

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 2001-2005
CAMPAGNE 2004

*Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.,
Campagne 2004, 2005*

Editeur :

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

23, av. de Chailly
Case postale 80
CH - 1000 LAUSANNE 12

Tél. : CH - 021 / 653 14 14
F - 00 41 21 / 653 14 14

Fax : CH - 021 / 653 14 41
F - 00 41 21 / 653 14 41

E-mail : cipel@cipel.org

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

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

SOMMAIRE

FICHE SIGNALÉTIQUE DU LÉMAN ET DE SON BASSIN VERSANT	7
CONCLUSIONS GÉNÉRALES - Campagne 2004	11

RAPPORTS SUR LES ÉTUDES ET RECHERCHES ENTREPRISES DANS LE BASSIN LÉMANIQUE

1. MÉTÉOROLOGIE	19
1. Introduction	19
2. Température de l'air	20
3. Pluviométrie	22
4. Insolation	24
5. Rayonnement	26
6. Vent	28
7. Conclusions	29
2. ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN	31
1. Méthodes	32
2. Régime thermique et influence sur la stratification ou le mélange des eaux	32
3. Evolution saisonnière dans les couches superficielles	37
3.1 Brassage hivernal et reprise de l'activité photosynthétique au printemps	37
3.2 Reste de l'année	41
4. Evolution saisonnière dans les couches profondes	43
5. Evolution interannuelle des principaux paramètres	46
5.1 Oxygène dissous	46
5.2 Phosphore dissous et phosphore total	47
5.3 Transparence	49
5.4 Azote nitrique et azote total	49
5.5 Chlorure	50
6. Conclusions	50
- Bibliographie	51
- Annexes	52
3. MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES EAUX, LES MOULES ET LES POISSONS DU LÉMAN	55
1. Introduction	56
2. Echantillonnage	56
3. Méthodologie	57
3.1 Eaux	57
3.2 Poissons	57
3.3 Moules zébrées	57
3.4 Analyses chimiques	58
3.5 Contrôles	58
4. Résultats	59
4.1 Eaux	59
4.2 Poissons	62
4.3 Moules	69
5. Conclusions	73
- Bibliographie	73
- Annexes	75
4. ÉVOLUTION DU PHYTOPLANCTON DU LÉMAN	79
1. Introduction	79
2. Méthodes	80
3. Résultats	80
3.1 Variations saisonnières et évolution interannuelle de la biomasse	80
3.2 Richesse taxonomique	82
3.3 Répartition par classes d'algues et par classes de taille	83
3.4 Contribution des principales espèces au sein de la biomasse totale	85
3.5 Développement des principales espèces au cours de l'année	85
4. Conclusions	87
- Bibliographie	87
- Annexes	88

5. PRODUCTION ET BIOMASSE PHYTOPLANCTONNIQUES DANS LE LÉMAN	91
1. Introduction	91
2. Méthodes	92
3. Résultats	92
3.1 Répartitions verticales	92
3.2 Variations saisonnières 2004 et comparaison avec 2003	92
3.3 Comparaison interannuelle des biomasses, production primaire et productivités	93
4. Conclusions	93
– Bibliographie	93
6. ÉVOLUTION DU ZOOPLANCTON DU LÉMAN	101
1. Introduction	101
2. Méthodologie	101
3. Structure et dynamique du zooplancton crustacéen en 2004	102
3.1 Structure	102
3.2 Dynamique saisonnière	103
4. Evolution à long terme du zooplancton crustacéen : 2004 par rapport aux années précédentes	105
4.1 En terme d'abondance	105
4.2 En terme de dynamique saisonnière	106
4.3 Biovolumes sédimentés	107
5. Autres groupes planctoniques	108
6. Conclusions	109
– Bibliographie	109
7. RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE	111
1. Introduction	111
2. Méthodologie	112
3. Résultats	112
3.1 Taille des poissons examinés	112
3.2 Evolution mensuelle du taux de vacuité	112
3.3 Composition du régime alimentaire	112
4. Conclusions	116
– Bibliographie	116
8. QUALITÉ BIOLOGIQUE DES COURS D'EAU DU BASSIN VERSANT LÉMANIQUE	117
1. Introduction	118
2. Matériel et méthodes	118
2.1 Le bassin versant lémanique	118
2.2 Approche commune	118
2.3 Méthodes de suivi dans les différentes régions	119
3. Résultats et discussion	123
3.1 Qualité biologique des cours d'eau du bassin versant du Léman	123
3.2 Qualité biologique en fonction de l'altitude	125
3.3 Exemples de perturbation de la qualité biologique des cours d'eau et mesures pour y remédier	126
4. Conclusions	128
– Bibliographie	128
9. BILAN DES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE	131
1. Généralités et méthodes	132
2. Débits des affluents et de l'émissaire	135
3. Apports annuels des affluents	136
3.1 Phosphore	136
3.2 Azote minéral total	140
3.3 Chlorure	143
4. Etude de la qualité chimique des eaux des principales rivières du bassin versant du Léman	146
4.1 Rhône amont	146
4.2 Dranse	146
4.3 Venoge	147
4.4 Aubonne	147
4.5 Versoix	148

5.	Flux du Rhône aval et apports de son bassin versant de Genève à Chancy	148
5.1	Phosphore	148
5.2	Azote total ou minéral total	150
5.3	Chlorure	151
6.	Étude de la qualité chimique des eaux des principales rivières du bassin versant du Rhône de Genève à Chancy	152
6.1	Rhône aval	152
6.2	Arve	152
6.3	Allondon	153
7.	Conclusions	154
-	Bibliographie	154
-	Tableaux récapitulatifs	155
10.	EFFETS DES ÉVOLUTIONS DU MODE D'OCCUPATION DES SOLS ET D'OPÉRATIONS DE MAÎTRISE DE LA POLLUTION, SUR LE BILAN DE PHOSPHORE DU BASSIN VERSANT DU FORON	157
1.	Introduction	157
2.	Etat des connaissances	158
3.	Le bassin versant du Foron	159
3.1	Le site d'étude	159
3.2	Caractérisations hydroclimatiques des périodes d'études	160
3.3	Caractérisations de l'assainissement des eaux usées	161
4.	Résultats	161
4.1	Exportations à l'exutoire : comparaisons interannuelles	161
4.2	Evaluation des entrées dans le réseau hydrographique	162
4.3	Evolution du bilan entrée - sortie	165
5.	Effets de la modernisation de l'assainissement sur le bilan de P à l'exutoire et le régime d'exportation	165
5.1	Effet sur le bilan	165
5.2	Effet sur les relations flux et concentrations débits des rejets de la STEP	166
6.	Simulation, prospectives	167
7.	Conclusions	168
-	Bibliographie	169
RAPPORTS TECHNIQUES		
11.	CONTRÔLE DES STATIONS D'ÉPURATION (STEP)	173
1.	Introduction	174
2.	Nombre de STEP, capacité et populations raccordées	174
3.	Contrôles	175
4.	Bilan des flux et rendements d'épuration	176
4.1	Débits	176
4.2	Demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	179
4.3	Phosphore total et phosphore dissous (P-PO ₄)	179
5.	Conclusions	186
-	Bibliographie	186
12.	ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES	187
1.	Introduction	187
2.	Éléments majeurs dans des eaux de type lac et rivière	188
3.	Echantillons synthétiques "basses valeurs"	188
4.	Phytosanitaires et micropolluants	189
5.	Echantillon synthétique type "STEP"	189
6.	Hydrocarbures totaux	189
7.	Conclusions générales	189
-	Abréviations	189
-	Bibliographie	189
-	LISTE DES AUTEURS	195

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 (1930-2003) * :	372.05 m	mini :	371.01 (08.03.1949) maxi : 372.91 (17.06.1937)										
Superficie du plan d'eau ** :	580.1 km ²	dont :	<table> <tr> <td>. France :</td> <td>234.8 km²</td> </tr> <tr> <td>. Suisse :</td> <td>345.3 km²</td> </tr> <tr> <td>- Vaud :</td> <td>298.0 km²</td> </tr> <tr> <td>- Valais :</td> <td>10.6 km²</td> </tr> <tr> <td>- Genève :</td> <td>36.7 km²</td> </tr> </table>	. France :	234.8 km ²	. Suisse :	345.3 km ²	- Vaud :	298.0 km ²	- Valais :	10.6 km ²	- Genève :	36.7 km ²
. France :	234.8 km ²												
. Suisse :	345.3 km ²												
- Vaud :	298.0 km ²												
- Valais :	10.6 km ²												
- Genève :	36.7 km ²												
Volume moyen :	89 milliards m ³ soit 89 km ³												
Débit moyen du Rhône amont (à la Porte du Scex) (1935-2003) * :	183 m ³ /s	dont :	<table> <tr> <td>. maxi (1999) :</td> <td>227 m³/s</td> </tr> <tr> <td>. mini (1976) :</td> <td>127 m³/s</td> </tr> </table>	. maxi (1999) :	227 m ³ /s	. mini (1976) :	127 m ³ /s						
. maxi (1999) :	227 m ³ /s												
. mini (1976) :	127 m ³ /s												
Débit moyen du Rhône à l'exutoire (à Genève) (1935-2003) * :	251 m ³ /s	dont :	<table> <tr> <td>. maxi (1995) :</td> <td>327 m³/s</td> </tr> <tr> <td>. mini (1976) :</td> <td>166 m³/s</td> </tr> </table>	. maxi (1995) :	327 m ³ /s	. mini (1976) :	166 m ³ /s						
. maxi (1995) :	327 m ³ /s												
. mini (1976) :	166 m ³ /s												
Temps de séjour théorique des eaux (volume/débit moyen) :	11.4 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 ² / %)	580.1	498.90 / 86	81.20 / 14
Superficie de la zone 0-12 m (km ² / %)	43.7	24.47 / 56	19.23 / 44
Volume (km ³ / %)	89	86 / 96	3 / 4
Profondeur maximale (m)	309.7	309.7	76
Profondeur moyenne (m)	152.7	172	41
Longueur dans l'axe (km)	72.3	49	23.3

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

* Annuaire hydrologique de la Suisse, 2003

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

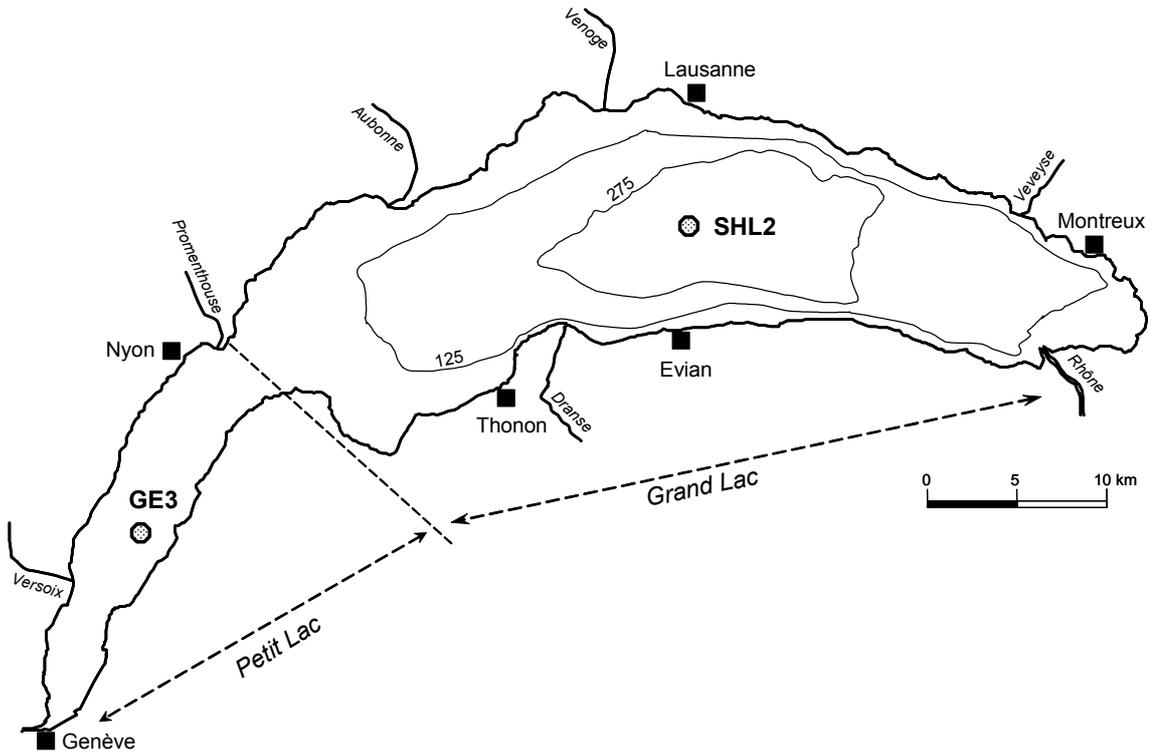


Figure 1 : Le Léman et la situation des stations de prélèvements
SHL2 : (coord. CH : 534.70 / 144.95)
GE3 : (ccord. CH : 506.10 / 128.04)

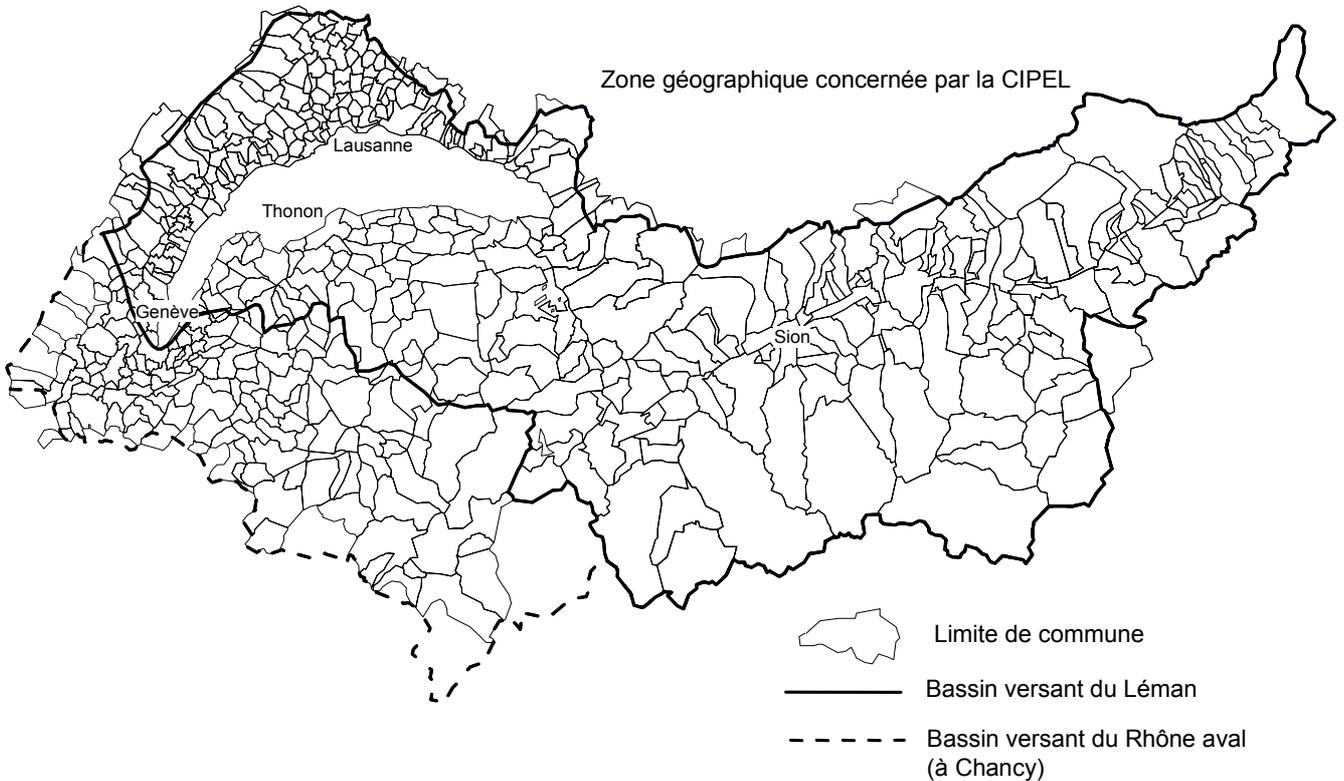


Figure 2 : Le bassin versant du Léman et du Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy

LE BASSIN VERSANT DU LÉMAN

Surface du bassin versant (lac compris) * : 7'975 km²
Surface du bassin versant (sans le lac) : 7'395 km²
dont : . France : 890 km²
. Suisse : 6'505 km²

Altitude moyenne * : 1'670 m
Altitude maximale (Pointe Dufour) : 4'634 m

Indice de glaciation (par rapport à la superficie totale) * : 9.40 %

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

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

Répartition des modes d'utilisation des sols les plus importants (CIPEL, 1999) :

. Terres incultes	34.5 %
. Forêts	22.0 %
. Pâturages	23.0 %
. Terres cultivables	20.5 %

Les terres cultivables se répartissent de la manière suivante :

. 63.1 % d'herbages
. 26.7 % de terres ouvertes
. 6.6 % de vignobles
. 2.6 % de vergers intensifs
. 1.0 % de cultures maraîchères.

LE BASSIN VERSANT DU RHÔNE À CHANCY

(jusqu'à la frontière franco-suisse; bassin versant dont s'occupe la CIPEL)

Surface du bassin versant (lac compris) * : 10'299 km²
Altitude moyenne * : 1'580 m
Altitude maximale (Mont-Blanc) : 4'810 m
Indice de glaciation (par rapport à la surface totale) * : 8.40 %
Débit moyen du Rhône (à Chancy) (1935-2003) * : 343 m³/s
dont : . maxi (1995) : 434 m³/s
. mini (1976) : 219 m³/s

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

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

* Annuaire hydrologique de la Suisse, 2003

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

CONCLUSIONS GÉNÉRALES

Campagne 2004

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE

CIPEL, CP 80, CH - 1000 LAUSANNE 12

L É M A N

Evolution physico-chimique

Un brassage hivernal encore incomplet et des eaux qui se réchauffent

L'hiver 2003-2004 présente un brassage partiel des eaux au mois de mars permettant une réoxygénation de la colonne d'eau jusqu'à 245 m. La profondeur de brassage est nettement plus importante que celle des années précédentes, sans être totale.

Suite au brassage, les concentrations en oxygène atteignent au fond du lac au maximum 5.60 mgO₂/L au début du mois de mai. A partir de mi-septembre, les concentrations en oxygène dissous dans les eaux au fond du lac sont inférieures à 4 mgO₂/L, avec un minimum de 2.25 mgO₂/L au mois d'octobre 2004 (figure 1).

La température des eaux du fond confirme la tendance au réchauffement. La température de l'eau était de 6.0°C sur toute la hauteur de la colonne d'eau lors de la campagne du 11 mars 2004.

Une phase des "eaux claires" plus tardive

La phase des eaux claires intervient suite à la consommation des algues par les organismes du zooplancton. En 2004, elle est observée le 7 juin, soit plus tard que les années précédentes. La transparence était alors de 8.2 m.

Une lente baisse de la concentration en phosphore

Le stock moyen en phosphore total a diminué de 10 % par rapport à 2003, avec une concentration moyenne de 29.5 µgP/L en phosphore total soit 2'530 tonnes de P (figure 2). La décroissance de la concentration en phosphore dans le lac se poursuit lentement. On se rapproche progressivement de l'objectif, mais 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.

La diminution de la concentration en phosphore fait qu'il est rapidement consommé par la production d'algues au printemps et qu'il reste à une concentration très basse dans les couches superficielles de mai jusqu'en octobre.

L'azote nitrique et l'azote total augmentent de manière plus importante que les années précédentes mais restent dans la tendance des 15 dernières années.

Le stock de chlorures continue d'augmenter de 4 % par an.

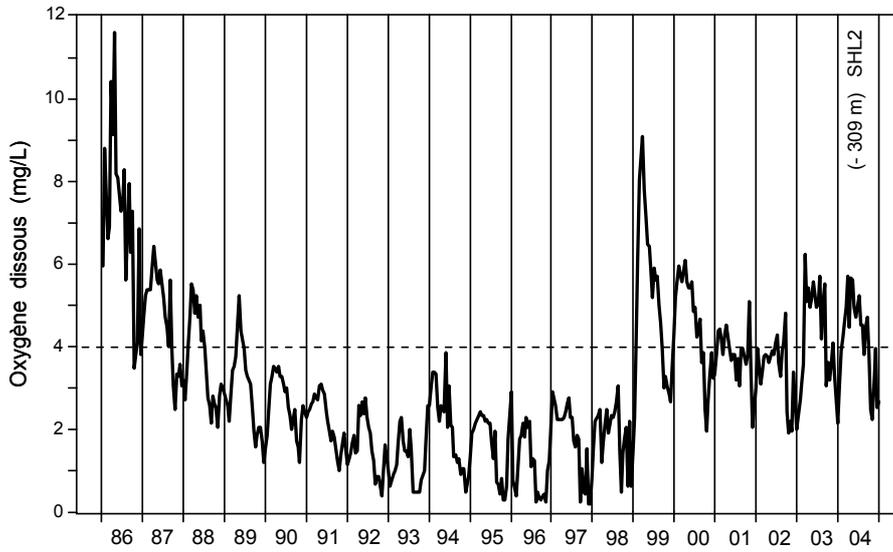


Figure 1



Figure 2

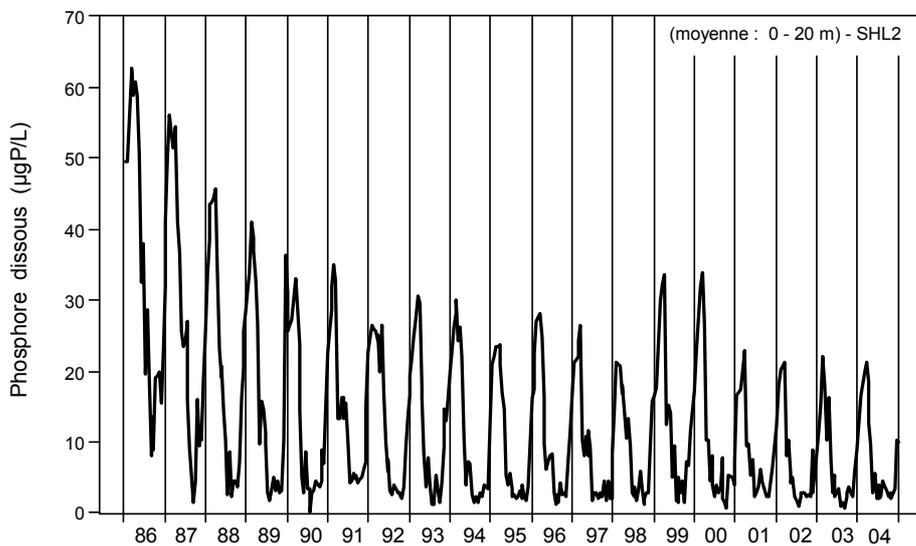


Figure 3

Evolution biologique

□ Le phytoplancton

La biomasse annuelle moyenne supérieure d'un tiers environ par rapport à celle de l'année dernière (2'666 mg/m³ en 2004 contre 1'727 mg/m³ en 2003) se rapproche de celle de 2002 (2'747 mg/m³). La biomasse estivale moyenne est aussi en augmentation (4'154 mg/m³ contre 2'007 mg/m³ en 2003) contrairement à la biomasse printanière qui diminue (847 mg/m³ contre 1'075 mg/m³ en 2003). La biomasse nanoplanctonique diminue fortement alors que les algues filamenteuses prolifèrent ; le rapport BP/BE atteint donc la valeur de 0.20, du fait de la présence excessive des algues filamenteuses en été. Globalement, de la mi-juillet à fin décembre, la communauté phytoplanctonique est dominée par deux algues filamenteuses, *Mougeotia gracillima* et *Oedogonium* sp., qui se succèdent ou co-dominent.

Certaines algues filamenteuses, adaptées aux faibles intensités lumineuses, utilisent le phosphore à de plus grandes profondeurs que les autres espèces d'algues et peuvent poser des problèmes pour la pêche professionnelle et la fourniture d'eau potable. Un suivi de la colonisation de la tranche 20-50 m par les algues filamenteuses a débuté en 2005.

□ Le zooplancton et l'alimentation des poissons

Depuis plusieurs années, les importants développements d'algues filamenteuses et de diatomées coloniales rendent difficile le dépouillement de certains échantillons de zooplancton. L'analyse porte sur les échantillonnages réalisés de février à septembre 2004.

Comme pour les années précédentes les microcrustacés présentent une forte saisonnalité. En 2004, on note une nette simultanéité entre le pic des daphnies et l'augmentation de la transparence.

Que ce soit en terme de biomasse ou de dynamique saisonnière, l'année 2004 ne se démarque pas des années postérieures à 1997. Les tendances à la baisse observées chez les microcrustacés et daphnies depuis 1984 se confirment encore cette année. Il en est de même pour l'augmentation de *Bythotrephes longimanus*.

La pêche du corégone (féra) est depuis cinq années de l'ordre de 300 tonnes/an. Les six années consécutives de données disponibles sur le régime alimentaire du corégone au Léman montrent clairement une tendance à l'augmentation de la part des *Bythotrephes* qui correspond bien aux observations effectuées sur le zooplancton.

La densité de *Bythotrephes* dans les estomacs comparée à leur densité dans le lac montre que la prédation du corégone est très sélective sur cette espèce. Malgré cette forte prédation, la population de *Bythotrephes* reste dynamique et supporte cette prédation.

L'absence totale d'insectes chironomes dans le bol alimentaire du corégone en 2004 confirme que la production zooplanctonique couvre totalement les besoins alimentaires de l'espèce.

□ Le schéma fonctionnel

La forte progression de la population de corégone, conséquence pour partie de la restauration de la qualité des eaux du lac, devient un facteur important du fonctionnement trophique du lac. La prédation exercée par les poissons sur le zooplancton joue un rôle indirect sur la dynamique des algues, qui reste difficile à expliquer en raison d'interactions antagonistes à l'intérieur du réseau trophique. Les résultats obtenus sur la production phytoplanctonique suggèrent bien un changement de l'importance relative de certaines variables contrôlant le phytoplancton suivant les années. Par exemple, la lumière qui était un facteur important causant la variabilité de la productivité phytoplanctonique en 2003 (relation positive), ne l'était plus en 2004.

Une meilleure compréhension de cette dynamique, en relation avec les réductions des apports de phosphore, nécessite une analyse intégrée prenant en compte sur un laps de temps assez long la composition du phytoplancton, les concentrations en éléments nutritifs dissous, le zooplancton et les poissons. L'acquisition des données biologiques par la CIPEL constitue un ensemble de données très prometteuses qui sont en cours d'analyses et de publications dans des revues scientifiques.

□ La qualité sanitaire des eaux littorales pour la baignade

En 2004, les contrôles de la qualité sanitaire des eaux littorales et des plages, réalisés par les autorités compétentes, montrent que pour 70 % des 92 points de contrôle cette qualité est bonne, qu'elle est moyenne dans 28 % des cas et que dans 2 % des stations, l'eau peut être momentanément polluée. Il n'y a plus de station actuellement qualifiée de mauvaise qualité (une carte de l'état sanitaire des eaux de baignade a été publiée dans La Lettre du Léman No 30 - juin 2005).

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. En effet, en 1992, les plages de bonne qualité ne représentaient que 52 % et la proportion des plages dont la qualité des eaux était momentanément polluée était de 12 %.

Métaux et micropolluants organiques dans les eaux, les moules et les poissons

□ Les eaux

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 antiparasitaires dans les eaux du lac a été effectuée, cette année, selon une méthodologie nouvelle permettant la mise en évidence d'un plus grand nombre de pesticides avec une limite de détection très basse. De ce fait, le nombre de matières actives décelées dans les eaux du lac a considérablement augmenté. Plus de trente substances différentes ont été mesurées et la somme des teneurs (~ 0.380 µg/L) approche la valeur maximale tolérée pour l'eau de boisson (0.500 µg/L). Deux composés, un herbicide et un antifongique, le Foramsulfuron et le Métalaxyl, sont, par ailleurs, en concentrations relativement élevées se rapprochant de la valeur tolérée de 0.1 µg/L pour la production d'eau potable. Ces produits sont apportés au lac par les eaux du Rhône et leur origine industrielle a été identifiée. Des mesures sont actuellement à l'étude par les autorités cantonales pour remédier rapidement à ce problème.

Ceci est en conformité avec les résultats des surveillances de rivières par les autorités qui montrent que fréquemment les rivières sont polluées par des pesticides.

□ Les poissons et les moules zébrées

Par ailleurs, le suivi de la contamination du Léman par le mercure et les polychlorobiphényles (PCB) est assuré par le dosage de ces derniers dans la chair de poissons. La détermination de divers métaux lourds (plomb, cadmium, chrome, cuivre, nickel et zinc) et des composés organostanniques (dibutylétain, tributylétain et triphénylétain) est effectuée dans la chair de moules zébrées (*Dreissena polymorpha*), provenant de douze sites répartis sur l'ensemble du pourtour de Léman.

Bien que les teneurs en mercure des différentes espèces de poisson soient légèrement plus élevées que celles observées lors de la campagne 2000, l'amélioration globale relevée depuis la fin des années 70 se confirme.

La teneur en PCB des ombles chevaliers est nettement supérieure à celle des lottes et des perches, mais elle semble plus faible ces dernières années en regard de la contamination antérieure. Les concentrations en mercure et PCB sont parfaitement acceptables en regard de la législation suisse ou européenne sur les denrées alimentaires.

L'intérêt du suivi de la contamination métallique des moules zébrées s'affirme et les résultats des études antérieures sont comparés à ceux de cette campagne : globalement, l'amélioration observée lors des campagnes précédentes se confirme. Les concentrations en composés organostanniques observées dans les moules zébrées prélevées dans certains ports sont en nette baisse et la contamination du port du Bouveret par ces polluants semble maîtrisée.

BASSINS VERSANTS DU LÉMAN ET DU RHÔNE AVAL

□ Le bilan des apports au lac par les rivières

2004 est une année à pluviométrie moyenne. Les débits des différentes rivières sont légèrement inférieurs à leur moyenne sur 10 ans. La somme des débits moyens de l'ensemble des affluents contrôlés est de 195 m³/s. Le débit moyen à la sortie du lac (émissaire à Genève) est de 218 m³/s.

Les apports en phosphore total au lac par les onze rivières suivies ont été de 1'294 tonnes. Le Rhône amont représente 91 % de ces apports. Il sort du lac 109 tonnes. Pour le phosphore dissous les apports sont de 56 tonnes. A l'inverse du phosphore total, fortement lié aux matières solides et qui sédimente dans le lac, la plus grosse part (36 tonnes) est exportée par l'émissaire.

Pour le phosphore total, les flux apportés par le Rhône amont sont en constante augmentation depuis le début des mesures. Par contre, la Dranse, la Venoge et l'Aubonne montrent une évolution à la baisse. Il en est de même pour le Rhône aval à Chancy. L'Arve et l'Allondon ne montrent pas d'évolution nette.

Pour le phosphore dissous, l'ensemble des onze rivières suivies se déversant dans le lac, ainsi que le Rhône aval à Chancy, montrent une nette décroissance des apports depuis une vingtaine d'années. Il n'en est pas de même pour l'Arve et l'Allondon qui ne montrent pas d'évolution à la baisse. Dans ces derniers bassins versants la plupart des stations d'épuration ne pratiquent en effet pas la déphosphatation.

Pour l'azote minéral total, l'ensemble des rivières auscultées montre une stabilité des apports au cours des années.

Pour le chlorure et après une longue période d'augmentation des apports, mais aussi des exportations, on constate une relative stabilité depuis quelques années pour la plupart des rivières. L'augmentation reste toutefois encore sensible pour le Rhône amont (+ 5 % par an).

En ce qui concerne la qualité des eaux (évaluation basée sur les concentrations en éléments les plus pénalisants pour les rivières elles mêmes : N-NH₄, COD et P-PO₄), on constate très nettement l'effet de la mise en place de la déphosphatation dans les stations d'épuration et de l'interdiction en Suisse du phosphate dans les détergents textiles et la baisse des teneurs dans ces produits en France. Il y a en effet, une nette baisse des concentrations en phosphore dissous dans les eaux des diverses rivières, à l'exception toutefois de l'Arve et l'Allondon où l'évolution n'est pas nette.

Pour l'azote ammoniacal (N-NH₄), l'évolution est beaucoup moins significative. Pour quelques rivières on constate une légère diminution des valeurs moyennes, par contre pour presque toutes les rivières les valeurs maximales sont à la baisse.

Pour les concentrations moyennes annuelles en carbone organique dissous (COD), quelque soit la rivière, elles sont stables. On notera toutefois une très légère diminution des valeurs maximales.

□ La qualité biologique des cours d'eau du bassin lémanique

La surveillance de la qualité biologique des cours d'eau est effectuée depuis plus de 20 ans par les différentes entités administratives concernées. Pour représenter de manière comparable la qualité biologique des rivières dans tout le bassin lémanique, une approche commune a été adoptée dans le cadre de la CIPEL et rendue possible par l'utilisation d'une même méthode, l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN).

L'évaluation de la qualité biologique est fondée sur le principe général selon lequel chaque type de milieu naturel possède une communauté d'organismes (biocénose) caractéristique. Tout appauvrissement de la biocénose naturelle traduit donc une perturbation.

Globalement, 68 % des 376 stations étudiées présentent une qualité biologique bonne à très bonne. Les stations ayant la meilleure qualité biologique sont situées de manière générale sur les tronçons amont des cours d'eau, en tête de bassin versant. 32 % des stations sont cependant de qualité insatisfaisante et sont le plus souvent situées vers l'aval des cours d'eau, signe de l'augmentation de la pression des activités humaines d'amont en aval.

L'altération de la qualité biologique des cours d'eau peut être attribuée à trois types de causes :

- *hydrologiques* : 1) prélèvements d'eau par pompages ou captages excessifs pouvant assécher des tronçons de rivières ou diminuer significativement les débits (ex.: Matter Vispa),
2) modification du régime hydrologique naturel (imperméabilisation du bassin versant, ex. certaines rivières du canton de Genève; modulation artificielle des débits, ex. certaines rivières du Valais, le Rhône, les Dranses);

- *écomorphologiques* : corrections et chenalisation du cours (ex. : Rhône valaisan), aménagements du lit et des berges (construction de seuils, enrochements, etc..) (ex. : Foron du Chablais aval, Seymaz urbanisée,...) entraînant la disparition des habitats naturels nécessaires au maintien d'une biocénose diversifiée;
- *détérioration de la qualité chimique de l'eau* : rejets d'eaux polluées d'origine domestique, industrielle ou agricole (ex. : Seymaz viticole, Boiron de Morges, Boiron de Nyon, Dullive,...). Ces rejets peuvent être des fertilisants (ex. : phosphate) ou des substances toxiques (métaux lourds, pesticides, etc).

Plusieurs perturbations peuvent avoir lieu simultanément et cumuler ainsi les impacts sur la qualité biologique des milieux aquatiques (ex. : basse Venoge, Foron du Chablais aval, Arve,...). Ces trois aspects (quantité, milieu physique, qualité) doivent être pris en compte simultanément dans un diagnostic fonctionnel avant d'envisager une action d'amélioration de la qualité biologique d'un cours d'eau.

Les diverses entités administratives concernées travaillent dans ce sens, allant de la planification intégrée à des actions concrètes sur le terrain visant à améliorer la qualité des cours d'eau. L'application rapide de ces mesures, voire leur développement, doivent être encouragés pour garantir non seulement le maintien des eaux de bonne qualité, mais également la restauration des sites dégradés, et finalement une réduction des flux polluants vers le Léman.

□ **L'épuration des eaux usées**

En 2004, 221 stations d'épuration (STEP) étaient en service dans le bassin versant CIPEL (bassins hydrographiques du Léman et du Rhône aval depuis l'émissaire du lac jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy) totalisant 4'240'950 équivalents-habitants.

Sur l'ensemble du bassin CIPEL, les STEP contrôlées représentent près de 95 % de la capacité totale de traitement du bassin. Toutefois les débits déversés et le phosphore dissous restent insuffisamment mesurés, rendant ainsi moins précis les différents bilans.

Les débits spécifiques en entrée de STEP sont toujours relativement élevés par rapport à la consommation d'eau par habitant et conduisent souvent à des déversements d'eaux usées en entrée de station et en cours de traitement en cas de fortes précipitations.

En 2004, pour le bassin du Léman, les rendements globaux d'épuration de la matière organique (92 % - exprimée par la demande biochimique en oxygène - DBO_5) et du phosphore total (87 %) sont identiques à 2003, mais plus élevés qu'en 2002. Pour le bassin du Rhône aval, le rendement d'épuration de la DBO_5 (84 %) pour les eaux traitées et tenant compte des déversements a diminué par rapport à 2003, notamment en raison des déversements plus importants en entrée de STEP, mais sont meilleurs qu'en 2002.

Pour l'ensemble du bassin versant CIPEL les rendements globaux d'épuration de la matière organique et du phosphore total ont légèrement diminué par rapport à 2003, année particulièrement sèche, ayant eu une influence sur la diminution des déversements et donc l'augmentation des performances de l'épuration. Ils sont toutefois plus élevés qu'en 2002. A long terme, le rendement d'épuration des STEP est donc en hausse dans le bassin CIPEL.

Assurance qualité des analyses chimiques

Au cours de l'année 2004, les laboratoires participant aux travaux du groupe de travail "Méthodologie" de la CIPEL ont participé à 6 essais interlaboratoires concernant des analyses d'éléments nutritifs majeurs (cycles de l'azote et du phosphore, matière organique, ions majeurs), de produits phytosanitaires (pesticides) sur des matrices allant d'échantillons synthétiques à des eaux naturelles, en passant par des eaux minérales et hydrocarbures totaux sur des eaux de garage.

Le traitement statistique montre que l'ensemble des essais peut être considéré comme bon à très bon et que les laboratoires travaillant pour la CIPEL assurent des analyses de qualité.

