupe de travail "Méthodologie" de la CIPEL ont pu participer à 5 essais interlaboratoires concernant des analyses d'éléments nutritifs majeurs (cycles de l'azote et du phosphore, matière organique, ions majeurs), de produits phytosanitaires (pesticides), de métaux et d'hydrocarbures polycycliques aromatiques sur des matrices d'eaux naturelles ou de sédiments.

Un nouveau programme de traitement utilisant des statistiques robustes a été utilisé. 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, les produits phytosanitaires ou les métaux. L'essai "Hydrocarbures polycycliques aromatiques" devra être répété.

Rapports sur les  
études et recherches entreprises  
dans le bassin lémanique

**Campagne 2007**



# MÉTÉOROLOGIE

## WEATHER

### Campagne 2007

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 2007 est de 11.4°C. A la station de Thonon, elle atteint 11.7°C. Depuis le début des mesures à Thonon en 1951, le seuil des 11.0°C a été atteint ou dépassé à 20 reprises, dont 15 fois depuis 1990. L'année 2007 se distingue comme une année relativement chaude.*

*L'année 2007 a une moyenne inter-stations des précipitations de 1'136 mm. A Thonon, le total annuel se situe au 5<sup>e</sup> rang de la chronologie 1951-2007, comparable à 2001.*

*Concernant l'insolation, l'année 2007, avec une moyenne inter-stations de 2'066 h, est la quatrième année la plus ensoleillée depuis 1985. A Thonon, l'année 2007 est au 8<sup>e</sup> rang de la période 1954-2007. Les remarques faites sur l'insolation sont également valables pour le rayonnement global dont la moyenne inter-stations pour l'année 2007 est de 12.6 MJ·m<sup>-2</sup>·d<sup>-1</sup>.*

*L'année 2007 apparaît comme une année moyennement venteuse.*

#### 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 2007 was 11.4°C; at the Thonon station it was 11.7°C. Since measurements began at Thonon in 1951, the 11°C threshold has been reached or exceeded 20 times, 15 of them since 1990. The year 2007 stands out as a relatively warm year.*

*The mean interstation rainfall for the year 2007 was 1136 mm. At Thonon, the total for the year ranked fifth for the years 1951-2007, and was similar to that in 2001.*

*With regard to insolation, the year 2007, with an inter-station mean of 2066 h, was the fourth sunniest year since 1985. At Thonon, the year 2007 ranked eighth for the period 1954-2007. The comments made about insolation also apply to the overall irradiation, the inter-station mean of which for the year 2007 was 12.6 MJ·m<sup>-2</sup>·d<sup>-1</sup>.*

*The year 2007 was a moderately windy year.*

## 1. INTRODUCTION

Le réseau de mesure est constitué des stations climatiques de l'Institut suisse de Météorologie de Genève-Cointrin, Changins, Pully et du laboratoire de l'INRA de Thonon-les-Bains. Les paramètres climatiques examinés sont les mêmes que ceux analysés lors des années précédentes : la température de l'air, la pluviométrie, 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). 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 2007, la température moyenne annuelle inter-stations est de 11.4°C. Changins, avec une moyenne annuelle de 10.8°C, apparaît comme la station la plus fraîche, Thonon et Pully avec 11.7°C les plus chaudes.

A Thonon, la température moyenne mensuelle du premier semestre fut très supérieure (+ 2.6°C) à la moyenne enregistrée entre 1951 et 2006, ainsi que par rapport au maximum relevé en 2003 (+ 1.1°C). La température moyenne du troisième trimestre fut inférieure (- 0.9°C) et celle du quatrième trimestre fut légèrement inférieure (- 0.3°C) (tableau 1.1, figure 1.1) à la moyenne enregistrée entre 1951 et 2006. Le mois d'avril, avec + 5°C de plus par rapport à la température moyenne, marque ce début d'année. Météo Suisse (2008), dans ses actualités météo, corrobore ces mesures, en considérant que 2007 avec + 1.5°C (par rapport à la normale 1961-1990) fut la quatrième année la plus chaude depuis le début des mesures, il y a 150 ans. L'année 2007 se distingue donc comme une année particulièrement chaude avec un hiver chaud.

Tableau 1.1 : Température moyenne mensuelle de l'air à chaque station en 2007 (°C).

Table 1.1 : Mean monthly air temperature for each station in 2006 (°C).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Thonon 1951 -2005
Janvier	4.3	4.5	5.5	5.8	2.1
Février	5.6	5.3	6.2	6.5	3.1
Mars	6.7	6.4	7.2	7.1	6.2
Avril	14.3	14.2	15.1	14.7	9.4
Mai	15.3	14.5	15.4	15.4	13.9
Juin	18.6	17.7	18.5	18.4	17.4
Juillet	18.9	18.1	19.1	19.0	19.9
Août	18.7	18.1	18.8	18.7	19.5
Septembre	14.7	14.4	15.1	15.1	16.2
Octobre	10.8	10.3	11.2	11.6	11.4
Novembre	4.2	4.2	5.0	5.3	6.2
Décembre	2.3	1.7	2.7	3.3	3.3
Moyenne annuelle	11.2	10.8	11.7	11.7	10.7

Avec une température annuelle de 11.7°C à Thonon, l'année 2007 se classe, comme l'année 2006, au cinquième rang de la période 1951-2005. C'est la 15<sup>e</sup> fois depuis 1990 que le niveau des 11.0°C est atteint ou dépassé (tableau 1.2, figure 1.2).

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

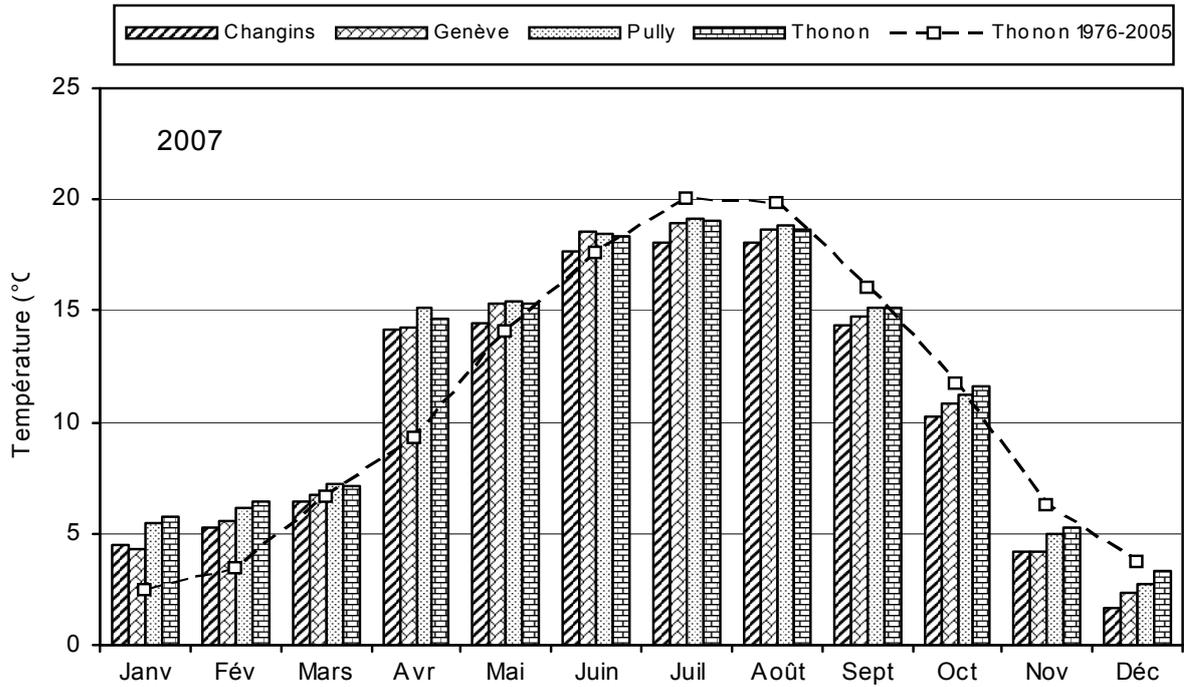


Figure 1.1 : Moyenne mensuelle de la température de l'air de chaque station en 2007 et celle de Thonon pendant la période 1976-2005.

Figure 1.1 : Mean monthly air temperature at each station in 2007, and that of at Thonon for the periode 1976-2005.

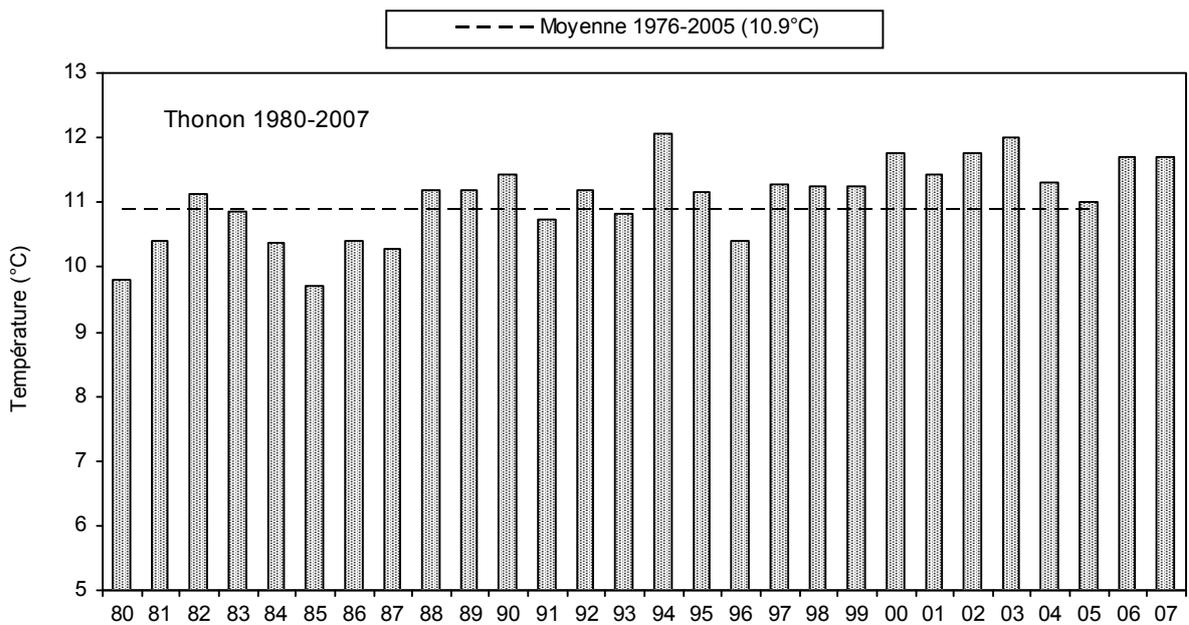


Figure 1.2 : Température moyenne annuelle de l'air à Thonon.

Figure 1.2 : Mean annual air temperature at Thonon.

### 3. PLUVIOMÉTRIE

La pluviométrie de l'année 2007 sur le bassin lémanique est de 1'136 mm, supérieure à la moyenne inter-stations (1'017 mm) relevée sur les 4 stations entre 1978 et 2006. Changins est la station la moins arrosée avec 999 mm, Pully, avec 1'253 mm, celle où les précipitations sont les plus importantes avec au mois de mai une pluviométrie relevée pratiquement le double de celle des autres stations (tableau 2.1, figure 2.1).

A Thonon, le mois de janvier fut dans la moyenne des relevés, le mois de février fut double de la normale, le mois de mars sec. Les quatre mois qui suivirent furent excédentaires, le mois de juillet reçut pratiquement trois fois ce qu'il reçoit en moyenne. Le mois de septembre fut conforme à sa moyenne, le mois d'octobre fut très sec, le mois de novembre un peu moins sec et le mois de décembre dans la normale. Si l'on considère la période estivale (juin à août), l'été 2007 fut l'été le plus pluvieux depuis 1951. Concernant la variabilité, les mois de février (recevant moins de 50 mm dans le mois depuis 2001) et septembre (recevant moins de 100 mm dans le mois depuis 2000) se distinguent du reste de l'année.

Tableau 2.1 : Pluviométrie mensuelle à chaque station en 2007 (mm).

Table 2.1 : Annual rainfall at Thonon (mm).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Thonon 1951-2005
Février	103.0	85.9	96.1	94.5	54.5
Mars	79.2	58.7	77.9	66.5	63.8
Janvier	76.3	61.5	50.3	65.0	63.6
Avril	23.1	12.4	20.2	21.0	69.8
Mai	120.9	123.9	228.5	146.5	87.8
Juin	170.7	132.8	161.7	157.5	100.1
Juillet	132.1	144.1	182.0	222.5	76.2
Août	158.7	129.0	210.8	170.5	98.1
Septembre	88.3	77.5	88.3	84.5	92.3
Octobre	17.4	11.1	21.0	19.0	87.1
Novembre	69.0	71.3	37.5	53.0	83.2
Décembre	88.3	90.4	78.3	64.0	67.9
Total annuel	1127.0	998.6	1252.6	1164.5	944.3

A Thonon, l'année 2007 se classe au 5<sup>e</sup> rang de la chronologie pluviométrique 1951-2007 (le 1<sup>er</sup> étant 1960 avec 1'269 mm, le dernier étant 1971 avec 561 mm), de même ordre grandeur que 2001 (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	1994	1'105.9
1981	973.3	1995	1'114.5
1982	985.8	1996	954.0
1983	950.4	1997	1'012.0
1984	883.1	1998	855.5
1985	890.6	1999	1'134.6
1986	886.0	2000	885.6
1987	1'020.5	2001	1'168.5
1988	1093.0	2002	1'066.0
1989	676.3	2003	691.5
1990	1'141.6	2004	908.5
1991	794.9	2005	749.0
1992	993.0	2006	1'065.0
1993	1'011.7	2007	1'164.0

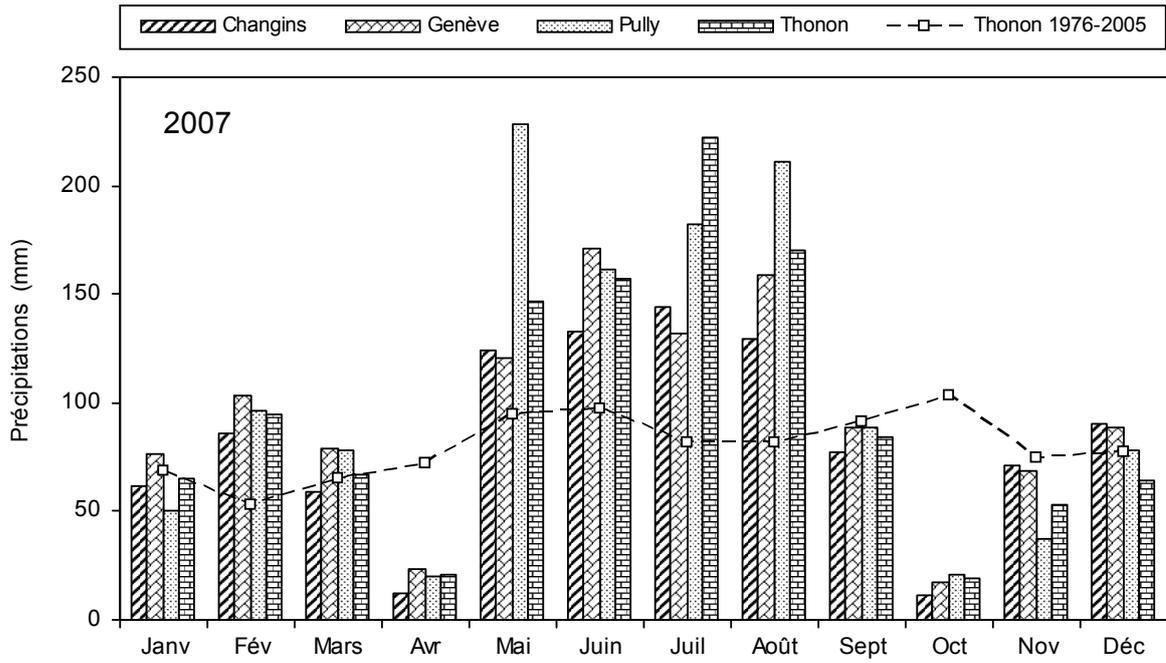


Figure 2.1 : Pluviométrie mensuelle de chaque station en 2007 et celle de Thonon pendant la période 1976-2005.

Figure 2.1 : Monthly rainfall at each station in 2007, and that of at Thonon for the period 1976-2005.

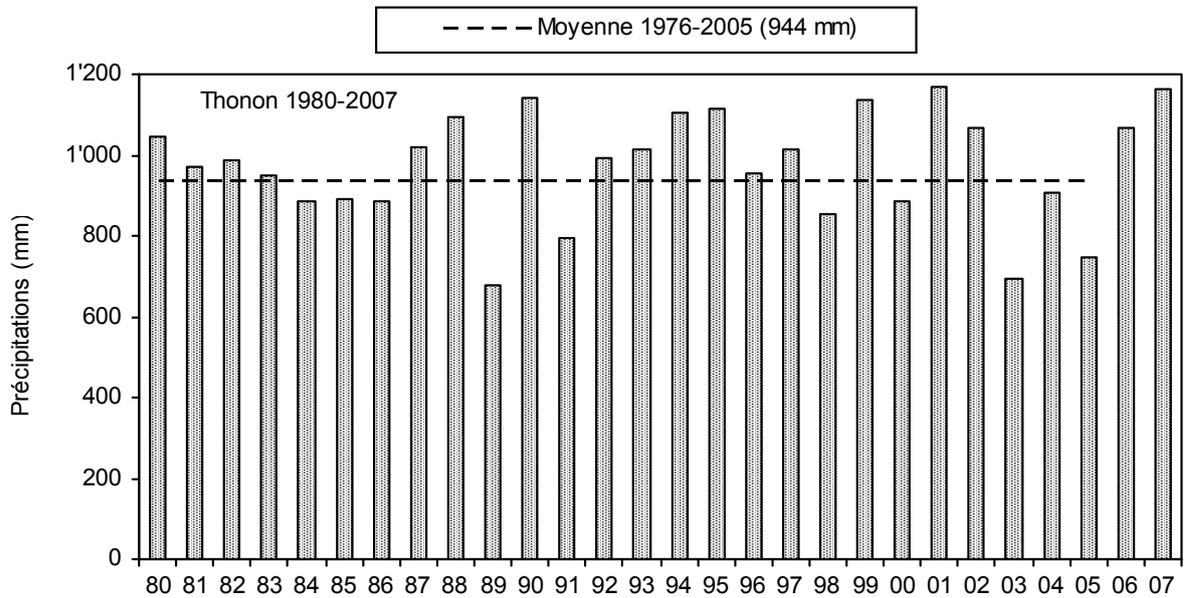


Figure 2.2 : Pluviométrie annuelle à Thonon (mm).

Figure 2.2 : Annual rainfall at Thonon (mm).

#### 4. INSOLATION

Le terme insolation est associé à la luminosité du disque solaire par rapport au fond de lumière diffuse du ciel. Ce critère est donc tout d'abord visuel plutôt qu'énergétique. Pour permettre les comparaisons des données acquises dans les différentes stations météo, l'OMM a fixé depuis 1981 le seuil énergétique de l'insolation à  $120 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$  (GUYOT, 1997).

L'année 2007, avec une moyenne inter-stations de 2'097 heures, est une année très ensoleillée comme c'est le cas depuis 2003 (tableau 3.1, figure 3.1).

Tableau 3.1 : Insolation mensuelle à chaque station en 2007 (h).

Table 3.1 : Monthly insolation at each station in 2007 (h).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Thonon 1954-2005
Janvier	90.6	89.1	89.4	76.4	45.3
Février	102.7	107.7	114.3	93.0	84.1
Mars	176.1	176.9	194.1	178.2	153.3
Avril	286.0	292.2	300.9	284.1	192.3
Mai	196.3	185.7	192.6	216.4	225.6
Juin	228.5	211.1	233.0	260.0	246.8
Juillet	237.9	230.9	240.5	266.9	270.7
Août	223.8	220.4	226.4	228.5	236.2
Septembre	243.9	236.3	232.2	218.9	180.2
Octobre	144.5	161.8	180.7	129.1	112.7
Novembre	105.8	116.7	122.0	67.3	56.7
Décembre	40.8	43.7	61.2	31.1	40.3
Total annuel	2'076.9	2'072.5	2'187.3	2'049.9	1'844.1

A Thonon, les quatre premiers mois furent excédentaires, avec un mois d'avril avec 100 h de plus que la moyenne (1954-2005); puis quatre mois où l'insolation fut égale à leur moyenne, suivi par un mois de septembre excédentaire par rapport à la moyenne 1954- 2005. L'insolation des trois derniers mois fut plus ou moins égale à leurs moyennes. A Thonon, cela fait 5 ans de suite que l'insolation dépasse les 2'000 h (tableau 3.2, figure 3.2). L'année 2007 se classe huitième sur la période 1954-2007 (figure 3.2).

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

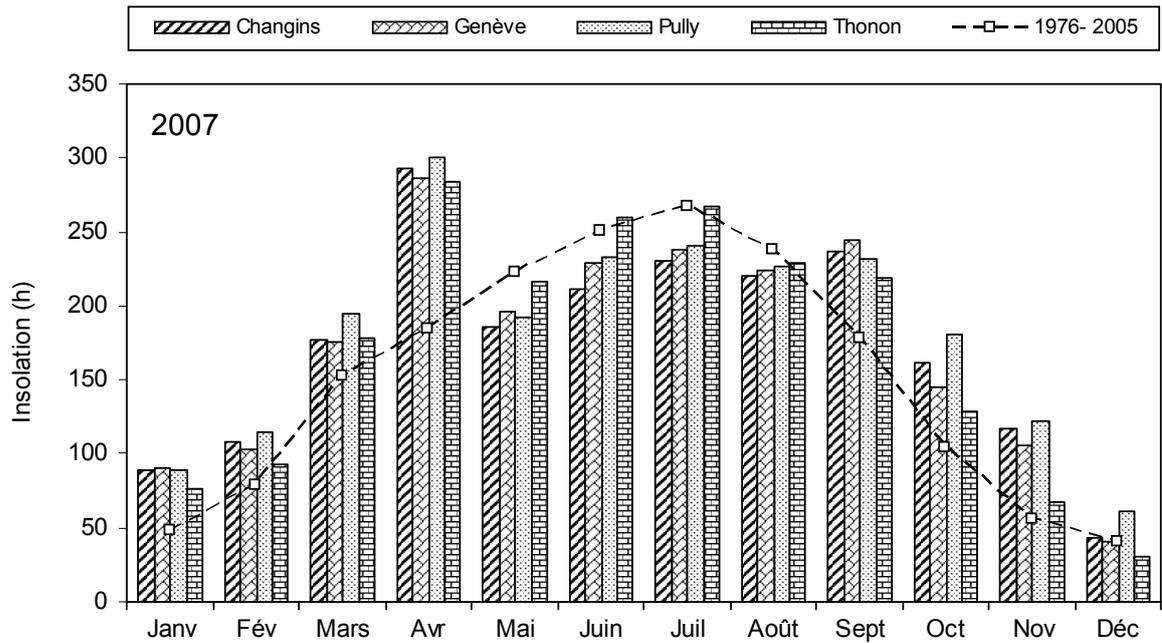


Figure 3.1 : Moyenne mensuelle de l'insolation de chaque station en 2007 et celle de Thonon pendant la période 1976-2005.

Figure 3.1 : Monthly insolation at each station in 2007., and that of at Thonon for the period 1976-2005.

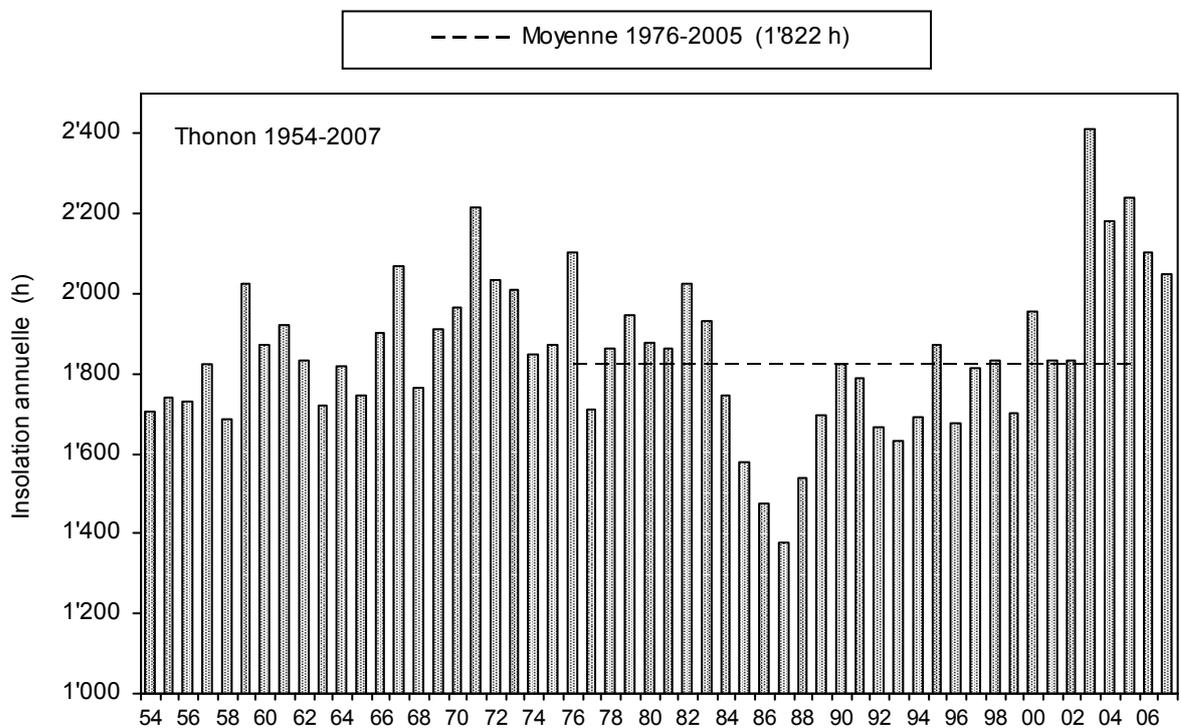


Figure 3.2 : Insolation annuelle à Thonon depuis 1954.

Figure 3.2 : Annual insolation at Thonon since 1954.

## 5. RAYONNEMENT

Le rayonnement global est composé de l'éclairement solaire direct et de l'éclairement solaire diffus provenant du ciel. La mesure est effectuée par des pyrromètres, opérant dans le domaine spectral de 0.3 à 3  $\mu\text{m}$ .

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 2007 est de  $12.8 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ .

Tableau 4.1 : Rayonnement global mensuel à chaque station en 2007 (moyenne journalière en  $\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ).

Table 4.1 : Global monthly solar irradiation at each station in 2007 ( $\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Thonon 1971-2005
Janvier	4.58	4.41	4.58	3.91	3.1
Février	6.40	6.66	6.83	6.31	5.8
Mars	8.99	12.36	12.96	12.01	10.6
Avril	19.79	21.18	21.52	20.52	15.3
Mai	18.32	18.41	17.72	18.41	18.5
Juin	21.26	21.26	20.66	21.94	20.9
Juillet	19.97	20.83	19.79	21.50	21.3
Août	17.29	18.32	17.11	17.54	18.2
Septembre	15.82	16.08	14.95	15.30	13.1
Octobre	8.90	9.77	9.33	8.21	7.2
Novembre	5.27	5.70	5.10	4.13	3.7
Décembre	2.68	2.85	2.77	2.34	2.5
Moyenne annuelle	12.4	13.2	12.8	12.7	11.7

Pour Thonon en 2007, le rayonnement global annuel obtenu est de  $4'635.3 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-2}$ , ce qui classe l'année 2007 cinquième sur la période 1971-2007 (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	1994	4'102.9
1981	4'216.6	1995	4'351.4
1982	4'472.0	1996	4'113.7
1983	4'220.9	1997	4'306.1
1984	4'011.5	1998	4'290.6
1985	4'006.5	1999	4'123.9
1986	3'850.7	2000	4'501.7
1987	3'700.9	2001	4'319.4
1988	3'943.2	2002	4'344.1
1989	4'195.8	2003	5'212.2
1990	4'293.7	2004	4'853.6
1991	4'291.3	2005	4'857.5
1992	4'096.8	2006	4'723.1
1993	4'038.2	2007	4'635.3

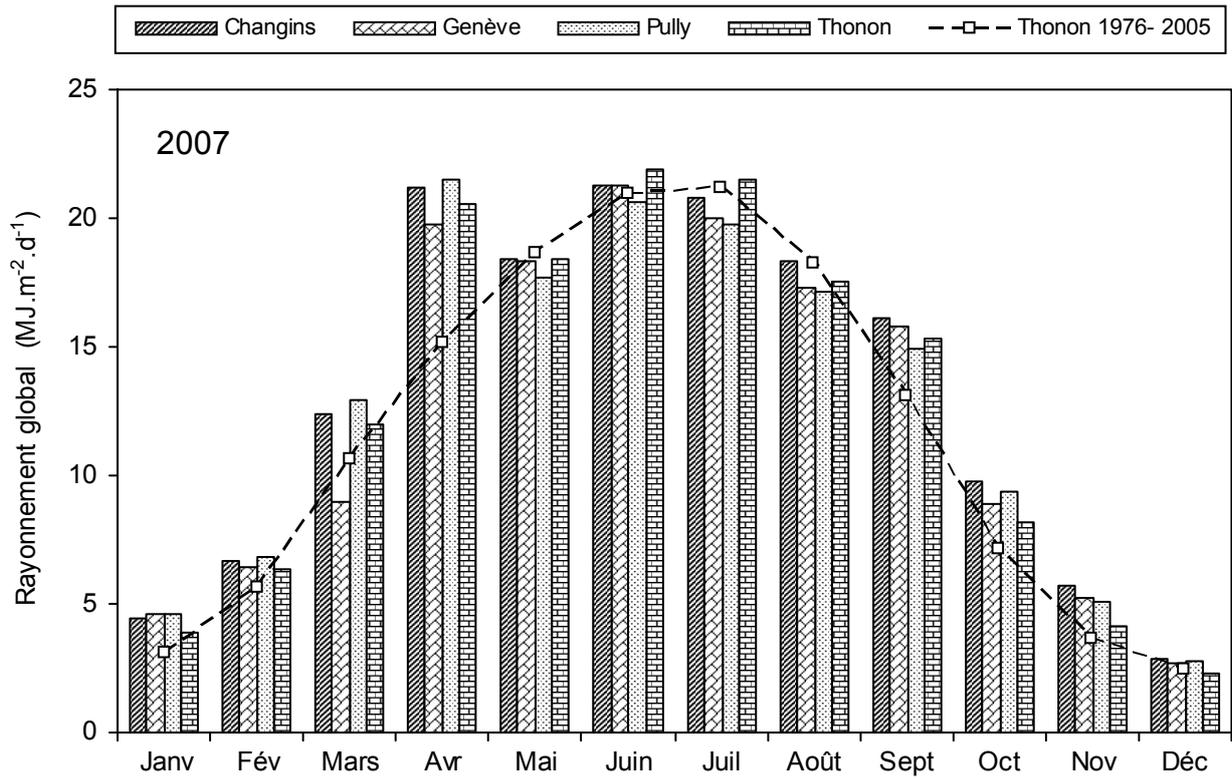


Figure 4.1 : Moyenne mensuelle du rayonnement global de chaque station en 2007 et celle de Thonon pendant la période 1976-2005.

Figure 4.1 : Mean monthly global solar irradiation at station in 2006 and Thonon in 1976-2005.

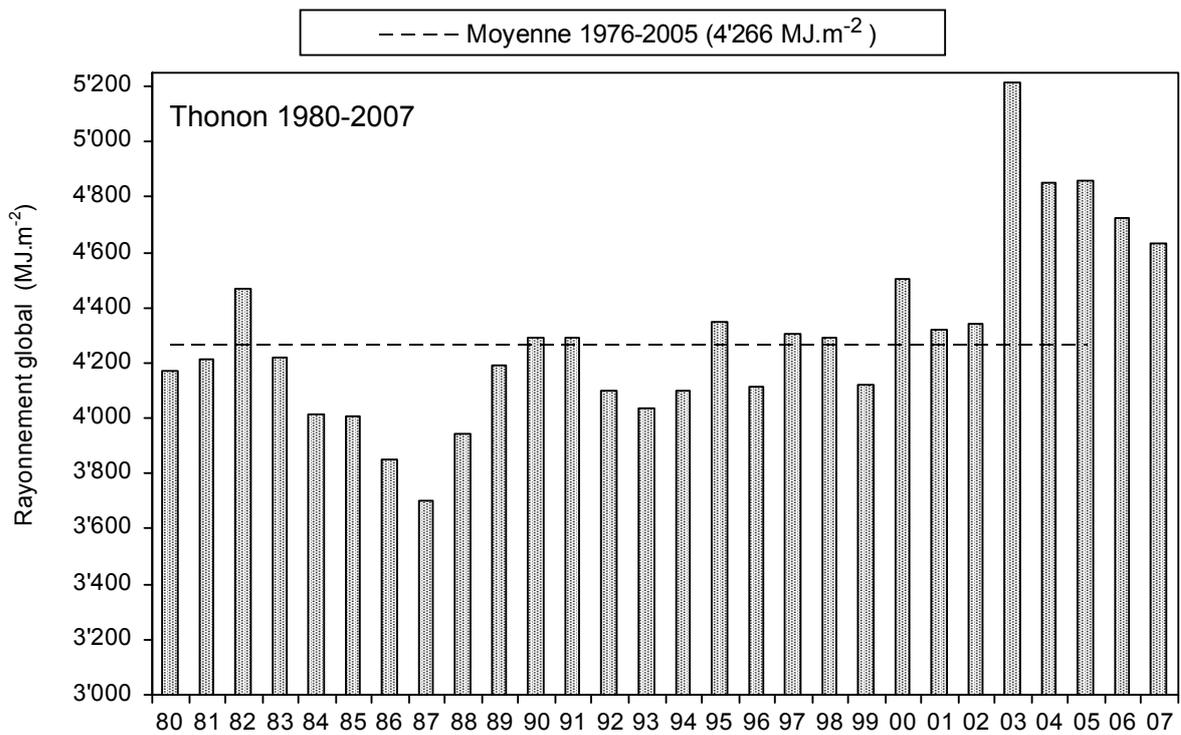


Figure 4.2 : Rayonnement global annuel à Thonon.

Figure 4.2 : Global annual solar irradiation at Thonon.

## 6. VENT

### 6.1 Vitesse du vent

A Changins, station de référence, la moyenne de l'année 2007 est globalement conforme à la moyenne de la période 1981-2005 (tableau 5.1, figure 5.1). De février à septembre 2007, les moyennes mensuelles sont inférieures aux moyennes de référence enregistrées entre 1981-2005 (tableau 5.1).

Tableau 5.1 : Moyenne mensuelle de la vitesse du vent en 2007 ( $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ).

Table 5.1 : Mean monthly wind speed in 2007 ( $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Changins 1981-2005
Janvier	2.5	2.8	1.7	2.2	2.4
Février	2.5	2.8	1.7	1.9	2.8
Mars	2.5	2.8	1.7	2.3	3.2
Avril	1.7	2.2	1.7	1.2	3.4
Mai	2.2	2.5	1.7	1.7	2.9
Juin	2.2	2.5	1.7	1.8	2.9
Juillet	2.2	2.5	1.7	1.9	2.8
Août	1.9	2.2	1.7	1.4	2.6
Septembre	2.5	2.8	1.9	2.4	2.7
Octobre	2.8	3.3	1.9	3.2	2.4
Novembre	2.5	3.0	1.7	2.8	2.5
Décembre	2.8	3.0	1.7	2.6	2.6
Moyenne annuelle	2.4	2.7	1.7	2.1	2.8

Pour l'année 2007 à Changins, il a été enregistré 36 jours à vent fort ( $> 5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ ) (figure 5.2), dont 13 jours durant le premier trimestre (soit sensiblement le même nombre qu'en 2006). Il y a eu de plus en 2007, 8 jours où la vitesse du vent a été enregistrée à  $4.99 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$  (que l'on peut intégrer au nombre de jours à vent fort, car les données de vent sont fournies arrondies et en  $\text{km}\cdot\text{h}^{-1}$ ).

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

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

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

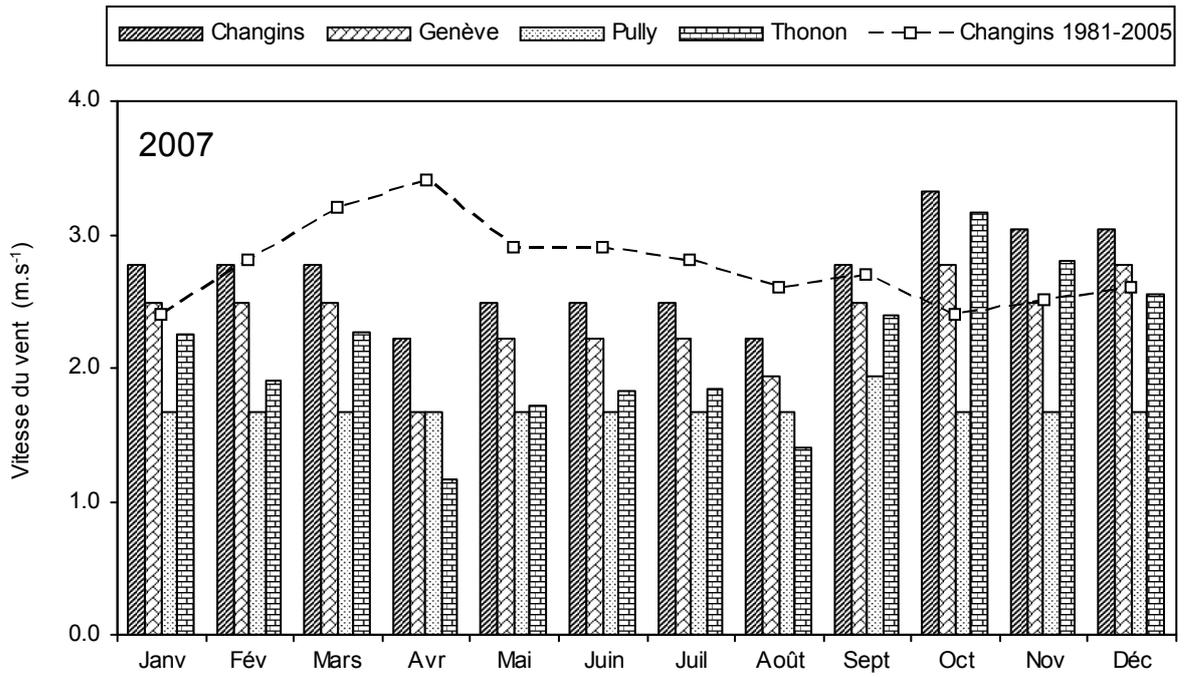


Figure 5.1 : Moyenne mensuelle de la vitesse de vent de chaque station en 2007 et celle de Changins pendant la période 1981-2005.

Figure 5.1 : Mean monthly wind speeds at each station in 2007 at Changins in 1981-2005.

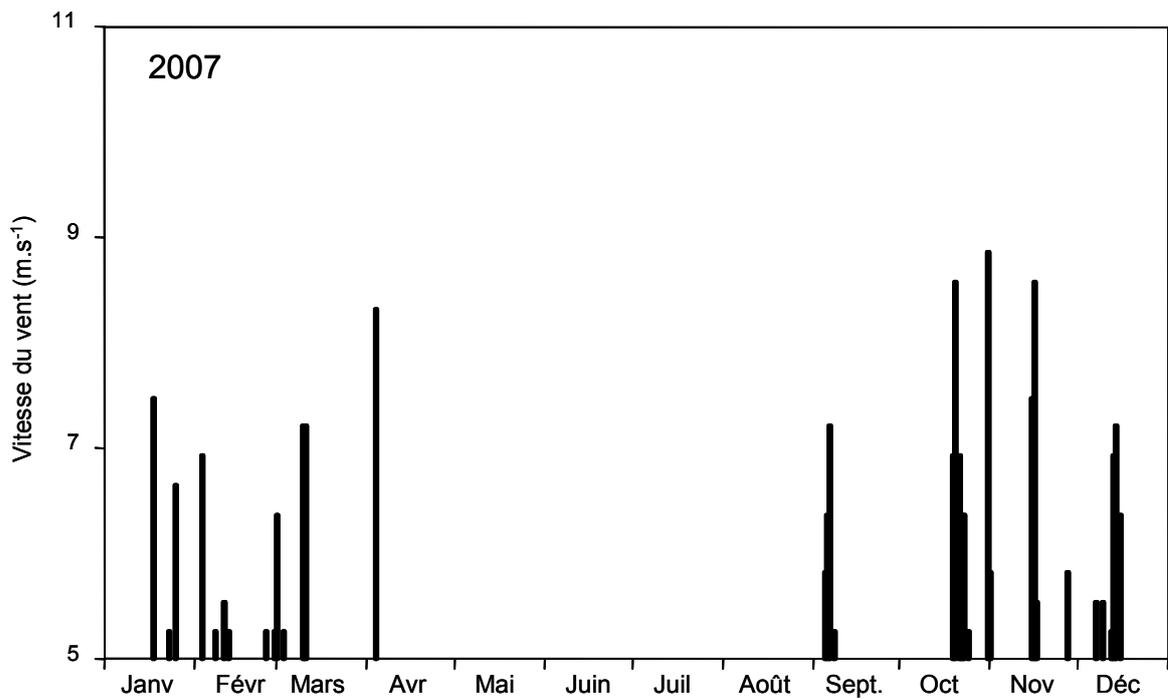


Figure 5.2 : Répartition annuelle (en 2007) des vents forts (> 5 m.s⁻¹) à Changins.

Figure 5.2 : Annual distribution (in 2007) of strong winds (> 5 m.s⁻¹) at Changins.

## 6.2 Rose des vents

Pour l'année 2007 à Changins, 61 % 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) sont pour 9 % des vents relevés à Changins et 68.5 % de ces vents sont d'origine N-E ; 29.2 % sont d'origine opposée (S-O).

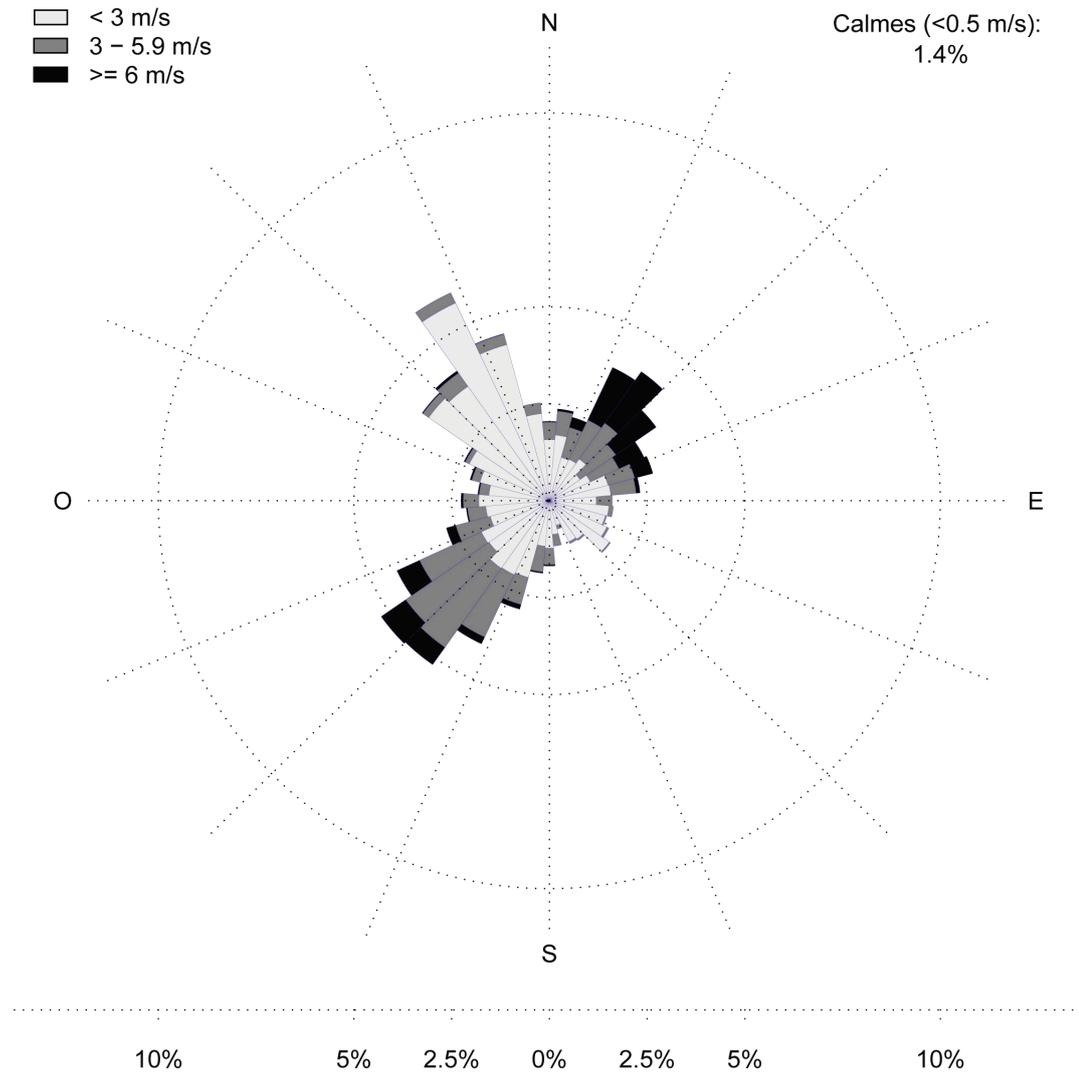


Figure 5.3 : Rose des vents moyennes à Changins (calculée en moyennes horaires de la vitesse du vent - échelle : % d'occurrence).

Figure 5.3 : Wind direction at Changins (scale : % occurrence).

## 7. SYNTHÈSE DES CONDITIONS CLIMATIQUES

L'année climatique 2007 sur les rives du Léman suit la tendance des dernières années : elle peut être considérée comme une année relativement chaude, avec 11.4°C de moyenne inter-stations. Avec 1'136 mm de précipitations, 2007 fut une année pluvieuse. L'insolation, comme le rayonnement global, sont supérieurs à leurs moyennes (2'097 h au lieu de 1'841 h). L'année 2007 fut moyennement venteuse.

## BIBLIOGRAPHIE

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

MÉTÉO SUISSE (2008) : Une année 2007 chaude. Actualités météorologiques, réactualisation 11 janvier 2008.

# ÉVOLUTION PHYSICO-CHEMIQUE DES EAUX DU LÉMAN

## PHYSICAL-CHEMICAL CHANGES IN THE WATERS OF LAKE GENEVA

Campagne 2007

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 2007 se distingue par un hiver 2006-2007 relativement chaud, un brassage des eaux très limité et une production primaire importante dès janvier. Cependant, l'oxygénation des eaux du fond est restée relativement élevée jusqu'en fin d'année (des minima de 2.9 mgO<sub>2</sub>/L en octobre et 4.3 mgO<sub>2</sub>/L en décembre) grâce aux deux brassages complets des années précédentes. La masse d'eau dans laquelle se produit le relargage du phosphore fin 2007 est relativement restreinte.*

*La production primaire importante en début d'année et ce faible brassage hivernal entraînent en début d'année des concentrations faibles en phosphate et silice dans les eaux superficielles comparativement aux années précédentes. Cela n'a pas empêché la formation d'une importante biomasse phytoplanctonique. Il est relevé une forte consommation des nutriments, notamment du phosphore, et ceci jusqu'à une profondeur dépassant 50 m jusqu'en fin d'année.*

*La phase des eaux claires est observée entre le 21 mai et le 4 juin avec une transparence qui atteint 9.1 m.*

*Le stock moyen de phosphore diminue de 6 % par rapport à 2006 pour atteindre 2300 tonnes de P, soit une concentration moyenne de 26 µgP/L.*

*La température des eaux du fond reste constante et semblable aux années précédentes avec des valeurs entre 5.4 et 5.5°C en 2007.*

### ABSTRACT

*The year 2007 was distinguished by the relatively warm winter of 2006-2007, by very limited water churning and by considerable primary production from January. However, oxygenation of the bottom water remained fairly high through until the end of the year (with minimum values of 2.9 mgO<sub>2</sub>/L in October and 4.3 mgO<sub>2</sub>/L in December) due to the complete churning in the preceding years. The mass of water into which phosphorus had been discharged was relatively low at the end of 2007.*

*The high primary production at the beginning of the year plus this low winter churning meant that at the beginning of the year, concentrations of phosphorus and silica were lower in the surface water than in preceding years. This did not prevent the formation of a considerable phytoplanktonic biomass. High nutrient consumption was recorded, notably of phosphorus, and this continued down to a depth of more than 50 m up to the end of the year.*

*The clear-water phase was observed between 21 May and 4 June, with a transparency that reached 9.1 m.*

*The mean phosphorus content was 6% lower than in 2006, reaching 2300 tonnes of P, i.e. a mean concentration of 26 µgP/L.*

*The temperature of the bottom water remained constant, and similar to that in the preceding years, with temperatures of between 5.4 and 5.5°C in 2007.*

## 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.

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).

Les concentrations moyennes pondérées sont calculées de la façon suivante :

$$C = \frac{\sum (C_i \cdot V_i)}{V} \quad \text{avec} \quad \begin{array}{l} C_i = \text{concentration dans la strate} \\ V_i = \text{volume de la strate} \\ V = \text{volume total du Grand Lac} \end{array}$$

- **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 18 campagnes de prélèvements en 2007, réparties selon les dates indiquées dans le tableau 1. Trois campagnes n'ont pas pu être effectuées pour des raisons météorologiques.

Les prélèvements sont effectués selon des méthodes normalisées à INRA UMR CARTEL de Thonon-les-Bains, 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 allant de 0 à 3 m par rapport à la longueur de câble pour les prélèvements à partir de 50 m jusqu'au fond. Avant 50 m, les écarts sont négligeables.

Les échantillons sont analysés par le laboratoire de la Station d'Hydrobiologie Lacustre (INRA Thonon-les-Bains). Les méthodes utilisées sont validées bi-annuellement par des analyses inter-laboratoires auxquelles participent environ 20 laboratoires. En 2007, les résultats des différents laboratoires sont concordants (STRAWCZYNSKI, 2008).

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 22 mars 2007 lors du brassage et le 19 juillet 2007 lors de l'activité phytoplanctonique importante.

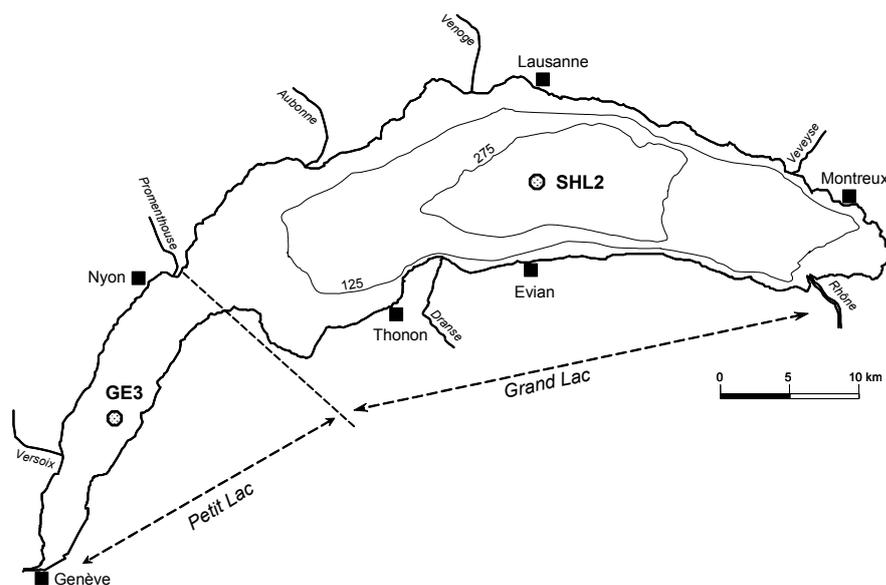


Figure 1 : Situation des points de prélèvement.  
Figure 1 : Location of the sampling stations.

Tableau 1 : Dates des campagnes de prélèvement.

Table 1 : Dates of the sampling surveys.

Campagne n°	Date	Campagne n°	Date
1	lundi 15 janvier 2007	10	lundi 9 juillet 2007
2	mardi 20 février 2007	11	mercredi 25 juillet 2007
3	mardi 6 mars 2007	12	lundi 6 août 2007
4	jeudi 22 mars 2007	13	lundi 27 août 2007
5	lundi 2 avril 2007	14	lundi 17 septembre 2007
6	lundi 16 avril 2007	15	lundi 1 <sup>er</sup> octobre 2007
7	lundi 21 mai 2007	16	lundi 15 octobre 2007
8	lundi 4 juin 2007	17	lundi 19 novembre 2007
9	mardi 12 juin 2007	18	mercredi 5 décembre 2007

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

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

L'hiver n'a donc pas permis l'homogénéisation thermique du lac, mais seulement un refroidissement des eaux superficielles jusqu'à un minimum de 6.7°C lors de la campagne du 6 mars 2007. Cette température minimale hivernale est parmi les plus chaudes depuis le début du suivi. Après deux années consécutives de brassages complets, l'année 2007 se distingue par une homogénéisation limitée des eaux jusqu'à environ 35 m. Ce faible brassage de la colonne d'eau a eu lieu entre le 6 et le 22 avril 2007. Cependant, les couches au-dessous de 100 m ont été très faiblement réoxygénées. Au fond du lac, la concentration en oxygène dissous augmente faiblement et passe de 5.0 mgO<sub>2</sub>/L le 20 février à 6.1 mgO<sub>2</sub>/L le 6 mars 2007.

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

Après l'hiver relativement chaud, l'été présente des températures en dessous des moyennes avec un maximum de 22.1°C en surface le 6 août 2007, soit la température maximale estivale la plus faible depuis 1996 et inférieure de 1°C aux années précédentes.

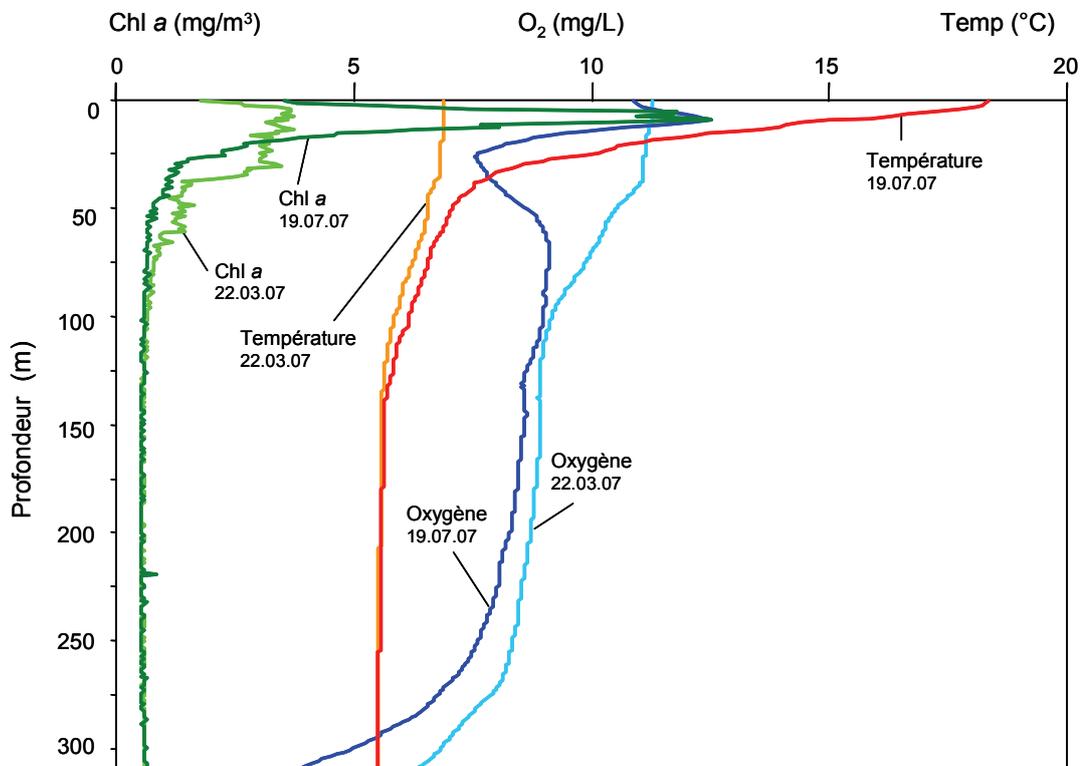


Figure 2 : Profil physico-chimique à SHL2 mesuré avec une sonde multiparamètres lors du brassage partiel (22.03.2007) et lors de la stratification thermique (19.07.20087).

Figure 2 : Multi-parameter Water Quality Logger profile during churning (22.03.2007) and during thermic stratification at SHL2 (19.07.2007).

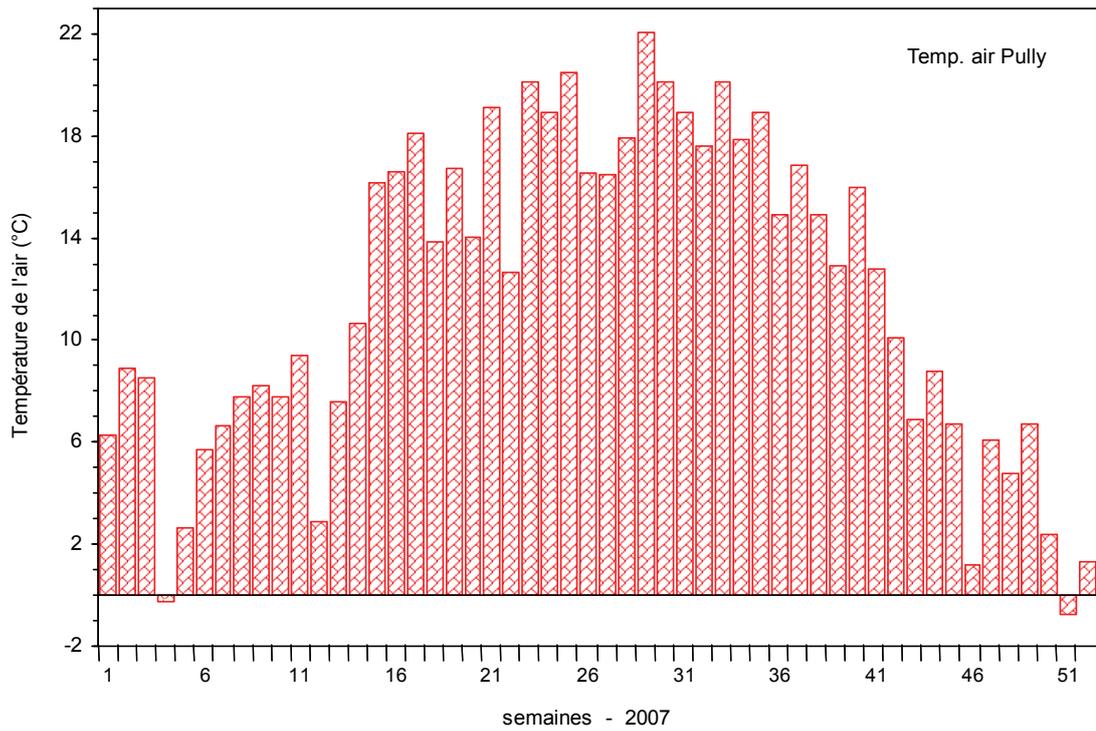


Figure 3 a : Température moyenne hebdomadaire de l'air à la station de Pully en 2007.  
Figure 3 a : Mean weekly air temperature at the Pully station in 2007.

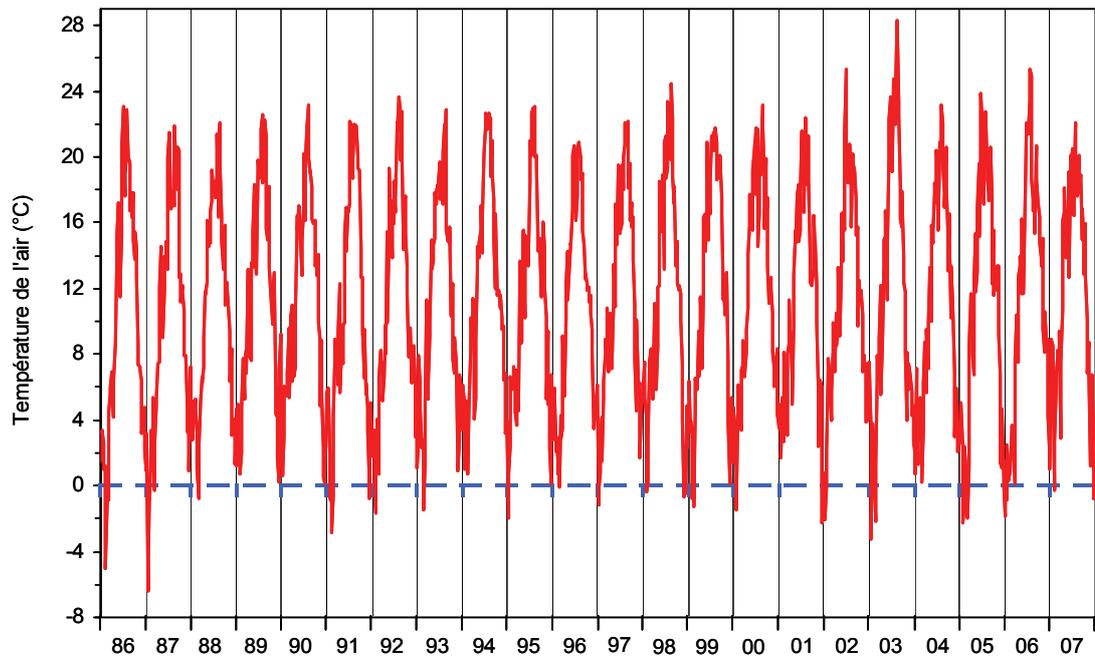


Figure 3 b : Température moyenne hebdomadaire de l'air à la station de Pully de 1986 à 2007.  
Figure 3 b : Mean weekly air temperature at the Pully station from 1986 to 2007.

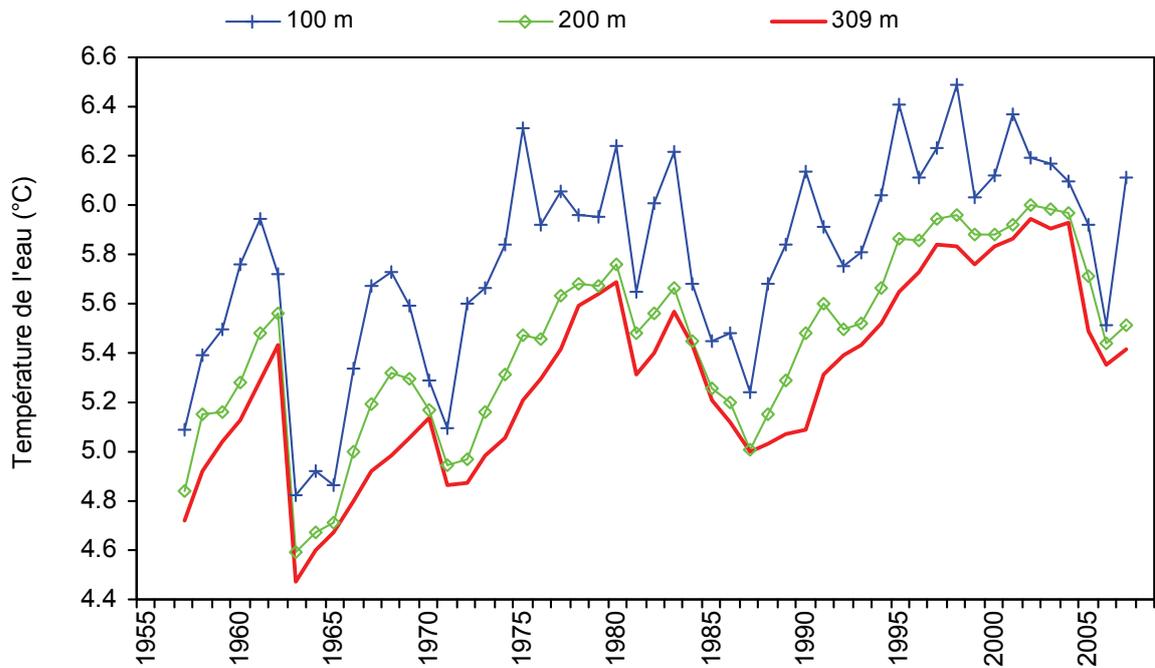


Figure 4 : Evolution de la température moyenne de l'eau à 100, 200 et 309 mètres de profondeur, Léman - Grand Lac (SHL2).

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

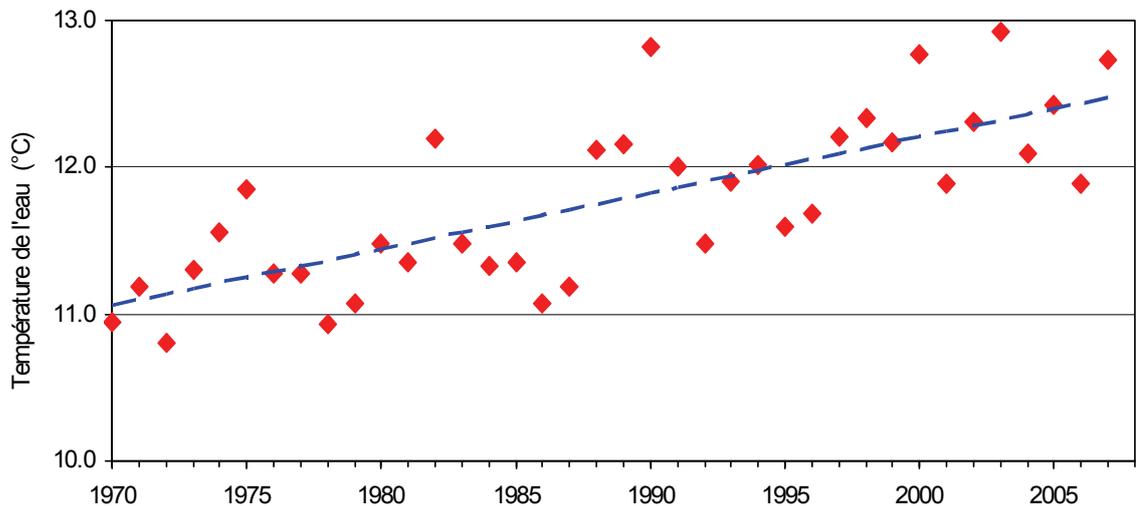


Figure 5 : Evolution de la température moyenne annuelle de l'eau du Léman à 5 mètres de profondeur - Grand Lac (SHL2).

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

La figure 7 représente l'évolution de la température depuis 1996 de la colonne d'eau du lac en SHL2. Après les deux années 2005 et 2006 avec un brassage complet et un refroidissement important de la colonne d'eau, l'année 2007 présente une colonne d'eau toujours froide par rapport aux années précédant 2005 malgré l'hiver relativement chaud.

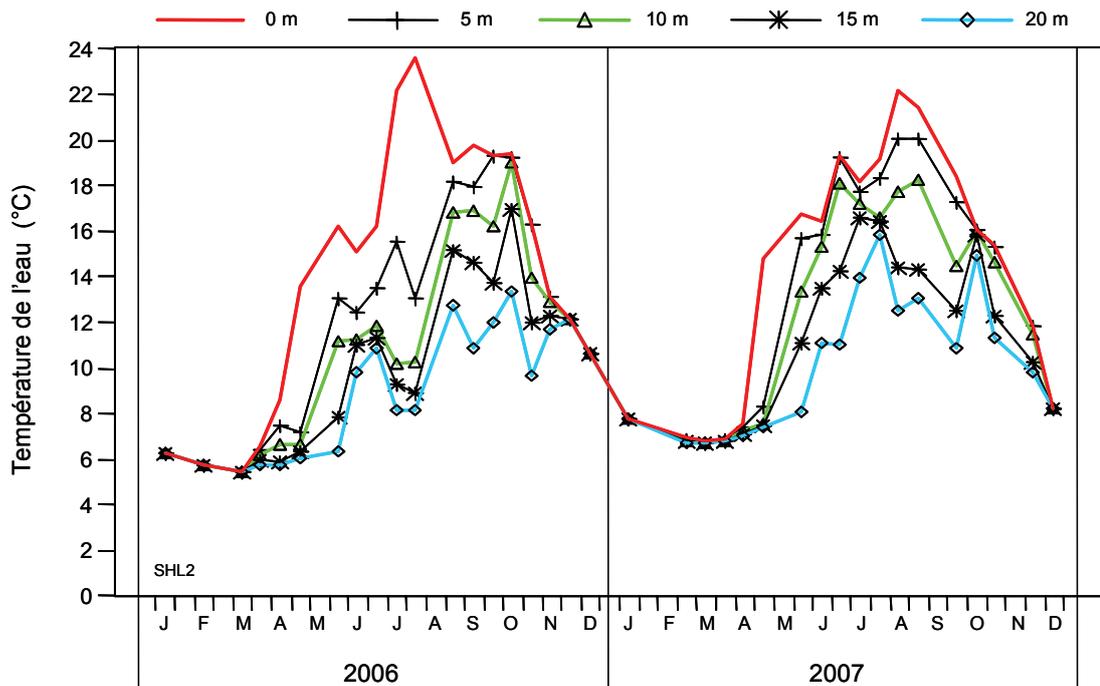


Figure 6 : Température de l'eau des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m) Léman - Grand Lac (SHL2).

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

### 3. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES

Les températures hivernales en surface ont été clémentes et ont permis une production primaire importante à partir de janvier (TADONLEKE, 2008). Le brassage de la colonne d'eau permet de remettre à disposition les nutriments sur l'ensemble de la colonne d'eau à partir des couches inférieures. Cependant, en 2007, les températures douces ont fortement limité ce brassage et donc cette redistribution, notamment pour le phosphate. Les conditions du début d'année 2007 sont donc très différentes de celles des deux années précédentes. Après le brassage complet de 2006, la concentration homogène en orthophosphate s'est établie à 24 µg/L dans la colonne d'eau ; en 2007, le maximum en surface est observé lors de la campagne du 6 mars avec 12 µgP/L en surface et 39 µgP/L au fond. Il en est de même pour la concentration moyenne en phosphore total qui était de 33 µgP/L le 18 avril 2006 et de 23 µgP/L le 2 avril 2007. Le stock initial en phosphore en surface est donc fortement diminué (de l'ordre de 10 µgP/L) par rapport aux années précédentes du fait du faible brassage et d'une consommation importante dès le début d'année.

Les concentrations en silice en surface en début d'année sont aussi plus faibles cette année que les années précédentes : 1.89 mg/L de SiO<sub>2</sub> le 27 mars 2006 contre 1.41 mg/L le 20 février 2007.

Par contre, le faible brassage de 2007 a suffi pour remettre à disposition en surface la même quantité d'azote nitrique qu'en 2006 : 0.56 mgN/L le 22 mars 2007 (0.57 mgN/L le 15 mars 2006). La dynamique de l'azote nitrique est en effet différente de celle de la silice et du phosphore : les concentrations de phosphore et de silice augmentent au fond du lac à partir de l'été du fait de l'activité microbienne. Le brassage permet de ramener ce stock en surface. L'azote nitrique ne présente pas de concentrations plus importantes au fond du lac mais reste élevé dans toute la colonne d'eau et même en surface dès que sa consommation ralentit.

L'activité phytoplanctonique est visible dès la campagne du 22 mars 2007 avec une consommation du phosphate et de la silice en surface, ainsi que de l'azote nitrique dans une moindre mesure ; cette activité entraîne une augmentation de la concentration en carbone organique total.

Les concentrations diminuent en surface de 12 µgP/L à 8 µgP/L pour le phosphate et de 0,56 mgN/L à 0.50 mgN/L pour l'azote nitrique, alors que les concentrations en carbone organique total et particulaire sont respectivement passées de 1.09 mgC/L à 1.23 mgC/L et de 229 µgC/L à 377 µgC/L. La concentration en surface en silice a commencé à diminuer plus tôt dans l'année en passant de 1.41 mg/L le 22 février à 1.35 mg/L le 6 mars 2007.

La transparence traduit l'absence de particules dans la colonne d'eau, surtout des algues : le maximum de début d'année est observé le 20 février 2007 avec 9.70 m, puis la transparence diminue progressivement jusqu'au mois d'avril.