Rapports sur les
études et recherches entreprises
dans le bassin lémanique

Campagne 2004

MÉTÉOROLOGIE

WEATHER

Campagne 2004

PAR

Philippe QUÉTIN

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

RÉSUMÉ

Genève-Cointrin, Changins, Pully, Montreux-Clarens et Thonon-INRA sont les cinq 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 la vitesse du vent.

La température moyenne annuelle inter-stations en 2004 est de 11.0 °C, à la station de Thonon elle atteint 11.3 °C. Depuis le début des mesures à Thonon en 1951, le seuil des 11.0 °C a été dépassé à 17 reprises, dont 12 fois depuis 1990.

L'année 2004 a une moyenne inter-stations des précipitations de 989 mm, à Thonon le total annuel se situe au 32^e rang de la chronologie 1951-2004.

Concernant l'insolation, l'année 2004, avec une moyenne inter-stations de 2'000 h, est la deuxième année la plus ensoleillée depuis 1985. A Thonon l'année 2004 est au 2^e rang de la période 1954-2004.

Les remarques faites pour l'insolation sont également valables pour le rayonnement global. La moyenne inter-stations pour l'année 2004 est de 13.3 MJ/m².d.

A part au mois de novembre, l'année 2004 apparaît comme une année faiblement ventée.

ABSTRACT

Data from five weather stations (Genève-Cointrin, Changins, Pully, Montreux-Clarens and Thonon-INRA) have been taken into account in this report. The climatic parameters examined were air temperature, rainfall, insolation, global irradiation and wind speed.

The inter-station mean annual temperature in 2004 was 11.0 °C, at the Thonon station it reached 11.3 °C. Since measurements at Thonon began in 1951, the mean temperature of 11.0 °C has been exceeded on 17 occasions, 12 of them since 1990.

The inter-station mean rainfall in 2004 was 989 mm; at Thonon the annual total ranked 32nd for the years 1951-2004.

With regard to insolation, 2004, with an inter-station mean of 2,000 h, was the second sunniest year since 1985. At Thonon, the year 2004 ranked 2nd for the years 1954-2004.

The comments about insolation also hold true of the global irradiation. The inter-station mean for 2004 was 13.3 MJ/m².d.

Apart from the month of November, 2004 has not been a windy year.

1. INTRODUCTION

Aucun changement n'a été effectué sur le réseau de mesure, qui est toujours constitué des stations climatiques de l'Institut suisse de Météorologie de Genève-Cointrin, Changins, Pully, Montreux-Clarens 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, le rayonnement global et la vitesse du vent. Comme pour 2003, pour pouvoir comparer avec les anciens rapports, on gardera les mêmes unités que les autres années pour le rayonnement global et la vitesse du vent.

2. TEMPÉRATURE DE L'AIR

En 2004, la température moyenne annuelle inter-stations est de 11.0°C. Changins avec une moyenne annuelle de 10.5°C apparaît comme la station la plus froide, Thonon avec 11.3°C la plus chaude.

A Thonon, à part aux mois de mars, mai et juillet la température moyenne mensuelle fut supérieure à la moyenne enregistrée entre 1951 et 2000 (tableau 1.1, figure 1.1).

Tableau 1.1 : Température moyenne mensuelle de l'air à chaque station en 2004 (°C).

Table 1.1 : Mean monthly air temperature for each station in 2004 (°C).

	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon	Thonon 1950-2004
Janvier	2.7	2.2	2.9	3.1	3.6	2.3
Février	3.4	3.2	3.6	3.9	4.0	3.5
Mars	5.5	5.1	5.5	5.5	5.7	6.1
Avril	10.0	10.0	10.2	10.3	10.1	9.4
Mai	13.8	13.3	13.6	13.2	13.2	13.9
Juin	18.8	17.9	18.2	17.8	18.1	17.1
Juillet	20.0	19.2	19.5	19.4	19.7	19.9
Août	20.1	19.2	19.7	19.7	20.2	19.4
Septembre	16.8	16.2	16.8	17.0	17.3	16.3
Octobre	13.6	12.5	13.3	13.3	13.6	11.6
Novembre	5.9	5.4	6.1	6.2	6.7	6.2
Décembre	2.9	2.3	2.8	3.1	3.4	3.3
Moyenne annuelle	11.2	10.5	11.0	11.0	11.3	10.6

Avec une température annuelle de 11.3°C à Thonon, l'année 2004 se classe dans les années chaudes, au sixième rang de la période 1951-2004. C'est la 12^e fois depuis 1990 que le seuil des 11.0°C est dépassé (tableau 1.2, figure 1.2).

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

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

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

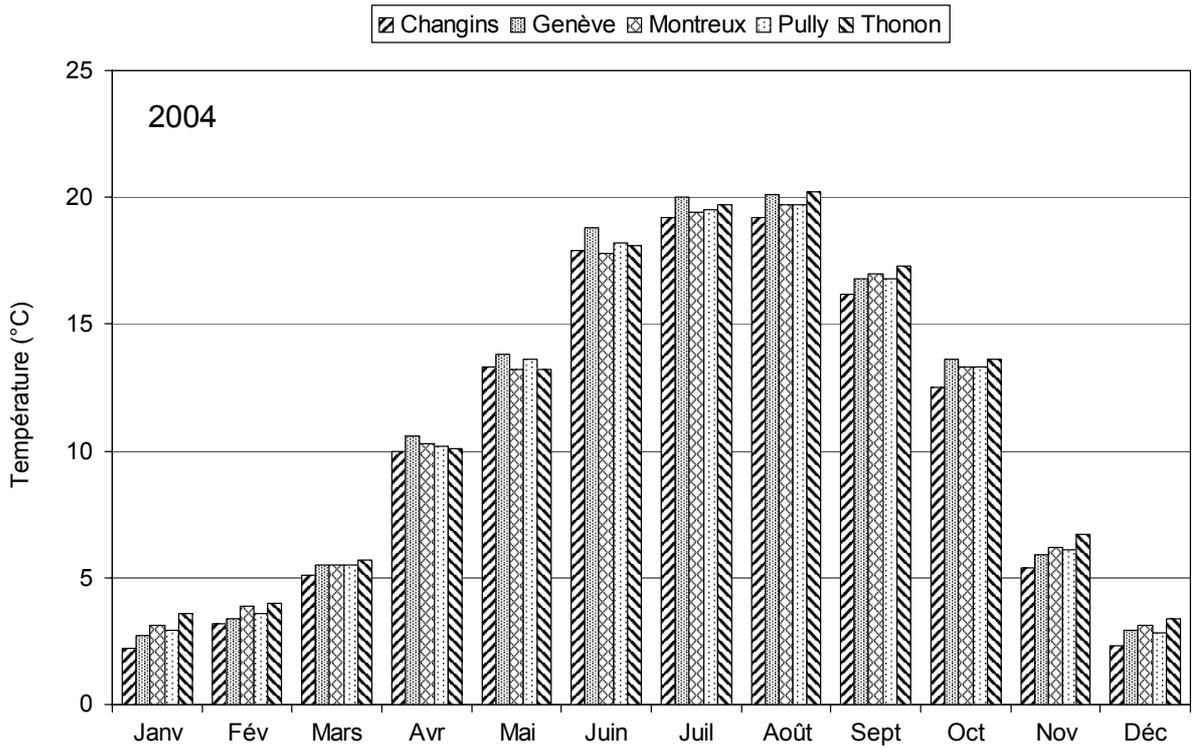


Figure 1.1 : Moyenne mensuelle de la température de l'air de chaque station en 2004.
 Figure 1.1 : Mean monthly air temperature at each station in 2004.

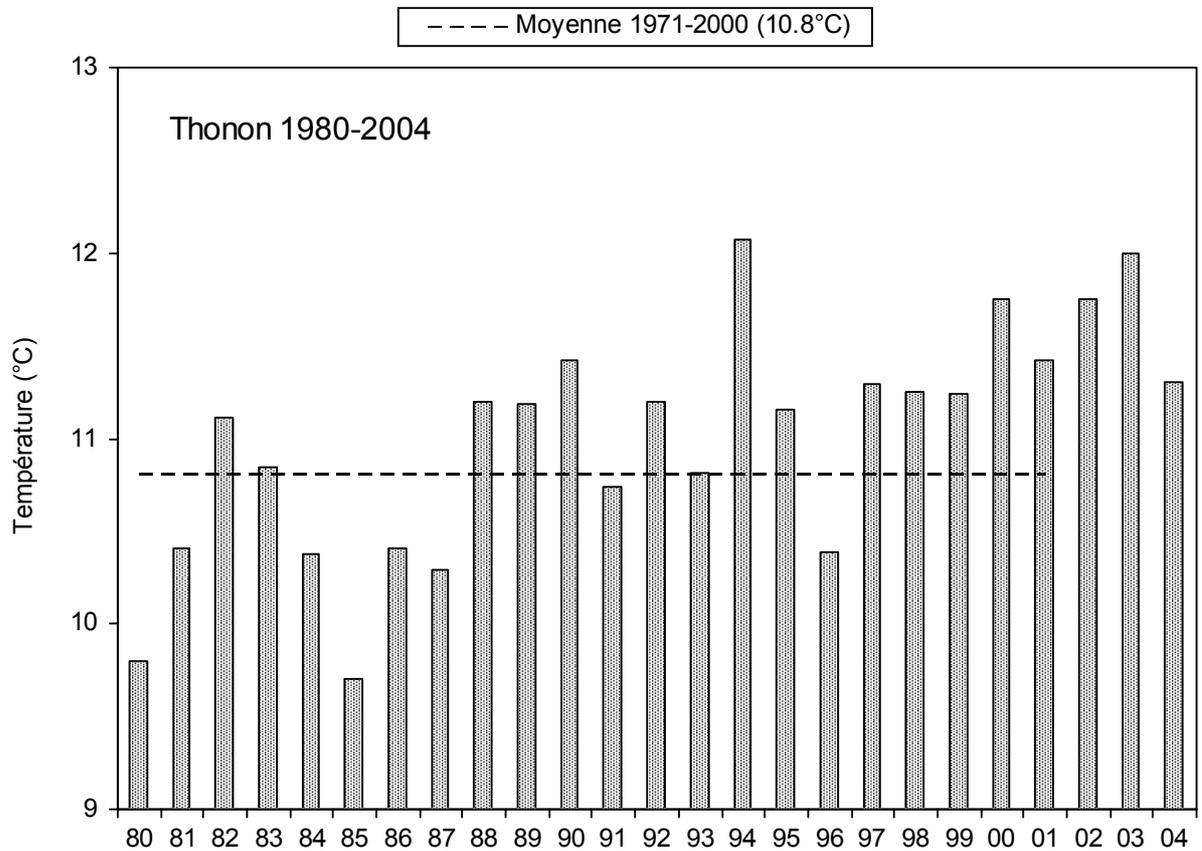


Figure 1.2 : Température moyenne annuelle de l'air à Thonon.
 Figure 1.2 : Mean annual air temperature at Thonon.

3. PLUVIOMÉTRIE

La pluviométrie de l'année 2004 sur le pourtour du Léman est de 982 mm, inférieure à la moyenne inter-stations (1'086 mm) relevée entre 1978 et 2004. Une nouvelle fois, Thonon avec 908.5 mm est la station la moins arrosée, Changins avec 1'038.9 mm celle où les précipitations sont les plus importantes. C'est la première fois depuis 1978 que Changins est la station la plus arrosée et que la différence entre les stations qui présentent les valeurs extrêmes est aussi faible (130 mm) (tableau 2.1, figure 2.1).

A Thonon, le mois de janvier fut supérieur à la normale, les mois de février à juin furent secs (cumul février-juin : 233 mm au lieu de 379 mm, moyenne pour la même période entre 1951 et 2000). Après un mois de juillet légèrement supérieur à la moyenne, le mois d'août fut très pluvieux, en contraste avec le mois de septembre assez sec. Le mois d'octobre fut lui aussi excédentaire par rapport à la moyenne 1951-2000, puis les deux derniers mois furent secs.

Tableau 2.1 : Pluviométrie mensuelle à chaque station en 2004 (mm).

Table 2.1 : Monthly rainfall at each station in 2004 (mm).

	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon	Thonon 1951-2000
Janvier	139.0	187.5	148.5	134.6	112.0	61.7
Février	27.5	35.8	21.5	28.9	20.5	57.6
Mars	59.3	57.5	71.3	52.4	67.0	61.7
Avril	31.6	35.1	34.5	33.3	44.5	69.6
Mai	43.8	48.9	43.4	99.7	32.5	89.5
Juin	61.0	51.2	77.5	101.5	68.5	102.3
Juillet	88.3	75.7	65.8	103.6	92.0	74.1
Août	205.9	196.3	187.5	198.3	204.5	97.7
Septembre	23.7	31.3	43.5	39.4	21.5	95.3
Octobre	212.8	209.9	204.8	121.6	169.0	83.4
Novembre	39.0	46.2	20.1	12.6	25.0	83.9
Décembre	57.6	63.6	64.5	63.2	51.5	70.3
Total annuel	989.5	1'038.9	982.9	989.1	908.5	947.1

A Thonon, l'année 2004 se classe au 32^e rang de la chronologie 1951-2004 (le 1^{er} étant 1960 avec 1'269 mm, le dernier étant 1971 avec 561 mm). Le mois d'août se classe au 4^e rang des mois d'août les plus pluvieux. Globalement, sans les 485 mm tombés pendant les mois janvier, août et octobre réunis, 2004 aurait été de nouveau une année sèche.

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	1993	1'011.7
1981	973.3	1994	1'105.9
1982	985.8	1995	1'114.5
1983	950.4	1996	954.0
1984	883.1	1997	1'012.0
1985	890.6	1998	855.5
1986	886.0	1999	1'134.6
1987	1'020.5	2000	885.6
1988	1'093.0	2001	1'168.5
1989	676.3	2002	1'066.0
1990	1'141.6	2003	691.5
1991	794.9	2004	908.5
1992	993.0		

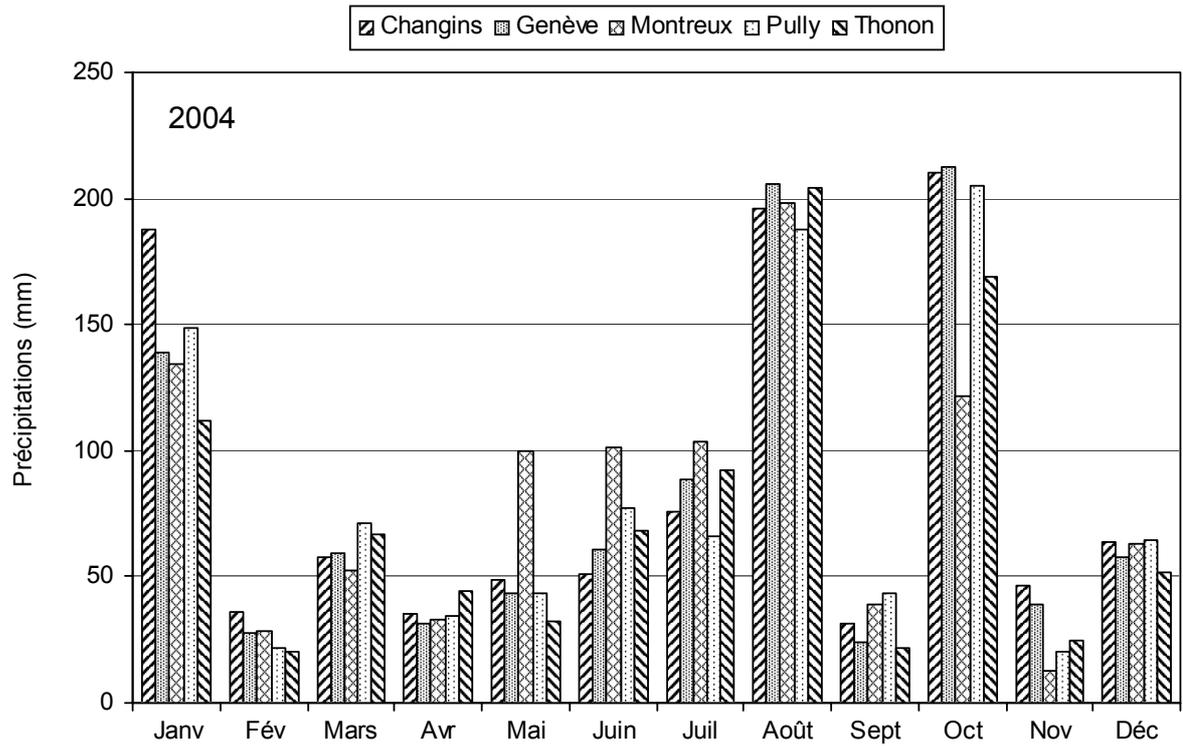


Figure 2.1 : Pluviométrie mensuelle de chaque station en 2004 (mm).

Figure 2.1 : Monthly rainfall at each station in 2004 (mm).

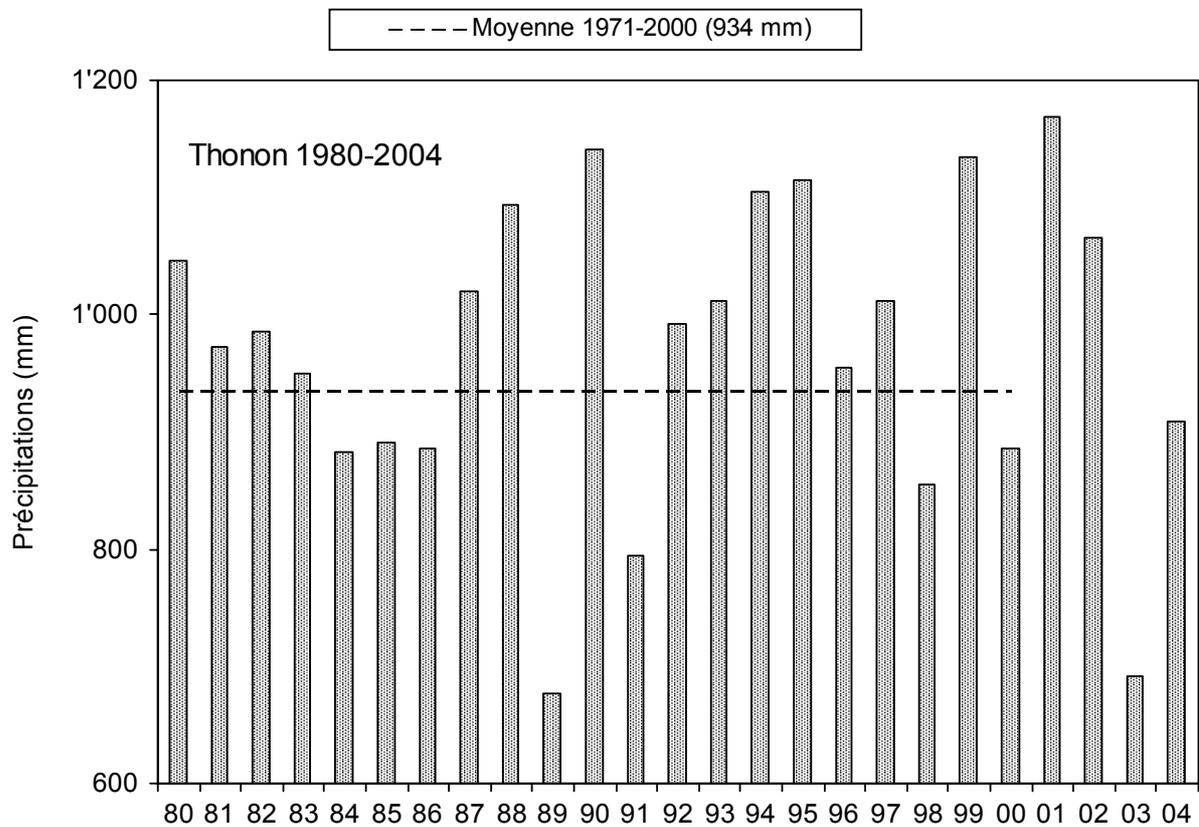


Figure 2.2 : Pluviométrie annuelle à Thonon (mm).

Figure 2.2 : Annual rainfall at Thonon (mm).

4. INSOLATION

Seules quatre des cinq stations analysées sont équipées pour la mesure de la durée de l'insolation (Genève, Changins, Pully et Thonon).

L'année 2004, avec une moyenne inter-stations de 2'000 h, est encore une année très ensoleillée, la deuxième au classement depuis 1985 (derrière 2003 avec ses 2'367 h). C'est la première fois depuis 1985 que Thonon est la station la plus ensoleillée et Pully la moins ensoleillée (tableau 3.1, figure 3.1).

Tableau 3.1 : Insolation mensuelle à chaque station en 2004 (h).

Table 3.1 : Monthly insolation at each station in 2004 (h).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Thonon 1954-2000
Janvier	62.6	60.1	42.2	61.1	43.6
Février	138.8	151.0	137.3	128.6	82.1
Mars	154.6	156.9	146.2	157.4	150.7
Avril	176.6	172.5	180.6	221.6	190.7
Mai	248.8	243.4	243.6	289.5	223.1
Juin	270.4	252.8	227.3	293.4	240.3
Juillet	259.9	249.5	230.0	301.3	268.3
Août	235.0	221.6	208.3	255.7	234.7
Septembre	236.4	224.4	205.2	226.4	178.1
Octobre	100.5	100.8	102.0	112.5	110.6
Novembre	94.3	89.1	96.0	91.1	54.9
Décembre	25.3	28.9	46.3	42.4	39.5
Total annuel	2'003.2	1'951.0	1'865.0	2'181.0	1'816.9

A Thonon après un premier trimestre normal, suivent six mois où l'insolation fut excédentaire par rapport à la moyenne 1954-2000. Le mois d'octobre fut normal, puis de nouveau on a deux mois excédentaires. L'année 2004 se classe troisième sur le classement 1954-2002, avec 37 heures de moins que l'année 1971 (2^e, avec 2'218h).

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

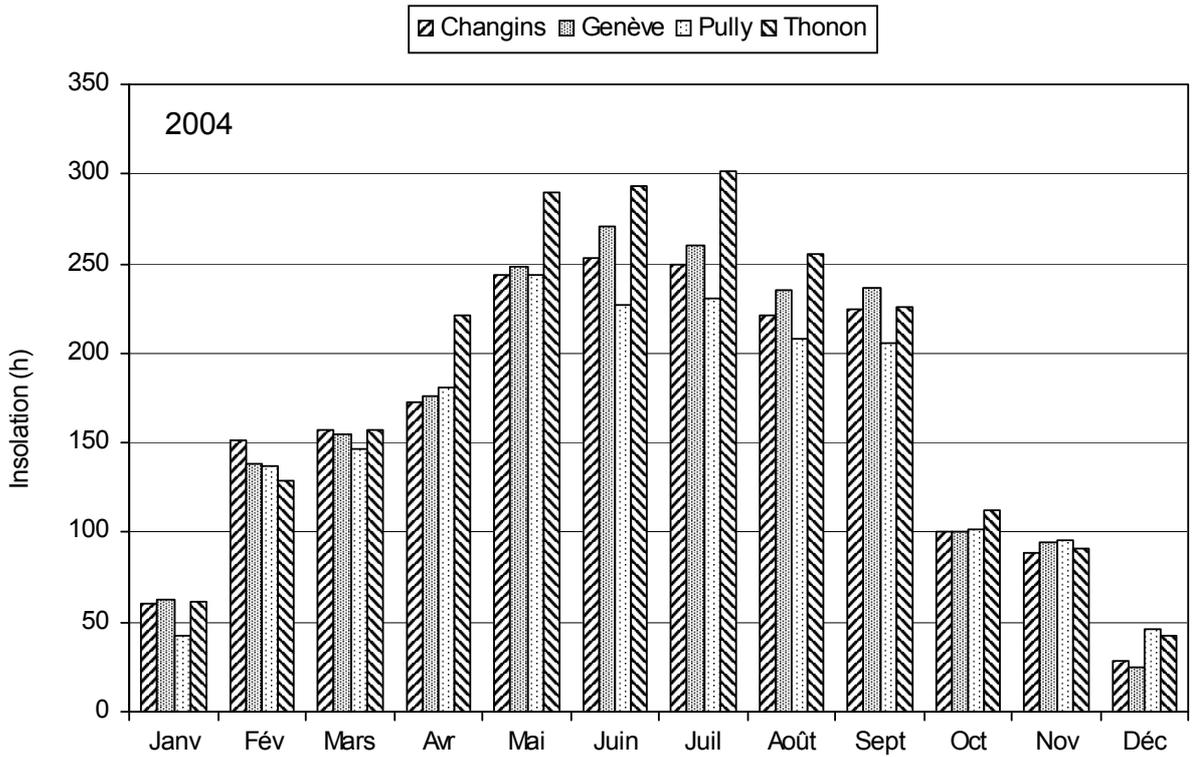


Figure 3.1 : Moyenne mensuelle de l'insolation de chaque station en 2004.

Figure 3.1 : Mean monthly insolation at each station in 2004.

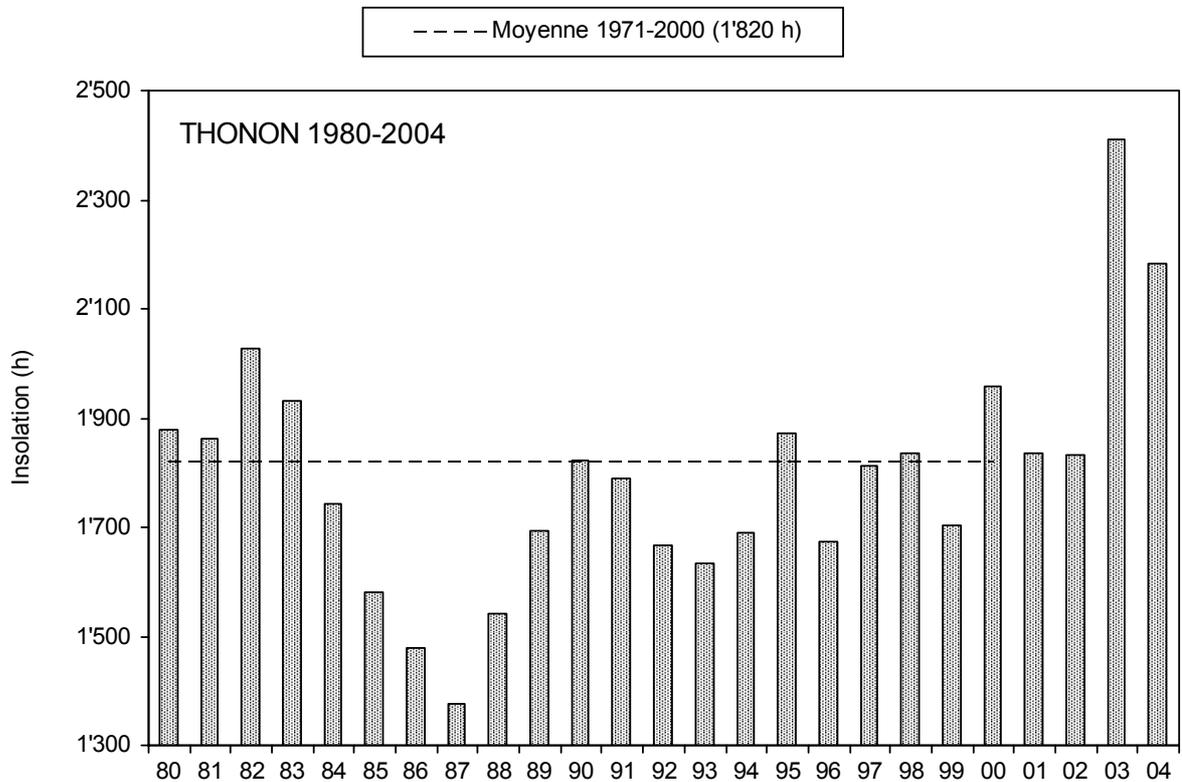


Figure 3.2 : Insolation annuelle à Thonon.

Figure 3.2 : Annual insolation at Thonon.

5. RAYONNEMENT

Comme pour l'insolation, seules les stations de Genève, Changins, Pully et Thonon sont équipées pour la mesure du rayonnement global.

La moyenne inter-stations pour l'année 2004 est de 13.3 MJ/m².d.

Tableau 4.1 : Rayonnement global mensuel à chaque station en 2004 (MJ/m².d).

Table 4.1 : Global monthly irradiation at each station in 2004 (MJ/m².d).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Thonon 1971-2000
Janvier	4.1	3.8	3.8	3.5	3.0
Février	8.4	8.1	8.8	7.5	5.6
Mars	12.4	11.2	12.5	11.1	10.4
Avril	17.5	16.0	18.3	17.4	15.1
Mai	22.6	20.7	23.2	22.5	18.3
Juin	24.2	22.0	23.7	23.9	20.4
Juillet	23.2	21.0	22.7	23.3	21.0
Août	19.6	17.6	19.0	19.3	18.1
Septembre	16.8	15.1	15.9	15.6	13.0
Octobre	7.8	7.4	8.1	7.5	7.0
Novembre	5.1	5.2	5.0	4.8	3.6
Décembre	2.3	2.6	3.0	2.5	2.5
Moyenne annuelle	13.7	12.6	13.7	13.2	11.5

Pour Thonon en 2004, comme pour l'année 2003, le rayonnement global se caractérise par des moyennes mensuelles toujours supérieures à la moyenne de la période 1971-2000. Le rayonnement global annuel obtenu est de 4'853.6 MJ/m², ce qui classe l'année 2004 deuxième sur la période 1971-2004.

Tableau 4.2 : Rayonnement global annuel à Thonon (MJ/m²).

Table 4.2 : Global annual irradiation at Thonon (MJ/m²).

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

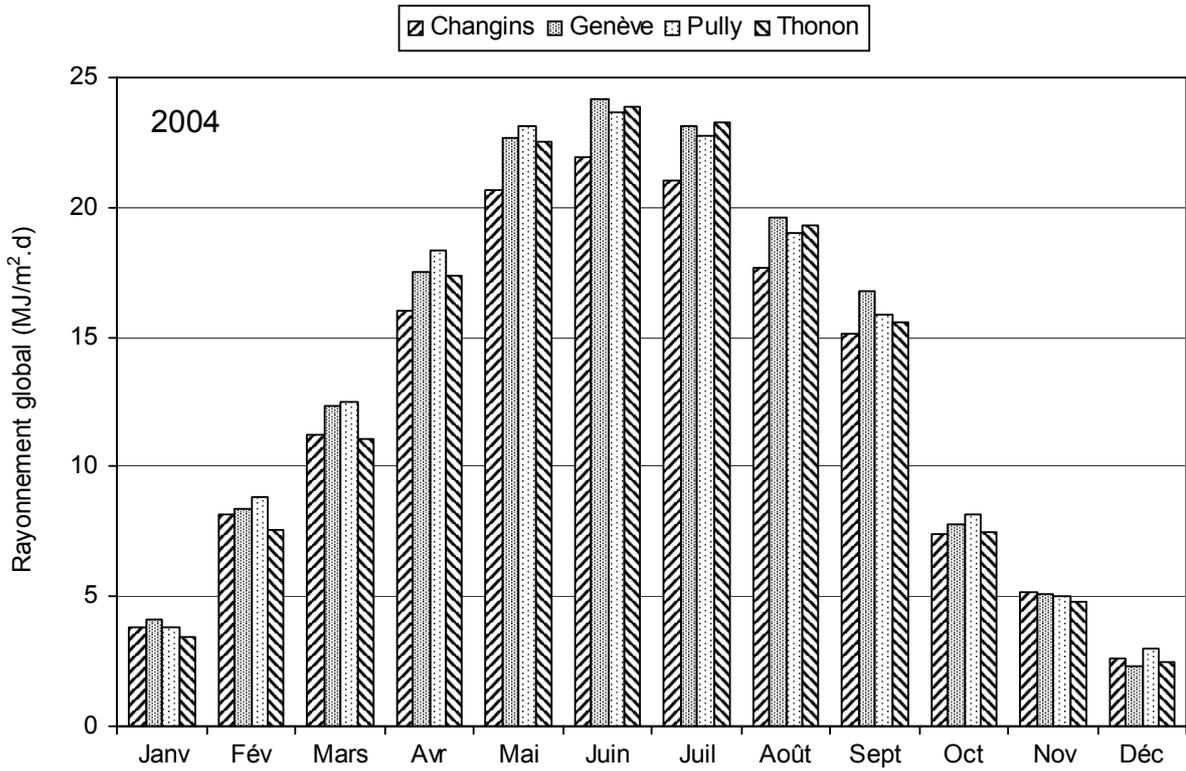


Figure. 4.1 : Moyenne mensuelle du rayonnement global de chaque station en 2004.

Figure.4.1 : Mean monthly global irradiation at station in 2004.

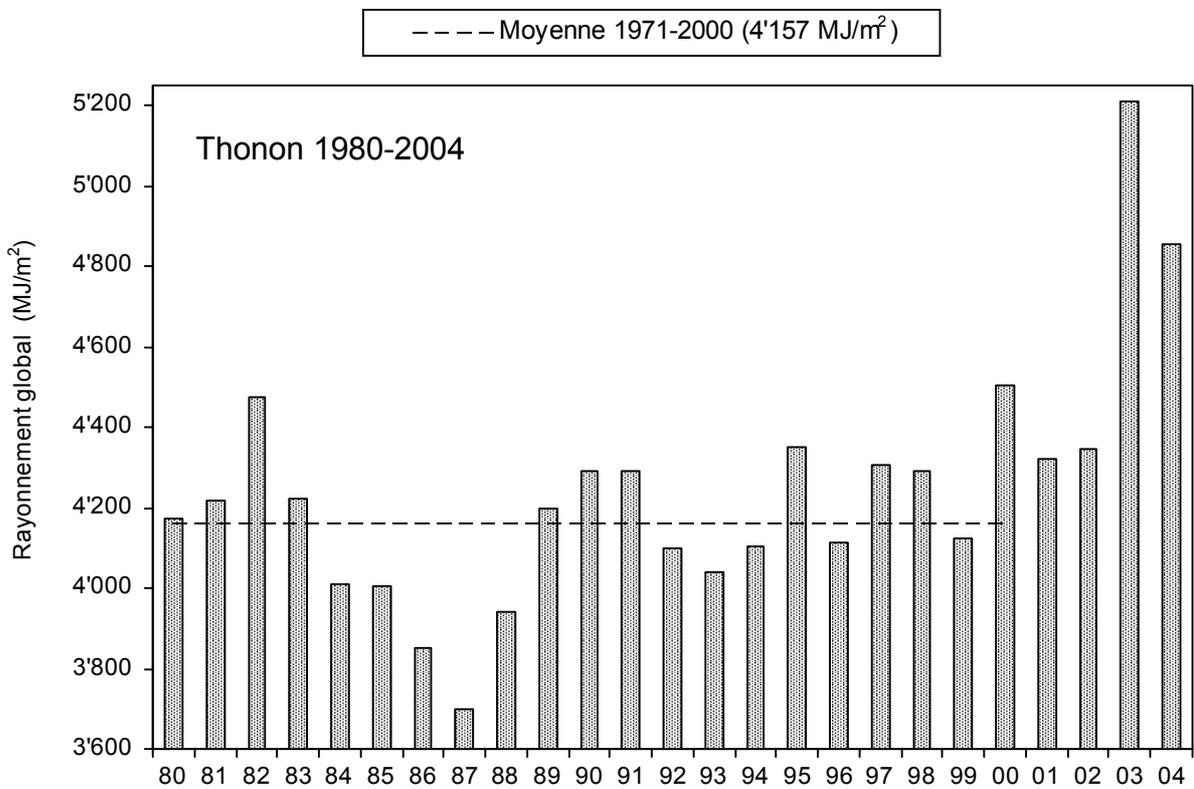


Figure 4.2 : Rayonnement global annuel à Thonon.

Figure 4.2 : Global annual irradiation at Thonon.

6. VENT

A Changins, station de référence, la moyenne de l'année 2004 se situe sous celle de la période 1981-2000 (tableau 5.1). Comme en 2003, excepté le mois de janvier, toutes les moyennes mensuelles sont inférieures aux moyennes de référence enregistrées entre 1981-2000.

Tableau 5.1 : Moyenne mensuelle de la vitesse du vent en 2004 (m/s).

Table 5.1 : Mean monthly windspeed in 2004 (m/s).

	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon	Changins 1981-2000
Janvier	2.8	2.8	1.7	1.1	2.6	2.4
Février	2.5	2.5	1.4	1.1	2.6	2.8
Mars	2.5	2.8	1.4	1.1	2.5	3.4
Avril	3.0	3.3	1.7	1.1	2.3	3.5
Mai	2.8	2.8	1.7	1.1	2.0	3.0
Juin	2.5	2.5	1.4	1.1	2.0	3.0
Juillet	1.9	2.2	1.4	1.1	1.9	2.9
Août	1.9	2.2	1.4	1.1	1.6	2.7
Septembre	1.7	1.9	1.4	1.1	1.7	2.7
Octobre	1.9	1.7	1.1	1.1	1.7	2.5
Novembre	2.5	2.5	1.4	1.1	3.0	2.5
Décembre	2.5	2.2	1.4	1.1	2.7	2.6
Moyenne annuelle	2.4	2.4	1.4	1.1	2.2	2.8

Pour l'année 2004 à Changins, il n'a été enregistré que 28 jours à vent fort (> 5 m/s), (soit 2 jours de plus qu'en 2003) dont 10 sur le premier semestre et les 18 autres tous dans le mois de novembre, avec le 14/11/2004 une bise qui a soufflé en moyenne journalière à 22.9 m/s (figure 5.2).