Température (°C) - Léman / Grand Lac (SHL 2) - 1996 à 2007

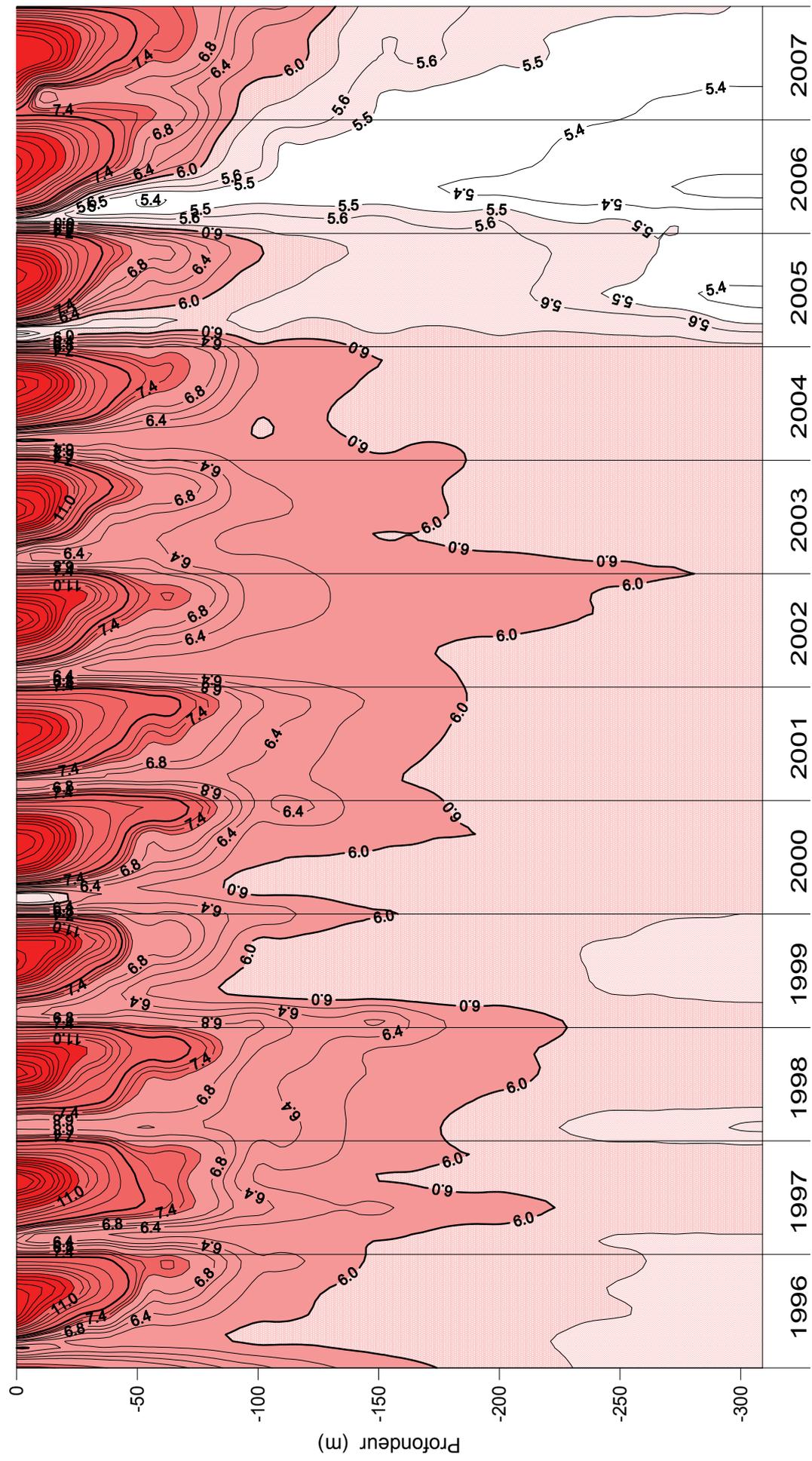


Figure 7 : Température des eaux du Léman (Grand Lac - SHL2) en fonction de la profondeur (N.B. : suivant le nombre d'années prises en considération, de très légères modifications de présentation graphique peuvent apparaître (différence de lissage des courbes d'isovaleurs)).

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)).

Entre mars et juin, l'activité phytoplanctonique progresse et la consommation des nutriments est de plus en plus importante dans les couches superficielles. Le minimum printanier de transparence est observé lors de la campagne du 16 avril avec 3.2 m. La forte concentration d'algues nanoplanctoniques à cette période explique cette faible transparence (*Rhodomonas minuta*; RIMET et al., 2008).

La transparence augmente entre le 21 mai et le 4 juin 2007. Cette période correspond à la phase des eaux claires : les algues en présence sont consommées par le zooplancton (une biomasse importante de cladocères faisant suite aux cyclopoïdes et calanoïdes ; PERGA et LAINE, 2008). L'activité zooplanctonique entraîne une augmentation de la concentration en azote ammoniacal (excrétions du zooplancton). Il est ainsi possible de suivre l'évolution de cette activité dans les couches superficielles. Lors de la campagne du 16 avril 2007, la concentration en azote ammoniacal est importante entre 5 et 30 m, traduisant l'activité de la biomasse importante de calanoïdes et cyclopoïdes. Dans la période des eaux claires de 0 à 25 m, les concentrations en azote ammoniacal sont importantes avec un maximum le 12 juin 2007 de 56 µgN/L à 7.5 m. Durant cette période, les cladocères, plus spécifiquement herbivores, sont prépondérants et consomment le phytoplancton. Le phytoplancton a la biomasse la plus faible le 4 juin 2007. A cette même période, la production primaire est faible.

Les concentrations en phosphate en surface sont faibles avec des valeurs quasi-nulles le 21 mai 2007 de 0 à 15 m. La consommation de phosphate est observée jusqu'à 50 m avec 4 µgP/L le 4 juin 2007 à 50 m. La couche 0-50 m restera à une concentration inférieure à 10 µgP/L jusqu'à la fin de l'année mis à part lors de la campagne du 25 juillet 2007. Cet appauvrissement est exceptionnel comme nous pouvons le constater sur la figure 25. Le phosphore est donc encore largement limitant pour la production phytoplanctonique (TADONLEKE, 2008).

Les conditions de ce début d'année dans les couches superficielles sont assez proches de celles des années précédentes mis à part les stocks initiaux en phosphate et en silice plus faibles. Les concentrations sont donc plus faibles pendant l'activité phytoplanctonique.

Suite à cette période, les concentrations en phosphate et silice augmentent le 9 juillet entre 0 et 35 m (jusqu'à 19 µgP/L de phosphate à 5 m et 1.07 mg/L de silice à 0 m) alors que l'activité phytoplanctonique a repris après un affaiblissement entre le 21 mai et le 12 juin et que sa biomasse est très importante.

A partir du 25 juillet 2007, avec le maximum de biomasse phytoplanctonique, les concentrations en nutriments diminuent dans la couche photique pour atteindre des valeurs faibles à quasi-nulles jusqu'à 50 m entre août et septembre pour le phosphate et jusqu'à 10 m en août pour la silice et l'azote nitrique. A la suite de ces minima, les concentrations en nutriments augmentent : la concentration en silice augmente jusqu'à la fin de l'année et passe de 0.01 mg/L le 26 août à 1.22 mg/L le 5 décembre, de même que la concentration en azote nitrique qui passe de 60 µgN/L le 26 août à 470 µgN/L le 5 décembre. Les concentrations en phosphate augmentent au mois d'octobre jusqu'à des valeurs de l'ordre de 10 µgP/L entre 5 et 20 m, puis rechutent pour atteindre des valeurs quasi-nulles de 0 à 3 µgP/L pour l'ensemble de la couche 0 - 50 m. Le maximum de biomasse automnale est observé le 15 octobre avec majoritairement du microplancton, puis la biomasse du microplancton chute et la biomasse du nanoplancton augmente.

Après la phase des eaux claires, la concentration en azote ammoniacal est inférieure à 10 µgN/L dans les couches superficielles à part au mois d'août et au mois d'octobre 2007 entre 15 et 25 m, ce qui laisse supposer une régénération de l'azote ammoniacal par l'activité bactérienne et le zooplancton et lors de la rechute de la biomasse du microplancton.

Les concentrations en carbone et azote particuliers sont cohérentes avec l'activité et la biomasse phytoplanctoniques observées (figure 17). Ces concentrations augmentent à partir du 22 mars 2007 puis diminuent à partir du 21 mai. Elles augmentent lors de la campagne du 9 juillet avec des maxima : 897 µgC/L et 121 µgN/L à 0 m et enfin augmentent au mois d'octobre, puis chutent à des valeurs plus faibles qu'en début d'année (195 µgC/L et 35 µgN/L le 5 décembre à 0 m).

Le carbone organique total suit cette même tendance avec un maximum le 9 juillet 2007 à 0 m de 1.72 mgC/L et 1.33 mgC/L à 0 m en fin d'année le 5 décembre.

La figure 14 représente la chlorophylle *a* dans la couche 0 - 50 m depuis 1996. L'année 2007 apparaît exceptionnelle avec une concentration en chlorophylle *a* plus importante que les années précédentes, et ce jusqu'à la fin de l'année (TADONLEKE, 2008). De la même manière, la biomasse phytoplanctonique mesurée est la plus importante depuis 2001 (RIMET et al., 2008).

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, à partir du 22 mars 2007 avec un maximum de 14.9 mgO<sub>2</sub>/L le 16 avril à 2.5 m, soit beaucoup moins qu'en 2006 où le maximum était de 18.7 mgO<sub>2</sub>/L le 24 avril à 2.5 m. Après la phase des eaux claires, la concentration en oxygène dissous présente un autre pic en juillet avec 11.5 mgO<sub>2</sub>/L à 0 m le 9 juillet, puis faiblit jusqu'à la fin de l'année avec 9.7 mgO<sub>2</sub>/L environ dans les couches superficielles le 5 décembre.

Les températures estivales des couches superficielles en 2007 sont plus faibles que les années précédentes avec un maximum de 22.1°C à 0 m le 6 août contre 23.5°C le 18 juillet en surface (figure 6).

La figure 16 représente le rapport Nminéral/P-PO<sub>4</sub> dans la couche 0 - 20 m, soit le rapport N/P disponible pour la production photosynthétique. Lors du second semestre 2007, ce rapport est nettement plus élevé que les années précédentes et indique que le phosphore est largement limitant et ce dès l'été.

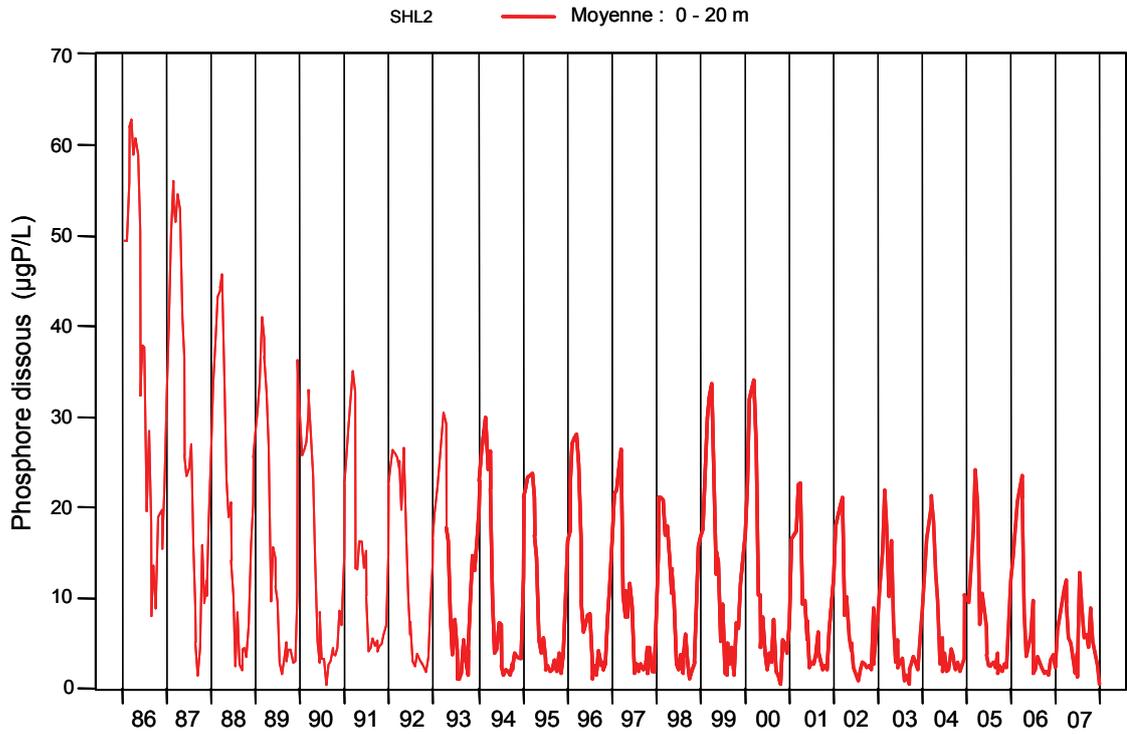


Figure 8 : Concentration en phosphore dissous ( $PO_4^{3-}$ ) des eaux de la couche superficielle (moyenne 0-20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 8 : Concentration of dissolved phosphorus ( $PO_4^{3-}$ ) in the water in the surface layers (mean 0-20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

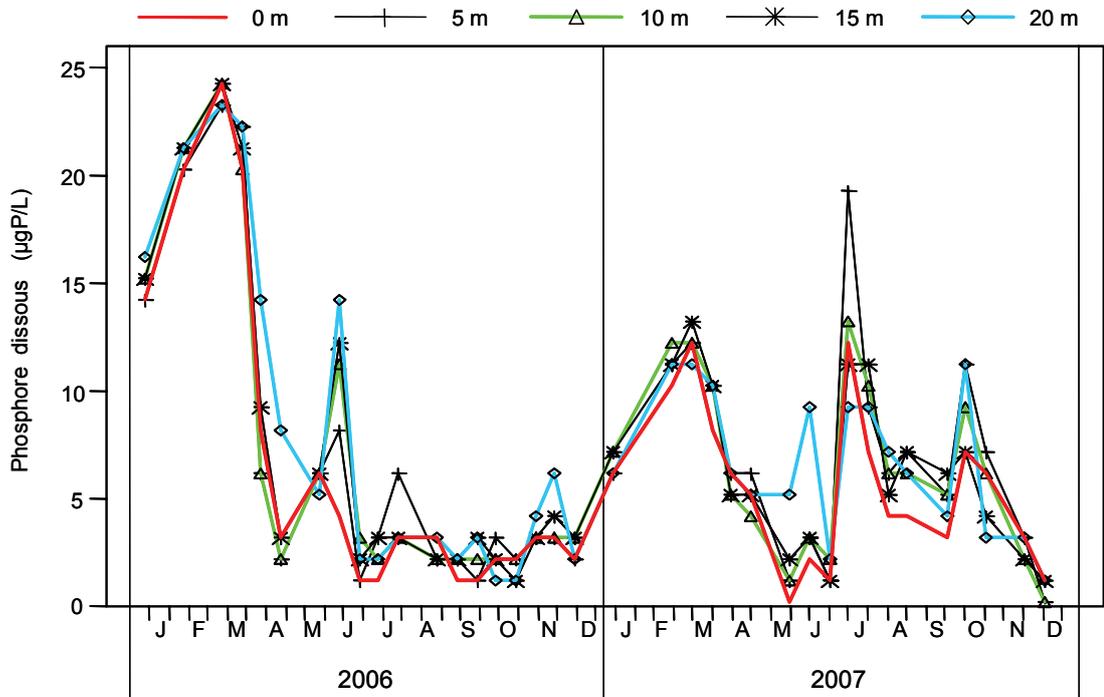


Figure 9 : Concentration en phosphore dissous ( $PO_4^{3-}$ ) des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

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

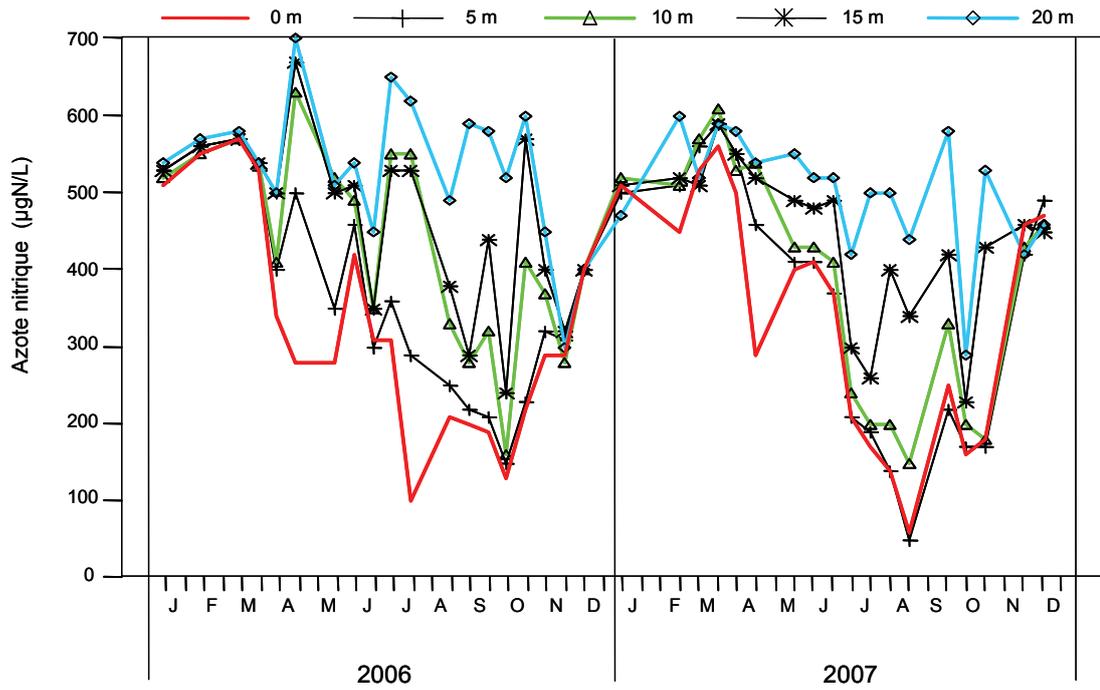


Figure 10: Concentration en nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 10: Concentration of nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) in the water in the surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

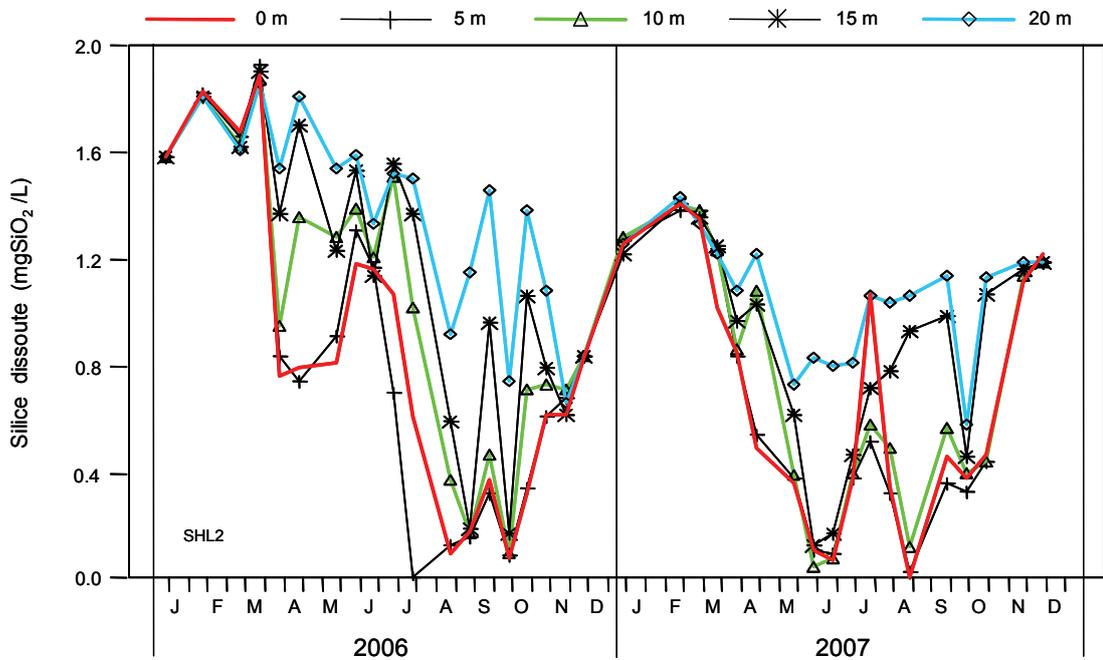


Figure 11: Concentration en silice ( $\text{SiO}_2$ ) des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 11: Concentration of dissolved silica ( $\text{SiO}_2$ ) in the water in the surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

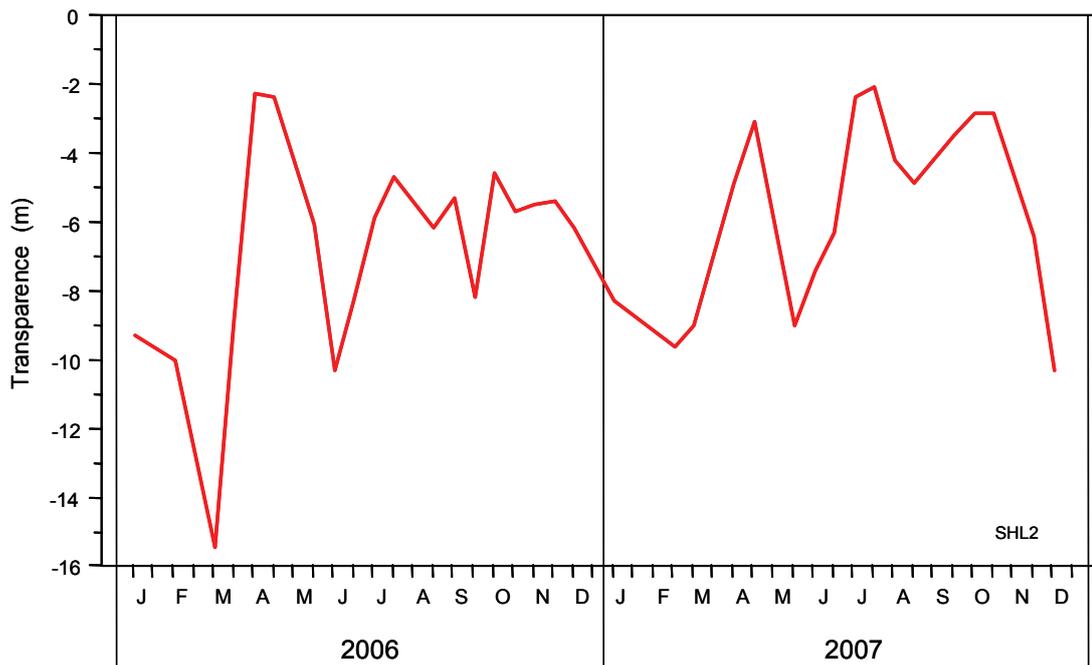


Figure 12 : Transparence mesurée avec le disque de Secchi, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 12 : Transparency measured using a Secchi disk, Léman - Grand Lac (SHL2).

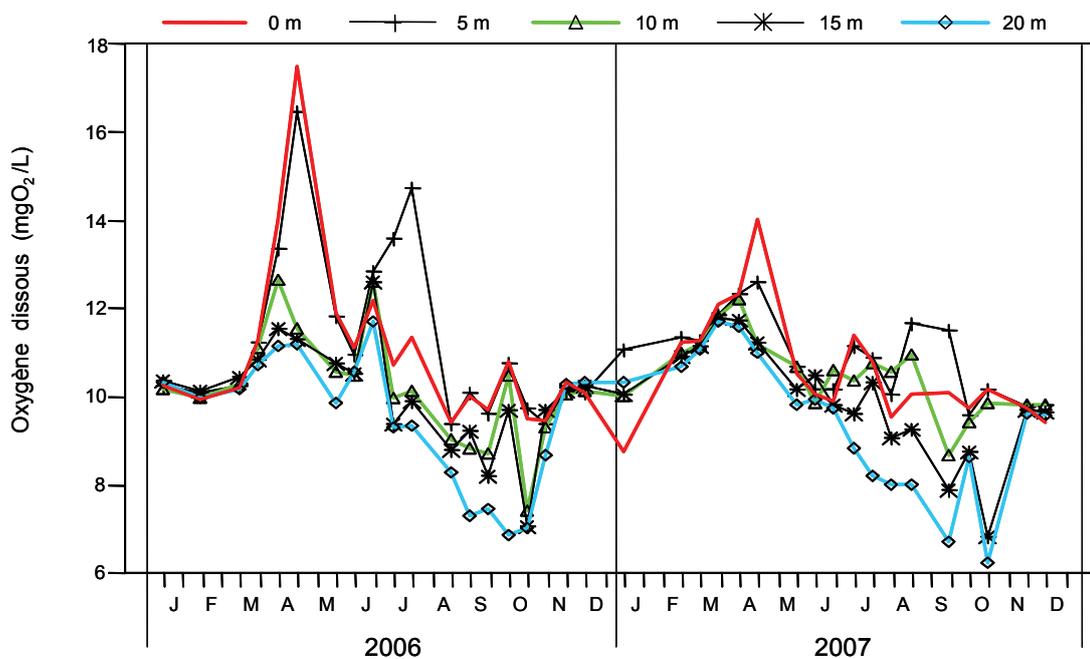


Figure 13 : Concentration en oxygène dissous des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 13 : Concentration of dissolved oxygen in the surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

Chlorophylle a (mgChla / m3) - Léman / Grand Lac (SHL 2) - 1996 à 2007

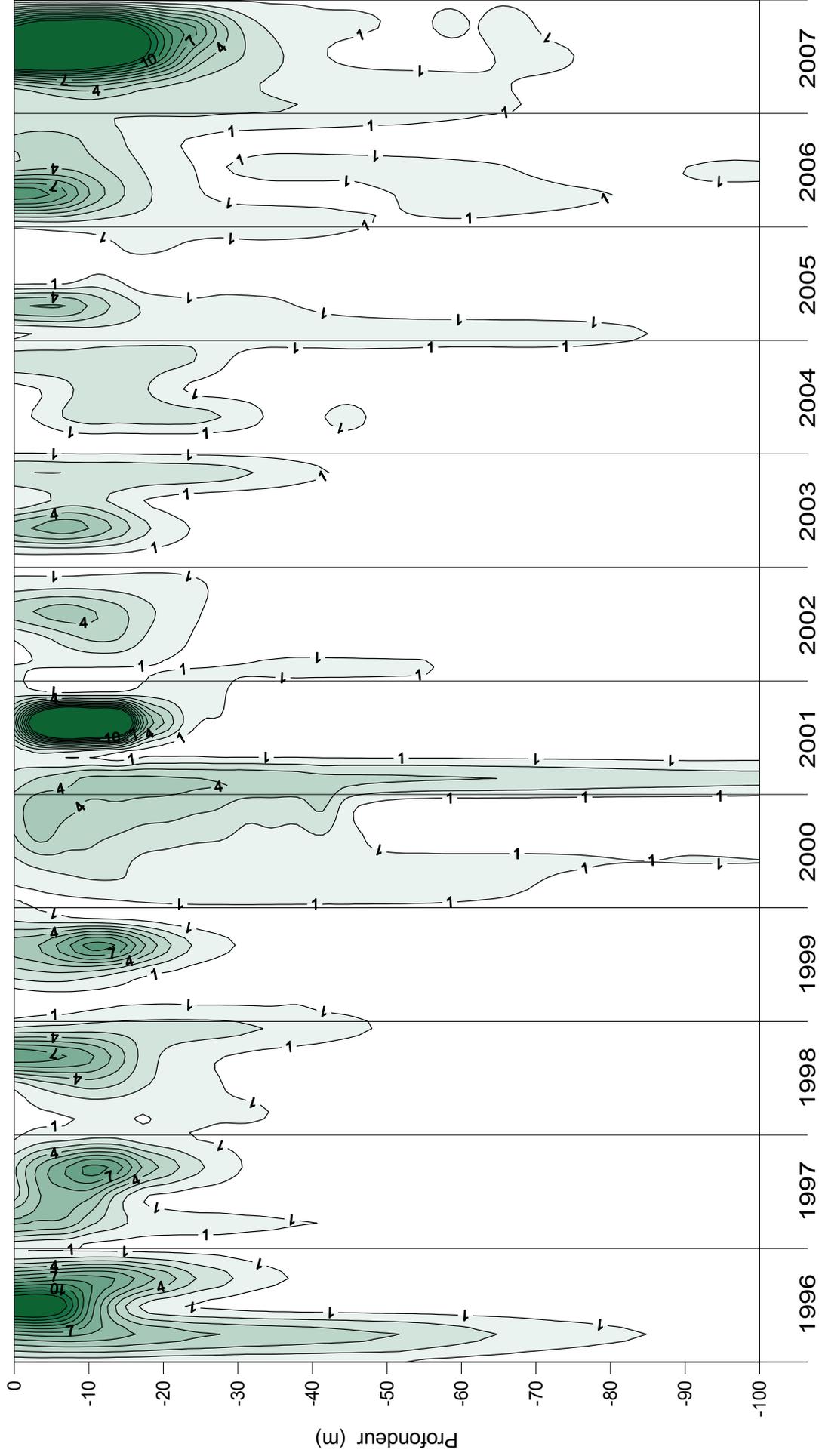


Figure 14 : Concentration en chlorophylle a dans les différentes couches du Léman (Grand Lac - SHL2). (N.B. : suivant le nombre d'années prises en considération, de très légères modifications de représentation graphique peuvent apparaître - différence de lissage des courbes d'isovaleurs).

Figure 14 : 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).

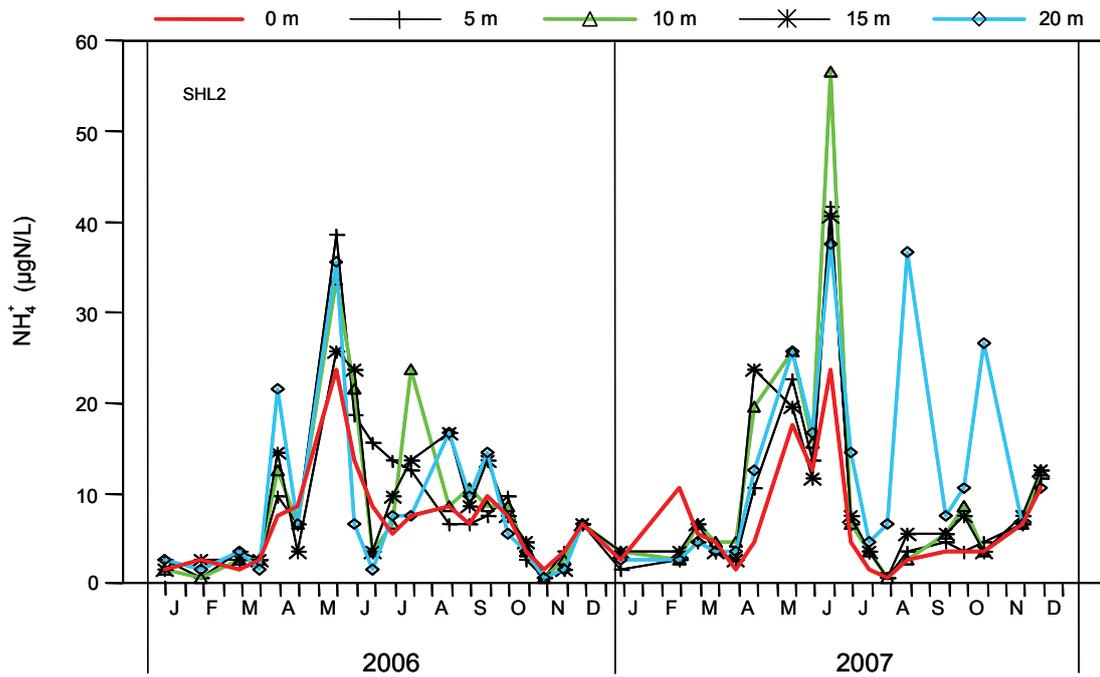


Figure 15 : Concentration en azote ammoniacal des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

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

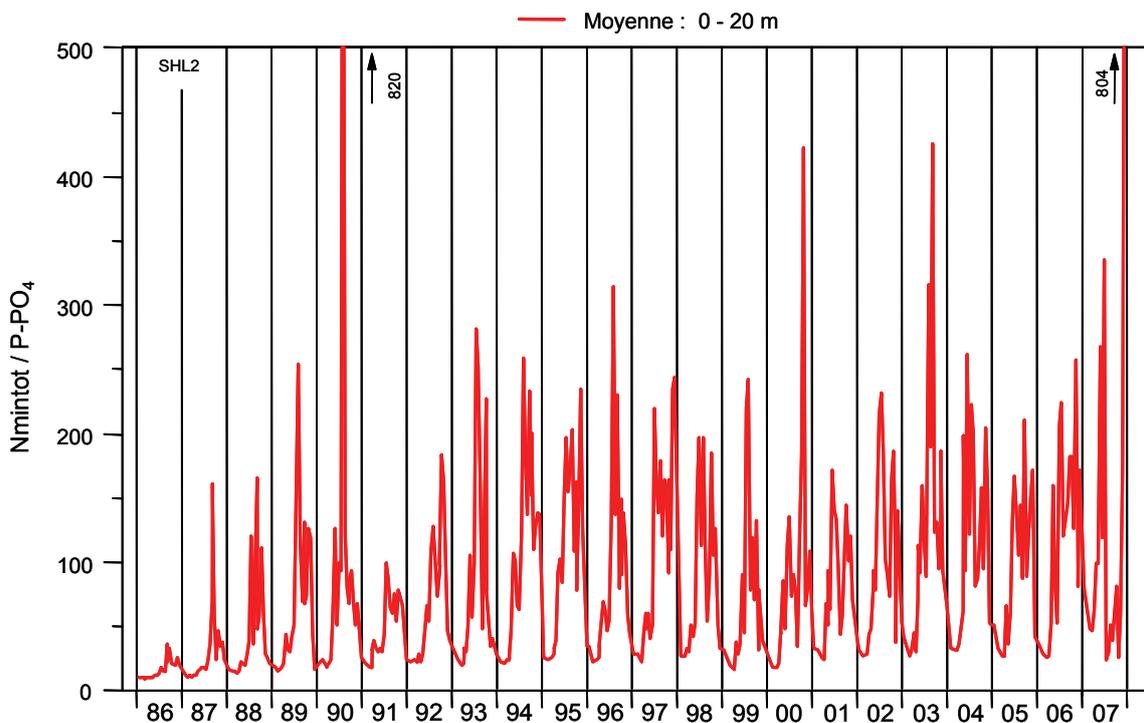


Figure 16 : Rapport Nminéral / P- $\text{PO}_4$ , Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 16 : Nmineral / P- $\text{PO}_4$ , Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

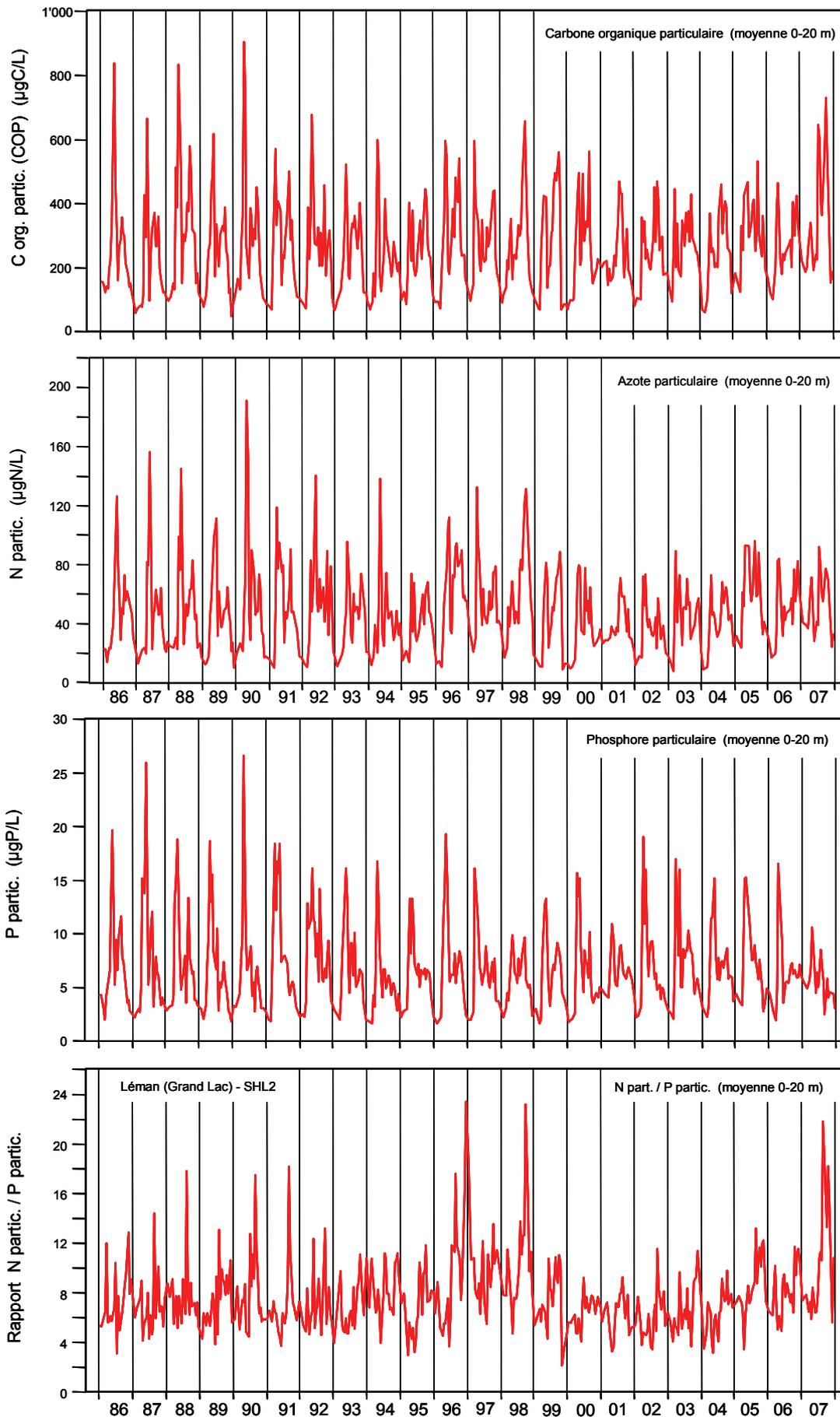


Figure 17 : Concentrations en carbone organique, azote et phosphore particulaires des eaux de la couche superficielle (0-20 m) et rapport Nparticulaire / Pparticulaire, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 17 : Concentrations of particulate organic carbon, nitrogen and phosphorus in the water in the surface layer (0-20 m) and the Nparticulate / Pparticulate, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

#### 4. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES PROFONDES

Après les deux brassages complets consécutifs en 2005 et 2006, les eaux du fond du lac étaient bien réoxygénées. A la suite de ces deux années, la concentration en oxygène dissous du fond du lac est de 4.7 mgO<sub>2</sub>/L au mois de janvier. Le brassage de mars 2007 était très faible et n'a pas permis d'homogénéiser au-delà de 35 m la colonne d'eau. Ce brassage a légèrement réoxygéné le fond du lac pour atteindre au maximum 6.1 mgO<sub>2</sub>/L le 6 mars. L'activité bactérienne dans la zone du fond du lac entraîne la désoxygénation. Cependant, cette désoxygénation est limitée cette année, notamment du fait du stock initial relativement important en oxygène dissous en début d'année. Le minimum est atteint le 1<sup>er</sup> octobre 2007 avec 2.9 mgO<sub>2</sub>/L, puis la concentration en oxygène dissous réaugmente jusqu'à la fin de l'année pour atteindre 4.3 mgO<sub>2</sub>/L le 5 décembre. L'épaisseur de la couche désoxygénée en dessous de 4 mgO<sub>2</sub>/L est faible comme il est possible de l'observer sur la figure 23.

Le 27 août 2007, la concentration en oxygène dissous au fond du lac descend en dessous de 4 mgO<sub>2</sub>/L. 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.

L'azote ammoniacal et le phosphore total au fond du lac présentent des maxima le 27 août lors de la désoxygénation importante avec 52 µgN/L et 150 µgP/L, ainsi qu'un maximum de turbidité avec 13.2 mg/L SiO<sub>2</sub>, alors que la turbidité est de l'ordre de 1 mg/L SiO<sub>2</sub> jusqu'au mois de juillet. Le relargage en phosphore total continue jusqu'à la fin de l'année et est significatif jusqu'à 290 m.

La concentration en silice augmente de façon continue pour atteindre un maximum de 5.30 mg/L le 15 octobre au fond du lac.

Malgré le faible brassage, la masse d'eau subissant le relargage de phosphore total en fin 2007 est restreinte comme nous pouvons le constater sur la figure 20. Cependant, des concentrations aussi importantes que les maxima observés le 27 août de 150 µgP/L en phosphore total et de 136 µgP/L de phosphate n'ont pas été observées depuis 1997. Ces maxima sont corrélés avec le maximum de turbidité et d'azote ammoniacal ainsi qu'une forte concentration en manganèse.

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

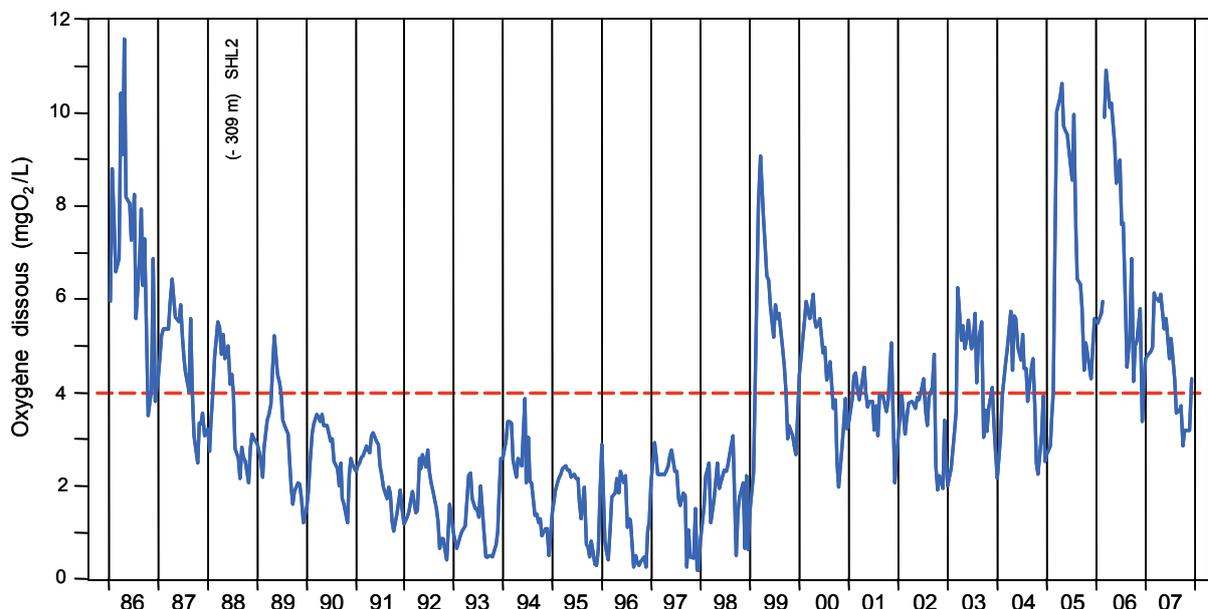


Figure 18 : Concentration en oxygène dissous des eaux du fond, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 18 : Concentration of dissolved oxygen in the water at the bottom of the lake, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

# Oxygène (mg/L) - Léman / Grand Lac (SHL 2) - 1996 à 2007

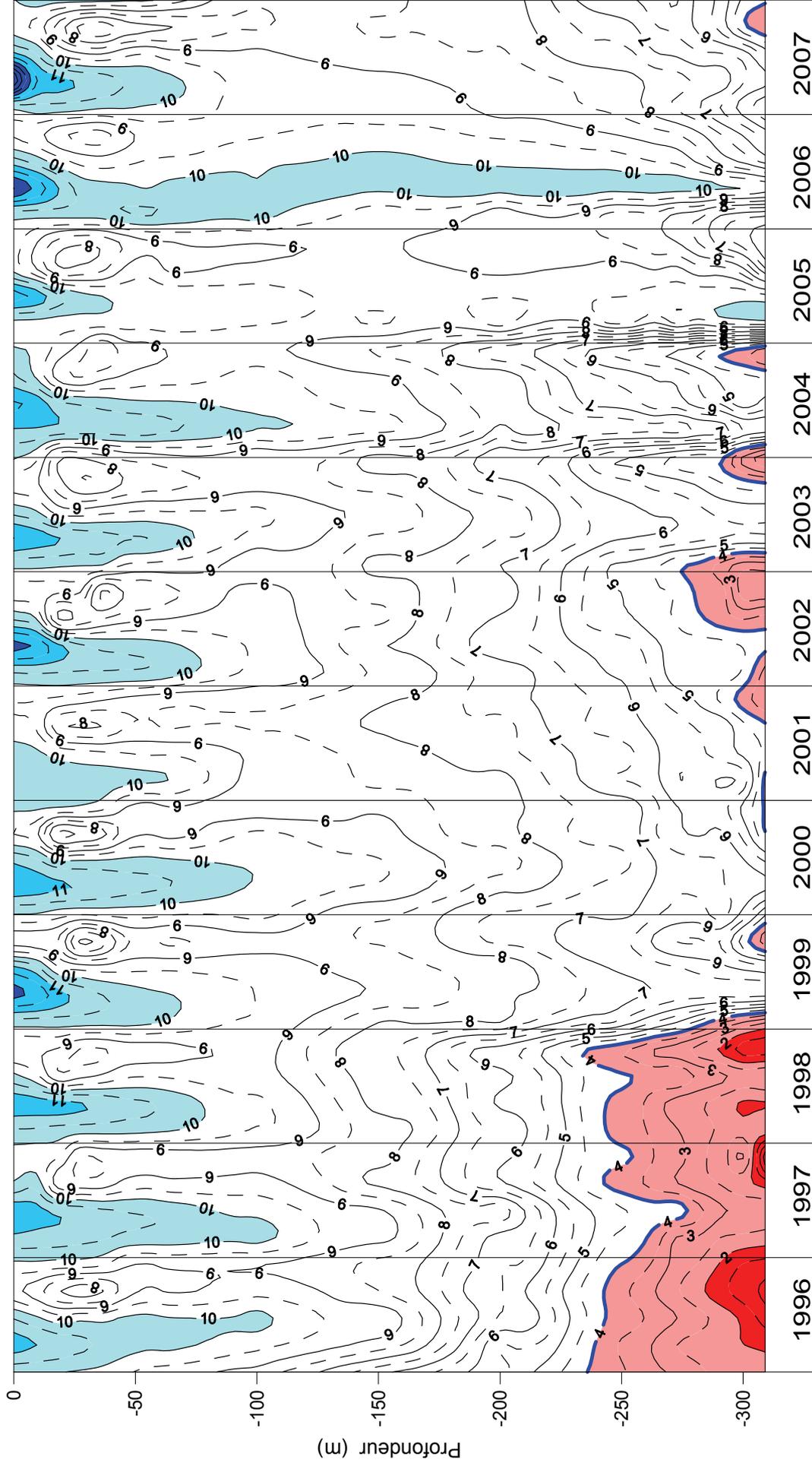


Figure 19 : Concentration en oxygène dissous des eaux du Léman (Grand Lac - SHL2) en fonction de la profondeur. (N.B. : suivant le nombre d'années prises en considération, de très légères modifications de représentation graphique peuvent apparaître - différence de lissage des courbes d'isovaleurs).

Figure 19 : 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)).

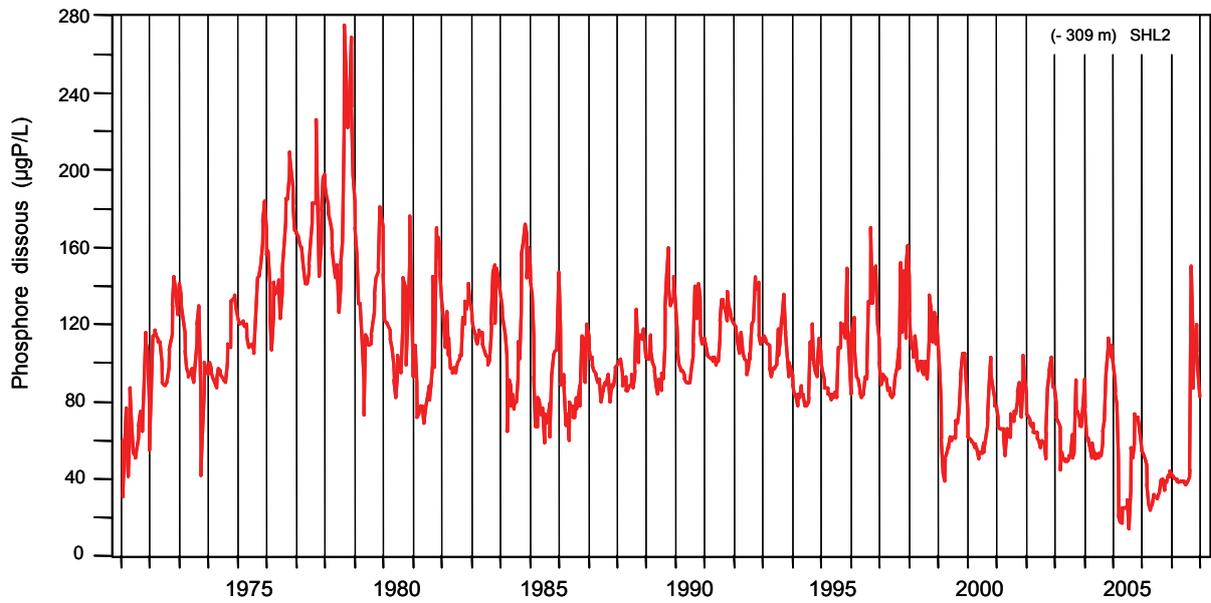


Figure 20 : Concentration en phosphore dissous ( $PO_4^{3-}$ ) des eaux du fond, Léman - Grand Lac (SHL2).  
Figure 20 : Concentration of dissolved phosphorus ( $PO_4^{3-}$ ) in the water at the bottom of the lake, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

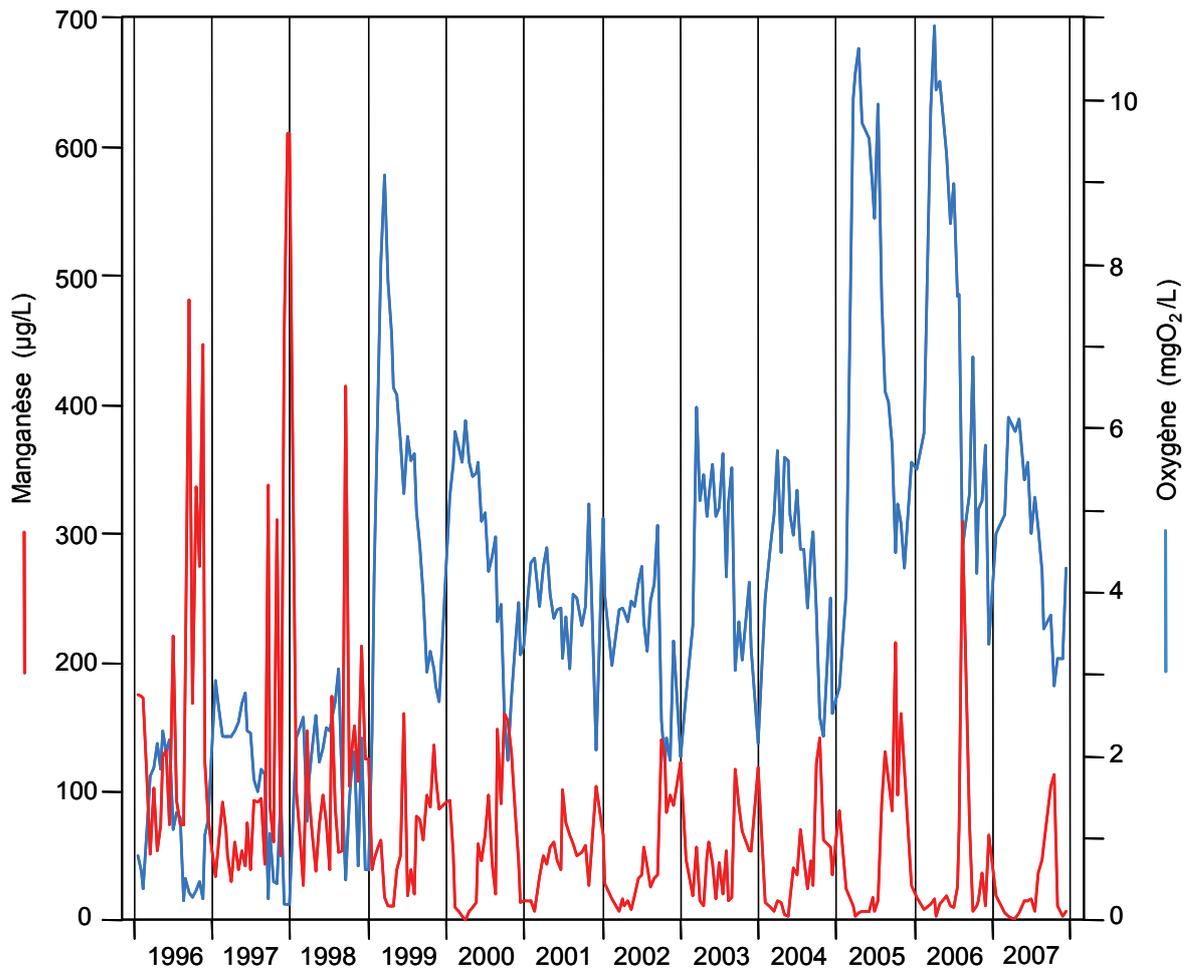


Figure 21 : Comparaison des concentrations en manganèse total et en oxygène dissous des eaux du fond, Léman - Grand Lac (SHL2).  
Figure 21 : Comparison of the changes in the concentrations of total manganese and dissolved oxygen in the water at the bottom of the lake, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

## 5. ÉVOLUTION INTERANNUELLE DES PRINCIPAUX PARAMÈTRES

Les résultats des moyennes pondérées et des stocks sont présentés dans les annexes 1 et 2.

### 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 10.9 mgO<sub>2</sub>/L lors du brassage en mars 2006 et 9.8 mgO<sub>2</sub>/L en moyenne sur toute l'année 2006, soit la réoxygénation la plus importante de ces 20 dernières années. Le brassage de 2007 a été très faible, mais la concentration moyenne sur l'année est de 9.0 mgO<sub>2</sub>/L, soit inférieure aux années précédentes mais encore élevée.

Sur les figures 18 et 22, la limite pointillée indique le seuil des 4 mgO<sub>2</sub>/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 O<sub>2</sub>; 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 23 montre l'évolution de la profondeur de la limite de la concentration de 4 mgO<sub>2</sub>/L depuis 1957. Malgré le faible brassage, la désoxygénation du fond a été limitée et la dynamique du fond est comparable à celle des années 2003 et 2004 grâce aux derniers brassages complets du lac.

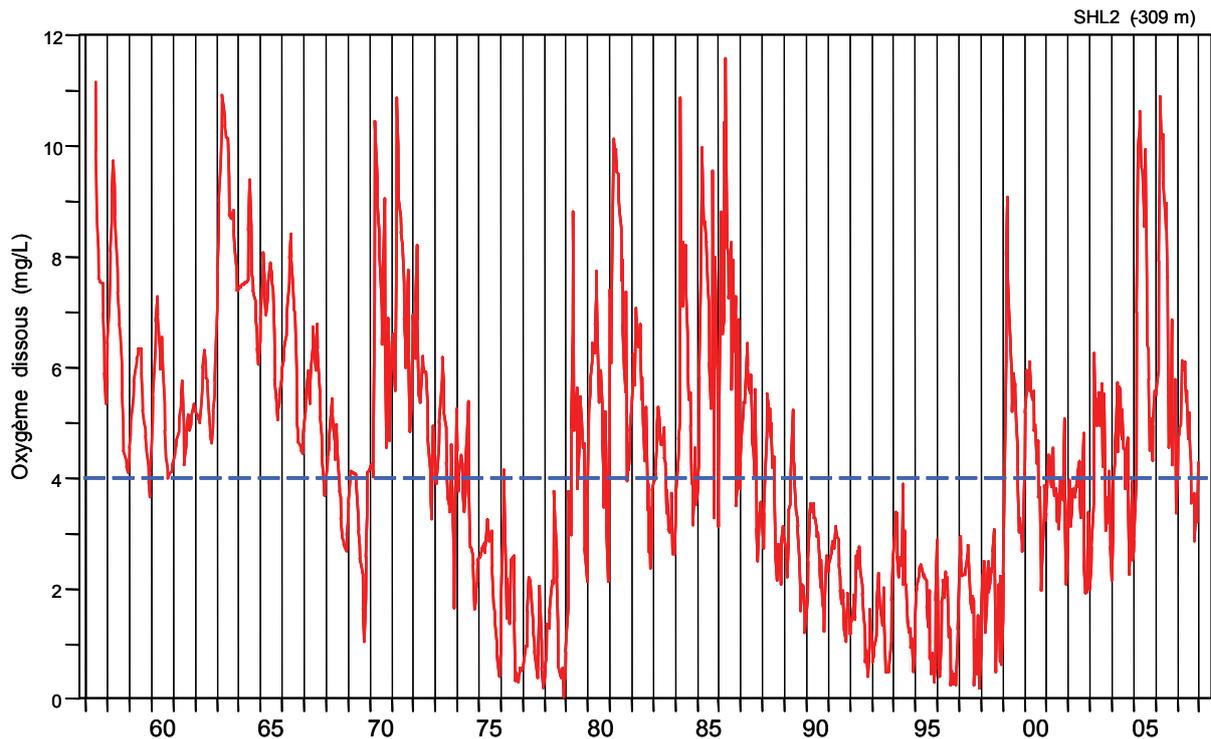


Figure 22 : Concentration en oxygène dissous des eaux du fond, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 22 : Concentration of dissolved oxygen in the water at the bottom of the lake, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

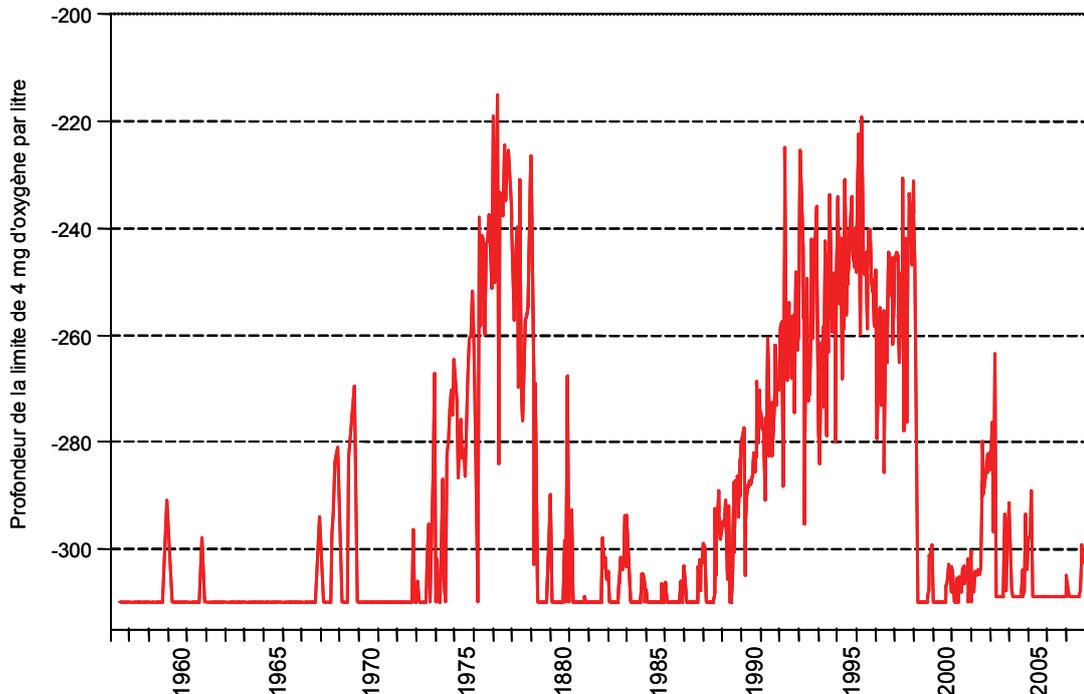


Figure 23 : Evolution de la profondeur de la limite à 4 mgO<sub>2</sub>/L dans le Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 23 : Change in the depth of the 4 mgO<sub>2</sub>/L threshold in lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

## 5.2 Phosphore dissous et phosphore total

La concentration moyenne annuelle de phosphore continue de diminuer en 2007 et atteint 20.9 µgP/L de phosphate et 25.7 µgP/L de phosphore total, soit une diminution de 7 %. Le stock de phosphore en 2007 est de 2'205 tonnes de P en phosphore total et de 1'795 tonnes de P de phosphate (figure 24).

La tendance depuis 1976 à la diminution continue. Cette tendance est en moyenne de 2.5 % par an. L'objectif est fixé à 20 µgP/L pour limiter raisonnablement la production algale.

La figure 25 indique l'évolution de la concentration en phosphate dans la couche 0 - 100 m depuis 1996.

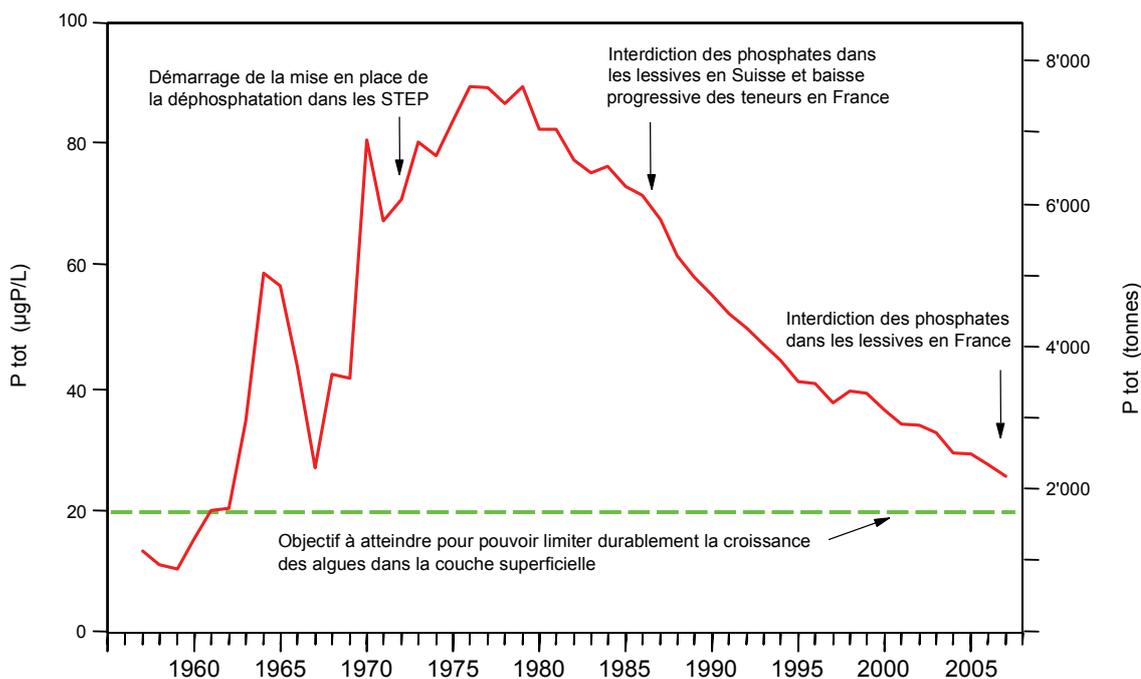


Figure 24 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et du stock de phosphore total contenu dans le Léman de 1957 à 2007 - Grand Lac (SHL2).

Figure 24 : Change in weighted mean annual total phosphorus concentration and total phosphorus content of the lake Geneva from 1957 to 2007 - Grand Lac (SHL2).

# Orthophosphate / P-PO4 (µgP/L) - Léman / Grand Lac (SHL 2) - 1996 à 2007

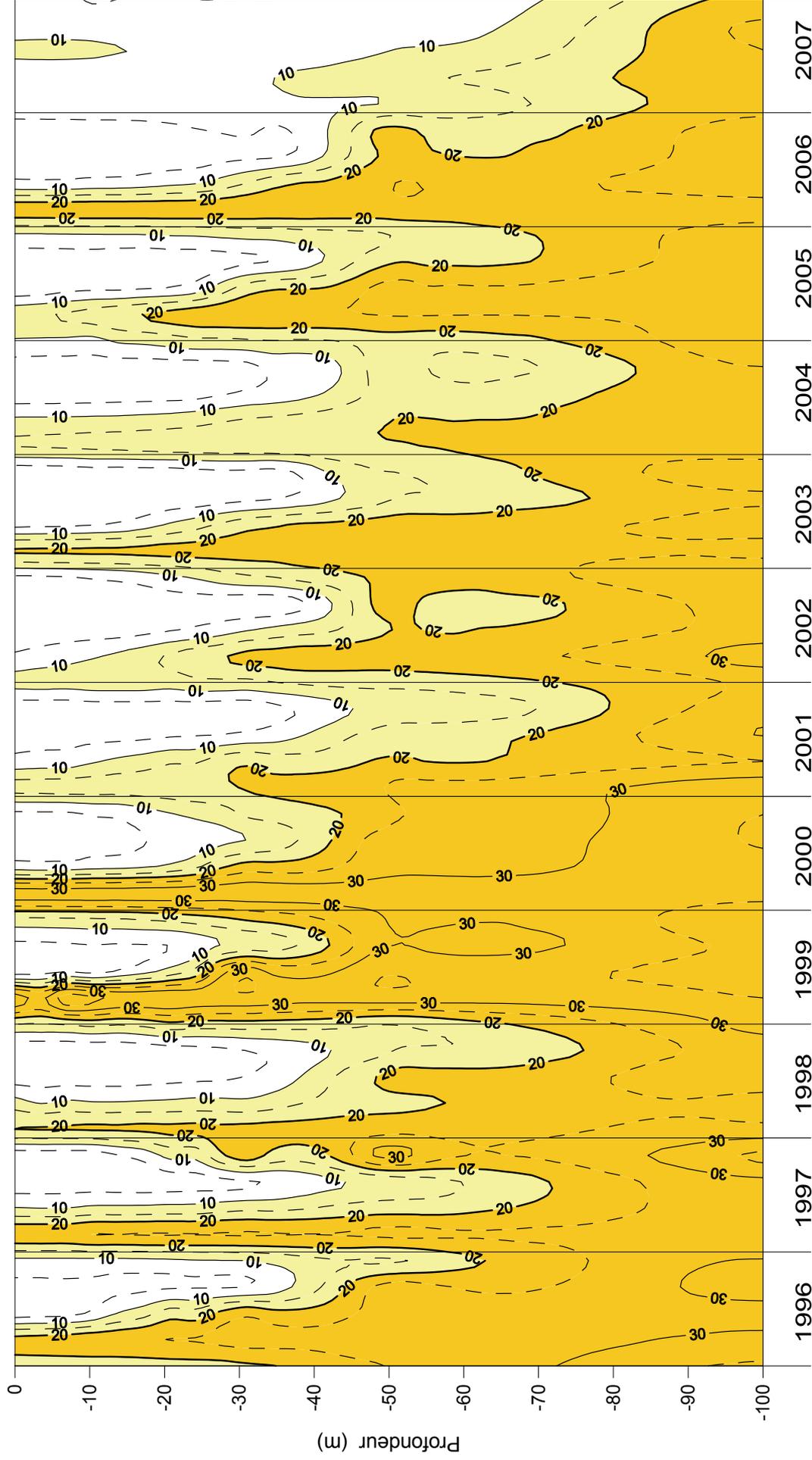


Figure 25 : Concentration en phosphore dissous (P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) dans les différentes couches du Léman (SHL2) (zone jaune foncée = concentration supérieure à 20 µgP/L; zone jaune claire = concentration entre 10 et 20 µgP/L) (N.B. : suivant le nombre d'années prises en considération, de très légères modifications de représentation graphique peuvent apparaître (différence de lissage des courbes d'isovaleurs)).

Figure 25 : Concentration of dissolved phosphorus (P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) 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)).

### 5.3 Transparence

L'évolution de la transparence depuis 1986 est représentée sur la figure 26. L'année 2007 présente des minima habituels durant le printemps et l'été du fait de l'activité phytoplanctonique, mais le maximum hivernal est faible comme en 2005. De tels maxima hivernaux sont rares dans la chronique.

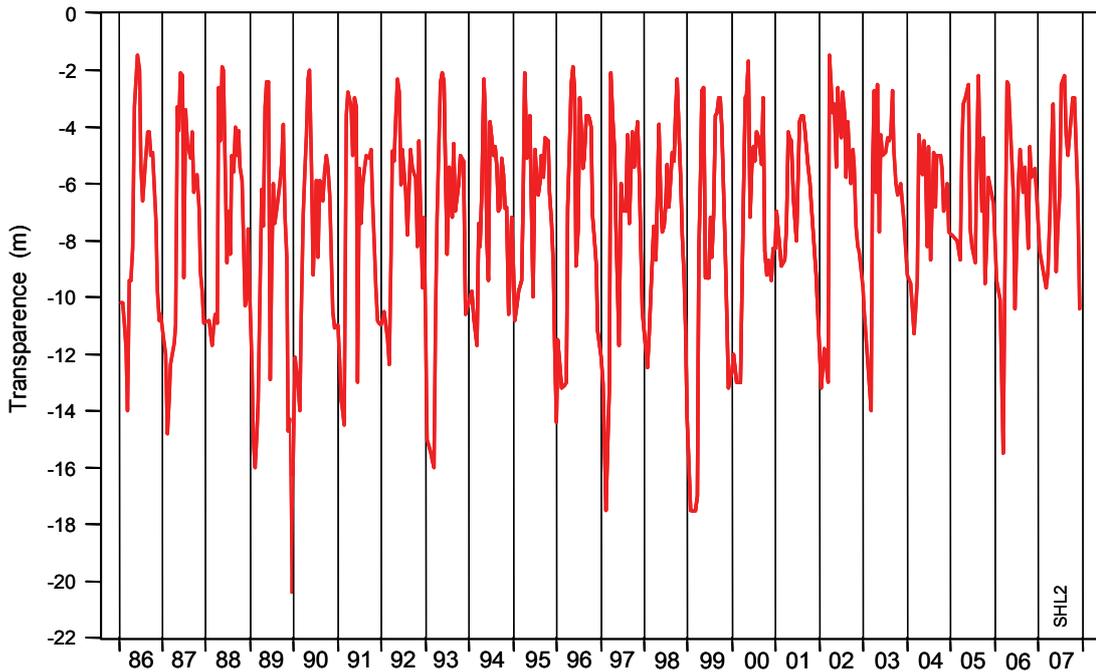


Figure 26 : Evolution de la transparence mesurée avec le disque de Secchi de 1986 à 2007, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 26 : Change in the transparency measured using a Secchi disk from 1986 to 2007, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

### 5.4 Azote nitrique et azote total

La concentration moyenne en azote total est constante depuis les années 1990. En 2007, la concentration moyenne en azote total est de 0.68 mgN/L, soit un stock de 57'980 tonnes de N.

La concentration en azote nitrique est aussi constante avec une teneur moyenne annuelle de 0.59 mgN/L en 2007, soit 2.62 mgNO<sub>3</sub>/L (la norme d'eau de consommation en Suisse est de 40 mgNO<sub>3</sub>/L et en France de 50 mgNO<sub>3</sub>/L).