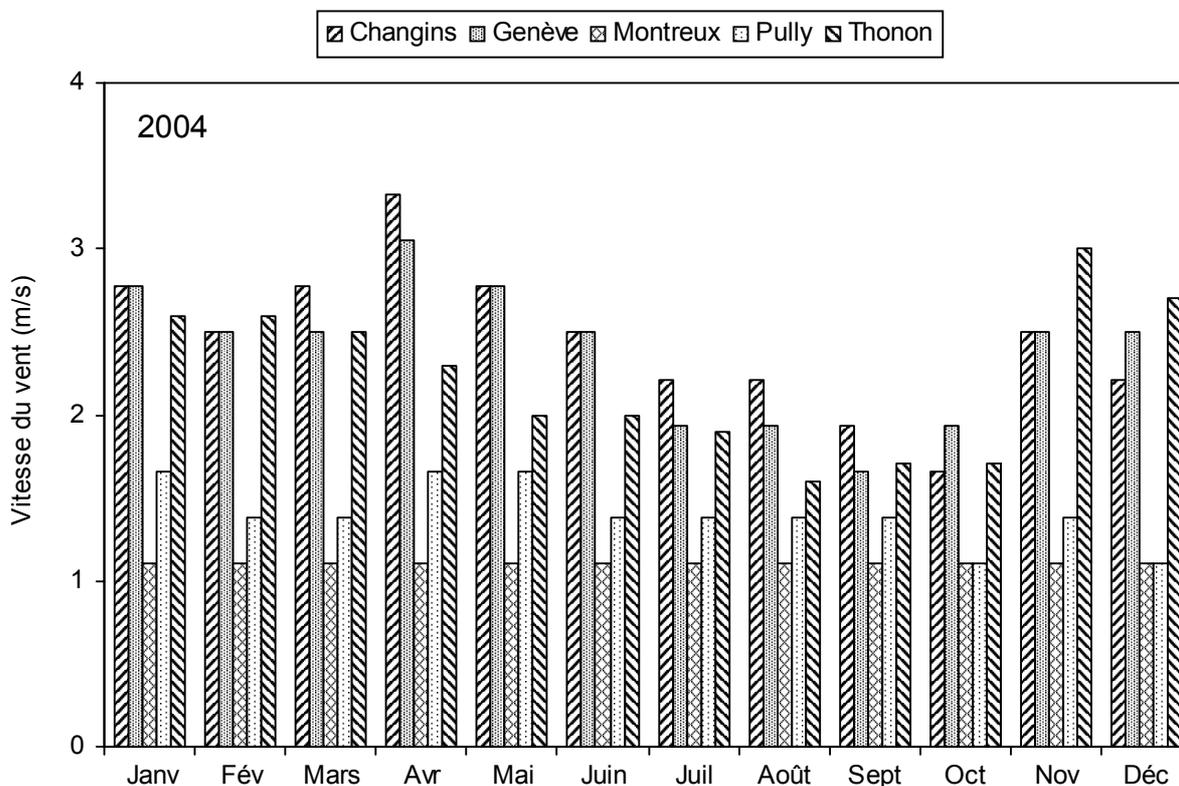


Figure 5.1 : Moyenne mensuelle de la vitesse de vent de chaque station à 13 heures en 2004.

Figure 5.1 : Mean monthly wind speed at each station at 1 p.m. in 2004.

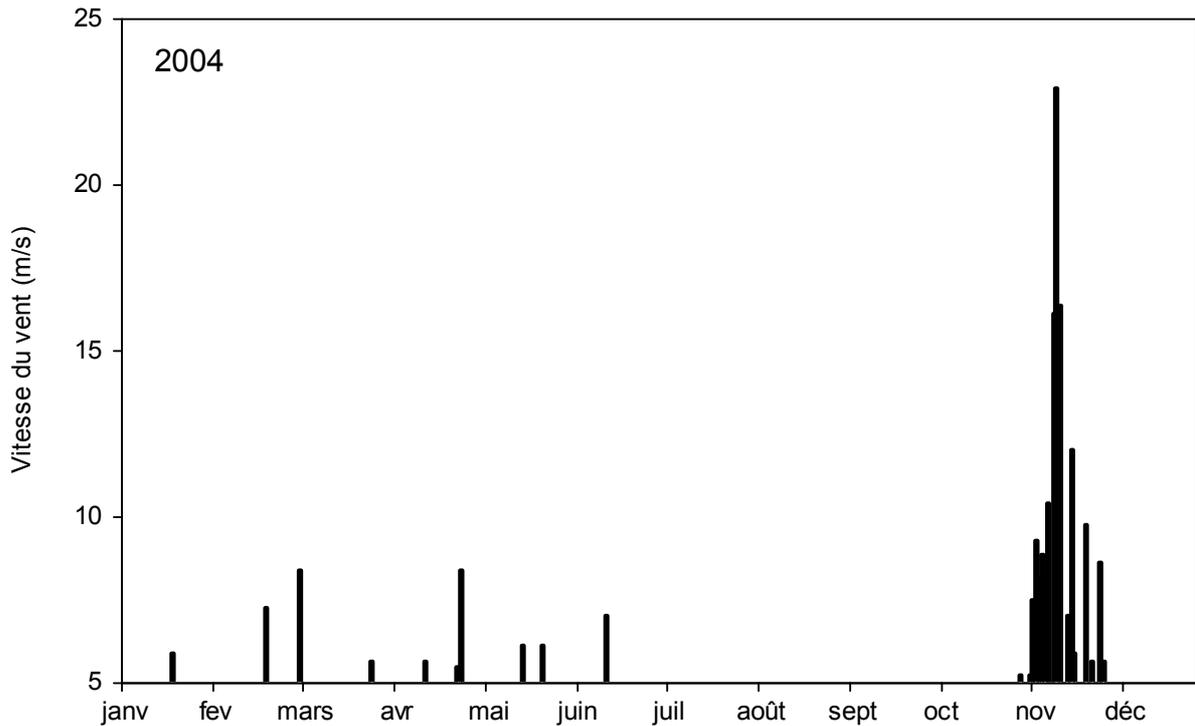


Figure 5.2 : Répartition annuelle (en 2004) des vents forts (> 5 m/s) à Changins à 13 heures.
Figure 5.2 : Annual distribution (in 2004) of strong winds (> 5 m/s) at Changins at 1 p.m.

7. CONCLUSIONS

L'année climatique 2004 sur les rives du Léman est encore une fois considérée comme une année chaude, avec 11.0°C de moyenne inter-stations. C'est la 12^e fois à Thonon depuis 1990 que la température moyenne de l'air dépasse 11.0°C. Avec 982 mm de précipitations, 2004 fut une année moyennement pluvieuse grâce notamment aux mois de janvier, août et octobre pendant lesquels il est tombé la moitié de la lame d'eau annuelle. L'insolation, comme le rayonnement global sont de nouveau supérieurs à leurs moyennes (2'000 h au lieu de 1'825 h et 13.2 MJ/m².d au lieu de 11.5 MJ/m².d). L'année 2004 fut faiblement venteuse. Les vents forts (> 5 m/s) furent légèrement plus nombreux qu'en 2003 (+2) et surtout enregistrés au cours du mois de novembre (18).

ÉVOLUTION PHYSICO-CHEMIQUE DES EAUX DU LÉMAN

PHYSICAL-CHEMICAL CHANGES IN THE WATERS OF LAKE GENEVA

Campagne 2004

PAR

Jérôme LAZZAROTTO

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

François RAPIN

SECRETARIAT DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN
CP 80, CH - 1000 LAUSANNE 12

Claude CORVI

243, chemin des Volandes, FR - 74380 CRANVES-SALES

RÉSUMÉ

Le brassage partiel des eaux au mois de mars 2004 a permis une réoxygénation de la colonne d'eau jusqu'à 245 m. Il est plus important que ceux des deux années précédentes (de l'ordre de 150 m). Les eaux du fond ont ainsi été réoxygénées suffisamment pour être à une concentration supérieure à 4 mgO₂/L jusqu'au mois de septembre.

Le brassage a entraîné un renouvellement des eaux superficielles en nutriments (P, N, Si, ...) du même ordre de grandeur que les années précédentes. Ces nutriments sont ensuite consommés (diminution de la concentration) à partir de fin mars avec le début de l'augmentation de l'activité photosynthétique, cette consommation est continue jusqu'au mois de novembre.

L'activité zooplanctonique se manifeste avec des pics d'azote ammoniacal dus au métabolisme du zooplancton à partir du 26 avril. La période des "eaux claires" correspondant au broutage du phytoplancton par le zooplancton est observée cette année le 7 juin, soit plus tard que les années précédentes.

L'évolution interannuelle des paramètres chimiques du Léman suit les mêmes tendances que les années précédentes : le stock en phosphore continue de diminuer (-10 % par rapport à 2004) soit une concentration moyenne de 29.5 µgP/L, et le stock en chlorure augmente.

ABSTRACT

This year, 2004, has been characterized by moderate churning of the water during the month of March, reoxygenating the water column down to 245 m, i.e. to a deeper level than in the two previous years, when the depth reached was only about 150 m. The bottom water was therefore sufficiently reoxygenated for the oxygen level to remain above 4 mgO₂/L until the month of September.

This churning led to the replenishment of nutrients (P, N, Si, ...) in the surface waters that was of the same order of greatness as in the previous years. These nutrients were then consumed (fall in concentration) from the end of March, when the increase in photosynthetic activity began, and this consumption continued until November.

Zooplankton activity, with peaks in ammoniacal nitrogen resulting from the metabolism of the zooplankton, was observed: there were significant NH₄ peaks from 26 April. The "clear water" phase, corresponding to phytoplankton grazing by the zooplankton, was observed this year on 7 June, i.e. later than in previous years.

The interannual change in the chemical parameters of Lake Geneva has followed the same trends as in previous years: the phosphorus reserve continues to decline (-10 % versus 2004), with a mean concentration of 29.5 µgP/L, whereas that of chloride is increasing.

1. MÉTHODES

La station de prélèvement SHL 2 au centre du Grand Lac entre Evian et Lausanne (coord. : 534.70/144.95) correspond à la partie la plus profonde du lac (-309.7 m). C'est la station de mesure des paramètres physico-chimiques représentée sur la figure 1.

La station SHL 2 est admise comme représentative du Grand Lac au point de vue physico-chimique quant à l'évolution à long terme (BLANC *et al.*, 1993).

• Profondeurs et fréquence d'échantillonnage - station SHL 2 (Grand Lac)

Le suivi de la qualité des eaux s'effectue aux profondeurs suivantes :

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 des prélèvements est adaptée au cycle biologique du lac. Elle est mensuelle de décembre à février, mois pendant lesquels l'activité biologique est réduite, et bimensuelle de mars à novembre, lorsque l'activité est intense et subit de fortes et rapides fluctuations. Il y a eu 20 campagnes de prélèvements en 2004.

Les prélèvements sont effectués, selon des techniques uniformisées, par l'Institut de Limnologie de Thonon-les-Bains, qui procède également à diverses mesures "in situ".

Les échantillons sont analysés par le laboratoire de la Station d'Hydrobiologie Lacustre (INRA-Thonon-les-Bains). La validité des résultats est testée deux fois par an par des analyses interlaboratoires auxquelles participent environ 20 laboratoires. En 2004, les résultats des différents laboratoires sont concordants (STRAWCZYNSKI, 2005).

De plus lors de chaque campagne, des profils verticaux (mesures à chaque mètre) de température, oxygène dissous, conductivité électrique, pH, turbidité, chlorophylle in vivo et transmission de la lumière sont réalisés à l'aide d'une sonde multiparamètres immergeable CTP 90 SST de Sea and Sun Technology (BLANC *et al.*, 1994).

Cette année, l'étude des métaux et des micropolluants organiques fait l'objet d'un chapitre à part dans les rapports Campagne 2004 (CORVI *et al.*, 2005).

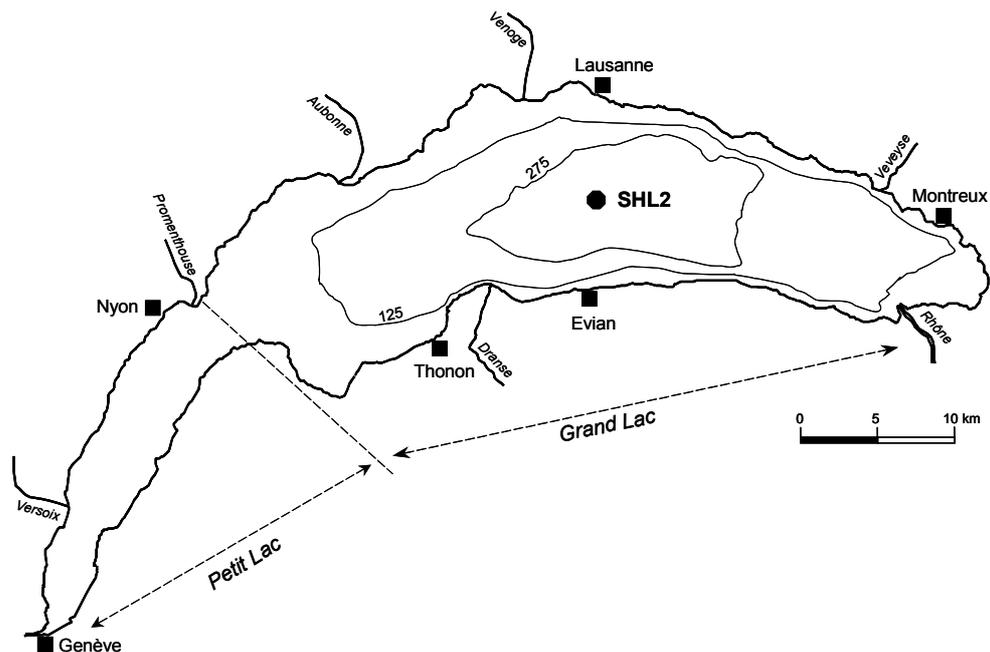


Figure 1 : Situation du point de prélèvement.

Figure 1 : Location of the sampling position.

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

L'hiver 2003-2004 a été assez froid, on observe une température constante de 6.0°C sur toute la hauteur de la colonne d'eau lors de la campagne du 11 mars 2004, mais encore une fois les vents n'ont pas été suffisamment forts pour homogénéiser l'ensemble de la colonne d'eau. Le brassage atteint cette année 245 m. Durant les deux années précédentes, nous avons observé un brassage aux alentours de 150 m (150 m en 2002 et 160 m en 2003). Le brassage de 2004 est donc plus important même s'il n'a pas atteint le fond du lac.

La réoxygénation des eaux du fond a continué après le brassage pour atteindre un maximum en oxygène dissous le 10 mai 2004 avec 5.6 mgO₂/L.

La figure 2 indique le profil, obtenu par la sonde multiparamètres, après le brassage. On observe des températures homogènes tout le long de la colonne d'eau et des concentrations en oxygène et des valeurs de conductivité homogènes jusqu'à 245 m.

Les figures 3 à 7 illustrent l'évolution du paramètre "température" de l'air et des eaux. La figure 6 indique un retour aux valeurs habituelles des températures estivales.

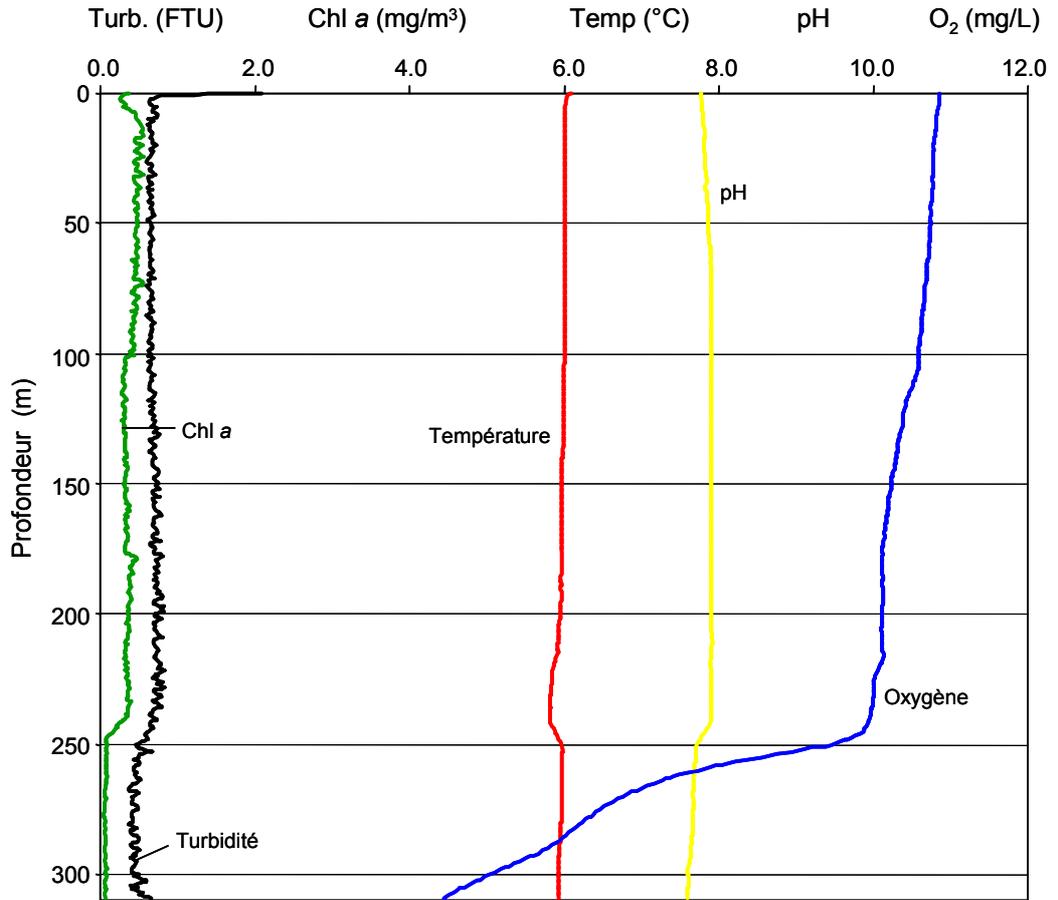


Figure 2 : Profil à la sonde multiparamètres (11.03.2004).

Figure 2 : Multi-Parameter Water Quality Logger profile (11.03.2004).

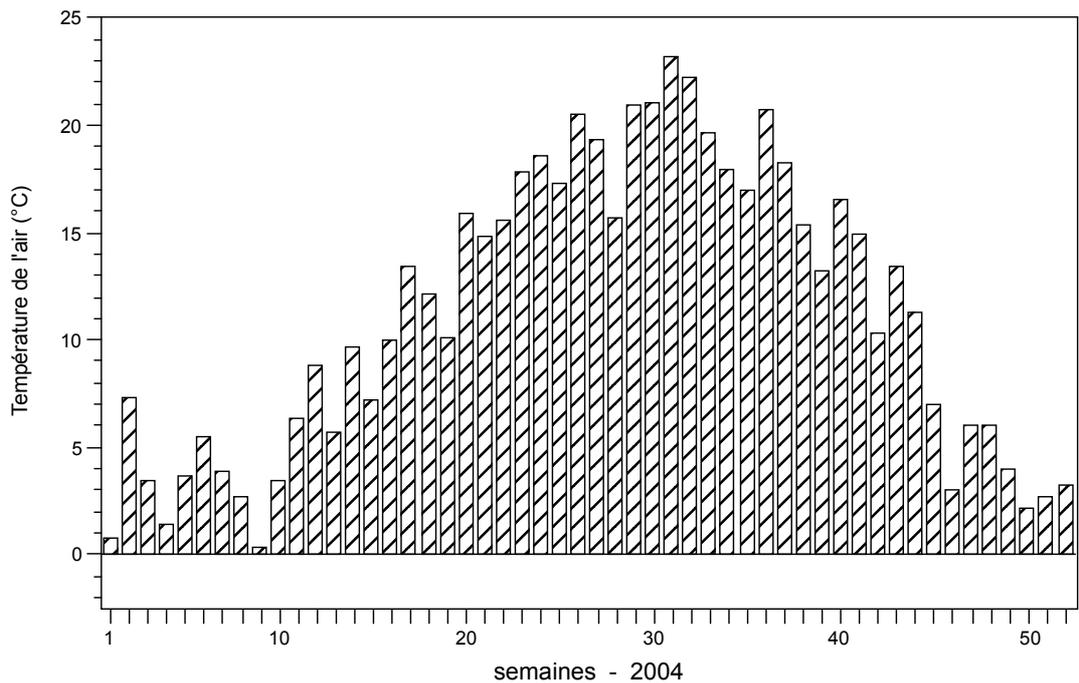


Figure 3 a : Température moyenne hebdomadaire de l'air à la station de Pully en 2004.

Figure 3 a : Mean weekly air temperature at the Pully station in 2004.

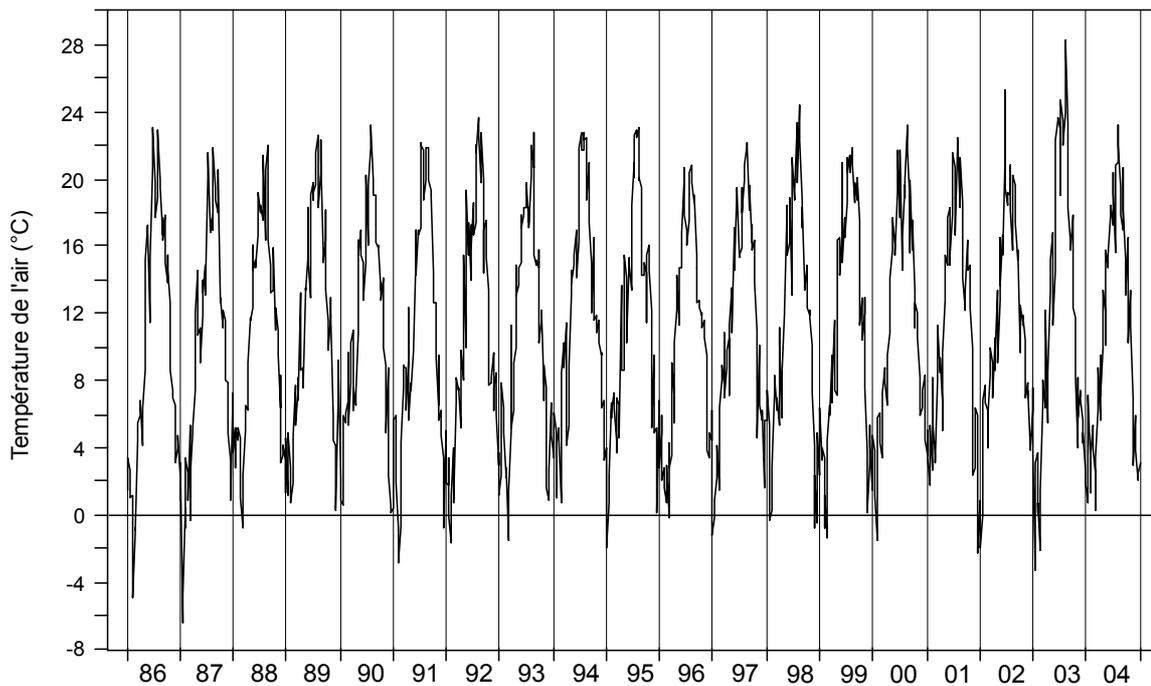


Figure 3 b :Température moyenne hebdomadaire de l'air à la station de Pully de 1986 à 2004.
Figure 3 b : Mean weekly air temperature at the Pully station from 1986 to 2004.

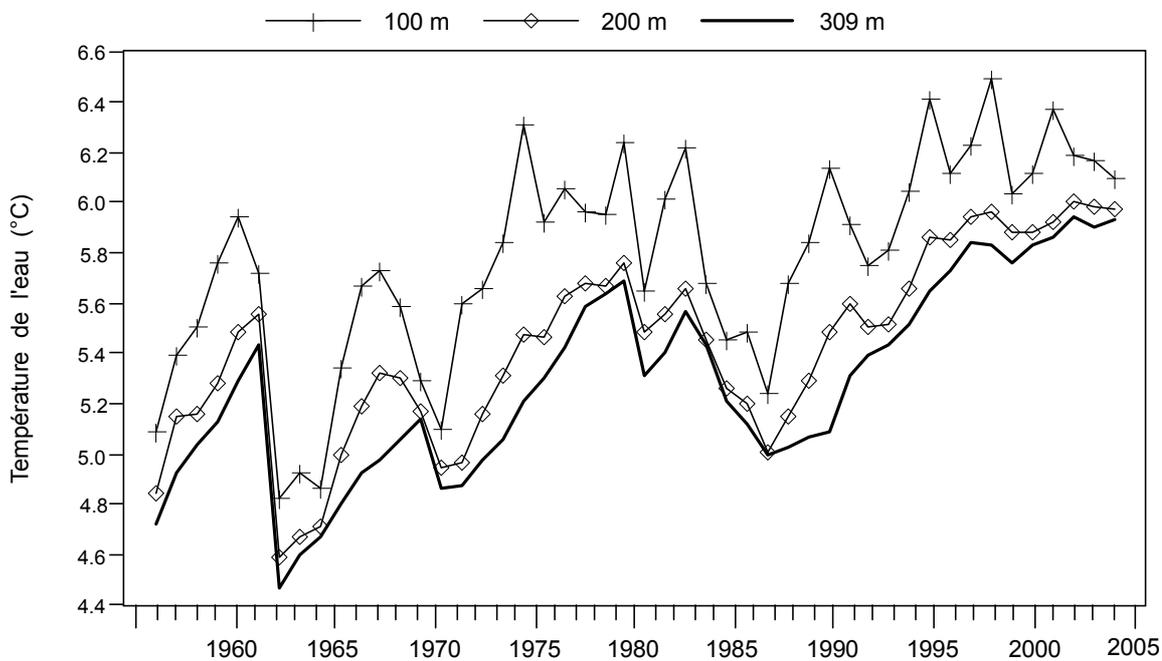


Figure 4 : Evolution de la température moyenne annuelle de l'eau à 100, 200 et 309 mètres de profondeur, Léman - Grand Lac (SHL2).
Figure 4 : Change in the mean annual water temperature at depths of 100, 200 and 309 meters, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

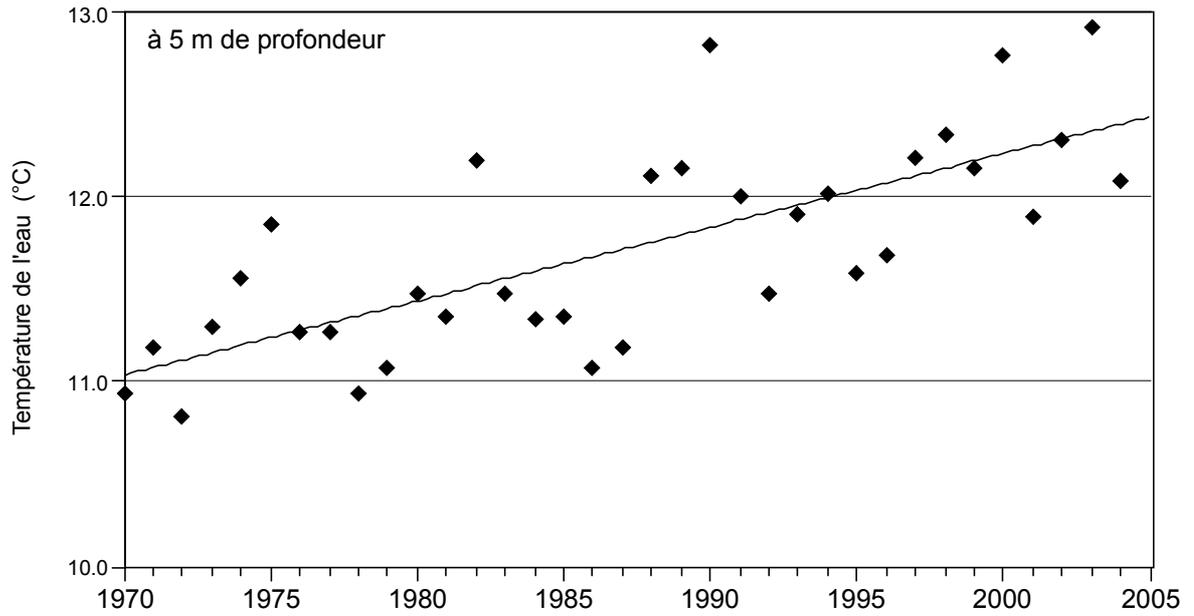


Figure 5 : Evolution de la température moyenne annuelle de l'eau du Léman à 5 mètres de profondeur - Grand Lac (SHL2).

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

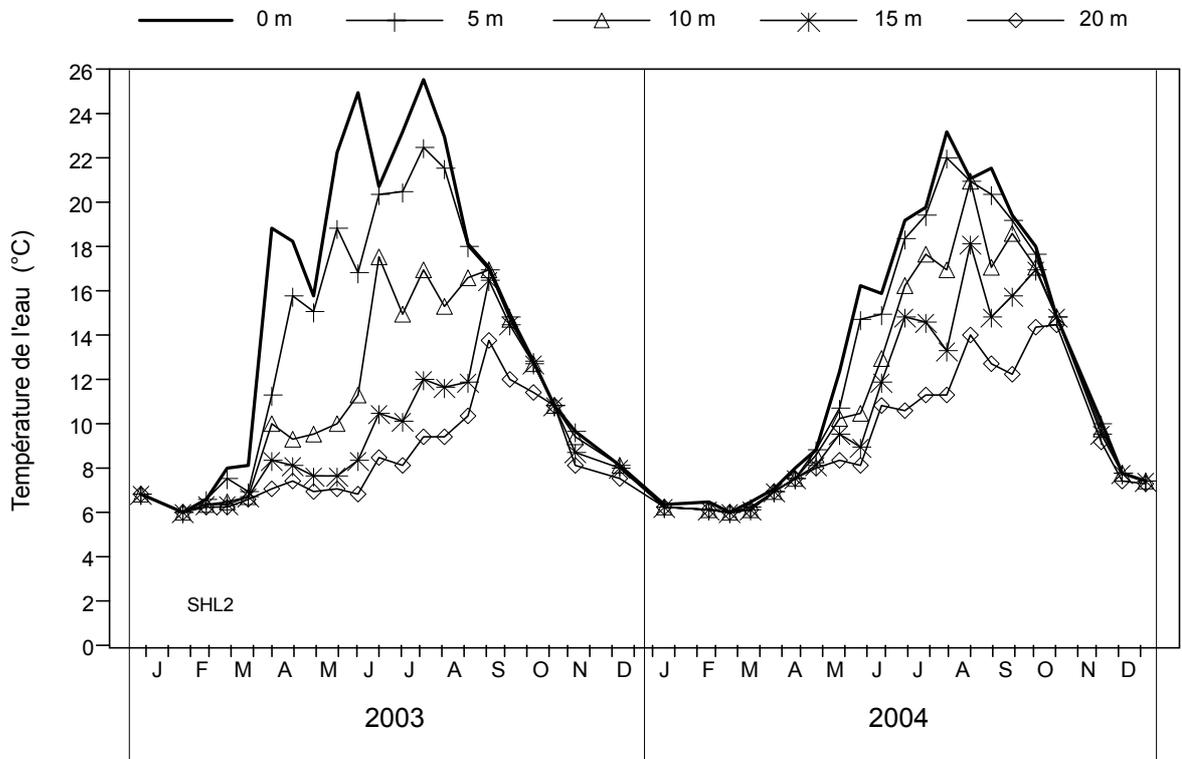


Figure 6 : Température de l'eau des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m) du Léman - Grand Lac (SHL2).

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

Température (°C) - Léman / Grand Lac (SHL 2) - 1996 à 2004

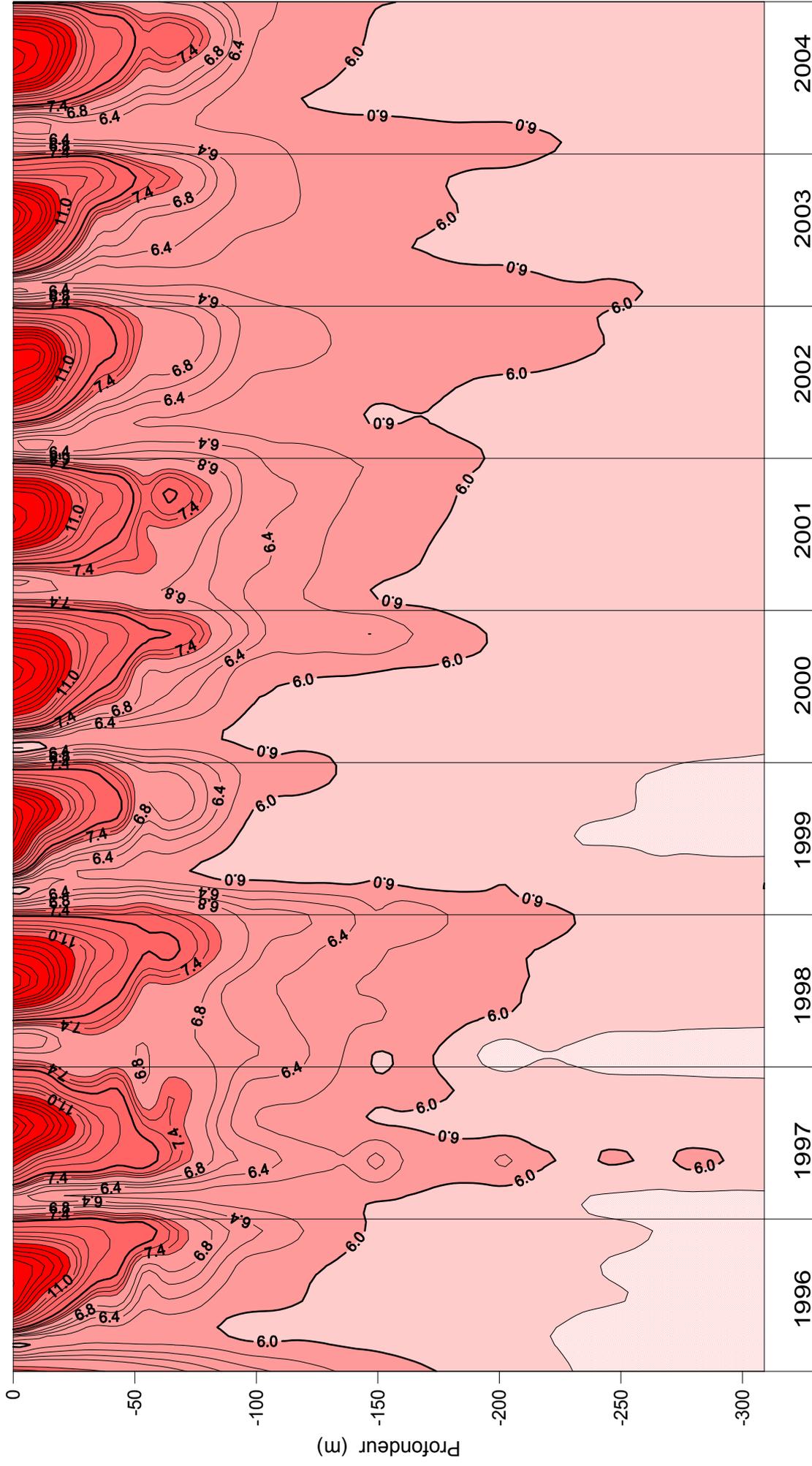


Figure 7 : Température des eaux du Léman (Grand Lac - SHL2) en fonction de la profondeur (N.B. : suivant le nombre d'années prises en considération, de très légères modifications de présentation graphique peuvent apparaître (différence de lissage des courbes d'isothermes)).

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

3. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES

3.1 Brassage hivernal et reprise de l'activité photosynthétique au printemps

Le brassage hivernal du début de l'année 2004 provoque un réapprovisionnement des couches superficielles en nutriments à partir des couches profondes. La concentration en orthophosphate est remontée à 22 µgP/L en début mars 2004; ce renouvellement est du même ordre de grandeur que les années précédentes (figure 9).

Parallèlement, la concentration en azote nitrique est remontée à 670 µgN/L (figure 10), celle de la silice dissoute à 1.49 mg/L (figure 11) dans les couches superficielles au mois de mars.

La transparence maximale observée est de 11.3 m le 25 février 2004. Cette valeur est moins élevée que celle relevée en 2003 comme on peut le voir sur la figure 12.

L'activité photosynthétique a faiblement démarré à partir de fin mars avec le réchauffement des eaux superficielles, puis a continué plus intensément jusque début mai (figure 10 : chute de la concentration des nutriments en surface occasionnée par l'activité photosynthétique).

Cette activité correspond à la consommation des nutriments (PO_4^{3-} , SiO_2 , NO_3^- : figures 9 à 11) provoquée par la croissance du phytoplancton. On observe pour cette période une forte turbidité des eaux superficielles et donc de faibles valeurs de transparence, ainsi qu'une transparence inférieure à 8 m durant tout le reste de l'année (figure 12).

La croissance du phytoplancton se fait par photosynthèse et elle provoque ainsi une augmentation de l'oxygène dissous. On observe donc une augmentation continue de la concentration en oxygène dissous dans les couches superficielles à partir de fin mars, à la différence de l'année 2003 durant laquelle l'augmentation a été beaucoup plus brutale et plus importante du fait des températures exceptionnellement élevées. Un maximum des concentrations en oxygène dissous est atteint lors de la campagne du 14 avril 2004 avec 12.1 mgO₂/L à 15 m. Sur l'ensemble de la période de photosynthèse significative, l'augmentation de la concentration en oxygène dissous est moins importante dans les couches superficielles que lors des années précédentes (13.5 mgO₂/L en surface le 24 mars 2003 et 16.6 mgO₂/L le 18 mars 2002). Cette tendance est identique même pour les moyennes pondérées 0-10 m : 12.1 mgO₂/L le 10 avril 2004, 13.1 mgO₂/L le 28 avril 2003 et 14.2 mgO₂/L le 18 mars 2002 (figure 13). Cela est en accord avec les observations qui montrent une "légère diminution" de l'activité phytoplanctonique entre 2003 et 2004 (TADONLEKE, 2005).