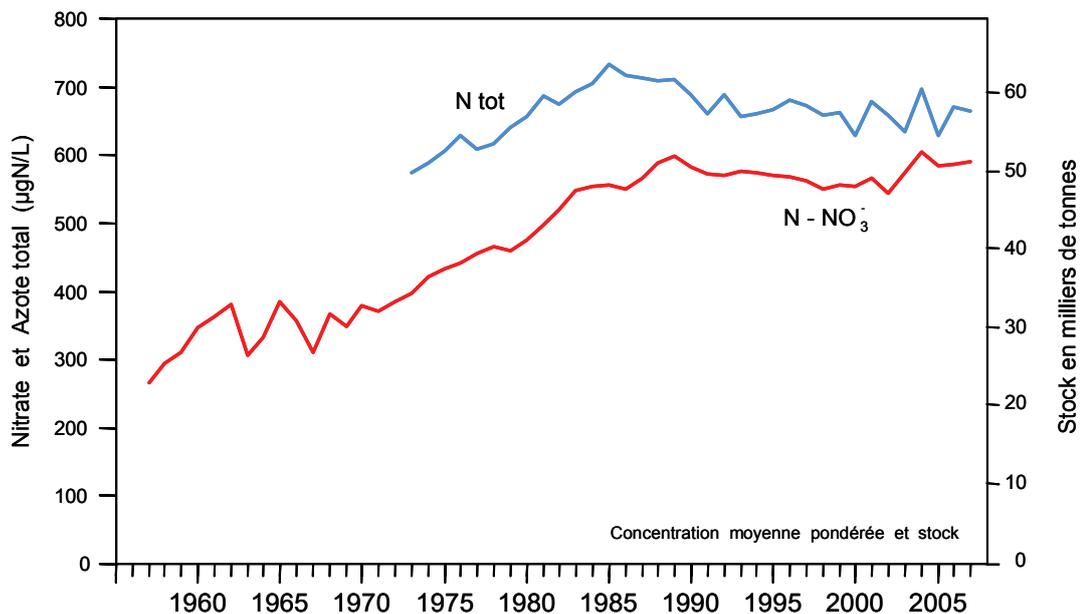


Figure 27 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et des stocks d'azote total et d'azote nitrique contenus dans le Léman de 1956 à 2007, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 27 : 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 2007, Lake Geneva - 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. En 2007, la concentration moyenne de chlorure est de 8.64 mg/L, soit un stock moyen de 740'610 tonnes de chlorure.

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.

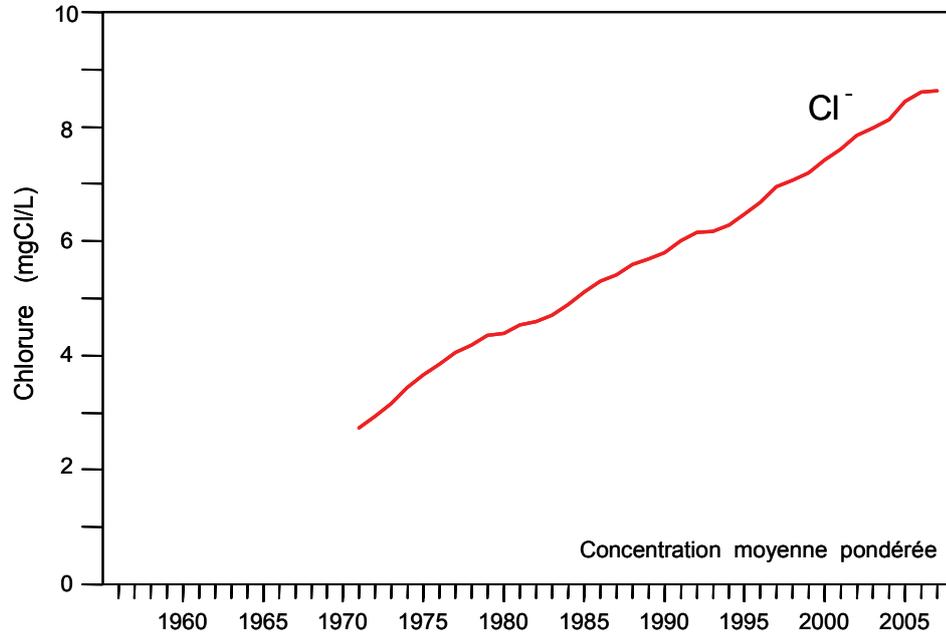


Figure 28 : Evolution de la concentration moyenne annuelle en chlorure, pondérée pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1971 à 2007, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 28 : Change in the weighted mean annual concentration of chloride in the entire mass of the water of the lake from 1971 to 2007, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

## 6. CONCLUSIONS

Les principales observations en 2007 sont les suivantes :

- L'année se distingue par un hiver chaud ayant permis une production primaire importante dès janvier et un très faible brassage.
- La réoxygénation des eaux du fond par le brassage est quasi-nulle. La concentration maximum atteinte est 6.1 mgO<sub>2</sub>/L au mois de mars. Le relargage de phosphore est important à partir du mois d'août et visible jusqu'à 290 m.
- Le phosphore dissous est consommé en quasi-totalité dans les couches superficielles jusqu'à 30 m dès le mois de mai. La couche appauvrie en phosphate est très importante cette année et s'étend jusqu'en fin d'année au-delà de 50 m.

Pour les stocks :

- Le phosphore diminue de 6 % par rapport à 2006 et présente une concentration moyenne de 26 µgP/L en phosphore total, soit un stock de 2'300 tonnes de P.
- Le stock de chlorure est de 740'610 tonnes, soit 8.64 mg/L de Cl<sup>-</sup>.
- L'azote total augmente légèrement et l'azote nitrique est relativement constant par rapport aux années précédentes.

## 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. (2008) : Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2007, 105-110.
- QUETIN, P. (2008) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2007, 19-30.
- RIMET, F., DRUART, J.-C. et MOREAU, L. (2007) : Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2007, 85-95.
- STRAWCZYNSKI, A. (2008) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2007, 163-176.
- TADONLEKE, R. (2008) : Production primaire et biomasse chlorophyllienne dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2007, 97-104.

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

Année	Oxygène mg/l	P tot. µgP/l	PO <sub>4</sub> µgP/l	N tot. µgN/l	Nmintot µgN/l	NH <sub>4</sub> µgN/l	NO <sub>2</sub> µgN/l	NO <sub>3</sub> 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

\* : valeur interpolée

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

## Total content in tons

Année	Oxygène Tonnes	P tot. Tonnes	P-PO <sub>4</sub> Tonnes	N tot. Tonnes	Nmintot Tonnes	N-NH <sub>4</sub> Tonnes	N-NO <sub>2</sub> Tonnes	N-NO <sub>3</sub> 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

\* : valeur interpolée



# MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES EAUX ET SÉDIMENTS DU LÉMAN

## METALS AND ORGANIC MICROPOLLUTANTS IN GENEVA LAKE WATERS AND SEDIMENTS

Campagne 2007

PAR

**Patrick EDDER et Didier ORTELLI**

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

**Audrey KLEIN**

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

**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.*

*Cette année, une importante étude a été menée sur les sédiments avec la recherche de toute une série de micropolluants (pesticides organochlorés, filtres UV, muscs polycycliques, hydrocarbures polycycliques aromatiques, retardateurs de flamme polybromés, phtalates). Dans certains cas, les teneurs mesurées semblent importantes mais la comparaison avec d'autres lacs et l'interprétation de ces résultats sont difficiles en raison du très faible nombre de données existantes dans la littérature.*

### ABSTRACT

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

*The search of pesticides and some drug residues in water of the lake continued and a decrease of their contents observed last year is confirmed, for some in a spectacular way.*

*This year, an important study was undertaken on the sediments with the search for a whole series of the micropollutants (organochloride pesticides, UV filters, aromatic muscs polycyclic, polycyclic hydrocarbons, polybrominated flame retardants, phthalates). In certain cases, the measured contents seem important but the comparison with other lakes and the interpretation of these results are difficult due to the very low number of existing data in the literature.*

### 1. INTRODUCTION

Excepté les travaux menés sur le Rhône amont (BERNARD et ARNOLD, 2008), 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 sur une large période de temps. 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. Les résultats obtenus l'année dernière pour les filtres UV et les muscs polycycliques se devaient d'être confirmés et une nouvelle série d'analyses a été menée cette année. Ce complément a été étendu avec la recherche des phtalates, contaminants importants issus de la dégradation des matières plastiques.

Depuis 1970, mais surtout de 1976 à 1988, les sédiments du Léman ont fait l'objet d'études systématiques visant à définir l'ampleur de leur pollution en métaux lourds.

L'influence des rejets des stations d'épuration sur la contamination des sédiments des zones côtières du Léman par les métaux lourds a également été mise en évidence par des études CIPEL réalisées dans les années 70.

Lors de la campagne CIPEL de 2007, une attention particulière a été portée sur les sédiments où certains composés susceptibles de s'y fixer et s'y accumuler (filtres UV, muscs polycycliques, hydrocarbures polycycliques aromatiques, retardateurs de flamme polybromés, phtalates) ont été recherchés en plusieurs points du lac. Cinq sites présentant des sédiments de qualité variable ont été choisis pour réaliser des prélèvements : le delta de la Dranse, la baie de Vidy, le Grand lac (SHL2), le Petit lac (GE3) et les Grangettes (réserve naturelle).

Cette campagne visait à mettre en évidence dans les sédiments du lac, des substances dont les effets sur l'environnement et la santé ne sont pas encore bien identifiés comme les phtalates, les filtres UV ou les retardateurs de flamme polybromés (PBDE). Les micropolluants organiques persistants et significatifs quant à leur toxicité, tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ou les pesticides organochlorés semi-volatils ont également été recherchés dans les sédiments. Si ces substances n'ont pas été mises en évidence dans les eaux du Léman, elles possèdent par contre de fortes propriétés d'adsorption sur les matières en suspension.

## 2. ÉCHANTILLONNAGE (figures 1 et 2)

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 valaisan, a été effectuée sur des échantillons prélevés au centre du Léman, à la station SHL2 (figure 1), les 21 mai et 25 septembre 2007 (LAZAROTTO et RAPIN, 2008).

Pour les recherches des autres micropolluants (filtres UV, muscs polycycliques et phtalates), les prélèvements ont été effectués le 18 juin 2007 à la station SHL2 à 4 profondeurs (mélange de niveaux : 5-10 m et 100-200 m) et en tête de pompage à la crépine des stations de potabilisation (eaux brutes) du Prieuré à Genève, de St-Sulpice, de Vevey et de Lutry, ainsi que de la station de pompage pour la pisciculture de l'INRA à Thonon-les-Bains. Simultanément, les eaux potabilisées (après traitements) des stations de St-Sulpice et Lutry ont également été prélevées et analysées (à charge de producteurs d'eau que nous remercions pour la transmission des résultats).

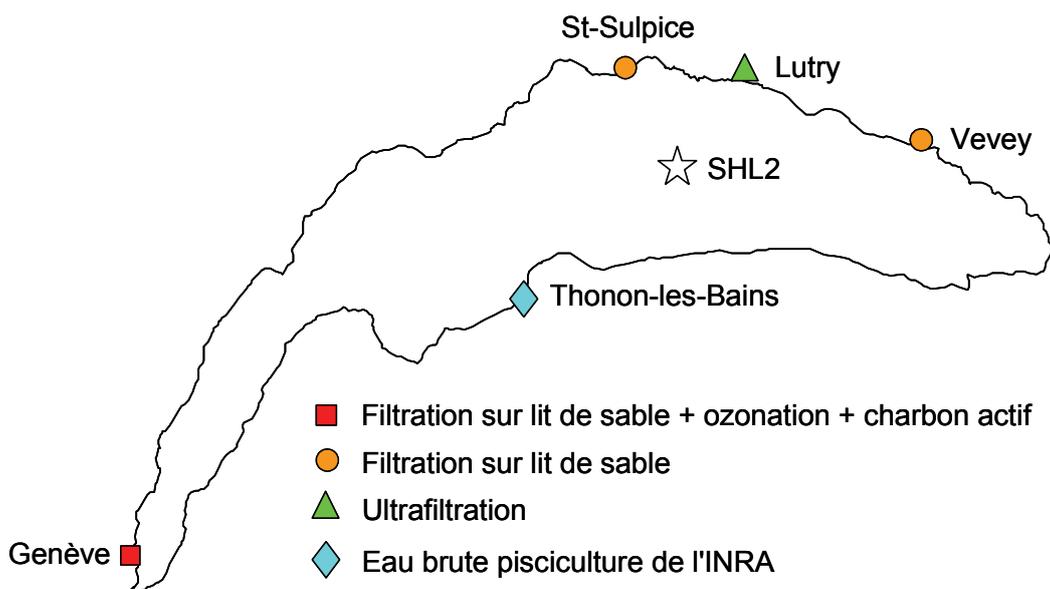


Figure 1 : Situation des points de prélèvement pour les eaux de station de production d'eau potable et de la station SHL2.

Figure 1 : Location of the tap water production sampling sites and the SHL2 station.

Les prélèvements dans les sédiments ont été réalisés à la benne par l'Institut F.-A. FOREL - Versoix (Université de Genève) le 28 juin 2007 aux Grangettes et SHL2, et le 29 juin 2007 dans le delta de la Dranse, la baie de Vidy et GE3. Les prélèvements ont été effectués à une profondeur de 153 m dans le delta de la Dranse, 40 m dans la baie de Vidy, 309 m à SHL2, 72 m à GE3 et 28 m aux Grangettes (figure 2).

Pour chacun des sites, 5 échantillons de 500 g humides (boîtes en polypropylène) ont été prélevés pour les analyses des phtalates et des pesticides organochlorés semi-volatils et 5 échantillons de 100 g humides (boîte en aluminium) pour les analyses des HAP, PBDE, filtres UV et muscs polycycliques. Une feuille d'aluminium a été intercalée dans chaque boîte en aluminium pour isoler le sédiment humide du couvercle en carton.

Une couche d'environ 1 cm de sédiment a été prélevée dans chacun des échantillons puis homogénéisée avant d'être déposée dans les récipients à destination des deux laboratoires mandatés pour les analyses.

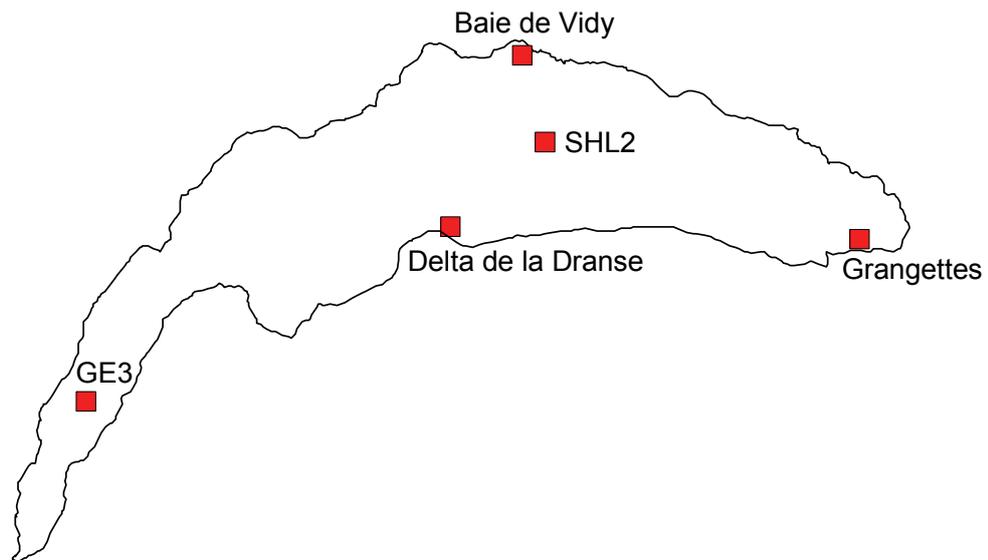


Figure 2 : Situation des points de prélèvement des sédiments dans le Léman.

Figure 2 : Location of sampling points for the Geneva lake sediments.

### 3. MÉTHODOLOGIE

Certains métaux et micropolluants organiques (pesticides et médicaments) sont recherchés dans les eaux du lac à différentes profondeurs (0 - 1 - 5 - 7.5 - 10 - 30 - 100 - 305 - 309 m pour les métaux, 1 - 30 - 100 - 300 m pour les micropolluants organiques), après brassage éventuel des eaux (mai) et en période de stratification (septembre). Les éléments suivants ont été dosés : aluminium, plomb, cadmium, chrome, cuivre et mercure. Lors des contrôles effectués en 2007, la méthode d'analyse des pesticides dans les eaux comprenait 262 substances, soit 111 herbicides, 146 fongicides et insecticides et 5 médicaments. La liste des pesticides recherchés est à peu près la même qu'en 2006 (voir annexe 1). Comme en 2006, quelques médicaments ont été incorporés à la méthode de surveillance des pesticides.

Pour les micropolluants organiques, les analyses ont été effectuées par divers laboratoires :

- Service de la consommation et des affaires vétérinaires (SCAV) de Genève dans les eaux pour les pesticides et quelques principes actifs de médicaments produits industriellement dans le bassin versant du Rhône valaisan (Chablais) (carbamazépine, mépivacaïne, prilocaïne, bupivacaïne et chlorprocaïne).
- Institut des sciences et technologies de l'environnement (ISTE) de l'Ecole polytechnique fédérale de Lausanne (EPFL) pour les analyses des filtres UV et des muscs polycycliques dans les eaux et les sédiments, des retardateurs de flamme polybromés (PBDE) et des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les sédiments.
- Laboratoire départemental d'analyses de la Drôme à Valence pour les analyses de phtalates dans les eaux et les sédiments et les pesticides organochlorés dans les sédiments.

Les annexes 2 et 3 donnent la liste des substances analysées par les laboratoires dans les eaux et les sédiments.

#### 3.1 Analyses chimiques

##### 3.1.1 Analyse d'eau

###### *Métaux*

Les analyses de métaux sont effectuées par absorption atomique sur les échantillons d'eau brute acidifiée sans filtration préalable. Il s'agit donc de métaux totaux.

### **Pesticides et substances médicamenteuses produites sur le bassin versant**

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 concentré 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.

#### **Filtres UV**

Pour les filtres UV, l'analyse est effectuée par extraction liquide-liquide avec du pentane, du pentane-ether 1:1 (v/v), puis de l'éther sur 700 mL d'eau brute. L'extrait organique est ensuite purifié sur phase solide (SG 60) puis analysé par GC-MS en mode SIM. Les limites de détection et quantification sont données en annexe 2.

#### **Muscs polycycliques**

L'analyse des muscs polycycliques est effectuée par extraction liquide-liquide avec de l'hexane sur 700 mL d'eau brute. L'extrait organique est ensuite purifié sur phase solide (SG 60) puis injecté sur GC-MS en mode SIM. Les limites de détection et de quantification sont données en l'annexe 2.

#### **Phtalates**

Le dosage des phtalates est effectué par GC-MS après extraction de 1 litre d'eau par un mélange dichlorométhane - acétate d'éthyle. Les limites de quantification sont données en annexe 2.

### **3.1.2 Analyse des sédiments**

#### **Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)**

10 g de sédiment sec et 5 g de cuivre activé sont extraits par Soxhlet (hexane : acétone, 75:25 v/v). L'extrait est ensuite purifié par chromatographie de perméation sur gel (GPC) (hexane : dichlorométhane, 5 mL/min) et extraction sur silicagel 60 (3 g, 3 % d'eau, 3 fractions). Les HAP sont ensuite dosés par GC-MSD en mode SIM. Les résultats sont corrigés en tenant compte du blanc et du rendement des extractions. Les limites de détection et quantification sont données en annexe 3.

La méthode d'extraction et purification a été utilisée lors de l'exercice d'intercalibration CIL (Cambridge Isotope Laboratories / Cerilliant Corporation, Second Round International Interlaboratory Study on Sediment and Fish Tissue Reference Materials). Les résultats obtenus par le laboratoire de l'EPFL étaient en conformité avec les résultats certifiés.

#### **Phtalates**

Le dosage des phtalates est effectué par GC-MS après extraction de 10 g de sédiments par un mélange dichlorométhane - acétone. Les limites de quantification sont données en annexe 3.

#### **Filtres UV**

La recherche des filtres UV a été effectuée selon la méthode de Plagellat (PLAGELLAT et *al.*, 2006). 20 g de sédiments humides sont mis en suspension avec 50 mL d'eau et 6 g NaCl. Le mélange est extrait avec 20 mL de pentane:acétone (1/1), 2x 20 mL de pentane-ether (1/1) et 1x 20 mL d'éther-dichlorométhane (4/1). Chaque extraction est effectuée en agitant le mélange 30 minutes et en centrifugeant 10 minutes à chaque fois. Une purification des phases organiques (somme des 4 fractions) est effectuée par GPC (hexane: dichlorométhane, 5 mL/min) et silicagel 60 (5 g, 1.5 % d'eau, 4 fractions). La quantification est effectuée par GC-MSD (SIM) avec un standard interne CB77 Carbone-13, sauf pour l'OT (octyl-triazone) qui est dosé par HPLC-DAD. Les résultats sont corrigés en tenant compte du blanc et du rendement des extractions. Les limites de détection et de quantification sont données en l'annexe 3.

#### **Retardateurs de flamme polybromés (PBDE)**

10 g de sédiment sec et 5 g de cuivre activé sont extraits par Soxhlet (hexane : acétone, 75 :25 v/v). L'extrait est ensuite purifié par chromatographie de perméation sur gel (GPC) (hexane : dichlorométhane, 5 mL/min) et extraction sur silicagel 60 (3 g, 3 % d'eau, 3 fractions). Les PBDE sont ensuite dosés par GC-MSD avec une ionisation chimique négative (NCI) et détectés en mode SIM. La quantification est effectuée avec l'utilisation d'un standard interne CB77 Carbone-13 et les résultats sont corrigés en tenant compte du blanc et du rendement des extractions. Les limites de détection et quantification sont données en annexe 3.

La méthode d'extraction et purification a été utilisée lors de l'exercice d'intercalibration CIL (Cambridge Isotope Laboratories / Cerilliant Corporation, Second Round International Interlaboratory Study on Sediment and Fish Tissue Reference Materials). Les résultats obtenus par le laboratoire de l'EPFL étaient en conformité avec les résultats certifiés. Les limites de détection et de quantification sont données en l'annexe 3.

#### **Pesticides organochlorés semi-volatils**

Ces substances ont été recherchées selon une méthode multi-résidus : 5-10 g de sédiments sont mélangés à 5 g d'hydromatrix, puis extraits par ASE (Accelerated Solvent Extraction) au moyen d'un mélange 1:1 (v/v) dichlorométhane/acétone pendant 10 min. à 120 bar et une température de 10°C, puis une deuxième fois sous les mêmes conditions par le même mélange acidifié à pH 2. Après élimination de la phase aqueuse et de l'acétone, l'extrait organique est purifié sur florisil puis analysé par chromatographie en phase gazeuse avec plusieurs types de détecteurs (ECD, NPD, MS). Les limites de quantification sont données en annexe 3.

### 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 2007 par la CIPEL font l'objet du rapport de STRAWCZINSKI (2008).

Le laboratoire départemental d'analyses de la Drôme-Valence (LDA-26) est accrédité par le Comité français d'accréditation (COFRAC), avec notamment un programme spécifique sur les boues et les sédiments.

## 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 mai 2007. Léman - Grand Lac (Station SHL 2).

Table 1 : Survey done on May 25, 2007. Lake Geneva - Grand Lac (SHL 2).

Profondeur (m)	Plomb (µg/L)	Cadmium (µg/L)	Chrome (µg/L)	Cuivre (µg/L)	Aluminium	Mercure (µg/L)
1	< 0.5	< 0.02	< 0.1	1	< 10	< 0.1
30	< 0.5	< 0.02	< 0.1	5	< 10	< 0.1
100	< 0.5	< 0.02	< 0.1	5	< 10	< 0.1
305	< 0.5	< 0.02	< 0.1	3	< 10	< 0.1

Tableau 2 : Campagne du 15 octobre 2007. Léman - Grand Lac (Station SHL 2).

Table 2 : Survey done on October 15, 2007. Lake Geneva - Grand Lac (SHL 2).

Profondeur (m)	Plomb (µg/L)	Cadmium (µg/L)	Chrome (µg/L)	Cuivre (µg/L)	Aluminium (µ/L)	Mercure (µg/L)
0	< 0.5	< 0.02	< 0.1	4	< 10	< 0.1
1	< 0.5	< 0.02	< 0.1	3	< 10	< 0.1
5	< 0.5	< 0.02	< 0.1	3	< 10	< 0.1
7.5	< 0.5	< 0.02	< 0.1	3	< 10	< 0.1
10	< 0.5	< 0.02	< 0.1	2	< 10	< 0.1
30	< 0.5	< 0.02	< 0.1	2	< 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	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 <sup>1</sup>	10	3	50 <sup>2</sup>	2'000	6 <sup>3</sup>
CE <sup>4</sup>	10	5	50	2'000	1
OSEC <sup>5</sup>	T	-	-	-	-
	L	10	5	20 <sup>6</sup>	1'500

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

<sup>2</sup> = Teneurs totales.

<sup>3</sup> = Mercure inorganique.

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

<sup>5</sup> = Ordonnance sur les Substances Etrangères et les Composants (1995) (Office central fédéral des imprimés et du matériel, 3003 Berne).

T = 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).

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

<sup>6</sup> = 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)	Mercuré (µg/L)
total <sup>7</sup>	10	0.2	5	5	0.03
dissous	1	0.05	2 <sup>8</sup>	2	0.01

<sup>7</sup> = 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.

<sup>8</sup> = Chrome trivalent et hexavalent.

**4.2 Pesticides (phytosanitaires)** (annexes 1, 4 et 5; figures 3, 4 et 5)

En 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 EDDER *et al.*, 2007). Les résultats de l'année 2007 étaient donc attendus avec beaucoup d'attention afin de vérifier la confirmation de cette perspective réjouissante.

Les résultats détaillés des campagnes de mesures réalisées en mai et septembre 2007 sont donnés en annexes 4 et 5.

Les figures 3 et 4 montrent l'évolution des concentrations en pesticides totaux et plus spécifiquement pour ceux présents en plus fortes quantités entre les campagnes 2004-2007.

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 ajoutées dans les programmes de surveillance de la qualité des eaux.

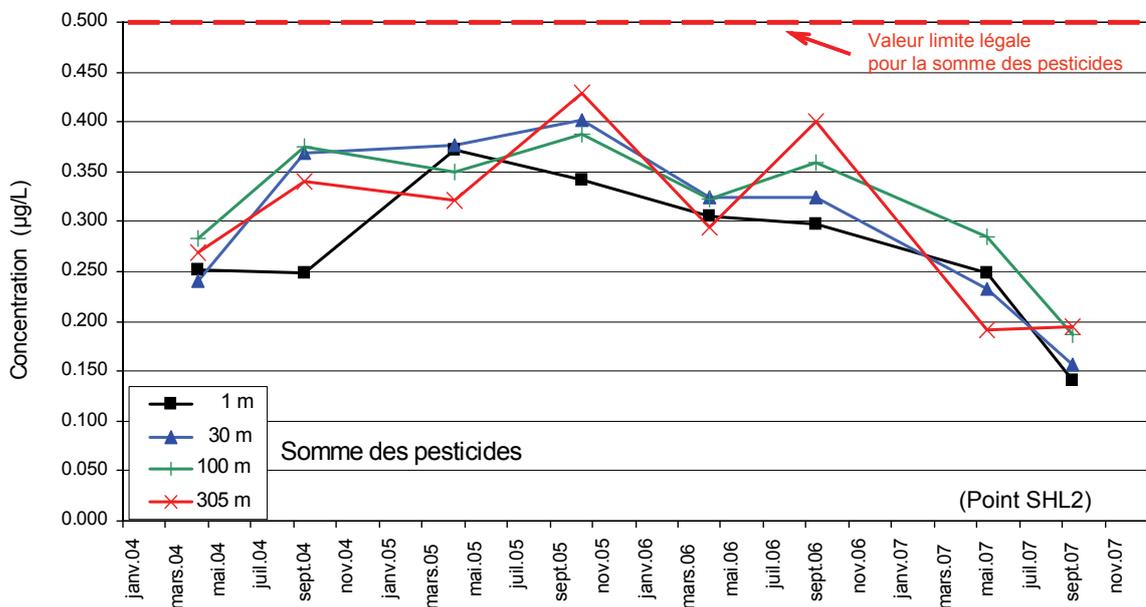


Figure 3 : Evolution des concentrations en pesticides totaux recherchés au centre du Léman (station SHL2) de 2004 à 2007 pour 4 profondeurs.

Figure 3 : Change in the total concentrations of the pesticides tested for the center of Lake Geneva (SHL2) between 2004 and 2007 at 4 depths.

L'évolution des concentrations du foramsulfuron (herbicide) montre que la situation, très inquiétante en 2005, s'est heureusement améliorée grâce à une réduction sensible des apports (BERNARD *et al.*, 2006 et 2007). La concentration moyenne en foramsulfuron se situe aujourd'hui aux alentours de 0.01 µg/L et a donc baissé d'un facteur 8 en l'espace de deux ans. Cette tendance se confirme également pour d'autres pesticides comme l'amidosulfuron, le métalaxyl ou le métolachlore, issus d'apports industriels.

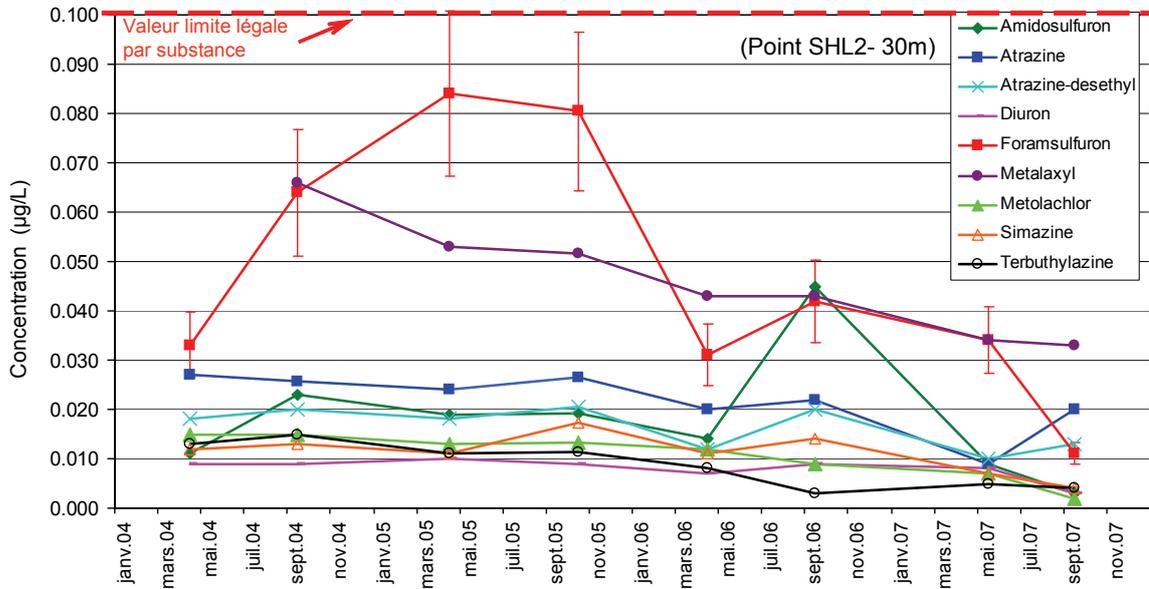


Figure 4 : Evolution des concentrations en divers pesticides au centre du Léman (station SHL2) de 2004 à 2007.

Figure 4 : Change in some pesticide concentrations in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2004 and 2007.

Il est encourageant de constater que deux ans après l'alerte de la CIPEL, les mesures prises quant à la réduction des rejets par les industries ont été efficaces et qu'aujourd'hui, il est possible de constater 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.

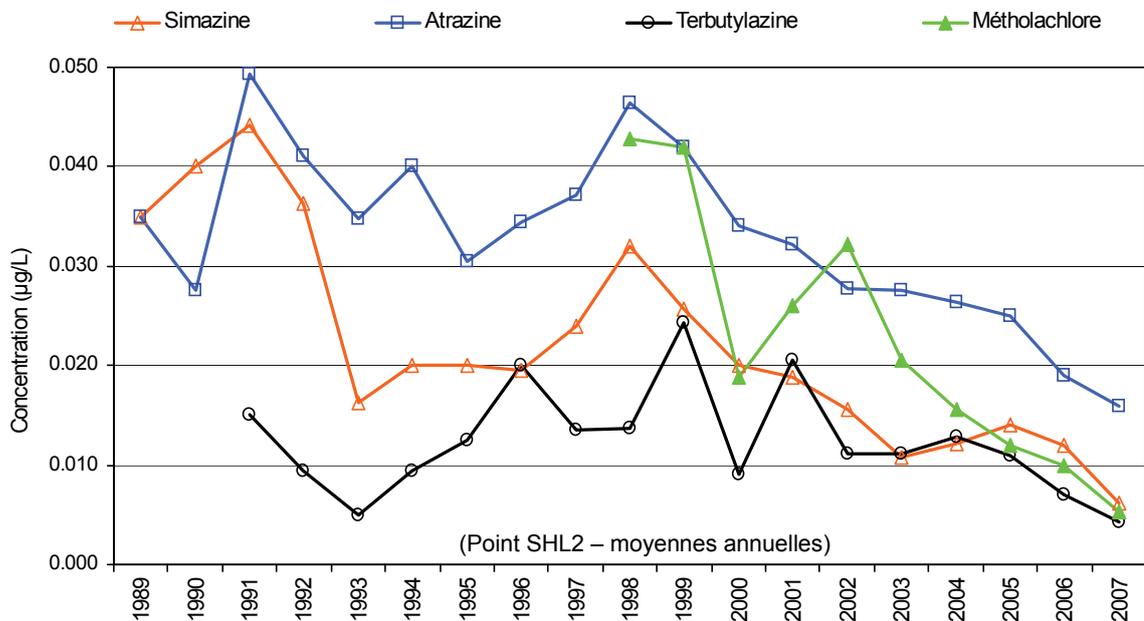


Figure 5 : Evolution des concentrations en divers pesticides au centre du Léman (station SHL2) entre 1989 et 2007.

Figure 5 : Change in some pesticide concentrations in the center of Lake Geneva (SHL2) between 1989 and 2007.

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 certaines substances utilisées depuis longtemps en agriculture, en vérifiant qu'elle ne soit pas la conséquence de l'utilisation de produits de substitution.

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 Circulaire du 7 mai 2007 (Circulaire 2007/23) définit les "normes de qualité environnementale provisoires (NQE<sub>p</sub>)" des 41 substances impliquées dans l'évaluation de l'état chimique des masses d'eau ainsi que des substances pertinentes du programme national de réduction des substances dangereuses dans l'eau. Ces normes varient selon les substances et il n'y a pas de valeur totale.

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.

### 4.3 Médicaments (annexes 4 et 5, figure 6)

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 campagnes de mesures faites en mai et septembre 2007 sont donnés en annexes 4 et 5.

L'origine de la présence de ces substances dans les eaux du lac provient d'une part de leur utilisation en médecine humaine et d'autre part des rejets issus de l'industrie qui les fabrique dans le Chablais valaisan (BERNARD et al., 2007 et EDDER et al., 2007). Comme pour les pesticides, des mesures ont été prises courant 2007 par l'Etat du Valais afin de diminuer les rejets dus à cette industrie. La figure 6 présente les teneurs mesurées dans le lac au point SHL2 depuis 2006 et semble indiquer qu'il y a une tendance à la baisse. Il faut toutefois rester prudent avec cette interprétation, car en prenant en compte les incertitudes de mesures (~25 %) et du fait qu'il y a encore des apports assez importants dus aux rejets industriels (BERNARD et ARNOLD, 2008), cette diminution est assez faible. Ceci devra être confirmé en 2008.

Comme pour le suivi des pesticides, la CIPEL a initié un inventaire des substances médicamenteuses utilisées dans le bassin versant suisse du Léman.

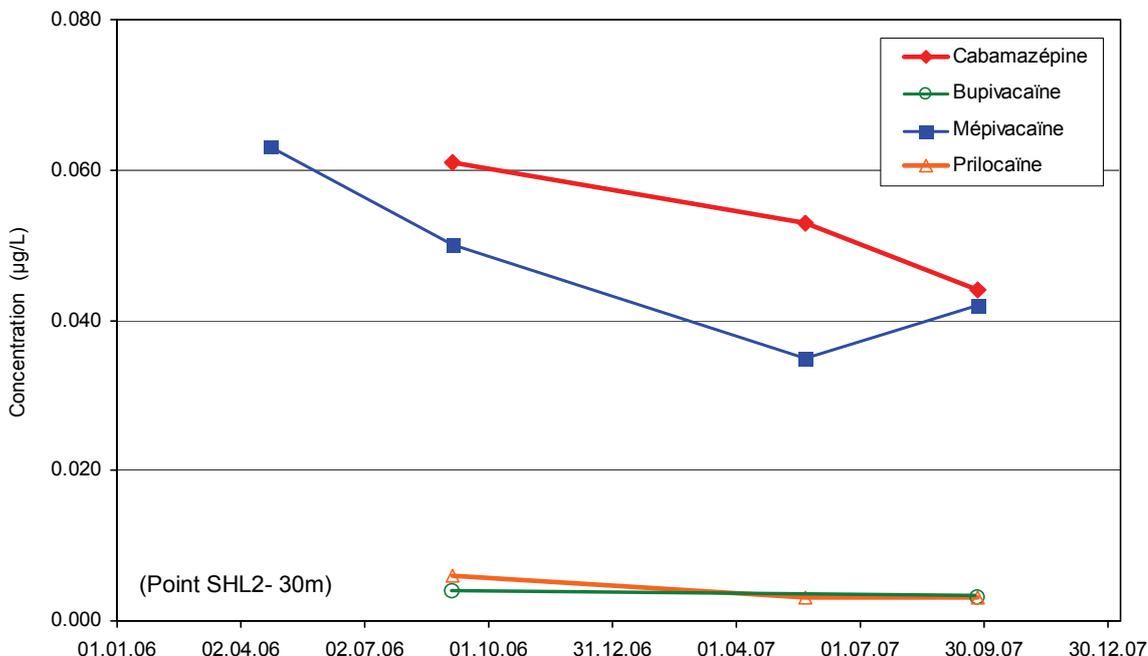


Figure 6 : Evolution des concentrations en mépivacaïne, carbamazépine, bupivacaïne et prilocaïne depuis 2006 au centre du Léman (station SHL2).

Figure 6 : Change in mepivacain, carbamazepine, bupivacaine and prilocaïne concentrations from 2006 in the center of Lake Geneva (SHL2).

#### 4.4 Produits cosmétiques et phtalates (annexes 6 et 7)

Les résultats obtenus pour les micropolluants de type produits cosmétiques sont présentés en annexe 6.

##### Muscs polycycliques

Les muscs polycycliques sont des fragrances fréquemment utilisées dans la parfumerie et notamment dans l'industrie des produits lessiviels. Ces analyses avaient déjà été menées en 2006 (EDDER et al., 2007) mais une confirmation des résultats d'alors était souhaitée. Les résultats présentés en annexe 6 montrent que trois de ces substances sont présentes (pas systématiquement quantifiées toutefois) dans les eaux : le galaxolide entre 4.2 et 11.3 ng/L, le tonalide entre 0.7 et 2.9 ng/L et le celestolide proche de la limite de quantification. En prenant en compte les incertitudes de mesure et les concentrations proches du seuil de détection, les valeurs peuvent être considérées comme relativement homogènes. Les trois muscs mesurés correspondent d'ailleurs à ceux mesurés dans les eaux épurées à la sortie des STEP, avec des valeurs moyennes sur 7 jours de 770 ng/L pour le galaxolide, 320 ng/L pour le tonalide et 40 ng/L 2 jours sur 7 pour le celestolide (KUPPER et al., 2006).

Il existe relativement peu de données écotoxicologiques sur les muscs polycycliques et il est donc difficile d'évaluer les risques. Cependant, ces substances sont connues pour avoir la capacité de se fixer aisément dans les tissus (y compris les tissus humains) et sont susceptibles de se bio-accumuler, notamment dans les poissons car elles présentent des  $\log K_{ow}$  (coefficient de partage eau-octanol) de 5.9 pour le galaxolide et de 4.6 pour le tonalide (JOSS et al., 2005). Rappelons ici que les substances dont le  $\log K_{ow}$  est supérieur à 3 peuvent présenter un risque de bio-accumulation.

Les commentaires exprimés précédemment (EDDER et al., 2007) lors de la campagne 2006 mentionnaient que ces molécules polycycliques (donc riches en doubles liaisons conjuguées) étaient vraisemblablement dégradées - lors d'un traitement de potabilisation de l'eau - par l'ozone. Les résultats obtenus pour cette campagne montrent que certains muscs sont partiellement retenus au moyen de filières (Lutry, St-Sulpice) qui ne comprennent pourtant pas l'usage d'un oxydant ou d'un adsorbant.

Pour le galaxolide, la meilleure performance de l'ultrafiltration sur membrane (seuil de coupure théorique : 10 nm correspondant approximativement<sup>1</sup> à un poids moléculaire de 10'000 Da) ne peut pas être expliquée à la seule lumière de la taille de la molécule retenue. Celle-ci devrait théoriquement passer (VON GUNTEN, 2005) au travers de pores "aussi larges"  $M(\text{galaxolide}) = 258 \text{ g/mol}$  ; quant aux lits de sables de quartz, leur finesse de filtration est de plusieurs décades moins efficace<sup>2</sup>.

Il faut admettre alors que d'autres phénomènes sont en jeu surtout si l'on compare l'abattement du galaxolide avec celui du méthoxycinnamate d'octyle (OMC). Ce dernier n'est manifestement pas retenu au sein des deux filières lausannoises alors que son poids moléculaire  $M(\text{OMC}) = 290 \text{ g/mol}$  est du même ordre de grandeur.

Il est probable que les deux composés musqués soient adsorbés sur des matrices organiques (acides humiques ?) de dimensions plus importantes et par conséquent éliminés lors des filtrations. Il a été démontré que le galaxolide était retenu lors de filtration sur berge (BRUCHET et al., 2006) ou lors d'adsorption sur charbons actifs (JANEX-HABIBI et al., 2004), l'adsorption sur boues pouvant jouer aussi un rôle important. Aussi, chacune des étapes d'un traitement d'eau apporte un abattement des substances indésirables comme il l'avait été démontré pour les pesticides (EDDER et al., 2006).

En tout état de cause, ces résultats indiquent que l'on peut difficilement présager du comportement d'une molécule en mettant simplement en regard son poids moléculaire avec la porosité annoncée du filtre utilisé. On ne peut donc pas s'affranchir des interactions (hydrophobes, hydrogène) de la substance étudiée avec son milieu environnant (polysaccharides, acides humiques, fulviques, protéines etc.) ainsi même qu'avec le filtre en question.

##### Filtres UV

Les résultats obtenus dans l'étude effectuée en 2006 étaient difficiles à interpréter et des problèmes analytiques n'avaient alors pas été exclus (par exemple des contaminations). Il était donc nécessaire de refaire ces analyses en portant une attention particulière aux prélèvements afin d'éviter tout risque de contamination. Les résultats sont présentés dans l'annexe 6, et montrent bien que les valeurs présentées l'année dernière comportaient des erreurs. Seul le méthoxycinnamate d'octyle (OMC) a été mis en évidence dans le Léman en 2007 et dans des teneurs beaucoup plus faibles, au centre du lac (SHL2) de l'ordre de 31 ng/L entre 5-10 m et 2 ng/L entre 100 et 200 m, et sur le pourtour du lac, entre 0.7 et 1.1 ng/L aux alentours de 30 m. Ceci démontre bien le caractère hydrophobe de ces substances qui s'adsorbent fortement dans les boues de station d'épuration (PLAGELLAT et al., 2006) et présentent un risque de bio-accumulation en regard d'un coefficient de partage eau-octanol élevé ( $K_{ow}$  supérieurs à  $10^6$ , pour le méthoxycinnamate d'octyle pris en compte ici) (PLAGELLAT, 2004).

A la différence des muscs polycycliques, les filtres UV ne semblent pas être retenus par les traitements de potabilisation qui relèvent d'un mode séparatif (filtration, ultrafiltration). Les teneurs rencontrées dans les eaux brutes sont intégralement retrouvées en sortie de station. Les teneurs mesurées restent toutefois très faibles et il est donc malaisé d'en tirer des conclusions définitives.

<sup>1</sup> Les correspondances de ce type sont toutefois réalisées à partir de polyéthylène glycols.

<sup>2</sup> On admet que seules les matières en suspension de tailles supérieures à 30-50  $\mu\text{m}$  sont retenues par les lits de sable.

## **Phtalates**

Les phtalates sont des additifs utilisés dans les matières plastiques afin de conférer au produit une certaine souplesse et dans nombre d'autres produits. Ils sont utilisés très fréquemment et sont aujourd'hui des contaminants majeurs ubiquistes (environnement, alimentations, matériaux, etc.). Les résultats présentés en annexe 6 montrent la présence de deux phtalates, le dibutyl phtalate (DBP) et le bis(2-ethylhexyl)phtalate (DEHP), tous deux beaucoup utilisés dans les polymères de chlorure de vinyle (PVC), d'acétate de vinyle et de cellulose.

Les concentrations mesurées sont élevées par rapport à d'autres micropolluants organiques, puisque comprises entre 700 et 1000 ng/L. A titre de comparaison, les teneurs les plus importantes mesurées pour les pesticides sont de l'ordre de 30-40 ng/L. Les limites de quantification de la méthode analytique étant élevées, il est vraisemblable qu'une fraction importante des représentants de cette catégorie de micropolluants doit être occultée; par conséquent, le niveau réel de contamination est certainement fortement sous-estimé.

La persistance des phtalates dans l'eau est relativement longue avec des demi-vies de 5 à 30 jours (Gouvernement du Canada, 1994a ; 1994b), mais ils ont une forte tendance à s'adsorber sur les matières en suspension et dans les sédiments (cf. paragraphe 5.2).

A l'heure actuelle, il n'existe pas de norme pour les teneurs en phtalates dans l'eau potable ; au demeurant, ces substances n'ont pas été mises en évidence lors de cette campagne pour les eaux brutes (des stations de traitement) et a fortiori dans les eaux potabilisées. Aussi, il est impossible ici d'évaluer l'efficacité des traitements à l'égard de ces substances. La méthode analytique utilisée est peu sensible et les valeurs mesurées dans les eaux du lac sont proches des limites de détection. La toxicologie aiguë des différents phtalates commercialisés est généralement très faible. Les expérimentations animales ont montré qu'après des expositions répétées, les organes cibles sont le foie et les organes génitaux (INRS 2003 et 2004) avec des effets sur la reproduction. Ils n'affichent cependant pas de potentiel cancérigène ou génotoxique et ne devraient pas être bio-accumulés. Le niveau NOAEL - no observed adverse effects level - estimé sur les rats est de 152 mg·kg<sup>-1</sup>·j<sup>-1</sup> pour le DBP et de 4.8 mg·kg<sup>-1</sup>·j<sup>-1</sup> pour le DEHP.

Avec un facteur de sécurité de 100, on obtient donc des doses admissibles journalières (ADI-admissible daily intake) pour l'homme de 1'500 µg·kg<sup>-1</sup>·j<sup>-1</sup> et de 48 µg·kg<sup>-1</sup>·j<sup>-1</sup>. Dans l'hypothèse (peu vraisemblable) où les traitements de potabilisation ne permettraient que de faibles abattements des phtalates, la consommation de 2 litres d'eau par jour ne provoquerait qu'une faible exposition, bien inférieure (d'un facteur 1'000) aux ADI.

## **5. MICROPOLLUANTS DANS LES SÉDIMENTS**

Le but de cette campagne a été d'investiguer des substances encore peu recherchées jusqu'à présent dans les sédiments du Léman, en particulier certains micropolluants qui ont par ailleurs déjà pu être mis en évidence dans la phase aqueuse.

Tous les résultats sont présentés en détail en annexe 7.

### **5.1 Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (Tableaux 3, 4, 5 et annexe 7)**

Les HAP sont très peu solubles dans l'eau et s'adsorbent très rapidement sur les particules en suspension, c'est pourquoi ils n'ont d'ailleurs pas été mis en évidence dans les échantillons d'eau du Léman lors de la campagne d'analyses de 2006 (EDDER et al., 2007). Les résultats d'analyses dans les sédiments mettent en évidence 17 substances avec des concentrations nettement au-dessus du seuil de détection, pour chacun des sites prospecté. Les concentrations totales varient de moins de 400 µg/kg de matière sèche (MS) dans la réserve des Grangettes à plus de 4'500 µg/kg de MS dans la baie de Vidy.

Les sédiments les plus contaminés sont ceux de la baie de Vidy, suivis par ordre décroissant de concentrations du site GE3, du delta de la Dranse, du site SHL2 et enfin des Grangettes. Cette classification est nettement moins évidente pour les autres paramètres analysés lors de cette campagne.

L'étude réalisée en 2007 dans les sédiments de la baie de Vidy dans la zone de sortie de l'exutoire de la station d'épuration (Institut F.-A. FOREL, 2007, annexe 4d.4), confirme bien la contamination élevée des HAP à cet endroit.

Les teneurs mesurées dans les sédiments du Léman sont par ailleurs assez semblables à celles mesurées dans les sédiments de dix rivières suisses où les concentrations varient entre 78 et 1'142 µg/kg (OFEFP, 2003) (Tableau 3).

En 2005, l'Agence de l'Eau RM&C a réalisé pour le compte du Ministère de l'Ecologie une campagne exceptionnelle visant à établir un état des lieux de la contamination des milieux aquatiques par les substances dangereuses en France (INERIS, 2005). Un prélèvement a été effectué dans les sédiments du Léman. Pour certaines substances de la famille des HAP, les résultats de la campagne CIPEL de 2007 varient entre 72 et 228 µg/kg MS et sont du même ordre de grandeur que ceux de la campagne de l'Agence de l'Eau RM&C qui s'évaluent entre 48 et 253 µg/kg MS (Tableau 4).

En comparaison avec les propositions de critères de qualité canadienne pour la protection de la vie aquatique (cf. ISQG - annexe 7), on peut faire les observations suivantes : pratiquement toutes les teneurs individuelles en HAP des sédiments des Grangettes remplissent ces critères. Certains HAP aux points SHL2 et GE3 ainsi que du delta de la Dranse sont légèrement supérieurs ; ceux de la baie de Vidy sont en revanche bien supérieurs.

Enfin, des recherches bibliographiques montrent que globalement, les concentrations en HAP mesurées dans les sédiments de plusieurs lacs d'Europe et du monde, affichent des teneurs semblables à celles mesurées dans les sédiments du Léman (cf. Tableau 5). Il est difficile d'interpréter ces valeurs dans la mesure où il n'existe pas de norme de qualité. Les seules normes existantes portent sur les concentrations dans l'eau (cf. Circulaire 2007/23 du Ministère en charge de l'écologie datée du 7 mai 2007).

Tableau 3 : Concentrations en HAP mesurées dans les sédiments de 10 rivières suisses (Médiane de la teneur totale en HAP).

Table 3 : HAP concentrations found in the sediments of 10 Swiss rivers (Median of the total HAP content).

Rivière (station)	Médiane de la somme HAP µg/kg MS (matière sèche)
Limmat (Ennetturgi)	1'140
Birse (Duggingen)	1'050
Rhin (Ellikon)	700
Aar (Döttingen)	630
Thour (Flaach)	440
Reuss (Birmensdorf)	360
Rhône (Chancy)	250
Rhône (Bouveret)	130
Inn (Susch)	100
Tessin (Gudo)	80

Tableau 4 : Concentrations en HAP mesurées dans les sédiments du Léman le 28.10.2005 (INERIS, 2005 et CIPEL, 2007).

Table 4 : Concentrations of HAP found in the sediments of Lake Geneva on 28.OCT.2005 (INERIS 2005 and CIPEL 2007).

HAP	INERIS, 2005	CIPEL, 2007
	µg/kg MS	valeur moyenne des 5 sites µg/kg MS
Fluoranthène	253	230
Benzo(b)fluoranthène	149	200
Benzo(a)pyrène	112	120
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	102	180
Benzo(k)fluoranthène	78	70
Benzo(g,h,i)pérylène	48	80

Tableau 5 : Concentrations en HAP mesurées dans les sédiments de plusieurs lacs d'Europe et du monde.

Table 5 : Concentrations of HAP found in the sediments of several lakes in Europe and worldwide.

Lac	Valeur en µg/kg MS	Références
Léman	370 à 4'600	annexe 7
Hangzhou (Chine)	310 à 3'000	ZHU, et al., 2005
Ganzirri (Italie - Sicile)	7.4 à 5'800	GIACALONE et al., 2004
Cima (Pérou)	4'300	GOMES, et al., 2003
Annecy (France)	1'430	NAFFRECHOUX, et al., 2000
Région du delta Mackenzie (Nord Canada)	20 à 200	HEADLEY, et al., 2002
Planina (Slovenie)	5	MURI, et al., 2003
Baikal, Lagoga, Onega	870	KIRSO, et al., 2002

## 5.2 Phtalates

Les résultats d'analyses mettent en évidence trois types de phtalates : le dibutyl phtalate (DBP) présent dans 4 sites sauf aux Grangettes, le diéthyl phtalate présent uniquement dans la baie de Vidy, et le bis(2-ethylhexyl)phtalate (DEHP) présent dans les 5 sites avec une concentration nettement plus élevée dans la baie de Vidy.

D'après la littérature, les phtalates ont aussi été retrouvés dans les sédiments d'autres lacs. On peut notamment citer la présence de bis (2-ethylhexyl) phtalate dans les sédiments de lacs suédois (HAARSTAD et BORCH, 2004).

Les concentrations mesurées pour cette substance dans les sédiments du Léman sont assez semblables à celles de sédiments de lacs et de rivières allemandes qui varient entre 210 et 8'440 µg/kg (FROMMEA et al., 2002).

### 5.3 Retardateurs de flamme polybromés (PBDE) (Tableau 6)

Les PBDE (poly éther diphenylique bromé) sont très abondamment utilisés dans l'industrie, notamment pour leurs propriétés ignifuges et ils sont présents dans de nombreux objets de la vie courante (textiles, plastiques, peintures, téléviseurs, tapis, voitures, ordinateurs et autres appareils électriques).

Les molécules de BDE (éther diphenylique bromé) ont une structure semblable à celle des polychlorés biphenyles (PCB), qui sont considérés comme des cancérigènes probables et peuvent causer des anomalies congénitales, des dommages neurologiques et des déséquilibres de l'activité thyroïdienne.

Les PBDE sont des substances très recherchées depuis plusieurs années dans l'environnement. Elles sont régulièrement détectées dans les sédiments, l'atmosphère, les boues de station d'épuration mais aussi dans les poissons, les oiseaux, les mammifères marins, les tissus humains, le lait maternel et le sang. On s'interroge encore cependant sur leurs effets potentiels.

Il existe de nombreuses études sur les PBDE et on trouve un grand nombre de références dans la littérature, notamment dans celle émanant du Canada où aucune réglementation ne limite pour l'instant leur utilisation contrairement à l'Union européenne qui a interdit, en août 2004, l'utilisation et la commercialisation de la plupart des PBDE (cf. Directive 2003/11/CE).

Les PBDE sont bien retenus dans les boues des stations d'épuration des eaux usées. Les valeurs moyennes pour 17 stations d'épuration en Suisse sont comprises entre 0.1 µg/kg (BDE 119) et 310 µg/kg (BDE 209). Les BDE les plus importants étant les BDE 209, BDE 47 et BDE 99. (KUPPER et al., 2008).

Les résultats d'analyses des sédiments du Léman montrent que les PBDE sont présents dans chacun des 5 sites étudiés, avec des concentrations qui varient de 1.9 µg/kg MS dans les sédiments des Grangettes à 127 µg/kg MS dans ceux de la baie de Vidy.

Mis à part les concentrations nettement plus élevées dans les sédiments issus de la baie de Vidy, les autres sites présentent des teneurs d'un ordre de grandeur comparable à ceux d'autres lacs ou rivières (Tableau 6).

Tableau 6 : Concentrations totales mesurées en PBDE dans les sédiments de plusieurs lacs d'Europe et du monde.

Table 6 : Total concentrations of PBDEs found in the sediments of several Lakes in Europe and worldwide..

Lac / Rivière	Teneur en µg/kg MS	Références
Léman	de 1.9 à 130	Annexe 7
Danube	de 0.32 à 1.06	MOCHE et al., 2004
Lac Majeur (italo-suisse)	5.1	VIVES et al., 2007
Lac Ellasjoen (Norvège)	0.73	EVENSET et al., 2007
Lac Winnipeg (Canada)	de 1.16 à 1.61	LAW, 2006
Lac Ontario (Canada)	de 4.85 à 6.33	SONG, 2005
Lac Erie (Canada)	de 1.83 à 1.95	SONG, 2005

Du fait de leur présence au sein de tous les niveaux trophiques, il pourrait être intéressant, à l'avenir, d'effectuer des mesures de ces substances dans la chair des poissons du Léman.

### 5.4 Pesticides organochlorés semi-volatils

Les résultats pour 25 types de pesticides analysés sont tous inférieurs au seuil de quantification. Ils sont donnés en annexe 7.

En revanche, l'étude réalisée en 2007 dans les sédiments de la baie de Vidy dans la zone de sortie de l'exutoire de la station d'épuration (Institut F.-A. FOREL, 2007, annexe 4d.3), avait montré la présence de deux de ces pesticides : l'heptachlore époxyde entre 0.37 et 45.12 µg/kg MS, et la dieldrine avec une concentration de 1.34 µg/kg MS. Les échantillons de la campagne CIPEL ont été analysés par le laboratoire de la Drôme, où le seuil de quantification pour ces deux substances est de 10 µg/kg de MS. Leur présence dans les sédiments de la baie de Vidy à des concentrations bien en-dessous de ce seuil, n'exclut cependant pas leur présence potentielle au sein des sédiments du Léman issus de la campagne CIPEL.

### 5.5 Filtres UV

Ces substances sont connues pour être résistantes aux biodégradations et photodégradations et donc susceptibles de parvenir dans l'environnement aquatique et d'y perdurer. De plus, elles présentent un caractère hydrophobe et s'adsorbent fortement. Elles ont donc été recherchées dans les sédiments du lac, d'autant plus que deux composés, le méthoxycinnamate d'octyle (OMC) et l'octocrylène (OC) ont été mis en évidence dans les eaux du Léman. Les résultats d'analyses dans les sédiments montrent que l'octocrylène est présent avec des concentrations élevées dans chacun des échantillons et notamment dans celui de la baie de Vidy.

Il est difficile d'interpréter ces résultats, dans la mesure où aucune autre valeur n'a été retrouvée dans la littérature pour d'autres sédiments de lacs.

## 6. 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 bien inférieures à la PNEC (Predicted no-effect concentration ; concentration prédite sans effet) qui est de 0.004 µg/L (CHÈVRE, 2007).

Plusieurs médicaments dont le lieu de production industrielle est situé sur le Rhône amont ont été mis en évidence. Pour ceux-ci, des mesures devront également être prises par les industries. 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.

Des recherches sur les sédiments d'autres lacs ont permis de citer à titre d'exemple des ordres de grandeur de concentrations mesurées pour certaines substances. On constate que certaines d'entre elles font l'objet de nombreux travaux de recherches et d'analyses, comme c'est le cas des PBDE. D'autres sont encore très peu étudiées dans l'environnement, comme les filtres UV par exemple. Il est difficile de comparer ces résultats avec ceux du Léman en raison des caractéristiques (pétrographie, hydrographie, relief, etc.) du bassin versant mais aussi de l'influence des rejets (urbains, agricoles, industriels) qui varient d'un lac à l'autre. Cette campagne a permis toutefois de mettre en évidence, dans les sédiments du Léman, la présence de substances émergentes qui n'étaient pas recherchées jusqu'à présent. Aussi seul un état des lieux a été dressé et les résultats obtenus ne permettent pas de tirer ici des conclusions quant à l'impact de ces polluants sur les organismes aquatiques.

Enfin, cet état des lieux de l'état de la contamination des sédiments par ces divers types de micropolluants, mériterait peut-être que l'on s'intéresse à leur origine ainsi qu'à leur éventuelle présence dans la chair des poissons du lac.

Les analyses d'eaux potables après traitements dans les différentes stations situées sur le pourtour du Léman avaient montré antérieurement que seules les filières de potabilisation les plus complètes (incluant la filtration sur sables, l'ozonation, l'adsorption sur charbon actif abattaient de façon significative les micropolluants. Il paraît de plus en plus évident que chacune des étapes d'une filière de traitement permette de retrancher une fraction - variable - des substances à éliminer. Cette fraction dépend de la nature physico-chimique intrinsèque des substances en question (charge, taille, conformation spatiale, solubilité, polarisabilité, coefficients de partition etc.), du type et du dosage du traitement appliqué ainsi que du mode d'exploitation envisagé (régénération régulière des lits de charbons actifs). En outre, l'intégralité de la matrice aqueuse joue un rôle lors du processus de traitement tant du point de vue de son contenu en matières organiques naturelles que des éléments minéraux (les ions bromure ou manganéux réagissent à l'ozone par exemple).

## 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.
- BRUCHET, A., HOCHEREAU, C., RODRIGUES, J.-M. et JANEX-HABIBI, M.-L. (2006) : Composés pharmaceutiques et produits d'hygiène : analyse d'indicateurs pour l'évaluation du risque sanitaire. TSM 12, 43-51
- CCME, (1999, update 2002) : Canadian council of ministers of the environment. Canadian sediment quality guidelines for protection of aquatic life. Summary tables.
- CHEVRE, N. (2007) : Estimation de l'écotoxicité des substances retrouvées dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 173-186.
- 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.
- DIRECTIVE CE/657/2002 du Conseil du 12 août 2002 - Journal officiel des Communautés européennes du 17.08.2002
- DIRECTIVE 2003/11/CE du Parlement européen et du Conseil du 6 février 2003 – Journal officiel de l'Union européenne du 15.02.2003
- EDDER, P., ORTELLI, D., RAMSEIER, S. et CHEVRE, N. (2007) : Métaux et micropolluants organiques. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 65-87.
- EDDER, P., ORTELLI, D. et RAMSEIER, S. (2006) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux du Léman, Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2005, 59-81.
- EVENSET, A., et al: (2007) : Historical trends in persistent organic pollutants and metals recorded in sediment from Lake Ellasjoen, Bjornoya, Norwegian Arctic. Environ. Pollut., 146 (1), 196-205.
- GIACALONE, A., GIANGUZZA, A., MANNINO, M.R., ORECCHIO, S. et PIAZZESE, D. (2004) : Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of marine coastal lagoons in Messina, Italy. Extraction and GC/MS analysis, distribution and sources. Polycycl. Aromat. Comp., 24 (2), 135-149.
- GOMES, AD. et AZEVEDO, D.D., (2003) : Aliphatic and aromatic hydrocarbons in tropical recent sediments of Campos dos Goytacazes, RJ, Brazil. J. Brazilian Chem. Society, 14 (3), 358-368.
- GOUVERNEMENT DU CANADA, ENVIRONNEMENT CANADA ET SANTE CANADA (1994a) : Rapport d'évaluation du phthalate de dibutyle. Loi canadienne sur la prot. environ., 38p.
- GOUVERNEMENT DU CANADA, ENVIRONNEMENT CANADA ET SANTE CANADA (1994b) : Rapport d'évaluation du phthalate de bis(2-éthylhexyle). Loi canadienne sur la prot. environ., 52p.
- FROMMEA, H., KÜCHLERB, T., OTTOC, T., PILZC, K., MÜLLERB, J. et WENZELB, A. (2004) : Occurrence of phthalates and bisphenol A and F in the environment. Water Research, 36, Issue 6, 1429-1438.
- HAARSTAD, K. et BORCH, H., (2004) : Indications of hormonally active substances in municipal solid waste leachate: Mobilization and effect studies from Sweden and Norway. J. Environ. Sci. And Health Part A-toxic/hazardous Substances & Environmental Engineering, 39 (4), 901-913.
- HEADLEY, J.V., MARSH, P., AKRE, C.J., PERU, K.M. et LESACK, L. (2002) : Origin of polycyclic aromatic hydrocarbons in lake sediments of the Mackenzie Delta. J. of Environmental Science and Health, part A, 37 (7), 1159-1180.
- INERIS (2005) : Etat des lieux de la contamination des milieux aquatiques par les substances dangereuses. Campagne exceptionnelle 2005, 49p. [http://rsde.ineris.fr/XLS/fich\\_RMC\\_PE\\_NQ\\_Sed\\_\\_.xls](http://rsde.ineris.fr/XLS/fich_RMC_PE_NQ_Sed__.xls)
- INRS (2003) : Phtalate de dibutyle. Fiche toxicologique n°98, cahiers de notes documentaires – Hygiène et sécurité du travail, Paris.
- INRS (2004) : Phtalate de bis(2-éthylhexyle). Fiche toxicologique n°161, cahiers de notes documentaires – Hygiène et sécurité du travail, Paris.
- INSTITUT F.A. FOREL (2007) : Bilan et flux microbiologique dans la baie de Vidy (Lausanne). Rapp. final de l'étude, Serv. Assain. Ville Lausanne, 168p.
- JANEX-HABIBI, M.-L., BRUCHET, A. et TERNES, T. (2004) : Effet des traitements d'eau potable et d'épuration des eaux usées sur les résidus médicamenteux. Résultats du projet Poséidon. TSM, 11, 59-66.
- JOSS, A., KELLER, E., ALDER, A.C., GOEBEL, A., MC ARDELL, C.S., TERNES, T. et SIEGRIST, H. (2005) : Removal of pharmaceuticals and fragrances in biological wastewater treatment. Water Res., 39, 3139-3152.
- KIRSO, U., IRHA, N., PAALME, L., REZNIKOV, S. et MATVEYEV, A. (2002) : Levels and origin of PAHs in some big lakes. Polycycl. Aromat. Comp., 22 (3-4), 715-728.
- KUPPER, T., PLAGELLAT, C., BRÄNDLI, R.C., DE ALENCASTRO, L.F., GRANDJEAN, D. et TARRADELLAS, J., (2006): Fate and removal of polycyclic musks, UV filters and biocides during wastewater treatment. Water Research, 40, 2603-2612.
- KUPPER, T., DE ALENCASTRO, L.F., GATSIGAZI, R., FURRER, R., GRANDJEAN, D. et TARRADELLAS, J. (2008) : Concentrations and specific loads of brominated flame retardants in sewage sludge. Chemosphere, 71, 1173-1180.
- LAW, K., HALLDORSON, T., DANELL, R., STERN, G., GEWURTZ, S., ALAEE, M., MARVIN, C., WHITTLE, M. et TOMY, G. (2006) : Bioaccumulation and trophic transfer of some brominated flame retardants in a Lake Winnipeg (Canada) food web. Environ. Toxicol. Chem., 25 (8), 2177-2186.

- LAZZAROTTO, J., et RAPIN, F. (2008) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2007, 31-55.
- MOCHE, W., STEPHAN, K. et THANNER, G. (2004) : Bromierte Flammschutzmittel in der Aquatischen Umwelt. Umweltbundesamt GmbH, Wien.
- MURI, G., WAKEHAM, SG. ET FAGANELI, J. (2003) : Polycyclic aromatic hydrocarbons and black carbon in sediments of a remote alpine lake (Lake Planina, northwest Slovenia). Environ. Toxicol. Chem., 22 (5), 1009-1016.
- NAFFRECHOUX, E., COMBET, E., FANGET, B., PATUREL, L. et BERTHIER, F. (2000) : Occurrence and fate of PAHs from road runoff in the south drainage basin of Annecy Lake. Polycycl. Aromat. Comp., 18 (2), 149-159.
- OEaux (1998) : Ordonnance du 28 octobre 1998 sur la protection des Eaux (état au 1<sup>er</sup> janv. 2008) (Suisse).
- OFEFP (2003) : Micropolluants dans les sédiments. Cahier de l'environnement, n°353, OFEV, Berne.
- OMS (2006) : "Guidelines for Drinking-water Quality", first addendum to third edition", 3rd edition. Organisation Mondiale de la Santé, Geneva.
- OSEC (1995) : Ordonnance du 26 juin 1995 sur les Substances Etrangères et les Composants dans les denrées alimentaires (état 1<sup>er</sup> avril 2008) (Suisse).
- 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
- PLAGELLAT, C., KUPPER, T., FURRER, R., DE ALENCASTRO, L. F., GRANDJEAN, D. et TARRADELLAS, J. (2006) : Concentrations and specific loads of UV filters in sewage sludge originating from a monitoring network in Switzerland. Chemosphere, 62, 915-925.
- PLAGELLAT, C., (2004) : Origines et flux de biocides et de filtres UV dans les stations d'épuration des eaux usées. Thèse no 3053, EPFL, Lausanne.
- SIGG, L. (1992) : Les métaux lourds dans les cours d'eau. Nouvelles de l'EAWAG, 32, 32-35.
- SONG, WL., FORD, J.C., LI, A., STURCHIO, N.C., ROCKNE, K.J., BUCKLEY, D.R. et MILLS, W.J. (2005) : Polybrominated diphenyl ethers in the sediments of the Great Lakes. 3. Lakes Ontario and Erie. Environ. Sci. & Technol., 39 (15), 5600-5605.
- STRAWCZYNSKI, A. (2008) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2007, xx-xx.
- VIVES, I., CANUTI, E., CASTRO-JIMÉNEZ, J., CHRISTOPH, E.H., EISENREICH, S.J. HANKE, G., HUBER, T., MARIANI, G., MUELLER, A., SKEJO, H., UMLAUF, G. et WOLLGAST, J. (2007) : Occurrence of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs), polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in Lake Maggiore (Italy and Switzerland). J. Environ. Monitor., 9(6), 589-598.
- VON GUNTEN, U. (2005) : Verminderung der Konzentration von Spurenstoffen. GWA, 1, 53-59.
- ZHU, LZ., CAI, XF. et WANG, J. (2005) : PAHs in aquatic sediment in Hangzhou, China: Analytical methods, pollution pattern, risk assessment and sources. J. Environ. Sci. China, 17 (5), 748-755.

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

	Substance	Type	NumCAS	LQ [ $\mu\text{g/L}$ ]
1	Acetamidrid	Insecticide	135410-20-7	0.001
2	Acetochlor	Herbicide	34256-82-1	0.02
3	Acibenzolar-S-methyl	Régulateur croissance	135158-54-2	0.02
4	Aclonifen	Herbicide	74070-46-5	0.01
5	Alachlor	Herbicide	15972-60-8	0.005
6	Aldicarb	Insecticide	116-06-3	0.001
7	Aldicarb sulfoxide	Fongicide	1646-87-3	0.001
8	Aldoxycarb (Aldicarb sulfone)	Insecticide	1646-88-4	0.001
9	Amidosulfuron	Herbicide	120923-37-7	0.001
10	Amitrole	Herbicide	61-82-5	0.001
11	Asulam	Herbicide	3337-71-1	0.001
12	Atrazine	Herbicide	1912-24-9	0.001
13	Atrazine-2-hydroxy	Herbicide	2163-68-0	0.001
14	Atrazine-desethyl	Herbicide	6190-65-4	0.001
15	Atrazine-desethyl-2-hydroxy	Herbicide	19988-24-0	0.001
16	Atrazine-desethyl-desisopropyl	Herbicide	3397-62-4	0.001
17	Atrazine-desisopropyl	Herbicide	1007-28-9	0.001
18	Azaconazole	Fongicide	60207-31-0	0.001
19	Aziprotryne	Herbicide	4658-28-0	0.001
20	Azoxystrobin	Fongicide	131860-33-8	0.001
21	Benalaxyl	Fongicide	71626-11-4	0.001
22	Bendiocarb	Insecticide	22781-23-3	0.001
23	Benfuracarb	Insecticide	82560-54-1	0.02
24	Benodanil	Insecticide	15310-01-7	0.01
25	Benoxacor	Herbicide	98730-04-2	0.01
26	Bentazon	Herbicide	25057-89-0	0.001
27	Benthiavalcab isopropyl	Fongicide	177406-68-7	0.001
28	Benzoximate	Acaricide	29104-30-1	0.005
29	Bifenox	Herbicide	42576-02-3	0.02
30	Bitertanol	Fongicide	55179-31-2	0.001
31	Boscalid (Nicobifen)	Fongicide	188425-85-6	0.001
32	Bromacil	Herbicide	314-40-9	0.001
33	Bromuconazole	Fongicide	116255-48-2	0.001
34	Bupirimate	Fongicide	41483-43-6	0.001
35	Buprofezin	Insecticide	69327-76-0	0.001
36	Butocarboxim	Insecticide	34681-10-2	0.001
37	Carbaryl	Insecticide	63-25-2	0.001
38	Carbendazim	Fongicide	10605-21-7	0.001
39	Carbofuran	Insecticide	1563-66-2	0.001
40	Carboxin	Fongicide	5234-68-4	0.001
41	Chlorbromuron	Herbicide	13360-45-7	0.001
42	Chlorfenapyr	Acaricide	122453-73-0	0.02
43	Chlorfluaazuron	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 [ $\mu\text{g/L}$ ]
63	Diclobutrazol	Fongicide	75736-33-3	0.001
64	Dicrotophos	Insecticide	141-66-2	0.001
65	Diethofencarb	Fongicide	87130-20-9	0.02
66	Difenoconazol	Fongicide	119446-68-3	0.001
67	Difenoxyuron	Herbicide	14214-32-5	0.001
68	Diflubenzuron	Insecticide	35367-38-5	0.01
69	Diflufenican	Herbicide	83164-33-4	0.001
70	Dimefuron	Herbicide	34205-21-5	0.001
71	Dimethachlor	Herbicide	50563-36-5	0.001
72	Dimethenamid	Herbicide	87674-68-8	0.001
73	Dimethoate	Insecticide	60-51-5	0.001
74	Dimethomorph	Fongicide	110488-70-5	0.001
75	Dimetilan	Insecticide	644-64-4	0.001
76	Diniconazole	Fongicide	83657-24-3	0.001
77	Dinoseb	Herbicide	88-85-7	0.1
78	Dinoterb	Herbicide	1420-07-1	0.02
79	Dioxacarb	Insecticide	6988-21-2	0.001
80	Diphenylamine	Insecticide	122-39-4	0.1
81	Disulfoton	Insecticide	298-04-4	0.1
82	Diuron	Herbicide	330-54-1	0.001
83	Dodemorph	Fongicide	1593-77-7	0.005
84	Epoxiconazole	Fongicide	106325-08-0	0.001
85	Etaconazole	Fongicide	60207-93-4	0.001
86	Ethiofencarb	Insecticide	29973-13-5	0.001
87	Ethoxyquin	Fongicide	91-53-2	0.05
88	Ethoxysulfuron	Herbicide	126801-58-9	0.001
89	Fenamidone	Fongicide	161326-34-7	0.001
90	Fenamiphos	Nematicide	22224-92-6	0.001
91	Fenarimol	Fongicide	60168-88-9	0.001
92	Fenazaquin	Acaricide	120928-09-8	0.02
93	Fenbuconazole	Fongicide	114369-43-6	0.001
94	Fenhexamide	Fongicide	126833-17-8	0.001
95	Fenobucarb	Insecticide	3766-81-2	0.001
96	Fenoxycarb	Insecticide	79127-80-3	0.005
97	Fenpiclonil	Fongicide	74738-17-3	0.001
98	Fenpropathrin	Insecticide	64257-84-7	0.02
99	Fenpropidin	Fongicide	67306-00-7	0.005
100	Fenpropimorph	Fongicide	67564-91-4	0.001
101	Fenpyroximat	Acaricide	134098-61-6	0.01
102	Fenuron	Herbicide	101-42-8	0.001
103	Fipronil	Insecticide	120068-37-3	0.02
104	Flazasulfuron	Herbicide	104040-78-0	0.01
105	Florasulam	Herbicide	145701-23-1	0.005
106	Fluazifop-butyl	Herbicide	79241-46-6	0.001
107	Fluazinam	Fongicide	79622-59-6	0.001
108	Flucycloxuron	Acaricide	94050-52-9	0.02
109	Fludioxonil	Fongicide	131341-86-1	0.02
110	Flufenacet	Herbicide	142459-58-3	0.001
111	Flufenoxuron	Insecticide	101463-69-8	0.001
112	Fluoxastrobin	Fongicide	193740-76-0	0.001
113	Flupyrsulfuron-methyl sodium	Herbicide	144740-54-5	0.01
114	Fluquinconazole	Fongicide	136426-54-5	0.02
115	Fluroxypyr	Herbicide	69377-81-7	0.005
116	Flurprimidol	Herbicide	56425-91-3	0.001
117	Flurtamone	Herbicide	96525-23-4	0.001
118	Flusilazole	Fongicide	85509-19-9	0.001
119	Flutolanil	Fongicide	66332-96-5	0.001
120	Flutriafol	Fongicide	76674-21-0	0.001
121	Foramsulfuron	Herbicide	173159-57-4	0.001
122	Fuberidazole	Fongicide	003878-19-1	0.001
123	Furalaxyl	Fongicide	57646-30-7	0.001
124	Furathiocarb	Insecticide	65907-30-4	0.001
125	Haloxypop-methyl	Herbicide	69806-40-2	0.001
126	Hexaconazole	Fongicide	79983-71-4	0.001
127	Hexaflumuron	Insecticide	86479-06-3	0.001
128	Hexythiazox	Acaricide	78587-05-0	0.02

	Substance	Type	NumCAS	LQ [ $\mu\text{g/L}$ ]
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	Pyrifenoxy	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	Sebumeeton	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	Tepraloxym	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	Vamidotion	Insecticide	2275-23-2	0.001

Liste des autres micropolluants recherchés dans les eaux du Léman et limites de détection (LD) / quantification (LQ) correspondantes.

Other micropollutants analysed in the water of Lake of Geneva and the corresponding detection limits (DLs) and quantification limits (QLs).

**Muscs et filtres UV (Inst. des sciences et technologies de l'environ. ISTE - EPFL)**

		LD	LQ
<b>Polycyclic musks (PCMs)</b>			
Galaxolide (HHCB)	ng/L	0.2	0.7
Tonalide (AHTN)	ng/L	0.6	2.0
Ceestolide (ADBI)	ng/L	0.1	0.4
Phantolide (AHDl)	ng/L	0.4	1.5
Traseolide (ATII)	ng/L	0.4	1.5
Cashmeran (DPMI)	ng/L	0.2	0.7
<b>Filtres UV</b>			
3-(4-methylbenzylidene) camphor 4-MBC	ng/L	0.6	2.0
Octyl-methoxycinnamate OMC	ng/L	0.1	0.4
Octocrylène OC	ng/L	0.6	2.0
Octyl-triazone OT	ng/L	41	134

**Phtalates (Laboratoire départemental de la Drôme, Valence)**

		LD	LQ
<b>Phtalates</b>			
Dibutyl phtalate	µg/L		0.5
Benzène butylphtalate	µg/L		0.5
Di-éthyl phtalate	µg/L		1.0
Di-méthyl phtalate	µg/L		0.5
Di-octylphtalate	µg/L		5.0
Bis(2-éthylhexyl phtalate	µg/L		1.0

## ANNEXE 3

Liste des autres micropolluants recherchés dans les sédiments et limites de détection (LD) / quantification (LQ) correspondantes.

Other micropollutants analysed in the sediments of Lake of Geneva and the corresponding detection limits (DLs) and quantification limits (QLs).

**Filtres UV (Inst. des sciences et technologies de l'environ. ISTE - EPFL)**

		LD	LQ
3-(4-methylbenzylidene) camphor 4-MBC	ng/L	0.10	0.35
Octyl-methoxycinnamate OMC	ng/L	0.06	0.2
Octocrylène OC	ng/L	0.84	3.0
Octyl-triazone OT	ng/L	32.3	105

**HAPs (Inst. des sciences et technologies de l'environ. ISTE - EPFL)**

		LD	LQ
Naphthalène	µg/kg	0.8	2.65
Acénaphthylène	µg/kg	1.3	4.30
Acénaphthène	µg/kg	1.3	4.30
Fluorène	µg/kg	1.4	4.60
Phénanthrène	µg/kg	0.7	2.30
Anthracène	µg/kg	0.7	2.30
Fluoranthène	µg/kg	0.4	1.30
Pyrène	µg/kg	1.0	3.30
Benzo (a) Anthracène	µg/kg	0.6	2.0
Chrysène	µg/kg	3.7	12.20
Benzo (b) Fluoranthène	µg/kg	0.8	2.65
Benzo (k) Fluoranthène	µg/kg	0.1	0.30
Benzo (a) Pyrène	µg/kg	0.2	0.65
Dibenz (a,h) Anthracène	µg/kg	0.5	1.65
Benzo (g,h,i) Perylène	µg/kg	0.7	2.30
Indeno(1.2.3-cd)pyrene	µg/kg	1.2	3.95

**PBDE (Inst. des sciences et technologies de l'environ. ISTE - EPFL)**

		LD	LQ
2,4,4' – Tribromodiphenylether (BDE-28)	µg/kg	0.005	0.016
2,2',4,5' – Tetrabromodiphenylether (BDE-49)	µg/kg	0.003	0.01
2,2',4,4' – Tetrabromodiphenylether (BDE-47)	µg/kg	0.002	0.007
2,3',4,4' – Tetrabromodiphenylether (BDE-66)	µg/kg	0.003	0.01
2,2',4,4',6 – Pentabromodiphenylether (BDE-100)	µg/kg	0.002	0.007
2,3',4,4',6 – Pentabromodiphenylether (BDE-119)	µg/kg	0.002	0.007
2,2',4,4',5 – Pentabromodiphenylether (BDE-99)	µg/kg	0.003	0.01
2,2',3,4,4' – Pentabromodiphenylether (BDE-85)	µg/kg	0.002	0.007
2,2',4,4',5, 6' – Hexabromodiphenylether (BDE-154)	µg/kg	0.006	0.02
2,2',4,4',5, 5' – Hexabromodiphenylether (BDE-153)	µg/kg	0.012	0.04
2,2',3,4,4',5' – Hexabromodiphenylether (BDE-138)	µg/kg	0.024	0.08
2,2',4,4',5', 6' – Heptabromodiphenylether (BDE-183)	µg/kg	0.151	0.5
Decabromodiphenylether (BDE-209)	µg/kg	0.09	0.3

**Phtalates (Laboratoire départemental de la Drôme. Valence)**

		LD	LQ
Dibutyl phtalate	µg/kg		100
Benzène butylphtalate	µg/kg		100
Di-éthyl phtalate	µg/kg		100
Di-méthyl phtalate	µg/kg		100
Di-octylphtalate	µg/kg		100
Bis(2-éthylhexyl) phtalate	µg/kg		100

**Pesticides organochlorés semi-volatils (Laboratoire départemental de la Drôme. Valence)**

		LD	LQ
Aldrine	µg/kg		10
Chlordane	µg/kg		50
Chlordane Alpha	µg/kg		20
Chlordane Béta	µg/kg		20
Chlordécone	µg/kg		10
DDD-2.4'	µg/kg		50
DDD-4.4'	µg/kg		50
DDE-2.4'	µg/kg		50
DDE-4.4'	µg/kg		50
DDT-2.4'	µg/kg		50
DDT-4.4'	µg/kg		50
Dieldrine	µg/kg		10
Endosulfan Alpha	µg/kg		20
Endosulfan Béta	µg/kg		20
Endosulfan Sulfate	µg/kg		20
Endrine	µg/kg		10
HCH Espilon	µg/kg		10
HCH Gamma (Lindane)	µg/kg		10
HCH Alpha	µg/kg		10
HCH Béta	µg/kg		10
HCH Delta	µg/kg		10
Heptachlore	µg/kg		10
Heptachlore époxyde	µg/kg		10
Hexachlorobenzène	µg/kg		10
Méthoxychlore	µg/kg		20

Produits phytosanitaires décelés dans le lac prélèvement SHL2 du 21 mai 2007.  
Pesticides survey in the lake- SHL2 sampling of 21 May 2007.

ANNEXE 4

Concentration en µg/L		21.05.2007	21.05.2007	21.05.2007	21.05.2007
Pesticides	Type	1 m	30 m	100 m	305 m
Amidosulfuron	Herbicide	0.010	0.009	0.011	0.007
Atrazine	Herbicide	0.010	0.009	0.012	0.009
Atrazine-2-hydroxy	Herbicide	0.008	0.005	0.006	0.004
Atrazine-desethyl	Herbicide	0.014	0.010	0.012	0.008
Atrazine-desethyl-2-hydroxy	Herbicide			0.001	
Atrazine-desethyl-desisopropyl	Herbicide	0.003	0.004	0.004	0.003
Atrazine-desisopropyl	Herbicide	0.009	0.007	0.008	0.004
Azaconazole	Fongicide				0.001
Azoxystrobin	Fongicide	0.001	0.001	0.001	0.001
Bromacil	Herbicide				0.001
Carbendazim	Fongicide	0.001			
Carboxin	Fongicide		0.002		0.003
Chlorbromuron	Herbicide				0.001
Chloridazon	Herbicide	0.001	0.002	0.001	
Chlorotoluron	Herbicide	0.003	0.004	0.006	0.004
Cyproconazole	Fongicide	0.005	0.005	0.005	0.006
Cyprodinil	Fongicide	0.001	0.002	0.001	0.001
Difenoconazol	Fongicide	0.001	0.001	0.001	0.002
Dimethachlor	Herbicide	0.004	0.006	0.004	0.004
Dimethomorph	Fongicide	0.001	0.001	0.001	0.001
Dimetilan	Insecticide				0.001
Diuron	Herbicide	0.007	0.008	0.007	0.007
Ethoxysulfuron	Herbicide	0.003	0.003	0.003	0.002
Fenarimol	Fongicide	0.002	0.006	0.006	0.007
Fenuron	Herbicide		0.001		0.001
Flurprimidol	Régul. croiss.		0.001	0.001	
Foramsulfuron	Herbicide	0.029	0.034	0.039	0.022
Furalaxyl	Fongicide	0.002	0.002	0.002	0.003
Iodosulfuron-methyl	Herbicide	0.006	0.006	0.006	
Isoproturon	Herbicide	0.001	0.003	0.003	0.004
Linuron	Herbicide	0.003	0.002	0.002	0.002
Lufenuron	Insecticide			0.002	
MCPA	Herbicide		0.001	0.001	
Mecoprop	Herbicide	0.003	0.002	0.003	0.001
Metalaxyl	Fongicide	0.052	0.034	0.057	0.027
Methabenzthiazuron	Herbicide			0.001	0.001
Metobromuron	Herbicide	0.005	0.005	0.007	0.006
Metolachlor	Herbicide	0.006	0.007	0.013	0.006
Metsulfuron-methyl	Herbicide	0.001	0.001	0.001	0.002
Nuarimol	Fongicide		0.001		0.001
Oxadixyl	Fongicide				
Penconazole	Fongicide	0.001	0.001	0.001	0.001
Pirimicarb	Insecticide	0.001		0.001	0.001
Prometryn	Herbicide	0.002	0.004	0.004	0.003
Propazine	Herbicide		0.001	0.001	0.001
Propiconazole	Fongicide	0.006	0.007	0.009	0.006
Propyzamide	Herbicide		0.001	0.001	0.001
Pymetrozine	Insecticide	0.007	0.006	0.005	0.003
Secbumeton	Herbicide	0.002		0.001	
Simazin	Herbicide	0.008	0.007	0.008	0.005
Simazine-2-hydroxy	Herbicide		0.001	0.001	0.001
Tebuconazole	Fongicide		0.001	0.001	
Tebutam	Herbicide		0.001		
Terbumeton	Herbicide	0.002		0.001	
Terbuthylazine	Herbicide	0.006	0.005	0.006	0.004
Terbuthylazine-2-hydroxy	Herbicide	0.014	0.006	0.009	0.006
Terbuthylazine-desethyl	Herbicide	0.007	0.004	0.005	0.004
Terbutryn	Herbicide	0.001	0.002	0.003	0.002
<b>Somme des pesticides</b>		0.249	0.232	0.285	0.191
Médicaments	Type	1 m	30 m	100 m	305 m
Bupivacaïne	Anesthésiant			0.016	
Carbamazépin	Anti-épileptique	0.054	0.053	0.072	0.041
Mepivacaïne	Anesthésiant	0.054	0.035	0.063	0.033
Prilocaine	Anesthésiant	0.007	0.003	0.005	0.004

Produits phytosanitaires décelés dans le lac - prélèvement SHL2 du 25 septembre 2007.  
Pesticides survey in the lake- SHL2 sampling of 25 september 2007.

**ANNEXE 5**

Concentration en µg/L		25.09.07	25.09.07	25.09.07	25.09.07
Pesticides	Type	1 m	30 m	100 m	305 m
Amidosulfuron	Herbicide	0.008	0.003	0.004	0.012
Atrazine	Herbicide	0.018	0.020	0.023	0.026
Atrazine-2-hydroxy	Herbicide	0.006	0.005	0.003	0.008
Atrazine-desethyl	Herbicide	0.014	0.013	0.012	0.016
Atrazine-desethyl-2-hydroxy	Herbicide		0.001	0.001	
Atrazine-desisopropyl	Herbicide	0.012	0.008	0.004	0.011
Azoxystrobin	Fongicide	0.001		0.001	
Carbendazim	Fongicide	0.001	0.001	0.001	0.001
Chlorbromuron	Herbicide				0.001
Chlorotoluron	Herbicide	0.001	0.003	0.004	0.003
Cyproconazole	Fongicide	0.002	0.003	0.003	0.002
Cyprodinil	Fongicide	0.001		0.001	
Dimethachlor	Herbicide		0.002	0.002	0.002
Dimethomorph	Fongicide	0.001			
Diuron	Herbicide	0.004	0.003	0.002	0.004
Ethoxysulfuron	Herbicide	0.004	0.001	0.002	0.005
Fenarimol	Fongicide		0.001	0.002	0.001
Flurprimidol	Rég. croiss.		0.001		0.001
Foramsulfuron	Herbicide	0.013	0.011	0.026	0.015
Furalaxyl	Fongicide	0.001	0.001	0.001	0.001
Iodosulfuron-methyl	Herbicide	0.002	0.001		0.003
Isoproturon	Herbicide		0.001	0.002	0.001
Linuron	Herbicide			0.001	0.001
Mecoprop	Herbicide	0.001	0.002	0.002	0.001
Metalaxyl	Fongicide	0.025	0.033	0.054	0.039
Metobromuron	Herbicide		0.002	0.004	0.002
Metsulfuron-methyl	Herbicide				
Monolinuron	Herbicide	0.002	0.002	0.002	0.004
Monuron	Herbicide	0.001			0.001
Oxadixyl	Fongicide		0.003		
Penconazole	Fongicide	0.001		0.001	
Prometryn	Herbicide		0.001	0.002	0.002
Propiconazole	Fongicide	0.002	0.004	0.005	0.003
Pymetrozine	Insecticide	0.008	0.006	0.002	0.001
Secbumeton	Herbicide		0.001	0.001	0.001
Simazin	Herbicide	0.006	0.004	0.004	0.008
Simazine-2-hydroxy	Herbicide		0.001	0.001	0.001
Tebutam	Herbicide				0.001
Terbumeton	Herbicide		0.001	0.001	0.001
Terbuthylazine	Herbicide	0.001	0.004	0.004	0.004
Terbuthylazine-2-hydroxy	Herbicide	0.001	0.005	0.005	0.004
Terbuthylazine-desethyl	Herbicide	0.001	0.004	0.003	0.003
Terbutryn	Herbicide		0.001	0.001	0.001
Trifloxystrobine	Fongicide	0.001	0.001	0.001	
<b>Somme des pesticides</b>		0.139	0.154	0.184	0.191
Médicaments	Type	1 m	30 m	100 m	305 m
Bupivacaïne	Anesthésiant	0.001	0.003	0.002	0.005
Carbamazépin	Anti-épileptique	0.026	0.044	0.068	0.053
Mepivacaïne	Anesthésiant	0.017	0.042	0.069	0.089
Prilocaine	Anesthésiant	0.003	0.003	0.001	0.006

Autres micropolluants dans le lac - prélèvements SHL2 et des eaux avant et après potabilisation du 3 octobre 2007.

Other micropollutants surveyed in the lake - samples taken from SHL2 and of the water before and after treatment to produce tap water on 3 October 2007

**ANNEXE 6**

Résultats en ng/L	LD	LQ	SHL2 5-10 m	SHL2 100-200 m	Thonon- INRA eau brute	Genève eau brute	Vevey eau brute	Lutry eau brute	St-Sulpice eau brute	Lutry eau traitée	St-Sulpice eau traitée
<b>Filtres UV</b>											
4-MBC	0.6	2.0	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
OMC	0.1	0.4	31.3	2.0	0.7	1.0	nd	1.1	0.9	1.1	0.9
OC	0.6	2.0	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
OT	41	134	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
<b>Muscs polycycliques</b>											
Cashmeran	0.2	0.7	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Celestolide	0.1	0.4	nd	nd	nq *	nd	nq *	nd	nd	nd	nq *
Phantolide	0.4	1.5	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Traseolide	0.4	1.5	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Galaxolide	0.2	0.7	4.2	6.0	5.1	5.4	10.8	11.3	9.1	6.0	7.0
Tonalide	0.6	2	nq *	nq *	nd	nd	2.9	nq *	nd	nd	nd
<b>Phthalates</b>											
Benzyl butyl phtalate		500	nq	nq	nq	nq	nq	nq	nq	nq	nq
Di butyl phtalate		500	700	nq	nq	nq	nq	nq	nq	nq	nq
Di ethyl phtalate		1'000	nq	nq	nq	nq	nq	nq	nq	nq	nq
Di methyl phtalate		500	nq	nq	nq	nq	nq	nq	nq	nq	nq
Di octyl phtalate		5'000	nq	nq	nq	nq	nq	nq	nq	nq	nq
Bis(2-ethylhexyl)phtalate		1'000	nq	1'100	1'200	nq	nq	nq	nq	nq	nq

nq \* : détecté mais valeur inférieure à la limite de quantification (LQ)

nq\* : detected but lower than Quantification limit

Micropolluants dans les sédiments du lac.

ANNEXE 7

Micropollutants surveyed in the lake sediments (Results in µg/kg of DM (ppb) / DM = dry matter).

Résultats en µg/kg de MS	LQ	LQ	Delta Dranse	Baie Vidy	SHL2	GE3	Grangettes
<b>Filtres UV</b>							
4-MBC	0.1	0.35	nd	48.89	nd	nd	nd
OMC	0.06	0.20	0.50	5.00	0.41	nq*	0.36
OC	0.84	3.0	4.34	4'153.6	nq*	nq*	nq*
OT	32.3	105	nd	nq*	nd	nd	nd
<b>Phthalates</b>							
Benzyl butyl phtalate		100	nq	nq	nq	nq	nq
Di butyl phtalate		100	205	500	177	206	nq
Di ethyl phtalate		100	nq	132	nq	nq	nq
Di methyl phtalate		100	nq	nq	nq	nq	nq
Di octyl phtalate		100	nq	nq	nq	nq	nq
Bis(2-ethylhexyl)phtalate		100	344	13'093	410	207	142
<b>PBDE</b>							
2,4,4' - Tribromodiphenylether (BDE-28)	0.016		nq*	0.152	nq*	0.038	nq
2,2',4,5' - Tetrabromodiphenylether (BDE-49)	0.01		0.014	0.581	0.047	0.023	nq
2,2',4,4' - Tetrabromodiphenylether (BDE-47)	0.007		0.32	11.251	0.35	0.142	0.117
2,3',4,4' - Tetrabromodiphenylether (BDE-66)	0.01		nq*	0.293	nq*	0.017	nq
2,2',4,4',6 - Pentabromodiphenylether (BDE-100)	0.007		0.024	1.269	0.01	0.007	nq*
2,3',4,4',6 - Pentabromodiphenylether (BDE-119)	0.007		nq	nq	nq	nq	nq
2,2',4,4',5 - Pentabromodiphenylether (BDE-99)	0.01		0.472	20.513	0.354	0.21	0.131
2,2',3,4,4' - Pentabromodiphenylether (BDE-85)	0.007		nq	0.387	nq	nq	nq
2,2',4,4',5,6' - Hexabromodiphenylether (BDE-154)	0.02		nq	0.423	nq	nq	nq
2,2',4,4',5,5' - Hexabromodiphenylether (BDE-153)	0.04		nq	0.846	nq	nq	nq
2,2',3,4,4',5' - Hexabromodiphenylether (BDE-138)	0.08		nq	0.196	nq	nq	nq
2,2',4,4',5',6' - Heptabromodiphenylether (BDE-183)	0.5		nq	nq*	nq	nq	nq
Decabromodiphenylether (BDE-209)	0.3		10.23	90.7	3.35	1.52	1.69
<b>Somme des PBDE</b>			11	127	4.1	2.0	1.9

nq\* : détecté mais valeur inférieure à la limite de quantification (LQ)

nq\* : detected but lower than Quantification limit

**ANNEXE 7 (suite)**

Micropolluants dans les sédiments du lac.  
 Micropollutants surveyed in the lake sediments (Results in µg/kg of DM (ppb) / DM = dry matter).

Résultats en µg/kg de MS	LQ	LQ	Delta Dranse	Baie Vidy	SHL2	GE3	Grangettes	ISQG
<b>HAP</b>								
Naphthalène	0.8	2.65	11.6	28.7	9.9	11.3	6.0	34.6
Acénaphthylène	1.3	4.30	nq *	12.4	nq *	4.7	nq *	5.8
Acénaphthène	1.3	4.30	nq *	27.9	nq *	6.5	nq *	6.7
Fluorène	1.4	4.60	9.1	55.9	9.4	19.1	10.0	21.2
Phénanthrène	0.7	2.30	72.5	389.0	68.3	175.9	51.1	41.9
Anthracène	0.7	2.30	8.9	73.9	8.7	18.0	5.2	46.9
Fluoranthène	0.4	1.30	113.8	531.6	109.4	320	65.6	111
Pyrène	1.0	3.30	91.5	534.9	87.0	245.0	55.4	53.0
Benzo (a) Anthracène	0.6	2.0	58.3	381.0	46.9	109.4	28.4	31.7
Chrysène	3.7	12.2	55.8	420.6	51.6	110.7	28.6	57.1
Benzo (b) Fluoranthène	0.8	2.65	77.0	599.8	74.0	185.5	37.6	-
Benzo (k) Fluoranthène	0.1	0.30	28.0	204.4	32.4	81.6	16.9	-
Benzo (a) Pyrène	0.2	0.65	51.8	375.7	44.5	115.4	25.9	31.9
Dibenzo (a,h) Anthracène	0.5	1.65	12.0	101.1	11.1	30.3	5.6	6.2
Benzo (g,h,i) Perylène	0.7	2.30	40.2	282.5	34.3	25.5	9.0	-
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	1.2	3.95	1.1	568.4	70.5	161.4	28.7	?
<b>Somme des HAP</b>			632	4'588	658	1'620	368	-

ISQG: Interim freshwater sediment quality guidelines. (Canadian sediment quality guidelines for protection of aquatic life) CCME, 2002.

nq \* : détecté mais valeur inférieure à la limite de quantification (LQ)

nq\* : detected but lower than Quantification limit

Micropolluants dans les sédiments du lac.

Micropolluants surveyed in the lake sediments (Results in µg/kg of DM (ppb) / DM = dry matter ).

ANNEXE 7 (suite)

Résultats en µg/kg de MS (ppb)		LQ	Delta Dranse CIPEL-S1	Baie Vidy CIPEL-S2	SHL2 CIPEL-S3	GE3 CIPEL-S4	Grangettes CIPEL-S5
Famille / Méthodes							
Aldrine	Insect-organo-chlorés / MI6	10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Chlordane	Insect-organo-chlorés / MMIR	50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
Chlordane Alpha	Insect-organo-chlorés / MMIR	20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20
Chlordane Béta	Insect-organo-chlorés / MMIR	20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20
Chlordécone	Insect-organo-chlorés / MMIR	10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
DDD-2,4'	Insect-organo-chlorés / MI6	50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
DDD-4,4'	Insect-organo-chlorés / MI6	50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
DDE-2,4'	Insect-organo-chlorés / MI6	50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
DDE-4,4'	Insect-organo-chlorés / MI6	50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
DDT-2,4'	Insect-organo-chlorés / MI6	50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
DDT-4,4'	Insect-organo-chlorés / MI6	50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
Dieldrine	Insect-organo-chlorés / MI6	10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Endosulfan Alpha	Insect-organo-chlorés / MMIR	20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20
Endosulfan Béta	Insect-organo-chlorés / MMIR	20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20
Endosulfan Sulfate	Insect-organo-chlorés / MMIR	20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20
Endrine	Insect-organo-chlorés / MI6	10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
HCH Epsilon	Insect-organo-chlorés / MI6	10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
HCH Gamma (Lindane)	Insect-organo-chlorés / MI6	10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
HCH Alpha	Insect-organo-chlorés / MI6	10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
HCH Béta	Insect-organo-chlorés / MI6	10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
HCH Delta	Insect-organo-chlorés / MI6	10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Heptachlore	Insect-organo-chlorés / MI6	10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Heptachlore époxyde	Insect-organo-chlorés / MI6	10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Hexachlorobenzène	Insect-organo-chlorés / MI6	10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Méthoxychlore	Insect-organo-chlorés / MMIR	20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20

# PHYTOPLANCTON DU LÉMAN

## THE PHYTOPLANKTON OF LAKE GENEVA

Campagne 2007

PAR

Frédéric RIMET, Jean-Claude DRUART et Laura MOREAU

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

### RÉSUMÉ

Au cours de l'année 2007, 18 campagnes de prélèvements ont été effectuées au centre du Grand Lac (SHL2), dans la couche 0-18 m.

La richesse taxonomique du phytoplancton a fortement diminué en 2007 ; seuls 89 taxons ont été observés contre 113 en 2006. Par ailleurs, cette diversité, estimée au moyen de l'indice de Shannon est la plus faible depuis 1974. Ceci est principalement causé par la prépondérance d'une espèce, *Mougeotia gracillima*, qui représente 79 % de la biomasse carbonée annuelle. *Planktothrix rubescens* est la seule autre espèce abondante du compartiment phytoplanctonique (5.4 % de la biomasse carbonée annuelle). La répartition de ces deux taxons est bien marquée dans le temps ; *P. rubescens* domine le compartiment de janvier à avril, puis *Mougeotia gracillima* la remplace jusqu'à la fin de l'année.

Entre 2006 et 2007, la biomasse annuelle carbonée augmente de 451 % (174 µgC/L en 2006 et 784 en 2007) ; 2007 est assez exceptionnelle car il s'agit de la biomasse la plus élevée depuis le début des études du phytoplancton effectuées sur eau brute en 1974. Elle est principalement le fait de *Mougeotia gracillima* et de son très fort développement qui a d'ailleurs causé de nombreux inconvénients dans les activités de pêche professionnelle de juillet à septembre. Les conditions qui ont favorisé le développement de *M. gracillima* sont les faibles intensités lumineuses de cet été qui a été couvert.

Par rapport aux années précédentes, la biomasse représentée par *Planktothrix rubescens* reste stable mais correspond à des niveaux relativement élevés pour le Léman depuis 2001.

La biomasse printanière moyenne de 2007 (BP : 169 µgC/L) est relativement élevée ; il s'agit de la 2<sup>e</sup> valeur la plus élevée depuis 2001. Cependant le rapport BP/BE est faible, à cause de la valeur élevée de la biomasse estivale moyenne (BE : 1'176 µgC/L).

Il faut souligner la valeur record de la biomasse du prélèvement du 25 juillet qui atteint 4'363 µgC/L, elle est représentée à 99 % par *Mougeotia gracillima*.

Les proportions du nanophytoplancton (25 % de la biomasse carbonée totale) et du microphytoplancton (75 % en 2007 sont proches de celles enregistrées en 2006 (22 % pour le nanophytoplancton et 78 % microphytoplancton).

### ABSTRACT

In the course of the year 2007, 18 sampling campaigns were carried out in the middle of Grand Lac (SHL2), in the 0-18 meter layer.

The taxonomic diversity of the phytoplankton declined sharply in 2007; only 89 taxa were observed versus 113 in 2006. Furthermore, this diversity, which is estimated by means of the Shannon Index, was at its lowest since 1974. This was mainly caused by the preponderance of one species, *Mougeotia gracillima*, which accounted for 79% of the annual carbon biomass. *Planktothrix rubescens* was the only other abundant species in the phytoplankton compartment (5.4% of the annual carbon biomass). The distribution pattern of these two taxa was clearly different over time; *P. rubescens* dominated the compartment from January to April, and then *Mougeotia gracillima* replaced it up to the end of the year.

Between 2006 and 2007, the annual carbon biomass increased by 451 % (174 µgC/L in 2006 versus 784 in 2007); 2007 was fairly unusual, because this was the highest biomass recorded since determinations of phytoplankton were first carried out on unprocessed water in 1974. The biomass was mainly attributable to *Mougeotia gracillima* and to its very marked development, which also caused numerous problems for commercial fishing from July to September. The conditions that promoted the development of *M. gracillima* were the low light intensity during the summer, which was overcast.

The biomass corresponding to *Planktothrix rubescens* was the same as in the preceding years, but this corresponded to fairly high levels for Lake Geneva since 2001.

The mean springtime biomass in 2007 (SprB : 169 µgC/L) was relatively high; this was the second highest value recorded since 2001. Nevertheless, the SprB/SumB ratio was low, due to the high value of the mean summer biomass (SumB : 1'176 µgC/L). The record value of the biomass in the sample of 25 July (4'363 µgC/L) should be mentioned; 99 % of this consisted of *Mougeotia gracillima*.

The proportions of nanophytoplankton (25 % of the total carbon biomass) and of microphytoplankton (75 %) in 2007 were similar to those recorded in 2006 (22 % nanophytoplankton and 78 % microphytoplankton).

## 1. INTRODUCTION

Comme les années précédentes, le phytoplancton a fait l'objet d'un suivi durant l'année 2007 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.

## 2. MÉTHODES

Le phytoplancton a été récolté de janvier à décembre 2007 dans les 18 premiers mètres de la colonne d'eau à l'aide d'une cloche intégratrice d'eau brute. Ces prélèvements ont été effectués une fois par mois en janvier, février, mai, septembre, novembre et décembre et sont bimensuels pour les autres mois de l'année. Un seul prélèvement a été réalisé pour les campagnes des mois de mai et septembre en raison de mauvaises conditions météorologiques. Au final, 18 campagnes ont été menées en 2007.

Les échantillons d'eau brute sont fixés au lugol ; puis chaque sous-échantillon d'un volume variant de 25 ml à 50 ml selon la densité en algues, est mis à sédimenter. Les examens qualitatif et quantitatif se font au microscope inversé selon la technique d'UTERMÖHL (1958), méthode maintenant normalisée au niveau français et européen (Norme NF EN 15204, AFNOR, 2006).

Les taxons nanophytoplanktoniques ont une longueur < 20 µm et un biovolume < 10'000 µm<sup>3</sup>, ceux du microphytoplankton une longueur ≥ 20 µm et un biovolume ≥ 10'000 µm<sup>3</sup>.

Les biomasses phytoplanctoniques carbonées sont dorénavant calculées selon les modifications apportées au protocole de 2005 (DRUART et al., 2006) et exprimées en µgC/L.

## 3. RÉSULTATS

### 3.1 Richesse taxonomique

89 taxons ont été identifiés en 2007, soit 24 de moins qu'en 2006 (113 taxons). 26 taxons appartiennent au nanophytoplankton contre 63 au microphytoplankton. En 2007, la majorité des taxons sont, cette année encore, des espèces microphytoplanktoniques, mais leur nombre chute de façon importante (84 taxons en 2006).

Tableau 1 : Richesse spécifique dans le Léman entre 2002 et 2007.

Table 1 : Species richness in Lake Geneva between 2002 and 2007.

	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Nombre de taxons microplanctoniques	73	61	71	65	65	84	63
Nombre de taxons nanoplanctoniques	30	58	69	57	27	29	26

La richesse spécifique (estimée par le nombre de taxons) au cours des années est assez irrégulière (tableau 1, figure 1), mais elle a toujours été comprise entre 92 et 151 taxons entre 1981 et 2006. 2007 présente le plus faible nombre de taxons depuis 1981 ; la baisse par rapport à 2006 est relativement forte. Les nombres de taxons avant 1981 sont plus faibles mais l'effort d'échantillonnage était plus faible : 12 prélèvements au lieu de 21 étaient réalisés au cours de l'année. Par conséquent, les données sont difficilement comparables (effort d'échantillonnage différent).

L'indice de diversité de Shannon (SHANNON & WEAVER, 1949) a été calculé sur la chronique 1974-2007 (figure 1) à partir des biomasses annuelles totales. Les valeurs de cet indice, plus robuste à l'effort d'échantillonnage, peuvent être comparées sur toute la chronique. Après une période relativement stable entre 1977 et 1995, la diversité devient plus chaotique, avec des chutes relativement fortes : 2000, 2001 et 2007. Il s'agit du plus faible indice de diversité de Shannon enregistré depuis 1974.

En 2007, sur 89 taxons inventoriés, seuls deux taxons, *Mougeotia gracillima* et *Planktothrix rubescens* présentent des biomasses carbonées élevées (supérieures à 5 %), ils constituent d'ailleurs 84.4 % de la biomasse totale. Ceci explique ces très faibles valeurs de diversité de Shannon.

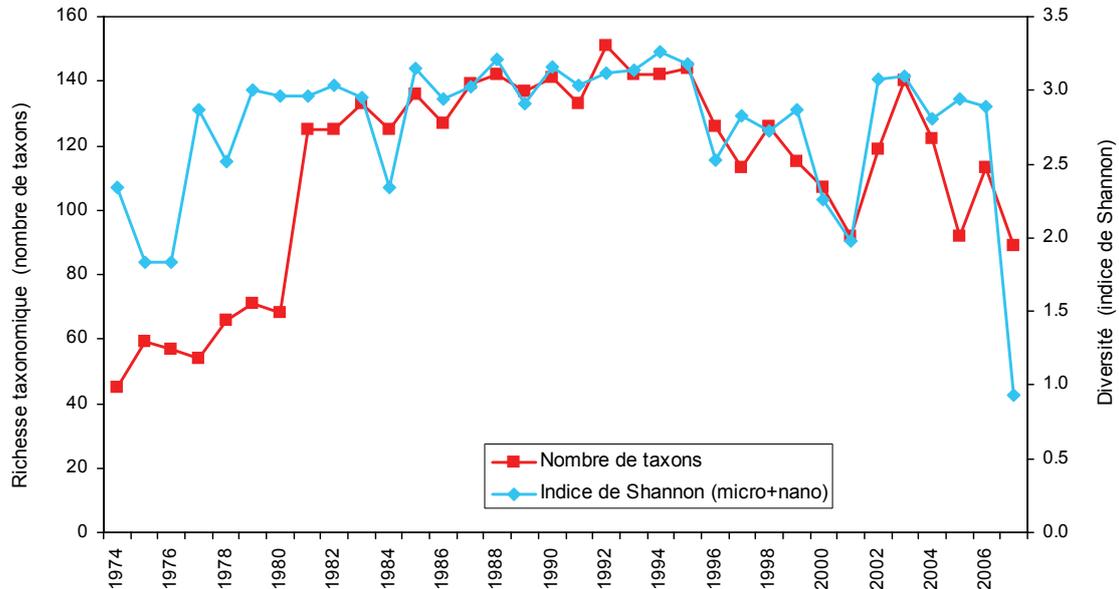


Figure 1 : Evolution de la richesse spécifique et de la diversité du phytoplancton dans le Grand Lac depuis 1974.  
 Figure 1 : Change in the species richness and diversity of phytoplankton since 1974 in Grand Lac (at Station SHL2).

L'évolution des espèces dominantes depuis 2001 est présentée en annexe 1.

2 taxons ont été recensés pour la première fois dans le Grand Lac en 2007 :

- 1 cyanobactérie coloniale : *Lemmermanniella parva* Hindák, observée le 17/09/2007 (photo 1).
- 1 chlorophycée coloniale : *Coelastrum morus* W. & G.S. West (photos 2, 3), observée dans trois prélèvements ponctuels à 50 m de profondeur (prélèvement effectué avec une bouteille de Van Dorn), les 20.09.2007, 03.10.2007 et 07.11.2007 (Moreau, 2007).

Plusieurs formes indéterminées ont été recensées dans le Grand Lac en 2007 :

- 1 chlorophycée coloniale (photos 4, 5).
- 1 chrysophycée : *Stomatocyste* (photo 6).

On note la présence de plusieurs espèces du genre *Mallomonas* (chrysophycée) le 05.12.2007, genre non recensé en 2006 et rarement observées et photographiées dans le Léman :

- *Mallomonas acaroides* Perty (photos 9, 10)
- *Mallomonas elongata* Reverdin (photos 11, 12)

Les photos 7 et 8 présentent une petite Chrysophycée, *Desmarella brachycalyx*, non observée en 2006 et également rarement photographiée dans le Léman. La photo 13 présente une diatomée commune dans le Léman (*Fragilaria ulna* var. *angustissima*).

### 3.2 Répartition par classe d'algues et par classe de taille

La répartition en 2007 du nombre de taxons entre les différentes classes d'algues ainsi que la part relative du nano et du microphytoplancton dans la communauté phytoplanctonique sont données dans le tableau 2.

Tableau 2 : Répartition du nombre de taxons des différentes classes d'algues à la station SHL2 en 2007.  
 Table 2 : Relative numbers of micro- and nanoplankton in the various phytoplankton categories at the SHL2 station in 2007.

	Microplancton	Nanoplancton	Total (micro + nano)
	> 20 µm	≤ 20 µm	
Chlorophycées	17	12	29
Diatomées	13	3	16
Cyanobactéries	12	3	15
Chrysophycées	7	4	11
Conjuguées	8	0	8
Dinophycées	4	2	6
Cryptophycées	2	2	4
Total	63	26	89
%	70.8 %	29.2 %	100 %

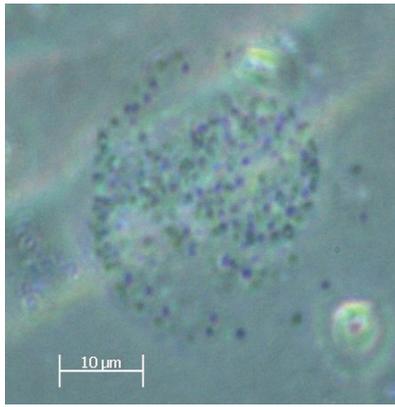


Photo 1 : *Lemmermanniella parva*

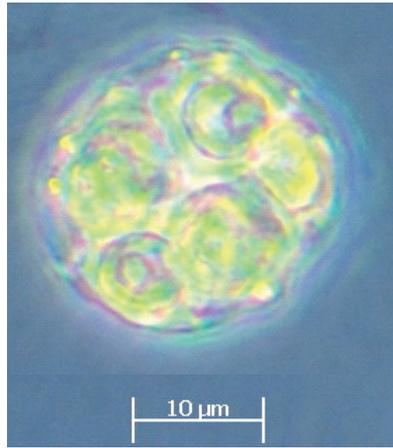


Photo 2 : *Coelastrum morus*

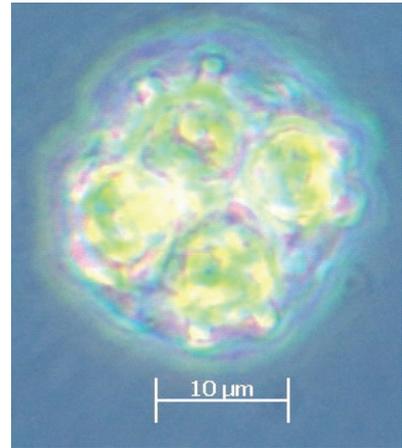
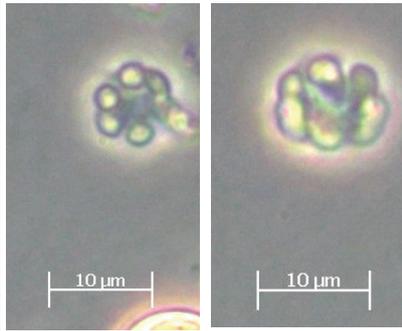


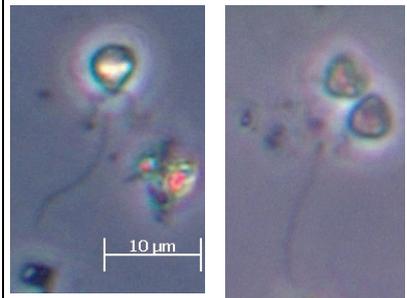
Photo 3 : *Coelastrum morus*



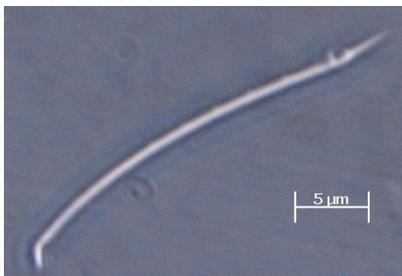
Photos 4, 5 : Chlorophycée indéterminée



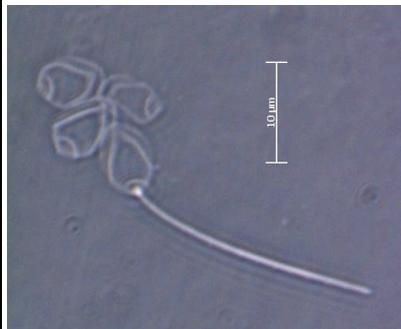
Photo 6 : Stromatolite de chrysophycée indéterminée



Photos 7, 8 : *Desmarella brachycalyx*



Photos 9, 10 : *Mallomonas acaroides*



Photos 11, 12 : *Mallomonas elongata*



Photo 13 : *Fragilaria ulna* var. *angustissima*



Globalement en 2007, le phytoplancton est essentiellement représenté par des espèces microplanctoniques (71 % contre 29 %). Les groupes pigmentaires les plus représentés sont les chlorophycées, comme en 2006 (DRUART, 2007). Les diatomées, les cyanobactéries, sont les deux autres groupes présentant des richesses taxonomiques également importantes.

### 3.3 Développement des principales espèces au cours de l'année

La succession des principaux taxons (taxons représentant plus de 0.5 % de la biomasse carbonée annuelle) pour l'année 2007 est illustrée à la figure 2.

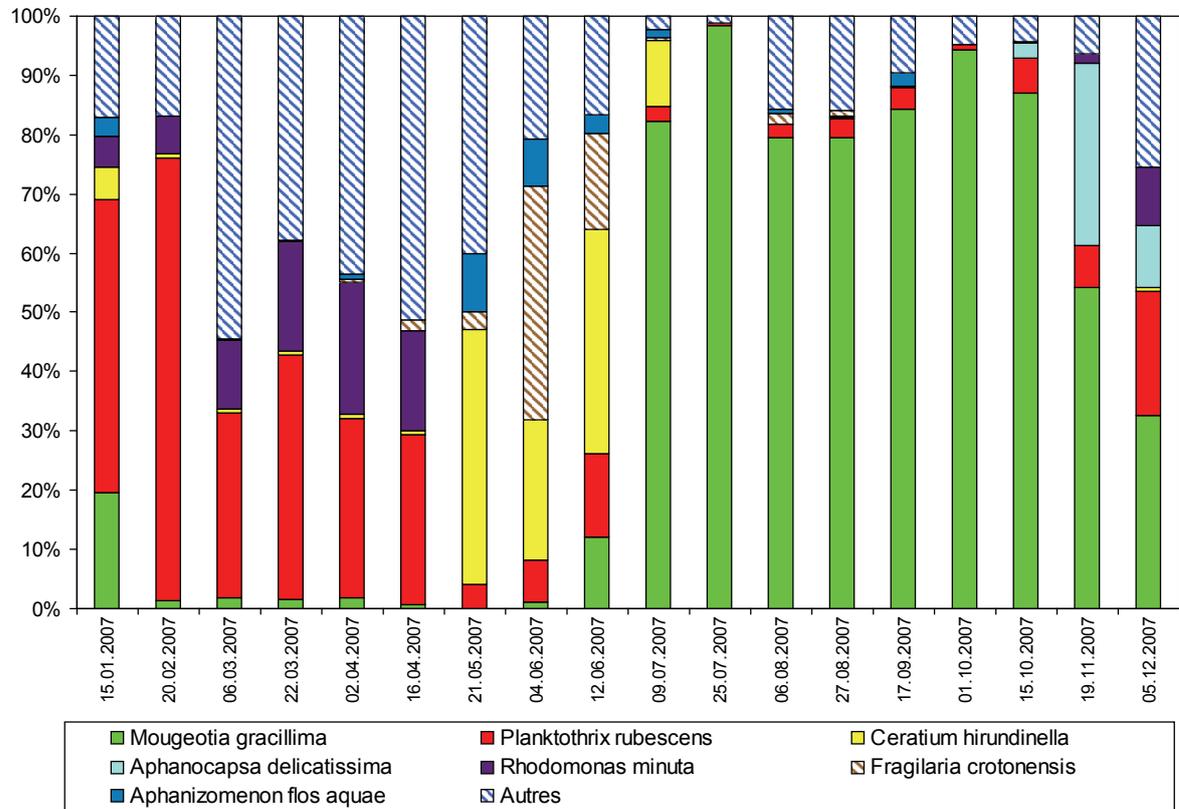


Figure 2 : Importance relative des principaux taxons à la station SHL2 en 2007 (> 1 % de la biomasse carbonée totale).

Figure 2: Relative number of the main taxa at the SHL2 station in 2007 (> 1 % of total carbon biomass).

Seules 5 espèces dominent le compartiment phytoplanctonique pour l'année 2007 avec des biomasses carbonées supérieures à 1 %. Cette faible richesse est également bien soulignée par les faibles valeurs de l'indice de diversité de Shannon (cf. figure 1). Les deux espèces dominantes en 2007 sont des algues filamenteuses appartenant au microphytoplancton, *Mougeotia gracillima* et *Planktothrix rubescens*, la première étant une conjuguée et la seconde une cyanobactérie.

L'évolution annuelle de ces 7 taxons est décrite ci-dessous :

- ▶ *Mougeotia gracillima* est une conjuguée filamenteuse, qui représente 79 % de la biomasse carbonée annuelle pour l'année 2007. Présente toute l'année, elle montre des biomasses réellement importantes à partir de juillet, et va composer l'essentiel de la biomasse du compartiment phytoplanctonique jusqu'à la fin de l'année. Son développement est lié à des eaux encore relativement chaudes (températures de début d'automne) et des intensités lumineuses correspondant à celles rencontrées en automne (DRUART et BALVAY, 2007 ; REYNOLDS et al., 2002). L'année 2007 présente les plus faibles valeurs d'ensoleillement pour les mois de juin à août depuis 1999 (com.pers. QUETIN). Cette algue filamenteuse a provoqué pendant la période estivale et automnale d'importants inconvénients pour les activités de la pêche professionnelle du Léman (Dauphiné Libéré du 19.07.07, Le régional n°394 du 02.11.2007). Les niveaux de biomasses pour cette espèce sont les plus hauts relevés depuis 1974, et font de 2007 une année qui sort du commun.
- ▶ *Planktothrix rubescens* représente seulement 5.4 % de la biomasse carbonée annuelle. Sa biomasse s'élève à 42 µgC/L en moyenne annuelle, avec des maxima de 91 et 110 µgC/L respectivement pour les mois de janvier et février 2007. Ce taxon est cependant observé tout au long de l'année. Les biomasses de *P. rubescens* restent élevées et comparables à celles mesurées depuis 2002. En effet, depuis 6 ans, *P. rubescens* est abondant, ses biomasses moyennes annuelles peuvent atteindre 66 µgC/L (2002) et ne descendent pas en dessous de 39 µgC/L (2006). Avant 2000, les biomasses de *P. rubescens* ne dépassaient cette valeur de 39 µgC/L que lors d'années exceptionnelles (par exemple 1978 : 83 µgC/L).

- ▶ *Ceratium hirundinella* est une dinophycée de grande taille qui représente un faible nombre d'individus dans les dénombrements, mais de par sa grande taille, elle représente 3.6 % de la biomasse carbonée annuelle. En 2007, ce taxon apparaît à la fin du printemps et au début de l'été, observation conforme à son écologie déjà décrite par DRUART et BALVAY (2007), comme une algue caractérisant les eaux chaudes et fortement éclairées.
- ▶ *Aphanocapsa delicatissima* est une cyanobactérie coloniale qui apparaît en fin d'année. Sa participation à la biomasse carbonée annuelle est modeste (1.3 %). Ce taxon, apparu dans le Léman en 2002 et 2004 avec des biomasses 10 fois supérieures, a été principalement observé à partir de l'automne jusqu'à la fin de l'année. Il est généralement considéré comme caractéristique de milieux riches en nutriments (Reynolds et al., 2002).
- ▶ *Rhodomonas minuta*, est une petite cryptophycée qui représente seulement 1.1 % de la biomasse carbonée annuelle. En 2007, elle est observée principalement en début et en fin d'année, et disparaît rapidement au moment de la stratification du lac. Ce taxon est connu pour caractériser les eaux froides (Skuja, 1948, le qualifie de sténotherme d'eau froide). Le broutage par le zooplancton est également à prendre en considération dans sa disparition à la fin du printemps.
- ▶ *Fragilaria crotonensis*, diatomée pennée et rubanée, apparaît à la même période que *Ceratium hirundinella*, c'est-à-dire entre fin mai et début septembre. Elle représente 0.9 % de la biomasse carbonée annuelle. Il faut souligner que ce taxon qui se développait en été dans les années 1990, apparaît maintenant beaucoup plus précocement (DRUART et al., 2005).
- ▶ *Aphanizomenon flos-aquae* est une cyanobactérie filamenteuse qui représente 0.8 % de la biomasse carbonée. Elle se développe principalement entre les mois de mai et août.

### 3.4 Évolution interannuelle de la biomasse carbonée

Par rapport à l'année 2006, on observe en 2007 une très forte augmentation de la biomasse moyenne annuelle ( $1'240 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$  en 2006 et  $6'724 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$  en 2007), soit une augmentation de 542 %. Il s'agit d'ailleurs de la valeur de biomasse la plus élevée depuis 1974 (figure 3). Cette valeur est proche de celle de 2001 ( $4'826 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ ), mais reste supérieure.

L'espèce dominante est *Mougeotia gracillima*. Les niveaux de biomasses pour cette espèce sont les plus hauts relevés depuis 1974, et font de 2007 une année qui sort du commun. L'année 2001 avait également vu des développements importants de cette algue (biomasses annuelles moyennes de  $243 \mu\text{gC/L}$ ), l'année 2007 compte une biomasse cependant trois fois supérieure pour cette même espèce ( $619 \mu\text{gC/L}$ ).

Depuis 1974, les biomasses moyennes annuelles du phytoplancton montrent deux phases distinctes (figure 3). La première (1974 à 1996), avec des biomasses annuelles moyennes allant de  $950$  à  $2'700 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ , et la seconde (1997 à 2007) avec des biomasses de  $1300$  à  $6'700 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ . C'est dans cette deuxième période que nous enregistrons les plus forts développements de *Mougeotia gracillima*.

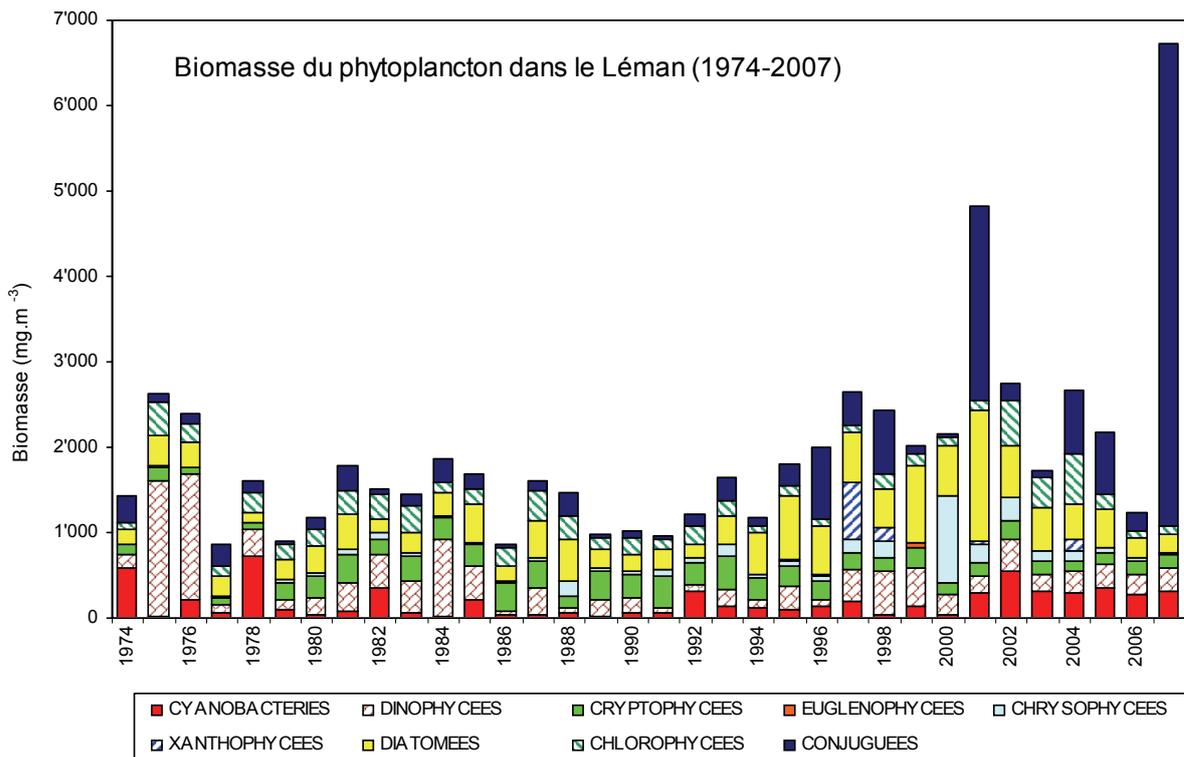


Figure 3 : Evolution de la biomasse phytoplanctonique de 1974 à 2007.

Figure 3 : Long-term changes in phytoplankton biomass for 1974 to 2007.

### 3.5 Variations saisonnières de la biomasse carbonée en 2006 et 2007

La figure 4 représente les variations de la biomasse phytoplanctonique pour les années 2006 et 2007 ; l'année 2006 a été reprise dans cette figure pour deux raisons :

- ▶ une comparaison des biomasses de ces deux années apparaissait comme nécessaire étant donné leurs différences significatives,
- ▶ une erreur d'échelle de la figure 8 (p. 88) du rapport CIPEL 2007 a été détectée, il apparaissait nécessaire de donner à nouveau un graphique avec une échelle correcte (figure 4).

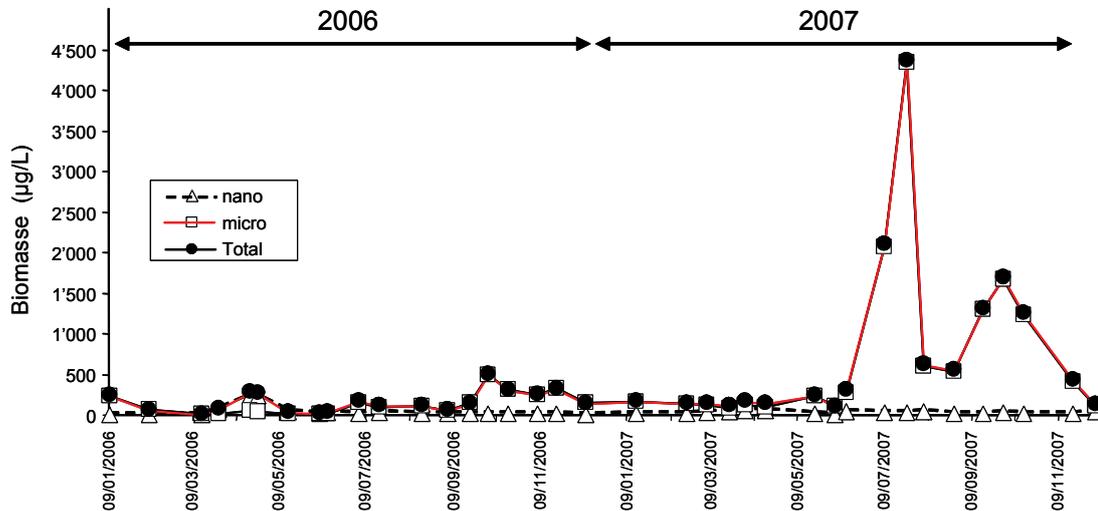


Figure 4 : Variations saisonnières des biomasses carbonées, du microphytoplancton, du nanophytoplancton et du phytoplancton total dans le Grand Lac, (SHL2) en 2006 et 2007.

Figure 4 : Seasonal changes in the carbon biomasses of total phytoplankton, microplankton and nanoplankton at Station SHL2 in Lake Geneva in 2006 and 2007.

On constate (figure 4) une nette différence de biomasse entre les deux années 2006 et 2007, cette différence est principalement le fait des mois d'été et d'automne. La figure 5 illustre les variations pour les biomasses totales, microphytoplanctonique et nanophytoplanctonique pour l'année 2007 seule ; les valeurs les plus extrêmes des 25 juillet et 1<sup>er</sup> octobre sont tronquées pour permettre de mieux voir l'évolution des autres mois présentant des biomasses plus faibles.

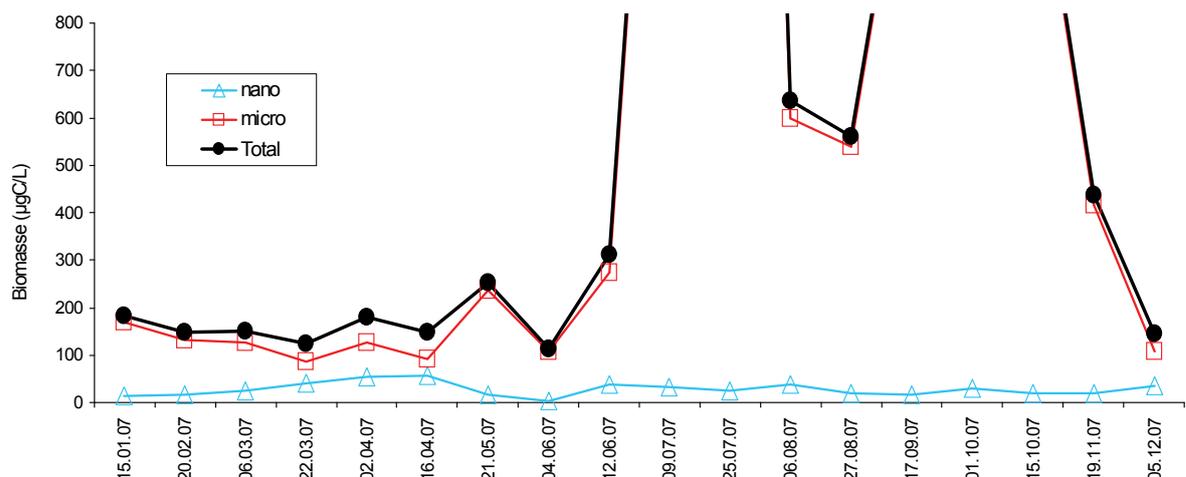


Figure 5 : Evolution des biomasses carbonées, du microphytoplancton, du nanophytoplancton et totale du phytoplancton dans le Grand Lac, (SHL 2) en 2007. Les valeurs extrêmes ne sont pas représentées, les valeurs sont reprises ci-après (µgC/L) : Microphytoplancton : 09/07 : 2'072, 25/07 : 4'340, 17/09 : 1'298, 1/10 : 1'667, 15/10 : 1'239 ; Total : 09/07 : 2'103, 25/07 : 4'363, 17/09 : 1'315, 1/10 : 1'698, 15/10 : 1'258.

Figure 5 : Seasonal changes in the carbon biomasses of the total phytoplankton microplankton and nanoplankton at the Station SHL2 in Lake Geneva in 2007. The outlier values are not shown; the values are shown again below (µgC/L) : Microphytoplankton: 09/July : 2'072, 25/July : 4'340, 17/Sept.: 1'298, 1/Oct.: 667, 15/Oct.: 1'239 ; Total : 09/July: 2'103, 25/July: 4'363, 17/Sept.: 1'315, 1/Oct.: 1'698, 15/Oct: 1'258.

L'évolution de la biomasse carbonée de *Mougeotia gracillima* est donnée sur la figure 6. Cette espèce représente plus de 79 % de la biomasse carbonée annuelle. Une photographie des 18 prélèvements récoltés au cours de l'année 2007 (figure 7) donne une idée de la densité algale des prélèvements.

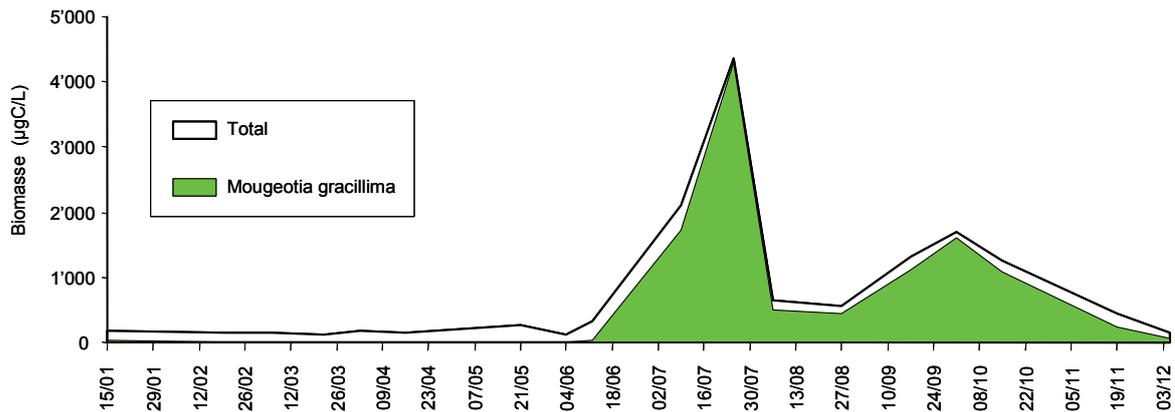


Figure 6 : Evolution de la biomasse carbonée totale, et de la part représentée par *Mougeotia gracillima* dans le Grand Lac (SHL 2) en 2007.

Figure 6 : Changes in the total carbon biomass, and the proportion consisting of *Mougeotia gracillima* in the Grand Lac (SHL2) in 2007.



Figure 7 : Prélèvements de phytoplancton de l'année 2007 (filet, maille de 64 µm). Le dépôt vert est constitué quasi exclusivement de *Mougeotia gracillima*.

Figure 7 : Phytoplankton samples for the year 2007 (64 µm mesh nets). The green deposit consists virtually entirely of *Mougeotia gracillima*.

4 périodes peuvent être identifiées sur la base de la composition taxonomique et des biomasses algales (figures 4 à 6) :

**Période hivernale** du 15 janvier au 16 avril inclus :

Cette période est caractérisée par une biomasse proche de celle rencontrée en 2006. Au cours de cette période, la biomasse de *M. gracillima* est assez faible, le compartiment phytoplanctonique est dominé par *Planktothrix rubescens* : ce taxon est bien adapté à ce type de période puisqu'il est considéré comme tolérant aux faibles intensités lumineuses (REYNOLDS et al., 2002) qui caractérisent cette période de l'année. D'autre part, selon DOKULIL et al., (2005), ce taxon est électif d'eaux ayant des concentrations entre 15 et 30 µg/L de phosphore total.

C'est pendant la période hivernale que ces niveaux de phosphore sont atteints (ils sont régulièrement inférieurs à 10 µg/L les autres mois de l'année). *P. rubescens* trouve donc à cette période des conditions favorables à son développement.

Les plus fortes biomasses de diatomées centriques (*Stephanodiscus neoastrea*, *S. minutulus*, *Cyclotella cyclopuncta* ...) sont rencontrées pendant l'hiver ; leurs biomasses sont ensuite très faibles pendant tout le restant de l'année.

La biomasse du nanophytoplancton, représenté essentiellement par *Rhodomonas minuta*, *R. minuta* var. *nanoplanctonica* et par des petites diatomées centriques pendant cette période est assez importante (22 % de biomasse carbonée en moyenne sur cette période).

**Période transitoire** du 21 mai au 4 juin, avec la phase des eaux claires le 4 juin :

Cette période est caractérisée par *Ceratium hirundinella*, taxon de grande taille, caractéristique de la saison estivale et des lacs eutrophes (Anneville 2001, Druart & Balvay 2007). C'est le 4 juin que la plus faible biomasse algale est observée pour l'année 2007, ce prélèvement correspond à une transparence de 7.5 m ; on peut donc considérer cette date comme correspondant à la phase des eaux claires (le 21 mai présente une transparence de 9.1 m, mais une biomasse algale supérieure).

**Période estivale et automnale** du 12 juin au 15 octobre inclus :

A partir du 12 juin, la biomasse algale va augmenter très fortement. Le microphytoplancton est largement dominant avec 95 % de la biomasse carbonée en moyenne pendant cette période.

C'est principalement *Mougeotia gracillima* qui constitue l'essentiel de la biomasse du microphytoplancton pendant la période estivale et automnale. Cette espèce est connue pour apparaître à l'automne. Pendant l'été 2007, ce taxon va profiter d'un été couvert et donc d'intensités lumineuses plus basses qu'à la normale pour se développer et dominer de manière exclusive le compartiment phytoplanctonique. Il représente alors plus de 88 % de la biomasse carbonée; la figure 6 illustre sa profusion. Les très faibles valeurs de diversités observées pour 2007 sont expliquées par cette surreprésentation de *M. gracillima*.

C'est pendant cette période que des problèmes rencontrés par les pêcheurs sont survenus : colmatage et difficultés pour relever les filets.

**Période hivernale** du 19 novembre au 5 décembre inclus :

Pour les deux derniers prélèvements de 2007, la biomasse algale régresse nettement ; on retrouve des seuils proches des années précédentes. La proportion de *M. gracillima* baisse par rapport aux autres taxons mais elle reste toujours dominante en termes des biomasses.

Pendant cette période, les cyanobactéries *Planktothrix rubescens* et *Aphanocapsa delicatissima* voient leur biomasse augmenter. *Rhodomonas minuta*, espèce élective d'eaux froides apparaît à nouveau en décembre et représente 10 % de la biomasse.

Tableau 3 : Biomasses carbonées phytoplanctoniques ( $\mu\text{gC/L}$ ) de 2001 à 2007 (SHL2, 0-18 m)  
 BP = de janvier à la phase des eaux claires exclue; BE = de la phase des eaux claires à décembre.  
 Table 3: Phytoplankton carbon biomass ( $\mu\text{gC/L}$ ) from 2001 to 2007 (SHL2, 0-18 m)  
 SprB = from January to the clear water phase, excluding it; BE = from the clear water phase to December.

Année	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Biomasse carbonée annuelle moyenne	575	397	246	359	293	174	784
Biomasse carbonée printanière moyenne (BP)	127	138	150	87	205	126	169
Biomasse carbonée estivale moyenne (BE)	860	527	298	540	372	206	1176
Rapport BP/BE	0.15	0.26	0.50	0.16	0.55	0.61	0.14
Biomasse carbonée printanière maximale (mois)	260 (4)	646 (3)	260 (4)	197 (5)	420 (3)	283 (4)	251 (5)
Biomasse carbonée estivale maximale (mois)	2'889 (8)	1'763 (8)	593 (6)	1'100 (10)	633 (9)	506 (10)	4363 (7)
Biomasse carbonée annuelle moyenne du microphytoplancton ( $L > 20 \mu\text{m}$ )	548	347	196	327	256	135	756
Biomasse carbonée annuelle moyenne du nanophytoplancton ( $L < 20 \mu\text{m}$ )	27	50	50	32	37	38	27

La valeur du rapport BP/BE (tableau 4) est faible, sa valeur de 0.14 est inférieure à celle de 2001 et ceci malgré une biomasse printanière relativement élevée (2<sup>e</sup> valeur la plus élevée depuis 2001). Ceci s'explique par la biomasse moyenne estivale très élevée qui entraîne une forte baisse du rapport BP/BE. Il faut remarquer que la biomasse estivale en 2007 atteint une valeur maximale de 4'363  $\mu\text{gC/L}$  le 25 juillet. Cette valeur est supérieure à celle qui avait été observée en août 2001 (2'889  $\mu\text{gC/L}$ ) et qui avait été enregistrée comme un record 6 années plus tôt (figure 10).

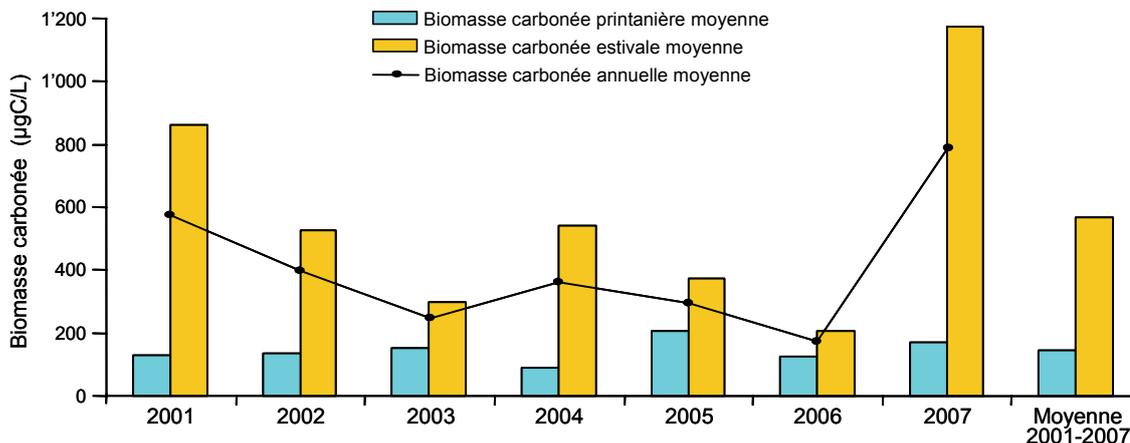


Figure 8 : Evolution des biomasses carbonées printanière, estivale et annuelle moyenne dans le Léman (SHL 2) de 2001 à 2007.