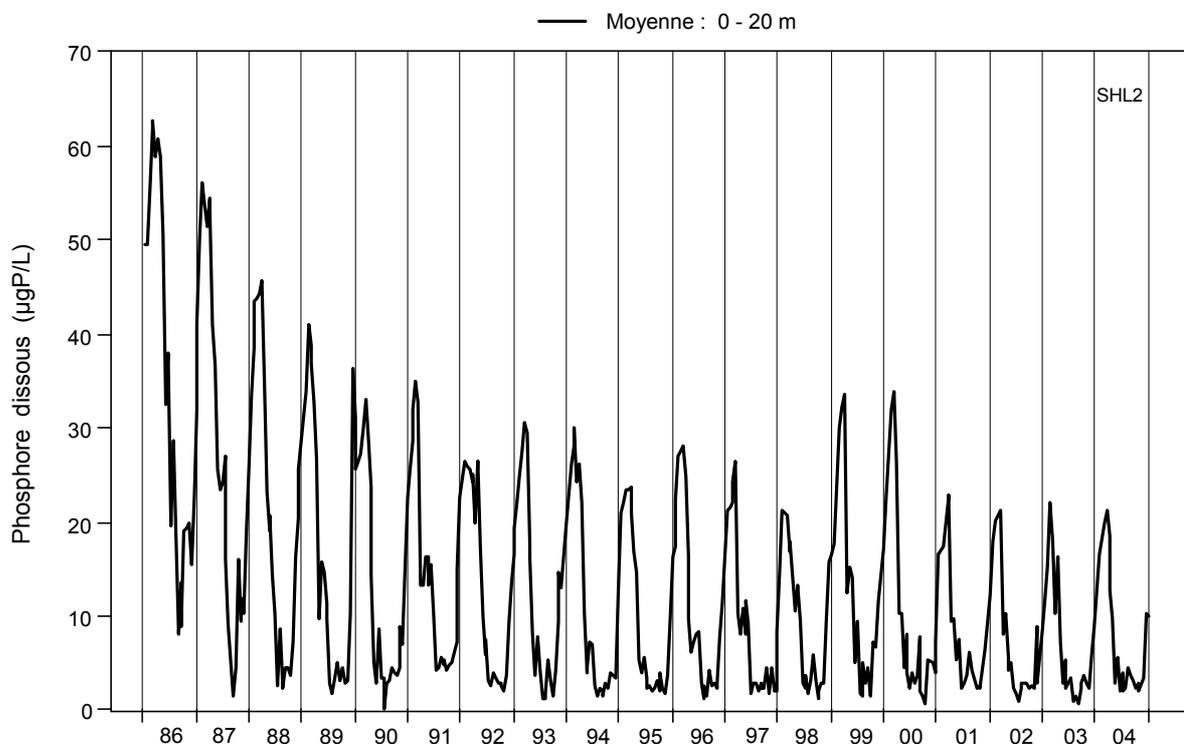


Figure 8 : Concentration en phosphore dissous (PO_4^{3-}) des eaux de la couche superficielle (moyenne 0-20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

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

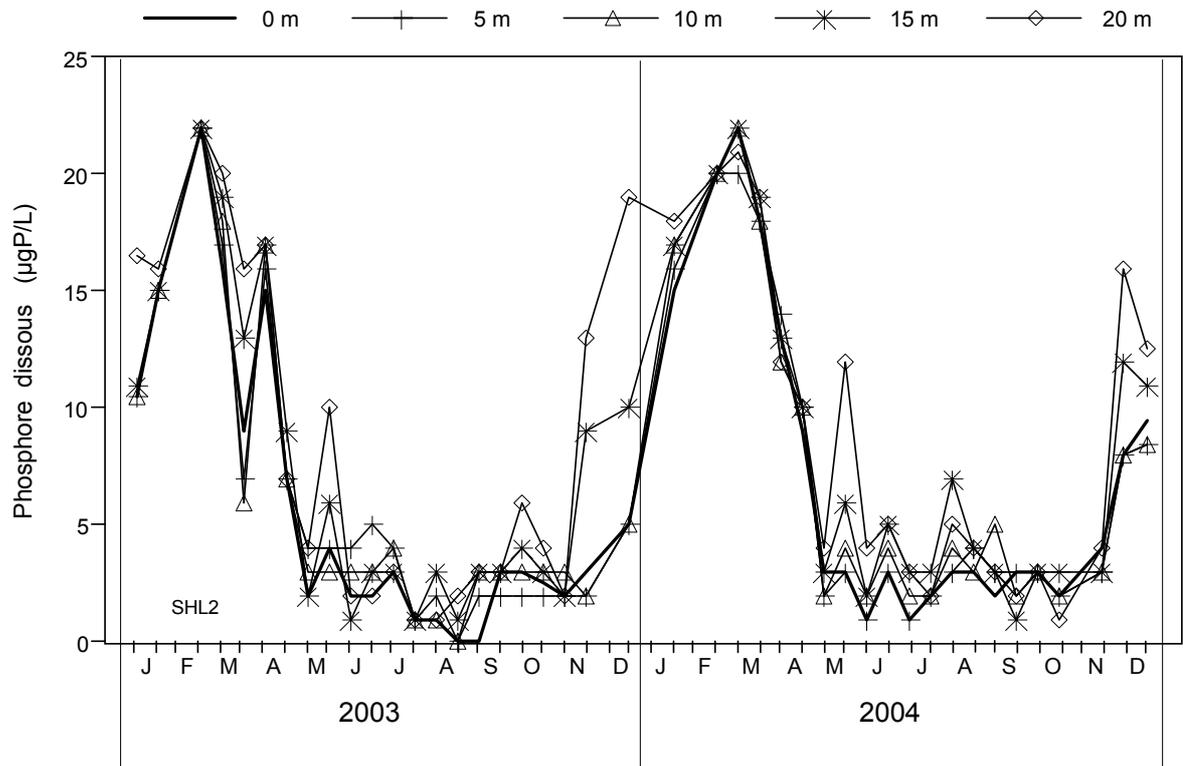


Figure 9 : Concentration en phosphore dissous (PO_4^{3-}) des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

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

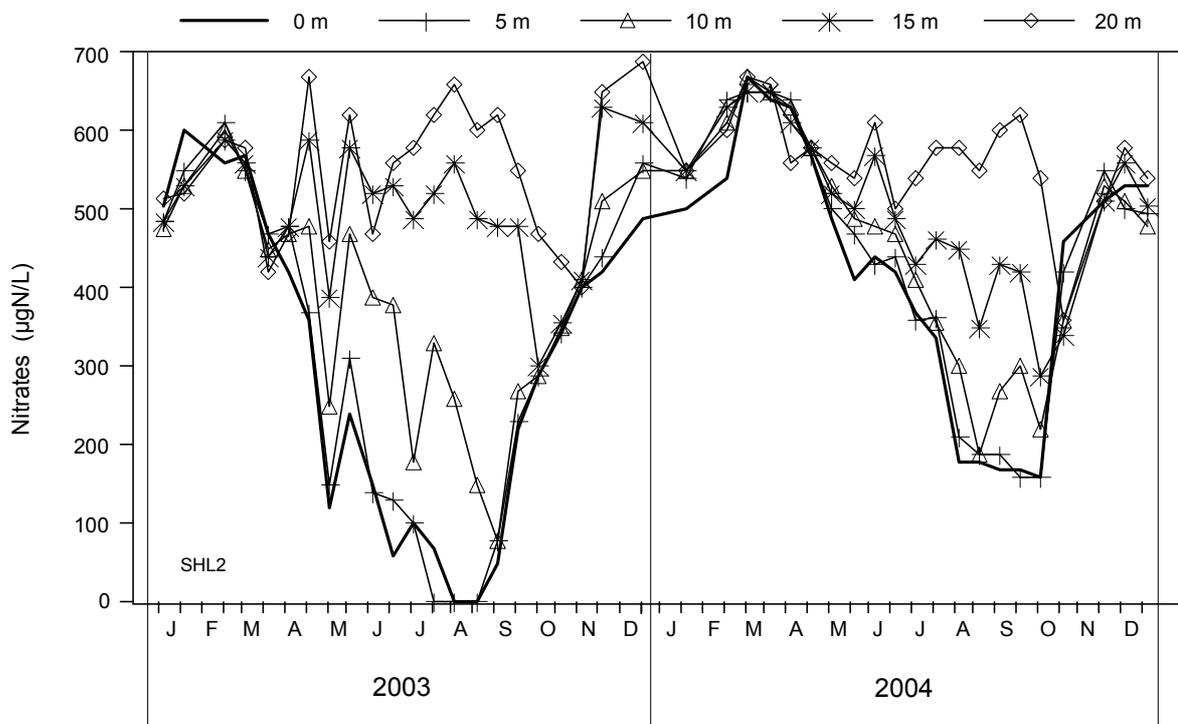
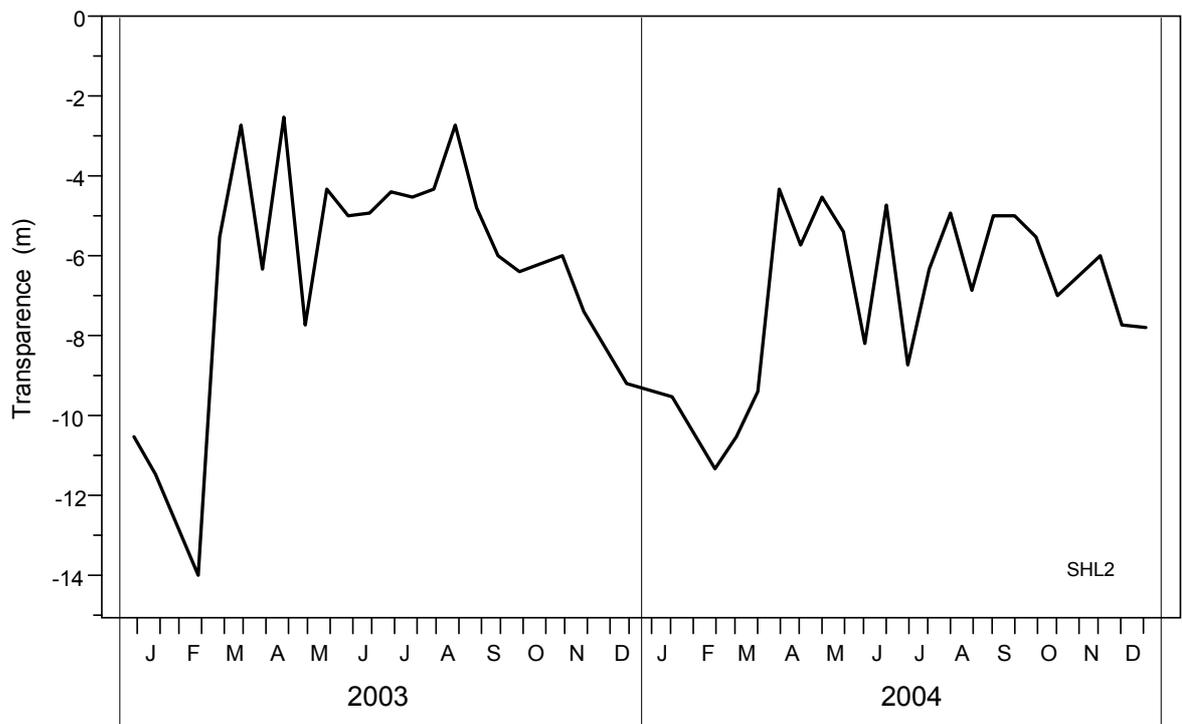
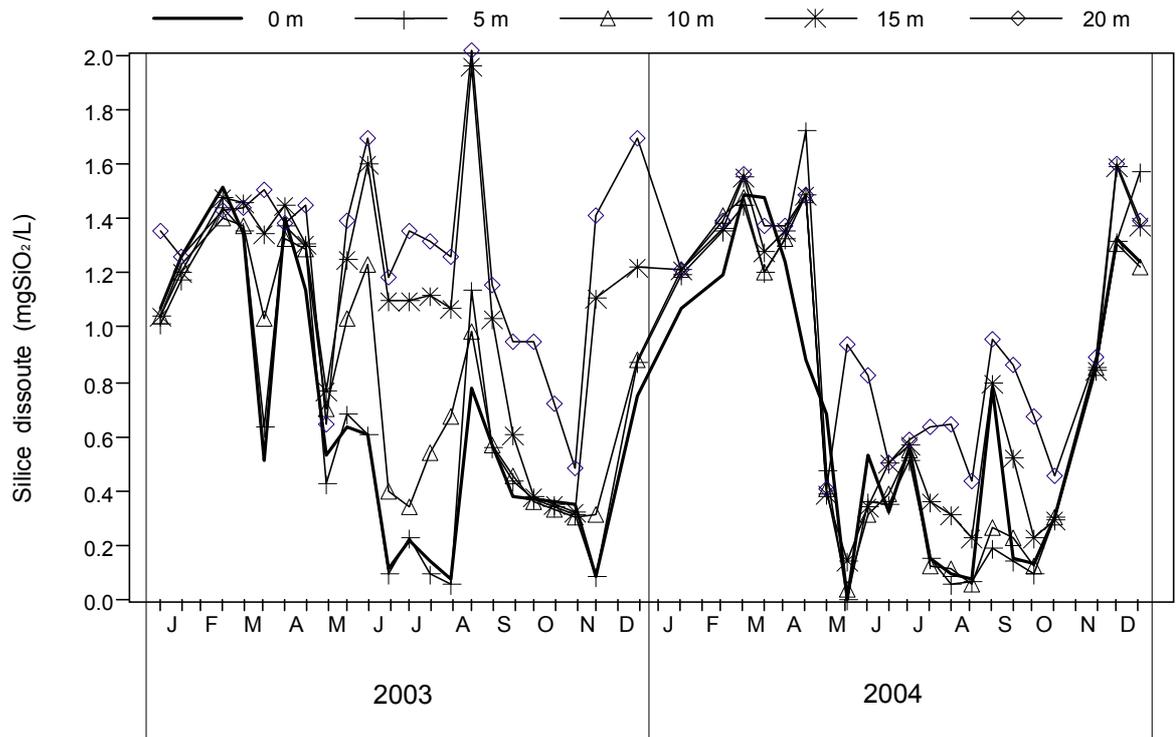


Figure 10 : Concentration en nitrate (NO_3^-) des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

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



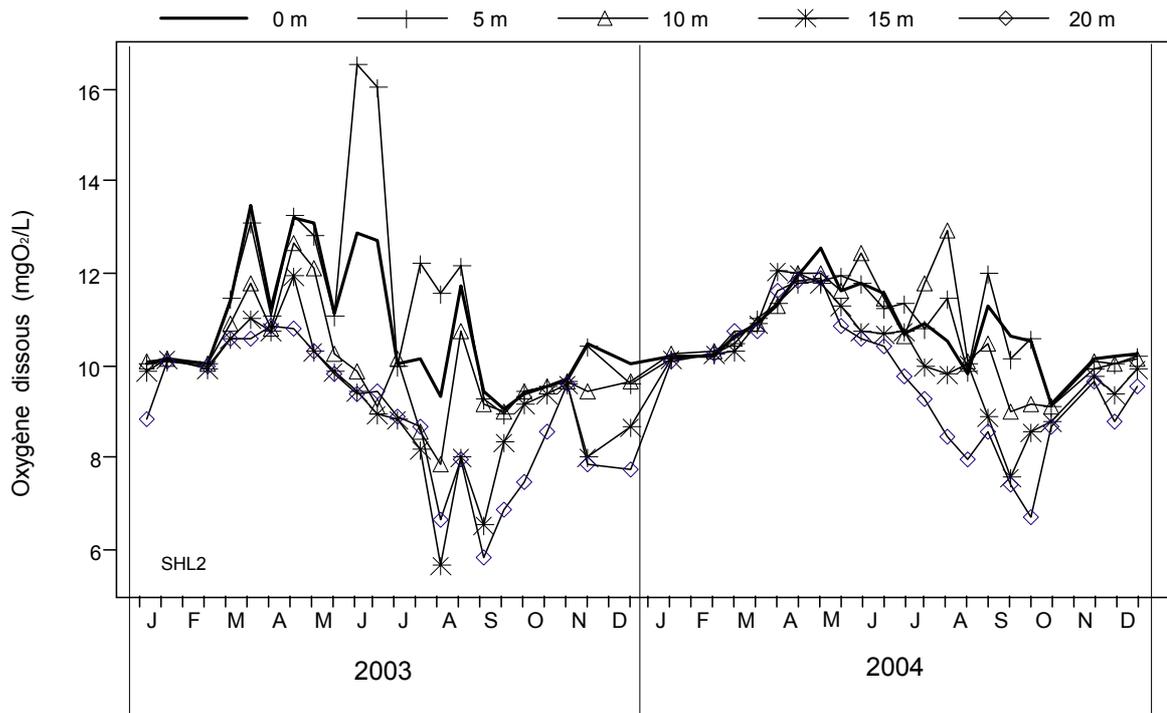


Figure 13 : Concentration en oxygène dissous des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

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

3.2 Reste de l'année

La période dite des "eaux claires" est liée au développement du zooplancton : le zooplancton consomme le phytoplancton et réduit ainsi la turbidité des eaux de surface. Cette période est caractérisée par une augmentation de la transparence et du zooplancton. On l'observe cette année au mois de juin avec une transparence maximale de 8.20 m (07.06.2004). Ce maximum de l'activité zooplanctonique est observé plus tard que les années précédentes (mai en 2003 et avril en 2002) (cf. figure 12 et ANNEVILLE et al.,2005).

Dans son cycle biologique, le zooplancton rejette de l'azote ammoniacal, ainsi on observe des pics de concentration en ion ammonium lors de l'activité zooplanctonique; ces pics s'observent de la campagne du 26 avril 2004 à celle du 19 juillet 2004 et jusqu'à une profondeur de 35 m. Au début de cette activité, les valeurs fortes d'azote ammoniacal sont observées de la surface jusqu'à 35 m, ensuite la couche d'activité zooplanctonique se réduit aux alentours des 15 m de profondeur. On observe le maximum lors de la campagne du 6 juillet 2004 avec 32 µgN/L à 15 m. Ces pics d'azote ammoniacal sont beaucoup moins importants que les années précédentes comme on peut le constater sur la figure 13; de même que les quantités émises entre 0 et 100 m : au maximum 1'000 tonnes de N-NH₄ le 10 mai 2004 contre 1'500 tonnes de N-NH₄ le 12 mai 2003. Cependant les biovolumes de zooplancton mesurés ainsi que les comptages d'individus ne permettent pas de déterminer une diminution du zooplancton (ANNEVILLE et al.,2005).

L'activité phytoplanctonique est continue de mars à novembre et entraîne une consommation continue des nutriments dans les couches superficielles. La silice, les orthophosphates et les nitrates diminuent ensemble (figures 9 à 11) et restent à des concentrations faibles jusqu'au mois de novembre, mais ne sont pas entièrement consommés. Les valeurs de nitrates sont toujours supérieures à 150 µgN/L et les orthophosphates sont présents à des concentrations comprises entre 1 et 5 µgP/L de mai à novembre dans la couche de 0 à 35 m.

Cette activité est accompagnée d'un pic de carbone particulaire et d'azote particulaire. Le carbone particulaire atteint un maximum lors de la campagne du 20 septembre 2004 avec 613 µgC/L à 7.5 m (figure 15).

Pour l'ensemble de l'année, les températures des couches superficielles sont inférieures à celles de 2003 et sont du même ordre de grandeur que celles des dernières années, l'été 2003 ayant été exceptionnellement chaud (figure 6).

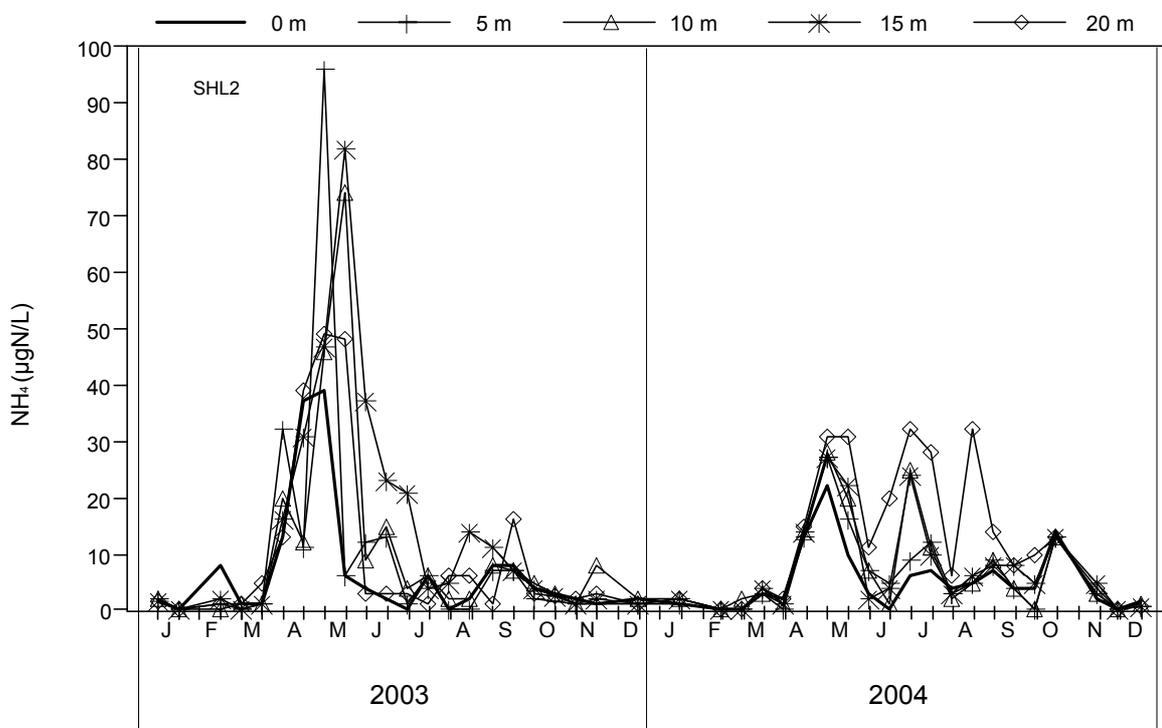


Figure 14 : Concentration en azote ammoniacal des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

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

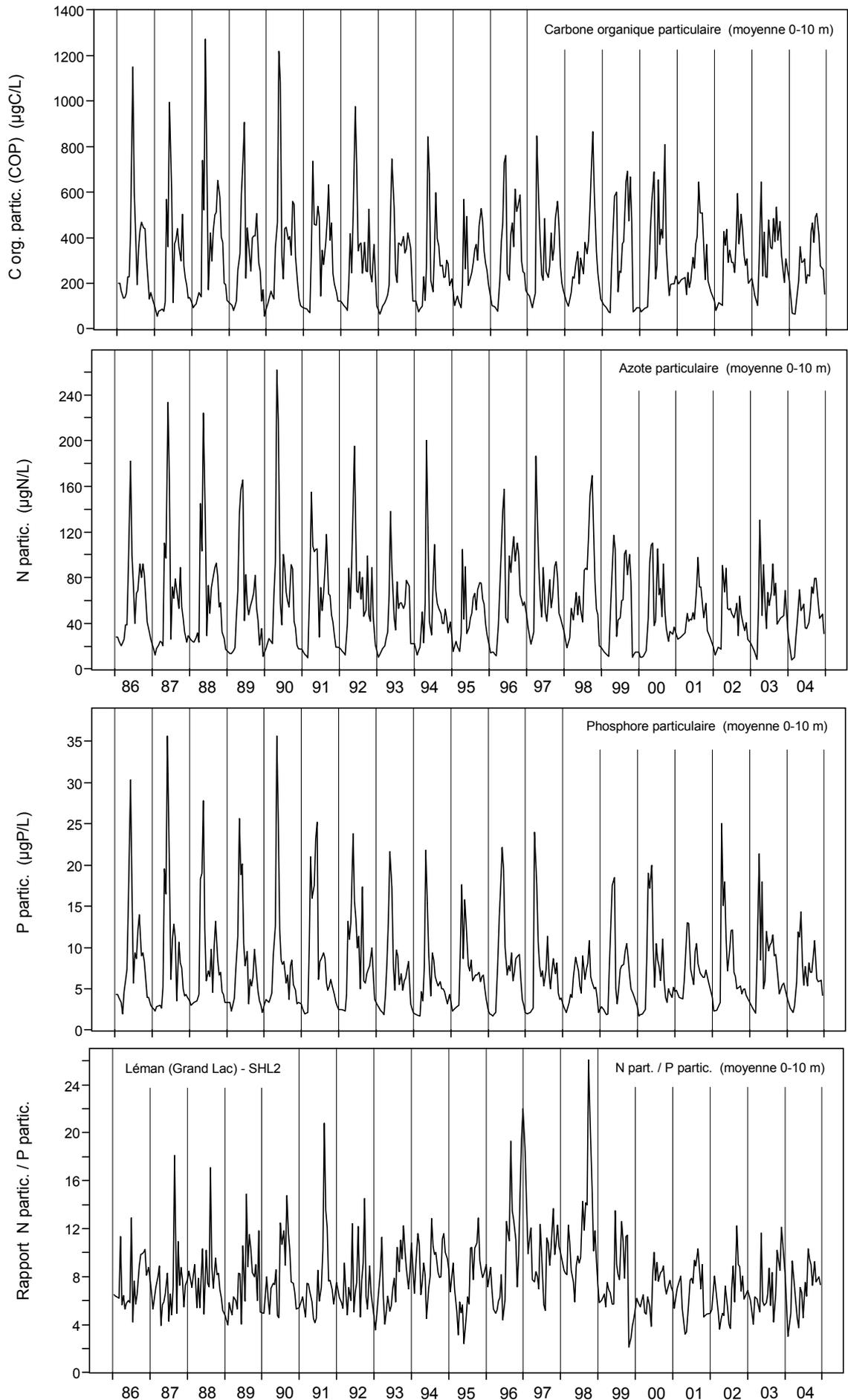


Figure 15 : Concentrations en carbone organique, azote et phosphore particulaires des eaux de la couche superficielle (0-10 m) et rapport Nparticulaire / Pparticulaire, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 15 : Concentrations of particulate organic carbon, nitrogen and phosphorus, as well as the N : P (particulate) in the surface water (0-10 m) of Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

4. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES PROFONDES

Depuis 1986, on n'a pas observé de brassage absolument complet du lac; une température identique de l'eau de la surface jusqu'au fond du lac et des vents suffisamment forts sont les conditions permettant le brassage complet des eaux et leur homogénéisation. Le dernier brassage presque complet remonte à 1999 comme on peut le voir sur la figure 16 qui indique le niveau de réoxygénation des eaux du fond du lac depuis 1986.

L'homogénéisation de la colonne d'eau atteint 245 m; elle est observée lors de la campagne du 11 mars 2004 et est insuffisante pour assurer la réoxygénation totale des eaux du fond (figures 16 et 18).

Lors du brassage, la concentration en oxygène dissous atteint 5.6 mgO₂/L, elle se maintient au-dessus de 4 mgO₂/L jusqu'au mois de septembre puis descend aux environs de 2 mgO₂/L. La moyenne de la teneur en oxygène au fond du Grand Lac en 2004 est de 4.2 mgO₂/L, soit la même qu'en 2003 (figure 20).

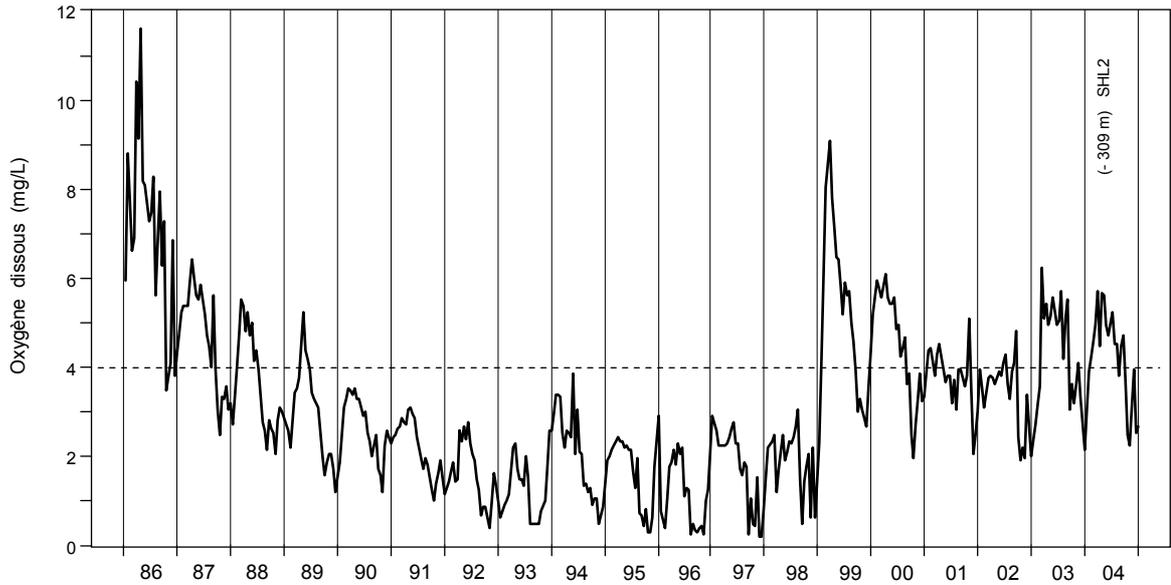


Figure 16 : Concentration en oxygène dissous des eaux du fond, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 16 : Concentration of dissolved oxygen in the bottom water of Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

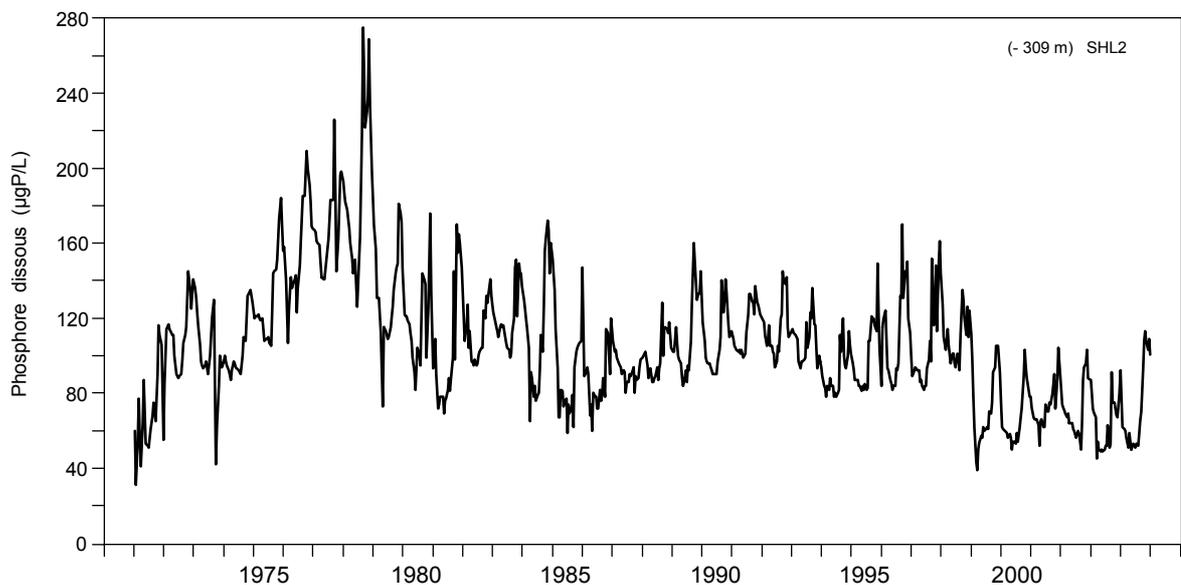


Figure 17 : Concentration en phosphore dissous (PO₄³⁻) des eaux du fond, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 17 : Concentration of dissolved phosphorus (PO₄³⁻) in the bottom water of Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

Oxygène (mg/l) - Léman / Grand Lac (SHL 2) - 1996 à 2004

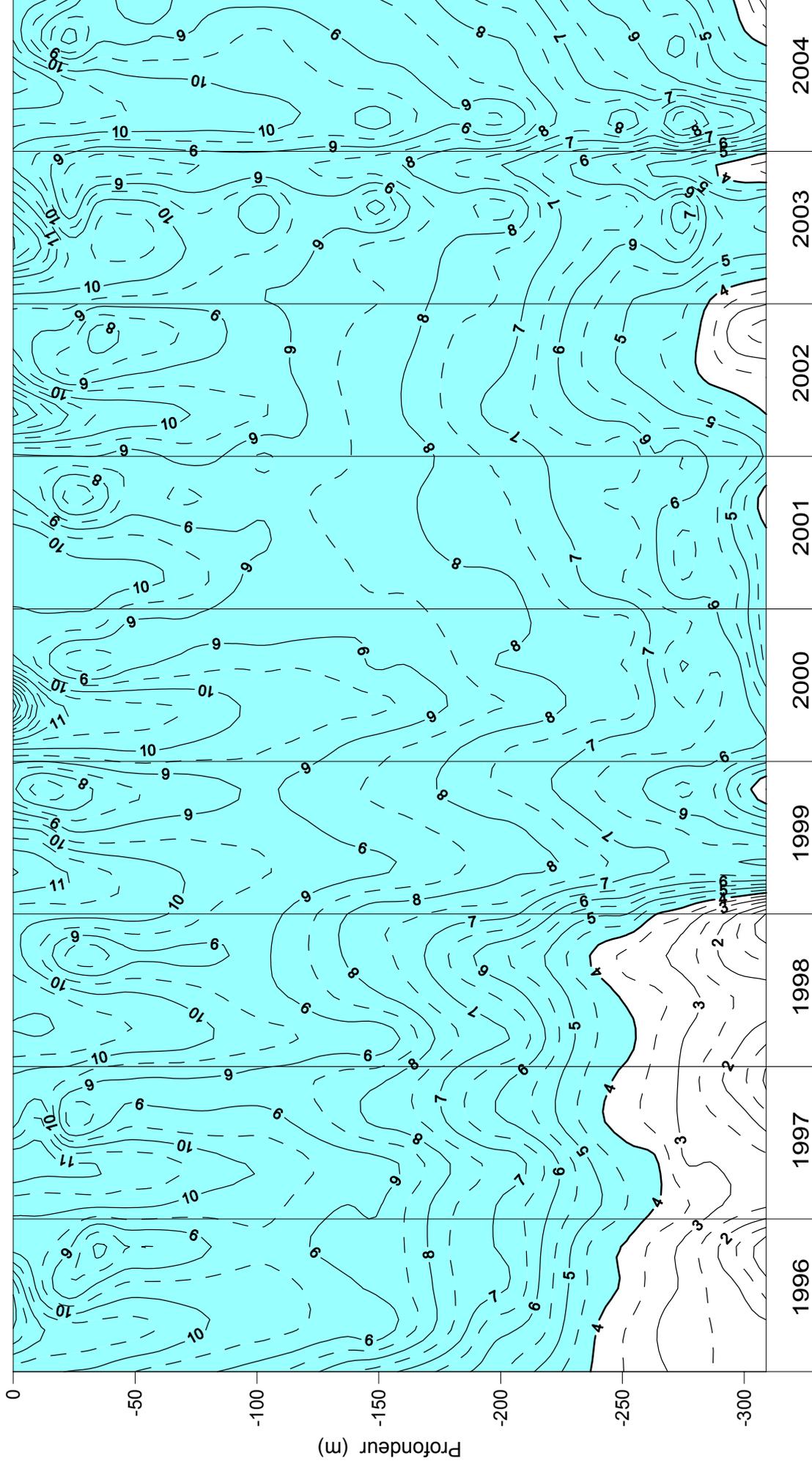


Figure 18 : Concentration en oxygène dissous des eaux du Léman (Grand Lac - SHL2) en fonction de la profondeur (zone bleue = concentration supérieure à 4 mgO₂/L)

(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 18 : Concentration of dissolved oxygen in the water of Lake Geneva (Grand Lac - SHL2) as a function of depth (blue zone = concentration > 4 mgO₂/L)

(N.B. : depending on how many years are taken into consideration, there may be some very slight differences in the graphical presentation (differences in the smoothing of the isothermal curves)).

L'oxygénation dans les eaux profondes a été suffisante pour limiter la réduction des sels de manganèse et leur diffusion à partir des sédiments (figure 19), qui entraîne la remise en solution de l'orthophosphate contenu dans les sédiments (figure 17). Cette diffusion reste faible et du même ordre que les années précédentes : 113 µgP/L au maximum le 20 octobre 2004 (contre 93 µgP/L en 2003).

Une estimation de la quantité d'orthophosphate relarguée du fond du lac donne un maximum de 68 tonnes de P lors de la campagne du 13 décembre 2004, ce qui correspond à 3% du stock total et environ l'équivalent des apports externes en orthophosphate (QUETIN et al., 2005). En 2003 le relargage de P a atteint au maximum 36 tonnes le 9 décembre.

Ces quantités sont calculées à partir des dosages sur les prélèvements ponctuels du fond du lac (275 m, 290 m, 300 m, 305 m et fond); lors de la campagne 2005 des prélèvements seront effectués à plusieurs niveaux de profondeur supplémentaires au fond du lac lors du relargage, afin de déterminer plus exactement les apports de phosphore à partir des sédiments.