Figure 8 : Change in the spring, summer and mean annual carbon biomass in Lake Geneva (SHL2 from 2001 to 2007).

#### 4. CONCLUSIONS

Deux points sont à souligner pour l'année 2007 et son compartiment phytoplanctonique. Il s'agit tout d'abord de la présence récurrente de *Planktothrix rubescens* pendant la période hivernale de début et de fin d'année, à des biomasses relativement importantes pour le Léman. Ses biomasses se maintiennent à des niveaux élevés depuis 2001.

Le deuxième événement marquant de l'année 2007 est la présence des biomasses algales record atteinte aux mois de juillet, septembre et octobre. Ces fortes biomasses sont le fait de *Mougeotia gracillima* qui a représenté plus de 79 % de la biomasse carbonée annuelle, et plus de 83 % de la biomasse annuelle. Cette algue a présenté une biomasse carbonée maximale lors du prélèvement du 25 juillet (4'363 µgC/L). Elle représentait alors 99 % de la biomasse totale de ce prélèvement. La conséquence de l'abondance de ce taxon est la chute de la diversité (mesuré par l'indice de Shannon) qui est la plus faible diversité enregistrée depuis 1974.

Cette algue, connue pour avoir une préférence écologique pour des eaux relativement chaudes d'arrière saison et des intensités lumineuses assez faibles, a probablement profité des conditions quasi automnales de l'été 2007 pour se développer.

#### BIBLIOGRAPHIE

- AFNOR (2006) : NF EN 15204. Qualité de l'eau. Norme guide pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée (méthode Utermöhl). 39 pp.
- ANNEVILLE O. (2001) : Diagnostic sur l'évolution de l'état de santé écologique du Léman par l'analyse des séries chronologiques du phytoplancton. Thèse INRA, 307 pp.
- DOKULIL, M.T., TEUBNER, K. et GREISBERGER, S. (2005) : Typenspezifische Referenzbedingungen für die integrierende Bewertung des ökologischen Zustandes stehender Gewässer Österreichs gemäß der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Modul 1: Die Bewertung der Phytoplanktonstruktur nach dem Brettum-Index. Projektstudie Phase 3, Abschlussbericht. Im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- DRUART, J.C., ROBERT, M. et TADONLEKE, R. (2006) : Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2005, 89-100.
- DRUART, J.C. et BALVAY, G. (2007) : Le Léman et sa vie microscopique. Editions Quae, 192 p.
- MOREAU, L. (2007) : Etude du phytoplancton du Léman à différentes profondeurs de mai 2005 à mai 2007. Rapport de stage Master EA, Metz, INRA Thonon, 31 p.
- REYNOLDS, C.S., HUSZAR, V.L.M., KRUK, J., NASELLI-FLORES, L. et MELO, S. (2002) : Towards a functional classification on the freshwater phytoplankton. Journal of Plankton Research, 24, 417-428.
- SHANNON, C. et WEAVER, W. (1949) : The mathematical theory of communication. Urbana University of Illinois Press.
- SKUJA, H. (1948) : Taxonomie des phytoplanktons einiger seen in Uppland, Schweden. Symbolae Botanicae Upsalienses IX: 3. Uppsala, A.B. Lundequistska Bokhandeln, 399 p., 39 plates.
- UTERMÖHL, H. (1958) : Toward the improvement of the quantitative phytoplankton method. Mitteilungen-Internationale Vereinigung für Limnologie, 9: 1-38 (In German).
- WETZEL, R. G. et LICKENS, G.L. (2000) : Limnological Analyses, Third edition. Springer-Verlag New York.

Tableau 4 : Biomasse carbonée relative (%) des espèces les plus abondantes (Léman SHL2, 2001 à 2007).

Table 4 : Relative carbon biomass (%) of the most abundant species (Lake Geneva SHL2, 2001 to 2007).

	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
<b>CYANOBACTÉRIES</b>							
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	*5.75	*3.5	*4.4	0.8	0.3	**11.3	0.8
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>		**6.4		**8.1			*1.3
<i>Aphanothece clathrata</i> var. <i>rosea</i>		0.5			0.0	0.0	0.4
<i>Microcystis aeruginosa</i>			*1.7	0,0		0.0	0.0
<i>Planktothrix rubescens</i>	*2.7	**16.6		*5.5	**13.5	**22.3	*5.4
<i>Oscillatoria</i> cf <i>janus</i>					*3.87		0.0
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	*1.4	*2.5	0.4	*1.6	*3.13	0.2	0.2
<i>Pseudanabaena galeata</i>	*1.2	0.4	*2.2	*1.1	*5.1	0.0	0.0
<b>DINOPHYCÉES</b>							
<i>Gymnodinium helveticum</i>	0.5	0.3	0.9	0.8	*1.82	*3.8	0.5
<i>Goniaulax apiculata</i>						*1.2	0.0
<i>Peridinium inconspicuum</i>			0.0	0.1		0.1	0.0
<i>Peridinium willei</i>	0.0	0.4	*2.3	0.2	*2.5	*1.3	0.5
<i>Ceratium hirundinella</i>	*3.8	**9.5	**7.3	**7.3	**7.5	**11.5	*3.6
<i>Woloszynskia pseudopalustre</i>		*1.1					0.0
<b>CRYPTOPHYCÉES</b>							
<i>Cryptomonas</i> sp	0.9	*1.45	*1.8	*1.0	*2.2	*1.9	0.5
<i>Rhodomonas minuta</i>	*2.6	*3.6	*4.7	*1.7	*2.48	**6.1	*1.1
<i>Rhodomonas minuta</i> var. <i>nannoplanctonica</i>	0.2	*1.19	0.4	0.9	0.9	*1.4	0.4
<b>CHRYSTOPHYCÉES</b>							
<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>americanum</i>	*1.0	*6.0	0.9	0.0	0.5	0.1	0.2
<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>stipitatum</i>	0.8	0.7	*3.5	*1.1	0.3	*1.0	0.1
<i>Dinobryon divergens</i>	*2.1		0.2	*1.9	0.7	0.5	0.0
<b>XANTHOPHYCÉES</b>							
<i>Tribonema</i> sp	0.8			*3.6			0.0
<b>DIATOMÉES</b>							
<i>Aulacoseira islandica</i> subsp. <i>helvetica</i>	0.0	0.0	0.4	*1.3	*2.1	0.1	0.1
<i>Stephanodiscus neoastraea</i>	0.2	0.3	0.4	0.2	0.2	0.5	0.5
<i>Stephanodiscus alpinus</i>	0.2	*1.4	0.0		0.4	*2.6	0.1
<i>Stephanodiscus minutulus</i>	0.0	0.9	0.0	0.3	0.2		0.0
<i>Diatoma tenuis</i>	**22.8	*4.23	**6.29	*3.6	*3.7	*1.4	0.3
<i>Fragilaria crotonensis</i>	0.4	*6.1	**10.2	*2.9	*4.5	*1.6	0.9
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>angustissima</i>	0.2	*1.7	0.3		0.2	0.6	0.1
<i>Asterionella formosa</i>	0.2	0.6	0.4	*1.7	*1.1	*1.3	0.5
<i>Cymatopleura solea</i>	0.1	0.0	0.6	0.1			0.0
<i>Cyclotella</i> spp / <i>Stephanodiscus minutulus</i>					*1.8	*5.9	0.1
<i>Cyclotella radiosa</i>	0.1	0.0	0.2		0.0	0.2	0.1
<i>Cyclotella cyclopuncta</i>	0.7	*1.5	*3.8	*1.9	*3.0	0.8	0.4
<i>Tabellaria flocculosa</i>	*3.7	0.0					0.0
<b>CHLOROPHYCÉES</b>							
<i>Chlamydomonadaceae</i> sp	0.0		*4.7				0.0
<i>Chlamydomonas conica</i>	0.1		0.2		*1.5	0.1	0.3
<i>Chlamydomonas</i> sp	0.4	*1.9	*3.4	0.8	*1.5	*2.0	0.5
<i>Chlorophycées indéterminées</i>	0.2	0.9	*1.4	0.1	0.1	0.5	0.1
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	0.0	0.4	*1.6	0.6		0.0	0.3
<i>Eudorina elegans</i>		0.0	0.3	*1.2	*3.8	0.8	0.0
<i>Flagellés</i> sp						*1.3	0.4
<i>Oedogonium</i> sp			**8.1	**15.6		0.0	0.0
<i>Pseudosphaerocystis lundii</i>	0.4	**14.6	0.1	0.1	*1.1	0.1	0.0
<i>Ulothrix</i> sp		*1.7	0.1	0.3	0.0	0.0	0.0
<b>CONJUGUÉES</b>							
<i>Closterium aciculare</i>	0.1	0.6	0.1	0.0	*4.4	0.0	0.0
<i>Mougeotia gracillima</i>	**42.3	*4.5	*2.3	**22.6	**21.3	**12.2	**79.0
<i>Staurastrum cingulum</i>	0.2	0.5		0.2	0.7	0.1	0.0

\*\* : espèces très abondantes (plus de 6 % de la biomasse totale)

\* : espèces abondantes (entre 1 et 6 % de la biomasse totale).



# PRODUCTION PRIMAIRE ET BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE DANS LE LÉMAN

## PRIMARY PRODUCTION AND CHLOROPHYLL *a* BIOMASS IN LAKE GENEVA

Campagne 2007

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

*La biomasse chlorophyllienne et la production primaire ont été mesurées en 2007 lors de 18 campagnes d'échantillonnage à la station SHL2. Quelques campagnes n'ont pas été réalisées en raison des mauvaises conditions météorologiques.*

*Comme au cours des quatre dernières années (2003, 2004, 2005, 2006), la biomasse chlorophyllienne *a* était le facteur prépondérant dans la modification de la transparence de l'eau.*

*Même si la concentration moyenne de cette biomasse chlorophyllienne mesurée dans la zone 0-20 m ( $7.1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) était significativement plus élevée que celle enregistrée en 2006 ( $4.1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ), cette différence était due à deux valeurs extrêmes, sans lesquelles ces deux années présentent des concentrations similaires et semblables à celles des années 2003 à 2005.*

*Les résultats montrent que la température de l'eau et le rapport N:P inorganique étaient les facteurs majeurs déterminant la dynamique de cette biomasse chlorophyllienne pour l'ensemble de l'étude. Quand on considère uniquement les saisons printemps, été et automne, cette biomasse augmente significativement et fortement avec les concentrations de phosphore inorganique dissous, ce qui suggère que les concentrations de phosphore ont atteint des niveaux qui limitent désormais la croissance du phytoplancton.*

*La production primaire, au cours de cette année 2007, est apparue essentiellement contrôlée par les concentrations de chlorophylle *a* et était significativement plus élevée qu'en 2003, 2004 et 2005.*

### ABSTRACT

*The chlorophyll biomass and primary production were measured in 2007 during 18 sampling campaigns at the SHL2 station. Some campaigns were not carried out due to poor weather conditions.*

*As in the previous four years (2003, 2004, 2005, 2006), the chlorophyll biomass *a* was the preponderant factor in the change in the transparency of the water.*

*Even though the mean concentration of this chlorophyll biomass measured in the 0-20 m zone ( $7.1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) was significantly higher than that recorded in 2006 ( $4.1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ), this difference was due to two extreme values, without which these two years displayed similar concentrations, which were indeed similar to those for the years 2003 to 2005.*

*The results show that the water temperature and the inorganic N/P ratio were major factors in determining the dynamics of the chlorophyll biomass for the whole study. If we only take the spring, summer and autumn seasons into account, this biomass significantly and markedly increased with the concentrations of dissolved inorganic phosphorus, which suggests that the concentrations of phosphorus have reached levels, which will now restrict phytoplankton growth.*

*Primary production, during the year of 2007, appeared to be essentially controlled by the concentrations of chlorophyll *a*, and was significantly higher than in 2003, 2004 and 2005.*

## 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 2007. Les facteurs contrôlant ces variables ont été examinés et mis dans le contexte de la diminution des concentrations de phosphore inhérentes aux mesures de restauration.

## 2. MÉTHODES

L'échantillonnage a été réalisé entre le 15 janvier et le 5 décembre 2007 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 température dans la colonne d'eau a été mesurée à l'aide d'une sonde multiparamètres. La chlorophylle *a* (Chl *a*), utilisée ici comme estimateur de la biomasse phytoplanctonique, a été analysée au spectrophotomètre (STRICKLAND et PARSONS, 1968). La production primaire (PP) a été mesurée par l'incorporation du <sup>14</sup>C par le phytoplancton (STEEMAN-NIELSEN, 1952) et convertie en production journalière selon PELLETIER (1983), faute de disponibilité des valeurs de lumière incidente. Ces valeurs de PP sont donc vraisemblablement surestimées. Les analyses de nutriments sont présentées ailleurs (LAZZAROTTO et al., 2008, ce volume). Ces données de nutriments sont utilisées ici comme variables explicatives des variations saisonnières de la Chl *a* et de la PP. Les comparaisons des moyennes sont réalisées à l'aide du test de Kruskal-Wallis. Les relations entre variables sont examinées à l'aide de régressions simples et multiples, après transformation logarithmique des données.

## 3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

### 3.1. Répartition verticale

La répartition verticale de la biomasse et de la production phytoplanctonique dans la zone 0 - 30 m au cours des 18 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 PP sont stratifiées dans la colonne d'eau tout le long de l'année, et cela dès la mi janvier (1<sup>ère</sup> campagne de prélèvement), malgré la forte valeur de la transparence de l'eau et la valeur relativement faible de la température des eaux de surface mesurée à cette période (figure 1, tableau 1). Les valeurs de PP de ces premières campagnes de janvier à avril sont considérablement plus élevées que celles mesurées pendant la même période en 2006 (TADONLEKE 2007). Les plus fortes valeurs de PP sont généralement enregistrées entre 1 et 5 m dans la colonne d'eau, comme les années antérieures, suggérant une inhibition de surface.

Les profils de Chl *a* sont globalement semblables à ceux de la PP, exception faite des quatre premières campagnes et de la dernière, pendant lesquelles les concentrations de Chl *a* sont homogènes dans la colonne d'eau, ainsi que celle du 25 juillet où la plus forte valeur de PP est notée et le maximum de stratification des valeurs de la PP enregistré.

### 3.2 Évolution saisonnière des variables mesurées

Les plus fortes valeurs de la transparence des eaux sont mesurées entre janvier et mars, et en décembre, alors que la valeur minimale est mesurée le 9 juillet, coïncidant avec la plus forte valeur de Chl *a* dans la colonne d'eau (figure 1, tableau 1). Une forte corrélation négative est obtenue entre les valeurs du disque de Secchi et la Chl *a* moyenne dans la zone 0-20 m (figure 2A), indiquant que la biomasse phytoplanctonique était le facteur majeur déterminant les variations de la transparence de l'eau en 2007, comme au cours des 4 dernières années.

La similarité dans la distribution verticale de la Chl *a* et la PP se retrouve au niveau de l'évolution saisonnière de ces deux variables (figure 2B).

Alors que le pic habituel de PP du printemps est enregistré dans la première moitié du mois d'avril, la valeur maximale de PP dans la zone 0-20 m est enregistrée le 25 juillet. Les pics de PP coïncident globalement avec ceux de la Chl *a*, même si pour cette dernière, les plus fortes valeurs sont mesurées le 9 juillet et le 1<sup>er</sup> octobre. Au moment des pics d'avril, la composition du phytoplancton est plurispécifique, comprenant, en terme de biomasse, environ 30 % de la cyanobactérie filamenteuse *Planktothrix rubescens* et environ 20 % de la cryptophycée *Rhodomonas minuta* (RIMET et al., 2008, ce volume). Par contre, lors des pics de juillet, le phytoplancton est quasiment monospécifique, constitué à plus de 80 %, en terme de biomasse, de la filamenteuse *Mougeotia gracillima*.

La Chl *a* montre, pour l'ensemble de l'étude, des relations statistiques significatives, positive avec la température des eaux de surface et négative avec le rapport des concentrations de l'azote inorganique dissous et du phosphore inorganique dissous (DIN:DIP) (figure 3 A, B). Une analyse de régression multiple montre que la température (T) et le rapport DIN:DIP ensemble, expliquent 52 % de la variabilité de la Chl *a* (Modèle :  $\text{Log Chl } a = 0.59 \cdot T - 0.33 \cdot [\text{DIN} : \text{DIP}] + 0.75$ , F ratio = 10.2 ; P = 0.002).

Tableau 1 : Principaux paramètres de la production primaire dans la zone 0-20 m.  $\Sigma A$  : 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.  $\Sigma A$  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	$\Sigma A$ (mgC·m <sup>-2</sup> ·inc <sup>-1</sup> )	PPj (mgC·m <sup>-2</sup> ·j <sup>-1</sup> )	Amax (mgC·m <sup>-3</sup> ·inc <sup>-1</sup> )	Chl Amax (mgC·m <sup>-3</sup> )	Chl 0-20 (mgC·m <sup>-2</sup> )	Chl 0-30 (mgC·m <sup>-2</sup> )	Tds (m)	Température à 0 m (°C)
15-janv-07	319.1	762	54.0	3.5	64.5	93.1	8.4	7.7
20-févr-07	203.9	714	26.1	3.3	60.8	89.5	9.7	6.9
06-mars-07	232.7	802	26.9	3.8	69.8	104.8	9.1	6.7
22-mars-07	286.8	849	34.5	5.0	98.2	145.7	7.0	6.8
02-avr-07	762.7	2'014	107.1	9.2	156.4	195.1	5.0	7.5
16-avr-07	756.7	1'832	137.7	14.6	140.8	164.0	3.2	14.7
21-mai-07	257.7	855	35.2	3.2	75.9	93.1	9.1	16.7
04-juin-07	383.2	1'259	50.1	4.9	120.4	147.3	7.5	16.3
12-juin-07	402.9	1'294	53.8	4.4	88.4	143.4	6.4	19.3
22-juin-07	755.0	1'638	113.0	nd	nd	nd	nd	nd
09-juil-07	489.2	1'125	86.4	27.6	501.8	606.3	2.5	18.1
25-juil-07	1'066.3	2'563	170.5	4.7	153.8	236.1	2.8	19.1
06-août-07	472.8	1338	59.7	5.0	151.8	216.1	4.3	22.1
27-août-07	522.0	1'492	86.6	10.9	177.3	236.9	5.0	21.3
17-sept-07	551.1	1'384	76.0	5.6	119.3	154.3	3.6	18.3
01-oct-07	615.3	1'457	118.0	16.0	323.6	419.4	3.0	16.0
15-oct-07	430.7	1'043	68.5	6.0	85.4	102.9	3.0	15.3
19-nov-07	199.7	537	29.4	6.0	111.2	154.2	6.5	11.7
05-déc-07	147.0	444	18.8	2.4	50.0	74.8	10.4	8.2

Cependant, si on ne considère que la période printemps-été-automne, caractérisée par une augmentation de la température des eaux (Tableau 1) et des faibles concentrations de DIP (LAZZAROTTO *et al.*, 2008, ce volume), le DIP devient le facteur majeur contrôlant la Chl *a*, dans la mesure où, étant positivement relié à cette variable phytoplanctonique (figure 3C), il explique 72 % de sa variabilité ( $\text{LogChl } a = 0.61 \cdot \text{LogDIP} + 1.8$ ;  $P < 0.0001$ ). Ce résultat suggère que les concentrations actuelles de phosphore dans le lac sont à des niveaux qui limitent désormais la croissance phytoplanctonique. La prévalence de *Mougeotia gracillima* (plus de 79 % de la biomasse du phytoplancton) entre juillet et octobre (RIMET *et al.*, 2008, ce volume) et la forte relation positive observée ici entre la Chl *a* et DIP suggère que cette espèce filamenteuse dans le Léman est un fort compétiteur pour le phosphore et pourrait profiter d'une conjonction de facteurs et devenir fortement abondante (étant donné qu'elle est peu consommable par le zooplancton), contribuant ainsi à augmenter la biomasse phytoplanctonique dans ce contexte de réduction des concentrations de phosphore.

La PP montre des relations statistiques significatives, positive avec la température des eaux de surface et la Chl *a*, et négative avec la concentration en nitrates (figure 3D, E, F). L'analyse de régression multiple sort la Chl *a* comme seul facteur explicatif de la variation saisonnière de la PP, avec toutefois seulement 30 % de la variance expliquée (Modèle :  $\text{LogPP} = 0.47 \cdot \text{LogChl } a + 1.02$ ; F ratio = 8.4;  $P = 0.011$ ). Ce faible  $R^2$  est en réalité dû aux valeurs exceptionnellement élevées de Chl *a* enregistrées le 9 juillet et le 1<sup>er</sup> octobre (figure 2B). L'exclusion de ces deux valeurs montre que la Chl *a* devient le facteur majeur contrôlant la PP, expliquant 65 % de sa variabilité ( $\text{LogPP} = 1.02 \cdot \text{LogChl } a + 0.62$ ;  $P = 0.0002$ ) (figure 3F).

La concentration moyenne de Chl *a* en 2007 était significativement plus élevée ( $7.1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) que celle de 2006 ( $4.2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) (TADONLEKE, 2007). Il faut toutefois noter que cette différence était due aux deux valeurs extrêmes mentionnées plus haut. L'exclusion de ces 2 valeurs donne une moyenne similaire à celle des quatre années précédentes. La PP annuelle mesurée en 2007 ( $587 \text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$ ) quant à elle, est apparue significativement plus élevée que celle des années 2003 à 2005 (calculées de la même façon). Cette élévation de la PP pourrait s'expliquer, au moins en partie, par la forte augmentation de la biomasse phytoplanctonique (cette étude, voir aussi RIMET *et al.*, 2008, ce volume), étant donnée la forte corrélation positive trouvée entre la PP et la Chl *a* au cours de cette année 2007 (figure 3F).

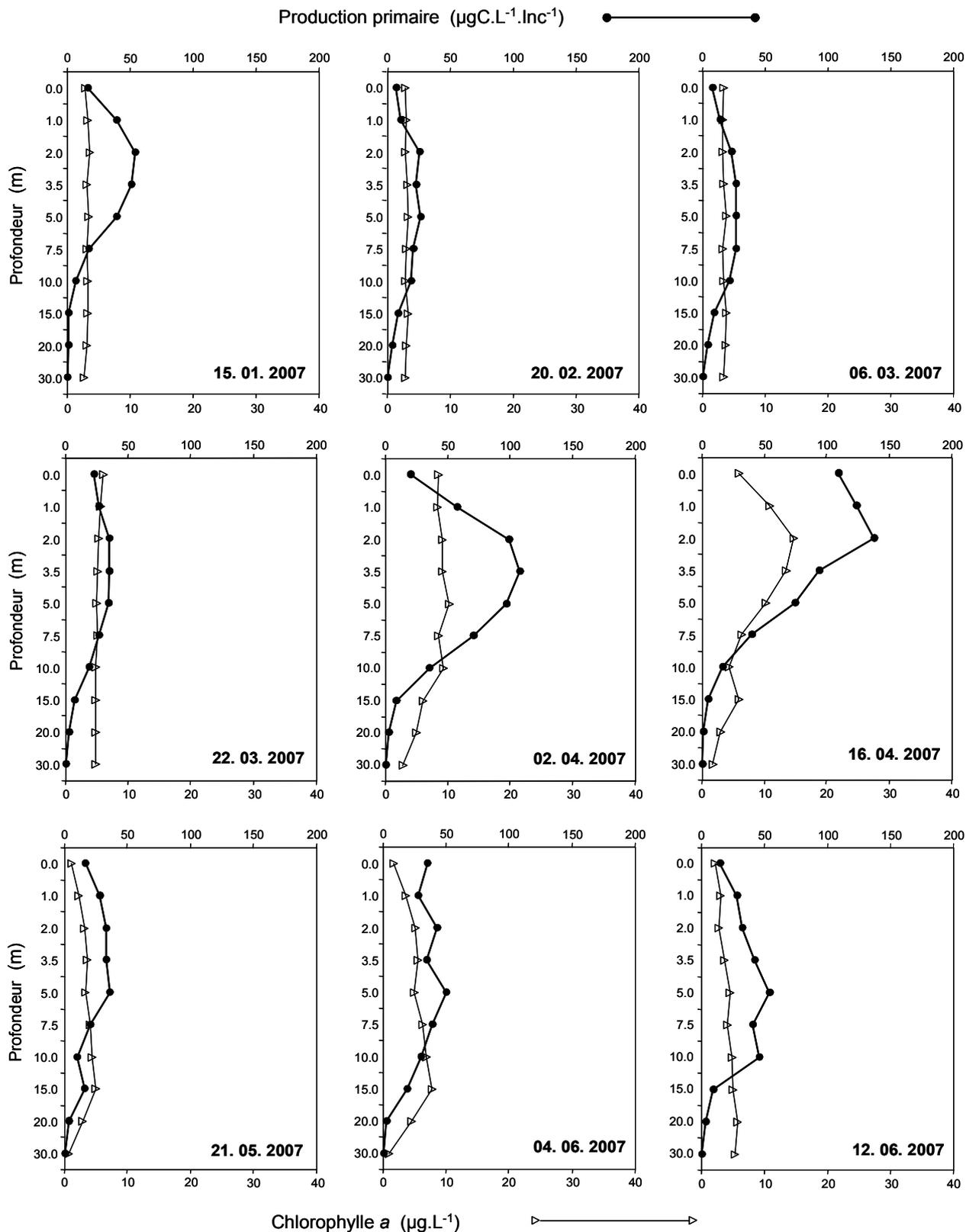


Figure 1 : Profils verticaux de la production primaire (cercle) et de la biomasse chlorophyllienne (triangle) au point SHL2 du 15 janvier au 12 juin 2007.

Figure 1 : Vertical profiles of the primary production (circle) and of the biomass expressed in terms of chlorophyll a (triangle) at point SHL2 from January 15 to June 12, 2007.

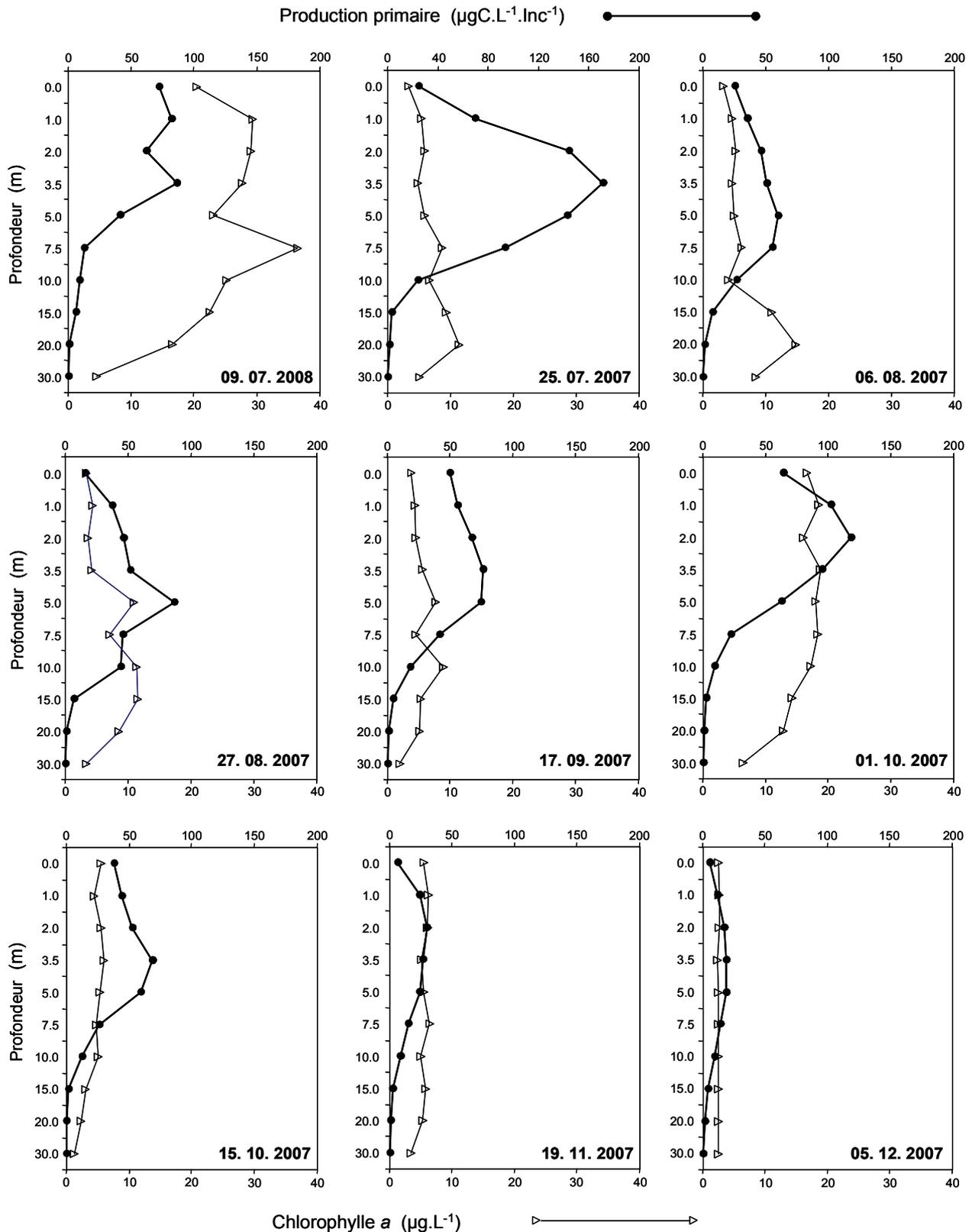


Figure 1 (suite) : Profils verticaux de la production primaire (cercle) et de la biomasse chlorophyllienne (triangle) au point SHL2 du 19 juillet au 5 décembre 2007.

Figure 1 (continued) : Vertical profiles of the primary production (circle) and of the biomass expressed in terms of chlorophyll a (triangle) at point SHL2 from July 19 to December 5, 2007.

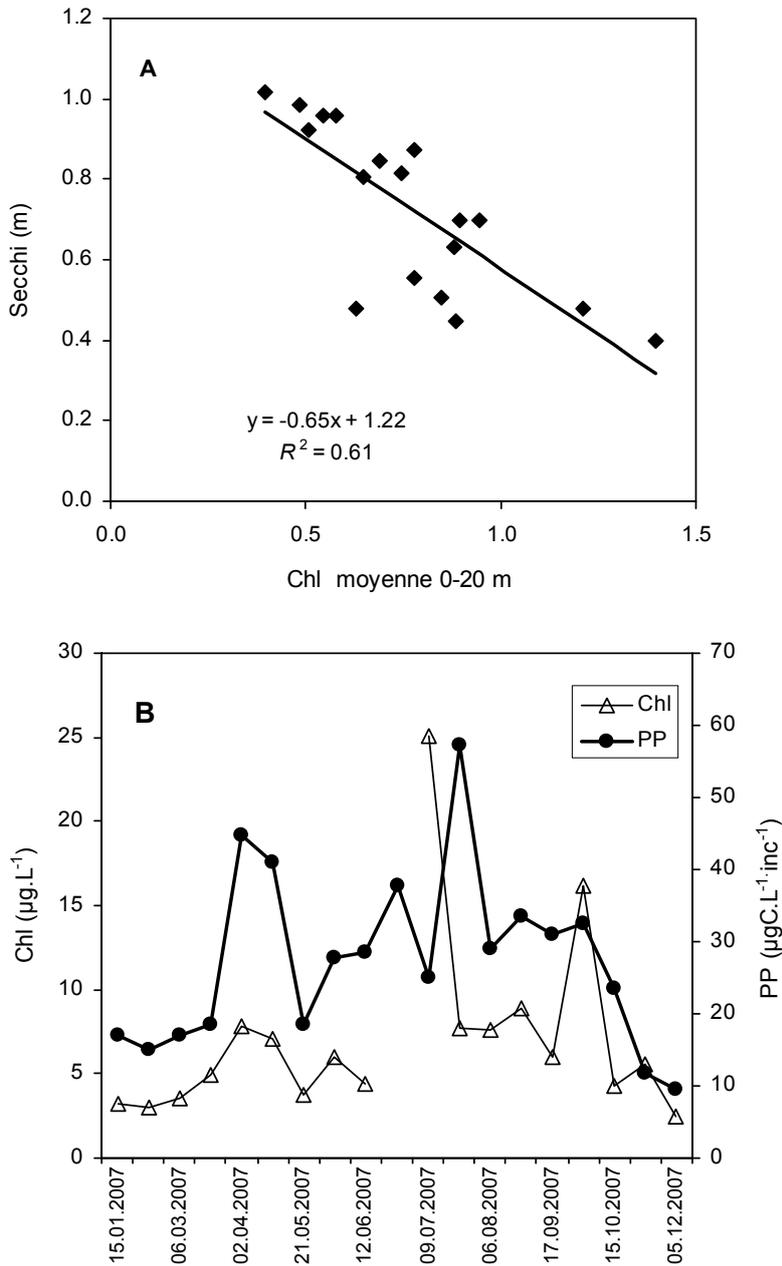


Figure 2. Relation entre la transparence de l'eau (mesurée à l'aide du disque de Secchi) et la biomasse Chlorophyllienne (A) et évolution saisonnière de la production primaire et de la biomasse chlorophyllienne (B).

Figure 2 : Relationship between the water transparency (measured using a Secchi disk) and the chlorophyll biomass (A), and seasonal change in primary production and chlorophyll biomass (B).

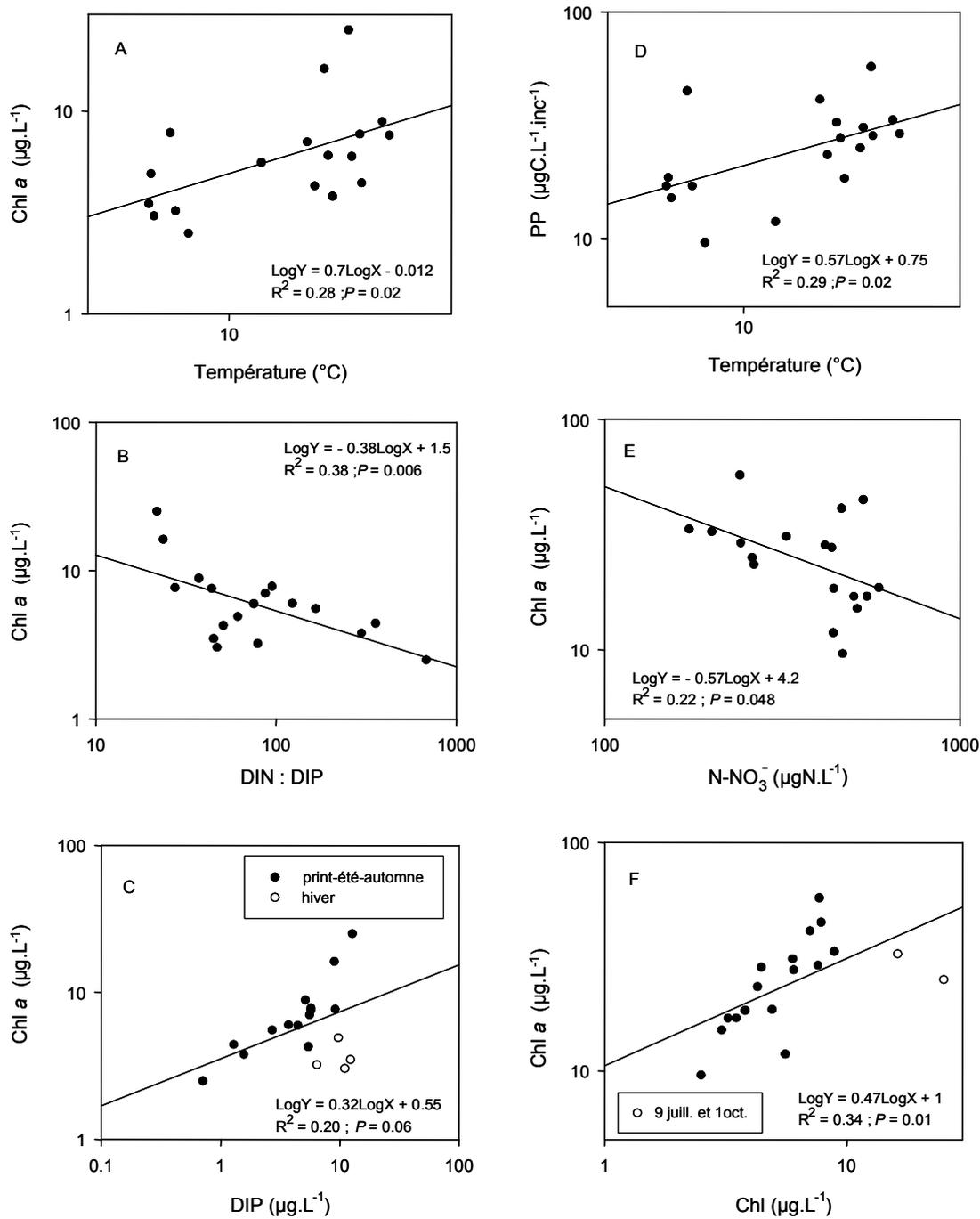


Figure 3 : Relations statistiques entre les variables phytoplanctoniques (PP et Chl a) et les variables environnementales. DIN : azote inorganique dissous ; DIP : phosphore inorganique dissous.

Figure 3 : Statistical relationships between the phytoplankton variables (PP and Chl a) and the environmental variables. DIN : dissolved inorganic nitrogen; DIP : dissolved inorganic phosphorus.

#### 4. CONCLUSIONS

Cette étude montre que la Chl *a* était contrôlée sur la majeure partie de l'année 2007 (printemps, été et automne) par le phosphore inorganique dissous, et augmentait avec l'accroissement des concentrations de cet élément minéral. Les concentrations de cet élément semblent donc avoir atteint des niveaux qui limitent la croissance du phytoplancton.

La production primaire quant à elle a considérablement augmenté en comparaison avec les années 2003 à 2005, essentiellement en raison de l'augmentation de la biomasse phytoplanctonique.

L'augmentation interannuelle des variables phytoplanctoniques en dépit de cette apparente limitation par le phosphore soutient l'idée, précédemment évoquée, de l'intervention significative de facteurs autres que le phosphore dans la dynamique du phytoplancton dans le Léman. Certes, la réduction des apports de phosphore dans le lac doit continuer, mais il ne doit pas être perdu de vue que d'autres facteurs tels que la réduction (comparée aux décennies précédentes) de la pression de prédation par le zooplancton, l'augmentation de la température des eaux du lac et donc de la stabilité de la colonne engendrent des conditions qui peuvent être favorables à certaines algues de grande taille capables de forte compétition pour les faibles concentrations de phosphore (TADONLEKE 2007, TADONLEKE *et al.*, en prép.). La prépondérance ces dernières années des espèces filamenteuses telles que *Mougeotia gracillima* et *Plankthotrix rubescens* serait le reflet de l'existence de telles conditions et aiderait à expliquer pourquoi la biomasse phytoplanctonique continue à augmenter en dépit de la baisse des concentrations de phosphore.

#### BIBLIOGRAPHIE

- LAZZAROTO, J. et RAPIN, F. (2008) : Evolution physico-chimique dans les eaux du Léman. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2007, 31-55.
- 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.
- RIMET, F., DRUART, J. C. et MOREAU, L. (2008) : Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2007, 85-95.
- STEEMAN-NIELSEN, E. (1952) : The use of radioactive carbon ( $^{14}\text{C}$ ) for measuring organic production in the sea. J. Cons. Int. Exploit. Mer, 18, 117-140.
- STRICKLAND, J.D.H. et PARSONS, T.R. (1968) : A practical handbook of seawater analysis. Bull. Fish. Res. Board Canada, 167, 311 p.
- TADONLEKE, R.D. (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 2007

PAR

**Marie-Elodie PERGA et Leslie LAINÉ**

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

### RÉSUMÉ

L'abondance exceptionnelle d'une algue conjuguée filamenteuse, *Mougeotia gracillima*, du début de l'été à la fin de l'année dans la colonne d'eau, limite fortement en 2007 la pertinence des comptages zooplanctoniques. Sur les 18 échantillons collectés en 2007, 7 ne sont pas comptables. Ces échantillons correspondent à la fin du printemps et à l'été, période critique de dynamique zooplanctonique. Par conséquent, en l'absence de données de densités pour cette période, la dynamique du zooplancton ne peut faire l'objet d'une analyse pertinente en 2007. Elle ne peut non plus être comparée à celle des années précédentes. L'étude de la dynamique saisonnière zooplanctonique de 2007 est donc restreinte à la période précédant la phase des eaux claires, seule période pour laquelle les comptages fournissent des informations pertinentes.

L'apparition d'algues filamenteuses à de fortes densités se produit régulièrement dans le Léman depuis les 6 dernières années. Parce que la présence de ces algues filamenteuses dans les échantillons de zooplancton empêche leur comptage, un protocole de "tri" des algues filamenteuses avait été établi en 2006. Cependant, l'efficacité de ce protocole semble dépendant de l'espèce filamenteuse présente. Le protocole s'était révélé efficace lorsque les algues filamenteuses étaient dominées par *Aphanizomenon flos aquae* et *Planktothrix rubescens*, comme en 2006, mais inopérant en 2007, année dominée par *M. gracillima*. Ainsi, dans la mesure où 2007, année dominée par *Mougeotia gracillima* et non plus par *A. flos aquae* ou *P. rubescens*, reste une année exceptionnelle, le protocole de tri des algues filamenteuses établi en 2006 sera utile et la qualité de la série de données à long-terme du zooplancton ne sera pas compromise. Par contre, si le fort développement, dès le début de l'été, d'algues filamenteuses, telles que *M. gracillima*, persiste et devient fréquent, la poursuite du suivi de l'évolution du zooplancton du Léman nécessitera de repenser totalement les protocoles de prélèvement du zooplancton.

### ABSTRACT

The exceptional abundance in the column of water of the conjugated filamentous alga, *Mougeotia gracillima*, from the beginning of the summer to the end of the year, severely limited the pertinence of the zooplankton counts in 2007. Seven of the 18 samples collected in 2007 could not be counted. These samples corresponded to the end of spring and to summer, a critical period for zooplankton dynamics. Consequently, in the absence of density data for this period, the dynamics of the zooplankton could not be subjected to a pertinent analysis in 2007. Nor could it be compared to the count in the preceding years. The investigation of the seasonal zooplankton dynamics in 2007 was therefore restricted to the period preceding the clear water phase, the only period for which the counts provide pertinent information.

High densities of filamentous algae have appeared regularly in Lake Geneva for the last 6 years. Because the presence of these filamentous algae in zooplankton samples makes counting impossible, a protocol for "sorting" the filamentous algae had been drawn up in 2006. However, the efficacy of this protocol seems to depend on the filamentous species actually present. The protocol was found to be effective when the filamentous algae were dominated by *Aphanizomenon flos aquae* and *Planktothrix rubescens*, as in 2006, but did not work in 2007, a year dominated by *M. gracillima*. Thus, to the extent that in 2007, a year dominated by *Mougeotia gracillima* and no longer by *A. flos aquae* or *P. rubescens*, remains an unusual year, the protocol for sorting the filamentous algae established in 2006 will be useful, and the quality of the series of long-term data for the zooplankton will not be compromised. In contrast, if the marked development from the beginning of summer of filamentous algae, such as *M. gracillima*, continues and becomes a frequent occurrence, a complete rethink of the protocols for zooplankton sampling will be required in order to be able to continue monitoring the change in zooplankton in Lake Geneva.

## 1. INTRODUCTION

En faisant le lien entre producteur primaire et consommateur secondaire, le zooplancton joue un rôle clé dans le fonctionnement et la dynamique de l'écosystème. Le zooplancton comprend deux principales classes : les crustacés et les rotifères. Le suivi de la CIPEL porte sur les microcrustacés (i.e. les crustacés entomostracés dont la taille est supérieure à 200 µm) récoltés dans le domaine pélagique. D'autres organismes zooplanctoniques, tels que les rotifères ou les larves véligères de la moule zébrée d'eau douce (*Dreissena polymorpha*), sont toutefois récoltés par cette méthode d'échantillonnage. Ces groupes planctoniques feront donc l'objet d'une partie complémentaire en fin de ce rapport.

En 2007, 18 campagnes de prélèvements ont été réalisées. Comme au cours des années précédentes, les algues filamenteuses ont été abondantes dans les prélèvements de zooplancton de 2007. En revanche, au cours des années précédentes, ces algues filamenteuses, notamment la cyanobactérie *Aphanizomenon flos aquae* et *Planktothrix rubescens*, se développaient en automne. 2007 est une année à développement phytoplanctonique atypique, tant à cause des niveaux de biomasse de *Mougeotia gracillima*, une conjuguée filamenteuse, les plus élevés depuis 1974 (79 % de la biomasse carbonée totale) que dans la période de développement de cette filamenteuse (RIMET et DRUART, 2008). *M. gracillima* est une espèce qui se développe classiquement en automne, comme la plupart des filamenteuses. En 2007, elle apparaît dès le 20 février et se maintient à des abondances faibles (< 3 %) jusqu'au 4 juin. Les biomasses de *M. gracillima* deviennent réellement importantes à partir de juillet, et ce jusqu'à la fin de l'année. De plus, le protocole mis en place lors de la campagne 2006 (PERGA et LAINE, 2007) pour éliminer au moins partiellement les algues filamenteuses des échantillons s'est révélé inefficace sur les prélèvements de 2007. Ainsi, non seulement 7 prélèvements n'ont pu être comptés, mais ces comptages absents correspondent de plus à une période cruciale du développement zooplanctonique, limitant fortement l'analyse des données 2007. Dans les rapports précédents, les évolutions inter-annuelles des abondances zooplanctoniques étaient décrites à partir des moyennes annuelles des effectifs calculées de mai à septembre. En raison de l'absence de nombreux comptages au cours de cette période en 2007, nous avons exclu du rapport 2007 les analyses de tendance inter-annuelle. L'étude de la dynamique saisonnière est elle aussi restreinte à la période précédant la phase des eaux claires, période pour laquelle les comptages fournissent des informations pertinentes.

Ce rapport traite (i) des biovolumes sédimentés, (ii) de la composition spécifique de la communauté zooplanctonique et (iii) des autres groupes planctoniques observés dans les échantillons 2007.

## 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 :

$$K^2 = (N_{\text{ind}} \times \text{Vol. flacon} \times 50) / (\text{Vol. comp} \times 4.81)$$

où :  $N_{\text{ind}}$  est le nombre d'individus dénombrés dans le sous-échantillon

Vol. flacon est le volume de l'échantillon ajusté (en mL)

Vol. comp est le volume du sous-échantillon (en mL)

50 est la hauteur du prélèvement (en m)

4.81, le volume filtré par le filet (en m<sup>3</sup>).

Un protocole de tamisage successif des échantillons saturés d'algues filamenteuses a été mis en place par L. LAINE en 2006 (PERGA et LAINE, 2006). Les échantillons contenant des algues filamenteuses ont été tamisés sur des filtres de 200 µm de vide de maille avec brassage continu dans un grand volume d'eau jusqu'à élimination suffisante des algues. Ce protocole s'est toutefois révélé inefficace pour éliminer les algues filamenteuses des prélèvements de 2007, en raison soit de la taille trop élevée de *M. gracillima*, soit des abondances exceptionnelles.

## 3. RÉSULTATS

### 3.1 Biovolume sédimenté

Entre mars et juin, le cycle d'abondance du biovolume sédimenté du zooplancton (figure 1) présente des variations saisonnières importantes, de 467 mL·m<sup>-2</sup> (21 mai) à 57 mL·m<sup>-2</sup> (6 août). Le profil temporel décrit une phase avec des biovolumes forts au printemps qui atteignent leur valeur maximale le 21 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 la date des maxima de transparence printaniers et des périodes à forts

biovolumes sédimentés. La phase des eaux claires s'observe entre le 21 mai et le 4 juin. En 2006, la phase des eaux claires avait été établie pour des dates similaires.

En 2007, la transparence est restée faible de la fin du printemps à la fin de l'automne, due à la présence massive de microplancton et notamment de l'algue filamenteuse *M. gracillima*.

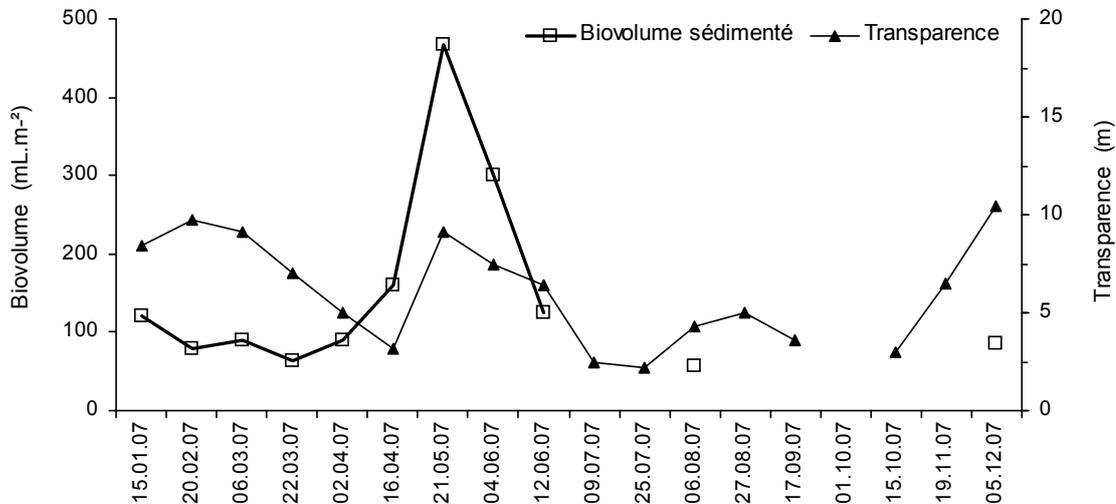


Figure 1 : Evolution saisonnière du biovolume sédimenté de zooplancton et de la transparence des eaux mesurée au disque de Secchi en 2007 (Léman, SHL2).

Figure 1 : Seasonal changes in the settled biovolume and Secchi disk transparency values in 2007 (Lake Geneva, SHL2).

### 3.2. Composition spécifique de la biocénose crustacéenne

Le zooplancton crustacéen est, chaque année, largement dominé par les copépodes. En 2007, les copépodes représentent 78,5 % de l'abondance totale des crustacés. La sous-classe des copépodes se compose des cyclopoïdes et des calanoïdes. Dans les comptages de 2007, les calanoïdes sont les plus abondants, représentant 45 % de l'abondance crustacéenne totale contre 23,5 % pour les cyclopoïdes. L'ordre qui domine la communauté des copépodes varie largement d'une année sur l'autre. En 2006 par exemple, les cyclopoïdes dominaient la communauté des copépodes.

Les calanoïdes sont représentés par une unique espèce, *Eudiaptomus gracilis*. Les cyclopoïdes appartiennent à 3 espèces : *Cyclops prealpinus*, la plus abondante (21 %), *C. vicinus* (4 %) et *Macrocyclus albidus*, observé dans seulement deux échantillons (15/01/07 et 22/03/07).

La classe des branchiopodes est représentée par un unique ordre, celui des cladocères, qui en 2007 représente 21,5 % de la communauté zooplanctonique crustacéenne. Cet ordre comprend *Daphnia hyalina* + *galeata*, *Eubosmina longispina* et *E. mixta*, *Leptodora kindti* et *Bythotrephes longimanus*.

### 3.3. Dynamique saisonnière du zooplancton en 2007

En raison de l'absence de comptage d'échantillons estivaux, l'étude de la dynamique crustacéenne est difficilement comparable aux données des années précédentes.

Les maxima des copépodes (figure 2) sont plus précoces par rapport à ceux des branchiopodes (figure 3). Le pic printanier d'abondance des copépodes est synchrone pour les cyclopoïdes et les calanoïdes et apparaît dès le 16 avril avec 450'000 ind.m<sup>-2</sup> pour chaque sous-classe. Ces maxima printaniers sont globalement supérieurs à ceux observés pour chacun des deux taxons sur la période 2003-2007. Ces abondances se maintiennent ensuite autour de 150 000 ind.m<sup>-2</sup> aux dates suivantes de comptage.

Le pic d'abondance des cladocères (figure 3) semble apparaître entre le 21 mai et le 4 juin, avec des effectifs de 200'000 ind.m<sup>-2</sup>, proches des valeurs au maximum printanier observées depuis 2004. La date de ce pic correspond aussi à la date de biovolume sédimenté maximum. Ces maxima correspondent de plus aux minima de biomasse phytoplanctonique ainsi qu'au maximum printanier de transparence, datant ainsi la phase des eaux claires entre le 21.05.07 et le 04.06.07.

Le pic printanier de cladocères est quasiment exclusivement composé de *Daphnia hyalina* + *galeata*, les bosminidés représentant moins de 3 % de l'abondance des cladocères herbivores lors de la phase des eaux claires (figure 3a).

Les grands cladocères prédateurs, *Bythotrephes longimanus* et *Leptodora kindti*, se caractérisent quant à eux par un développement en saison chaude. *B. longimanus* atteint des abondances de 8'000 ind.m<sup>-2</sup>, valeur proche des maxima atteints les années précédentes, dès le 21/05/07 (figure 3b). L'absence de comptages estivaux empêche toute conclusion sur la dynamique de *L. kindti*.

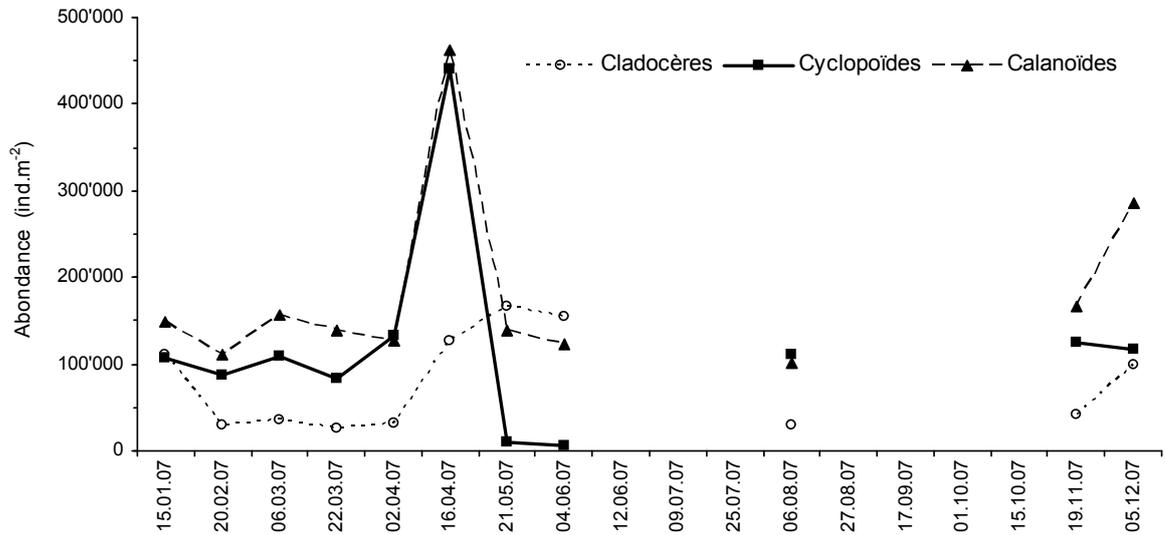


Figure 2 : Evolution saisonnière du peuplement crustacéen en 2007 (Léman, SHL2).  
 Figure 2 : Seasonal changes in the abundance of Crustaceae in 2007 (Lake Geneva, SHL2).

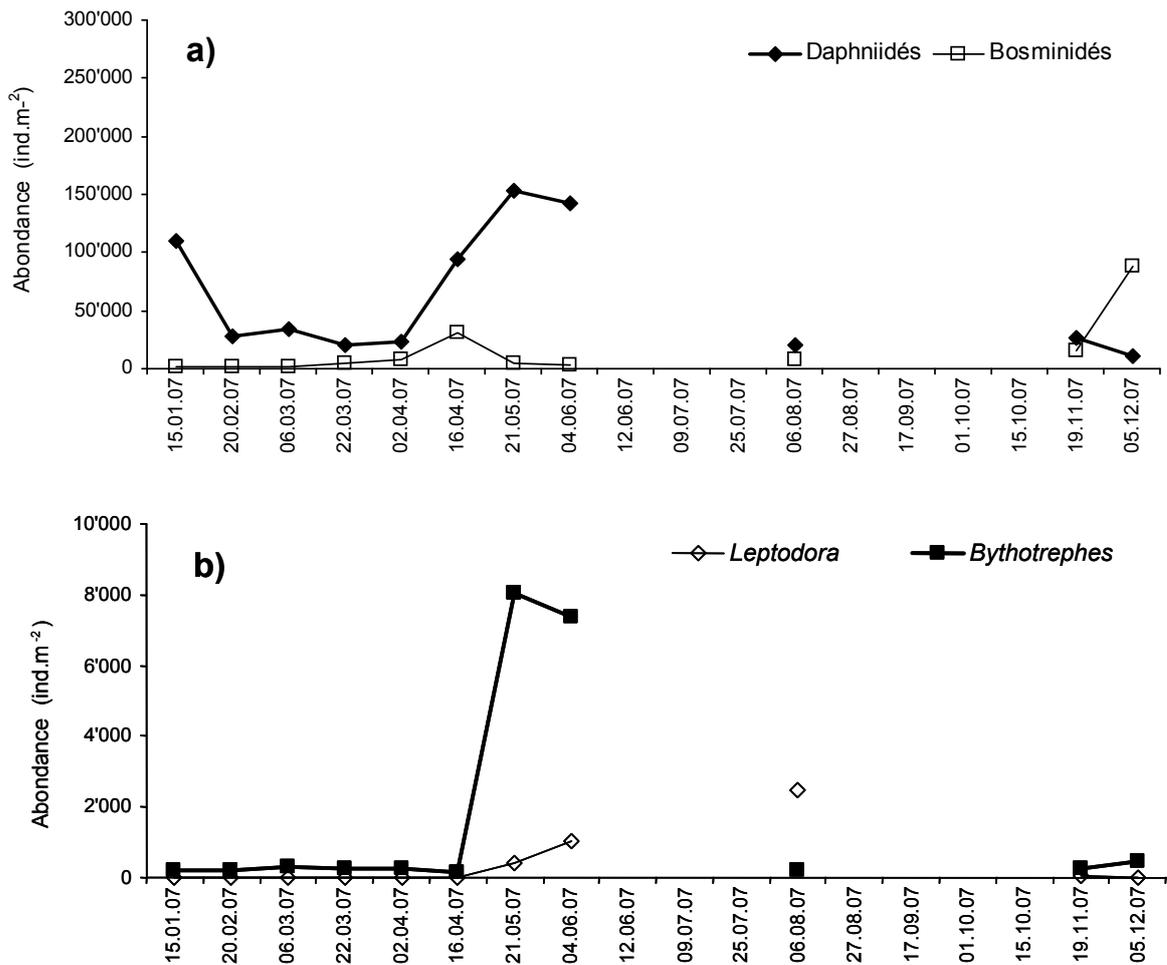


Figure 3 : Evolution saisonnière de l'abondance des Cladocères : a) herbivores ; b) carnivores en 2007 (Léman, SHL2).  
 Figure 3 : Seasonal changes in the abundance of herbivorous a) and carnivorous b) Cladocerans in 2007 (Lake Geneva, SHL2).

Les cyclopoïdes sont essentiellement représentés par le genre *Cyclops* et l'ensemble *C. prealpinus* + *C. spp* est encore dominant par rapport à *C. vicinus*, qui apparaît dès le mois de février mais reste minoritaire sur l'ensemble des dates de prélèvements. La population de cyclopoïdes se développe tôt, dès le mois d'avril. Le maximum printanier des cyclopoïdes est atteint le 16 avril avec des abondances de 500'000 ind·m<sup>-2</sup> (figure 4).

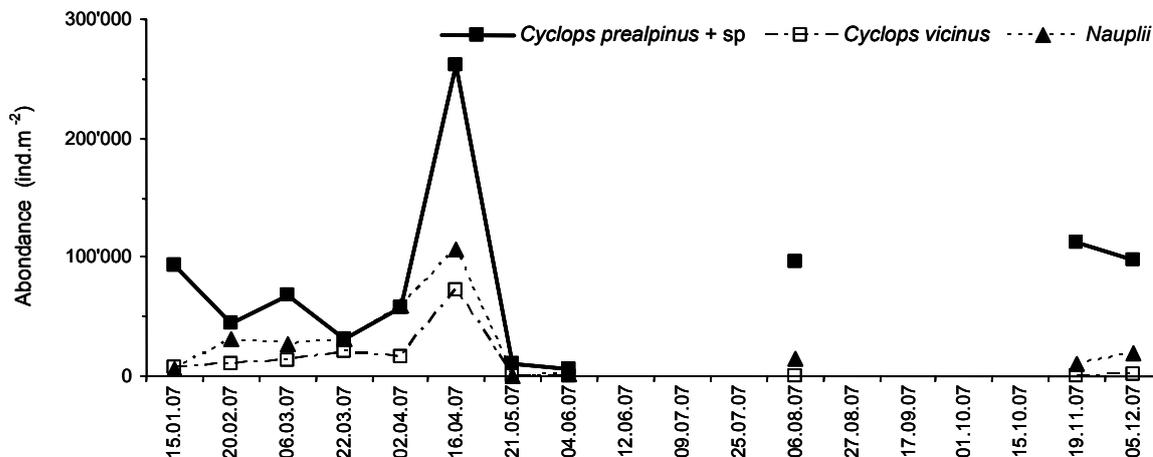


Figure 4 : Evolution saisonnière de l'abondance des cyclopoïdes en 2007 (Léman, SHL2).

Figure 4 : Seasonal changes in the abundance of cyclopoïda in 2007 (Lake Geneva, SHL2).

Sur les dates de comptages, la dynamique des calanoïdes et des cyclopoïdes sont synchrones. Les effectifs d'*Eudiaptomus gracilis* sont stables, pour des valeurs de 100-150'000 ind·m<sup>-2</sup> en hiver, puis montrent un pic bref à des valeurs de 450'000 ind·m<sup>-2</sup> le 16.04.07. Pour le reste des dates de comptages, les effectifs sont stables, à des valeurs proches de 150'000 ind·m<sup>-2</sup> (figure 5).

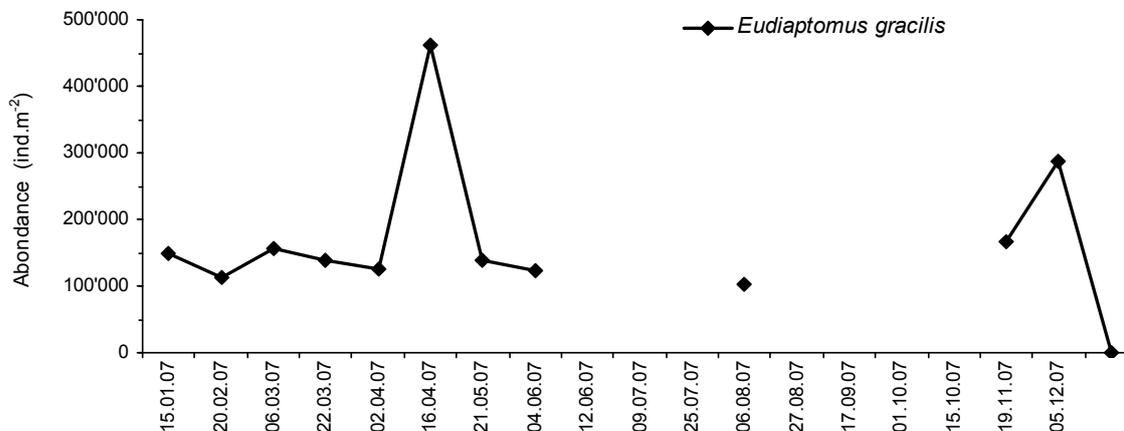


Figure 5 : Evolution saisonnière de l'abondance du calanoïde *Eudiaptomus gracilis* en 2007 (Léman, SHL2).

Figure 5 : Seasonal changes in the abundance of calanoïda *Eudiaptomus gracilis* in 2007 (Lake Geneva, SHL2).

### 3.4. Autres groupes planctoniques

Les larves véligères de la moule zébrée apparaissent chaque année en période estivale. En 2007, un effectif relativement important de 13 000 ind·m<sup>-2</sup> de larves véligères de moule zébrée a pu être observé lors de l'unique comptage estival, le 6 août.

Parmi les rotifères, aucun individu de l'espèce *Notholca* n'a pu être observé en 2007, tout comme au cours de l'année précédente. Parmi les trois taxa dénombrées, *Conochilus* est celui dont les abondances ont été les plus fortes en 2006. L'abondance de *Conochilus* montre un pic à 200'000 ind·m<sup>-2</sup> en début d'été. A titre comparatif, l'abondance maximale de ce taxa était 10 fois inférieure au cours de l'année 2005, et 2 fois inférieure au cours de l'année 2006. *Asplanchna* et *Kellicotia* atteignent en général leur abondance maximale en fin d'été. En 2007, des effectifs faibles d'*Asplanchna* ont été observés au printemps (40'000 ind·m<sup>-2</sup>) tandis que l'abondance des *Kellicotia* atteint 100'000 ind·m<sup>-2</sup> le 21.05.07 (figure 6).

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 <sup>-2</sup> )	1998	1999	*2000	2002	*2003	*2004	*2005	*2006	2007*
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)

\* année incomplète.

Aucune donnée disponible pour l'année 2001.

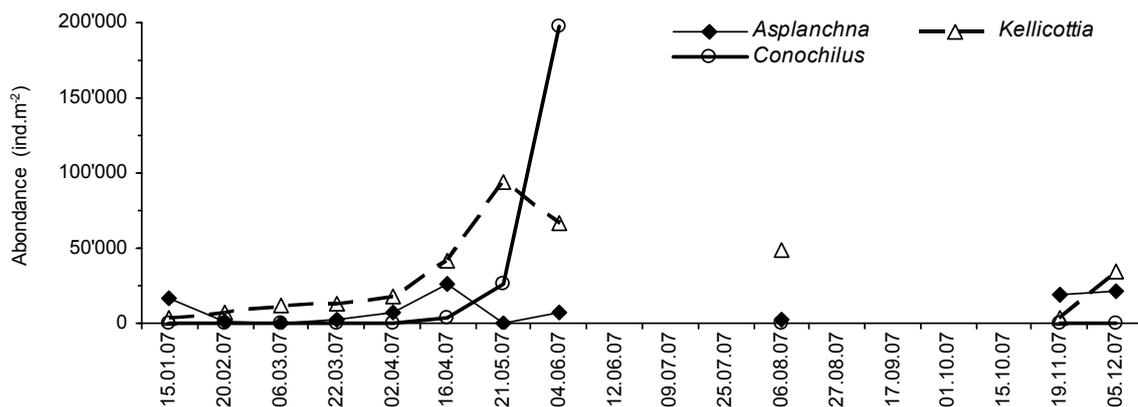


Figure 6 : Evolution saisonnière de quelques rotifères en 2007.

Figure 6 : Seasonal patterns of some Rotifera taxa in 2007.

#### 4. CONCLUSIONS

2007 a été marquée par des abondances exceptionnelles, dès le début de l'été et jusqu'à la fin de l'année, d'une grande algue conjuguée filamenteuse, *Mougeotia gracillima*. La présence de cette algue en grande proportion dans les échantillons, de mi-juin à octobre, a fortement limité (i) la pertinence du prélèvement du zooplancton au filet ainsi que (ii) la possibilité de comptage zooplanctonique dans les échantillons sur cette période.

L'étude du zooplancton de Léman en 2007 est d'autant plus limitée par le fait que les échantillons incomptables correspondent à une période cruciale de la dynamique zooplanctonique. Ainsi, les données 2007 ne permettent ni de décrire pertinemment le compartiment zooplanctonique en 2007, ni de resituer sa dynamique dans le schéma de dynamique du zooplancton du Léman établi au cours des années précédentes. Seule la période précédant la phase des eaux claires a pu être analysée. Ce problème est d'autant plus gênant qu'il empêche de plus d'étudier les conséquences de ces blooms estivaux exceptionnels d'algues filamenteuses sur la dynamique zooplanctonique.

Ainsi, dans la mesure où 2007, année dominée par *Mougeotia gracillima* et non plus par *A. flos aquae* ou *P. rubescens*, reste une année exceptionnelle, le protocole de "tri" des algues filamenteuses établi en 2006 sera utile et la qualité de la série de données à long terme du zooplancton ne sera pas compromise. Par contre, si le fort développement, dès le début de l'été, d'algues filamenteuses, telles que *M. gracillima*, persiste et devient fréquent, la poursuite du suivi de l'évolution du zooplancton du Léman nécessitera de repenser totalement les protocoles de prélèvement du zooplancton.

#### BIBLIOGRAPHIE

- RIMET, F., DRUART, J. C. et MOREAU, L. (2008) : Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2007, 85-95.
- PERGA, M.-E. et LAINE, L. (2007) : Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 103-109.

# RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE

## WHITEFISH DIET IN THE PELAGIC ZONE OF LAKE GENEVA

Campagne 2007

PAR

**Orlane ANNEVILLE, Valérie HAMELET et Daniel GERDEAUX**

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

### RÉSUMÉ

*Le régime alimentaire des corégonides adultes a été étudié à partir des poissons capturés dans les filets dérivants d'un pêcheur professionnel selon le même protocole depuis 1999. La plupart des corégonides échantillonnés mesuraient entre 37 et 44 cm. Le régime alimentaire du corégonide est largement dominé par les cladocères. Trois espèces dominantes se succèdent au cours de l'année 2007 : Daphnia (hiver, début printemps), Bythotrephes (fin printemps, début été) et Leptodora. L'hiver 2007 se singularise des années précédentes par la forte contribution des daphnies. En revanche, pendant les périodes estivales et automnales, leurs contributions sont cette année plus faibles.*

### ABSTRACT

*The diet of adult whitefish was investigated using fish caught in the drift nets of a commercial fisherman. The same sampling and counting protocols have been used since 1999. Most of the fish sampled were between 37 and 44 cm long. The whitefish diet consisted mainly of Cladocerans. Three dominant species succeeded one another during 2007: Daphnia (winter till early spring, Bythotrephes (from late-spring till early-summer), and Leptodora. The winter of 2007 was characterized by a higher contribution of daphnia than in the preceding years. In contrast, in 2007, daphnia 's contributions during summer and autumn were lower*

## 1. INTRODUCTION

Les conditions physico-chimiques du Léman présentent des évolutions inter-annuelles fortement marquées (LAZZAROTTO et al., 2008). Ces modifications ont des répercussions sur la dynamique, l'abondance et la composition des communautés planctoniques (ANNEVILLE et al., 2002; MOLINERO et al., 2006; MOLINERO et al., 2007). De telles modifications fonctionnelles et structurelles dans la communauté zooplanctonique pourraient, à terme, affecter les organismes zooplanctonophages tels que le corégonide. Ainsi, une étude à long terme parallèle des régimes alimentaires de ces poissons apportera les informations nécessaires pour évaluer l'impact des changements observés sur ces peuplements piscicoles.

L'étude du régime alimentaire des poissons du Léman a été entreprise par la CIPEL en 1999 et depuis 2002, cette étude est restreinte au corégonide qui présente une des espèces clés pour la pêche professionnelle et amateur.

Ce document relate les changements survenus dans le régime alimentaire du corégonide au cours de l'année 2007 et l'évolution survenue depuis 1999.

## 2. MÉTHODOLOGIE

Le régime alimentaire des corégonides est étudié à partir d'individus mis à disposition par un pêcheur professionnel pendant la période de pêche (janvier-octobre). Les poissons sont pêchés avec des filets dérivants dont la maille est au moins égale à 48 mm de côté. Le pêcheur utilise au plus 8 filets de 120 m de long déployés en zone pélagique au large de Séchex (France). En février, les poissons sont capturés à l'aide de filets de fond. Ces filets sont relevés très tôt en fin de nuit, ce qui rend ces poissons utilisables pour l'étude des contenus stomacaux (PONTON, 1986). Etant donné la faible variabilité inter-individuelle, un échantillon de 10 poissons peut être considéré comme représentatif (PONTON, 1986, MOOKERJI et al., 1998, GERDEAUX et al., 2002). Dans la mesure du possible, un nombre suffisant de poissons (en moyenne une quinzaine) est donc récolté pour avoir 10 estomacs suffisamment remplis. En 2007, 155 poissons ont ainsi été échantillonnés.

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 poissons échantillonnés en 2007 est de 40 cm. Le plus grand poisson mesurait 48 cm et le plus petit 31 cm. 79 % des individus mesuraient entre 37 et 44 cm. L'évolution de la taille des poissons analysés au cours de l'année indique probablement l'entrée dans la pêche d'une nouvelle génération en mai, lorsque la taille médiane chute de 40.5 cm à 38 cm en un mois (figure 1). De mai à octobre, la taille médiane mensuelle augmente de nouveau pour atteindre 42.5 cm en octobre.

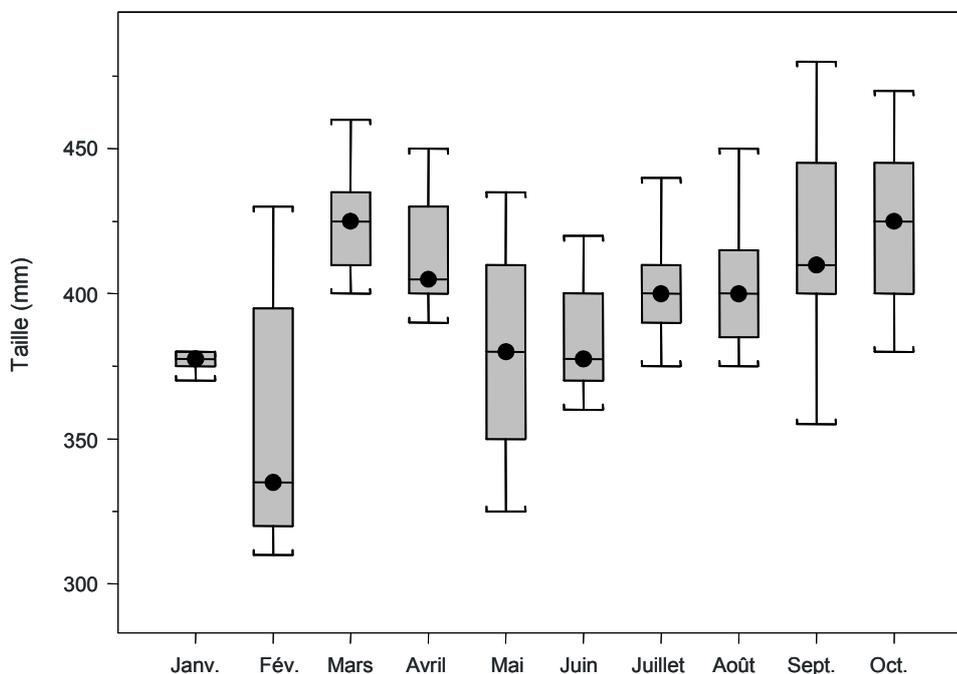


Figure 1 : Répartition des tailles des poissons dont l'estomac a été analysé en 2007. Représentation en "boîte à moustache" où le point au travers de la boîte est au niveau de la médiane, le bas et le haut de la boîte correspondent respectivement au premier et troisième quartiles. Les moustaches sont les lignes qui s'étirent du haut et du bas de la boîte jusqu'aux valeurs adjacentes, à savoir la plus petite et la plus grande observation encore comprise dans la zone définie par la limite inférieure  $Q1-1.5 (Q3-Q1)$  et par la limite supérieure  $Q3+1.5 (Q3-Q1)$ .

Figure 1 : Distribution of the sizes of fish whose stomach contents were analysed in 2007. In the Whisker and Box-plot figure, the dot through the box is at the same level as the median, the bottom and top of the box are the first and third quartiles respectively. The whiskers are the lines that extend from the top and bottom of the box to the adjacent values, i.e. the lowest and highest values reported that are still within the zone defined by the lower limit of  $Q1-1.5 (Q3-Q1)$  and the upper limit of  $Q3+1.5 (Q3-Q1)$ .

#### 3.2 Évolution mensuelle du taux de vacuité

A l'exception du mois de février, la majorité des estomacs analysés en début d'année sont pleins (figure 2). En janvier, tous les poissons s'étaient alimentés malgré des concentrations en zooplancton habituellement faibles en cette période de l'année. Le mois de février se caractérise par une faible proportion d'estomacs pleins (22 %) et par une part importante (40 %) d'estomacs vides. Le nombre d'estomacs pleins diminue à partir du mois de juin. En juillet, 47 % de poissons présentent des estomacs pleins, en août on en compte plus que 7 %. Le taux de vacuité atteint alors sa valeur maximale (93 %). Les taux de vacuité restent importants jusqu'au mois d'octobre et le pourcentage d'estomacs pleins, quant à lui, demeure inférieur à 30 %.

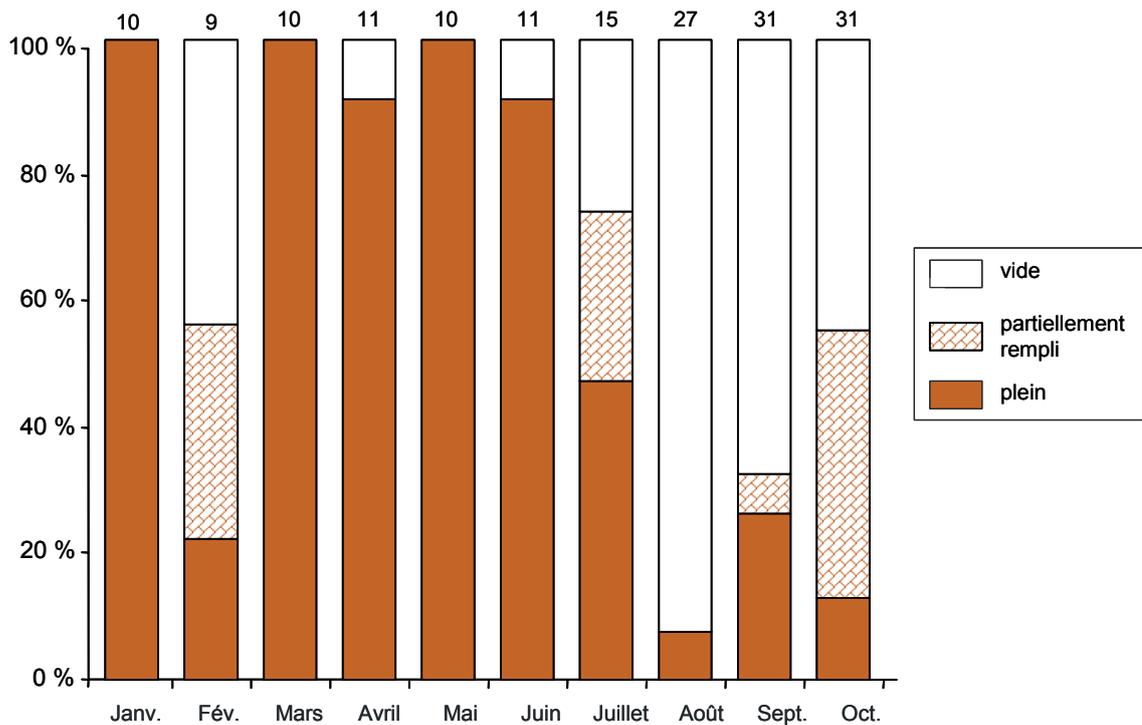


Figure 2 : Evolution mensuelle du taux de vacuité des estomacs analysés de corégone en 2007 au Léman. Le chiffre au-dessus de chaque barre indique le nombre d'estomacs prélevés.

Figure 2 : Monthly change in the degree of emptiness of the whitefish stomachs analyzed in 2007 in Lake Geneva. The number shown above each bar indicates the number of stomachs sampled.

### 3.3 Composition du régime alimentaire

Le régime alimentaire des corégones adultes est dominé par les cladocères tout au long de l'année. Comme les années précédentes, on note une forte sélectivité envers *Bythotrephes*, *Leptodora* et *Daphnia*, des genres qui dans les échantillons prélevés au filet sont peu abondants par rapport aux calanoïdes ou cyclopoïdes (PERGA et LAINE, 2008).

Le régime alimentaire du corégone est fortement marqué par la variabilité saisonnière de la composition zooplanctonique (figure 3). De janvier à avril, avec l'exception du mois de février, les daphnies représentent l'essentiel des proies. Elles ont des contributions de plus de 70 %. Les *Leptodora* représentent une part importante (39 %) du régime alimentaire au mois de février et deviennent la composante majeure en août (99 %) et septembre (75 %). *Bythotrephes* qui apparaît dans le milieu à des concentrations importantes plus tôt que *Leptodora* (PERGA et LAINE, 2008) dominent du mois de mai à juillet avec des contributions variant de 75 % à 99 %.

Comme l'année précédente, les cyclopoïdes sont les seuls représentants des copépodes, et leur contribution dans le régime alimentaire est anecdotique (ANNEVILLE et al., 2007). Les larves de chironome sont observées uniquement en février, lorsque le poisson a été capturé aux filets de fond, avec des contributions non négligeables (19 %).

Le régime alimentaire du corégone présente une plasticité fortement liée à l'abondance de ces proies préférées. Cette plasticité, manifeste à l'échelle annuelle, s'observe également sur le long terme (figure 4). Contrairement aux années précédentes, les nymphes de chironomes sont peu abondantes. En 2007, les mois de janvier et février sont marqués par la contribution exceptionnelle de *Leptodora* et daphnies. En revanche, au printemps, le régime alimentaire est relativement stable au cours des années. Il est alors dominé par les daphnies. En été 2007, ces dernières sont exceptionnellement absentes du bol alimentaire. De 1999 à 2003, le régime alimentaire des poissons échantillonnés en automne présentait une contribution non négligeable de daphnies. Mais ce genre devient un élément mineur du bol alimentaire à partir de 2004. Les daphnies sont alors remplacées par *Leptodora*. Cette tendance se maintient encore en 2007 et reflète probablement une baisse dans la disponibilité des daphnies. Mais le dénombrement du zooplancton n'ayant pu être effectué sur toute l'année (PERGA et LAINE, 2008), on ne peut, pour 2007, réellement établir de lien entre prélèvements filets et contenus stomacaux.

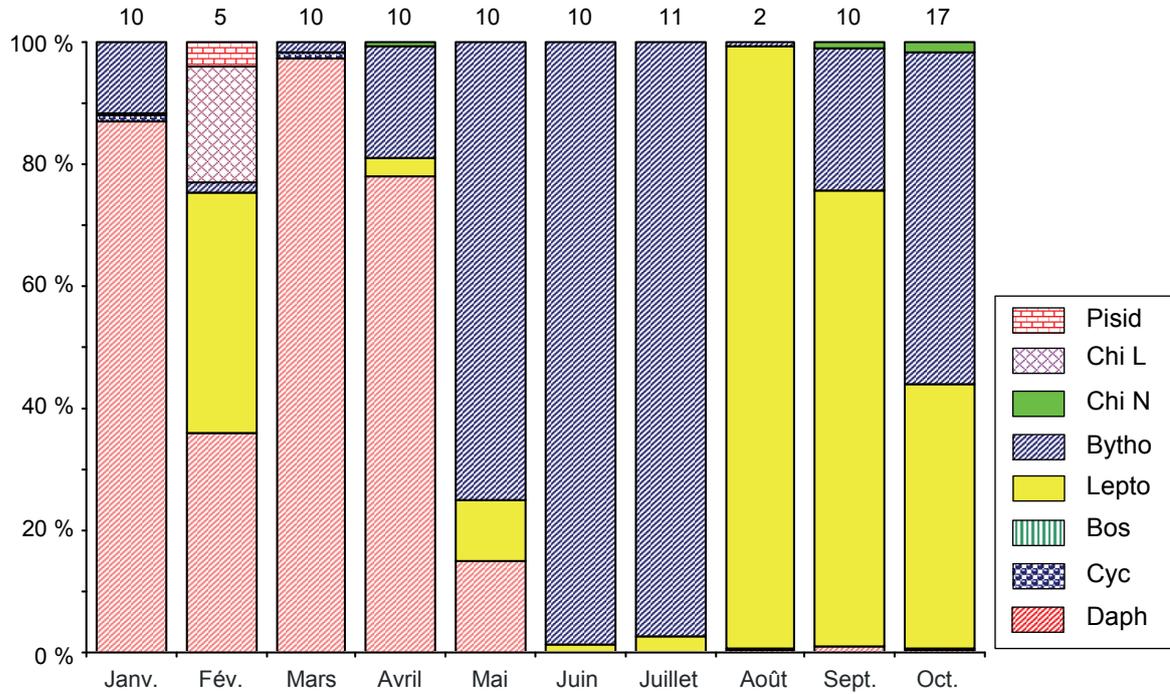


Figure 3 : Evolution mensuelle des pourcentages volumétriques dans les estomacs de corégone en 2007 au Léman.

Figure 3 : Monthly change in the percentages volume of the prey species in the stomachs of the whitefish in 2007 in Lake Geneva.

#### 4. CONCLUSIONS

La plupart des estomacs sont pleins mais 2007 est marqué par un fort taux de vacuité durant la période estivale. Comme dans les années précédentes, les cladocères sont les proies préférées des corégones. L'espèce prépondérante dans le bol alimentaire dépend de la composition spécifique du milieu, ainsi se succèdent au cours des saisons daphnies, *Bythotrephes* et *Leptodora*.

En terme de changements inter-annuels, le lien entre l'évolution des contenus stomacaux et les abondances des daphnies prélevées au filet est difficile à établir car nous ne disposons pas de données suffisantes concernant les abondances de zooplancton en 2007.

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

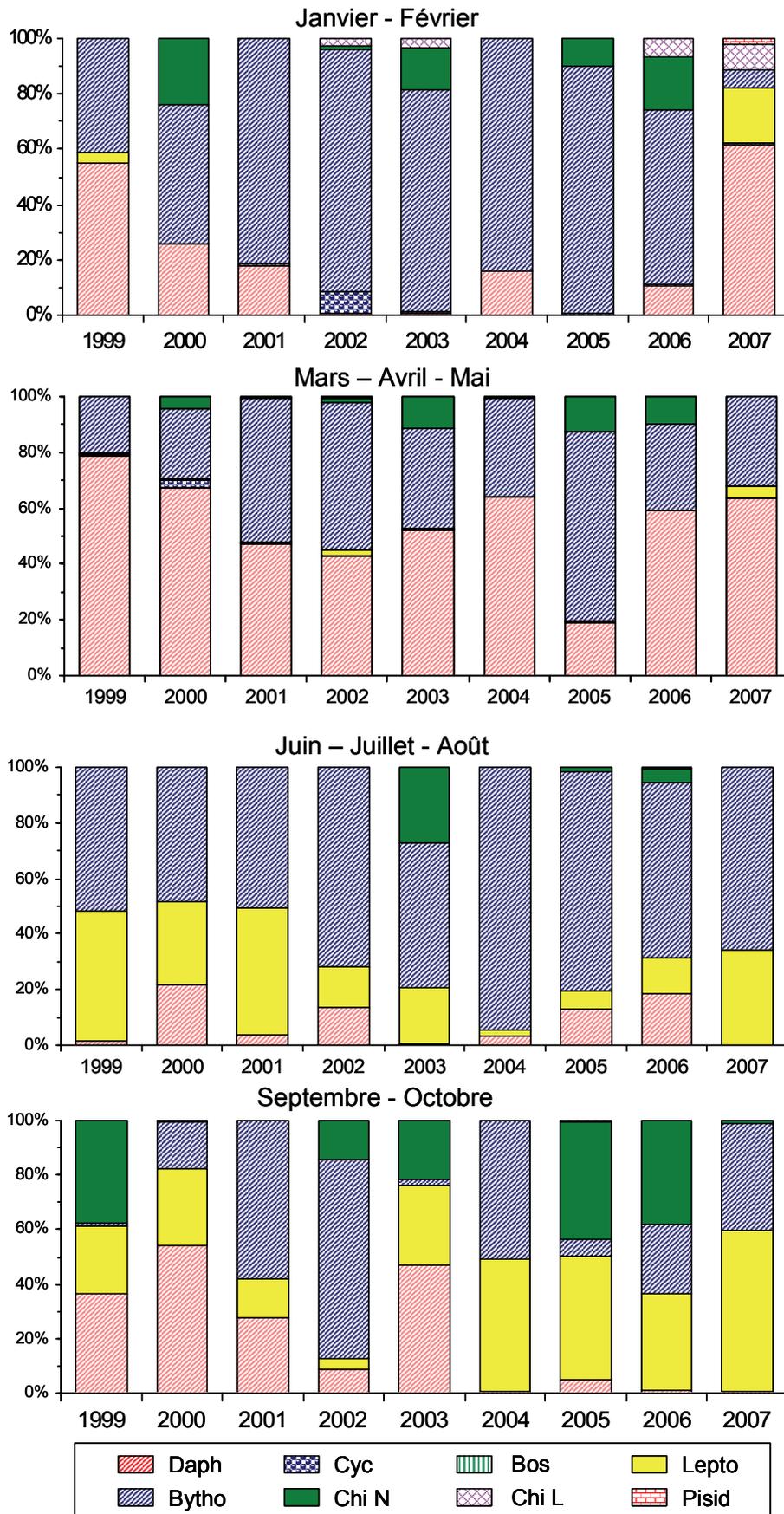


Figure 4 : Evolution saisonnière de 1999 à 2007 des contenus stomacaux de corégones au Léman. Le mois d'août de l'année 2003 n'a pas été pris en compte dans le calcul de la moyenne saisonnière, il en fut de même pour le mois de janvier des années 2004 et 2005.

Figure 4 : Seasonal changes from 1999 to 2007 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 in calculating the seasonal mean.

## BIBLIOGRAPHIE

- ANNEVILLE, O., GERDEAUX, D., et CREPEAU, C. (2007) : Régime alimentaire des corégones du Léman en milieu pélagique. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 111-115.
- ANNEVILLE, O., SOUISSI S., IBANEZ, F., GINOT, V., DRUART, J.-C., et ANGELI, N. (2002) : Temporal mapping of phytoplankton assemblages in Lake Geneva : Annual and interannual changes in their patterns of succession. Limnol. Oceanogr., 47, 1355-1366.
- 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.
- LAZZAROTTO, J. et RAPIN, F. (2008) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2007, 31-55.
- MOLINERO, J.C., ANNEVILLE, O., SOUISSI, S., BALVAY, G., et GERDEAUX, D. (2006) : Anthropogenic and climate forcing on the long-term changes of planktonic rotifers in Lake Geneva, Europe. J. Plankton Res., 28, 287-296.
- MOLINERO, J.C., ANNEVILLE, O., SOUISSI, S., LAINE, L., et GERDEAUX, D. (2007): Decadal changes in water temperature and ecological time series in Lake Geneva, Europe - relationship to subtropical Atlantic climate variability. Clim. Res., 34, 15-23.
- 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 LAINE, L. (2008) : Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2007, 105-110.
- PONTON, D. (1986) : Croissance et alimentation de deux poissons planctonophages du lac Léman : le corégone (*Coregonus* sp.) et le gardon (*Rutilus rutilus*). Thèse Université Lyon 1, 156 pages + annexes.

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

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

Campagne 2007

PAR

**François RAPIN et Audrey KLEIN**

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

#### RÉSUMÉ

*La CIPEL suit 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).*

*Le rapport de cette année a consisté à dégager les grandes tendances pour ces rivières, à partir de l'analyse des 20 dernières années de mesures. L'évolution des quantités de nutriments apportés au Léman et exportés par le Rhône à la sortie du territoire suisse a été observée ainsi que la qualité de l'eau des affluents suivie pour 4 principaux paramètres de pollution (P-PO<sub>4</sub>, N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>3</sub>, COD).*

*Cette étude a pu mettre 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 et du salage des routes qui augmente.*

*Au niveau de la qualité des rivières, aucune 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

*CIPEL monitors the change over time of the nutrient inputs into the lake from 4 of the main inflows (the upstream sector of the Rhône, the Dranse, the Aubonne and the Venoge), the outflows in the downstream segment of Rhône at Chancy and the inputs from its tributaries (the Arve and the Allondon).*

*This year's report has involved identifying the main trends displayed by these rivers, based on an analysis of the data collected over the past 20 years. Changes in the quantities of nutrients discharged into Lake Geneva and exported via the Rhône where it leaves Switzerland were observed, as well as the water quality of the affluent rivers monitored for 4 main pollution parameters (P-PO<sub>4</sub>, N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>3</sub>, COD).*

*This study has demonstrated the effect of dephosphatation in the water-treatment plants on the dissolved phosphorus, the total absence of denitrification with regard to inorganic nitrogen, and a constant level of nitrogenous fertilization over nearly 20 years, and with regard to chloride, principally the impact of industrial discharges and road salting.*

*None of the rivers displayed poor quality and all were of good or even very good quality, apart from the Venoge for nitrates, and the Allondon and Arve for phosphates.*

## 1. GÉNÉRALITÉS ET MÉTHODES

En 2007, 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. 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 (figure 1 et tableau 1).

Depuis l'arrêt des mesures au pont de Bioge à fin 2002, les débits de la Dranse sont effectués au pont de Couvaloup à Seytroux. Un facteur correctif est appliqué à partir d'une corrélation établie entre les 2 points de mesure. Le coefficient de corrélation entre ces deux points est de 0.94 sur 10'454 données journalières entre 1979 et 2002.

Pour le bassin versant du Léman, plusieurs affluents secondaires, tous situés sur la côte suisse, ont été suivis : la Versoix, le Stockalper, la Veveyse, la Promenthouse, la Chamberonne, l'Eau Froide, l'Hermance, la Morges, la Dullive, le Nant d'Aisy et le Traînant.

Pour le bassin versant du Rhône en aval du lac, les analyses concernent le Rhône émissaire, le Rhône à Chancy (programme NADUF : programme de surveillance nationale des cours d'eau suisses), l'Arve et l'Allondon.

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, 2008).

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, du Rhône émissaire et d'un choix de trois affluents complémentaires parmi les onze affluents secondaires. Toutes les autres rivières sont suivies dans le cadre de programmes cantonaux ou 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 arrivant 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 de ces eaux en terme de concentrations de phosphore dissous (orthophosphate), d'azote (ammonium et nitrate), et de 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 10 %, 25 %, 75 % et 90 %.

Paramètres/ Classification	COD (mg/L)	N-NH <sub>4</sub> (mg N-NH <sub>4</sub> /L)	P-PO <sub>4</sub> (mg P-PO <sub>4</sub> /L)	N-NO <sub>3</sub> (mg N-NO <sub>3</sub> /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

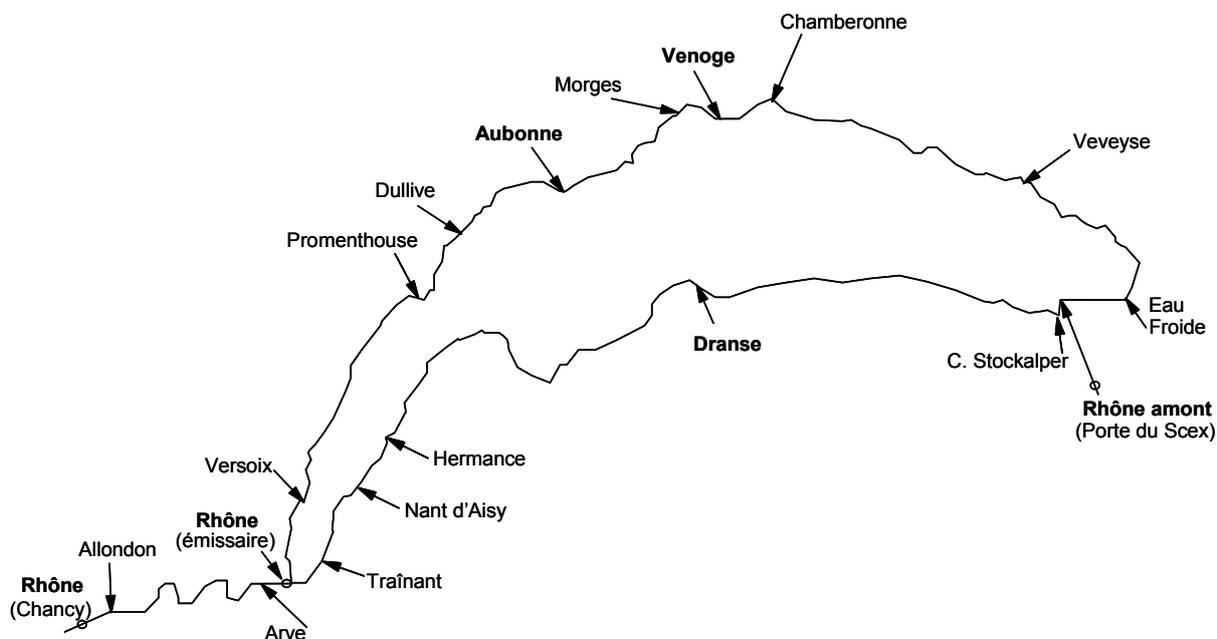


Figure 1 : Situation des diverses rivières étudiées.  
 Figure 1 : Location of the various rivers investigated.

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 semaine	Proportionnel au temps, intégré sur 24 heures (1 x mois)	Instantané (1 x mois)
<b>Bassin du Léman</b>				
<b>Rhône - Porte du Scex</b>	x <sup>1</sup>			
<b>Dranse</b>	x <sup>1</sup>			
<b>Aubonne</b>	x <sup>1</sup>			
<b>Venoge</b>	x <sup>1</sup>			
Versoix	x <sup>2</sup>			
Stockalper			x	
Veveyse		x		
Promenthouse		x		
Chamberonne		x		
Eau Froide			x	
Hermance				x
Morges		x		
Dullive		x		
Nant d'Aisy				x
Traînant				x
<b>Rhône émissaire</b>	x <sup>2</sup>			
<b>Bassin du Rhône aval</b>				
Arve				x
Allondon				x
<b>Rhône à Chancy</b>	x <sup>2</sup>			

<sup>1</sup> = intégré sur une semaine  
<sup>2</sup> = 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  $F_{\text{moy}}$  = flux moyen ( $\text{g}\cdot\text{s}^{-1}$ )  
 $C_i$  = concentration dans l'échantillon prélevé ( $\text{g/L}$ )  
 $Q_i$  = débit moyen de la période correspondante ( $\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ )  
 $n$  = nombre d'échantillons  
 $Q_{\text{moy}}$  = débit moyen annuel

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

L'année 2007 est une année à pluviométrie normale avec une lame d'eau précipitée au niveau des inter-stations du Léman de l'ordre de 1'136 mm, très légèrement supérieure à la moyenne de ces trente dernières années qui est de 1'017 mm (QUETIN, 2008). 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 ( $\text{m}^3/\text{s}$ ).

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

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
Moyenne *	184.2	20.9	5.4	4.7	12.0	244.9

\* : moyenne 1965-2007 (sauf pour les rivières complémentaires 1989-2007)

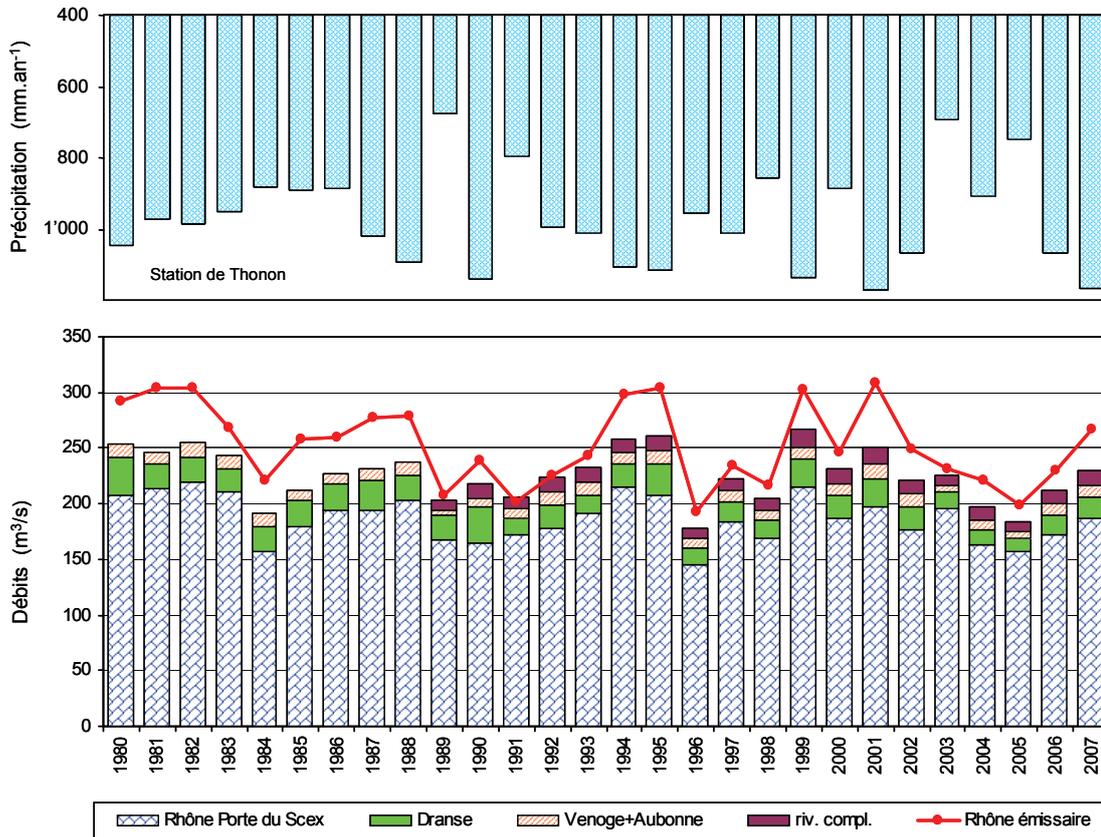


Figure 2 : Débits moyens annuels des diverses rivières et précipitations annuelles à la station de Thonon.  
 Figure 2 : Mean annual flow rates of the various rivers, and annual rainfall at the Thonon stations.

### 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 (PO<sub>4</sub>) 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 à travers l'hypolimnion, la majeure partie du phosphore dissous apporté par les affluents est 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 2007, les apports en phosphore total au lac par les rivières sont constitués par environ 92 % de phosphore particulaire et 8 % de phosphore dissous. 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 bonne pour la Venoge et l'Aubonne, mais elle n'est pas aussi évidente pour le Rhône amont, où les apports ont tendance à augmenter depuis le début des années 90 alors que les débits n'évoluent pas pour autant. On pourrait penser que cette hausse est liée à l'augmentation de l'intensité des pluies, plus spectaculaire dans les bassins versants de montagne. Mais ce phénomène n'est pas constaté pour la Dranse, une rivière de montagne, où les débits et par conséquent les apports en phosphore total tendent à diminuer depuis les années 90.

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-PO<sub>4</sub>/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.

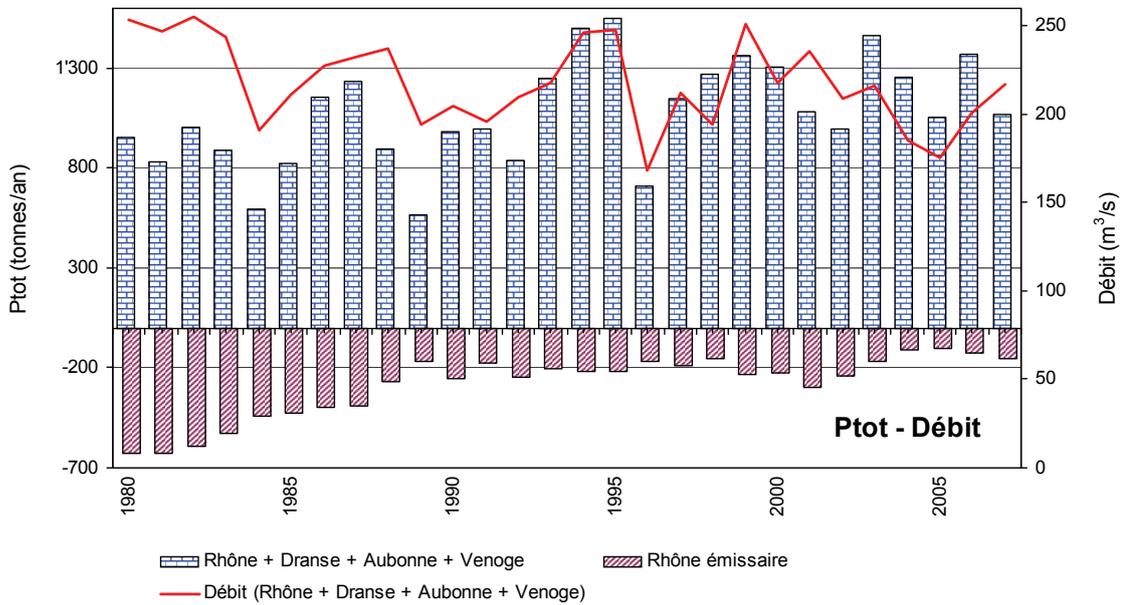


Figure 3 : Phosphore total - Apports annuels par les 4 affluents principaux et perte annuelle par l'émissaire.  
 Figure 3 : Total phosphorus - Annual inflow from the 4 main tributaries, and annual loss via the effluent river.

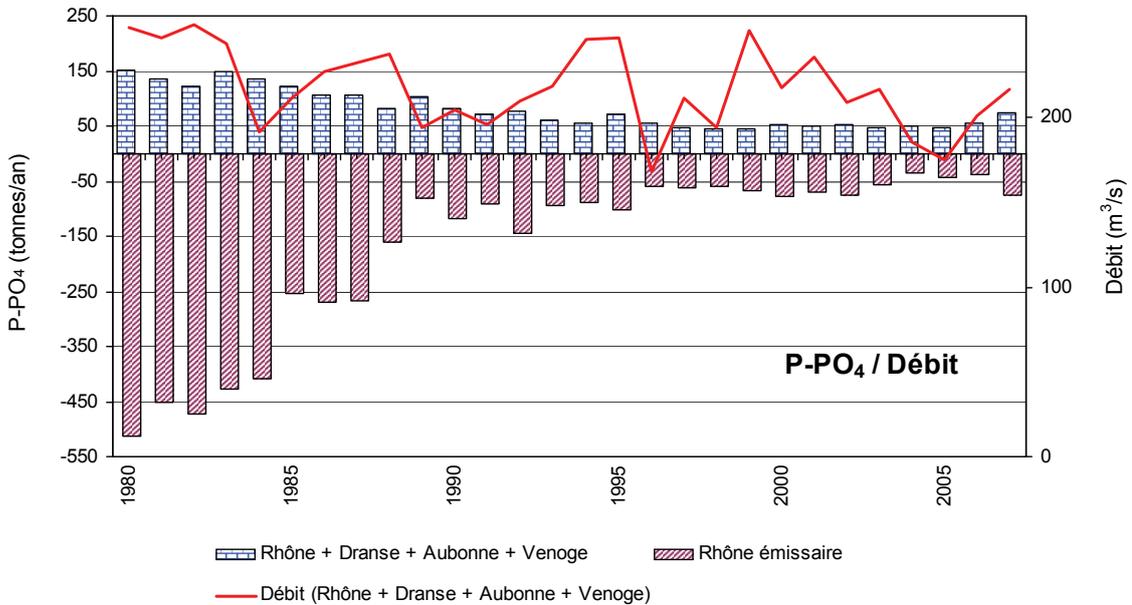


Figure 4 : Phosphore dissous (P-PO<sub>4</sub>) - Apports annuels par les 4 affluents principaux et perte annuelle par l'émissaire.  
 Figure 4 : Dissolved phosphorus (P-PO<sub>4</sub>) - Annual inflow from the 4 main tributaries, and annual loss via the effluent river.

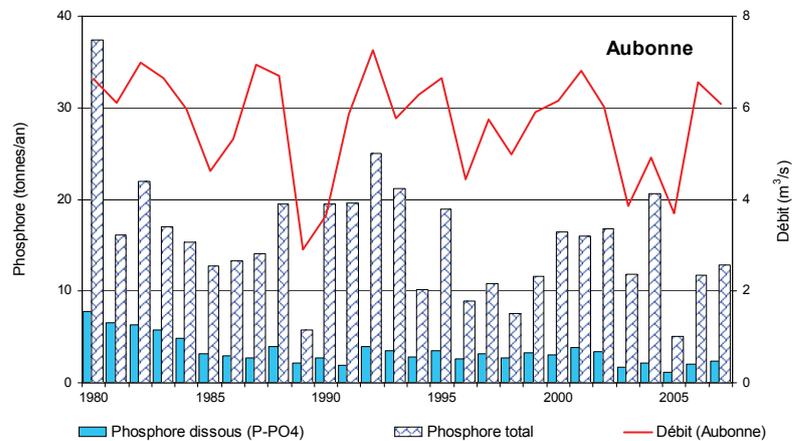
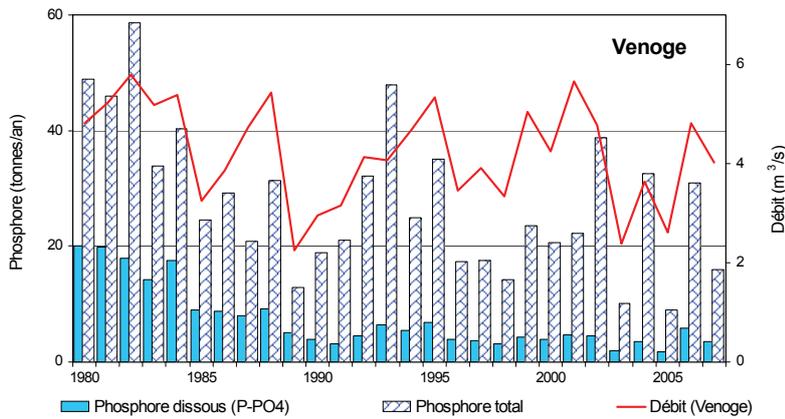
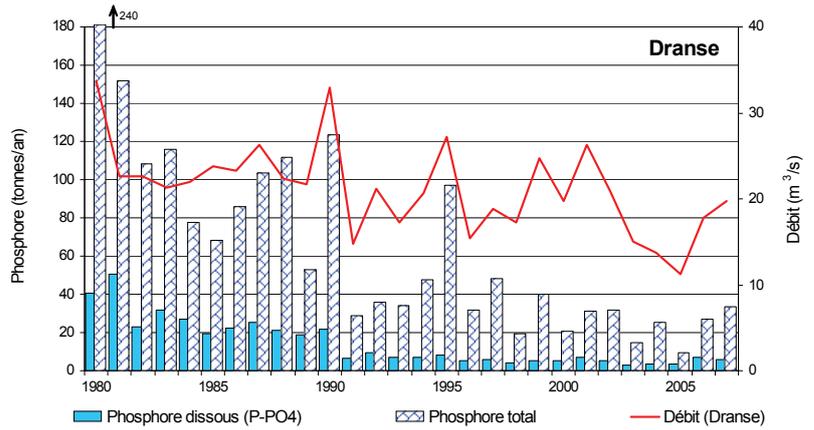
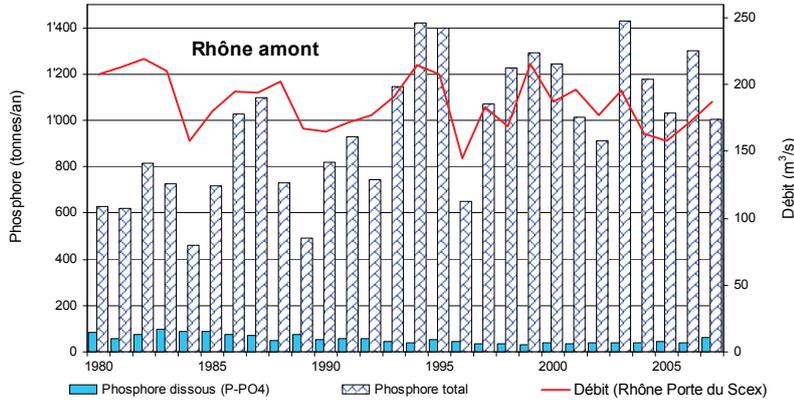


Figure 5 : Phosphore total et phosphore dissous (P-PO<sub>4</sub>) - Apports annuels par le Rhône amont (Porte du Scex), la Dranse, la Venoge et l'Aubonne.

Figure 5 : Total phosphorus and dissolved phosphorus (P-PO<sub>4</sub>) - Annual inflow from the upstream segment of the Rhône (Porte du Scex), the Dranse, the Venoge and the Aubonne.

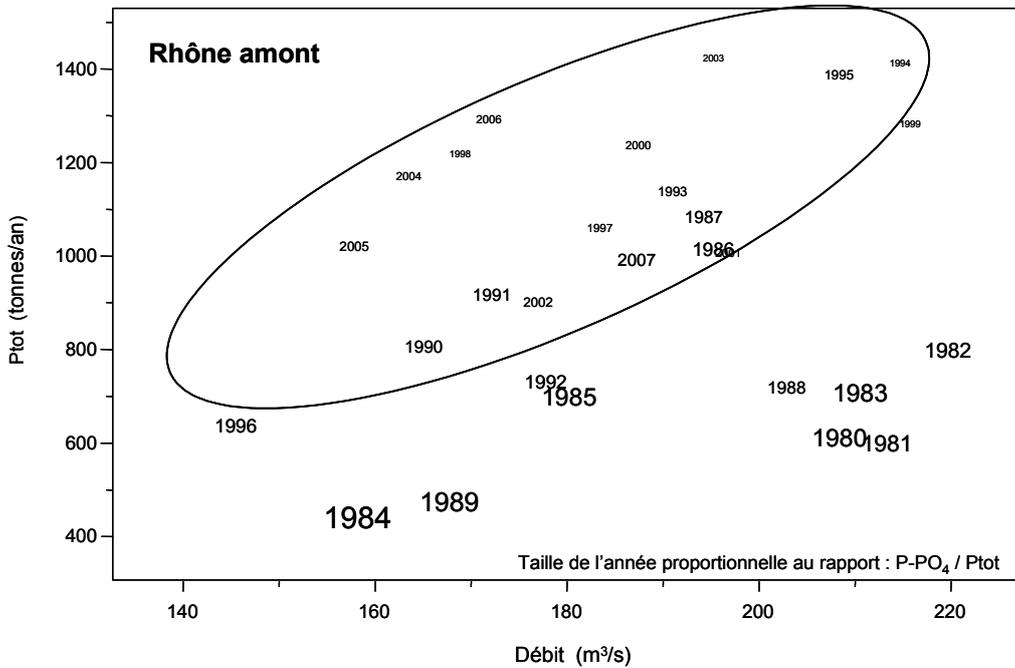


Figure 6 : Relation phosphore total / débit du Rhône amont à la Porte du Scex. La taille du chiffre de l'année est proportionnelle au rapport P-PO<sub>4</sub> / Ptot.

Figure 6 : Total phosphorus / Mean annual flow rates ratio. The figure for the year is proportional to the P-PO<sub>4</sub>/Ptot 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 et l'Aubonne, un peu moins pour le Rhône amont et la Venoge. Cette stabilité semble liée à l'absence de dénitrification dans les STEP du bassin du Léman et à la fertilisation azotée des cultures qui n'a pas évolué depuis le début des années 90 (Office fédéral de la statistique, OFS 2007, figure p. 30).

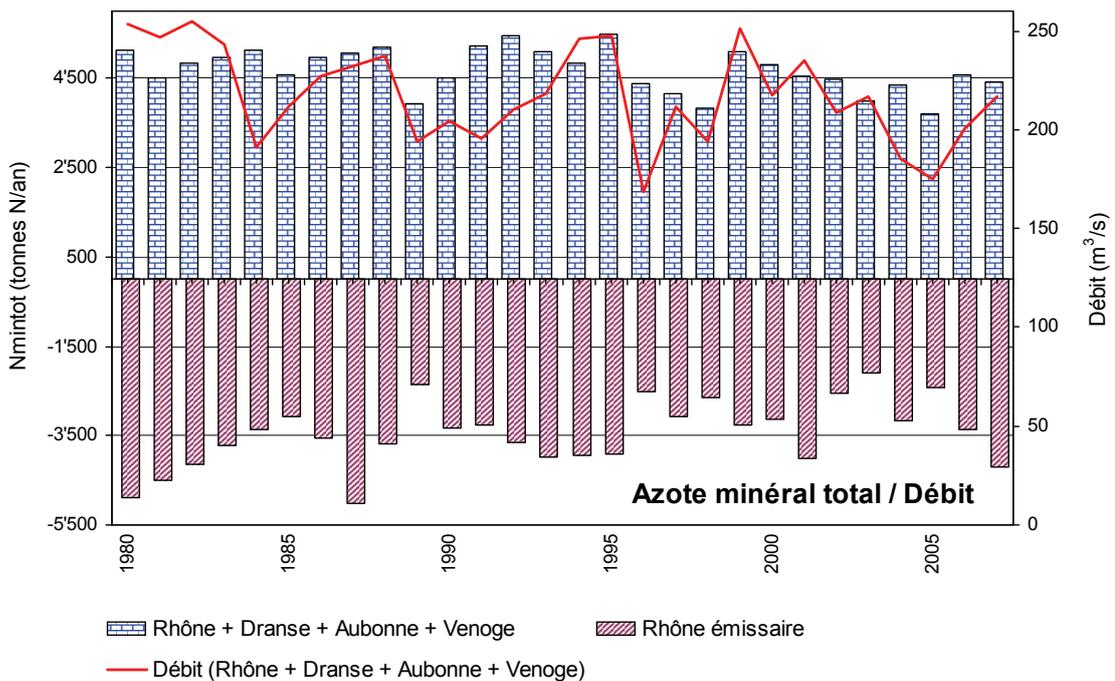


Figure 7 : Azote minéral total - Apports annuels par les 4 affluents principaux et perte annuelle par l'émissaire.  
 Figure 7 : Total inorganic nitrogen - Annual inflow from the 4 main tributaries, and annual loss via the effluent river.

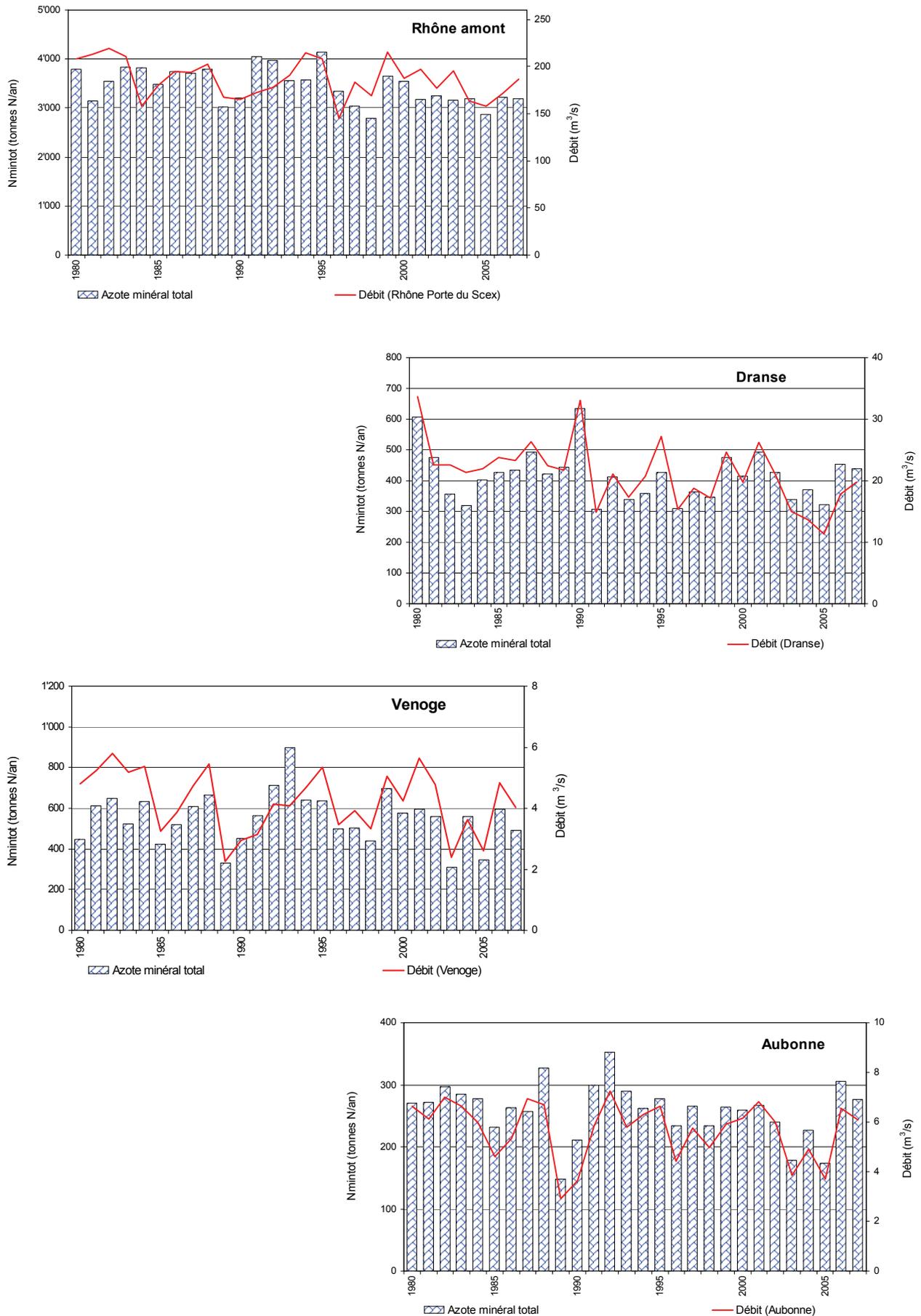


Figure 8 : Azote minéral total - Apports annuels par le Rhône amont (Porte du Scex), la Dranse, la Venoge et l'Aubonne.

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)

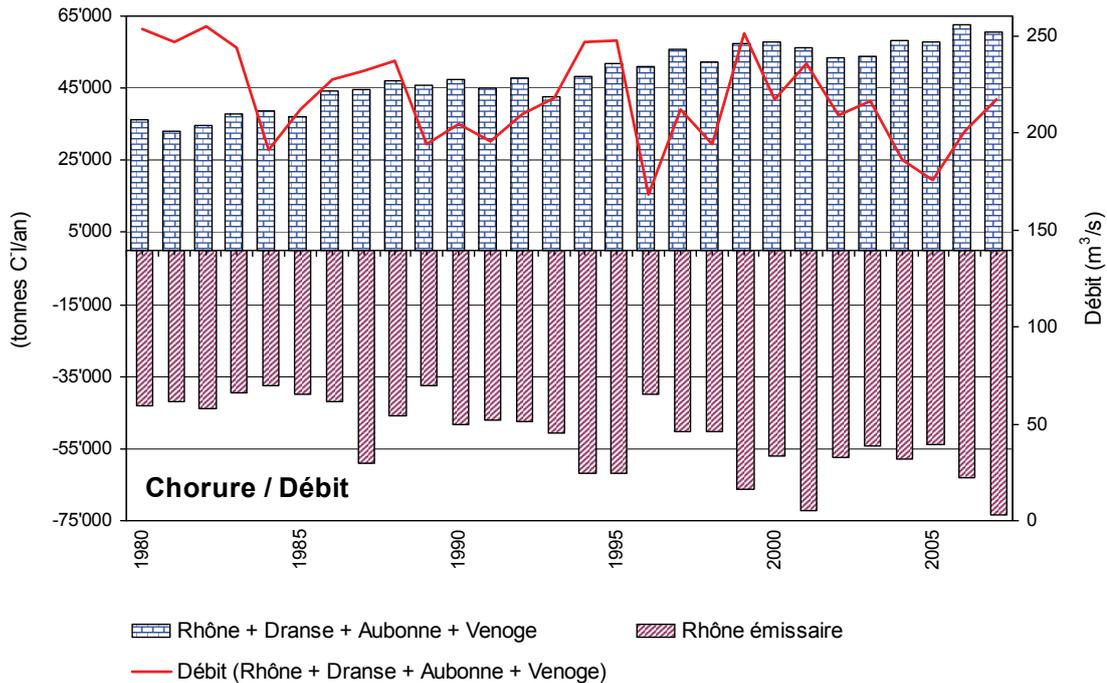


Figure 9 : Chlorure - Apports annuels par les 4 affluents principaux et perte annuelle par l'émissaire.  
 Figure 9 : Chloride - Annual inflow from the 4 main tributaries, and annual loss via the effluent river.

Les apports en chlorure sont moins bien corrélés aux débits que pour l'azote.

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.

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.

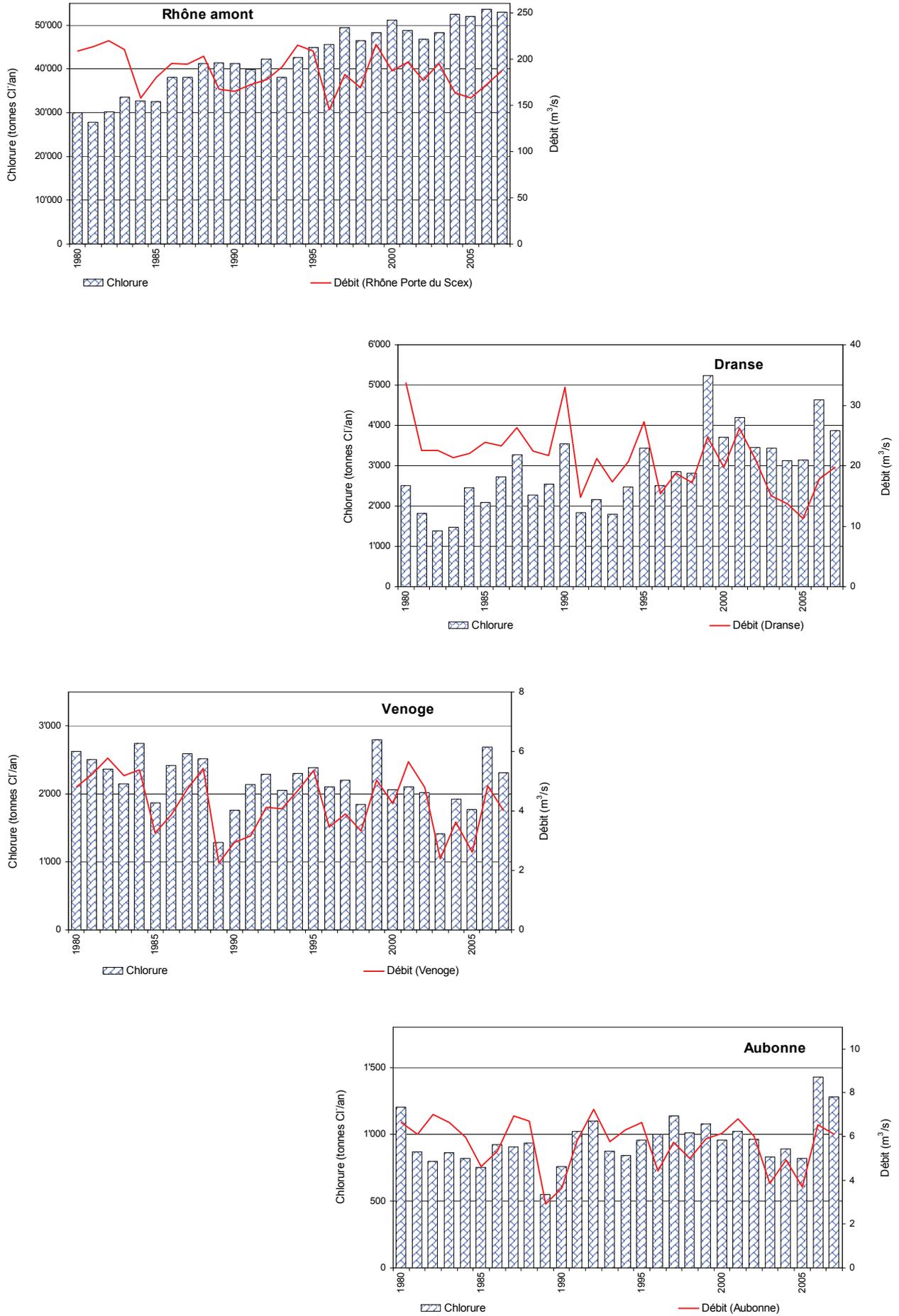


Figure 10 : Chlorure - Apports annuels par le Rhône amont (Porte du Scex), la Dranse, la Venoge et l'Aubonne.  
Figure 10 : Chlorure - Annual inflow from the upstream segment of the Rhône (Porte du Scex), the Dranse, the Venoge and the Aubonne.

#### 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. Le long de son parcours, il reçoit les eaux de nombreux affluents, les deux principaux étant l'Arve (débit moyen 73 m<sup>3</sup>/s) et l'Allondon (débit moyen 3.5 m<sup>3</sup>/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)

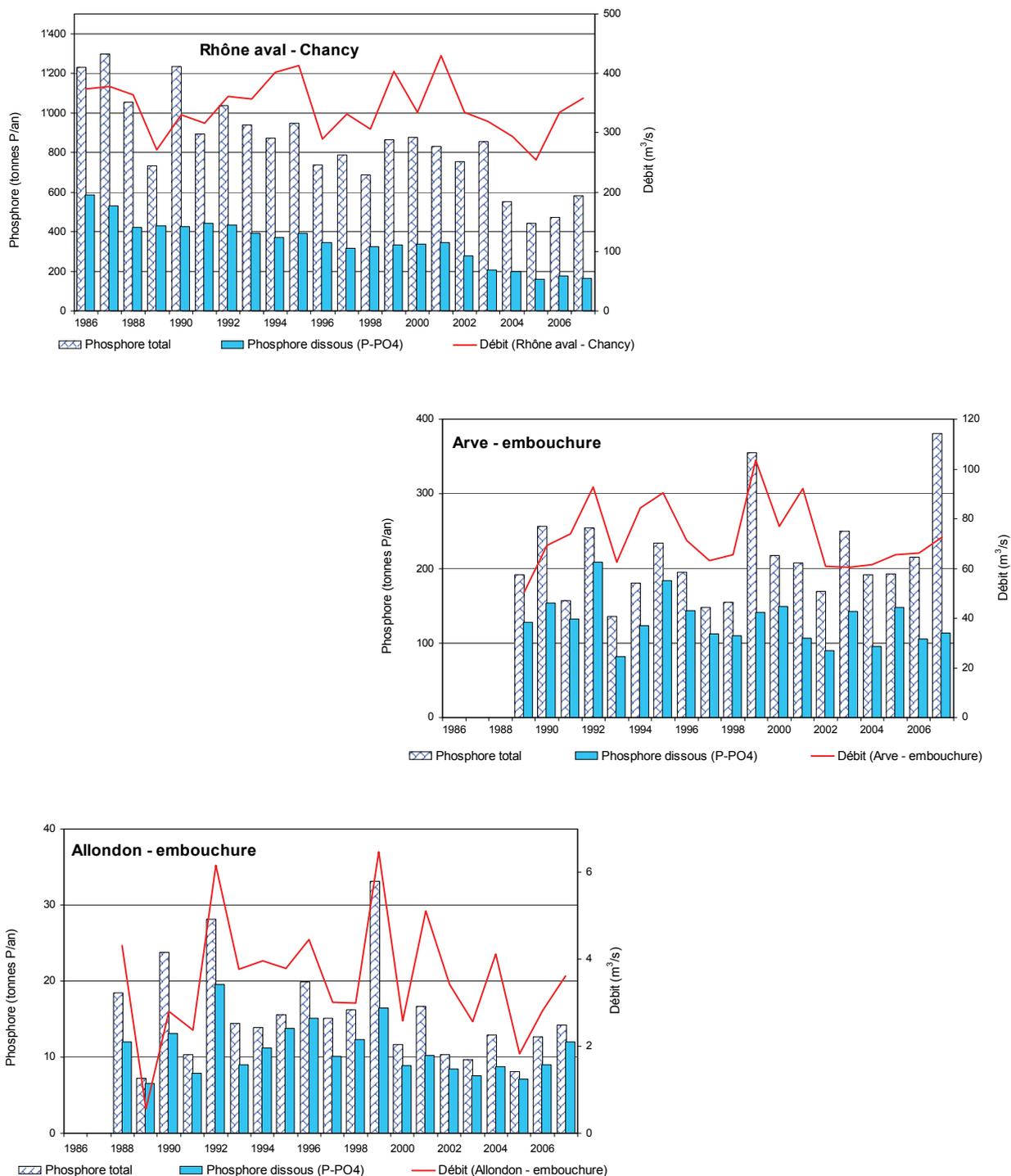


Figure 11 : Phosphore total et phosphore dissous (P-PO<sub>4</sub>) - Apports annuels par le Rhône à Chancy, l'Arve et l'Allondon.

Figure 11 : Total phosphorus and dissolved phosphorus (P-PO<sub>4</sub>) - 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. Aussi, 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 2004, soit 2 ans après la mise en place de la déphosphatation pour la STEP d'Aire, la plus grande de tout le territoire de la CIPEL avec 600'000 EH et qui rejette ses eaux après traitement dans le Rhône. Ce nouveau dispositif a permis de diminuer la concentration en phosphore total en sortie de moitié, puisqu'elle est passée de 1.8 mg/L au milieu des années 90 à 0.9 mg/L en 2007.

► **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, le futur raccordement des eaux usées sur la STEP de Bois-de-Bay dans le canton de Genève, et l'abandon des STEP du Journans et de l'Allondon, devraient améliorer de manière spectaculaire la qualité de l'eau de l'Allondon.

**4.2 Azote total ou minéral total (figure 12)**

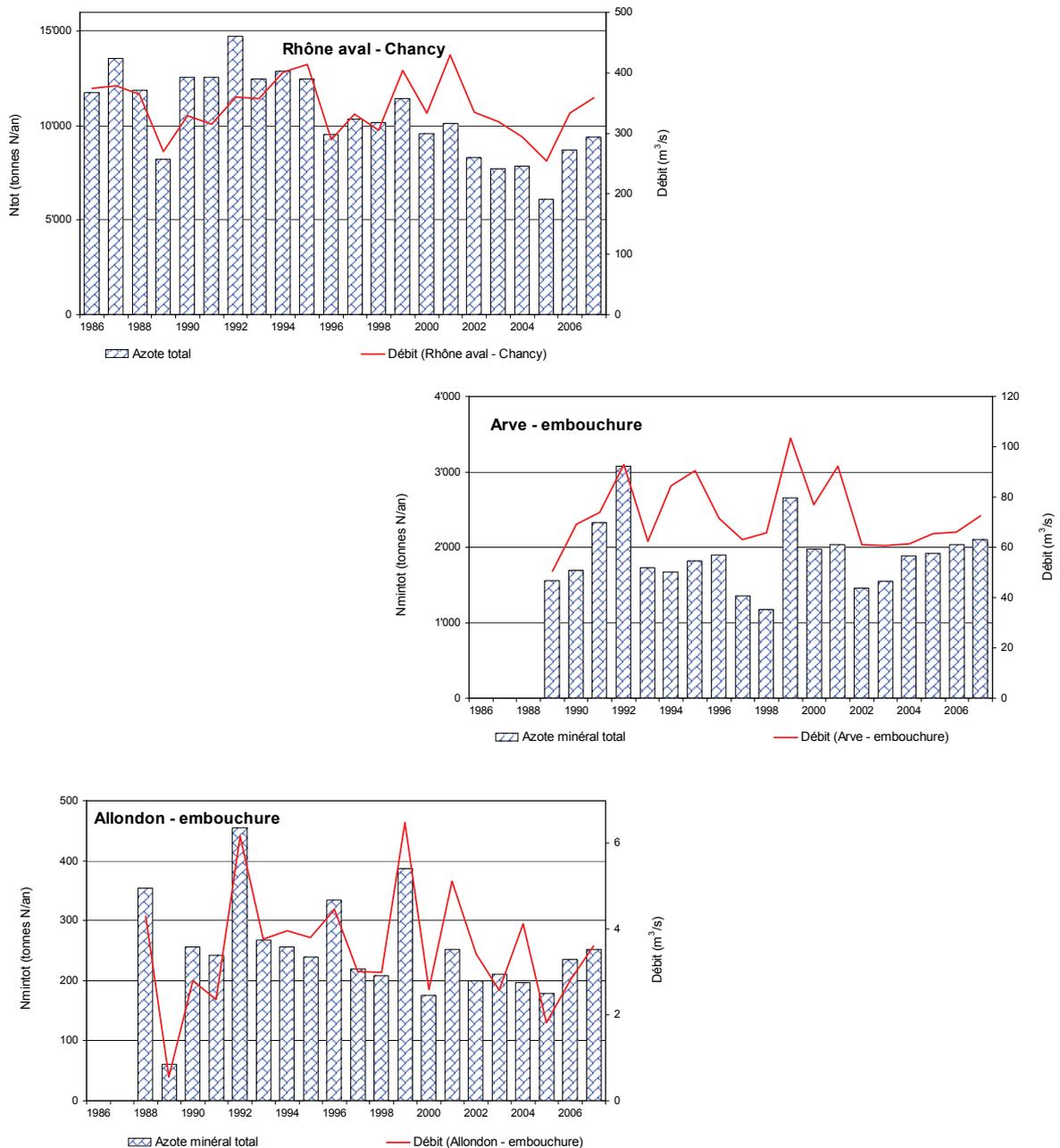


Figure 12 : Azote total ou azote minéral total - Apports annuels par le Rhône à Chancy, l'Arve et l'Allondon.

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 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 une tendance à la hausse pour l'Arve et le Rhône à Chancy.

La tendance à la hausse observée sur le Rhône à Chancy peut s'expliquer par l'arrivée des eaux du Léman plus riches en chlorure et à celles de l'Arve qui semblent subir les effets d'une augmentation de l'utilisation de sels de déneigement dans le bassin versant, plutôt montagneux en amont.

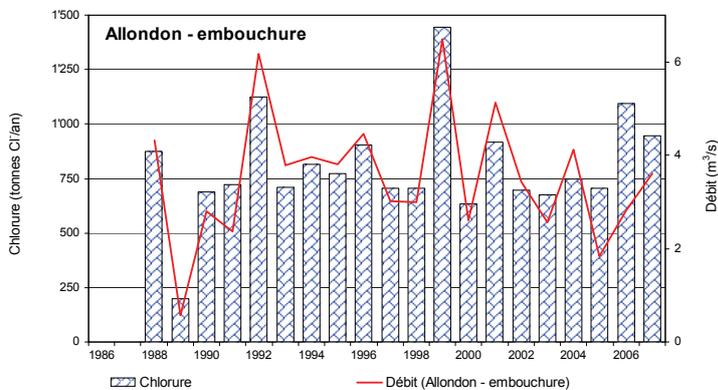
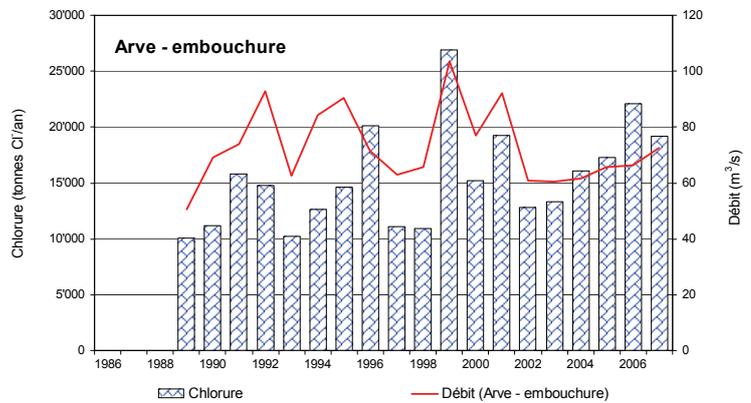
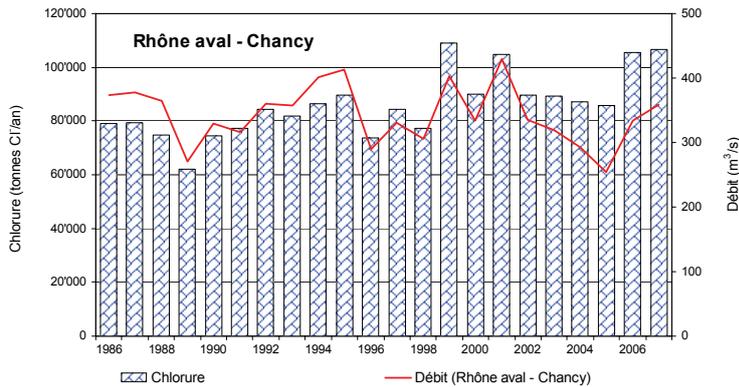


Figure 13 : Chlorure - Apports annuels par le Rhône à Chancy, l'Arve et l'Allondon.

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 reste globalement dans la limite inférieure de la classe moyenne et 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.

### **5.2 Ammoniaque** (figure 15)

La qualité de l'eau est globalement très bonne pour les affluents du bassin versant du Léman. Elle s'est améliorée depuis les années 90 pour le Rhône amont où elle est passée de bonne à très bonne, et de façon plus 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 du Rhône à Chancy et de la Versoix est très bonne depuis plus de 20 ans. En revanche, celle 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 l'Arve montre une variabilité assez importante, même si la qualité oscille entre bonne et très bonne, avec des valeurs médianes plutôt proches de cette dernière. Ces situations ne sont pour l'instant pas préoccupantes.

### **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. 6.2). 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.

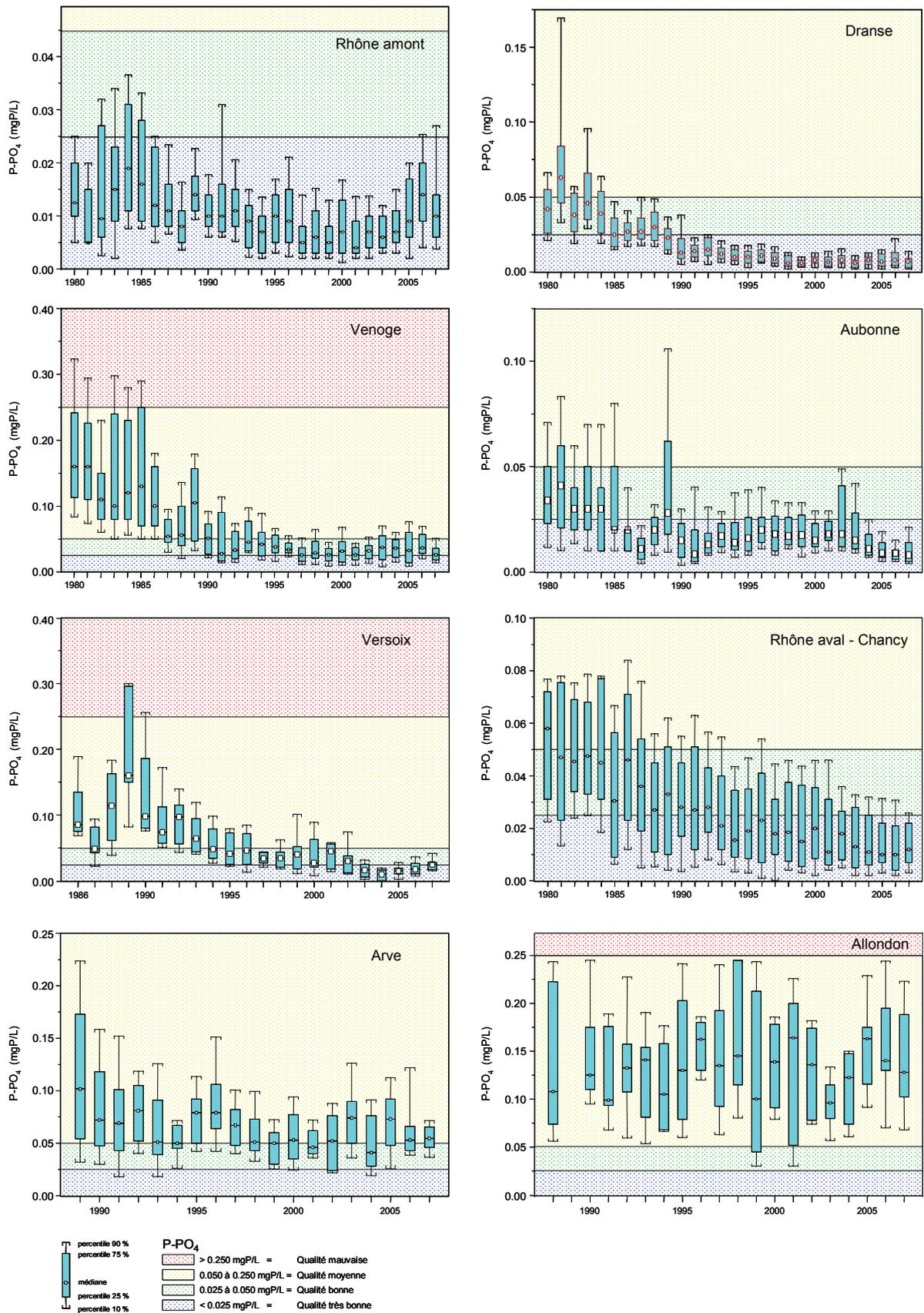


Figure 14 : Orthophosphate - rivières du bassin du Léman et du Rhône aval.