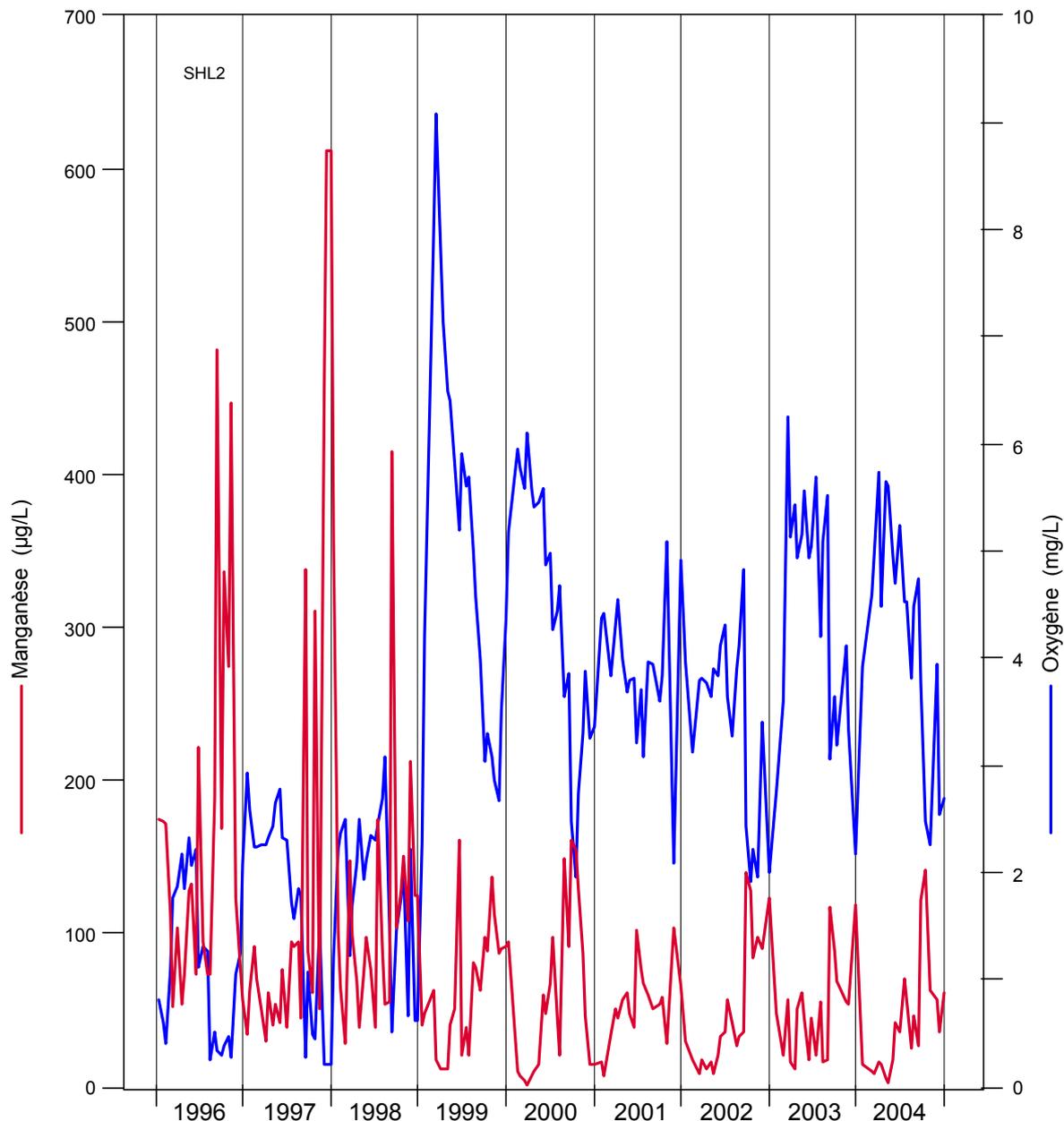


Figure 19 : Concentrations comparées en manganèse total et en oxygène dissous des eaux du fond, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 19 : Comparison of the changes in the concentrations of total manganese and dissolved oxygen in the bottom water of Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

5. ÉVOLUTION INTERANNUELLE DES PRINCIPAUX PARAMÈTRES

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

5.1 Oxygène dissous

Le brassage observé au mois de mars 2004 n'a pas permis une réoxygénation totale des couches profondes.

Sur les figures 16 et 20, la limite pointillée et sur la figure 18, la limite trait plein indiquent le seuil des 4 mgO₂/L correspondant aux exigences relatives à la qualité des eaux, Annexe 2 de l'Ordonnance suisse sur la protection des eaux (OEaux) du 28 octobre 1998 qui précise : "Pour les lacs, il faut [...] que [...] la teneur en oxygène de l'eau ne soit à aucun moment et à aucune profondeur, inférieure à 4 mgO₂/L [...]. Les conditions particulières sont réservées."

Les eaux du fond ne restent à une concentration en oxygène dissous supérieure à 4 mgO₂/L que jusqu'à mi-septembre; ensuite la concentration est inférieure à cette limite avec un minimum le 20 octobre 2004 (2.25 mgO₂/L). La concentration moyenne annuelle est de 4.21 mgO₂/L.

La figure 20 indique que depuis 2003, la teneur en oxygène ne diminue pas de la même manière que dans les années 1990, le fond du lac a durant la majorité de l'année une teneur supérieure à 4 mgO₂/L. De plus le carbone organique total a diminué de moitié depuis les années 1990 (figure 16), ce qui laisse supposer que la biomasse a diminué aussi, bien que "les variations de la biomasse et de la production phytoplanctonique ne sont pas clairement perceptibles" (TADONLEKE, 2005).

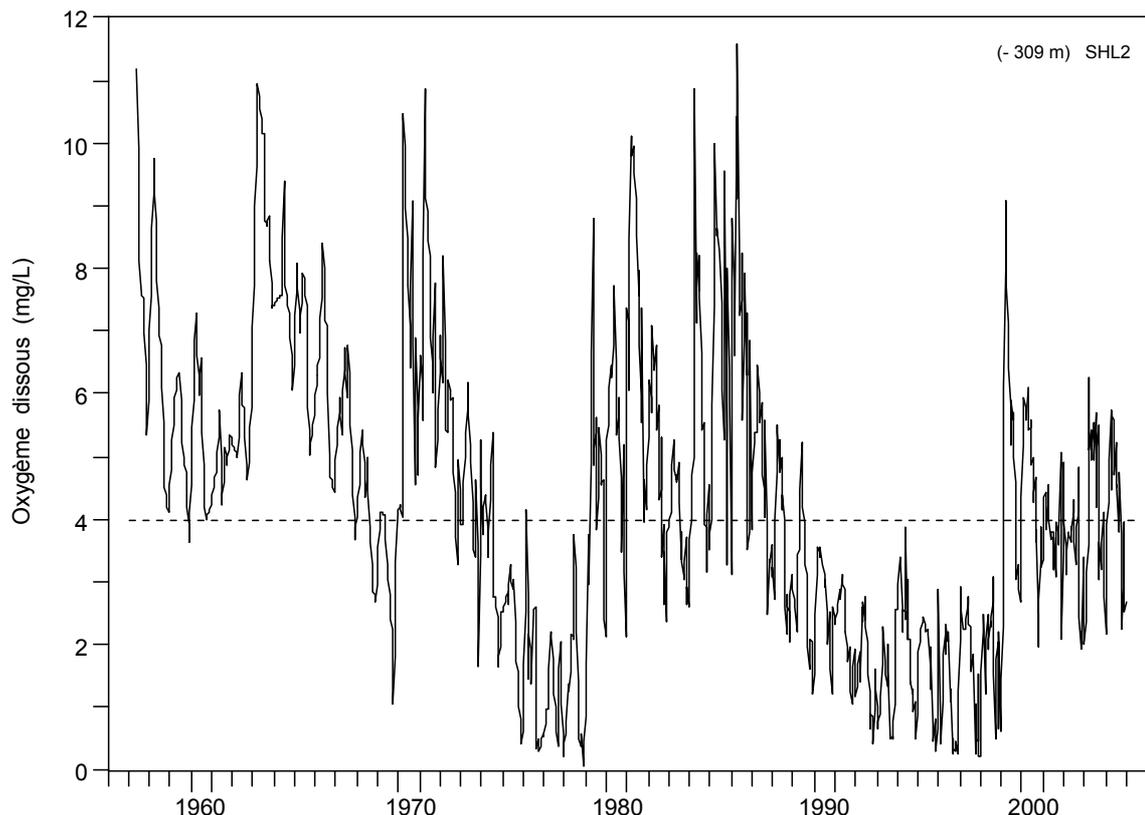


Figure 20 : Concentration en oxygène dissous des eaux du fond, Léman - Grand Lac (SHL2)

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

¹ Les concentrations moyennes pondérées sont calculées de la façon suivante :

$$C = \frac{\sum (C_i \cdot V_i)}{V}$$

avec

C_i = concentration dans la strate
V_i = volume de la strate
V = volume total du Grand Lac

La figure 21 indique l'évolution de l'épaisseur de la couche d'eau de concentration inférieure à 4 mgO₂/L depuis 1957.

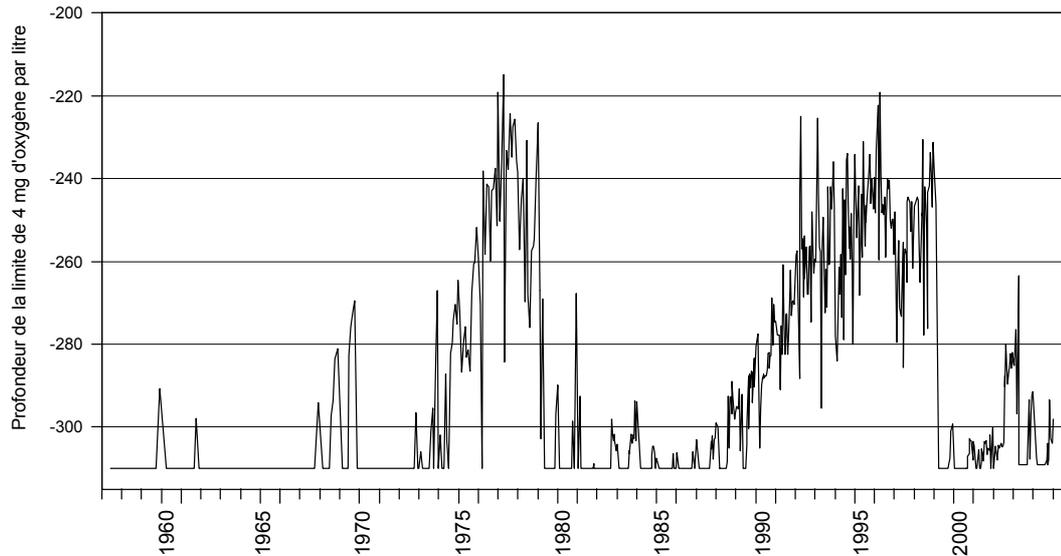


Figure 21 : Evolution de la profondeur de la limite à 4 mgO₂/L dans le Léman - Grand Lac (SHL2).
Figure 21 : Change in the depth of the 4 mgO₂/L threshold in Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

5.2 Phosphore dissous et phosphore total

Le stock moyen en phosphore total continue de diminuer significativement, selon la tendance des dernières années. On observe une baisse de 10 % en phosphore total et de 6 % en phosphore dissous, soit un stock de 2'530 tonnes de P en phosphore total et 2'235 tonnes de P pour le phosphore dissous. La concentration moyenne est de 29.5 µgP/l en phosphore total contre 32.8 µgP/L en 2003 et de 26.1 µgP/l en phosphore dissous contre 27.7 µgP/L en 2003 (figure 22).

La baisse du contenu en phosphore du lac indique que les efforts de lutte contre les apports de phosphore sont efficaces et doivent être maintenus et renforcés afin de pouvoir atteindre l'objectif de 20.0 µgP/L

La figure 23 indique l'évolution de la concentration en orthophosphate dans la colonne d'eau depuis 1996.

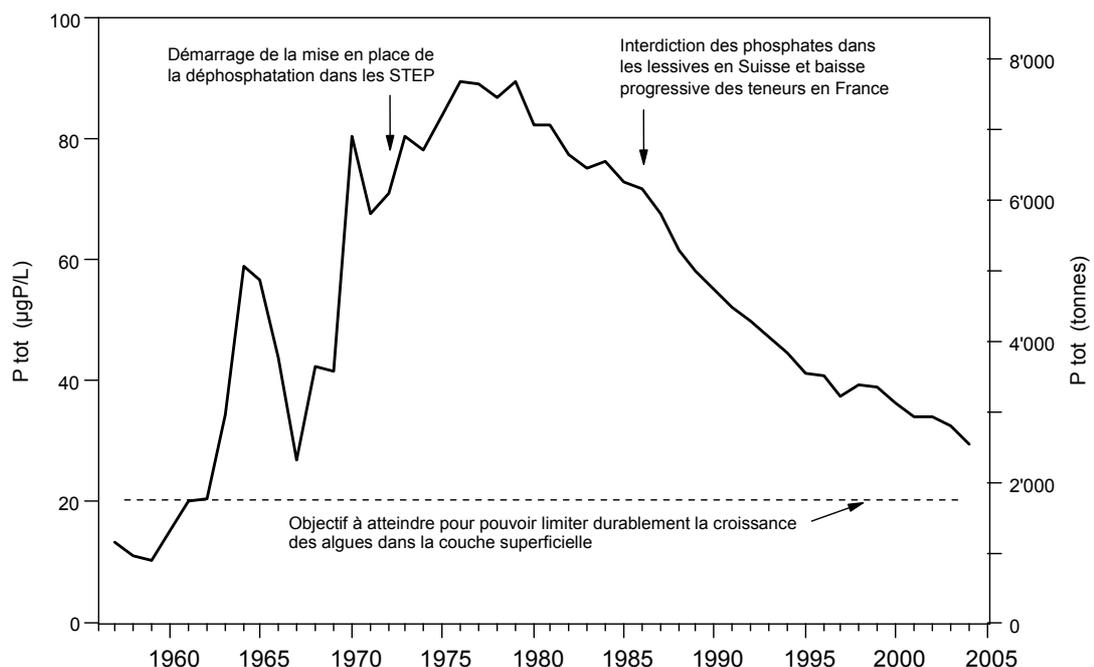


Figure 22 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et du stock de phosphore total contenu dans le Léman de 1957 à 2004 - Grand Lac (SHL2).

Figure 22 : Change in weighted mean annual total phosphorus concentration and total phosphorus content of the Lake Geneva from 1957 to 2004 - Grand Lac (SHL2).

Orthophosphate - PO4 (µgP/l) - Léman / Grand Lac (SHL 2) - 1996 à 2004

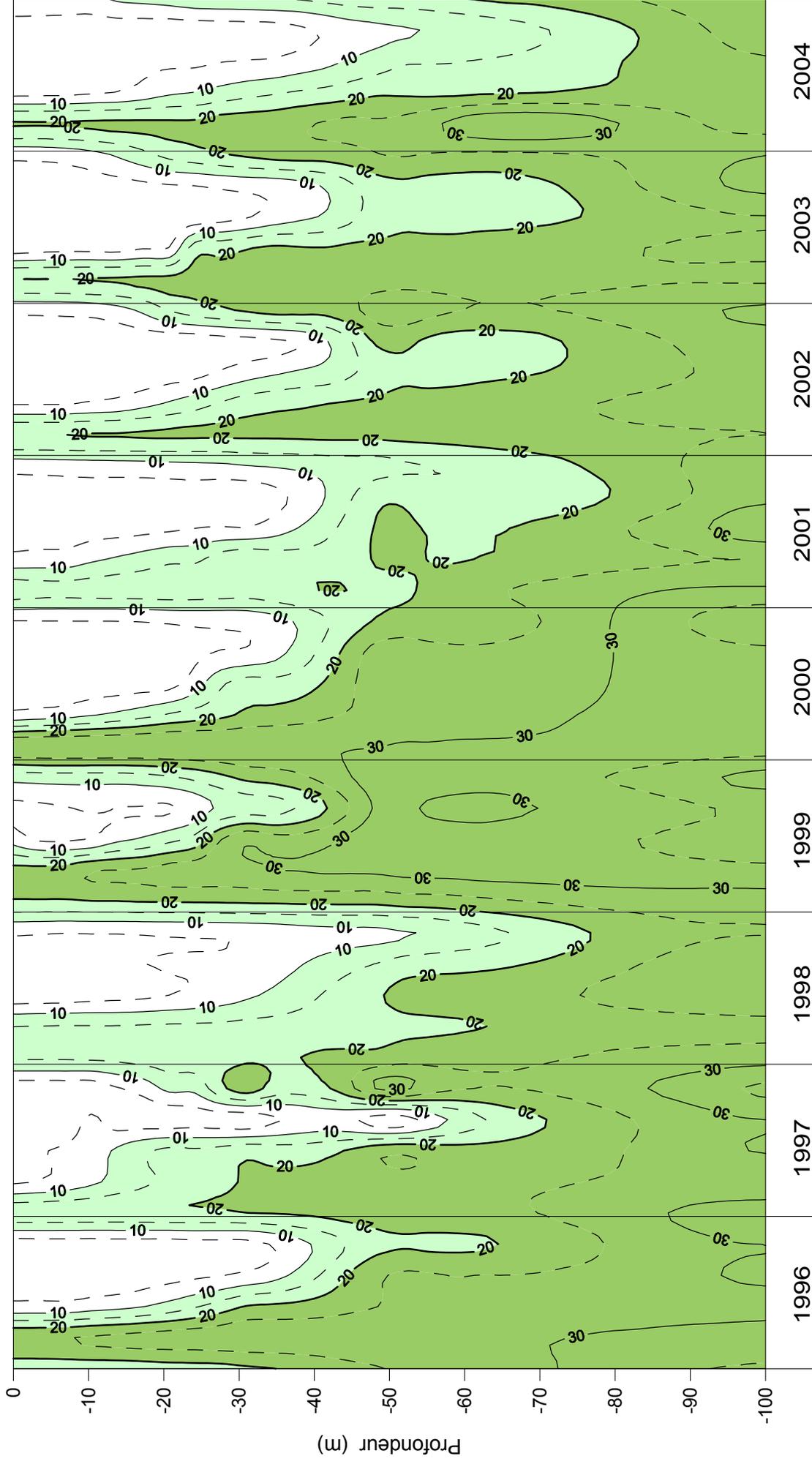


Figure 23 : Concentration en phosphore dissous (PO_4^{3-}) dans les différentes couches du Léman (SHL2) (zone verte foncée = concentration supérieure à 20 µgP/L; zone verte claire = concentration entre 10 et 20 µgP/L) (N.B. : suivant le nombre d'années prises en considération, de très légères modifications de représentation graphique peuvent apparaître (différence de lissage des courbes d'isovaleurs)).

Figure 23 : Concentration of dissolved phosphorus (PO_4^{3-}) in the various layers of lake Geneva (SHL2) (dark green shaded zone = concentration > 20 µgP/L; light green 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 (differences in the smoothing of the isothermal curves)).

5.3 Transparence

L'évolution de la transparence depuis 1986 est représentée par la figure 24. Pendant la période estivale, la transparence observée cette année est plus importante que celle des dernières années (figure 12).

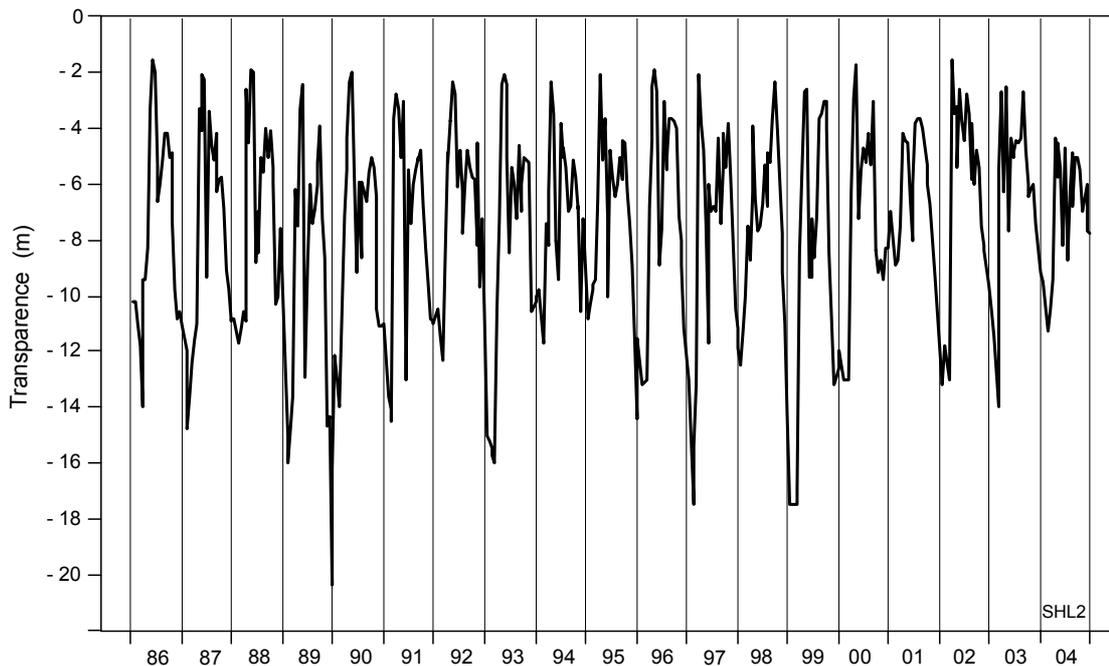


Figure 24 : Evolution de la transparence mesurée avec le disque de Secchi de 1986 à 2004, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 24 : Change in the transparency measured using a Secchi disk from 1986 to 2004, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

5.4 Azote nitrique et azote total

L'azote nitrique augmente par rapport aux dernières années mais reste dans la tendance des teneurs depuis 1998 avec une teneur moyenne annuelle de 0.61 mgN/L en 2004, soit 2.68 mgNO₃/L (la norme pour l'eau de boisson en Suisse est de 40 mgNO₃/L et en France de 50 mgNO₃/L).

De la même manière, l'azote total reste dans la tendance des 20 dernières années avec une concentration de 698 µgN/L en 2004 soit un stock de 59'790 tonnes de N (figure 25).

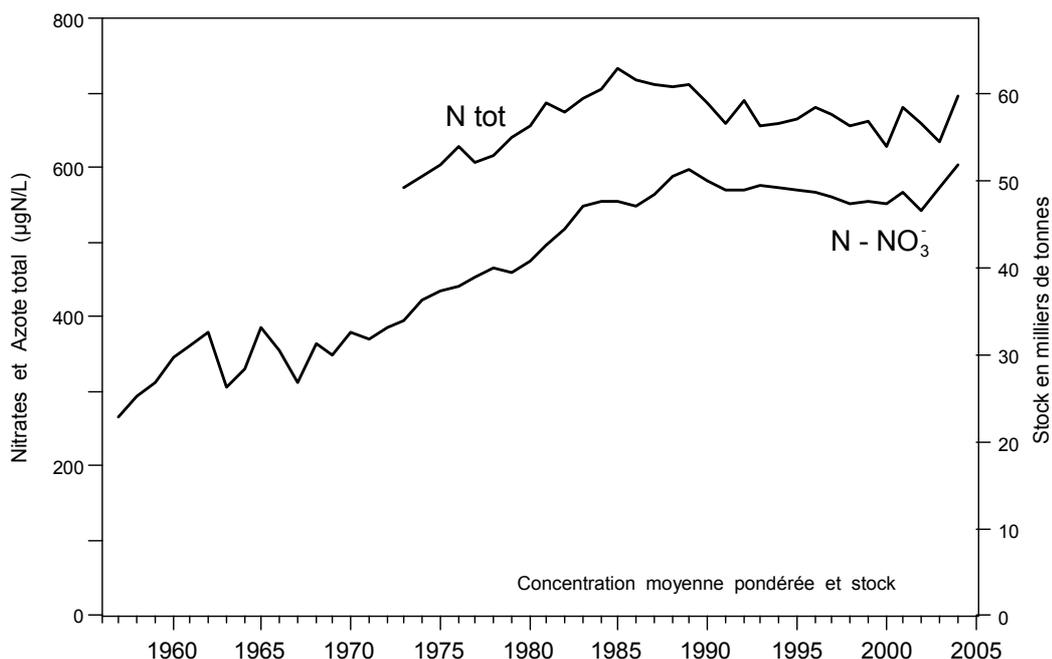


Figure 25 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et des stocks d'azote total et d'azote nitrique contenus dans le Léman de 1957 à 2004, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 25 : Change in the weighted mean annual total nitrogen concentration, in the total nitrogen content and the nitric content of the lake Geneva from 1957 to 2004, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

5.5 Chlorure

Depuis le début des mesures en 1971, la teneur du Grand Lac en chlorure est en augmentation et passe en 2004 à 8.1 mgCl/L contre 2.7 mgCl/L en 1971 (figure 26). Le stock moyen du Grand Lac est alors de 696'130 tonnes de chlorure. L'augmentation exceptionnelle observée en 2003 n'est pas confirmée, on observe en 2004 la même tendance d'augmentation de l'ordre de 4 % par an que ces 20 dernières années. La valeur pour l'année 2003 a été interpolée.

L'étude menée par GUMY et De ALENCASTRO (2001) indique que les principales sources du chlorure sont l'industrie majoritairement et les sels de déneigement. Il est à noter que les concentrations de chlorure observées dans le Léman sont inférieures aux limites de nuisances citées dans la littérature : les limites de toxicité les plus faibles retrouvées dans la littérature sont de l'ordre de 100 mgCl/L.

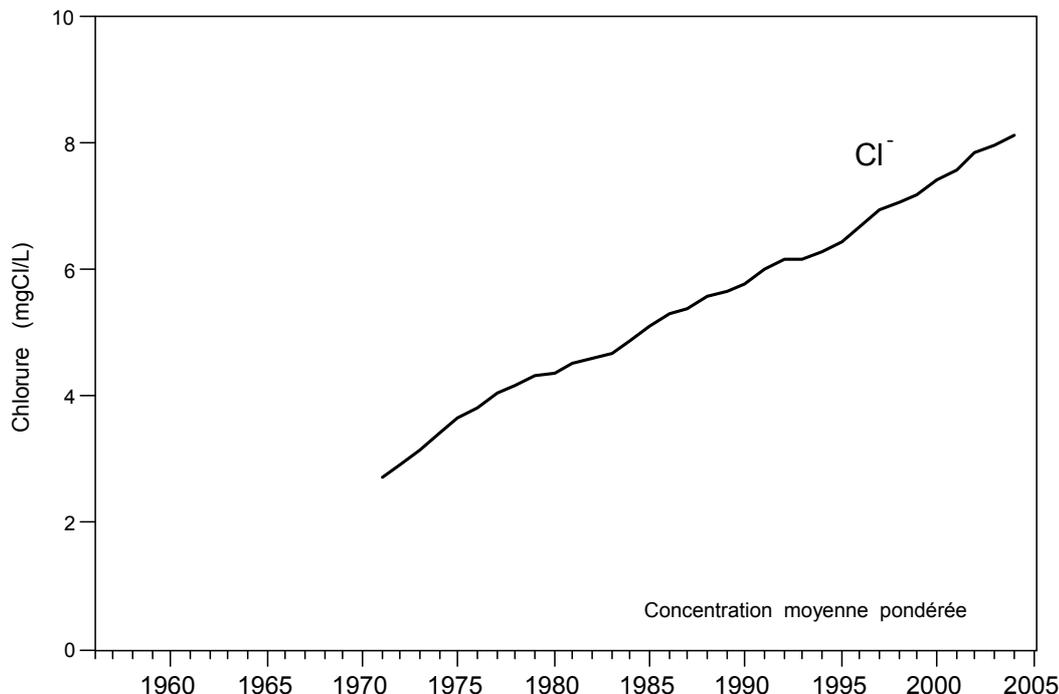


Figure 26 : Evolution de la concentration moyenne annuelle en chlorure, pondérée pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1971 à 2004, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 26 : Change in the weighted mean annual concentration of chloride in the entire mass of the water of the lake from 1971 to 2004, lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

6. CONCLUSIONS

Les principales observations en 2004 sont les suivantes :

- L'hiver 2003-2004 n'a pas été assez froid et les vents pas suffisamment forts pour homogénéiser totalement la colonne d'eau, mais le brassage, bien qu'incomplet, atteint tout de même 245 m.
- Suite au brassage, les concentrations en oxygène atteignent au fond du lac 5.60 mgO₂/L au maximum au début du mois de mai et 2.25 mgO₂/L au minimum au mois d'octobre. A partir de mi-septembre, les concentrations en oxygène dissous au fond du lac sont inférieures à 4 mgO₂/L dans les eaux du fond.
- La période des "eaux claires", liée au développement du zooplancton, se distingue du reste de l'année 2004 par une forte transparence; on l'observe au mois de juin avec une transparence maximale de 8.2 m.
- Le phosphore dissous est fortement consommé dans les couches superficielles pour atteindre de faibles concentrations à partir de mai jusqu'en novembre.

Pour les stocks :

- Le stock moyen en phosphore total a diminué de 10 % par rapport à 2003, avec une concentration moyenne de 29.5 µgP/L en phosphore total soit 2'530 tonnes de P.
- L'azote nitrique et l'azote total augmentent de manière plus importante que les années précédentes mais restent dans la tendance des 15 dernières années.
- Le stock de chlorure continue d'augmenter de 4 % par an.

BIBLIOGRAPHIE

- ANNEVILLE, O et LAINE, L. (2005) : Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2004, 101-109.
- BLANC, P., CORVI, C. et RAPIN, F. (1994) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993, 37-64.
- BLANC, P., CORVI, C., NIREL, P., REVACLIER, R. et RAPIN, F. (1996) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 37-80.
- 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.
- CORVI, C., ZIMMERLI, P., ORTELLI, D., KHIM-HEANG, S. et BECKER VAN SLOOTEN, K. (2005) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux, les moules et les poissons du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2004, 55-78.
- 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.
- QUETIN, P. et al. (2005) : Bilan des apports par les affluents au Léman et au Rhône en aval de Genève. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2004, 131-156.
- STRAWCZYNSKI, A. (2005) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2004, 187-193.
- TADONLEKE, R. D. (2005) : Production et biomasse phytoplanctoniques dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2004, 91-99.

Concentrations moyennes pondérées - Léman (Grand Lac - SHL 2)

Mean weighted concentrations

Année	Oxygène mg/l	P tot. µgP/l	PO ₄ µgP/l	N tot. µgN/l	Nmintot µgN/l	NH ₄ µgN/l	NO ₂ µgN/l	NO ₃ µgN/l	Cl mgCl/l	C.O.P µgC/l	Npartic µgN/l	Ppartic µgP/l	Transpar 12 mois (en m)	Transpar mai-sept (en m)
1957	9.66	12.4			266	0.3	1.0	265					10.80	6.74
1958	10.32	11.2			297	0.9	1.7	294					9.50	5.20
1959	9.59	10.4			312	0.3	1.1	311					9.70	6.74
1960	9.57	15.4			349	1.2	1.1	347					11.10	10.46
1961	9.36	20.0			366	3.4	0.9	362					9.50	8.06
1962	10.33	20.4			392	9.0	1.5	381					9.70	6.80
1963	10.30	34.7			314	6.0	1.5	306					9.80	6.26
1964	10.21	58.8			342	8.8	1.3	332					9.50	7.30
1965	10.25	56.8			391	4.4	1.3	385					9.50	7.10
1966	10.44	43.9			362	4.8	1.4	356					8.10	5.74
1967	9.72	27.0			314	2.1	1.0	311					9.80	6.30
1968	9.43	42.5			372	5.4	0.7	366					10.30	6.52
1969	9.01	41.7			354	4.2	1.1	349					9.60	7.24
1970	9.69	80.5	50.5		383	2.9	1.3	379					8.63	4.86
1971	9.69	67.6	45.6		382	9.0	1.6	371	2.73				9.49	6.02
1972	9.25	71.1	56.3		401	14.6	1.6	385	2.93				8.45	6.88
1973	9.36	80.5	66.1	574	412	13.8	2.4	396	3.16				9.33	5.48
1974	9.12	78.2	63.2	588	438	13.8	1.9	422	3.44				8.46	5.98
1975	8.96	84.0	66.1	606	447	10.6	1.9	434	3.66				7.30	3.78
1976	8.36	89.6	72.3	628	454	11.7	1.4	441	3.84				8.18	4.00
1977	8.31	89.4	74.0	608	468	11.2	1.8	455	4.05				7.95	5.18
1978	8.55	86.8	73.4	617	474	7.0	1.8	465	4.18				7.27	5.64
1979	8.93	89.5	74.0	641	466	5.5	1.5	459	4.35				10.42	5.86
1980	9.06	82.5	71.5	657	485	7.4	1.9	476	4.39				8.88	6.04
1981	9.32	82.6	71.6	688	507	8.0	1.1	498	4.53				8.10	5.80
1982	9.24	77.5	69.5	675	529	8.4	1.2	519	4.60				7.54	5.52
1983	9.19	75.4	67.3	693	560	10.2	1.2	549	4.70				8.23	6.04
1984	9.46	76.4	67.6	706	566	11.2	1.0	554	4.88				7.59	5.55
1985	9.54	73.1	65.0	734	571	14.0	0.6	556	5.12				8.44	4.94
1986	9.83	71.8	61.9	718	558	6.8	1.0	550	5.30	106.7	19.0	3.1	7.50	4.31
1987	9.62	67.7	58.3	713	573	6.6	0.8	566	5.40	72.9	14.0	2.9	8.00	4.70
1988	9.33	61.7	54.5	709	594	5.4	0.9	588	5.60	115.3	17.2	2.5	7.18	5.19
1989	8.65	58.3	51.7	712	605	5.6	0.9	598	5.68	93.3	14.2	2.1	8.85	6.22
1990	8.33	55.3	48.3	689	589	5.8	0.9	582	5.79	101.7	16.4	2.4	7.82	6.08
1991	8.49	52.3	45.3	660	580	5.9	0.9	572	6.00	91.5	15.1	2.5	7.79	5.86
1992	8.42	49.9	40.8	690	577	5.4	1.2	570	6.16	91.2	17.7	2.8	6.77	5.19
1993	8.29	47.3	40.4	656	581	3.2	0.9	577	6.18	88.1	13.3	2.3	8.24	5.42
1994	8.33	44.8	39.4	660	580	3.9	1.1	575	6.29	83.6	14.0	2.2	7.10	5.87
1995	8.22	41.3	37.0	667	576	3.5	1.2	571	6.47	90.1	13.1	2.3	7.47	5.89
1996	8.27	40.9	36.0	681	575	4.5	1.1	569	6.68	107.4	22.3	2.3	7.17	4.56
1997	8.41	37.7	33.7	673	568	4.2	1.1	563	6.96	107.4	23.1	2.2	8.82	6.73
1998	8.26	39.6	35.2	658	557	5.1	0.9	551	7.06	100.3	22.1	2.2	7.36	5.65
1999	8.79	39.2	34.9	662	560	3.3	0.8	556	7.19	92.3	13.2	2.3	8.99	5.72
2000	9.09	36.5	31.8	629	550	2.9	1.3	546	7.42	109.8	14.7	2.5	7.42	4.96
2001	8.48	34.2	28.8	680	570	1.8	0.8	567	7.60	94.1	12.9	2.3	6.29	5.06
2002	8.45	34.0	29.5	659	547	2.1	0.8	544	7.85	97.1	11.2	2.0	6.78	4.28
2003	8.60	32.8	27.7	634	579	2.4	1.3	575	* 7.98	93.8	14.1	2.3	6.70	4.86
2004	9.10	29.5	26.1	698	609	2.0	1.3	605	8.12	94.6	14.9	2.5	7.14	5.95

* : valeur interpolée

Remarques :

Les méthodes de calcul pour les concentrations moyennes pondérées et les stocks, ainsi que les volumes d'eau des différentes couches du Léman sont indiqués dans BLANC et al. (1996).

Stocks en tonnes - Léman (Grand Lac - SHL 2)

Total content in tons

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

*: valeur interpolée

MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES EAUX, LES MOULES ET LES POISSONS DU LÉMAN

METALS AND MICROPOLLUTANTS IN THE WATER, MUSSELS AND FISH OF LAKE GENEVA

Campagne 2004

PAR

Claude CORVI

243, Chemin des Volandes, FR - 74380 CRANVES-SALES

Pierre ZIMMERLI, Didier ORTELLI et Sophal KHIM-HEANG

SERVICE DE PROTECTION DE LA CONSOMMATION, CP 76, CH - 1211 GENÈVE 4 Plainpalais

Kristin BECKER VAN SLOOTEN

LABORATOIRE DE CHIMIE ENVIRONNEMENTALE ET ÉCOTOXICOLOGIE, (GECOTOX) EPFL
CH - 1015 LAUSANNE

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 antiparasitaires dans les eaux du lac a été effectuée, cette année, selon une méthodologie nouvelle permettant la mise en évidence potentielle d'un plus grand nombre de pesticides, et ceci avec une limite de détection très basse. De ce fait, le nombre de matières actives décelées dans les eaux du lac a considérablement augmenté. Notamment, deux composés, un herbicide et un antifongique, le Foramsulfuron et le Métalaxyl, sont, par ailleurs, en concentrations relativement élevées. Ces produits sont apportés au lac par les eaux du Rhône et leur origine industrielle a été identifiée. Des mesures sont actuellement à l'étude par les autorités cantonales pour remédier rapidement à ce problème.

Ceci est en conformité avec les résultats des surveillances de rivières par les autorités qui montrent que fréquemment les rivières sont polluées par des pesticides.

*Par ailleurs, le suivi de la contamination du Léman par le mercure et les polychlorobiphényles (PCB) est assuré par le dosage de ces derniers dans la chair de poissons. La détermination de divers métaux lourds (plomb, cadmium, chrome, cuivre, nickel et zinc) et des composés organostanniques (dibutylétain, tributylétain et triphénylétain) est effectuée dans la chair de moules zébrées (*Dreissena polymorpha*), provenant de douze sites répartis sur l'ensemble des côtes.*

Bien que les teneurs en mercure des différentes espèces de poisson soient plus élevées que celles observées lors de la campagne 2000, l'amélioration globale relevée ces dernières années pour la contamination mercurielle se confirme.

La teneur en PCB des ombles chevaliers est nettement supérieure à celle des lottes et des perches, mais elle semble plus faible ces dernières années en regard de la contamination antérieure.

Les concentrations en mercure et PCB sont parfaitement acceptables en regard de la législation suisse ou européenne sur les denrées alimentaires.