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

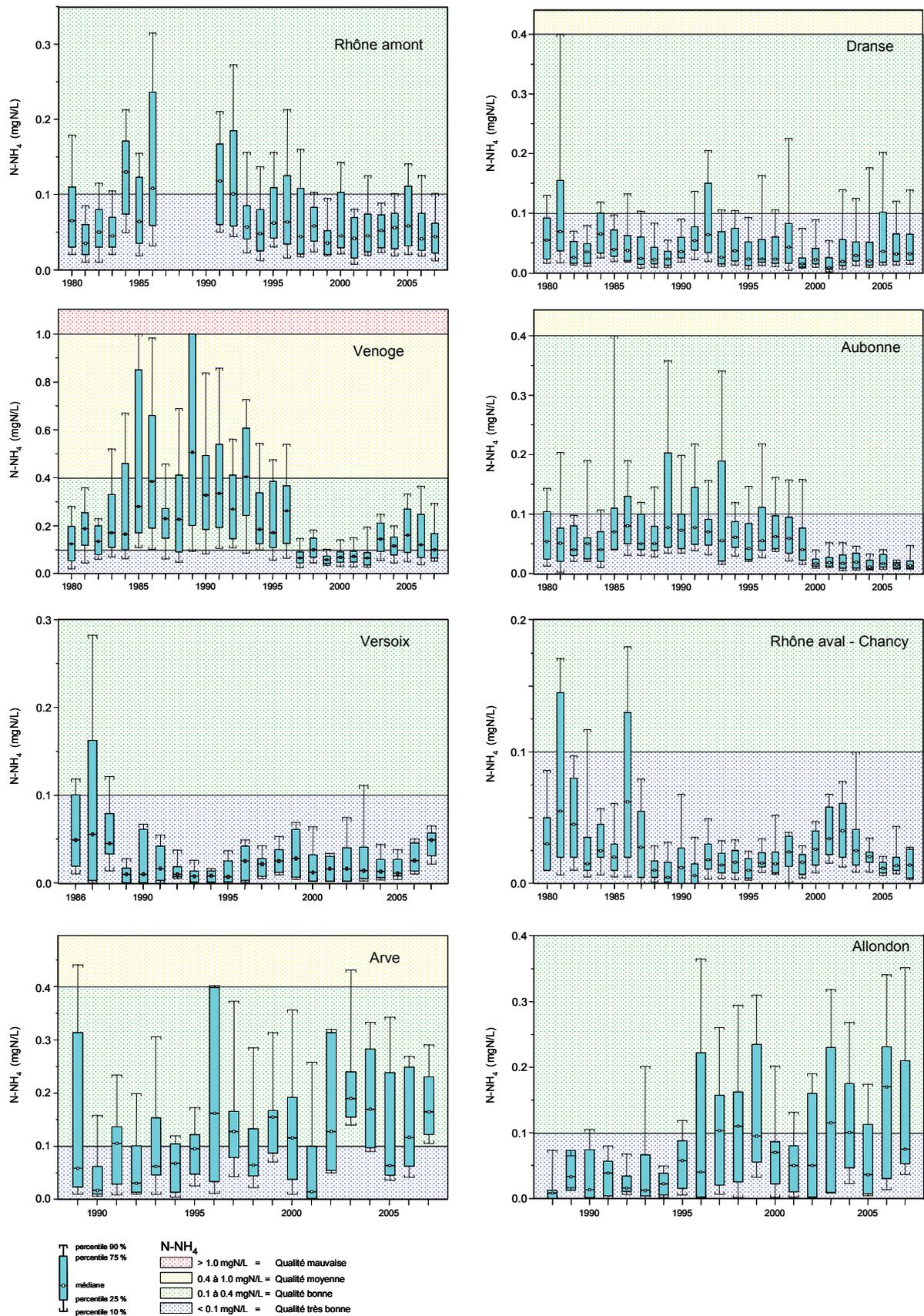


Figure 15 : Azote ammoniacal - rivières du bassin du Léman et du Rhône aval.

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

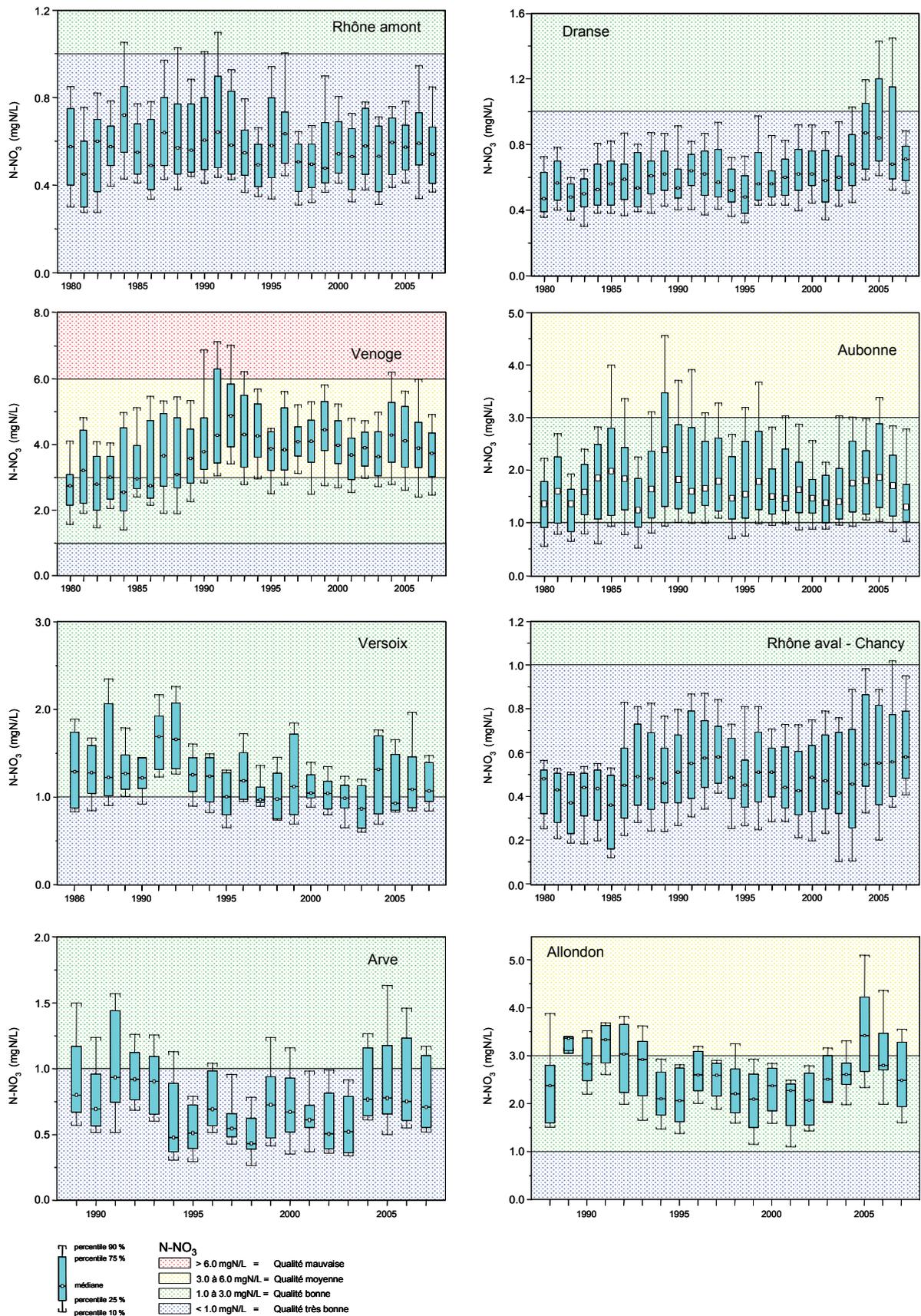


Figure 16 : Azote nitrique - rivières du bassin du Léman et du Rhône aval.

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

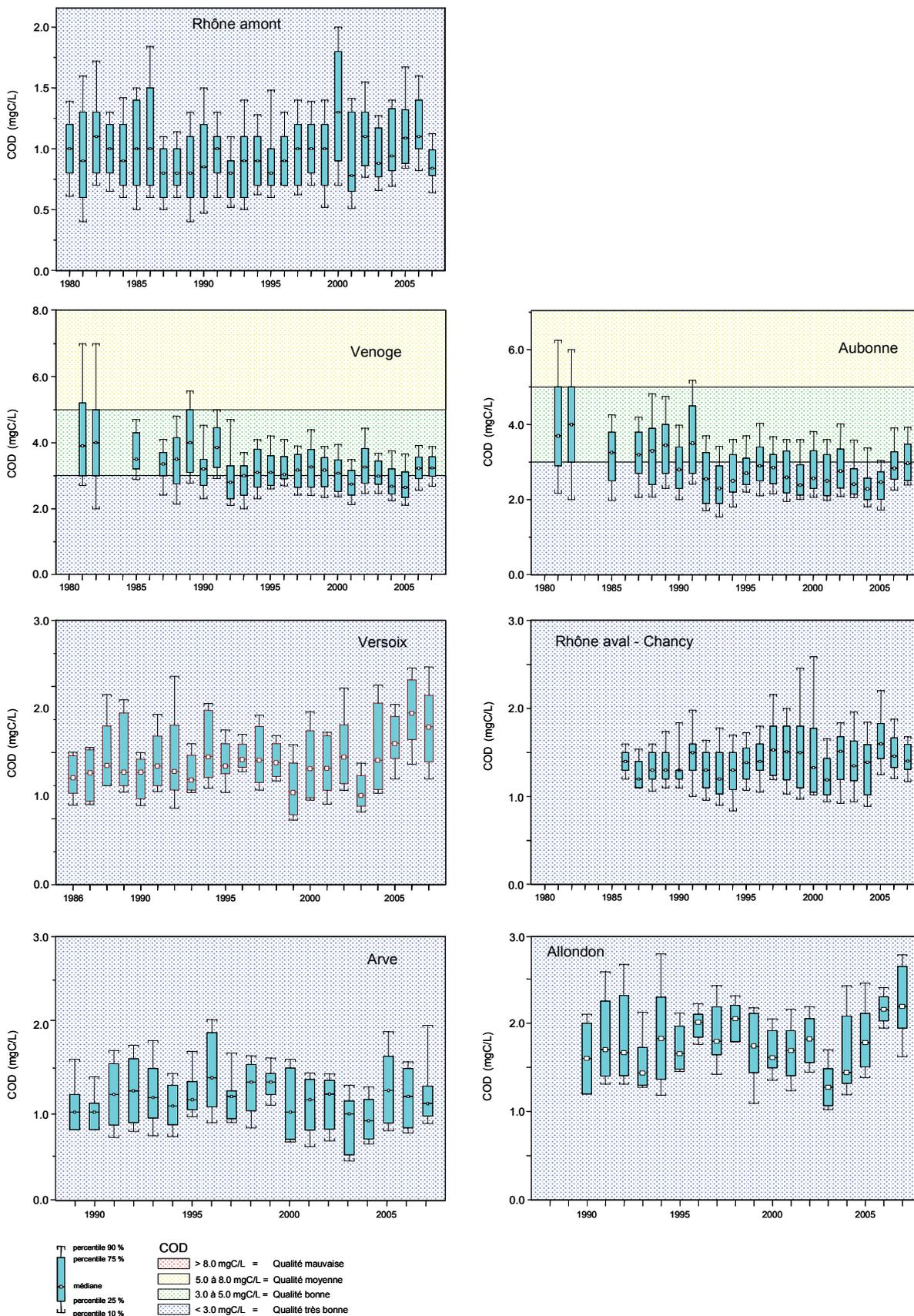


Figure 17 : Carbone organique dissous - rivières du bassin du Léman et du Rhône aval.

Figure 17 : Dissolved organic carbon - rivers in the catchment area of Lake Geneva and the downstream segment of the Rhone

## 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 2007 est considérée comme une année à pluviométrie normale et le débit moyen annuel à l'émissaire est légèrement supérieur à la moyenne 1965-2007.

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 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 globalement diminué pour la Dranse, l'Aubonne et la Venoge, mais une augmentation du phosphore total, constitué à 94 % par du phosphore particulaire, est constatée sur le Rhône amont. Les raisons de cette hausse 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 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 autres rivières, les apports varient avec les débits et seraient par conséquent en plus du salage des routes, liés au lessivage des sols agricoles et de l'utilisation des engrais contenant des chlorures.

L'utilisation d'une grille d'évaluation de la qualité des rivières pour 4 paramètres (P-PO<sub>4</sub>, N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>3</sub>, COD) a montré que toutes les rivières étaient de bonne voire très bonne qualité pour le COD et le N-NH<sub>4</sub>, que seules l'Arve et l'Allondon étaient de qualité moyenne pour le P-PO<sub>4</sub> à cause de l'absence de déphosphatation dans les STEP et que seule la Venoge était de qualité moyenne pour le N-NO<sub>3</sub> 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-NH<sub>4</sub> 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.

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

QUETIN, P. (2008) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2007, 19-30.

SALINE DE BEX (2008) : Rapport de gestion 2007. Saline de Bex, Bex (Suisse), 28 p.

STRAWCZYNSKI, A. (2008) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2007, 163-176.

Tableau 3 : Concentrations moyennes en 2007.

Table 3 : Mean concentrations in 2007.

Nom Rivière	Débit	N-NH <sub>4</sub>	N-NO <sub>2</sub>	N-NO <sub>3</sub>	Nmintot	NtotBrut	P-PO <sub>4</sub>	PtotBrut	Ppartic	Cl	SO <sub>4</sub>	Ca	Mg	Na	K	SiO <sub>2</sub>	DOC	TOC	MES
	(m <sup>3</sup> /sec)	(mgN/L)	(mgN/L)	(mgN/L)	(mgN/L)	(mgN/L)	(mgP/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)
<b>Bassin versant Léman</b>																			
Concentrations moyennes																			
Rhône amont	187.0	0.041		0.500		0.662	0.011	0.170		8.97	52.56	2.00	0.45	6.33	1.66	3.04	0.95	2.24	195.8
Dranse	19.8	0.049	0.008	0.653	0.711	0.751	0.010	0.054	0.043	6.29	50.95	3.53	0.75	4.49	0.84	3.81	1.39		35.6
Aubonne	6.09	0.019	0.011	1.379	1.409	2.580	0.012	0.066	0.047	6.52	5.78	3.71	0.53	4.09	1.21	3.27	3.16		38.8
Venoge	4.03	0.140	0.044	3.718	3.902	12.288	0.028	0.127	0.091	18.38	22.39	4.62	0.76	9.91	2.85	5.08	3.28		60.7
Versoix	3.23	0.053	0.023	1.158	1.235	1.289	0.028	0.039		8.67	7.44	3.65	0.50	5.08	0.88	3.77	2.57		
Stockalper	3.03	0.511	0.025	1.039	1.575		0.018	0.062									2.04	2.31	23.4
Veveyse	2.69	0.015	0.003	0.577	0.596	0.479	0.003	0.169	0.266	6.53	13.98	3.22	0.55	5.75	1.46	4.18	2.77		193.2
Promenthouse	2.20	0.048	0.009	1.990	2.047	0.719	0.012	0.069		7.31	7.29	3.81	0.68	4.51	1.59	4.58	2.49		46.6
Chamberonne	1.09	0.067	0.025	2.497	2.589	1.657	0.045	0.170		16.65	35.65	3.73	0.69	10.64	2.61	5.45	2.70		102.4
Eau Froide	0.56	0.143	0.019	6.943	7.105		0.014	0.045		10.26	50.56	3.51	0.68	13.06	2.59	4.53	2.73		6.3
Hernance	0.52	0.066	0.072	2.692	2.830	3.172	0.112	0.155		15.02	20.40	4.23	0.79	8.06	3.34		8.19		
Morges	0.46	0.044	0.028	4.910	4.982	1.999	0.035	0.219		17.35	28.98	4.59	0.99	9.19	3.59	8.91	3.46		90.4
Dullive	0.20	0.046	0.010	2.676	2.732		0.090	0.301		7.78	14.92	3.92	0.66	4.76	3.27	7.02	3.78		134.0
Nant d'Aisy	0.07	2.600	0.769	8.627	11.996	13.643	0.372	0.483		47.92	74.49	4.51	1.01	39.58	9.50		5.30		
Traînant	0.004	0.015	0.013	3.904	3.933	4.323	0.064	0.070		24.90	56.78	5.47	1.32	15.30	5.97		3.49		
<b>Bassin versant du Rhône aval</b>																			
Concentrations moyennes																			
Rhône émissaire	267.1	0.015	0.011	0.483	0.508	0.562	0.009	0.019	0.007	8.91	46.69	2.17	0.50	6.22	1.38	1.11	1.48		
Arve	72.5	0.155	0.042	0.721	0.918	0.811	0.049	0.166		8.38	40.99	2.78	0.47	5.81	1.19		1.25		
Allondon	3.61	0.112	0.052	2.054	2.218	2.297	0.105	0.125		8.32	8.29	4.14	0.49	5.25	1.32		2.78		
Rhône Chancy	358.1	0.078	0.024	0.712	0.815	0.846	0.015	0.052		9.58	45.69	2.34	0.52	6.50	1.67	1.61	1.50	2.50	45.6

Tableau 4 : Flux en 2007.

Table 4 : Flow in 2007.

Nom Rivière	Débit	N-NH <sub>4</sub>	N-NO <sub>2</sub>	N-NO <sub>3</sub>	Nmintot	NtotBrut	P-PO <sub>4</sub>	PtotBrut	Ppartic	Cl	SO <sub>4</sub>	Ca	Mg	Na	K	SiO <sub>2</sub>	DOC	TOC	MES	
	(m <sup>3</sup> /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)	(t/an)	(t/an)
<b>Bassin versant Léman</b>																				
Rhône amont	187.0	244.6		2'950		3'906	62.4	1'004		52'983	310'330	236'323	32'618	37'345	9'799	17'927	5'638	13'199	1'155'86	
Dranse	19.8	30.45	5.20	403	438	463	5.9	33.6	26.69	3'876	31'414	43'659	5'645	2'767	517	2'346	857		21'948	
Aubonne	6.09	3.70	2.17	271	276	506	2.3	12.9	9.30	1'279	11'133	14'599	1'268	802	237	642	619		7'622	
Venoge	4.03	17.59	5.48	467	490	1'544	3.6	15.9	11.43	2'309	28'13	11'632	1'168	1'245	358	638	412		7'621	
Versoix	3.23	5.37	2.36	116	124	130	2.8	3.9		872	748	7'363	617	511	89	379	259			
Stockalper	3.03	48.87	2.41	99	151		1.8	5.9									195	221	2'243	
Veveyse	2.69	1.06	0.25	41	43	34	0.2	12.1	19.08	467	1'001	4'625	476	412	105	300	198		13'840	
Promenthouse	2.20	3.33	0.62	138	142	50	0.8	4.8		506	505	5'287	573	313	110	317	172		3'230	
Chamberonne	1.09	2.25	0.84	83	87	55	1.5	5.7		556	1'191	2'497	279	355	87	182	90		3'421	
Eau Froide	0.56	2.32	0.31	113	115		0.2	0.7		166	820	1'142	135	212	42	73	44		102	
Hernance	0.52	1.09	1.19	45	47	52	1.9	2.6		249	338	1'404	159	133	55		135			
Morges	0.46	0.60	0.39	68	69	28	0.5	3.0		240	400	1'269	167	127	50	123	48		1'248	
Dullive	0.20	0.63	0.13	36	37		1.2	4.1		106	202	1'067	108	65	44	95	51		1'817	
Nant d'Aisy	0.07	5.51	1.63	18	25	29	0.8	1.0		102	158	192	26	84	20		11			
Traînant	0.004	0.002	0.002	0.47	0.48	0.52	0.008	0.008		3.0	6.9	13.2	1.9	1.9	0.7		0.4			
Total BV Léman	230.9	367.4		4'849		6'797	85.9	11'110		63'713	351'061	331'073	43'241	44'372	11'514	23'022	8'732			
<b>Bassin versant du Rhône aval</b>																				
Rhône émissaire	267.1	121.3	89.4	3'979	4'189	4'634	75.6	155	58.79	73'405	384'794	358'574	50'312	51'295	11'399	9'114	12'231			
Arve	72.5	355.5	95.7	1'649	2'100	1'855	113.1	381		19'169	93'724	127'455	130'18	13'288	2'725		2'861			
Allondon	3.6	12.78	5.92	234	252	261	12.0	14.3		946	943	9'452	678	598	150		317			
Rhône Chancy	358.1	970.8	305.3	7'919	9'196	9'411	162.4	581		106'469	507'994	521'884	69'802	72'295	18'518	17'905	16'671	27'848	507'090	

# MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE

## MICROPOLLUTANTS IN THE WATER OF THE RIVER RHÔNE

Campagne 2007

PAR

**Marc BERNARD et Cédric ARNOLD**

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

### RÉSUMÉ

*82 produits phytosanitaires, cinq principes actifs pharmaceutiques et un agent anticorrosion ont été analysés systématiquement dans les eaux du Rhône en amont du Léman tout au long de l'année 2007. 33 produits phytosanitaires distincts ont ainsi été détectés à une ou plusieurs reprises, dont 6 substances 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 avec une concentration maximale de 2.3 µg/L pour la Mèpivacaïne.*

*En terme de flux annuels, les quantités totales de produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône sont restées approximativement les mêmes qu'en 2006, soit 1.6 tonne sur l'ensemble de l'année. Les quantités calculées pour les pesticides d'origine industrielle ont diminué de 40 % par rapport à 2006. En revanche, les charges des herbicides d'origine diffuse (agriculture, entretien des routes, places et chemins, etc.) sont en forte augmentation par rapport à 2006. Les charges annuelles calculées pour les substances pharmaceutiques demeurent quant à elles élevées avec par exemple 900 kg/an pour la seule Mèpivacaïne.*

### ABSTRACT

*82 pesticides, five pharmaceutical active substances and one anticorrosive were routinely tested for in the water of the Rhône upstream of Lake Geneva throughout 2007. Thirty-three distinct pesticides were detected on at least one occasion, including 6 substances at concentrations above the requirements of the Water Protection Order (Ordonnance sur la protection des eaux) (0.1 µg/L). The five pharmaceutical active substances tested for were all found in the water of the Rhône, with a maximum concentration of 2.3 µg/L of Mepivacaïne.*

*In terms of annual flow, the total quantities of pesticides carried by the Rhône were roughly the same as in 2006, i.e. 1.6 metric tonnes over the course of the year. The quantities calculated for the pesticides of industrial origin had decreased by 40 % compared to 2006. In contrast, the loads of herbicides of diffuse origin (agriculture, maintenance of roads and paths etc..) were much higher than in 2006. The annual loads calculated for the pharmaceutical active substances were still high with, for example, 900 kg/year for Mepivacaïne alone.*

## 1. INTRODUCTION

En 2004 et 2005, les investigations menées par la CIPEL permettaient de mettre en évidence la présence de plus de trente produits phytosanitaires et autres micropolluants dans les eaux du Léman. Les contrôles réalisés avaient également permis de démontrer qu'une part importante de ces substances provenait d'industries chimiques implantées en amont du Léman (EDDER et al., 2006).

Afin de contrôler la mise en œuvre de mesures correctives par ces industries, le Service de la protection de l'environnement du canton du Valais (SPE) a mis en place, à partir de janvier 2006, un contrôle systématique et continu de la qualité des eaux du Rhône en amont du Léman. De plus, deux campagnes d'échantillonnages et d'analyses des eaux du Rhône sont organisées annuellement en amont et en aval des industries produisant ou formulant les substances incriminées (BERNARD et al., 2007).

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

## 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 l'Office Fédéral de l'Environnement (OFEV). 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. 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.

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

Le 6 mars et le 7 novembre 2007, des échantillons moyens 24 heures ont été prélevés en amont et aval de Viège et de Monthey. Ces 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., 2007). La liste complète des substances recherchées est donnée en annexe 1, elle comprend 82 produits phytosanitaires, cinq principes actifs pharmaceutiques et un agent anticorrosion (benzo-triazole).

### 3.1 Analyses

Toutes les analyses ont été réalisées par le laboratoire CARSO de Lyon. La recherche des pesticides est effectuée sur l'eau brute : ils sont préconcentrés à partir d'un échantillon de 500 mL d'eau passée sur une phase solide (support Oasis HLB). Après élution à l'aide d'un solvant et concentration de ce dernier, l'extrait est analysé par chromatographie en phase liquide couplée à un détecteur de spectrométrie de masse en tandem (HPLC/MS-MS) et par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse (GC/MS). L'analyse des produits pharmaceutiques est réalisée à partir d'une injection directe des échantillons sur un chromatographe en phase liquide couplé à un spectromètre de masse en tandem.

### 3.2 Contrôles

Le laboratoire mandaté est accrédité selon la norme ISO CEI LEN 17025 et participe aux intercalibrations organisées par la CIPEL. Les résultats des intercalibrations organisées en 2005, 2006 et 2007 par la CIPEL font l'objet des rapports de STRAWCZINSKI (2006, 2007 et 2008).

En mars et novembre 2007, des comparaisons interlaboratoires sur les eaux prélevées en aval de Monthey ont été réalisées entre le laboratoire CARSO, celui du Service de la protection de la consommation (SPCo) du canton de Genève et celui de la Compagnie industrielle de Monthey (Cimo). Une concordance acceptable des résultats a généralement été obtenue, avec cependant des différences parfois importantes sur les paramètres suivants : Métalaxyl, Propiconazole, Fludioxonil et Pymétrozine. Ces résultats démontrent qu'un artefact, lors de l'échantillonnage, du transport ou de l'analyse, ne peut être complètement exclu. Des analyses comparatives plus détaillées seront menées en 2008.

## 4. RÉSULTATS

### 4.1 Concentrations des produits phytosanitaires dans les eaux du Rhône

La figure 1 présente les résultats de l'analyse des 23 échantillons du Rhône prélevés à la Porte du Scex en 2007 (voir aussi tableau en annexe). Ces résultats sont comparés à ceux obtenus en 2006 à la figure 2.

La concentration de la Simazine dépasse les exigences de l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux, 0.1 µg/L) avec 0.2 µg/L au mois d'avril 2007, soit durant sa période d'application. Son produit de dégradation, la Simazine-2-hydroxy (maximum 0.34 µg/L), dépasse également les exigences de l'OEaux durant la deuxième moitié du mois d'avril ainsi que durant le mois de mai. Les autres dépassements des exigences de l'OEaux sont observés durant l'automne 2007 : Terbutylazine-2-hydroxy (0.33 µg/L), Simazine-2-hydroxy (0.2 µg/L), Pymétrozine (0.2 µg/L), Fludioxonil (0.12 µg/L) et Métalaxyl (0.12 µg/L).

Les triazines (Atrazine, Simazine, Terbutylazine) ne sont ni produites, ni formulées dans les industries valaisannes. Les quantités appliquées en agriculture dans le bassin versant du Rhône en amont de la Porte du Scex sont estimées respectivement à 1.2 t/an, 6.2 t/an et 12.6 t/an (KLEIN et al., 2007).

Les concentrations élevées en Simazine et Simazine-2-hydroxy observées au printemps, semblent liées à une utilisation agricole à cette période. La résurgence observée en automne de certains pesticides sous forme de produits de dégradation, pourrait être liée au travail des sols agricoles à cette période (CORVI et al., 1997) ou à l'utilisation de ces herbicides pour des applications non agricoles. Si les résultats obtenus en automne 2007 devaient se répéter en 2008, des investigations spécifiques devront être menées.

Les trois autres produits phytosanitaires analysés dans le Rhône à des concentrations dépassant les exigences de l'OEaux sont d'origine industrielle. Comme illustrés à la figure 2, les dépassements sont nettement moins importants qu'en 2006 pour les substances d'origine industrielle.

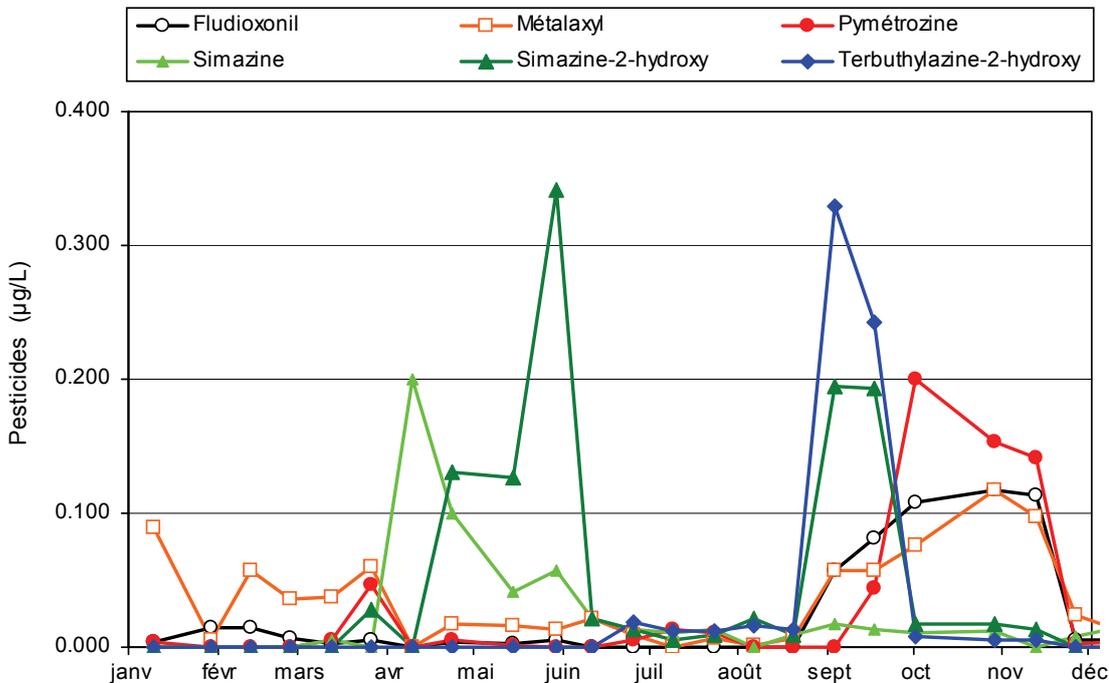


Figure 1 : Evolution des concentrations des substances détectées dans le Rhône à la Porte du Scex en 2007.

Figure 1 : Concentrations evolution of substances detected in the Rhône river at the Porte du Scex in 2007.

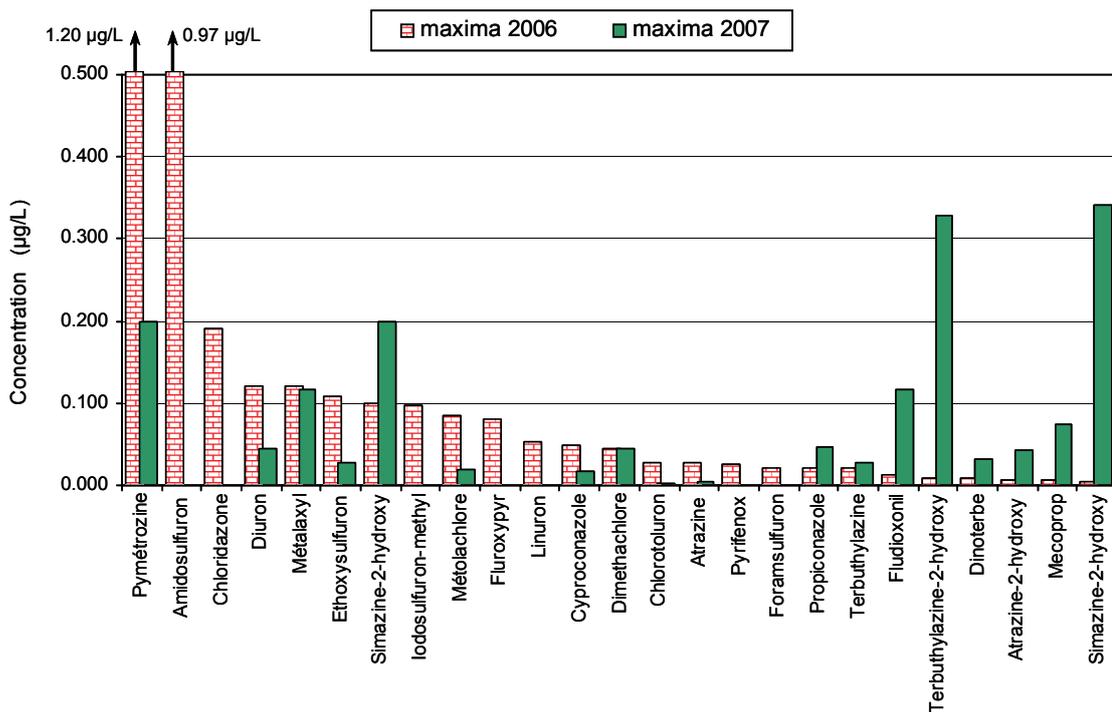


Figure 2 : Concentrations maximales des principales substances phytosanitaires détectées dans les eaux du Rhône en 2006 et 2007 à la Porte du Scex.

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

Par rapport à 2006, les concentrations de Pymétrozone (résultats contestés par l'industrie concernée) sont en très forte diminution. L'Amidosulfuron n'a même plus été détecté dans les eaux du Rhône en 2007, tout comme le Foramsulfuron qui était, en 2005, le produit phytosanitaire avec les concentrations les plus importantes dans les eaux du Léman (entre 0.07 et 0.11 µg/L). Cette diminution marquée des rejets de produits phytosanitaires d'origine industrielle se traduit également par une forte diminution de leur concentration dans le Léman (p.ex. 0.01 µg/L en 2007 pour le Foramsulfuron, EDDER *et al.*, 2008). Actuellement, le Métalaxyl, dont les concentrations dans le Rhône sont restées approximativement les mêmes qu'en 2006, est le produit phytosanitaire le plus concentré dans les eaux du Léman avec 0.03 µg/L.

Dans la plaine du Rhône, ce fleuve alimente les nappes phréatiques, lesquelles sont exploitées pour la production d'eau potable. Le Rhône représente également les trois quarts des apports d'eau au Léman, utilisée pour l'approvisionnement en eau potable de plus d'un demi-million de personnes. Dès lors, il est important de ne pas seulement tenir compte de la valeur de tolérance de l'ordonnance sur les substances étrangères et les composants (OSEC) fixée à 0.1 µg/L par substance, mais également de la somme des concentrations de produits phytosanitaires avec une valeur de tolérance fixée à 0.5 µg/L (figure 3).

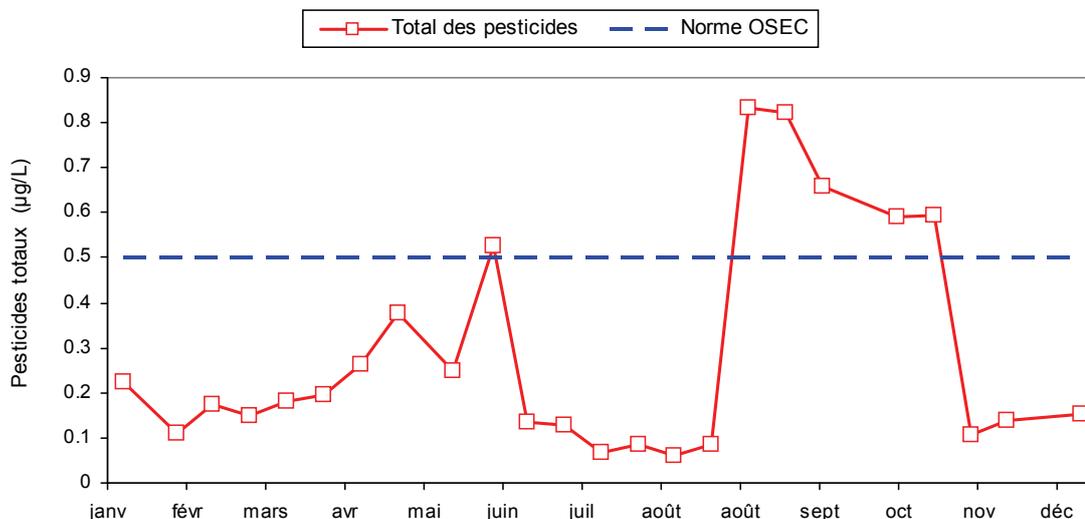


Figure 3 : Somme des concentrations en produits phytosanitaires décelés dans le Rhône à la Porte du Scex au cours de l'année 2007.

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

Les résultats obtenus sur la somme des pesticides montrent qu'en 2007, la valeur de tolérance OSEC de 0.5 µg/L est dépassée dans le quart des analyses, toutefois les dépassements sont moins élevés qu'en 2006. La moyenne de la somme des produits phytosanitaires de 2007 (0.29 µg/L) est en baisse par rapport à 2006 (0.41 µg/L). Une comparaison des figures 1 et 3 montre que les échantillons dans lesquels la somme des pesticides excède 0.5 µg/L correspondent systématiquement à des échantillons pour lesquels un composé dépasse fortement les exigences de l'OEau (fixée à 0.1 µg/L par substance). Les dépassements de la norme de l'OSEC sont cependant nettement moins importants qu'en 2006.

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

Les charges des substances phytosanitaires ayant transité par le Rhône en 2006 et 2007 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.

Les trois charges les plus importantes en 2007 sont observées pour des herbicides qui ne sont pas produits en Valais : Simazine-2-hydroxy 353 kg/an, Terbutylazine-2-hydroxy 231 kg/an, Simazine 127 kg/an.

Les autres substances sont en revanche produites ou formulées dans les industries valaisannes : Métalaxyl (également utilisé en agriculture) 173 kg/an, Pymétrozine 144 kg/an, Fludioxynyl 128 kg/an, Diméthachlor 95 kg/an.

Les quantités totales de produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône sont restées approximativement les mêmes qu'en 2006, soit 1.6 tonnes sur l'ensemble de l'année.

Les quantités calculées pour certains pesticides d'origine diffuse sont en forte augmentation par rapport à 2006, notamment au printemps lors des périodes d'application des produits phytosanitaires en agriculture, mais aussi en automne au moment du travail des sols agricoles (cf. chapitre 4.1). Il est également possible que des herbicides proviennent d'utilisations illicites dans le cadre de l'entretien des routes, places et chemins. En revanche, les quantités de pesticides d'origine industrielle ont fortement diminué (environ 820 kg en 2007 contre 1'450 en 2006) suite aux mesures de limitation des rejets mises en place par les industries concernées.

Afin de mieux cerner les rejets industriels ponctuels par rapport aux rejets diffus en provenance de l'agriculture, des campagnes de prélèvements et d'analyses ont été réalisées les 6 mars et 7 novembre 2007, en amont et en aval de Viège et Monthey. Les figures 5 et 6 présentent la concentration et la charge totale en produits phytosanitaires aux différents emplacements. Les résultats des analyses présentés sont ceux du laboratoire CARSO de Lyon.

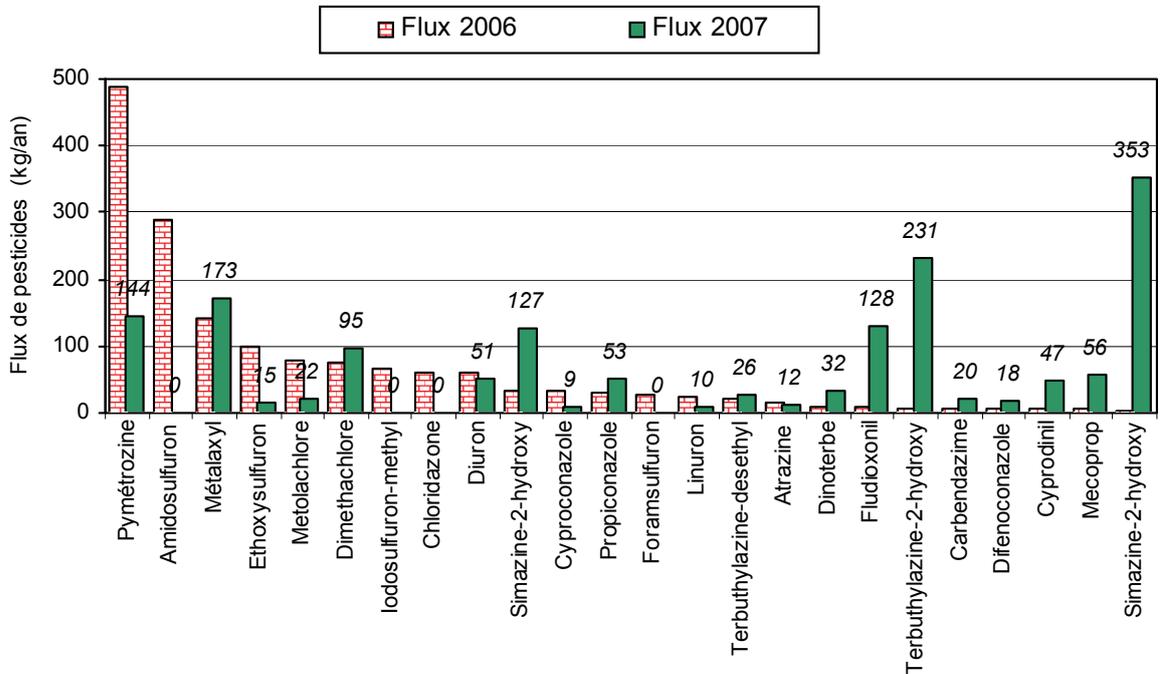


Figure 4 : Charges annuelles en pesticides ayant transité dans le Rhône en 2006 et 2007.

Figure 4 : Pesticide annual loadings from the Rhône river in 2006 and 2007.

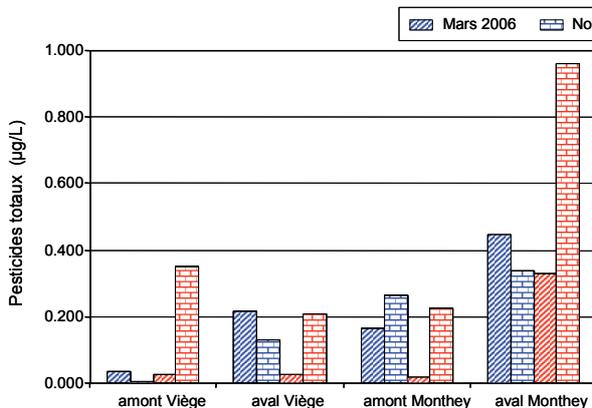


Figure 5 : Somme des concentrations en pesticides présents dans le Rhône en amont et en aval des sites industriels de Viège et Monthey les 8 mars, 30 novembre 2006, 6 mars et 7 novembre 2007.

Figure 5 : Sum of pesticide concentrations detected in the Rhône river in above and below the industrial production locations of Viège and Monthey the 8th March, 30 November 2006, 6th March and 7 November 2007.

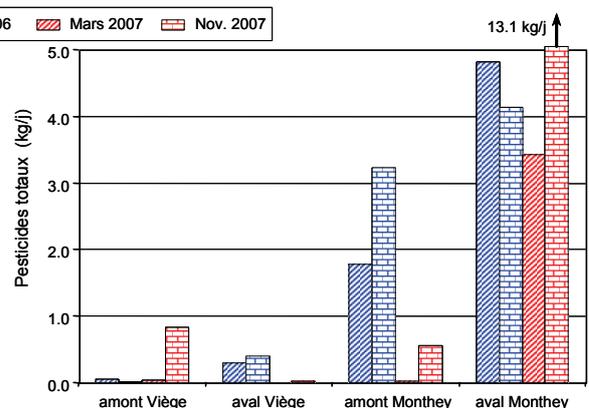


Figure 6 : Charges en pesticides calculées dans le Rhône en amont et en aval des sites industriels de Viège et Monthey les 8 mars, 30 novembre 2006, 6 mars et 7 novembre 2007.

Figure 6 : Calculated loadings of pesticides detected in the Rhône river in above and below the industrial production locations of Viège and Monthey the 8th March, 30 November 2006, 6th March and 7 November 2007.

Une augmentation des charges en pesticides dans le Rhône est toujours observée de l'amont vers l'aval. La diminution des charges calculée en novembre 2007 entre l'amont et l'aval de Viège pourrait s'expliquer partiellement par un échantillonnage non représentatif en aval de Viège (mauvaise homogénéisation du flux du Rhône).

L'augmentation des charges entre l'amont et l'aval de Monthey en novembre 2007 est expliquée essentiellement par des rejets de Fludioxonil (fongicide), Pymétroline (insecticide), Propiconazole (fongicide), Métalaxyl (fongicide), fabriqués sur le site de Monthey et présents dans les eaux du Rhône à des concentrations supérieures à 0.1 µg/L. Il convient cependant de relever que des différences significatives ont été obtenues par les trois laboratoires sur ces échantillons (voir paragraphe 3.2).

### 4.3 Produits pharmaceutiques

Suite aux recherches de principes actifs de médicaments menées en 2005 dans le Léman et à l'observation d'importants rejets industriels (EDDER et al., 2006), cinq produits pharmaceutiques (Mépivacaïne, Carbamazépine, Bupivacaïne, Prilocaïne et Irbersartan) ont été analysés systématiquement dans les eaux du Rhône à partir du mois de septembre 2006. En 2007, les analyses ont porté sur les éléments ci-dessous avec les concentrations maximales et moyennes suivantes :

		Maximum (2007)	Moyenne (2007)
Mépivacaïne	Anesthésiant	2.25 µg/L	0.14 µg/L
Carbamazépine	Anti-épileptique	0.10 µg/L	0.02 µg/L
Prilocaïne	Anesthésiant	0.03 µg/L	0.01 µg/L
Ticlopidine	Anti-coagulant	0.09 µg/L	0.01 µg/L
Irbersartan	Anti-hypertenseur	0.48 µg/L	0.02 µg/L

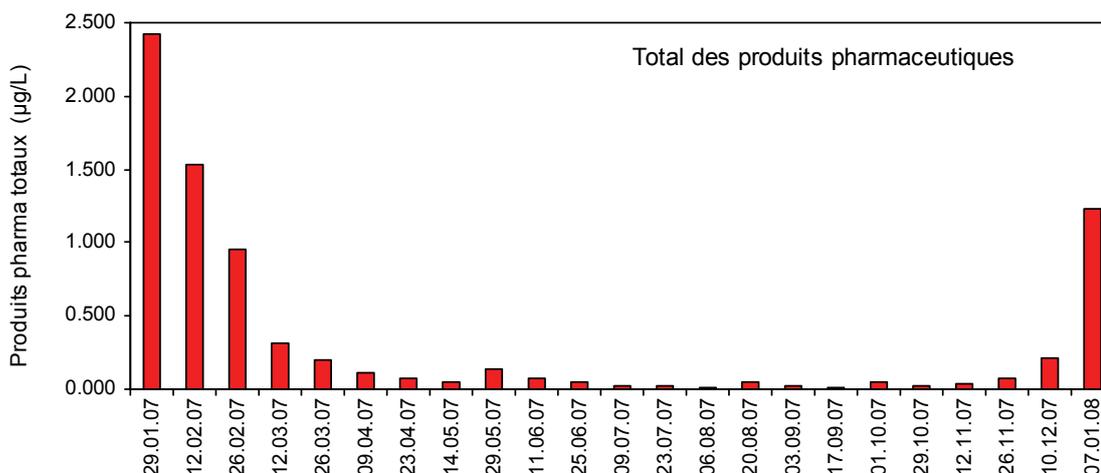


Figure 7 : Somme des concentrations des 5 produits pharmaceutiques analysés dans le Rhône à la Porte du Scex au cours de l'année 2007.

Figure 7 : Sum of pharmaceuticals concentrations analysed in the Rhône river at the Porte du Scex during the year 2007.

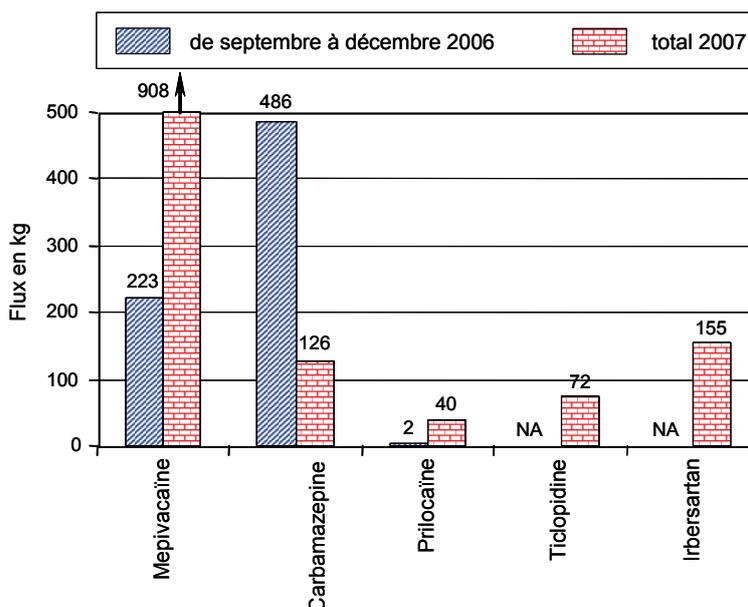


Figure 8 : Charges (par an en 2007 et sur 4 mois en 2006) calculées en produits pharmaceutiques retrouvés dans les eaux du Rhône de septembre 2006 à décembre 2006 et en 2007.

Figure 8 : Calculated loadings of pharmaceuticals detected in Rhône river between september and december 2006 and during 2007.

La diminution des concentrations pendant le période de mai à septembre est également due à une meilleure dilution liée aux hautes eaux du Rhône.

La moyenne des concentrations 2007 (0.34 µg/L) est inférieure à celle de 2006 (0.72 µg/L), ces valeurs ne sont toutefois pas directement comparables car la moyenne pour l'année 2006 ne portait que sur quatre mois de mesure.

La figure 8 présente les charges calculées pour les cinq principes actifs pharmaceutiques analysés dans le Rhône de septembre à décembre 2006, ainsi que durant l'ensemble de l'année 2007.

Les charges de substances pharmaceutiques retrouvées dans les eaux du Rhône en 2007 demeurent très importantes avec 900 kg pour la Mèpivacaïne, 130 kg pour la Carbarmazépine et 150 kg pour l'Irbersartan. Sur la base des analyses des eaux usées après traitement de l'industrie concernée, ainsi que de l'analyse des eaux du Rhône en amont et en aval de cette dernière, il apparaît clairement que la grande majorité des substances susmentionnées est d'origine industrielle. L'intervention auprès de cette industrie ayant été plus tardive qu'auprès des industries produisant des produits phytosanitaires, les mesures correctives mises en œuvre ne sont encore que partiellement perceptibles au niveau des eaux du Rhône.

#### 4.4 Le 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).

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). Un suivi sur le cours d'eau la Glatt a permis également de mettre en évidence l'impact de son utilisation, en période hivernale, sur l'aéroport international de Zurich, avec des pics de concentration de 2.7 µg/L dans la rivière en aval de l'aéroport. Des teneurs moyennes de 1.07 µg/L et 0.2 µg/L ont été analysées respectivement dans le Greifensee et le lac Léman (GIGER 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.

Cette substance, contaminant ubiquiste, est classée comme toxique pour les organismes aquatiques. Elle peut causer à long terme des effets indésirables sur les écosystèmes aquatiques (HEM et al., 2003).

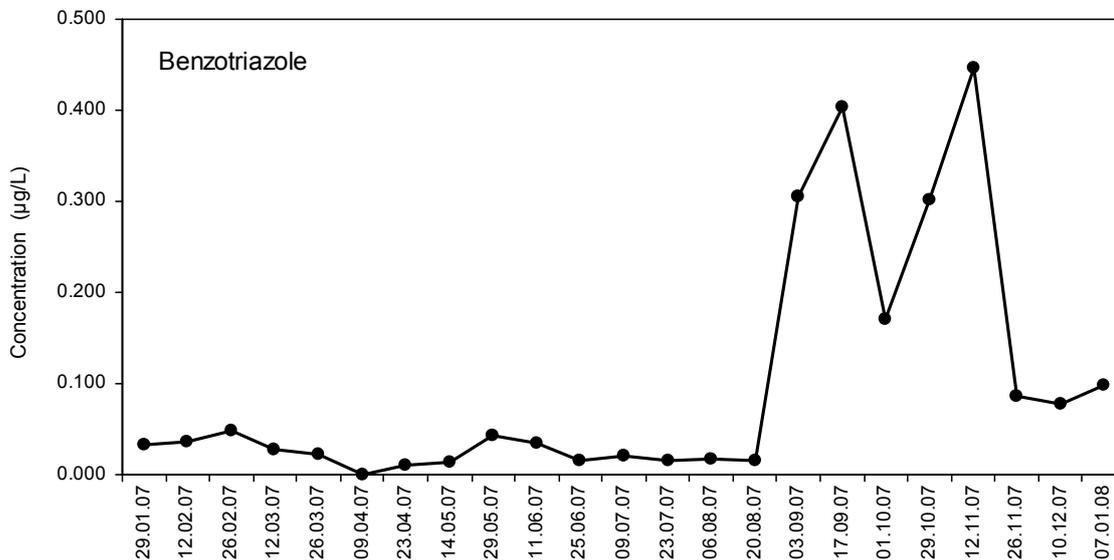


Figure 9 : Evolution des concentrations en Benzotriazole détectées dans le Rhône à la Porte du Scex en 2007.  
Figure 9 : Concentrations evolution of Benzotriazole detected in the Rhône river at the Porte du Scex in 2007.

Les concentrations enregistrées dans les eaux du Rhône sur les échantillons moyens de 14 jours varient de moins de 0.01 µg/L à 0.4 µg/L avec une moyenne de 0.1 µg/L. Le flux annuel représente une quantité de 555 kg sur l'année 2007.

Les prélèvements et analyses réalisés en parallèle des pesticides et médicaments en amont et en aval des industries n'ont pas permis de localiser les sources de rejet de ce composé ni d'expliquer la forte augmentation des concentrations de septembre à novembre 2007, soit la période durant laquelle une augmentation des produits phytosanitaires a également été observée (voir figure 1).

## 5. CONCLUSIONS

Le suivi analytique des produits phytosanitaires et principes actifs pharmaceutiques dans les eaux du Rhône en 2007 a permis de contrôler l'efficacité des mesures de limitation des rejets mises en place par les différentes industries concernées.

Au niveau des produits phytosanitaires d'origine industrielle, la diminution des rejets est de plus de 40 % par rapport à 2006. Cette diminution des rejets a déjà un effet clairement observable sur les concentrations mesurées dans le Léman. Par rapport aux années précédentes, une forte augmentation de produits phytosanitaires d'origine non industrielle a été observée. En l'état actuel, cette augmentation n'est pas expliquée. Si ces résultats devaient se confirmer en 2008, des investigations spécifiques devront être menées.

Au niveau des principes actifs pharmaceutiques, les charges rejetées au Rhône sont demeurées élevées en 2007 par rapport aux produits phytosanitaires, avec par exemple 900 kg pour la seule Mèpivacaïne (contre environ 800 kg pour la somme des produits phytosanitaires d'origine industrielle).

Le suivi de la qualité des eaux du Rhône sera poursuivi en 2008. Une nouvelle amélioration est escomptée pour les années à venir grâce à 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. Cette ligne directrice prévoit un renforcement des exigences pour les principaux produits phytosanitaires, une application des mêmes exigences pour les principes actifs pharmaceutiques et définit les conditions à respecter pour les micropolluants autres que les pesticides et médicaments.

## BIBLIOGRAPHIE

- BERNARD, M., ARNOLD, C., EDDER, P. et ORTELLI, D. (2007) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 163-172.
- CORVI, C. et KHIM-HEANG, S., (1997) : Surveillance des produits phytosanitaires dans les eaux des affluents du bassin lémanique. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1996, 125-144.
- EDDER, P., ORTELLI, D. et RAMSEIER, S (2006) : Métaux et micropolluants organiques. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2005, 65-87.
- EDDER, P., ORTELLI, D. RAMSEIER, S et CHEVRE, N. (2007) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 59-81.
- 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.
- HEM, L.-J., HARTNIK, T., ROSETH, R. et BREEDVELD, G.-D. (2003) : Photochemical degradation of Benzotriazole. J. Environ. Sci. Health, Part A 38, 471-481.
- KLEIN, A., CHARLES, R. et MANCO, F. (2007) : Inventaire des pesticides utilisés en agriculture dans le BV lémanique. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 187-201.
- 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).
- STRAWCYNSKY, A. (2006) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2005, 189-196.
- STRAWCYNSKY, A. (2007) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 225-233.
- STRAWCYNSKY, A. (2008) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2007, xx-xx.
- VOUTSA, D., HARTMANN, P., SCHAFFNER, C. and C. GIGER, W. (2006) : Benzotriazole Alkylphenols and Bisphenol A in Municipal Wastewaters and in Glatt River, Switzerland. Environ. Sci. Pollut. Res., 13 (5), 333-341.





# Rapports techniques

**Campagne 2007**



# CONTRÔLE DES STATIONS D'ÉPURATION (STEP)

## MONITORING OF WASTE WATER TREATMENT PLANTS (WWTP)

Campagne 2007

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 2007, 220 stations d'épuration (STEP) étaient en service dans le territoire couvert par la CIPEL (bassins versants du Léman et du Rhône aval) totalisant une capacité de traitement de 4'130'649 équivalents-habitants. Le bilan global de l'assainissement en 2007 se base sur les résultats de surveillance de 169 STEP pour le phosphore total ainsi que les résultats de 163 STEP pour la DBO<sub>5</sub>.*

*A l'échelle du territoire de la CIPEL, la valeur du débit spécifique de 365 L·hab<sup>-1</sup>·j<sup>-1</sup> 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, même si les déversements ont tendance à diminuer ces dernières années.*

*Globalement dans le bassin versant du Léman, les rendements d'épuration pour les paramètres DBO<sub>5</sub> et P<sub>tot</sub> dépassent largement les exigences légales avec respectivement 94.9 % et 90.4 %. Le flux de pollution organique rejeté après traitement exprimé par la DBO<sub>5</sub> s'élève à plus de 1'800 tonnes d'O<sub>2</sub> et à 86 tonnes pour le phosphore total.*

*La part de pollution en phosphore liée aux déversements des STEP est non négligeable et des moyens devraient être déployés en priorité pour soulager le lac de cet apport de pollution.*

### ABSTRACT

*In 2007, 220 wastewater treatment plants (WWTPs) were operating in the territory covered by CIPEL (catchment area of Lake Geneva and the downstream segment of the Rhône) totalling a treatment capacity of 4'130'649 inhabitant-equivalents. The overall assessment of wastewater treatment in 2007 is based on the results of monitoring of 170 WWTPs for total phosphorus and of 164 WWTPs for DBO<sub>5</sub>.*

*At the level of the CIPEL territory, the value of the specific throughput of 365 L·inhab<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup> is still too high, because it is clearly far in excess of the daily water consumption per person. The water treatment networks are still carrying a not-insignificant quantity of clear water, even though outputs have tended to decrease in recent years.*

*Overall in the catchment area of Lake Geneva, treatment performance for the BDO5 and P<sub>tot</sub> parameters are well above the legal requirements, at 94.9 % and 90.4 % respectively. The organic pollution discharged after treatment, reflected in the DBO<sub>5</sub>, amounts to more than 2'800 metric tonnes for O<sub>2</sub>, and 86 metric tonnes for total phosphorus.*

*The fraction of phosphorus pollution linked to discharges from WWTPs is not insignificant, and priority should be given to implementing measures to relieve the Lake from this input of pollution.*

## 1. INTRODUCTION

La CIPEL réalise chaque année depuis plus de 20 ans le bilan global du fonctionnement des stations d'épuration (STEP) du bassin versant du Léman et du Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy, pour suivre l'évolution de l'assainissement et mesurer les efforts entrepris pour lutter contre les pollutions d'origine domestique. Il est effectué sur la base des résultats de mesures de débits et de concentrations (en particulier la DBO<sub>5</sub>, le phosphore total et dissous) transmis 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. ÉTAT DES STEP

### 2.1 Nombre, capacité et populations raccordées

L'inventaire des STEP a été actualisé au 1<sup>er</sup> janvier 2008. Le tableau 1 donne pour chaque entité suisse et française du bassin lémanique, le nombre de stations d'épuration, leur capacité nominale de traitement et les populations qui y sont raccordées.

Dans le territoire de la CIPEL, l'état de l'assainissement en 2007 est le reflet du fonctionnement de 220 STEP traitant 97 % des eaux usées issues de la population permanente (1'653'548 habitants) et 91 % des eaux usées issues de la population saisonnière (785'283 habitants). Elles totalisent une capacité nominale de traitement de 4'130'649 équivalents-habitants (EH).

### 2.2 Contrôles

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.

En 2007, 164 STEP ont transmis leurs données pour le paramètre DBO<sub>5</sub> et 169 pour le paramètre phosphore total. Il se peut qu'un plus grand nombre de STEP aient cependant été contrôlées.

Tableau 1 : Etat des STEP et des populations raccordées à fin 2007.

Table 1 : State of the WWTPs and the numbers of people connected at the end of 2007.

Bassin versant (BV)	Canton / Département	Nombre total de STEP	Capacité des STEP (EH)		Habitants permanents raccordés		Habitants saisonniers raccordés	
			Total	% déphos. <sup>1)</sup>	Total	% déphos. <sup>1)</sup>	Total	% déphos. <sup>1)</sup>
Léman	Ain	3	21'300	97.7 %	11'235	95.5 %	2'576	98.4 %
	Genève	2	7'625	100 %	6'104	100 %	183	100 %
	Hte-Savoie	20	215'940	95.8 %	82'927	97.2 %	134'868	98.4 %
	Valais	69	1'422'628	97.9 %	280'966	99.6 %	341'141	98.1 %
	Vaud	73	1'021'764	100 %	533'169	100 %	62'007	100 %
<b>Total BV Léman</b>		<b>167</b>	<b>2'689'257</b>	<b>98.5 %</b>	<b>914'401</b>	<b>99.6 %</b>	<b>540'775</b>	<b>98.4 %</b>
Rhône aval	Ain	9	53'100	0 %	48'722	0 %	8'395	0 %
	Genève	13	901'177	66.6 %	473'710	82.3 %	24'583	80.1 %
	Hte-Savoie	31	487'115	38.4 %	216'715	33.9 %	211'530	39.5 %
<b>Total BV Rhône aval</b>		<b>53</b>	<b>1'441'392</b>	<b>54.6 %</b>	<b>739'147</b>	<b>62.7 %</b>	<b>244'508</b>	<b>42.2 %</b>
<b>Total territoire CIPEL</b>		<b>220</b>	<b>4'130'649</b>	<b>83.2 %</b>	<b>1'653'548</b>	<b>83.1 %</b>	<b>785'283</b>	<b>80.9 %</b>

<sup>1)</sup> indique les STEP (en pourcentage de la capacité) pratiquant la déphosphatation et le pourcentage d'habitants permanents et saisonniers raccordés sur des stations pratiquant la déphosphatation.

### 3. BILAN DU FONCTIONNEMENT DES STEP

#### 3.1 Débits

Le tableau 2 présente les débits entrant et/ou sortant en 2007 dans 176 STEP. Pour le territoire de la CIPEL, le débit global entrant est plus élevé en 2007 avec 846'754 m<sup>3</sup>/j au lieu de 804'807 m<sup>3</sup>/j en 2006. Le débit des eaux effectivement traitées par les stations d'épuration, sur la base des volumes déversés, serait de 794'235 m<sup>3</sup>/j, soit près de 94 % du débit entrant. Comme la plupart des STEP ne sont pas équipées de débit-mètres en entrée et en cours de traitement pour mesurer les déversements, le volume journalier réellement traité par les STEP du bassin est largement surestimé.

Les débits déversés mesurés en entrée et/ou en cours de traitement dans les installations disposant de débitmètres, représentent près de 6 % du débit total entrant. Globalement, les débits déversés mesurés ont diminué de 25 % par rapport à 2006. A noter que ceux-ci ne tiennent pas compte des déversements situés sur les réseaux. On pourrait supposer que cette baisse des volumes déversés, déjà constatée en 2004 et 2006, soit liée à une meilleure séparation des eaux usées et des eaux claires. En effet, avec une pluviométrie assez homogène durant ces 3 années (910 mm·an<sup>-1</sup> en 2004, 1'065 mm·an<sup>-1</sup> en 2006 et 1'136 mm·an<sup>-1</sup> en 2007) les déversements sont passés de 71'400 m<sup>3</sup>/j en 2004 à 63'200 m<sup>3</sup>/j en 2006 et 47'600 m<sup>3</sup>/j en 2007. Cette relative amélioration doit être considérée avec beaucoup de précaution, du fait d'une très forte hétérogénéité, d'une année sur l'autre, des mesures de déversement transmises par les STEP. Les débits spécifiques (par temps sec) ont été calculés de la même manière qu'en 2006 (KLEIN et RAPIN, 2007). Ils indiquent le niveau de dilution des eaux usées par des eaux claires permanentes. Globalement, 79 % de la population est raccordée à des réseaux de qualité moyenne avec un débit spécifique de 250 à 450 L·hab<sup>-1</sup>·j<sup>-1</sup>, mais la valeur de 365 L·hab<sup>-1</sup>·j<sup>-1</sup> à l'échelle du territoire de la CIPEL 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 d'assainissement transportent encore une quantité non négligeable d'eaux claires et à peine 12 % de la population est raccordée à des réseaux ne collectant pratiquement que des eaux usées et dont le débit spécifique est inférieur à 250 L·hab<sup>-1</sup>·j<sup>-1</sup>.

<u>Débit spécifique en L·hab<sup>-1</sup>·jour<sup>-1</sup> :</u>	<u>en 2006</u>	<u>en 2007</u>
BV Léman	363	382
BV Rhône aval	270	304
BV CIPEL	344	365

Ainsi, l'année 2007 a certes semble-t-il connu moins de déversements qu'en 2006 et 2004 mais les valeurs élevées de débit spécifique écartent l'hypothèse d'une amélioration générale des réseaux d'assainissement. Seul un meilleur contrôle des réseaux et des déversements permettra 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 permettent d'agir très concrètement pour diminuer les déversements et qui doivent être soutenues par tous les services compétents en matière d'assainissement.

#### 3.2 Phosphore

##### 3.2.1 Phosphore total (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	Concentration maximale	Rendement minimum
Suisse	Ordonnance fédérale sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (OEaux, 1998)		0.8 mgP/L	80 %
France*	Arrêté ministériel du 22 juin 2007	600 à 6'000 kg/j > 6'000 kg/j	2.0 mgP/L 1.0 mgP/L	80 % 80 %
CIPEL	Objectif du Plan d'action 2001-2010		0.8 mgP/L	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.

Le tableau 3 présente le bilan de l'épuration du phosphore total pour l'année 2007 et la figure 4 illustre la répartition entre le flux retenu, déversé, et rejeté après traitement pour chacune des STEP pour lesquelles le phosphore total est analysé.

Le rendement d'épuration sur les eaux traitées atteint 90.4 % et la concentration moyenne de sortie est de 0.5 mgP/L. En tenant compte des déversements en entrée et en cours de traitement, il n'atteint plus que 87.7 %. Ces résultats satisfont pleinement les exigences légales.

La CIPEL a fixé 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 2 montre l'évolution lente de ce rendement ces dernières années.

En 2007, 86 tonnes de phosphore ont été rejetées après traitement et 24 tonnes déversées après un éventuel traitement partiel (figure 3).

Avec un rendement d'épuration de 95 %, 41 tonnes en moins de phosphore seraient rejetées après traitement, mais il est important de souligner que la lutte contre les déversements permettrait déjà d'éviter un apport de 24 tonnes au milieu naturel. A noter que cette part de pollution déversée est sous-estimée car elle ne représente que les STEP qui mesurent les déversements.

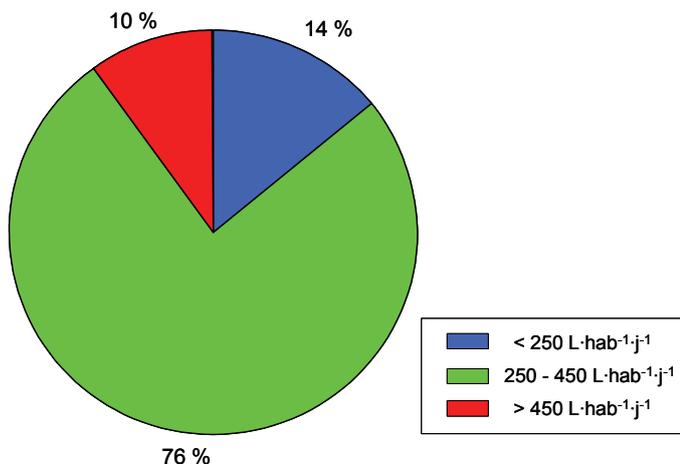


Figure 1 : Qualité des réseaux d'assainissement en pourcentage de la population raccordée.

Figure 1 : Quality of the water treatment networks in terms of the percentage of the population connected.

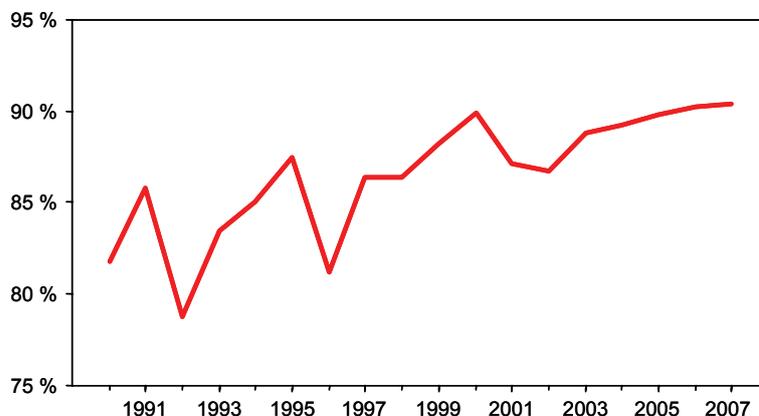


Figure 2 : Evolution entre 1990 et 2007 du rendement d'abattement du phosphore total sur les eaux traitées des STEP du bassin du Léman (source : données CIPEL).

Figure 2 : Change between 1990 and 2007 in the elimination yield of total phosphorus in the treated water from the WWTPs of the Lake Geneva basin (source : CIPEL data).

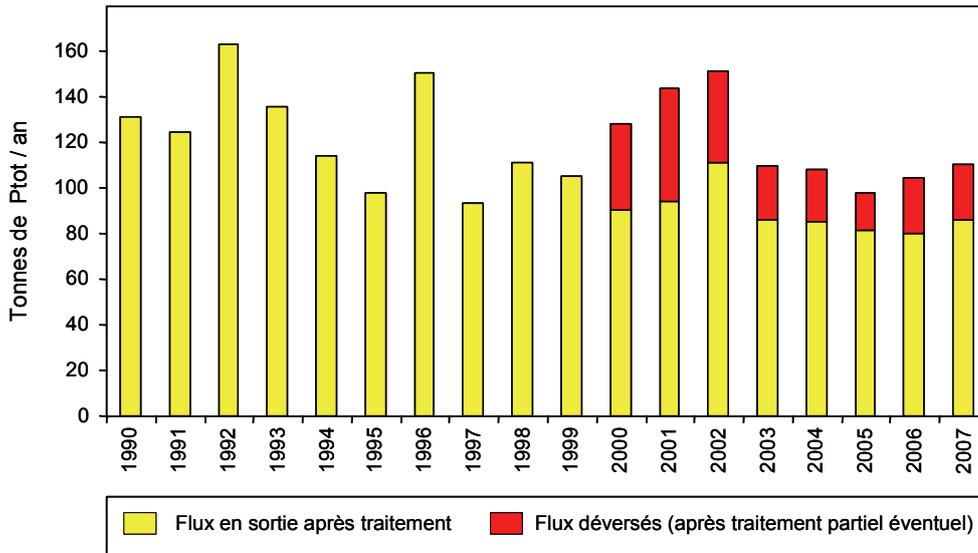


Figure 3 : Evolution des charges en phosphore total rejetées dans le bassin du Léman entre 1990 et 2007.  
 Figure 3 : Change in the total phosphorus loads discharged into the Lake Geneva basin between 1990 and 2007.