L'intérêt du suivi de la contamination métallique des moules zébrées s'affirme et les résultats des études antérieures sont comparés à ceux de cette campagne : globalement, l'amélioration observée lors des campagnes précédentes se confirme.

Les concentrations en composés organostanniques observées dans les moules zébrées prélevées dans certains ports sont en nette baisse et la contamination du port du Bouveret par ces polluants semble maîtrisée.

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.

Tests have been carried out for antiparasitic products in the water of the Lake this year using a new method, which can potentially detect more pesticides, and has a very low detection threshold. As a result, the number of active substances detected in the water of the Lake has increased considerably. In particular, relatively high

concentrations were found of two compounds, a herbicide and an antifungal, Foramsulfuron and Metalaxyl respectively. These products are carried into the Lake in the waters of the Rhône, and their industrial source has been identified. The authorities of the Canton are currently investigating the situation in order to find a rapid solution to this problem.

This is consistent with the findings of river monitoring carried out by the authorities, which show that the rivers are often polluted by pesticides.

Furthermore, the monitoring of the mercury and polychlorobiphenyl (PCBs) contamination of Lake Geneva is carried out by assaying these substances in the flesh of fish. Various heavy metals (lead, cadmium, chromium, copper, nickel and zinc) and organostannic compounds (dibutyl tin, tributyl tin and triphenyl tin) have been determined in the flesh of Zebra mussels (*Dreissena polymorpha*), taken from twelve sites spread along all the shores.

Although the mercury contents of the various species of fish are higher than those found in the 2000 survey, the global improvement in mercury contamination levels recorded in recent years is confirmed.

The PCB content of arctic char is clearly higher than that of burbot and perch, but it seems to have been lower in recent years compared to earlier levels of contamination.

The concentrations of mercury and PCB are entirely acceptable according to Swiss and European foodstuff legislation.

The utility of monitoring the level of metal contamination in Zebra mussels is confirmed, and the findings of previous studies have been compared to those obtained during this survey: globally, the improvement observed during previous surveys is confirmed.

The concentrations of organostannic compounds observed in Zebra mussels sampled from some ports show a clear reduction, and the contamination of the port at Bouveret by these pollutants seems to have been brought under control.

1. INTRODUCTION

Outre la surveillance de la contamination des eaux, le programme d'étude du Léman adopté par la CIPEL prévoit le suivi des teneurs en mercure et polychlorobiphényles (PCB) de diverses espèces piscicoles ainsi que celui de divers polluants métalliques dans les moules.

L'intérêt économique des espèces piscicoles nobles est manifeste comme le montrent les tonnages des pêches effectuées dans les eaux lémaniques (GERDEAUX *et al.*, 1989; CRETENOY *et al.*, 1996).

Les études antérieures (CORVI *et al.*, 1994, 1995, 1998) ont mis en évidence une contamination de la chair des ombles chevaliers par les PCB nettement plus élevée que celle des lottes ou des perches.

La moule d'eau douce a, par ailleurs, été utilisée comme bioindicateur de l'accumulation des composés organostanniques (BECKER VAN SLOOTEN *et al.*, 1992, 1994, 1995) et d'autres études, (GERDEAUX *et al.*, 1995; CORVI *et al.*, 1996, 1998, 2001) ont permis de confirmer l'intérêt de cet organisme dans le suivi de certains types de pollution. Les propriétés bioaccumulatrices se traduisent par des concentrations dans la chair, supérieures à celles des poissons pour certains métaux - cadmium, cuivre, plomb, zinc - et du même ordre de grandeur pour les PCB et les organo-étains.

L'introduction d'un suivi de certains de ces paramètres dans les moules et les poissons permet d'assurer une surveillance sanitaire de la production piscicole et une surveillance écologique des eaux du lac.

En 2004, le Service de protection de la consommation de Genève (SPCo) a développé une nouvelle technologie concernant la recherche des résidus de pesticides dans les eaux permettant le dépistage de 134 fongicides et insecticides et 80 herbicides, soit plus de 200 matières actives. Cette méthode, très performante et sensible, a été appliquée pour la première fois à la surveillance des eaux du lac.

2. ÉCHANTILLONNAGE

► Eaux

La surveillance de la pollution en métaux lourds et en micropolluants organiques des eaux est effectuée sur des échantillons prélevés au centre du lac, à la station SHL2 (figure 1), les 26 avril et 6 septembre 2004 (LAZAROTTO *et al.*, 2005).

► Poissons

Les perches (*Perca fluviatilis*) ont été pêchées en septembre 2004. Les analyses portent sur 8 mâles matures et 27 femelles immatures.

Les 30 ombles chevaliers (*Salvelinus alpinus*) analysés ont été pêchés en décembre 2004 le long de la rive française du lac. Il s'agit de 13 mâles et 17 femelles matures.

De même, 35 lottes (*Lota lota*) de la même zone capturées en février ou mars 2004 ont été soumises à examen. L'effectif est composé de 18 individus femelles et 17 mâles, pour la plupart matures et âgés de 2 ou 3 ans.

Pour la première fois, 30 corégones (*Coregonus sp.*), 13 mâles et 17 femelles, âgés de 2 ans ou plus et pêchés en mars 2004 ont été analysés, plus spécifiquement en regard de leur teneur en PCB.

► Moules

Les moules zébrées (*Dreissena polymorpha*), prélevées en juin et juillet 2004, proviennent de 12 lieux retenus pour leur intérêt géographique (couverture des différentes zones côtières) ou reconnus comme zones réputées polluées ou, inversement considérées comme propres. Les sites ont été choisis afin de surveiller les affluents. A cet effet, les échantillons ont été prélevés dans le lac, le plus près possible des embouchures.

La situation des points de prélèvement apparaît sur la figure 1 et leur localisation plus précise a été décrite antérieurement (CORVI et al., 1996).

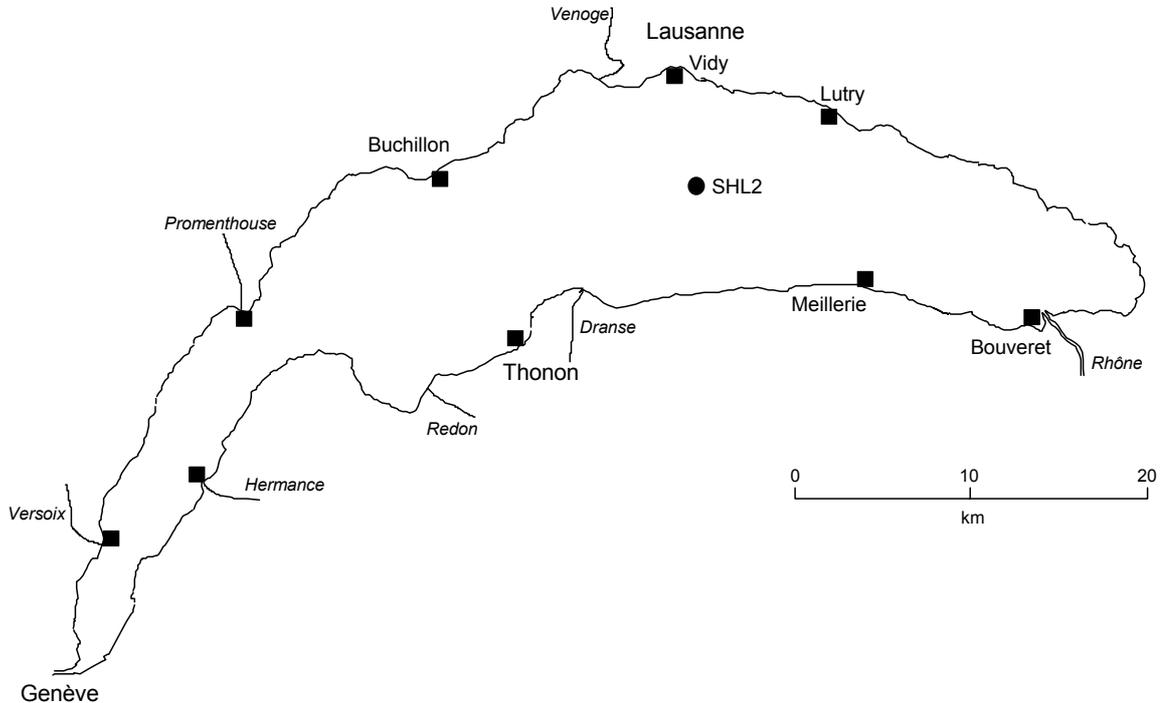


Figure 1 : Situation des points de prélèvement pour les moules (carrés noirs) et de la station SHL2 (cercle noir).

Figure 1 : Location of the mussel sampling sites (black squares) and the SHL2 station (black circle).

3. MÉTHODOLOGIE

3.1 Eaux

Certains métaux et micropolluants organiques sont recherchés, à différentes profondeurs (0 - 1 - 5 - 7.5 - 10 - 30 - 100 - 305 - 309 m), après circulation des eaux (avril) et en période de stratification (septembre). Les éléments suivants ont été dosés : manganèse, plomb, cadmium, chrome, cuivre et mercure. La liste des herbicides recherchés antérieurement dans les eaux du Léman a été considérablement augmentée jusqu'à environ 80 substances. De plus, de nombreux fongicides et insecticides (134 matières actives) ont également été recherchés avec un intérêt particulier pour les substances de génération plus récente que les classiques pesticides chlorés et phosphorés beaucoup moins utilisés aujourd'hui. La liste des produits recherchés est donnée en annexe 1. Quelques dosages de glyphosate (herbicide), d'EDTA et de NTA ont également été effectués. Pour ces deux derniers paramètres, la méthodologie analytique est décrite dans CORVI et al. (1996).

3.2 Poissons

Les paramètres suivants ont été déterminés : taille, poids, poids des viscères, sexe, âge et concentrations en polychlorobiphényles, pp'DDE (métabolite du DDT) et mercure.

Suite à la publication dans la presse des résultats d'une étude américaine sur la contamination des saumons par les PCB (HITES et al., 2004), il nous a paru intéressant de compléter la surveillance lémanique de ce polluant en étendant notre suivi des espèces piscicoles aux corégones, très appréciés sur la rive française du lac.

L'âge des individus est déterminé par scalimétrie.

Les dosages de contaminants sont effectués sur la partie comestible du poisson (filet et peau).

3.3 Moules zébrées

Elles sont congelées immédiatement après le prélèvement. Dès réception au laboratoire, les paramètres morphologiques sont mesurés (longueur et largeur de la coquille).

Pour l'analyse, l'échantillon décongelé est égoutté sur papier filtre. La chair est séparée de la coquille et le rapport de remplissage des individus (poids de la chair par rapport au poids total) est déterminé. La chair des individus d'un même site est homogénéisée et les analyses sont effectuées sur l'homogénat obtenu.

Les paramètres suivants ont été mesurés : les métaux lourds (plomb, cadmium, chrome, cuivre, nickel, zinc), les polychlorobiphényles, les organo-étains (dibutylétain, tributylétain et triphénylétain) et la matière sèche.

3.4 Analyses chimiques

La recherche des pesticides est effectuée sur eaux brutes : ils sont préconcentrés à partir d'un échantillon de 500 mL d'eau passés sur une phase solide (cartouche spécifique). 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). La méthode comprend deux injections sur le système, une première permet l'analyse simultanée des herbicides et la seconde la mise en évidence des fongicides et insecticides. La recherche des pesticides est effectuée en deux étapes. Le premier extrait est dédié à un dépistage de toutes les substances par le suivi en mode MRM (multiple reaction monitoring) d'une transition MS/MS, comprenant généralement l'ion moléculaire sur le premier quadropôle et un fragment spécifique sur le deuxième. 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). Les substances décelées dans les extraits lors de cette première analyse sont ensuite confirmées et dosées quantitativement par une deuxième analyse ciblée uniquement sur elles et comprenant cette fois-ci deux transitions MS/MS complètes (l'ion moléculaire sur le premier quadropôle et deux fragments spécifiques sur le deuxième). Ceci permet de garantir sans ambiguïté l'identité de la substance décelée. Cette manière de procéder est préconisée aujourd'hui dans divers documents officiels (par exemple la directive EEC/657/2002) concernant les performances analytiques des méthodes.

Après minéralisation du poisson par un mélange acide-oxydant (acides sulfurique et nitrique) en récipients fermés et sous pression (four à micro-ondes), les teneurs en mercure sont déterminées par absorption atomique sans flamme selon le principe de la méthode décrite dans le Manuel Suisse des Denrées Alimentaires (1994). Les autres métaux sont mesurés par absorption atomique-four graphite sur un minéralisat obtenu par digestion de l'échantillon en milieu acide nitrique concentré à chaud et selon la méthode des ajouts dosés.

Les polychlorobiphényles et autres composés organochlorés sont extraits de la chair des poissons ou des moules par un mélange de solvants (hexane/acétone); après purification, l'extrait est analysé par chromatographie en phase gazeuse à l'aide d'un détecteur à capture d'électrons. La quantification des PCB est effectuée à l'aide d'un mélange de référence de 25 congénères purs qui sont déterminés dans l'extrait. La teneur totale en PCB des échantillons est exprimée en PCB 1254/1260 à partir d'une extrapolation des résultats des congénères purs (CORVI *et al.*, 1988).

La méthode d'analyse du dibutylétain (DBT), du tributylétain (TBT) et du triphénylétain (TPT) dans le tissu des moules zébrées a été décrite par ailleurs (BECKER VAN SLOOTEN et TARRADELLAS, 1994). La méthode comporte les étapes suivantes : broyage du tissu, extraction avec un mélange de solvants organiques (éther/hexane3:2), dérivation avec du chlorure de méthyl-magnésium, purification sur colonne (silicagel et florasil) et quantification sur un chromatographe en phase gazeuse, équipé d'un détecteur photométrique de flamme. Les résultats sont exprimés en µg/g de poids sec (PS), et ne sont pas corrigés par le taux de récupération de la méthode.

La matière sèche est déterminée par calcination à 105°C jusqu'à l'obtention d'un poids constant sur une partie aliquote de l'homogénat.

3.5 Contrôles

La qualité des résultats est assurée par la participation du laboratoire ayant effectué les analyses (Service de protection de la consommation - SPCo) à toutes les procédures d'intercalibration organisées par la CIPEL (pesticides, métaux, etc.) ou, pour les PCB, à des programmes de certification du bureau européen "Mesures et Essais" (BCR).

Les résultats des intercalibrations organisées en 2005 par la CIPEL font l'objet du rapport de STRAWCZINSKI (2005).

Suite à la récente mise en évidence de nouvelles substances actives dans le Léman, le SPCo a organisé, en collaboration avec la CIPEL, un test interlaboratoires visant à confirmer ses résultats. Trois laboratoires seulement ont accepté de participer à cette étude et seuls deux d'entre eux (dont le SPCo) ont fourni des résultats complets sur les quatre échantillons du test. Ces échantillons consistaient en un blanc, une eau du lac, une eau dopée avec les pesticides d'intérêt ainsi qu'une eau minérale polluée par des antiparasitaires. Les résultats étant peu nombreux, il a été difficile d'en tirer des conclusions. Cependant, le Foramsulfuron et le Métalaxyl, polluants majeurs du Léman mis en évidence en 2004, ont pu être identifiés et confirmés dans l'échantillon dopé et l'eau du lac par les deux laboratoires. D'autres substances ont été mises en évidence par un seul laboratoire, car leurs teneurs se situaient, pour la plupart, en dessous des limites de détection de l'autre laboratoire. Ces résultats confirment ceux obtenus précédemment par le laboratoire de Genève. Des études complémentaires sont en cours pour identifier l'origine de ces contaminants dans le Léman.

4. RÉSULTATS

4.1 Eaux

► **Métaux** (tableaux 1 et 2)

Les concentrations en métaux sont déterminées sur les échantillons d'eau brute acidifiée sans filtration préalable, il s'agit donc de métaux totaux.

Les teneurs en éléments métalliques toxiques (mercure, plomb, 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 fluctuations temporelles, voire spatiales, observées ces dernières années pour le cuivre demeurent à ce jour non expliquées. Une étude en cours vise à expliciter cette constatation.

Les valeurs du manganèse, métal non toxique, sont données à titre indicatif. Elles permettent d'apprécier les conditions d'oxygénation des eaux du fond (LAZZAROTTO et al., 2005; figure 19). Les conditions d'oxygénation des couches profondes n'ayant pas évolué significativement ces dernières années, il en est de même de la fluctuation des concentrations de cet élément resolubilisé du sédiment.

Les concentrations métalliques toxiques pour le poisson, citées dans la littérature (REICHENBACH-KLINKE, 1966; DIETRICH, 1995), varient pour chaque espèce, selon la nature et la forme chimique du métal mais sont bien supérieures aux concentrations observées dans les eaux du lac.

Tableau 1 : Campagne du 26 avril 2004.

Léman - Grand Lac (Station SHL 2)

Table 1 : Survey done on April 26, 2004.

Lake Geneva - Grand Lac (SHL 2)

Profondeur m	Manganèse µg/L	Plomb µg/L	Cadmium µg/L	Chrome µg/L	Cuivre µg/L	Mercure µg/L
0	< 1	nd *	nd *	nd *	4	nd *
1	< 1	nd	nd	nd	4	nd
5	< 1	nd	nd	nd	3	nd
7.5	< 1	nd	nd	nd	4	nd
10	< 1	nd	nd	nd	5	nd
30	< 1	nd	nd	nd	10	nd
100	< 1	nd	nd	nd	6	nd
305	2	nd	nd	nd	5	nd
fond	5	nd	0.02	nd	4	nd

* = non décelé (Plomb < 1 µg/L; cadmium < 0.02 µg/L; chrome < 0.1 µg/L; cuivre < 1 µg/L; mercure < 0.1 µg/L)

Tableau 2 : Campagne du 6 septembre 2004.

Léman - Grand Lac (Station SHL 2)

Table 2 : Survey done on September 6, 2004.

Lake Geneva - Grand Lac (SHL 2)

Profondeur m	Manganèse µg/L	Plomb µg/L	Cadmium µg/L	Chrome µg/L	Cuivre µg/L	Mercure µg/L
0	< 1	nd *	nd *	nd *	3	nd *
1	< 1	nd	nd	nd	3	nd
5	< 1	nd	nd	nd	nd *	nd
7.5	< 1	nd	nd	nd	2	nd
10	< 1	nd	nd	nd	3	nd
30	1	nd	nd	nd	3	nd
100	1	nd	nd	nd	3	nd
305	59	nd	nd	nd	3	nd
fond	121	nd	nd	nd	4	nd

* = non décelé (Plomb < 1 µg/L; cadmium < 0.02 µg/L; chrome < 0.1 µg/L; cuivre < 1 µg/L; mercure < 0.1 µg/L)

RÉFÉRENCES POUR L'EAU POTABLE :

	Manganèse µg/L	Plomb µg/L	Cadmium µg/L	Chrome µg/L	Cuivre µg/L	Mercuré µg/L
OMS (1)	500	10	5	50	2'000	1
CE (2)	50	10	5	50	2'000	1
OSEC (3) C	50	-	-	-	1'500	-
D	-	10	5	** 20		1

** = chrome VI

(1) = Organisation Mondiale de la Santé, "Guidelines for drinking water quality", Vol. I, EFP/82.39 (1984) et "Guidelines values for chemicals in drinking water" (1993).

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

(3) = Ordonnance sur les Substances Etrangères et les Composants (1995) (Office central fédéral des imprimés et du matériel, 3003 Berne).

C = 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).

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

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

(Ordonnance suisse sur la protection des eaux - OEaux du 28 octobre 1998) :

	Plomb µg/L	Cadmium µg/L	Chrome µg/L	Cuivre µg/L	Mercuré µg/L
total (4)	10	0.2	5	5	0.03
dissous	1	0.05	2 (5)	2	0.01

(4) = 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.

(5) = Cr (III et VI).

► **Pesticides (phytosanitaires)** (annexe 2 et figure 2)

Les produits antiparasitaires recherchés sont listés dans l'annexe 1 : près de 200 produits font aujourd'hui l'objet du suivi dans les eaux (rappelons que près de 2'000 substances actives sont actuellement commercialisées et qu'environ 300 d'entre elles sont estimées être utilisées dans le bassin versant lémanique). Les limites de détection sont très basses et fluctuent selon la nature de la molécule dosée entre 0.001 et 0.01 µg / L, voire moins, soit entre 10 et 100 fois moins que les concentrations maximales fixées par les législations suisse et française (OSEC et Directive européenne citées ci-dessus).

Plus de trente pesticides, principalement des herbicides et des fongicides, ont été mis en évidence à presque toutes les profondeurs (annexe 2). La plupart de ces substances, y compris le Foramsulfuron et le Métalaxyl qui sont les deux contaminants majeurs, n'avaient pu, jusqu'à présent, être mis en évidence dans les eaux du Léman. Ceci démontre l'intérêt de cette nouvelle méthodologie. Certes, les teneurs ne sont pas toujours très élevées, mais cette omniprésence de produits absolument pas souhaités dans les eaux est inquiétante, ce d'autant plus que si pris individuellement leur concentration respective est inférieure à la norme (0.1 µg/L), il n'en demeure pas moins que la somme de ces teneurs, 0.37 µg/l à 30 mètres de profondeur en septembre, se rapproche de la valeur maximale normative de 0.5 µg/L.

Les graphiques de la figure 2 illustrent l'évolution des concentrations de certains des pesticides présents en fonction de la profondeur : deux d'entre eux, le Métalaxyl (fongicide) et le Foramsulfuron (herbicide) présentent des teneurs particulièrement élevées dans la zone 30 à 100 mètres (zone de captage des eaux de consommation) correspondant au niveau du panache d'insertion des eaux du Rhône dans le Léman.

Les résultats de la campagne du printemps 2005 confirment pleinement cette contamination des eaux du lac par les pesticides. Des teneurs encore plus élevées sont observées pour le Foramsulfuron en avril 2005 (jusqu'à 0.094 µg/L).

Des analyses complémentaires ont permis de confirmer la présence de ces composés dans les eaux du Rhône amont et l'origine industrielle de cette contamination a été certifiée par une étude menée rapidement début 2005 et qui se poursuit actuellement.

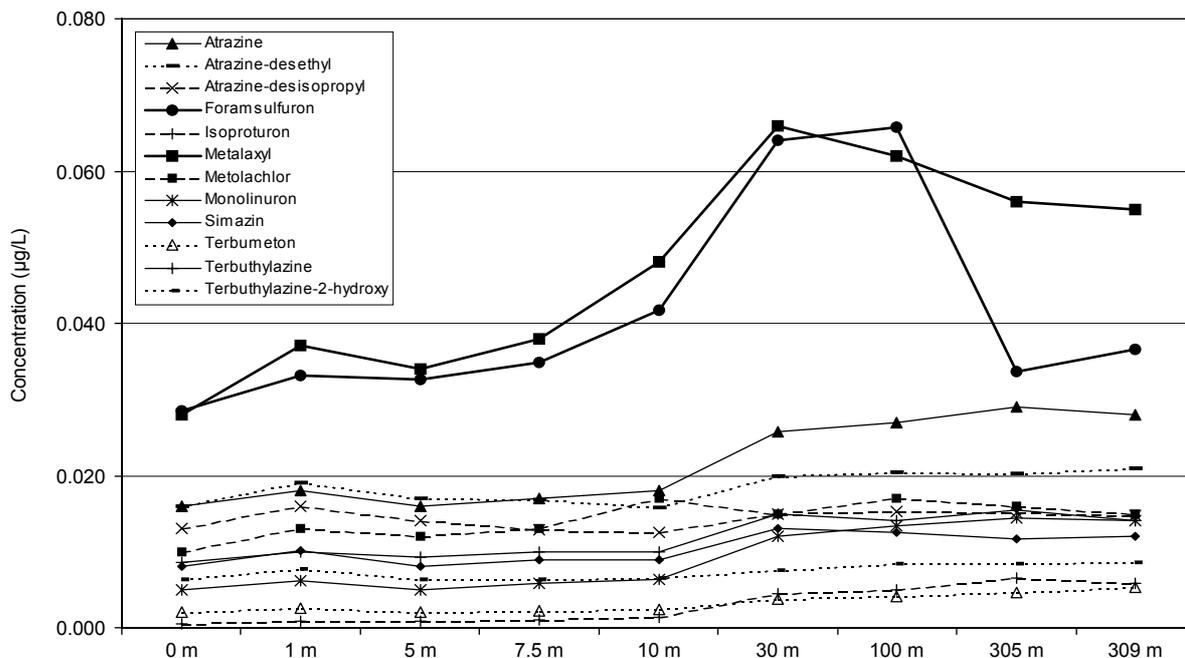


Figure 2 : Evolution des concentrations en pesticides en fonction de la profondeur au centre du Léman (station SHL2) le 6 septembre 2004.

Figure 2 : Change in pesticide concentrations as a function of depth in the center of Lake Geneva (SHL2) on 6 September 2004.

Bien que leur utilisation soit en nette régression, les herbicides Atrazine (et son métabolite Atrazine-déséthyle), Simazine et Terbuthylazine sont décelables, en toutes saisons et presque à toutes les profondeurs, dans les eaux du lac. Toutefois, les teneurs mesurées sont très faibles. Il faut également relever qu'en France, la commercialisation de l'Atrazine est interdite depuis octobre 2002. L'interdiction d'utilisation était totale dès le 30 juin 2003. Ces mesures devraient contribuer à la diminution des teneurs résiduelles dans les eaux du lac. La présence de Métolachlore, herbicide de la famille des acétanilides, fréquemment associé à l'Atrazine dans la culture du maïs, est toujours observée.

Toutes les concentrations mesurées sont inférieures à celles fixées pour une eau de boisson (0.1 µg/L par composé selon la Directive du Conseil des Communautés européennes - 1998 et l'Ordonnance suisse sur les substances étrangères et les composants, OSEC - 1995). Cependant, il faut rappeler que la présence de ces produits de synthèse persistants et résultants de l'activité humaine n'est pas souhaitable dans les eaux. L'Ordonnance suisse sur la protection des eaux (OEaux, 1998) rappelle cet objectif écologique pour les eaux superficielles. Il faut relever que les exigences relatives à la qualité des eaux de cette ordonnance fixent la teneur en pesticides organiques à 0.1 microgramme/L par pesticide pour les cours d'eau. Cette concentration ne représente pas ce qui est admissible ou non pour les organismes, mais se veut au moins aussi sévère que ce qui est exigé pour l'homme (eau de boisson).

L'Aminotriazole, le Glyphosate et son métabolite l'AMPA, pesticides polluants fréquents des eaux superficielles n'ont pas été observés dans les eaux du lac. Par contre un test effectué sur 8 rivières du bassin versant a révélé, dans 6 rivières, la présence de ces contaminants quelques fois en fortes teneurs pouvant atteindre plusieurs microgrammes/L (3.95 µg/L) dans certains affluents secondaires.

► **NTA-EDTA** (tableau 3)

Les concentrations de NTA, initialement un des produits de substitution des phosphates dans les lessives, aujourd'hui bien moins utilisé, avec les citrates ou les zéolithes, sont bien inférieures à la tolérance de 3 µg/L fixée pour les eaux de boisson en Suisse (OSEC, 1995) et nous n'observons aucune évolution significative de ces faibles teneurs depuis 1988.

En 1994, seules 1'000 tonnes de NTA ont encore été utilisées pour l'ensemble de la Suisse (ALDER et al., 1997). Sur la base de l'harmonisation internationale en Europe et de l'utilisation surtout des zéolithes comme substitut des phosphates pour les produits de lavage des textiles, on peut s'attendre à ce que les teneurs en NTA diminuent encore ces prochaines années.

Les concentrations en EDTA dans les eaux lémaniques sont faibles, voisines de celles observées dans d'autres lacs suisses (HOURIET, 1996) et également bien inférieures à la valeur de tolérance de 5 µg/L et à la valeur limite fixée, pour la Suisse, à 200 µg/L (OSEC, 1995).

Tableau 3 : NTA et EDTA Léman - Grand Lac (Station SHL2).
Table 3 : NTA and EDTA levels - Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

Profondeur m	NTA (µg/L) 20 avril 2004	EDTA (µg/L) 20 avril 2004
0	0.1	0.8
1	0.2	0.8
5	0.1	0.8
7.5	0.2	0.9
10	0.2	0.9
30	0.2	0.8
100	0.1	0.9
305	0.1	1.0
fond	0.1	0.7

4.2 Poissons

Les concentrations sont exprimées en microgrammes de polluant par kilogramme de poisson frais analysé (filet plus peau).

La teneur moyenne, le maximum et le minimum observés pour chaque classe d'âge et chaque espèce sont présentés dans les figures 3 à 6.

► Paramètres biologiques

Les paramètres biologiques sont regroupés dans le tableau 4.

Tableau 4 : Paramètres biologiques des poissons analysés.

Table 4 : Biological parameters of the fish analyzed.

Espèce		Poids (g)	Taille (mm)
Perches (n = 36)	Médianes (mini - maxi)	55 (50 - 87)	173 (165 - 200)
Lottes (n = 35)	Médianes (mini - maxi)		299 (278 - 327)
Corégones (n = 30)	Médianes (mini - maxi)		365 (335 - 405)
Ombles chevaliers (n = 30)	Médianes (mini - maxi)	490 (242 - 796)	402 (300 - 480)

Les poissons analysés en 2004 ne présentent pas de différences morphologiques significatives par rapport à ceux pêchés en 1993, 1997 et 2000.

► Mercure

Les teneurs moyennes en mercure des individus des différentes espèces analysées sont toutes, en 2004, supérieures à celles observées ces dernières années : 41, 68 et 57 µg/kg respectivement pour les perches, lottes et ombles en 2004 contre 21, 50 et 39 respectivement en 2000.

Par ailleurs, dans un petit échantillon de perches du lac pêchées en 2001 (14 poissons de poids moyen de 64 g), HALDIMANN et al., (2005) signalent une teneur en mercure plus élevée de 114 µg/kg. Ces auteurs relèvent, pour cette espèce, des concentrations de cet ordre également dans d'autres lacs suisses, voire des teneurs encore plus élevées dans le lac de Biemme (173 µg/kg).

Par contre, les concentrations mercurielles qu'ils observent dans les corégones du Léman, 33 µg/kg, sont très voisines de nos résultats (31 µg/kg).

L'augmentation relative des concentrations en mercure dans la faune piscicole observée lors de cette campagne, sans être alarmante, mérite d'être suivie attentivement ces prochaines années.

Malgré ces teneurs plus importantes en 2004, la diminution globale de la teneur en mercure de la chair des poissons depuis le début des années 1970 est confirmée. Elle est illustrée, par exemple, par l'évolution des concentrations moyennes des lottes (figure 7).

Les concentrations mercurielles sont bien inférieures aux concentrations maximales fixées par la législation (valeur limite fixée à 500 µg/kg).

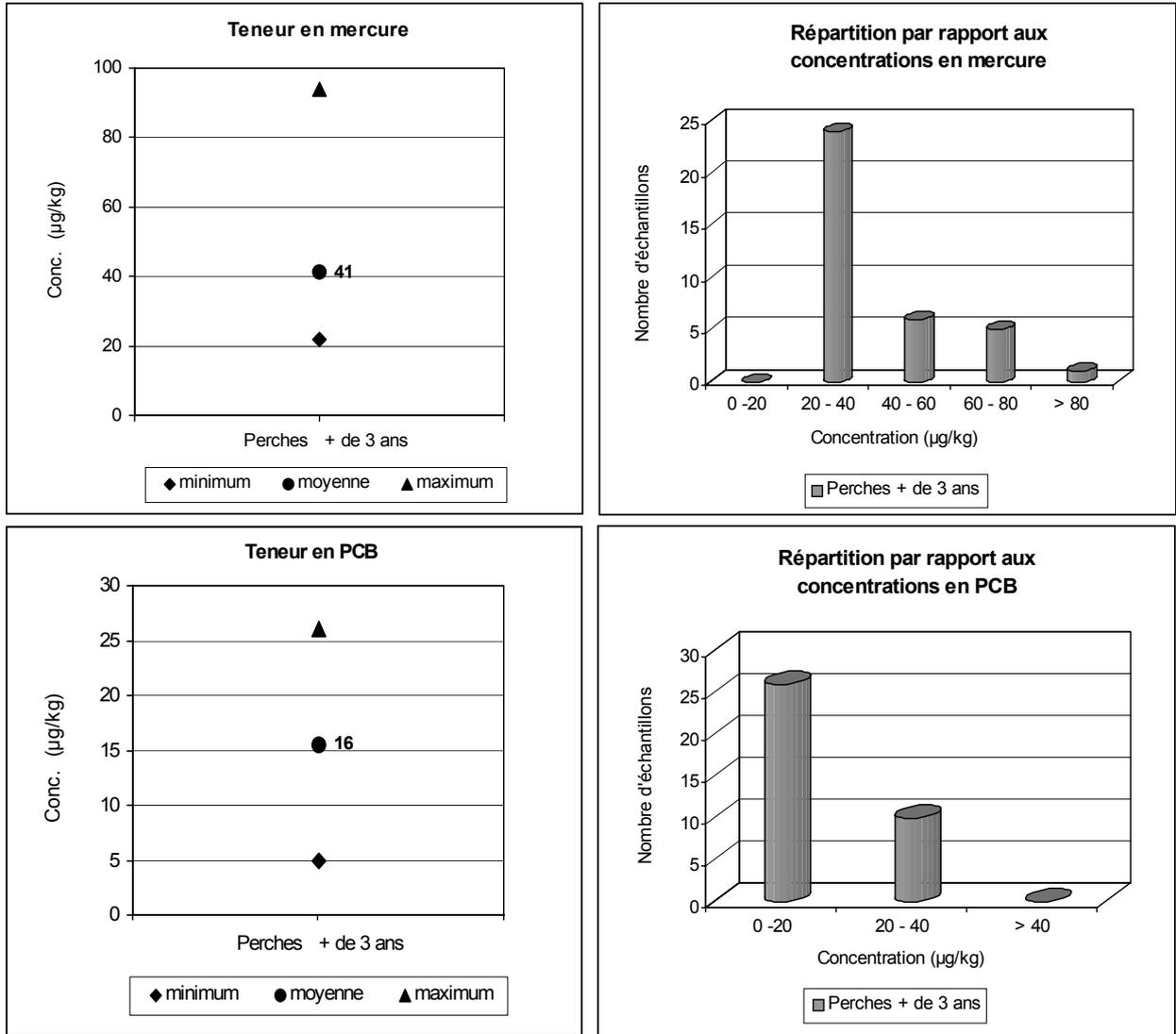


Figure 3 : Les perches (résultats exprimés en µg/kg de matière fraîche).

Figure 3 : Perch (results expressed in µg/kg of fresh matter).

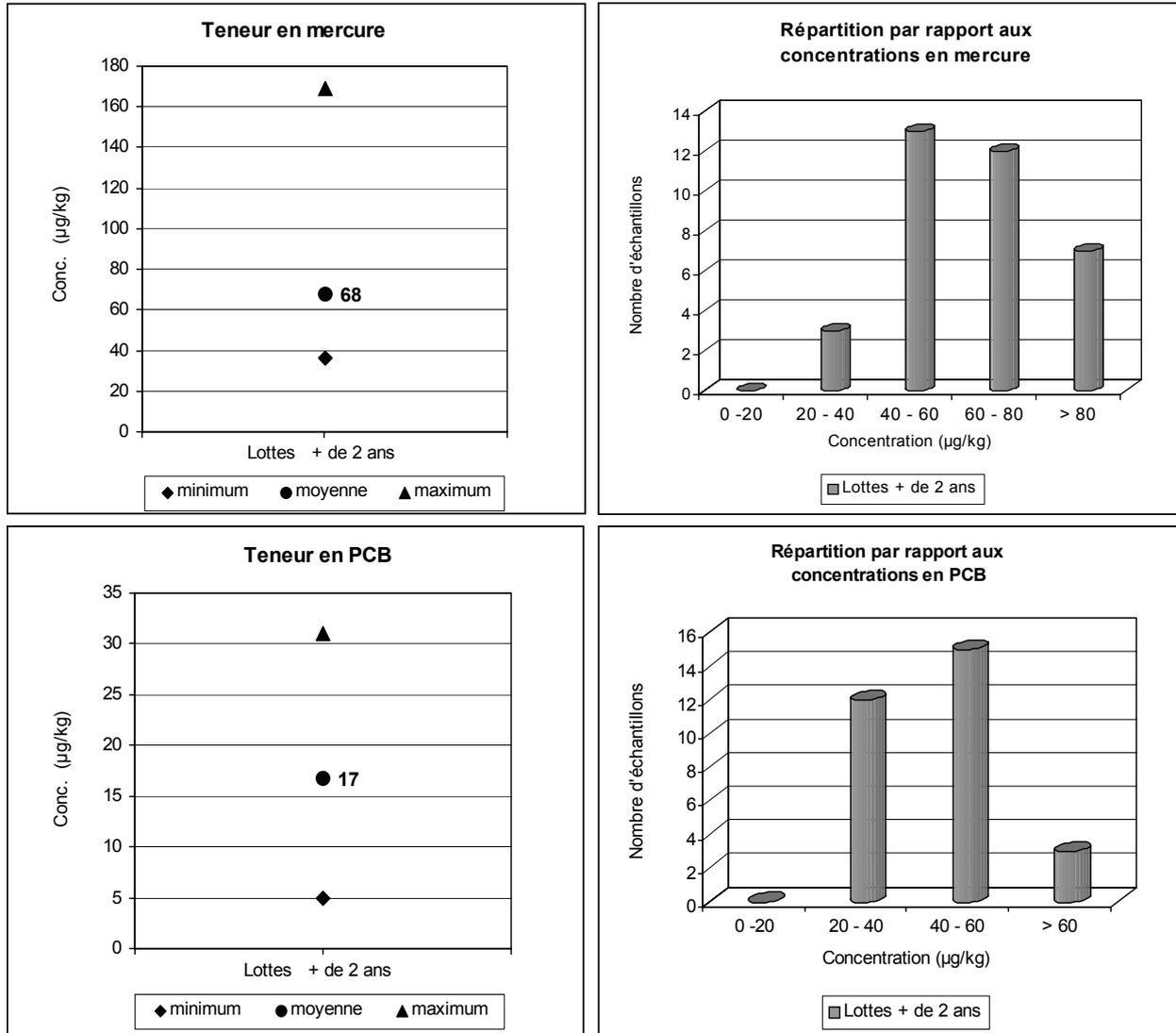


Figure 4 : Les lottes (résultats exprimés en µg/kg de matière fraîche).

Figure 4 : Burbot (results expressed in µg/kg of fresh matter).

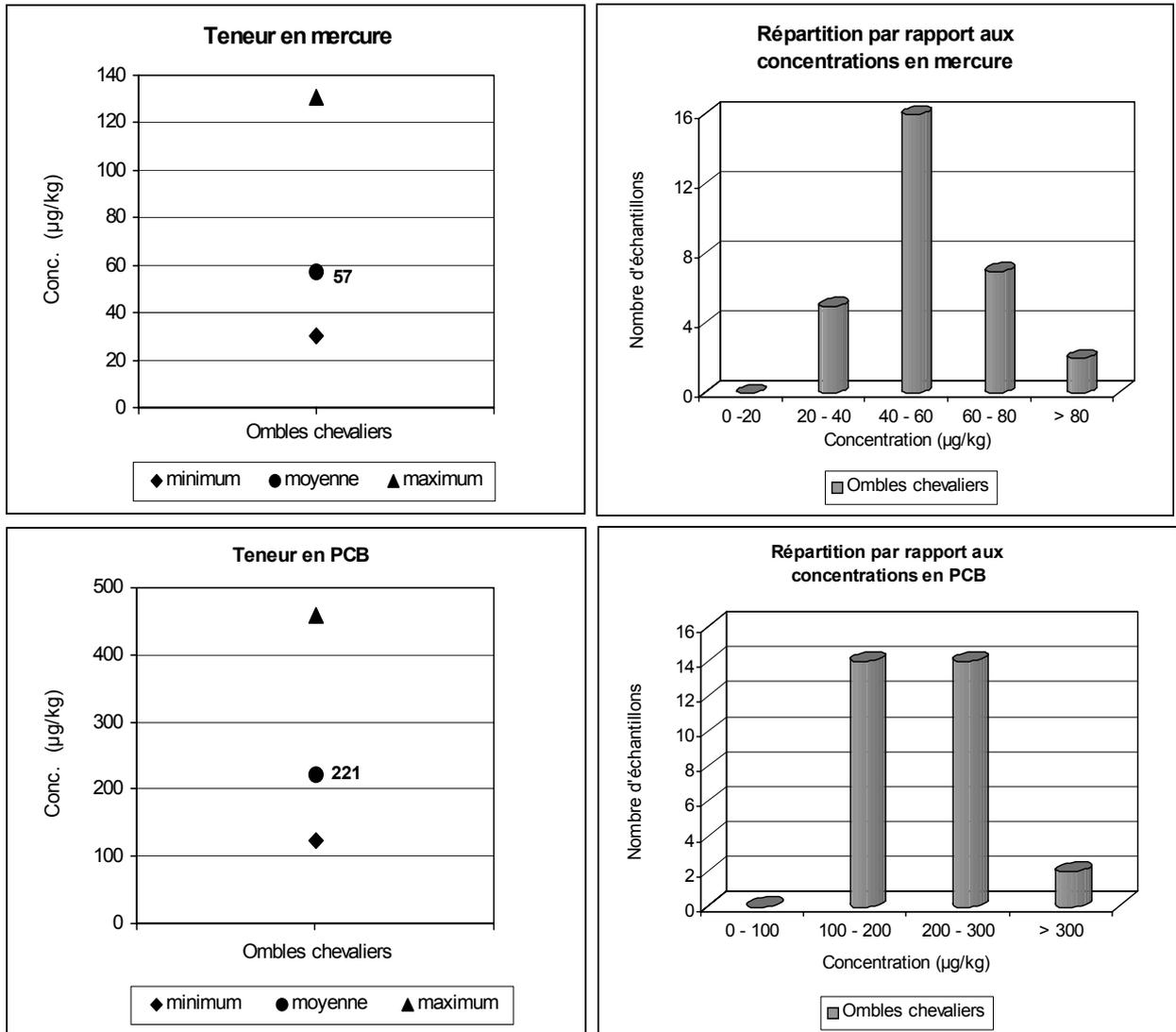


Figure 5 : Les ombles chevaliers (résultats exprimés en µg/kg de matière fraîche).

Figure 5 : Arctic Char (results expressed in µg/kg of fresh matter).

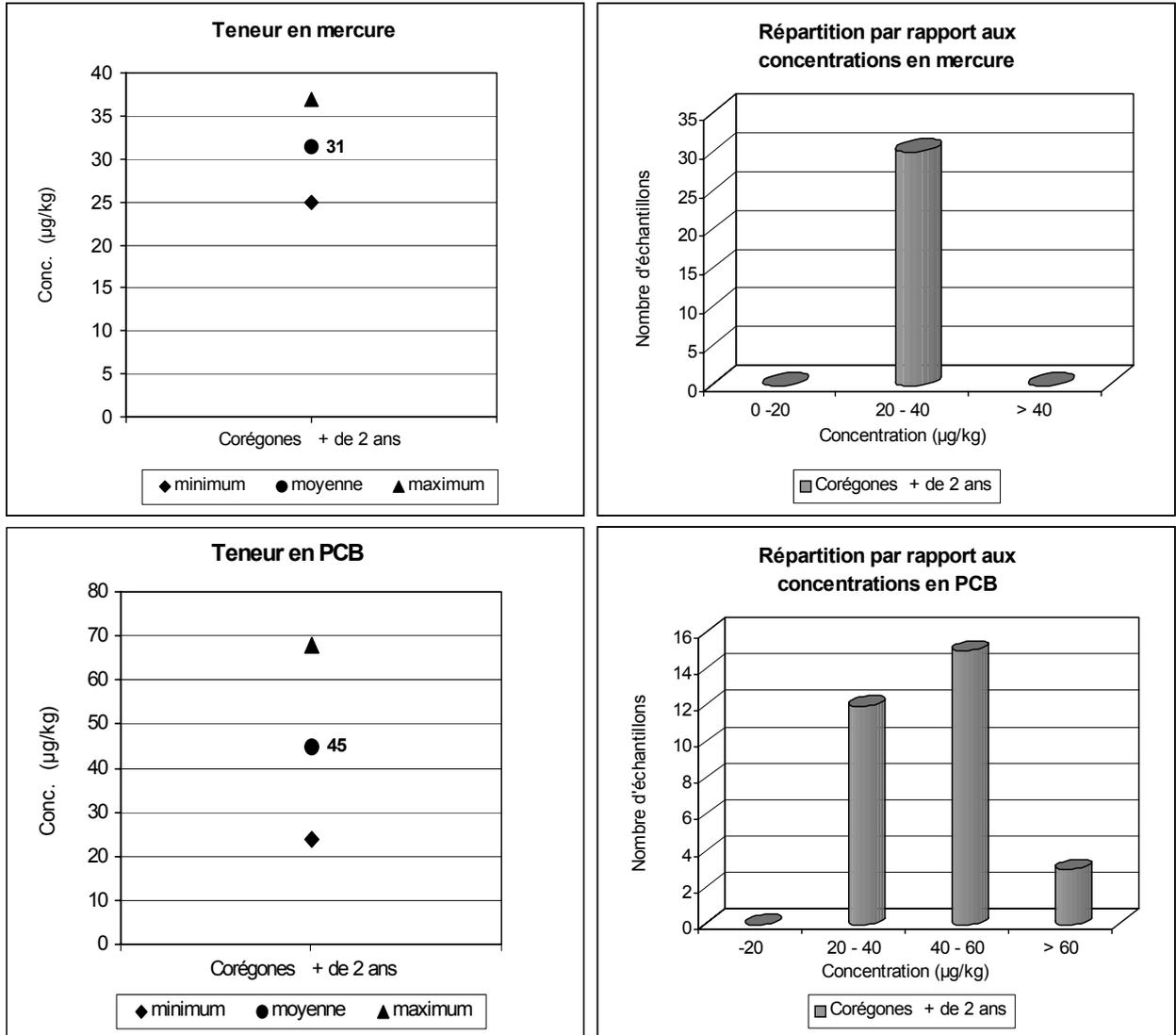


Figure 6 : Les corégones (résultats exprimés en µg/kg de matière fraîche).

Figure 6 : Whitefish (results expressed in µg/kg of fresh matter).

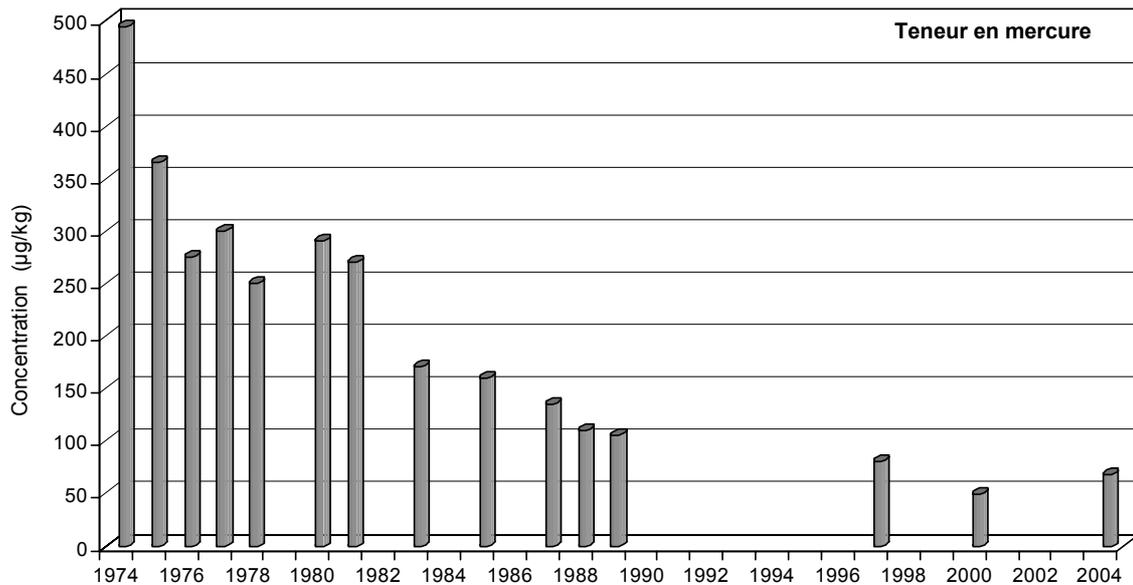


Figure 7 : Evolution de la concentration en mercure dans les lottes (résultats exprimés en µg/kg de matière fraîche)

Figure 7 : Change in the concentration of mercury in burbot (results expressed in µg/kg of fresh matter).

► **Organochlorés**

Pour les polychlorobiphényles, les observations antérieures (CORVI et al., 1988, 1995, 1998 et 2001) sont confirmées :

- l'empreinte chromatographique d'un extrait de poisson montre la présence de contaminants du type PCB 1254 et PCB 1260,
- qualitativement, dans la plupart des extraits, certains congénères sont prédominants. Il s'agit des congénères 138 et 153 selon la nomenclature normalisée, c'est-à-dire des composés lourds du type hexachlorobiphényles, et dans une moindre mesure, des congénères 101, 149, et 180,
- les ombles chevaliers sont nettement plus contaminés (221 µg/kg) que les lottes (17 µg/kg) et les perches (16 µg/kg).

Les teneurs moyennes de ce polluant dans les perches et les lottes sont faibles et n'évoluent pas significativement. Dans les ombles, elle est en 2004 de 221 µg/kg alors qu'elle était de 234 µg/kg en 2000, 177 µg/kg en 1997, 290 µg/kg en 1994 et 319 µg/kg en 1993. La tendance va donc vers une amélioration de la situation.

Cette concentration plus élevée dans les ombles chevaliers que dans les autres espèces analysées peut s'expliquer de la façon suivante : les PCB sont solubles dans la graisse et ce poisson est plus gras que ses congénères, perches, lottes ou féras. La contamination des poissons se fait au travers de la chaîne alimentaire, par le phénomène de la bio-accumulation. Le régime alimentaire de l'omble chevalier se compose en grande partie de larves de chironomes (vers de vase) qui vivent dans les sédiments lacustres et s'y enfouissent jusqu'à une profondeur de 5 cm. Or cette couche correspond aux sédiments déposés au fond du lac en l'espace d'une quarantaine d'années. Les PCB déposés avant leur interdiction sont ainsi remis en circulation dans la chaîne alimentaire.

Toutefois, l'omble chevalier ne représente qu'une faible part de la faune piscicole du Léman (environ 10 à 12 % de la pêche au Léman).

Dans d'autres lacs (Lugano, Majeur), la chair des ombles chevaliers présente également une concentration plus élevée en PCB que la chair d'autres espèces.

Dans les corégones, nous observons une teneur moyenne en PCB de 45 µg/kg, soit une concentration en polluant légèrement supérieure à celle des perches ou lottes mais bien inférieure à celle des ombles.

Ces teneurs sont voisines de celles signalées par ZENNEGG et al. (2002), qui relèvent par ailleurs des concentrations de PCB plus élevées dans certains lacs suisses.

Les concentrations en PCB des espèces piscicoles du Léman sont très largement inférieures à la tolérance législative fixée à 1'000 µg/kg.

Une bonne corrélation entre les concentrations de PCB et de DDE, métabolite du DDT, est observée dans les différentes espèces de poissons analysés. La figure 8 illustre, pour les lottes cette relation. Ce graphique montre la similitude de persistance de ces composés lipophiles dans l'écosystème, similitude logique vu les ressemblances des qualités physico-chimiques et historique de ces produits.

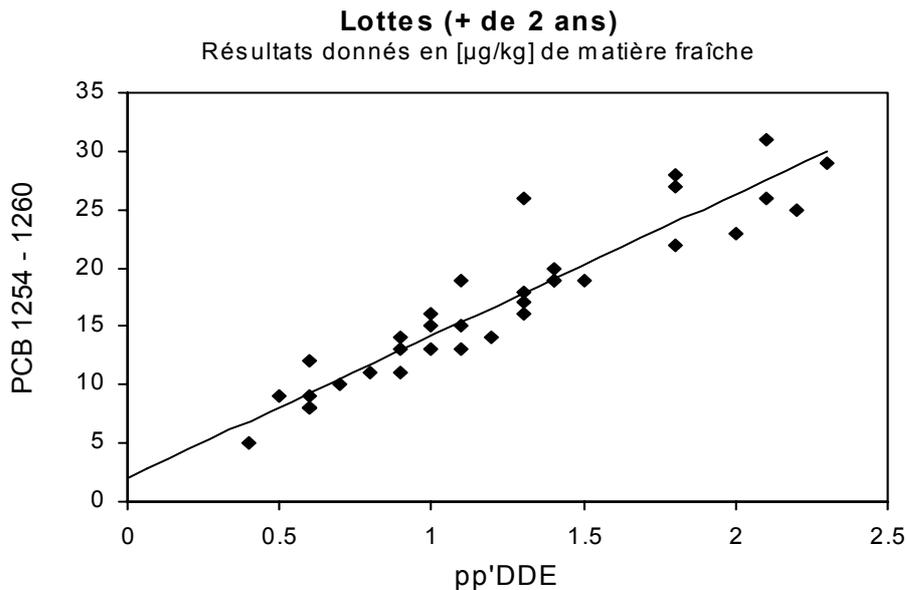


Figure 8 : Corrélation entre les teneurs en PCB et pp'DDE des lottes
Figure 8 : Correlation between the levels of PCBs and pp'DDEs in burbot.

4.3 Moules

► **Métaux lourds**

Les figures 9a à 9c illustrent les résultats obtenus pour les différents métaux analysés (afin de pouvoir comparer l'évolution des teneurs, les résultats des campagnes précédentes sont intégrés dans ces graphiques).

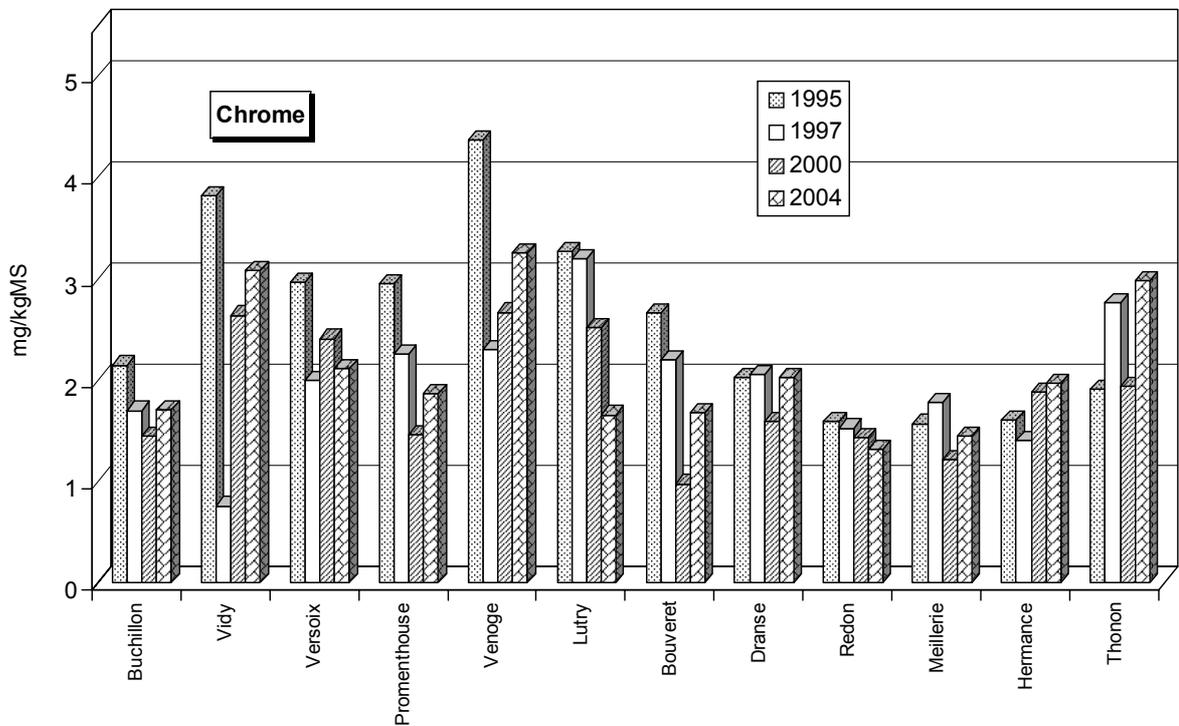
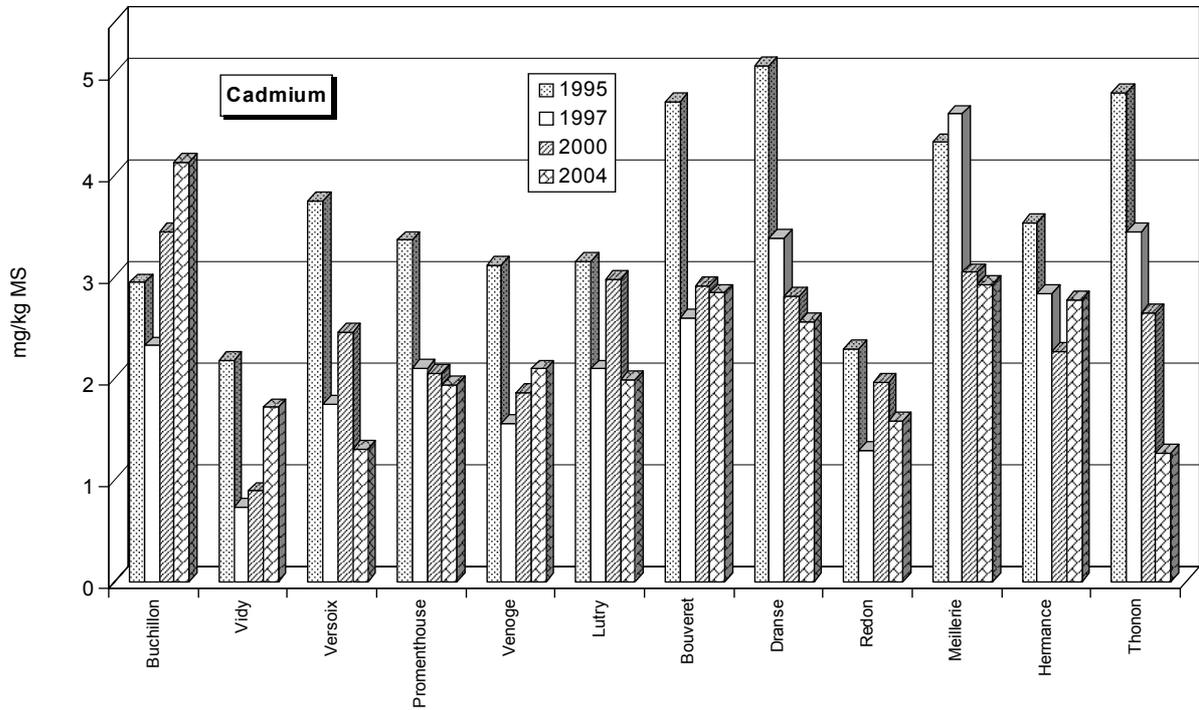


Figure 9 a : Teneurs métalliques (Cd, Cr) des moules pour les différents sites étudiés.

Figure 9 a : Levels of metals (Cd, Cr) in mussels from the various sites surveyed.

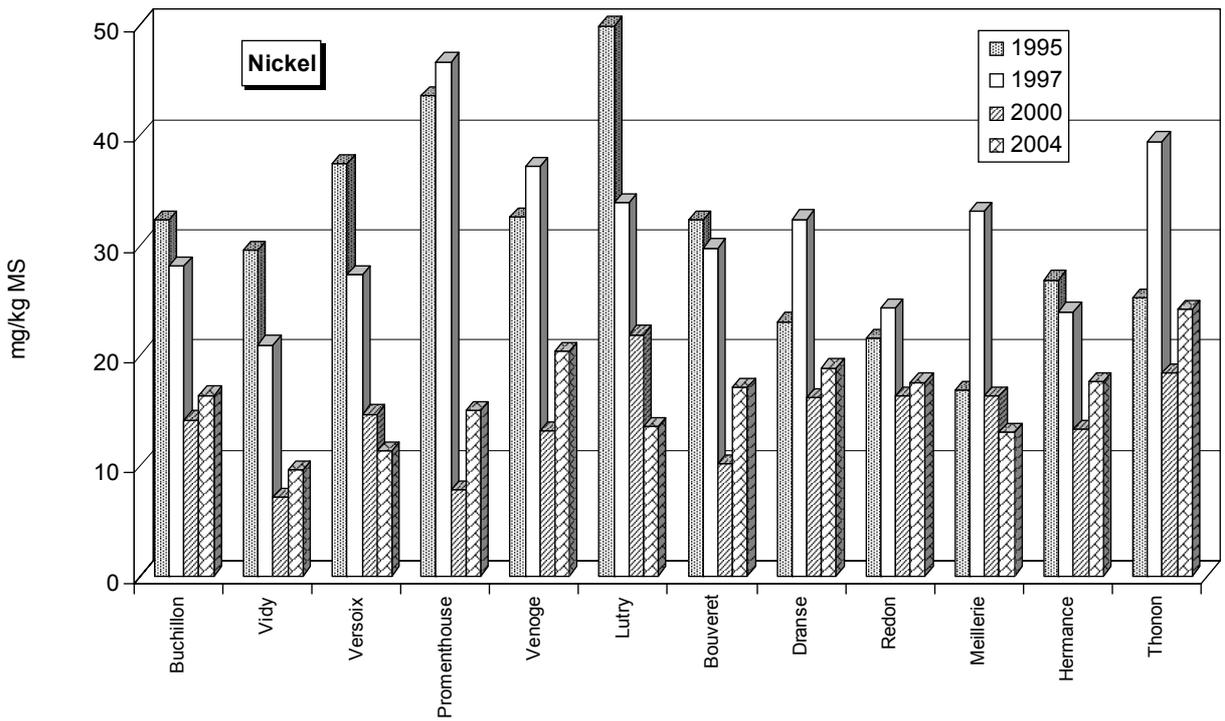
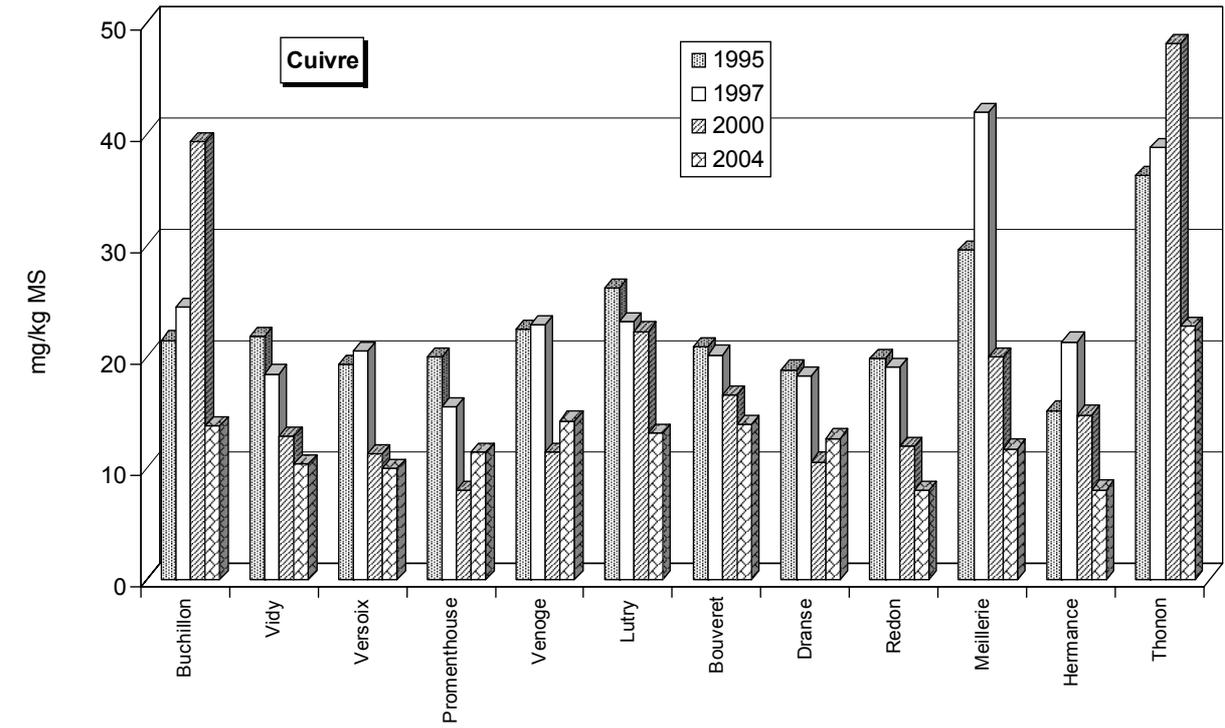


Figure 9 b : Teneurs métalliques (Cu, Ni) des moules pour les différents sites étudiés.
Figure 9 b : Levels of metals (Cu, Ni) in mussels from the various sites surveyed.

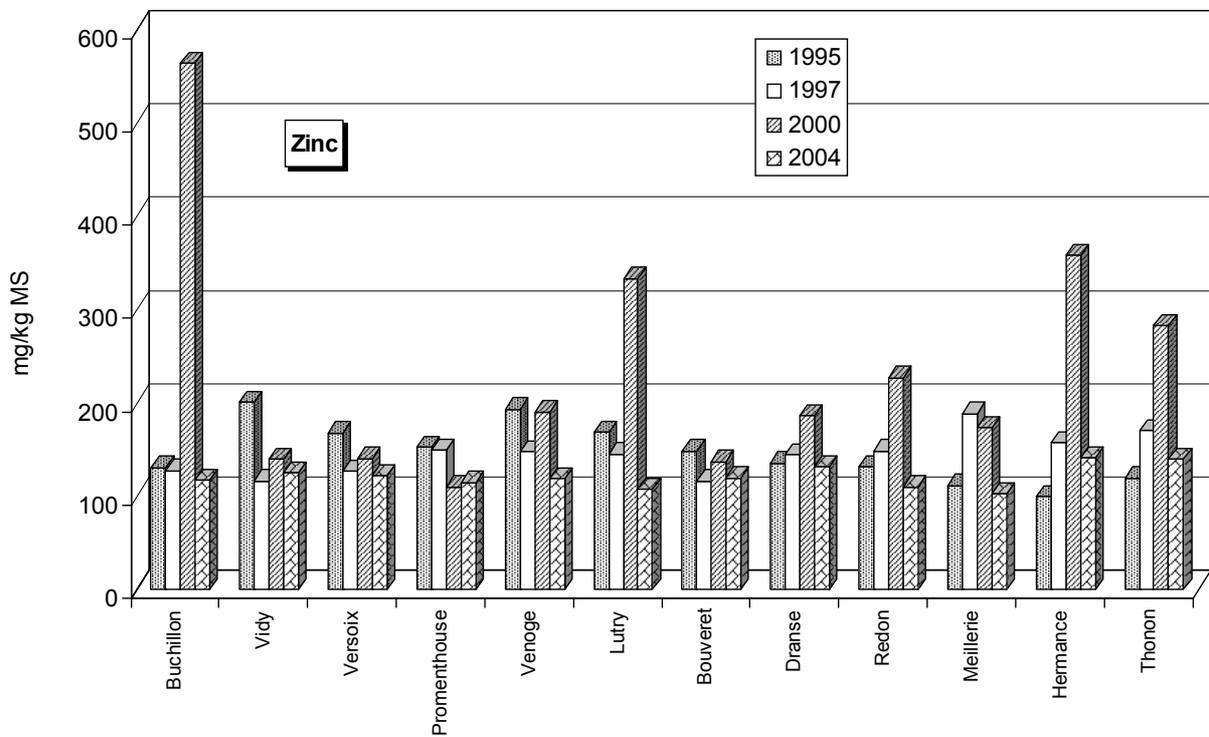
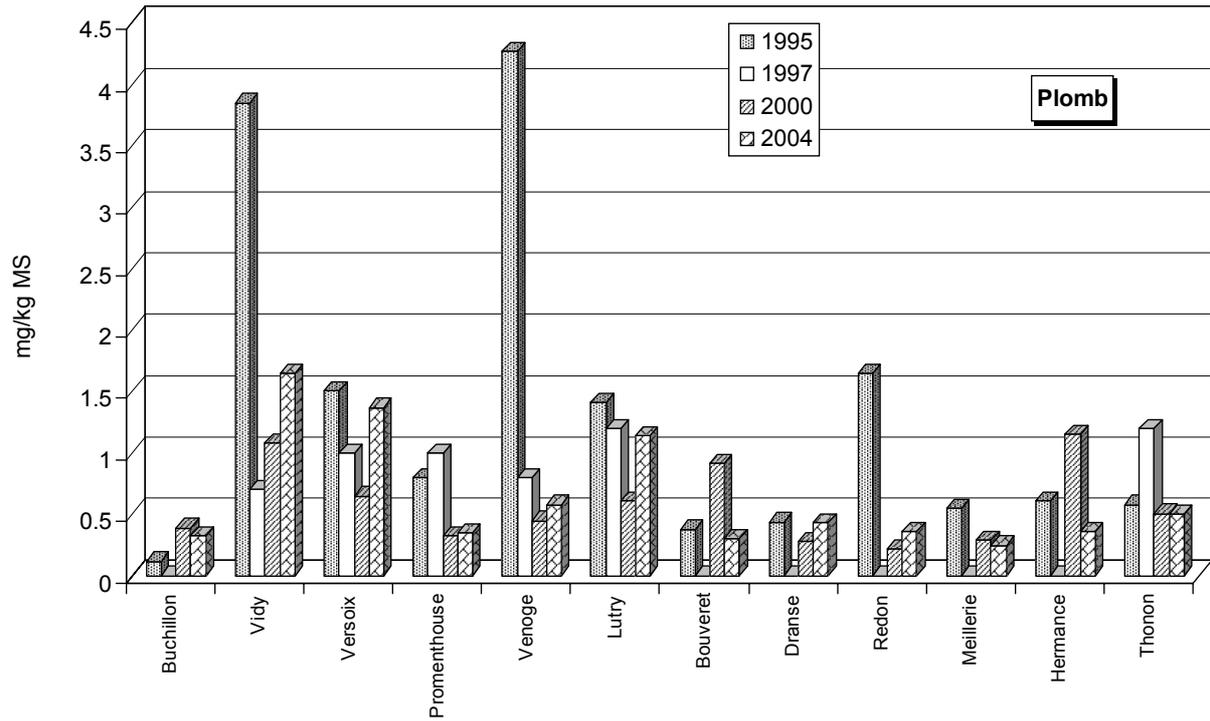


Figure 9 c : Teneurs métalliques (Pb, Zn) des moules pour les différents sites étudiés.
 Figure 9 c : Levels of metals (Pb, Zn) in mussels from the various sites surveyed.

Sur la base de la grille de qualité proposée par MERSCH (1993), (annexe 3), pour l'appréciation des concentrations métalliques observées chez les dreissènes, nous pouvons relever une nette amélioration de la situation par rapport aux campagnes antérieures. Les points suivants sont à signaler :

- **cadmium** : Buchillon est le seul site qui demeure, par rapport aux études antérieures, classé en zone "pollution certaine". Le Bouveret, La Dranse, Meillerie et Hermance sont eux très proches de la classe inférieure moins contaminée,
- **chrome** : tous les sites sont en situation "intermédiaire",
- **cuivre** : bien qu'en nette amélioration, la valeur plus élevée de cuivre observée précédemment sur le site de Thonon, se confirme classant ce site en zone "intermédiaire". Par contre, tous les autres points peuvent être considérés comme "non pollués" ou proches des valeurs correspondant à cette classification,
- **nickel** : à l'exception de Vidy et Versoix, classifiés "non pollués" pour ce métal, tous les autres sites sont en "situation intermédiaire",
- **plomb** : tous les sites sont à considérer comme "non pollués" à l'exception de trois d'entre eux qui demeurent en situation "intermédiaire" (Vidy, Versoix, Lutry),
- **zinc** : lors de la campagne précédente, (CORVI et al., 2001) nous avons relevé des teneurs en zinc anormales sur différents sites et avons émis l'hypothèse d'une contamination accidentelle des échantillons analysés. Cette hypothèse était certainement fondée puisque ces teneurs élevées ne se retrouvent pas aujourd'hui. Pour ce métal, la situation de l'ensemble des sites peut être qualifiée "d'intermédiaire", voire même proche du qualificatif de "non polluée".

Les résultats de cette étude confirment la complémentarité de cette approche poissons/moules par rapport aux autres indicateurs.

► **Organo-étains**

Les résultats de recherche et dosage des composés stanniques sont regroupés dans le tableau 5.

Tableau 5 : Résultats des organo-étains exprimés en µg du cation par g de poids sec.

Table 5 : Organo-tin data expressed in µg of the cation per g of dry weight.

	DBT*	TBT*	TPT*
Hermance	0.063	0.030	nd**
Meillerie	nd	nd	nd
Redon	0.040	0.022	nd
Venoge	nd	0.034	nd
Buchillon	nd	0.016	nd
Promenthouse	nd	0.025	nd
Versoix	nd	0.030	nd
Lutry	nd	0.123	nd
Thonon	nd	0.023	nd
Dranse	nd	0.015	nd
Bouveret	0.278	0.573	nd
LD	0.035	0.012	0.030
T.R. %	77.8	79.1	312.0 *

LD : limite de détection (3x bruit de fond)

** nd : non décelé

Les résultats ne sont pas corrigés pour le taux de récupération (T.R.)

* : une analyse de contrôle a été effectuée en dopant du quartz (problème avec le TPT).

Dans la majorité des sites, les concentrations en tributylétain sont relativement faibles et ont baissé par rapport aux campagnes de 1995 et 2000, étant fréquemment indécélables

En 2000, nous avons relevé une contamination très nette du Bouveret : parmi les 11 échantillons analysés, seules les moules en provenance de ce port contenaient des organo-étains dans des concentrations nettement supérieures à celles mesurées lors des précédentes campagnes soit 5.16 et 9.3 µg/g de tributylétain respectivement en 1997 et 2000. Cette situation, qui a fait l'objet d'investigations complémentaires, (GRANDJEAN et al., 2004) est aujourd'hui réglée suite à l'intervention des autorités cantonales.

5. CONCLUSIONS

- ▶ **Eaux** : 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 limite de détection du mercure dans les eaux par le laboratoire effectuant les analyses n'est pas suffisante pour vérifier le respect des exigences de l'OEaux (tableau 2) pour ce métal.

Les concentrations en NTA et EDTA des eaux du lac restent faibles et respectent également les tolérances requises pour l'eau potable.

L'introduction d'une nouvelle méthodologie dans la surveillance de la qualité des eaux du lac a permis de mettre en évidence la présence de résidus de nombreux pesticides non recherchés jusqu'à présent. Les teneurs relevées sont certes toutes inférieures aux normes requises pour les eaux de boisson, mais la présence de ces polluants est non souhaitée et préoccupante. Deux composés, un herbicide et un antifongique, le Foramsulfuron et le Métalaxyl, sont, par ailleurs, en concentrations relativement élevées. Ces produits sont apportés au lac par les eaux du Rhône et leur origine industrielle a été identifiée. Des mesures sont actuellement à l'étude par les autorités cantonales pour remédier rapidement à ce problème.

L'Aminotriazole, le Glyphosate et son métabolite l'AMPA, pesticides polluants fréquents des eaux superficielles n'ont pas été observés dans les eaux du lac. Par contre un test effectué sur 8 rivières du bassin versant a révélé, dans 6 rivières, la présence de ces contaminants quelques fois en fortes teneurs pouvant atteindre plusieurs microgrammes/L (3.95 µg/L) dans certains affluents secondaires.