### 3.2.2 Phosphore dissous (P-PO<sub>4</sub>)

Le phosphore dissous, et en particulier l'orthophosphate (P-PO<sub>4</sub>), forme directement biodisponible, joue un rôle important dans le phénomène d'eutrophisation du lac. Le rendement moyen d'abattement de P-PO<sub>4</sub> est calculé sur la base des analyses en entrée et en sortie transmises pour 33 des STEP astreintes à la déphosphatation dans le bassin versant du Léman. Il est de 95 % sur les eaux traitées et de 91 % en tenant compte des déversements mesurés. En revanche, 113 STEP ont mesuré ce paramètre uniquement en sortie, ce qui permet d'estimer un flux de pollution d'environ 21 tonnes après traitement.

### 3.3 Demande biochimique en oxygène (DBO<sub>5</sub>)

Les exigences suisse et française pour le traitement de la matière organique exprimée par la demande biochimique en oxygène (DBO<sub>5</sub>) 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 <sub>2</sub> /L	90 %
		> 600 kg/j	15 mgO <sub>2</sub> /L	90 %
France *	Arrêté ministériel du 22 juin 2007	120 à 600 kg/j	25 mgO <sub>2</sub> /L	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 4 présente le bilan de l'épuration pour la matière organique et la figure 5 illustre la répartition entre le flux retenu, déversé, et rejeté après traitement pour chacune des STEP de plus de 1'000 EH mesurant la DBO<sub>5</sub>.

Le rendement d'épuration dans le bassin versant CIPEL est stable par rapport à 2006 avec 95.5 % sur les eaux traitées et 93.1 % en tenant compte des déversements en entrée et en cours de traitement. Le flux de pollution de la matière organique est de 2'744 tonnes d'O<sub>2</sub> après traitement et de 1'534 tonnes d'O<sub>2</sub> déversées au milieu naturel après un éventuel traitement partiel. La concentration moyenne de sortie est de 9.5 mgO<sub>2</sub>/L. Ces résultats satisfont pleinement les exigences légales.

Tableau 2 : Débits journaliers mesurés dans les STEP du bassin CIPEL en 2007.

Table 2 : Daily flows through the WWTPs of the CIPEL basin in 2007.

Bassin versant (BV)	Canton / Département	Nombre total de STEP	Nombre de STEP contrôlées	Capacité (EH)	en % de la capacité totale	Population raccordée contrôlée en % de la population totale	Débit journalier mesuré (m <sup>3</sup> /j)				Débit spécifique en L·hab <sup>-1</sup> ·jour <sup>-1</sup> <sub>2)</sub>
							Déversé en entrée <sup>1)</sup>	Entrée de STEP	Déversé en cours de traitement <sup>1)</sup>	Sortie	
Léman	Ain	3	2	20'800	97.7%	95.8%	11	8'862	0	8'846	664
	Genève	2	2	7'625	100%	100%		2'828	38	2'790	571
	Hte-Savoie	20	7	204'550	94.7%	96.8%		36'907		36'878	219
	Valais	69	56	1'393'838	98.0%	99.2%	1'678	213'262	1'822	211'440	455
	Vaud	73	73	1'022'202	100%	100%	3'345	252'941	20'550	232'391	340
<b>Total BV Léman</b>		<b>167</b>	<b>140</b>	<b>2'649'014</b>	<b>98.5%</b>	<b>99.2%</b>	<b>5'034</b>	<b>514'799</b>	<b>22'425</b>	<b>492'345</b>	<b>382</b>
Rhône aval	Ain	9	4	48'300	91.0%	87.8%	125	13'722		13'722	478
	Genève	13	13	901'177	100%	100%	6'159	219'753	8'429	211'375	278
	Hte-Savoie	31	19	461'200	94.7%	91.3%	1'771	84'389	37'14	75'791	285
<b>Total BV Rhône aval</b>		<b>53</b>	<b>36</b>	<b>1'410'677</b>	<b>97.9%</b>	<b>95.8%</b>	<b>8'055</b>	<b>317'864</b>	<b>12'143</b>	<b>300'888</b>	<b>304</b>
<b>Total territoire CIPEL</b>		<b>220</b>	<b>176</b>	<b>4'059'691</b>	<b>98.3%</b>	<b>97.8%</b>	<b>13'089</b>	<b>832'663</b>	<b>34'569</b>	<b>793'233</b>	<b>365</b>

1) : Les débits déversés sont sous-estimés étant donné que toutes les stations ne les mesurent pas, ce qui explique l'écart entre les débits en entrée et en sortie.

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

Tableau 3 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour le phosphore total pour les STEP des différentes entités en 2007.

Table 3 : Assessments of loads, concentrations and yields of total phosphorus for the WWTPs of the various entities in 2007.

Bassin versant (BV)	Canton / Département	Nombre de STEP contrôlées	STEP contrôlées en % de la capacité totale	Population raccordée contrôlée en % de la population totale	Flux en tonnes par an				Concentrations Ptot (mgP/L)		Rendements <sup>1</sup>		
					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 dév. en cours de traitement	après trait. yc dév. + en cours de traitement
Léman	Ain	2	98%	96%	0	7	0	1	1.9	0.3	89.0%	89.0%	89.0%
	Genève	2	100%	100%		5	0	1	4.5	1.3	70.2%	70.2%	70.2%
	Hte-Savoie	7	95%	97%	0	132	0	9	9.3	0.6	93.4%	93.4%	93.4%
	Valais	50	95%	94%	2	361	1	37	5.0	0.5	89.8%	89.4%	88.9%
	Vaud	73	100%	100%	4	394	17	38	4.2	0.4	90.3%	85.8%	85.1%
<b>Total BV Léman</b>		<b>134</b>	<b>97.0%</b>	<b>97.1%</b>	<b>6</b>	<b>899</b>	<b>19</b>	<b>86</b>	<b>4.9</b>	<b>0.5</b>	<b>90.4%</b>	<b>88.3%</b>	<b>87.8%</b>
Rhône aval	Ain	4	91%	88%	1	21	0	12	4.1	2.4	41.5%	41.5%	39.9%
	Genève	13	100%	100%	8	414	10	76	5.0	0.9	81.7%	79.3%	77.9%
	Hte-Savoie	18	94%	91%	12	197	5	69	6.0	2.3	65.1%	62.4%	58.9%
<b>Total BV Rhône aval</b>		<b>35</b>	<b>99.7%</b>	<b>96.0%</b>	<b>20</b>	<b>631</b>	<b>15</b>	<b>156</b>	<b>5.2</b>	<b>1.4</b>	<b>74.2%</b>	<b>72.8%</b>	<b>70.5%</b>
<b>Total territoire CIPEL</b>		<b>169</b>	<b>97.9%</b>	<b>96.6%</b>	<b>26</b>	<b>1530</b>	<b>34</b>	<b>243</b>	<b>5.0</b>	<b>0.8</b>	<b>84.1%</b>	<b>81.9%</b>	<b>80.6%</b>

<sup>1)</sup> : 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.

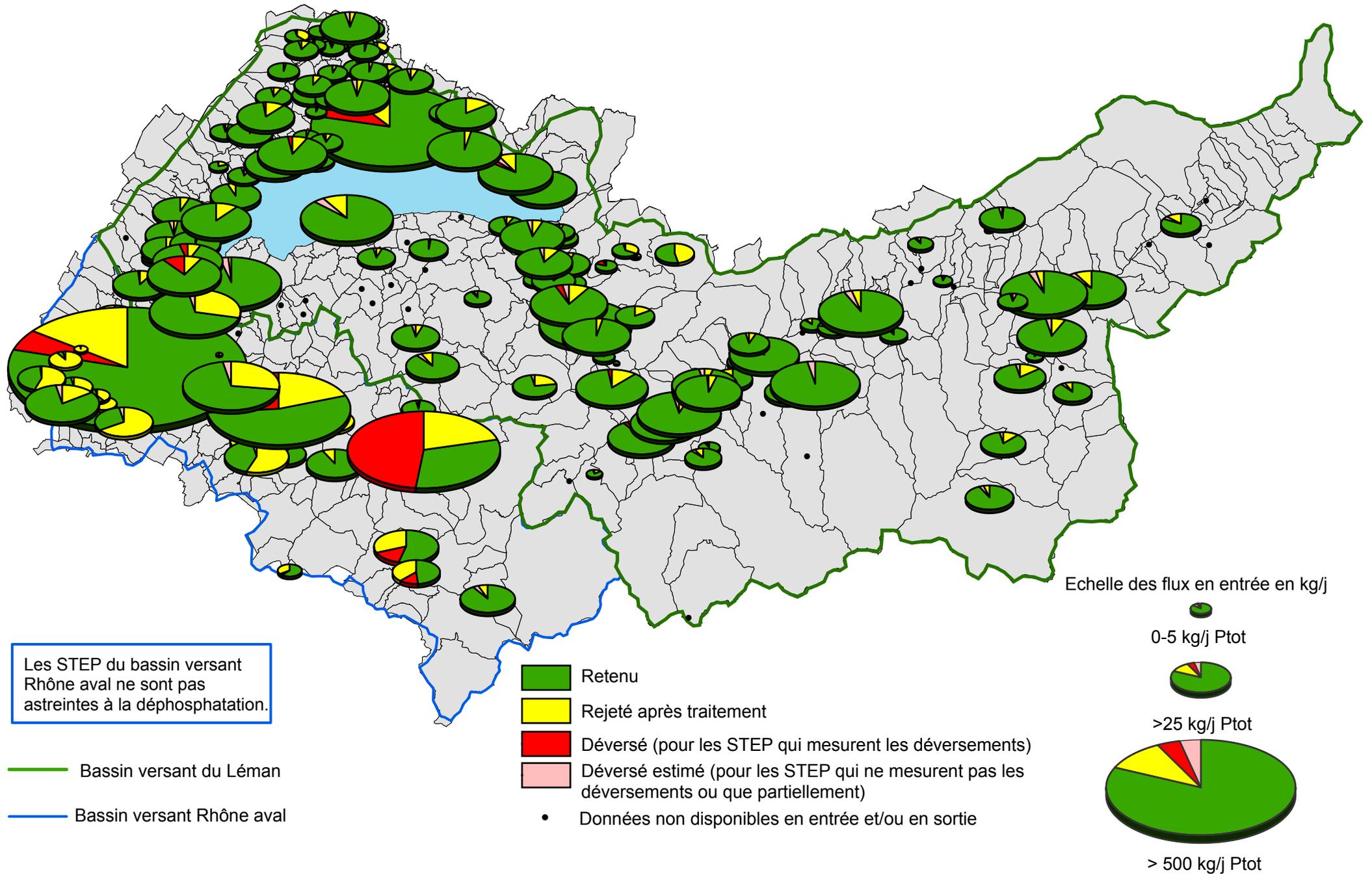


Figure 4 : Flux de phosphore total retenu, déversé mesuré et rejeté après traitement par les STEP  
 Figure 4 : Load of total phosphorus retained, discharged and output after processing by the WWTPs

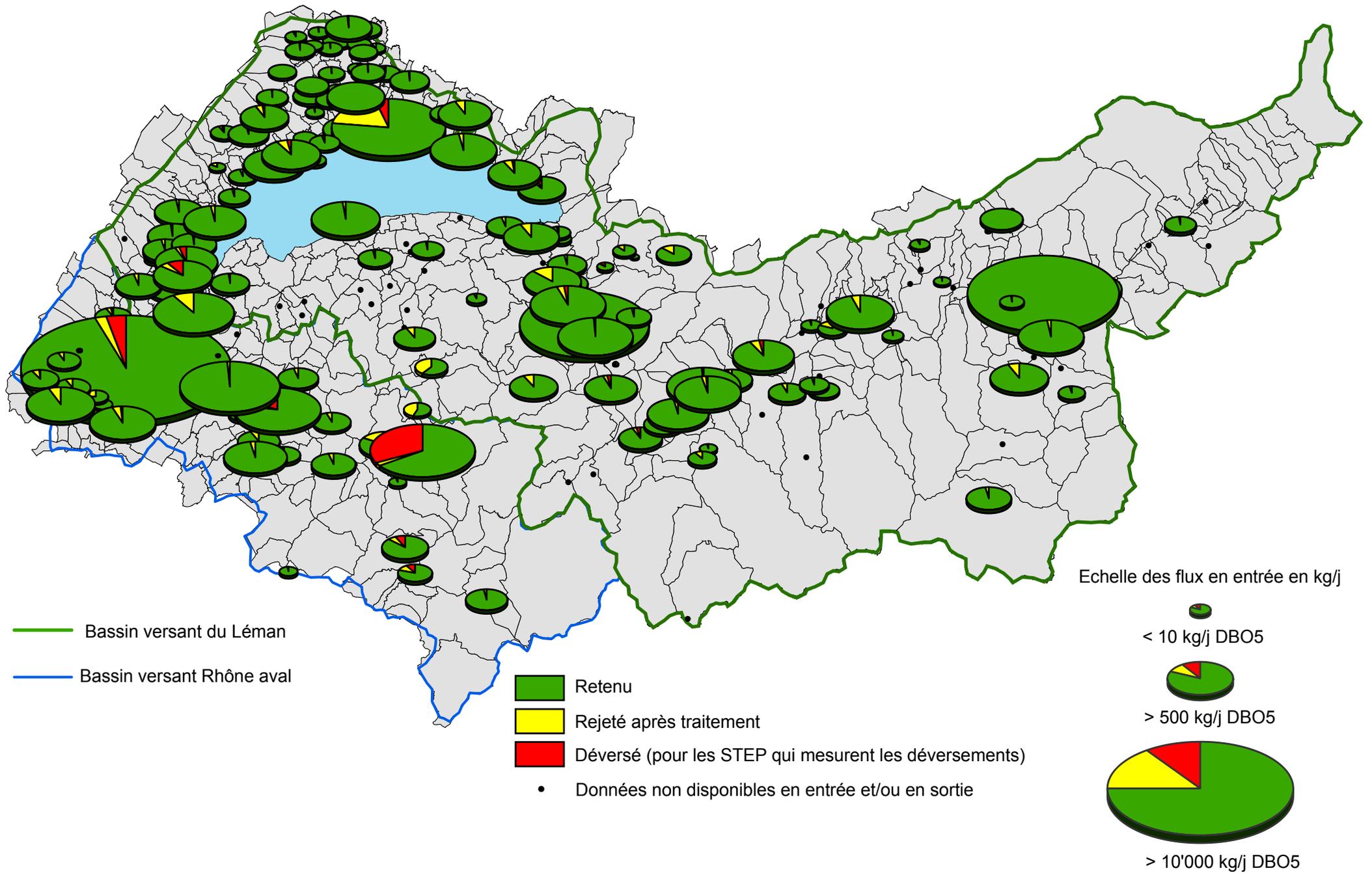


Figure 5 : Flux de DBO5 retenu, déversé mesuré et rejeté après traitement par les STEP  
 Figure 5 : Load of BDO5 retained, discharged and output after processing by the WWTPs

Tableau 4 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour la DBO<sub>5</sub> pour les STEP des différentes entités en 2007.  
 Table 4 : Assessment of the loads, concentrations and yields of DBO<sub>5</sub> for the WWTPs of the various entities in 2007.

Bassin versant (BV)	Canton / Département	Nombre de STEP contrôlées	STEP contrôlées en % de la capacité totale	Population raccordée contrôlée en % de la population totale	Flux en tonnes par an				Concentrations DBO <sub>5</sub> (mgO <sub>2</sub> /L)		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 dév. en cours de traitement	après trait. yc dév. entrée + en cours de traitement
Léman	Ain	2	97.7%	95.8%	3	190	0	13	59.6	4.3	93.0%	92.4%	92.4%
	Genève	2	100.0%	100.0%	0	137	1	15	126.8	14.4	88.9%	88.0%	88.0%
	Hte-Savoie	7	94.7%	96.8%	0	2'511	0	182	185.7	13.5	92.7%	92.7%	92.7%
	Valais	43	92.3%	89.2%	137	22'073	42	583	320.4	8.6	97.4%	97.2%	96.6%
	Vaud	73	100.0%	100.0%	58	10'948	323	1'031	116.8	11.8	90.6%	87.6%	87.2%
<b>Total BV Léman</b>		<b>127</b>	<b>95.5%</b>	<b>95.2%</b>	<b>198</b>	<b>35'860</b>	<b>368</b>	<b>1'825</b>	<b>198.8</b>	<b>10.5</b>	<b>94.9%</b>	<b>93.9%</b>	<b>93.4%</b>
Rhône aval	Ain	4	91.0%	87.8%	38	701	0	51	111.7	8.2	92.7%	92.7%	88.0%
	Genève	13	100.0%	100.0%	324	18'972	354	539	228.7	6.7	97.2%	95.3%	93.7%
	Hte-Savoie	19	94.7%	91.3%	135	5'648	117	329	179.1	11.2	94.2%	92.1%	89.9%
<b>Total BV Rhône aval</b>		<b>36</b>	<b>99.9%</b>	<b>96.1%</b>	<b>496</b>	<b>25'322</b>	<b>471</b>	<b>919</b>	<b>209.7</b>	<b>7.9</b>	<b>96.4%</b>	<b>94.5%</b>	<b>92.7%</b>
<b>Total territoire CIPEL</b>		<b>163</b>	<b>97.0%</b>	<b>95.6%</b>	<b>695</b>	<b>61'182</b>	<b>839</b>	<b>2'744</b>	<b>203.1</b>	<b>9.5</b>	<b>95.5%</b>	<b>94.1%</b>	<b>93.1%</b>

#### 4. CONCLUSIONS

En 2007, 220 stations d'épuration étaient en service dans le territoire de la CIPEL (Léman + Rhône aval), totalisant une capacité de traitement de 4'130'649 équivalents-habitants (EH) pour 1'653'548 habitants permanents et 785'283 saisonniers raccordés.

Sur les 220 STEP du territoire de la CIPEL, les données ont été transmises pour 169 STEP pour le paramètre phosphore total et 163 pour la DBO<sub>5</sub>, ce qui représente plus de 97 % de la capacité totale de traitement en EH du territoire de la CIPEL. Il se peut qu'un plus grand nombre de STEP ait été cependant contrôlé en 2007. Les analyses en entrée et en sortie pour le paramètre phosphore dissous restent encore très insuffisantes, malgré son utilité conjointe à celle du phosphore total dans l'identification de la cause d'un mauvais fonctionnement des STEP pour l'abattement du phosphore. Les mesures en sortie sont en revanche effectuées pour 113 STEP astreintes à la déphosphatation, ce qui représente un flux de pollution dans le bassin versant du Léman de 21 tonnes de phosphore dissous après traitement.

Pour la **matière organique** exprimée par la DBO<sub>5</sub> et pour le **territoire de la CIPEL**, le rendement moyen d'élimination est stable par rapport à 2006 avec 95.5 % sur les eaux traitées (93.1 % en tenant compte des déversements mesurés en entrée et en cours de traitement) et la concentration moyenne de sortie est de 9.5 mgO<sub>2</sub>/L. Le flux de pollution de la matière organique apporté au milieu naturel est de 2'744 tonnes d'O<sub>2</sub> après traitement et de 1'534 tonnes d'O<sub>2</sub> déversées brutes ou partiellement traitées.

Pour le **phosphore total** et pour le **bassin versant du Léman**, le rendement moyen d'élimination est en très légère augmentation avec 90.4 % sur les eaux traitées (87.7 % en tenant compte des déversements mesurés) et la concentration moyenne de sortie est de 0.5 mgP/L. 86 tonnes de phosphore ont été rejetées après traitement et 24 tonnes brutes ou partiellement traitées, déversées au milieu naturel.

Les **débits spécifiques et les déversements** sont encore trop élevés, et la qualité des réseaux est globalement non satisfaisante à l'échelle du territoire de la CIPEL, même si plus localement de gros progrès ont été effectués. Les efforts devraient encore particulièrement se concentrer sur ces déversements, ce qui permettrait notamment de soulager le Léman de quelques 24 tonnes de rejets directs de phosphore. Le volume, et donc la charge déversée, est aujourd'hui encore sous-estimée du fait d'une surveillance insuffisante des réseaux. Ce sont certainement plusieurs tonnes supplémentaires de phosphore qui arrivent chaque année au Léman.

Il convient aussi de rappeler l'importance de la **lutte à la source** avec en particulier l'utilisation de produits lave-vaisselles sans phosphate que préconise la CIPEL chaque année avec sa campagne de sensibilisation. Les résultats 2008 sont disponibles sur le site [www.cipel.org](http://www.cipel.org). Ces actions conduisent à réduire progressivement la concentration en phosphore dans le Léman qui atteint 25.7 µg/L en 2007 contre 27.7 en 2006 et 29.4 en 2005. Le Léman n'est pas loin de son objectif de 20 µg/L, les performances d'épuration des STEP du bassin du Léman doivent au moins être maintenues à leur niveau actuel, et les efforts concentrés sur les déversements, les actions de lutte à la source et la pollution diffuse (érosion des sols par exemple).

#### BIBLIOGRAPHIE

KLEIN, A. et RAPIN, F. (2007) : Contrôle des stations d'épuration. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 205-223.

QUETIN, P. (2008) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2007, 19-30.



# ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES

## COMPARATIVE INTERLABORATORY ANALYSES

Campagne 2007

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 2007, les laboratoires membres du groupe de travail "Méthodologie" de la CIPEL ont pu participer à 5 essais interlaboratoires concernant des analyses d'éléments nutritifs majeurs (cycles de l'azote et du phosphore, matière organique, ions majeurs), de produits phytosanitaires (pesticides), de métaux et d'hydrocarbures polycycliques aromatiques sur des matrices d'eaux naturelles ou de sédiments.*

*Un nouveau programme de traitement utilisant des statistiques robustes a été utilisé. 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, les produits phytosanitaires ou les métaux. L'essai "Hydrocarbures polycycliques aromatiques" devra être répété.*

### ABSTRACT

*During 2007, the laboratories belonging to the "Methodology" working group of CIPEL took part in 5 interlaboratory comparisons of analyses of the main nutrient elements (nitrogen and phosphorus cycles, organic matter, major ions), pesticides, metals and aromatic polycyclic hydrocarbons carried out on matrices of natural water or of sediments.*

*A new treatment programme using robust statistics was used. Statistical analysis shows that all the tests can be classified as good to very good. The scatter corresponds to a "typical" scatter for these tests (preparation of the samples, analytical techniques used, etc...). There were few suspect or aberrant results. The recovery of the substances added to spiked samples was good for the main elements, pesticides and metals. The "Aromatic polycyclic hydrocarbons" test will have to be done again.*

## 1. INTRODUCTION

Les données présentées correspondent aux essais interlaboratoires dont les résultats ont été discutés en 2007 et vu le changement de programme de traitement, les résultats ont en partie été discutés lors de la première séance de juin 2008 seulement. Une appréciation sommaire figure dans les procès-verbaux du groupe de travail "Méthodologie" de la CIPEL.

Les analyses interlaboratoires organisées dans le cadre du groupe "Méthodologie" ou auxquelles les membres du groupe ont pu participer au cours de l'année 2007 sont données dans le Tableau 1.

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, Zurich)
- des laboratoires cantonaux (Genève, Neuchâtel)
- des laboratoires communaux de distributeurs d'eau et services industriels (Genève, Lausanne, Neuchâtel, La Chaux-de-Fonds, Bâle, Berne)
- des laboratoires fédéraux suisses (universitaires et de recherche : EPFL, EAWAG)
- des laboratoires privés suisses et français.

Tableau 1: Liste des analyses interlaboratoires organisées en 2007.

Table 1 : List of the interlaboratory surveys organized in 2007.

Date	Matrice	Paramètres	Participants	Préparation
04.2007	lac : eau brute + ajouts	éléments majeurs	21	J. ONDRUS, SPE Neuchâtel [a] et A. STRAWCZYNSKI, SESA Vaud
04.2007	lac : eau dopée	pesticides	11	
06.2007	sédiments	hydrocarbures polycycliques aromatiques (HAP)	4	R. BAGNOUD, SPE Valais, Sion [b]
06.2007	lac	métaux	11	S. KHIM HEANG, SCAV Genève [c] et J. LAZZAROTTO, INRA Thonon [d]
10.2007	lac : eau brute + ajouts	éléments majeurs	20	J. LAZZAROTTO, INRA Thonon [d]

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

[b] Service de la protection de l'environnement. Case postale 405, CH - 1951 SION

[c] Service de la consommation et des affaires vétérinaires (SCAV), CP 76, CH - 1211 GENÈVE 4 Plainpalais

[d] INRA-UMR/CARTEL. Avenue de Corzent 75, BP 511, FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex.

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.

## 1. PROGRAMME DE TRAITEMENT

Un nouveau programme de traitement est utilisé depuis 2007. Développé sous Microsoft Access 2002, la principale modification par rapport à l'ancien programme est d'utiliser les statistiques robustes. Les calculs sont effectués selon l'algorithme A de la norme ISO 13528. [1]

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

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

- de consensus (calculées à l'aide de l'algorithme A à partir des résultats des laboratoires),
- fixées (réglementation, norme, matériau de référence),
- estimée (écart-type uniquement) selon le FAPAS (Horwitz). [2]

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. [3]

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

Les figures et tableaux en annexe illustrent les rapports et calculs du programme de traitement.

## 2. MÉTHODE DE TRAITEMENT

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

- l'écart-type selon Horwitz sera calculée selon la méthode de FAPAS (formule varie en fonction de la concentration),
- les valeurs de référence seront déterminées par consensus et ne seront pas fixées, même en cas d'ajouts connus.

## 3. RÉSULTATS : ÉLÉMENTS MAJEURS

Les tableaux 2 et 3 présentent les résultats des essais d'avril et octobre 2007. Les résultats sont comme d'habitude satisfaisants à très satisfaisants. La présentation du nouveau programme et le retard de traitement dû à son implémentation ont fait que les résultats, notamment ceux d'avril, ont été discutés assez rapidement. La méthode d'ajouts s'avère très satisfaisante, la plus grande partie des récupérations se situant entre 90 et 110 % (tableau 4). Les récupérations de 3 ou 4 paramètres en octobre 2007 sont sujettes à caution, il peut s'agir d'erreurs de préparation ou de substances peu adéquates (p. ex. l'utilisation d'apatite plutôt insoluble pour le phosphore total).

Par manque de temps, les essais d'homogénéité et de stabilité n'ont pas pu être réalisés et sont reportés.

#### 4. RÉSULTATS : PHYTOSANITAIRES

Le résumé des résultats de l'essai d'avril 2007 figure au tableau 5. Les résultats sont satisfaisants à très satisfaisants. La dispersion des résultats est celle que l'on peut attendre de ce type d'analyses à ces niveaux de concentration. Pour quelques paramètres, la valeur cible calculée par consensus est significativement supérieure à l'ajout théorique. Cela peut s'expliquer par le fait que l'analyse a été effectuée sur 1 seul échantillon, à savoir un échantillon d'eau du lac Léman (usine de Lutry) dopé. Il n'y a pas eu d'analyse de l'échantillon non dopé, et une teneur de quelques nanogrammes par litre de certaines substances est tout à fait vraisemblable.

#### 5. RÉSULTATS : MÉTAUX

Les résultats de l'essai de juin 2007 sont résumés au tableau 6. Le résultat du dosage du mercure sur l'échantillon brut ne figure pas car tous les laboratoires à l'exception d'un seul ont reporté des valeurs "non détecté" ou "inférieur à". Pour les niveaux de concentrations de cet essai, les résultats ont été jugés très satisfaisants.

#### 6. RÉSULTATS : HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES (HAP)

Malheureusement, seuls 4 laboratoires ont participé à cet essai. Pour cette raison, un traitement statistique n'a pas été effectué. Les résultats "bruts" ainsi qu'une analyse sommaire (moyenne, écart-type) figurent au tableau 7. L'essai a été jugé peu convaincant, aussi bien du point de vue de la participation que des résultats. Il a été décidé par le groupe "Méthodologie" de refaire un essai de ce type en 2008, mais avec un matériau de référence certifié. La participation devrait pouvoir être améliorée par une meilleure diffusion de cet essai en suisse alémanique.

#### 7. CONCLUSIONS

La nouvelle version du programme de traitement et le calcul par des statistiques robustes donne satisfaction. La méthode des ajouts pour les éléments majeurs semble maîtrisée, les essais "métaux" et "pesticides" ont donné entière satisfaction. Par contre l'essai "HAP" devra être répété. 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.

#### ABRÉVIATIONS

Ca :	calcium	mgCa/L	Na :	sodium	mgNa/L
COD :	carbone organique dissous	mgC/L	NH <sub>4</sub> :	ammonium	mgN/L
COND :	conductivité (à 25°C)	µS/cm	NO <sub>2</sub> :	nitrite	mgN/L
COT :	carbone organique total	mgC/L	NO <sub>3</sub> :	nitrate	mgN/L
Cl :	chlorure	mgCl/L	NTK :	azote Kjeldahl	mgN/L
DCO :	demande chimique en oxygène	mgO <sub>2</sub> /L	PO <sub>4</sub> :	orthophosphate	mgP/L
DBO <sub>5</sub> :	demande biochimique en oxygène	mgO <sub>2</sub> /L	Ptot :	phosphore total	mgP/L
DT :	dureté totale	méq/L	SiO <sub>2</sub> :	silice	mgSiO <sub>2</sub> /L
K :	potassium	mgK/L	SO <sub>4</sub> :	sulfate	mgSO <sub>4</sub> /L
MES :	matières en suspension	mg/L	TAC :	titre alcalimétrique	méq/L
KMnO <sub>4</sub> :	oxydabilité	mgKMnO <sub>4</sub> /L	HAP :	Hydrocarbures aromatiques polycycliques	
Mg :	magnésium	mgMg/L			

#### BIBLIOGRAPHIE

- [1] Méthodes statistiques utilisées dans les essais d'aptitude par comparaisons interlaboratoires. Norme internationale ISO 13528, 1ère édition, 2005.
- [2] Food analysis performance assessment scheme. Protocol for the organisation and analysis of data, 6<sup>ème</sup> édition, FAPAS, Central Science Laboratory, 2002.
- [3] Proficiency testing - Food Chemistry. Vitamins in Foods - Round V-5. Livsmedels Verkert, National Food Administration, Sweden (2007)

**ANNEXE 1 : PROGRAMME DE TRAITEMENT / TREATMENT SCHEDULE**

Tableau 1 : Formules.  
Table 1 : Formulae.

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

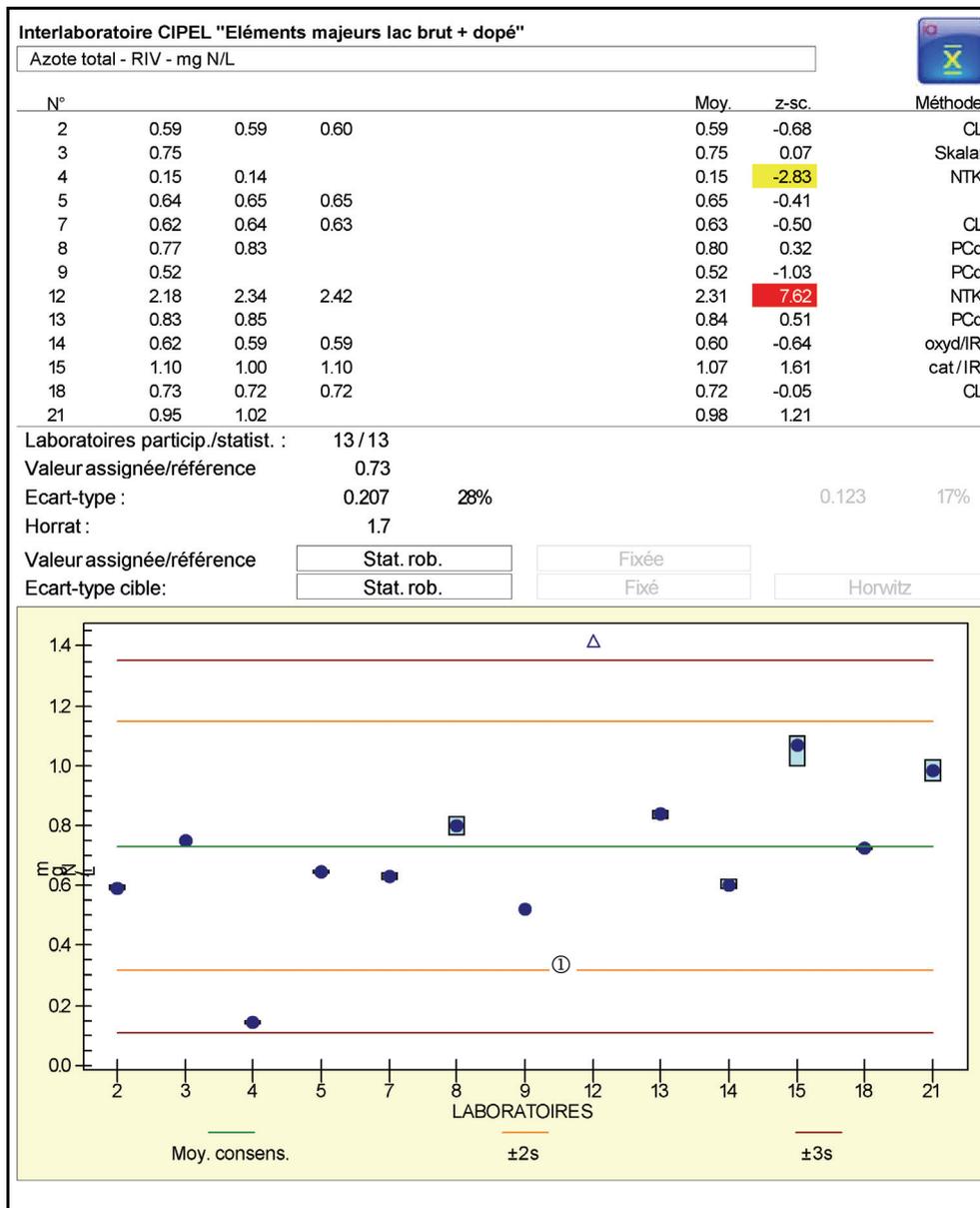


Figure 1 : Vue d'ensemble du rapport statistique pour 1 paramètre.  
Figure 1 : Overview of the statistical report for one parameter.

N°				Moy.	Ec-type	z-sc.	Méthode
2	0.59	0.59	0.60	0.59	0.008	-0.68	CL
3	0.75			0.75		0.07	Skalar
4	0.15	0.14		0.15	0.007	-2.83	NTK
5	0.64	0.65	0.65	0.65	0.006	-0.41	
7	0.62	0.64	0.63	0.63	0.010	-0.50	CL
8	0.77	0.83		0.80	0.042	0.22	NTK
①	0.52	②		0.52	③	-④	⑤
12	2.18	2.34	2.42	2.31	0.122	7.62	NTK
13	0.83	0.85		0.84	0.016	0.51	PCd
14	0.62	0.59	0.59	0.60	0.017	-0.64	oxyd/IR
15	1.10	1.00	1.10	1.07	0.058	1.61	cat/IR
18	0.73	0.72	0.72	0.72	0.006	-0.05	CL
21	0.95	1.02		0.98	0.048	1.21	

① : numéro attribué au laboratoire  
 ② : série de mesures du laboratoire  
 ③ : moyenne et écart-type des mesures du laboratoire  
 ④ : z-score des mesures du laboratoire  
 ⑤ : méthode d'analyse utilisée

Figure 2 : Détail du traitement statistique (données des laboratoires).  
 Figure 2 : Details of the statistical analysis (laboratory data).

Laboratoires particip./statist. : 13/13 ①  
 Valeur assignée/référence : 0.73 ②  
 Ecart-type : 0.207 ③ 28% 0.123 17%  
 Horrat : 1.7 ③  
 Valeur assignée/référence : Stat. rob. ④ Fixée ⑤  
 Ecart-type cible : Stat. rob. ④ Fixé ⑤ Horwitz ⑥

① : nombre de laboratoires ayant fourni un résultat / laboratoires considérés pour le calcul  
 ② : valeur (moyenne) et écart-type de référence (dans ce cas calculés)  
 ③ : valeur de Horrat  
 ④ : statut valeurs de référence (moyenne, écart-type) calculées (noir : utilisées, gris : pas utilisées)  
 ⑤ : statut valeurs de référence (moyenne, écart-type) fixées (noir : utilisées, gris : pas utilisées)  
 ⑥ : statut écart-type estimé selon Horwitz (noir : utilisé, gris : pas utilisé)

Figure 3 : Détail du traitement statistique (statistiques pour 1 paramètre).  
 Figure 3 : Details of the statistical analysis (statistics for 1 parameter).

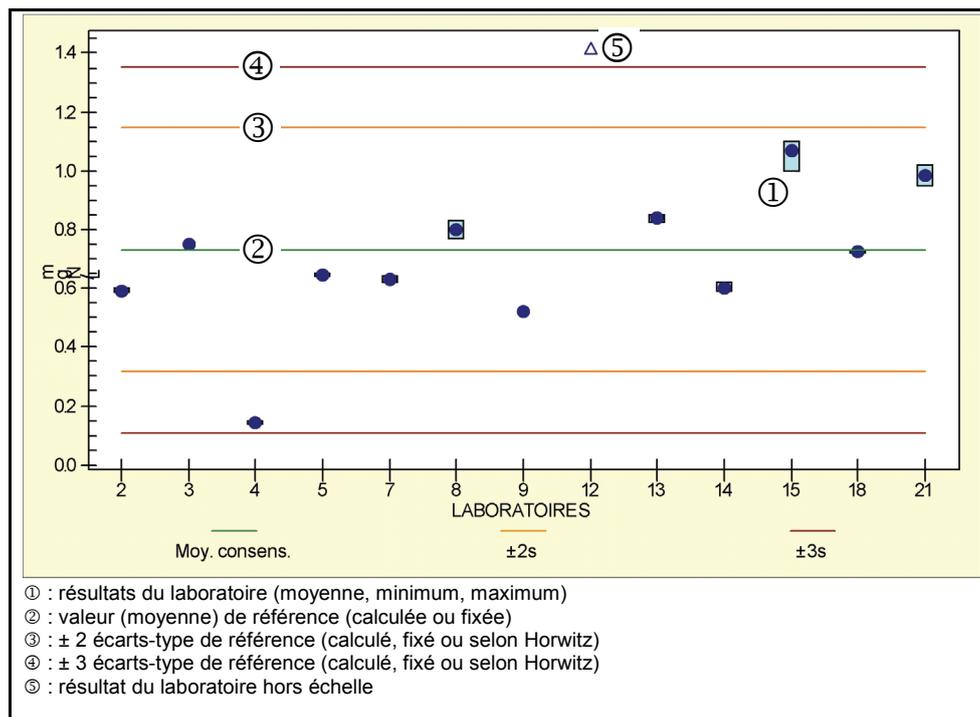


Figure 4 : Représentation graphique (1 paramètre).  
 Figure 4 : Graphical representation (1 parameter).

Interlaboratoire CIPEL "Eléments majeurs lac brut + dopé"			13.04.2007						
Tableau récapitulatif : z-scores par laboratoire									
Laboratoire : 9 ①		laboratoire		Essai					
		Moy.	z-s	Cible	Ecart-type	z-s ≤ 2	2 < z-s ≤ 3	z-s > 3	
Conductivité-RIV	µS/cm25°	308	0.6	306	3.37 (1%)	16 89%	0 0%	2 11%	
Ammonium - RIV	mgN/L	0.004	0.0	0.004	0.00 (76%)	13 87%	0 0%	2 13%	
Ammonium - DOP	mgN/L	0.026	-0.4	0.028	0.01 (22%)	15 79%	2 11%	2 11%	
Ammonium - AJ - 0.023	mgN/L	0.022	-0.4	0.023	0.00 (7%)	9 69%	0 0%	4 31%	
Nitrite - DOP	mgN/L	0.0200	-1.4	0.0246	0.00 (14%)	18 95%	0 0%	1 5%	
Nitrate - RIV	mgN/L	0.526	-0.9	0.563	0.04 (7%)	21 00%	0 0%	0 0%	
Nitrate - DOP	mgN/L	1.330	-1.9	1.442	0.06 (4%)	19 90%	2 10%	0 0%	
Nitrate - AJ - 0.90	mgN/L	0.804	-2.7	0.885	0.03 (3%)	17 81%	2 10%	2 10%	
Azote total - RIV	mgN/L	0.52	-1.0	0.73	0.21 (28%)	11 85%	1 8%	1 8%	
Azote total - DOP	mgN/L	1.40	-1.0	1.69	0.29 (17%)	11 85%	0 0%	2 15%	
Azote total - AJ - 0.99	mgN/L	0.88	-0.8	0.95	0.08 (9%)	11 85%	1 8%	1 8%	
Orthophosphate - RIV	mgP/L	0.013	-1.0	0.015	0.00 (11%)	16 84%	0 0%	3 16%	
Orthophosphate - DOP	mgP/L	0.090	12.6	0.046	0.00 (8%)	16 80%	0 0%	4 20%	
Orthophosphate - AJ - 0.031	mgP/L	0.077	15.8	0.030	0.00 (10%)	13 76%	1 8%	3 18%	
Phosphore total - RIV	mgP/L	0.01	③	0.020	④	14 82%	⑤	3 18%	
Phosphore total - DOP	mgP/L	0.11	-1.0	0.120	0.01 (6%)	16 84%	0 0%	3 16%	
Phosphore total - AJ - 0.105	mgP/L	0.097	-0.6	0.101	0.01 (7%)	14 78%	0 0%	4 22%	
Chlorure - RIV	mg/L	8.84	-0.1	8.88	0.27 (3%)	16 84%	0 0%	3 16%	
Chlorure - DOP	mg/L	31.60	0.2	31.41	0.82 (3%)	16 84%	2 11%	1 5%	
Chlorure - AJ - 22.49	mg/L	22.76	0.2	22.49	1.12 (5%)	17 89%	1 5%	1 5%	
Sulfate - RIV	mg/L	49.10	-0.2	49.36	1.56 (3%)	17 89%	1 5%	1 5%	
Sulfate - DOP	mg/l	58.50	2.5	53.11	2.16 (4%)	16 84%	1 5%	2 11%	
Sulfate - AJ - 3.76	mg/l	9.40	9.8	3.57	0.59 (17%)	14 74%	2 11%	3 16%	
Carbone organique total - RIV	mgC/L	1.06	0.6	0.96	0.16 (17%)	14 93%	0 0%	1 7%	
Carbone organique total - DOP	mgC/L	3.98	-0.2	4.09	0.49 (12%)	14 82%	1 6%	2 12%	
Carbone organique total - AJ - 3.30	mgC/L	2.92	-0.9	3.22	0.35 (11%)	12 80%	0 0%	3 20%	
Carbone organique dissous - RIV	mg/L	0.77	-0.9	0.90	0.14 (16%)	13 87%	0 0%	2 13%	
Carbone organique dissous - DOP	mgC/L	3.95	-0.1	4.05	0.68 (17%)	13 76%	1 6%	3 18%	
Carbone organique dissous - AJ - 3.30	mgC/L	3.18	-0.4	3.24	0.15 (5%)	10 67%	1 7%	4 27%	

Laboratoire : 9	Nombre de z-scores	z-s ≤ 2 : 24
		2 < z-s ≤ 3 : 2 ⑥
		z-s > 3 : 3

① : numéro attribué au laboratoire  
 ② : paramètres de l'essai. Le chiffre après "ajout" ou "AJ" indique l'ajout théorique  
 ③ : moyenne et z-score du laboratoire  
 ④ : moyenne et écart-type de l'essai  
 ⑤ : répartition des z-score de l'essai  
 ⑥ : récapitulatif des z-score du laboratoire

Figure 5 : Rapport résumé par laboratoire.  
 Figure 5 : Summary report by laboratory.

Interlaboratoire CIPEL "Eléments majeurs lac brut + dopé"		13.04.2007					
Tableau récapitulatif : total de z-scores par paramètre							
		Cible	Ecart-type	z-s ≤ 2	2 < z-s ≤ 3	z-s > 3	
Conductivité-RIV	µS/cm 25°	306	3.4 (1%)	16 89%	0 0%	2 11%	
Ammonium - RIV	mgN/L	0.004	0.0030 (76%)	13 87%	0 0%	2 13%	
Ammonium - DOP	mgN/L	0.028	0.0062 (22%)	15 79%	2 11%	2 10%	
Ammonium - AJ - 0.023	mgN/L	0.023	0.0015 (7%)	9 69%	0 0%	4 31%	
Nitrite - RIV	mgN/L	0.0013	0.00146 (114%)	7 78%	0 0%	2 22%	
Nitrite - DOP	mgN/L	0.0246	0.00334 (14%)	18 95%	0 0%	1 5%	
Nitrite - AJ - 0.032	mgN/L	0.0256	0.00548 (21%)	7 78%	0 0%	2 22%	
Nitrate - RIV	mgN/L	0.563	0.0401 (7%)	21 100%	0 0%	0 0%	
Nitrate - DOP	mgN/L	1.442	0.0573 (4%)	19 90%	2 10%	0 0%	
Nitrate - AJ - 0.90	mgN/L	0.885	0.0296 (3%)	17 81%	2 10%	2 9%	
Azote total - RIV	mgN/L	0.73	0.107 (28%)	11 85%	3 8%	1 7%	
Azote total - DOP	mgN/L	1.69	0.188 (17%)	11 85%	3 0%	2 15%	
Azote total - AJ - 0.99	mgN/L	0.95	0.084 (9%)	11 85%	1 8%	1 7%	
Orthophosphate - RIV	mgP/L	0.015	0.0017 (11%)	16 84%	0 0%	3 16%	
Orthophosphate - DOP	mgP/L	0.046	0.0035 (8%)	16 80%	0 0%	4 20%	
Orthophosphate - AJ - 0.031	mgP/L	0.030	0.0030 (10%)	13 76%	1 6%	3 18%	
Phosphore total - RIV	mgP/L	0.020	0.0022 (11%)	14 82%	0 0%	3 18%	
Phosphore total - DOP	mgP/L	0.120	0.0071 (6%)	16 84%	0 0%	3 16%	
Phosphore total - AJ - 0.105	mgP/L	0.101	0.0069 (7%)	14 78%	0 0%	4 22%	
Dureté totale - RIV	még/L	2.78	0.071 (3%)	8 89%	0 0%	1 11%	
Titre alcalimétrique - RIV	még/L	1.79	0.032 (2%)	12 86%	1 7%	1 7%	
Calcium - RIV	mg/L	46.04	1.339 (3%)	16 100%	0 0%	0 0%	
Calcium - DOP	mg/L	53.12	1.405 (3%)	15 94%	1 6%	0 0%	
Calcium - AJ - 7.39	mg/L	7.15	0.506 (7%)	14 88%	2 12%	0 0%	
Magnésium - RIV	mg/L	6.15	0.253 (4%)	14 88%	1 6%	1 6%	
Magnésium - DOP	mg/L	9.36	0.382 (4%)	15 94%	0 0%	1 6%	
Magnésium - AJ - 3.23	mg/L	3.18	0.183 (6%)	16 100%	0 0%	0 0%	
Sodium - RIV	mg/L	6.27	0.334 (5%)	14 88%	1 6%	1 6%	
Potassium - RIV	mg/L	1.51	0.179 (12%)	15 94%	0 0%	1 6%	
Potassium - DOP	mg/L	5.26	0.256 (5%)	15 94%	1 6%	0 0%	
Potassium - AJ - 3.87	mg/L	3.76	0.270 (7%)	15 94%	1 6%	0 0%	
Chlorure - RIV	mg/L	8.88	0.272 (3%)	16 84%	0 0%	3 16%	
Chlorure - DOP	mg/L	31.41	0.818 (3%)	16 84%	2 11%	1 5%	
Chlorure - AJ - 22.49	mg/L	22.49	1.120 (5%)	17 89%	1 5%	1 6%	
Sulfate - RIV	mg/L	49.36	1.562 (3%)	17 89%	1 5%	1 6%	
Sulfate - DOP	mg/l	53.11	2.156 (4%)	16 84%	1 5%	2 11%	
Sulfate - AJ - 3.76	mg/l	3.57	0.595 (17%)	14 74%	2 11%	3 15%	
Silice - RIV	mgSiO2/L	1.70	0.086 (5%)	12 86%	1 7%	1 7%	
Silice - DOP	mgSiO2/L	2.28	0.089 (4%)	11 79%	0 0%	3 21%	
Silice - AJ - 0.60	mgSiO2/L	0.57	0.063 (11%)	12 86%	0 0%	2 14%	
Oxydabilité - RIV	mg/L	2.17	0.477 (22%)	6 75%	0 0%	2 25%	
Carbone organique total - RIV	mgC/L	0.96	0.163 (17%)	14 93%	0 0%	1 7%	
Carbone organique total - DOP	mgC/L	4.09	0.494 (12%)	14 82%	1 6%	2 12%	
Carbone organique total - AJ - 3.30	mgC/L	3.22	0.352 (11%)	12 80%	0 0%	3 20%	
Carbone organique dissous - RIV	mg/L	0.90	0.139 (16%)	13 87%	0 0%	2 13%	
Carbone organique dissous - DOP	mgC/L	4.05	0.680 (17%)	13 76%	1 6%	3 18%	
Carbone organique dissous - AJ - 3.30	mgC/L	3.24	0.154 (5%)	10 67%	1 7%	4 26%	
				646 86%	28 4%	81 10%	

① : paramètres de l'essai. Le chiffre après "ajout" ou "AJ" indique l'ajout théorique  
 ② : moyenne et écart-type de l'essai  
 ③ : répartition (par paramètre) des z-score de l'essai  
 ④ : répartition (globale) des z-score de l'essai

Figure 6 : Rapport résumé de l'essai.

Figure 6 : Summary report by test.

## ANNEXE 2 - RÉSULTATS / RESULTS

Tableau 2 : Résultats eau de lac "éléments majeurs", avril 2007.

Table 2 : Main elements found in the lake water sample, April 2007

Interlaboratoire CIPEL "Éléments majeurs lac brut + dopé"				13.04.2007			
Tableau récapitulatif : total de z-scores par paramètre							
		Cible	Ecart-type	z-s ≤ 2	2 < z-s ≤ 3	z-s > 3	
Conductivité -RIV	µS/cm 25°	306	3.4 (1%)	16 89%	0 0%	2 11%	
Ammonium - RIV	mg N/L	0.004	0.0030 (76%)	13 87%	0 0%	2 13%	
Ammonium - DOP	mg N/L	0.028	0.0062 (22%)	15 79%	2 11%	2 10%	
Ammonium - AJ - 0.023	mg N/L	0.023	0.0015 (7%)	9 69%	0 0%	4 31%	
Nitrite - RIV	mg N/L	0.0013	0.00146 (114%)	7 78%	0 0%	2 22%	
Nitrite - DOP	mg N/L	0.0246	0.00334 (14%)	18 95%	0 0%	1 5%	
Nitrite - AJ - 0.032	mg N/L	0.0256	0.00548 (21%)	7 78%	0 0%	2 22%	
Nitrate - RIV	mg N/L	0.563	0.0401 (7%)	21 100%	0 0%	0 0%	
Nitrate - DOP	mg N/L	1.442	0.0573 (4%)	19 90%	2 10%	0 0%	
Nitrate - AJ - 0.90	mg N/L	0.885	0.0296 (3%)	17 81%	2 10%	2 9%	
Azote total - RIV	mg N/L	0.73	0.207 (28%)	11 85%	1 8%	1 7%	
Azote total - DOP	mg N/L	1.69	0.288 (17%)	11 85%	0 0%	2 15%	
Azote total - AJ - 0.99	mg N/L	0.95	0.084 (9%)	11 85%	1 8%	1 7%	
Orthophosphate - RIV	mg P/L	0.015	0.0017 (11%)	16 84%	0 0%	3 16%	
Orthophosphate - DOP	mg P/L	0.046	0.0035 (8%)	16 80%	0 0%	4 20%	
Orthophosphate - AJ - 0.031	mg P/L	0.030	0.0030 (10%)	13 76%	1 6%	3 18%	
Phosphore total - RIV	mg P/L	0.020	0.0022 (11%)	14 82%	0 0%	3 18%	
Phosphore total - DOP	mg P/L	0.120	0.0071 (6%)	16 84%	0 0%	3 16%	
Phosphore total - AJ - 0.105	mg P/L	0.101	0.0069 (7%)	14 78%	0 0%	4 22%	
Dureté totale - RIV	még/L	2.78	0.071 (3%)	8 89%	0 0%	1 11%	
Titre alcalimétrique - RIV	még/L	1.79	0.032 (2%)	12 86%	1 7%	1 7%	
Calcium - RIV	mg/L	46.04	1.339 (3%)	16 100%	0 0%	0 0%	
Calcium - DOP	mg/L	53.12	1.405 (3%)	15 94%	1 6%	0 0%	
Calcium - AJ - 7.39	mg/L	7.15	0.506 (7%)	14 88%	2 12%	0 0%	
Magnésium - RIV	mg/L	6.15	0.253 (4%)	14 88%	1 6%	1 6%	
Magnésium - DOP	mg/L	9.36	0.382 (4%)	15 94%	0 0%	1 6%	
Magnésium - AJ - 3.23	mg/L	3.18	0.183 (6%)	16 100%	0 0%	0 0%	
Sodium - RIV	mg/L	6.27	0.334 (5%)	14 88%	1 6%	1 6%	
Potassium - RIV	mg/L	1.51	0.179 (12%)	15 94%	0 0%	1 6%	
Potassium - DOP	mg/L	5.26	0.256 (5%)	15 94%	1 6%	0 0%	
Potassium - AJ - 3.87	mg/L	3.76	0.270 (7%)	15 94%	1 6%	0 0%	
Chlorure - RIV	mg/L	8.88	0.272 (3%)	16 84%	0 0%	3 16%	
Chlorure - DOP	mg/L	31.41	0.818 (3%)	16 84%	2 11%	1 5%	
Chlorure - AJ - 22.49	mg/L	22.49	1.120 (5%)	17 89%	1 5%	1 6%	
Sulfate - RIV	mg/L	49.36	1.562 (3%)	17 89%	1 5%	1 6%	
Sulfate - DOP	mg/l	53.11	2.156 (4%)	16 84%	1 5%	2 11%	
Sulfate - AJ - 3.76	mg/l	3.57	0.595 (17%)	14 74%	2 11%	3 15%	
Silice - RIV	mg SiO2/L	1.70	0.086 (5%)	12 86%	1 7%	1 7%	
Silice - DOP	mg SiO2/L	2.28	0.089 (4%)	11 79%	0 0%	3 21%	
Silice - AJ - 0.60	mg SiO2/L	0.57	0.063 (11%)	12 86%	0 0%	2 14%	
Oxydabilité - RIV	mg/L	2.17	0.477 (22%)	6 75%	0 0%	2 25%	
Carbone organique total - RIV	mg C/L	0.96	0.163 (17%)	14 93%	0 0%	1 7%	
Carbone organique total - DOP	mg C/L	4.09	0.494 (12%)	14 82%	1 6%	2 12%	
Carbone organique total - AJ - 3.30	mg C/L	3.22	0.352 (11%)	12 80%	0 0%	3 20%	
Carbone organique dissous - RIV	mg/L	0.90	0.139 (16%)	13 87%	0 0%	2 13%	
Carbone organique dissous - DOP	mg C/L	4.05	0.680 (17%)	13 76%	1 6%	3 18%	
Carbone organique dissous - AJ - 3.30	mg C/L	3.24	0.154 (5%)	10 67%	1 7%	4 26%	
				646 86%	28 4%	81 10%	

Tableau 2 : Résultats eau de lac "éléments majeurs", octobre 2007.

Table 2 : Main elements found in the lake water sample, October 2007

CIPEL majeurs octobre 2007				30.10.2007			
Tableau récapitulatif : total de z-scores par paramètre							
		Cible	Ecart-type	z-s ≤ 2	2 < z-s ≤ 3	z-s > 3	
Carbone org. dissous, brut	mg C/l	1.48	0.279 (19%)	12 92%	0 0%	1	8%
Carbone org. dissous, dopé	mg C/l	3.54	0.427 (12%)	10 77%	0 0%	3	23%
Carbone org. dissous, ajout [2.45 mg/l]	mg C/l	2.20	0.217 (10%)	9 69%	0 0%	4	31%
Carbone org. total, brut	mg C/l	1.37	0.189 (14%)	12 86%	2 14%	0	0%
Ammonium, brut	mg N/L	0.008	0.0089 (109%)	12 86%	1 7%	1	7%
Ammonium, dopé	mg N/L	0.096	0.0157 (16%)	13 76%	0 0%	4	24%
Ammonium, ajout [0.101 mg/l]	mg N/L	0.090	0.0127 (14%)	9 75%	0 0%	3	25%
Nitrite, brut	mg N/L	0.0125	0.00126 (10%)	13 76%	0 0%	4	24%
Nitrite, dopé	mg N/L	0.0919	0.01044 (11%)	14 82%	0 0%	3	18%
Nitrite, ajout [0.078 mg/l]	mg N/L	0.0786	0.00885 (11%)	13 81%	2 12%	1	7%
Nitrate, brut	mg N/L	2.78	0.082 (3%)	15 83%	1 6%	2	11%
Nitrate, dopé	mg N/L	3.51	0.128 (4%)	15 83%	2 11%	1	6%
Nitrate, ajout [0.72mg/l]	mg N/L	0.74	0.056 (8%)	16 89%	2 11%	0	0%
Azote total, brut	mg N/L	3.08	0.318 (10%)	8 100%	0 0%	0	0%
Azote total, dopé	mg N/L	3.96	0.383 (10%)	7 88%	1 12%	0	0%
Azote total, ajout [0.90 mg/l]	mg N/L	0.84	0.100 (12%)	6 75%	1 12%	1	13%
Phosphate, brut	mg P/l	0.021	0.0018 (9%)	10 67%	1 7%	4	26%
Phosphate, dopé	mg P/l	0.046	0.0077 (17%)	14 82%	1 6%	2	12%
Phosphate, ajout [0.039 mg/l]	mg P/l	0.028	0.0029 (10%)	10 71%	1 7%	3	22%
Phosphore total, brut	mg P/l	0.028	0.0059 (21%)	12 92%	0 0%	1	8%
Phosphore total, dopé	mg P/l	0.092	0.0275 (30%)	13 93%	0 0%	1	7%
Phosphore total, ajout [0.129 mg/l]	mg P/l	0.059	0.0266 (45%)	12 92%	0 0%	1	8%
Silice, brut	mg SiO2/l	8.18	0.492 (6%)	13 87%	0 0%	2	13%
Silice, dopé	mg SiO2/l	9.01	0.649 (7%)	13 87%	0 0%	2	13%
Silice, ajout [2.51 mg/l]	mg SiO2/l	0.75	0.141 (19%)	13 87%	1 7%	1	6%
Sodium, brut	mg/l	8.73	0.362 (4%)	15 88%	1 6%	1	6%
Sodium, dopé	mg/l	11.92	0.456 (4%)	15 88%	2 12%	0	0%
Sodium, ajout [3.93 mg/l]	mg/l	3.14	0.169 (5%)	16 94%	0 0%	1	6%
Potassium, brut	mg/l	2.05	0.155 (8%)	17 100%	0 0%	0	0%
Potassium, dopé	mg/l	7.79	0.248 (3%)	15 88%	2 12%	0	0%
Potassium, ajout [5.78 mg/l]	mg/l	5.73	0.206 (4%)	14 82%	3 18%	0	0%
Calcium, brut	mg/l	105.21	4.415 (4%)	16 84%	1 5%	2	11%
Calcium, dopé	mg/l	107.92	4.864 (5%)	16 84%	1 5%	2	11%
Calcium, ajout [3.24 mg/l]	mg/l	2.93	1.618 (55%)	18 95%	1 5%	0	0%
Magnésium, brut	mg/l	18.35	0.221 (1%)	14 74%	2 11%	3	15%
Magnésium, dopé	mg/l	19.26	0.279 (1%)	13 68%	5 26%	1	6%
Magnésium, ajout [1.98 mg/l]	mg/l	0.91	0.104 (11%)	15 79%	2 11%	2	10%
Chlorure, brut	mg/l	16.06	0.391 (2%)	15 83%	1 6%	2	11%
Chlorure, dopé	mg/l	25.58	0.991 (4%)	16 89%	1 6%	1	5%
Chlorure, ajout [13.89 mg/l]	mg/l	9.47	0.580 (6%)	14 78%	3 17%	1	5%
Sulfate, brut	mg/l	86.49	1.752 (2%)	13 81%	1 6%	2	13%
Sulfate, dopé	mg/l	90.10	2.762 (3%)	13 81%	3 19%	0	0%
Sulfate, ajout [3.94 mg/l]	mg/l	3.93	0.693 (18%)	11 73%	3 20%	1	7%
Mat. en susp., brut	mg/l	2	1.6 (86%)	3 60%	1 20%	1	20%
Alcalinité, brut	még/l	4.86	0.028 (1%)	9 75%	0 0%	3	25%
Conductivité 25°, brut	µS/cm	656	6.9 (1%)	13 81%	1 6%	2	13%
Oxydabilité, brut	mg/l	4.28	1.217 (28%)	7 78%	1 11%	1	11%
				592 83%	51 7%	71 10%	

Tableau 4 : Récupération des ajouts (éléments majeurs).

Table 4 : Recovery of added substances (major elements)

Paramètre	Unités	Date	Ajout théorique	Consensus		Récupération
				Moyenne	écart-type	
Carbone organique dissous	mg C/L	04.2007	3.30	3.24	0.15	98 %
		10.2007	2.45	2.20	0.22	90 %
Carbone organique total		04.2007	3.30	3.22	0.35	98 %
Ammonium	mg N/L	04.2007	0.023	0.023	0.002	98 %
		10.2007	0.101	0.090	0.013	89 %
Nitrite	mg N/L	04.2007	0.032	0.026	0.005	80 %
		10.2007	0.078	0.079	0.009	101 %
Nitrate	mg N/L	04.2007	0.90	0.88	0.03	98 %
		10.2007	0.72	0.74	0.06	103 %
Azote total	mg N/L	04.2007	0.99	0.95	0.08	96 %
		10.2007	0.90	0.84	0.10	93 %
Orthophosphate	mg P/L	04.2007	0.031	0.030	0.003	96 %
		10.2007	0.039	0.028	0.003	73 %
Phosphore total	mg P/L	04.2007	0.105	0.101	0.007	96 %
		10.2007	0.129	0.059	0.027	46 %
Silice	mg SiO <sub>2</sub> /L	04.2007	0.60	0.57	0.06	96 %
		10.2007	2.51	0.75	0.14	30 %
Chlorure	mg/L	04.2007	22.49	22.49	1.12	100 %
		10.2007	89	9.47	0.58	68 %
Sulfate	mg/L	04.2007	3.76	3.57	0.59	95 %
		10.2007	3.94	3.93	0.69	100 %
Sodium	mg/L	10.2007	3.93	3.14	0.17	80 %
Potassium	mg/L	04.2007	3.87	3.76	0.27	97 %
		10.2007	5.78	5.73	0.21	99 %
Calcium	mg/L	04.2007	7.39	7.15	0.51	97 %
		10.2007	3.24	2.93	1.62	90 %
Magnésium	mg/L	04.2007	3.23	3.18	0.18	98 %
		10.2007	1.98	0.91	0.10	46 %

Tableau 5 : Résultats "Pesticides", avril 2007.

Table 5 : "Pesticides" results, April 2007.

CIPEL "Pesticides"				13.04.2007			
Tableau récapitulatif : total de z-scores par paramètre							
		Cible	Ecart-type	z-s ≤ 2	2 < z-s ≤ 3	z-s > 3	
Atrazine - ajout 60 ng/l	ng/L	76	12.1 (16%)	11 100%	0 0%	0	0%
Atrazine-déséthyl ajout 40 ng/l	ng/L	50	9.0 (18%)	7 64%	3 27%	1	9%
Atrazine-désisopropyl - ajout 50 ng/l	ng/L	57	11.3 (20%)	8 89%	0 0%	1	11%
Caféine - ajout 60 ng/l	ng/L	102	43.1 (42%)	5 100%	0 0%	0	0%
Metamitron - ajout 40 ng/l	ng/L	52	17.7 (34%)	8 100%	0 0%	0	0%
Simazine - ajout 25 ng/l	ng/L	34	4.8 (14%)	9 90%	1 10%	0	0%
Terbutylazine - ajout 30 ng/l	ng/L	35	6.5 (19%)	11 100%	0 0%	0	0%
Terbutylazine-déséthyl -ajout 49 ng/l	ng/L	48	10.4 (22%)	8 89%	1 11%	0	0%
Propazine - ajout 20 ng/l	ng/l	20	1.5 (7%)	8 80%	1 10%	1	10%
Metalaxyl - ajout 40 ng/l	ng/L	84	8.6 (10%)	8 89%	0 0%	1	11%
Azoxystrobin - ajout 140 ng/l	ng/L	96	17.1 (18%)	4 80%	0 0%	1	20%
Cyprodinil - ajout 125 ng/l	ng/L	149	51.3 (34%)	4 80%	1 20%	0	0%
Dichlobenil - ajout 150 ng/l	ng/L	103	28.9 (28%)	4 80%	1 20%	0	0%
Flusilazole - ajout 100 ng/l	ng/L	95	19.1 (20%)	3 60%	0 0%	2	40%
Kresoxim-methyl - ajout 80 ng/l	ng/L	62	15.7 (25%)	4 100%	0 0%	0	0%
Phosalone - ajout 100 ng/l	ng/L	88	46.7 (53%)	5 100%	0 0%	0	0%
Tebuconazole - ajout 120 ng/l	ng/L	123	20.3 (16%)	4 80%	1 20%	0	0%
				111	87%	9	7%
						7	6%

Tableau 6 : Résultats "Métaux", juin 2007.

Table 6 : "Metals" results, June 2007.

CIPEL - juin 2007 / métaux dans lac				20.06.2007					
Tableau récapitulatif : total de z-scores par paramètre									
		Cible	Ecart-type	z-s ≤ 2	2 < z-s ≤ 3	z-s > 3			
Dop D1 - Hg	µg/l	1.27	0.361 (28%)	9 100%	0 0%	0	0%		
Dop D2 - Hg	µg/l	5.13	0.591 (12%)	9 100%	0 0%	0	0%		
ajout 1 - Hg - 2	µg/l	1.26	0.375 (30%)	9 100%	0 0%	0	0%		
ajout 2 - Hg - 6	µg/l	5.13	0.591 (12%)	9 100%	0 0%	0	0%		
Ech. brut - Fe	µg/l	2.53	0.368 (15%)	4 80%	0 0%	1	20%		
Dop D1 - Fe	µg/l	5.73	1.384 (24%)	4 80%	0 0%	1	20%		
Dop D2 - Fe	µg/l	8.78	1.987 (23%)	4 80%	0 0%	1	20%		
ajout 1 - Fe - 2	µg/l	2.40	0.065 (3%)	3 60%	0 0%	2	40%		
ajout 2 - Fe - 6	µg/l	5.58	0.549 (10%)	5 100%	0 0%	0	0%		
Ech. brut - Mn	µg/l	4.45	0.596 (13%)	6 100%	0 0%	0	0%		
Dop D1 - Mn	µg/l	5.48	0.652 (12%)	6 100%	0 0%	0	0%		
Dop D2 - Mn	µg/l	8.16	0.835 (10%)	6 100%	0 0%	0	0%		
ajout 1 - Mn - 2	µg/l	1.05	0.114 (11%)	6 100%	0 0%	0	0%		
ajout 2 - Mn - 6	µg/l	3.76	0.264 (7%)	6 100%	0 0%	0	0%		
Ech. brut - Cd	µg/l	0.12	0.029 (25%)	2 100%	0 0%	0	0%		
Dop D1 - Cd	µg/l	0.07	0.019 (29%)	4 80%	0 0%	1	20%		
Dop D2 - Cd	µg/l	0.16	0.024 (15%)	5 100%	0 0%	0	0%		
ajout 1 - Cd - 0.05	µg/l	0.04	0.017 (39%)	4 80%	1 20%	0	0%		
ajout 2 - Cd - 0.15	µg/l	0.16	0.017 (11%)	3 75%	0 0%	1	25%		
Ech. brut - Cr	µg/l	0.26	0.086 (34%)	4 80%	1 20%	0	0%		
Dop D1 - Cr	µg/l	0.91	0.026 (3%)	3 60%	0 0%	2	40%		
Dop D2 - Cr	µg/l	1.96	0.722 (37%)	6 100%	0 0%	0	0%		
ajout 1 - Cr - 0.5	µg/l	0.60	0.008 (1%)	3 60%	0 0%	2	40%		
ajout 2 - Cr - 1.5	µg/l	1.65	0.476 (29%)	6 100%	0 0%	0	0%		
Ech. brut - Cu	µg/l	1.89	0.457 (24%)	6 86%	1 14%	0	0%		
Dop D1 - Cu	µg/l	6.21	0.441 (7%)	7 100%	0 0%	0	0%		
Dop D2 - Cu	µg/l	15.10	1.818 (12%)	7 88%	1 12%	0	0%		
ajout 1 - Cu - 5	µg/l	4.35	0.583 (13%)	6 86%	1 14%	0	0%		
ajout 2 - Cu - 15	µg/l	13.31	1.766 (13%)	7 88%	1 12%	0	0%		
Ech. brut - Zn	µg/l	3.47	1.931 (56%)	6 100%	0 0%	0	0%		
Dop D1 - Zn	µg/l	185.85	23.357 (13%)	6 86%	0 0%	1	14%		
Dop D2 - Zn	µg/l	565.34	55.153 (10%)	6 86%	0 0%	1	14%		
ajout 1 - Zn - 200	µg/l	181.78	26.571 (15%)	6 86%	0 0%	1	14%		
ajout 2 - Zn - 600	µg/l	562.58	55.563 (10%)	6 86%	0 0%	1	14%		
Ech. brut - Al	µg/l	3.70	0.297 (8%)	3 75%	1 25%	0	0%		
Dop D1 - Al	µg/l	20.30	2.885 (14%)	6 86%	0 0%	1	14%		
Dop D2 - Al	µg/l	45.96	3.903 (8%)	6 86%	0 0%	1	14%		
ajout 1 - Al - 15	µg/l	18.38	1.787 (10%)	5 71%	1 14%	1	15%		
ajout 2 - Al - 45	µg/l	43.37	5.373 (12%)	6 86%	0 0%	1	14%		
				215	89%	8	3%	19	8%

Tableau 7 : Résultats "Hydrocarbures aromatiques polycycliques", juin 2007.

Table 7 : Results for "Polycyclic aromatic hydrocarbons", June 2007.

Description	Labo A		Labo B		Labo C		Labo D		Essai	
	$\bar{X}$	s	$\bar{X}$	s	$\bar{X}$	s	$\bar{X}$	s	$\bar{X}$	s
benzo(a)anthracène	38.1	2.6	126.7	1.5	152.0	9.0	86.0		100.7	43.2
acenaphthylène	37.1	17.4	3.0	0.3	< 20		<		20.0	17.0
acenaphthène	< 15		3.2	0.4	< 20		<		<	
fluorène	14.8	4.0	12.3	0.6	< 20		16.0		14.4	1.5
phenanthrène	79.7	12.5	109.3	2.7	151.5	1.5	48.0		97.1	38.2
anthracène	20.2	3.3	20.8	0.6	< 20		41.0		27.3	9.7
naphthalène	35.1	19.6	47.2	2.1	59.0	1.0	20.0		40.3	14.5
pyrène	102.8	5.5	209.2	14.5	239.0	10.0	88.0		159.7	65.4
benzo(g,h,i)perylène	46.6	4.5	121.4	9.4	145.5	4.5	55.0		92.1	42.3
chrysène	39.4	3.1	123.7	2.4	144.0	14.0	73.0		95.0	41.2
benzo(b)fluoranthène	111.5	13.9	131.6	1.2	252.5	19.5	122.0		154.4	57.1
benzo(k)fluoranthène	30.9	2.4	50.5	1.8	91.0	3.0	69.0		60.4	22.2
benzo(a)pyrène	66.3	6.5	87.4	2.3	191.0	9.0	98.0		110.7	47.8
indeno(1,2,3-cd)pyrène	< 15		118.4	16.8	143.5	12.5	65.0		109.0	32.7
dibenzo(a,h)anthracène	54.1	6.6	24.2	2.5	54.0	0.0	31.0		40.8	13.4
fluoranthène	< 15		265.9	18.7	340.5	1.5	227.0		277.8	47.1

Tous les résultats en µg/kg,  $\bar{X}$  = moyenne ; s = écart-type



## 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 478 CH - 1951 SION cedric.arnold@admin.vs.ch
BERNARD Marc	Biologiste Service de la protection de l'environnement CP 478 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

MOREAU Laura  
Biologiste  
Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL  
Avenue de Corzent 75 - BP 511  
FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex  
laura.moreau@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 Stéphan  
Chimiste  
Service industriels de Genève  
2, ch. du Château-Bloch / Le Lignon - Case postale 2777  
CH - 1211 GENÈVE 2  
stephan.ramseier@si-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