- ▶ **Poissons** : bien qu'une augmentation des teneurs en mercure de la chair des poissons du Léman soit relevée lors de cette campagne, ces dernières demeurent basses et bien inférieures aux exigences requises pour les denrées alimentaires.

Les teneurs en PCB et mercure des corégones, déterminées pour la première fois dans le cadre des travaux de la CIPEL, sont voisines ou légèrement supérieures à celles des perches et lottes.

L'omble chevalier présente une contamination plus élevée en PCB et DDE que les perches, les lottes et les corégones, mais les teneurs observées diminuent lentement par rapport à celles des dernières campagnes.

Les efforts entrepris pour l'épuration et la protection des eaux ainsi que la limitation d'emploi des PCB dès 1972 en Suisse et 1975 en France, puis leur interdiction de mise sur le marché dès 1986 en Suisse et 1987 en France, ont certainement permis de limiter l'importance de la pollution par ces composés. Mais leur stabilité et la présence d'apports diffus contribuent à leur persistance dans l'écosystème lémanique. Leur présence doit être déplorée.

- ▶ **Moules zébrées** : pour l'ensemble des métaux surveillés dans les moules, les améliorations observées les années précédentes se confirment : les teneurs 2004 sont en général plus faibles qu'antérieurement, ou dans certains cas, du même ordre de grandeur. Quelques points font cependant exception : teneur en plomb du site de Thonon encore trop élevée et pollution certaine par le cadmium sur le site de Buchillon.

BIBLIOGRAPHIE

ALDER, A.C., GIGER, W. et SCHFFNER, C. (1987) : Remplacement des phosphates dans les produits détergents : vers le pire ou vers l'acceptable ? EAWAG News, 42F, 6-8.

BECKER VAN SLOOTEN, K., MERLINI, L., De BERTRAND, N., De ALENCASTRO, L.F. et TARRADELLAS, J. (1992) : Elevated levels of organotins in lake Geneva : bivalves as sentinel organism. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 48 (1), 37-44.

BECKER VAN SLOOTEN, K. et TARRADELLAS, J. (1994) : Accumulation, depuration and growth effects of tributyltin in the freshwater bivalve Dreissena polymorpha under field conditions. Environ. Toxicol. Chem., 13, 755-762.

BECKER VAN SLOOTEN, K. et TARRADELLAS, J. (1995) : Organotins in Swiss lakes after their ban : Assessment of water, sediment, and Dreissena polymorpha contamination over a four-year period. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 29, 384-392.

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, page 207, tableau 3.

CORVI, C., MACRI, G. et VOGEL, J. (1988) : Les polychlorobiphényles dans les poissons du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987, 119-132.

CORVI, C. et KHIM-HEANG, S. (1994) : Polluants métalliques et polychlorobiphényles dans la faune piscicole. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993, 73-82.

CORVI, C. et KHIM-HEANG, S. (1995) : Polychlorobiphényles et mercure dans les ombles chevaliers. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1994, 79-85.

- CORVI, C., KHIM-HEANG, S., BECKER VAN SLOOTEN, K., STEGMULLER, A.-M. et TARRADELLAS, J. (1996) : Métaux et micropolluants organiques dans les Dreissènes. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 187-197.
- CORVI, C., KHIM-HEANG, S., BECKER VAN SLOOTEN, K., STEGMULLER, A.-M. et TARRADELLAS, J. (1998) : Métaux et micropolluants organiques dans les poissons et les moules du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1997, 103-116.
- CORVI, C., KHIM-HEANG, S. et ZIMMERLI, P. (2001) : Métaux et micropolluants organiques dans les poissons et les moules du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, 145-159.
- CRETENOY, L., GERDEAUX, D., ANGELI, N. et CARANHAC, F. (1996) : Eléments pour la prise en compte des populations piscicoles dans le fonctionnement trophique du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 173-185.
- DIETRICH, D. (1995) : Kritische Beurteilung der ökotoxikologischen Aussagekraft von Schwermetallanalysen in Fischen aus schweizerischen Gewässern. Mitt. Gebiete Lebensm. Hyg., 86, 213-225.
- FENT, K. (1996) : Ecotoxicology of organotin compounds. Crit. Rev. Toxicol., 26 (1), 1-117.
- GERDEAUX, D., BUTTIKER, B. et PATTAY, D. (1989) : La pêche et les recherches piscicoles en 1988 sur le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1988, 79-87.
- GERDEAUX, D., PERRET, M.-C., CORVI, C., KHIM-HEANG, S., BECKER VAN SLOOTEN, K., TARRADELLAS, J., RIVIERE, J.L. et LARBAIGT, G. (1995) : Caractéristiques des populations de Dreissènes du Léman, évaluation de leur intérêt comme bioindicateur de la qualité des eaux du lac. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1994, 135-165.
- GRANDJEAN, D. et BECKER VAN SLOOTEN, K. (2003) : Analyse des organoétains dans les moules zébrées du Léman. Communication personnelle.
- HALDIMANN, M. (2005) : Teneurs en mercure des poissons de lacs suisses. (A paraître).
- HITES, R.A., FORAN, J.A., CARPENTER, D.O., HAMILTON, M.C., KNUTH, B.A. et SCHWAGER, S.J. (2004) : Global assessment of organic contaminants in farmed salmon. Science, 303, 226-229.
- HOURIET, J.-P. (1996) : NTA dans les eaux. Cahier de l'environnement, série protection des eaux, No 264 et Annexes : Données de mesure. Documents environnement, série protection des eaux, No 54, Ed. par OFEFP, Berne.
- LAZZAROTTO, J., RAPIN, F. et CORVI, C. (2005) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2004, 31-53.
- MAGUIRE, R.J. (2000) : Review of the persistence, bioaccumulation and toxicity of tributyltin in aquatic environments in relation to Canada's toxic substances management policy. Water Qual. Res. J. Canada, 35 (4), 633-679.
- MANUEL SUISSE DES DENREES ALIMENTAIRES (1994) : Dosage du mercure, Chapitre 45. Ed. Off. féd. de la Santé, Berne.
- MERSCH, J. (1993) : Modalités d'utilisation de la moule zébrée *Dreissena polymorpha* en tant qu'indicateur biologique de la contamination des écosystèmes d'eau douce par les métaux lourds - comparaison avec un autre type d'organismes sentinelles, les mousses aquatiques. Thèse de doctorat, Université de Metz, 231 p.
- OEaux (1998) : Ordonnance du 28 octobre 1998 sur la protection des Eaux (Suisse, état au 18 novembre 2003).
- OSEC (1995) : Ordonnance du 26 juin 1995 sur les Substances Etrangères et les Composants (état au 31 janvier 2000) (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.
- REICHENBACH-KLINKE, H.-H. (1966) : Krankheiten und Schädigungen der Fische. Gustav Fischer Verlag, page 288.
- SIGG, L. (1992) : Les métaux lourds dans les cours d'eau. Nouvelles de l'EAWAG, 32, 32-35.
- STRAWCZYNSKI, A. (2005) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2004, 187-193.
- ZENNEGG, M., SCHMID, P., GUJER, E. et KUCHEN, A. (2002) : PCDD, PCDF, and Dioxin-like PCB in fish from Swiss Lakes. Poster EMPA (http://www.empa.ch/plugin/template/empa*/14546/—/l=2).

Produits phytosanitaires recherchés.

ANNEXE 1

Pesticides (crop treatments) survey.

Herbicides : (les limites de détection sont comprises entre 0.001 et 0.10 µg/L)

Acetochlor	Cycloxydim	MCPB	Propaquizafop
Alachlor	Dichlorprop-methyl	Mecoprop	Propazine
Amidosulfuron	Dichlorprop-P	Metamitron	Propham
Amitrole	Difénoxuron	Methabenzthiazuron	Propyzamide
Asulam	Dimefuron	Metobromuron	Prosulfocarb
Atrazine	Dimethachlor	Metoxuron	Pyridate
Atrazine-2-hydroxy	Dimethenamid	Metribuzin	Quizalofop-P-Ethyl
Atrazine-desethyl	Dinoseb	Metsulfuron-methyl	Simazin
Atrazine-desisopropyl	Dinoterb	Monolinuron	Tebutam
Aziprotrotyne	Diuron	Monuron	Tepaloxymid
Bentazone	Fenuron	Napropamid	Terbacil
Bifenox	Fluazifop-butyl	Norflurazon	Terbuthylazine
Bromacil	Fluroxypyr	Orbencarb	Terbuthylazine-2-hydroxy
Chlorbromuron	Foramsulfuron	Oryzalin	Terbuthylazine-desethyl
Chloridazon	Haloxypop-methyl	Oxadiazon	Terbutryn
Chlorotoluron	loxynil	Pendimethalin	Thifensulfuron-methyl
Chloroxuron	Isoproturon	Phenmedipham	Triasulfuron
Chlorpropham (CIPC)	Lenacil	Prometryn	Triclopyr
Clopyralid	Linuron	Propachlor	Trifluralin
Cyanazin	MCPA	Propanil	

Fongicides, insecticides et acaricides :

Acetamiprid	Difenoconazole	Imazalil	Pymetrozine
Aldicarb	Diflubenzuron	Imidacloprid	Pyridaben
Aldicarb-sulfoxide	Dimethoate	Indoxacarb	Pyrifénox
Aldoxycarb	Dimethomorph	Iprovalicarb	Pyrimethanil
Anilazine	Dimetilan	Isazofos	Pyriproxyfen
Azametiphos	Dinocap	Lufenuron	Spinosad
Azoxystrobin	Diphenylamine	Mecarbam	Spirodiclofen
Bendiocarb	Disulfoton	Mepanipyrim	Spiroxamine
Benfuracarb	Epoxiconazole	Metalaxyl	Tebuconazole
Benodanil	Ethiophencarb	Methiocarb	Tebufenozide
Benthiavalicarb-isopropyl	Fenamidone	Methomyl	Tebufenpyrad
Benzoximate	Fenarimol	Metolcarb	Teflubenzuron
Bromuconazole	Fenazaquin	Monocrotophos	Terbufos
Buprofezin	Fenbuconazole	Myclobutanil	Thiabendazole
Butocarboxym	Fenhexamid	Omethoate	Thiacloprid
Carbaryl	Fenoxycarb	Oxadixyl	Thiobencarb
Carbendazim	Fenpropathrin	Oxamyl	Thiodicarb
Carbofuran	Fenpropimorph	Oxine	Thiofanox
Carboxin	Fipronil	Phenthoate	Thiometon
Chlorfluazuron	Fludioxonil	Phosalone	Thiophanate-ethyl
Clofentezine	Flufenoxuron	Pirimicarb	Thiophanate-methyl
Cymoxanil	Fluquinconazole	Prochloraz	Tolclophos-methyl
Cyproconazole	Flutriafol	Promecarb	Tridemorph
Cyprodinil	Fuberidazole	Propamocarb	Triflumizole
Diafenthiuron	Furathiocarb	Propetamphos	Triflumuron
Dicrotophos	Hexaflumuron	Propiconazole	Triforine
Diethofencarb	Hexythiazox	Propoxur	Vamidothion

Pesticides (phytosanitaires) décelés (en µg/L) dans les eaux du Léman - Grand Lac (Station SHL2).
Pesticides (crop treatments) detected (in µg/L) in Lake Geneva - Grand Lac (Station SHL2).

ANNEXE 2

Pesticides en µg/L	Type	26.04.04 0 m	06.09.04 0 m	1 m	1 m	06.09.04 1 m	26.04.04 5 m	06.09.04 5 m	26.04.04 7.5 m	06.09.04 7.5 m	26.04.04 10 m	06.09.04 10 m	26.04.04 10 m	06.09.04 100 m	26.04.04 305 m	06.09.04 305 m	26.04.04 309 m	06.09.04 309 m
Amidosulfuron	Herbicide	0.017	0.015	0.027	0.015	0.017	0.015	0.015	0.016	0.017	0.018	0.020	0.016	0.022	0.013	0.020	0.015	0.018
Atrazine	Herbicide	0.032	0.016	0.018	0.028	0.018	0.016	0.016	0.031	0.017	0.033	0.018	0.031	0.027	0.036	0.029	0.033	0.028
Atrazine-desethyl	Herbicide	0.020	0.016	0.018	0.018	0.019	0.017	0.017	0.020	0.017	0.022	0.016	0.020	0.020	0.021	0.020	0.022	0.021
Atrazine-desisopropyl	Herbicide	0.015	0.013	0.012	0.011	0.016	0.014	0.013	0.015	0.013	0.017	0.013	0.016	0.015	0.014	0.015	0.018	0.015
Azoxystrobin	Fongicide		0.002			0.002	0.002			0.002		0.002		0.001		0.001		0.001
Carbendazim	Fongicide	0.007	0.004	0.006	0.006	0.005	0.005	0.005	0.008	0.005	0.008	0.005	0.006	0.004	0.005	0.006	0.007	0.006
Chlorotoluron	Herbicide	0.011	0.002	0.009	0.010	0.003	0.010	0.003	0.010	0.003	0.011	0.003	0.013	0.011	0.015	0.013	0.016	0.013
Cycloxydim	Herbicide													0.001		0.005		0.005
Cyproconazole	Fongicide	0.008	0.003	0.006	0.007	0.004	0.004	0.004	0.007	0.004	0.009	0.004	0.008	0.007	0.006	0.005	0.005	0.005
Cyprodinil	Fongicide	0.005	0.001	0.003	0.004	0.002	0.004	0.002	0.004	0.002	0.004	0.003	0.003	0.003	0.002	0.001	0.001	0.001
Difenoconazol	Fongicide	0.008	0.001	0.003	0.015	0.002	0.015	0.001	0.004	0.002	0.004	0.003	0.002	0.002	0.003	0.001	0.002	0.001
Dimethachlor	Herbicide	0.005	0.002	0.004	0.004	0.004	0.004	0.003	0.005	0.003	0.005	0.003	0.005	0.007	0.005	0.003	0.005	0.005
Diuron	Herbicide	0.012	0.004	0.009	0.010	0.005	0.010	0.006	0.011	0.005	0.011	0.006	0.010	0.008	0.009	0.008	0.009	0.007
Fenuron	Herbicide	0.001	0.000	0.001	0.001	0.001	0.001	0.000	0.001	0.000	0.001	0.000	0.002	0.001	0.001	0.001	0.003	0.001
Foramsulfuron	Herbicide	0.042	0.029	0.036	0.039	0.033	0.039	0.033	0.040	0.035	0.049	0.042	0.042	0.066	0.019	0.034	0.020	0.037
Isoproturon	Herbicide	0.005	0.001	0.004	0.005	0.001	0.005	0.001	0.004	0.001	0.005	0.001	0.005	0.005	0.006	0.007	0.006	0.006
Linuron	Herbicide	0.001	0.001	0.003	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.001	0.004	0.001	0.004	0.002	0.002	0.001		0.001
Metalaxyl	Fongicide		0.028			0.037	0.034			0.038		0.048		0.062		0.056		0.055
Metobromuron	Herbicide	0.050	0.004	0.009	0.011	0.005	0.011	0.004	0.014	0.004	0.010	0.004	0.010	0.011	0.013	0.013	0.018	0.012
Metolachlor	Herbicide	0.017	0.010	0.016	0.015	0.013	0.015	0.012	0.018	0.013	0.018	0.017	0.016	0.017	0.019	0.016	0.018	0.015
Monolinuron	Herbicide	0.016	0.005	0.014	0.014	0.006	0.014	0.005	0.015	0.006	0.016	0.006	0.016	0.013	0.016	0.014	0.018	0.014
Monuron	Herbicide	0.003	0.001	0.003	0.003	0.001	0.003	0.001	0.002	0.001	0.002	0.001	0.002	0.003	0.003	0.004	0.004	0.003
Prometryn	Herbicide	0.007	0.002	0.007	0.006	0.004	0.006	0.004	0.007	0.004	0.007	0.004	0.006	0.006	0.008	0.008	0.008	0.007
Propoxur	Insecticide		0.001			0.002	0.002			0.001		0.001		0.001		0.001		0.005
Pymetrozine	Insecticide		0.004			0.005	0.004			0.005		0.008		0.005		0.003		0.003
Simazin	Herbicide	0.013	0.008	0.013	0.008	0.010	0.008	0.008	0.014	0.009	0.015	0.009	0.014	0.013	0.016	0.012	0.015	0.012
Tebuconazole	Fongicide		0.001			0.001	0.001			0.001		0.001		0.001		0.000		0.000
Tebutam	Herbicide	0.003	0.001	0.003	0.003	0.001	0.003	0.001	0.002	0.001	0.003	0.001	0.002	0.003	0.002	0.002	0.003	0.002
Terbutometon	Herbicide	0.004	0.002	0.003	0.003	0.003	0.002	0.002	0.004	0.002	0.004	0.002	0.004	0.004	0.005	0.005	0.005	0.005
Terbutylazine	Herbicide	0.015	0.009	0.013	0.013	0.010	0.009	0.009	0.014	0.010	0.015	0.010	0.013	0.014	0.015	0.016	0.015	0.014
Terbutylazine-2-hydroxy	Herbicide	0.008	0.006	0.007	0.007	0.008	0.006	0.006	0.008	0.006	0.009	0.007	0.008	0.008	0.009	0.008	0.009	0.009
Terbutylazine-desethyl	Herbicide	0.009	0.008	0.007	0.008	0.009	0.009	0.009	0.007	0.008	0.008	0.008	0.008	0.008	0.006	0.008	0.008	0.007
Triflumuron	Insecticide	0.009	0.001		0.004	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.004		0.005		0.004
Somme		0.343	0.200	0.251	0.262	0.249	0.226	0.285	0.285	0.237	0.310	0.269	0.283	0.375	0.269	0.340	0.283	0.337

Grille de qualité pour interpréter les concentrations métalliques (en $\mu\text{g/g}$) observées chez *Dreissena polymorpha* (MERSCH, 1993).

Quality grid for interpreting the concentrations of metals (in $\mu\text{g/g}$) observed in *Dreissena polymorpha* (MERSCH, 1993).

Métaux	Classe de qualité			
	1 (absence de pollution)	2 (situation intermédiaire)	3 (pollution certaine)	4 pollution importante)
Cadmium	≤ 1	1 - 2.5	2.5 - 8	> 8
Chrome	≤ 1	1 - 3.5	3.5 - 10	> 10
Cuivre	≤ 12	12 - 45	45 - 80	> 80
Nickel	≤ 12	12 - 45	45 - 100	> 100
Plomb	≤ 0.5	0.5 - 4	4 - 14	> 14
Zinc	≤ 110	110 - 220	220 - 400	> 400

ÉVOLUTION DU PHYTOPLANCTON DU LÉMAN

CHANGES IN THE PHYTOPLANKTON OF LAKE GENEVA

Campagne 2004

PAR

Jean-Claude DRUART, Anne ROLLAND et Rémy TADONLEKE

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

RÉSUMÉ

Comme les années précédentes, 20 campagnes de prélèvements ont été effectuées en 2004, au centre du Grand Lac, dans la couche 0-20 m.

Avec un total de 122 taxons recensés, la diversité spécifique du phytoplancton a sensiblement régressé (140 taxons en 2003). Elle est comparable à celle enregistrée en 2002 avec 119 taxons. Cette diversité reste toutefois dans le cadre des variations interannuelles observées au cours de la dernière décennie, de 91 taxons en 2001 à 140 taxons en 2003.

La biomasse annuelle moyenne est en forte augmentation cette année ($2'666 \text{ mg/m}^3$) par rapport à 2003 ($1'727 \text{ mg/m}^3$), mais la tendance entre 1994 et 2004 (moyenne $2'358 \text{ mg/m}^3$) est assez stable, de $1'168 \text{ mg/m}^3$ en 1994 à $4'826 \text{ mg/m}^3$ en 2001.

Avec 846 mg/m^3 , la biomasse printanière est en net recul par rapport à 2003 ($1'075 \text{ mg/m}^3$), du fait de la diminution de la biomasse nanoplanctonique au cours de cette période. Ce phénomène influence le rapport BP/BE (Biomasse Printanière/Biomasse Estivale), qui est forte baisse cette année (tableau 1). Par contre, la biomasse estivale est en très forte augmentation ($4'154 \text{ mg/m}^3$ contre $2'007 \text{ mg/m}^3$ en 2003) due essentiellement à des développements massifs des filamenteuses *Mougeotia gracillima* et *Oedogonium* sp.

Après 2003, caractérisée par une forte proportion de nanoplancton (27 % de la biomasse totale), la part enregistrée en 2004 (16 %) est comparable à celles des années 2000 et 2001.

ABSTRACT

As in the previous years, 20 sampling surveys were carried out in 2004, in the center of the Grand Lac of Lake Geneva, in the 0-20 m layer.

With a total of 122 taxons identified, the species diversity of the phytoplankton is perceptibly lower than last year (140 taxons in 2003). The number was similar to that reported in 2002 (119 taxons), and this diversity remains within the range of interannual fluctuations recorded over the previous decade, ranging from 91 taxons in 2001 to 140 taxons in 2003.

The mean annual biomass was considerably higher this year ($2'666 \text{ mg/m}^3$) than in 2003 ($1'727 \text{ mg/m}^3$), but the overall trend from 1994 to 2004 (mean $2'358 \text{ mg/m}^3$) is fairly stable, ranging from $1'168 \text{ mg/m}^3$ in 1994 to $4'826 \text{ mg/m}^3$ in 2001.

The springtime biomass of 846 mg/m^3 has declined markedly compared to 2003 ($1'075 \text{ mg/m}^3$), due to the lower nanoplanktonic biomass during this period. This phenomenon influences the SpB/SuB (Spring Biomass/Summer Biomass) ratio, which has fallen sharply this year (Table 1). In contrast, the summer biomass has risen very considerably ($4'154 \text{ mg/m}^3$ versus $2'007 \text{ mg/m}^3$ in 2003) due essentially to massive blooms of the filamentous organisms *Mougeotia gracillima* and *Oedogonium* sp.

After 2003, which was characterized by the high proportion of nanoplankton (27 % of the total biomass), the proportion recorded in 2004 (16 %) is comparable to those for the years 2000 and 2001.

1. INTRODUCTION

L'évolution du phytoplancton a fait l'objet d'un suivi durant l'année 2004. Comme les années précédentes, ce dernier a été réalisé à la station SHL2 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. La biomasse chlorophyllienne et la production phytoplanctonique, font l'objet d'un chapitre séparé (TADONLEKE, 2005).

2. MÉTHODES

Le phytoplancton étudié a été récolté de février à décembre 2004 dans les 20 premiers mètres de la colonne d'eau à l'aide d'une cloche intégratrice d'eau brute. Ces prélèvements ont été effectués deux fois par mois de février à octobre et une fois par mois en novembre et décembre. A noter que la campagne du mois de janvier a dû être déplacée en février en raison de mauvaises conditions météorologiques. Au final, 20 campagnes ont été menées en 2004, comme en 2003.

Les échantillons d'eau brute sont fixés au lugol; puis chaque sous-échantillon d'un volume de 50 mL est mis à sédimenter dans des chambres de sédimentation. Les examens qualitatif et quantitatif se font au microscope inversé suivant la technique D'UTERMÖHL (1958).

Depuis 1974, la biomasse phytoplanctonique d'un échantillon est calculée par addition des biovolumes cellulaires algaux, et exprimée en poids de matière fraîche par mètre cube d'eau (densité algale voisine de 1).

3. RÉSULTATS

3.1 Variations saisonnières et évolution interannuelle de la biomasse

Comme chaque année, on peut distinguer en 2004 plusieurs phases dans les variations saisonnières de la biomasse phytoplanctonique. La figure 1 illustre ces variations pour les biomasses totale, microplanctonique (longueur de la cellule ou de la colonie > 50 µm et volume > 10 000 µm³) et nanoplanctonique (longueur de la cellule ou de la colonie < 50 µm et volume < 10 000 µm³). Aujourd'hui la définition du nanoplancton est : organismes phytoplanctoniques compris entre 2 et 20 µm (WETZEL, 2001). Il a été décidé qu'à partir de 2006, la biomasse nanoplanctonique sera calculée sur cette nouvelle base pour se mettre en conformité avec la littérature actuelle, avec recalcul des valeurs antérieures afin de pouvoir effectuer des comparaisons interannuelles.

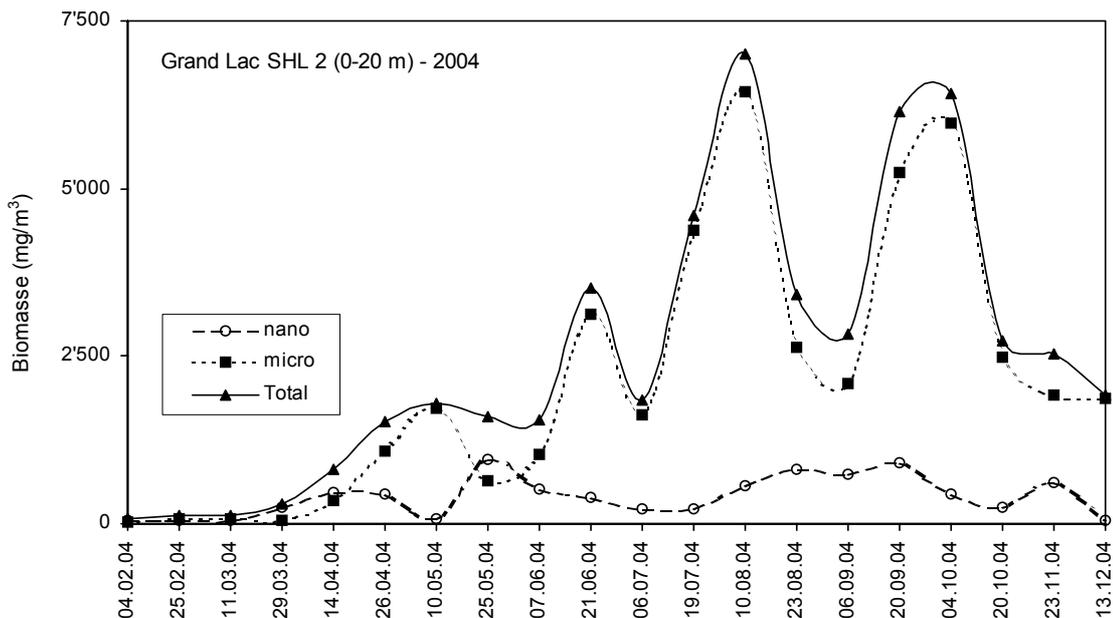


Figure 1 : Variations saisonnières des biomasses totale, microplanctonique et nanoplanctonique du phytoplancton dans le Léman (Grand Lac, SHL 2) en 2004.

Figure 1 : Seasonal changes in total phytoplankton microplankton and nanoplankton biomass at the Station SHL 2 in Lake Geneva in 2004.

D'une manière générale, la biomasse totale maximale observée en 2004 est beaucoup plus importante que celle enregistrée en 2003 (7'082 mg/m³ contre 4'447 mg/m³ en 2003).

En 2004, on observe plusieurs pics de biomasse phytoplanctonique : le 10 mai, le 21 juin, le 10 août et le 4 octobre. Tous ces pics sont dus à une biomasse du microplancton. On observe un seul pic nanoplanctonique le 25 mai.

Durant ces pics de biomasse, la communauté n'est jamais dominée par la même classe. En effet, le 10 mai, les diatomées (97 %) et en particulier les espèces microplanctoniques *Fragilaria crotonensis* (31 %) et *Diatoma tenuis* (32 %) dominant. Le 21 juin, ce sont les xanthophycées qui représentent 50 % de la biomasse totale (*Tribonema* sp.). Le pic du 10 août est dominé par *Mougeotia gracillima* (64 % de la biomasse totale), qui fait partie de la classe des conjuguées, cette dernière classe représentant 65 % de la biomasse totale de la communauté phytoplanctonique à cette date. Enfin, le pic automnal du 4 octobre est le résultat du développement des chlorophycées et en particulier l'espèce filamenteuse *Oedogonium* sp.

La biomasse moyenne annuelle du nanoplancton, qui n'a cessé d'augmenter les 3 années précédentes est en baisse cette année (figure 4). Elle atteint 16 % contre 28 % en 2003. La biomasse moyenne annuelle du microplancton augmente à nouveau par rapport à la diminution observée ces 3 dernières années et atteint 84.1 % cette année contre 72 % en 2003. Son importance est due au développement, entre autres, des filamenteuses *Tribonema* sp., *Oedogonium* sp. et *Mougeotia gracillima*.

La phase hivernale (de début janvier à fin mars) se caractérise par un faible développement algal. La biomasse moyenne pour les trois premiers prélèvements est de 84 mg/m³, ce qui est significativement différent de la valeur trouvée en 2003 (337 mg/m³). Le stock de phosphore total dans la couche 0-20 m a encore diminué en 2004 (LAZZAROTTO et al., 2005), limitant à nouveau le développement du nanoplancton. Le début de la phase hivernale est essentiellement dominé par les petites diatomées centriques du genre *Stephanodiscus* ainsi que par la petite cryptophycée *Rhodomonas minuta*.

La phase printanière observée du 14 avril au 10 mai, est caractérisée par une légère augmentation de la biomasse totale (4'111 mg/m³ cette année contre 3'326 mg/m³ en 2003).

Le nanoplancton domine au début de cette période, puis est remplacé par le microplancton. L'augmentation de biomasse débute avec le développement de la petite cryptophycée *Rhodomonas minuta*. Puis la biomasse des *Stephanodiscus* spp et de *Rhodomonas minuta* diminue brusquement pour être remplacée par des espèces microplanctoniques (*Aulacoseira islandica* subsp. *helvetica* et *Asterionella formosa* le 26 avril; *Diatoma tenuis* et *Fragilaria crotonensis* le 10 mai). Cette transition du nano au microplancton pourrait être induite par un broutage sélectif du zooplancton.

Après **la phase des eaux claires**, observée entre le 25 mai et le 7 juin (transparence de 8.2 m et biomasse de 1'478 mg/m³), **la phase estivale** est observée du 7 juin au 10 août. La biomasse atteint son maximum le 10 août (7'082 mg/m³). 65 % de la biomasse totale à cette date est due à *Mougeotia gracillima*. Le pic du 21 juin (3'470 mg/m³) résulte de la croissance de deux autres espèces, *Tribonema* sp. (1'741 mg/m³) et *Dinobryon divergens* (1'066 mg/m³), qui représentent 80 % de la biomasse phytoplanctonique totale. Il est intéressant de noter également que le début de la phase estivale marque le début de la dominance du microplancton sur le nanoplancton, dominance qui se poursuivra jusqu'à la fin de la phase hivernale.

La transition entre la phase estivale et **la phase automnale** (23 août-13 décembre) est marquée par une chute importante de la biomasse de *Mougeotia gracillima* qui passe de 4'440 mg/m³ le 10 août à 338 mg/m³ le 23 août. Par contre, la période de faible biomasse est courte puisque, dès le 20 septembre, la biomasse totale augmente significativement, due essentiellement au développement de la chlorophycée filamenteuse *Oedogonium* sp. (2'479 mg/m³ le 20 septembre et 3'682 mg/m³ le 4 octobre). Pendant le reste de la saison automnale, *Oedogonium* sp. régresse à nouveau, mais la biomasse phytoplanctonique totale reste toutefois relativement élevée à cause de la présence permanente de *Mougeotia gracillima*. A noter la régression importante de la cyanobactérie filamenteuse *Planktothrix rubescens* par rapport aux années précédentes.

Le tableau 1 et la figure 2 présentent l'évolution interannuelle des biomasses printanières, estivales et annuelles moyennes.

La biomasse printanière moyenne est légèrement inférieure à celle de 2003, qui est plus élevée d'environ 20 %. Par contre, la biomasse estivale moyenne augmente fortement, pratiquement de 50 % par rapport à l'année 2003.

Tableau 1 : Biomasses phytoplanctoniques (mg/m³) de 1999 à 2004 (SHL2, 0-20 m)
BP = de janvier à la phase des eaux claires ; BE = de la phase des eaux claires à décembre.

Table 1 : Phytoplankton biomass (mg/m³) from 1999 to 2004 (SHL2, 0-20 m)
BP = from January to the clear water phase; BE = from the clear water phase to December.

Année	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Biomasse annuelle moyenne	2'015	2'379	4'826	2'747	1'727	2'666
Biomasse printanière moyenne (BP)	952	659	967	1'183	1'075	847
Biomasse estivale moyenne (BE)	2'395	3'255	6'938	3'530	2'007	4'154
Rapport BP/BE	0.40	0.20	0.13	0.34	0.54	0.20
Biomasse printanière maximale (mois)	2'703 (04)	2'650 (04)	1'541 (04)	5'767 (03)	2'004 (04)	1'790 (05)
Biomasse estivale maximale (mois)	9'187 (08)	22'258 (08)	26'848 (08)	11'946 (08)	4'447 (06)	7'082 (08)
Biomasse annuelle moyenne du microplancton	1'505	2'043	4'239	2'230	1'264	2'313
Biomasse annuelle moyenne du nanoplancton	510	336	587	517	463	353

La biomasse annuelle moyenne qui avait fortement chuté en 2003 (37 %) par rapport à 2002, retrouve une valeur de 2'666 mg/m³ en 2004, comparable à celle des années précédentes (exception faite pour 2001).

La valeur du rapport BP/BE, qui n'avait cessé d'augmenter de 2001 à 2003, chute à nouveau pour atteindre une valeur de 0.20, rejoignant ainsi celle de l'année 2000. Cela peut s'expliquer par une recrudescence du microplancton, essentiellement due au développement d'espèces filamenteuses comme *Mougeotia gracillima* ou *Oedogonium* sp. Ces algues de grande taille sont faiblement broutées par le zooplancton et amoindrissent la qualité de nourriture pour ce niveau trophique supérieur.

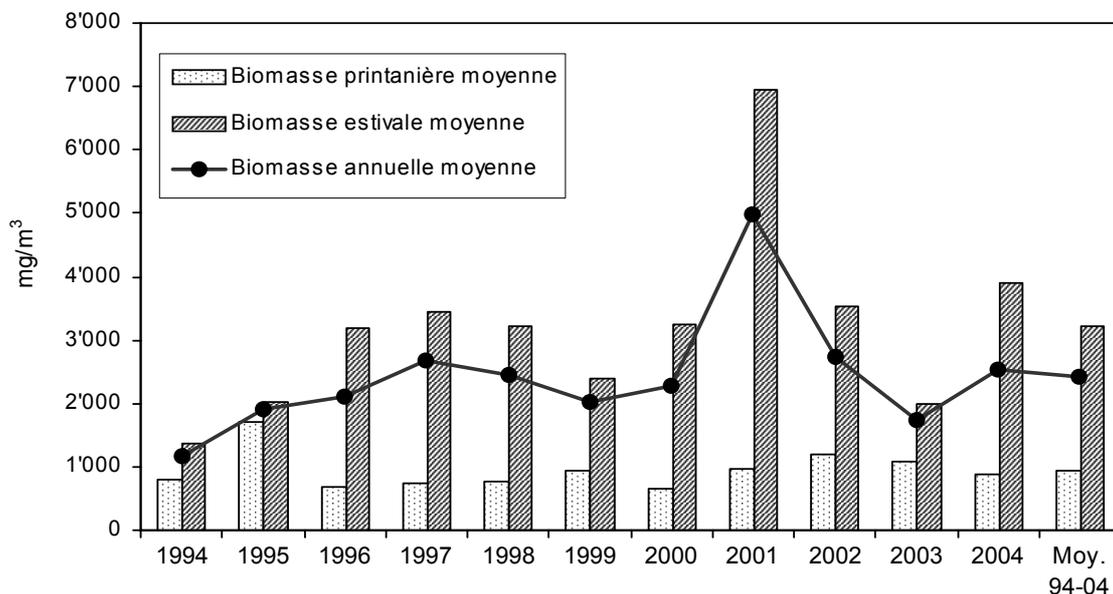


Figure 2 : Evolution des biomasses printanière, estivale et annuelle moyenne dans le Léman (SHL 2) de 1994 à 2004.

Figure 2 : Change in the Springtime, Summer and Mean Annual Biomass in Lake Geneva (SHL 2) from 1994 to 2004.

La littérature moderne montre qu'aujourd'hui les calculs de biomasses devraient s'estimer par rapport au carbone organique contenu dans chaque cellule algale (WETZEL et LIKENS, 2000). Il faut alors prendre ce rapport au carbone organique de chaque groupe taxonomique (par exemple 0.22 pour les cyanobactéries, 0.11 pour les diatomées, 0.16 pour les chlorophycées, 0.13 pour les péridiniens et 0.11 pour tous les autres groupes) et le multiplier par les biomasses ou biovolumes actuels de chaque groupe pour avoir la biomasse "carbonée" totale de l'échantillon, mais qui va être très inférieure à celle que nous enregistrons aujourd'hui. Il a été décidé qu'à partir de 2006, nous opterons pour cette nouvelle façon de calculer la biomasse algale. La comparaison avec des données des années antérieures exigera toutefois un recalcul de toutes les valeurs.

3.2 Richesse taxonomique

122 taxons ont été identifiés en 2004, soit 18 de moins qu'en 2003 (140). Cette diminution concerne plus le nanoplancton (-12 taxons) que le microplancton (- 6 taxons).

8 taxons ont été recensés pour la première fois dans le Grand Lac en 2004. Globalement, ces nouveaux taxons sont de statut trophique méso-eutrophe :

- 1 cyanobactérie coloniale : *Woronichinia naegeliana*,
- 2 diatomées : *Cymbella affinis* et *Nitzschia vermicularis*,
- 2 chlorophycées : *Monoraphidium indicum* et *Scenedesmus armatus*,
- 3 conjuguées : *Closterium cornu*, *Closterium diana* et *Closterium lineatum*.

L'évolution de la richesse taxonomique entre 1994 et 2004 est présentée à la figure 3. Les résultats pour 2004 montrent une diminution du nombre de taxons par rapport à l'année 2003 et un retour aux valeurs observées en 1996 et 1998.

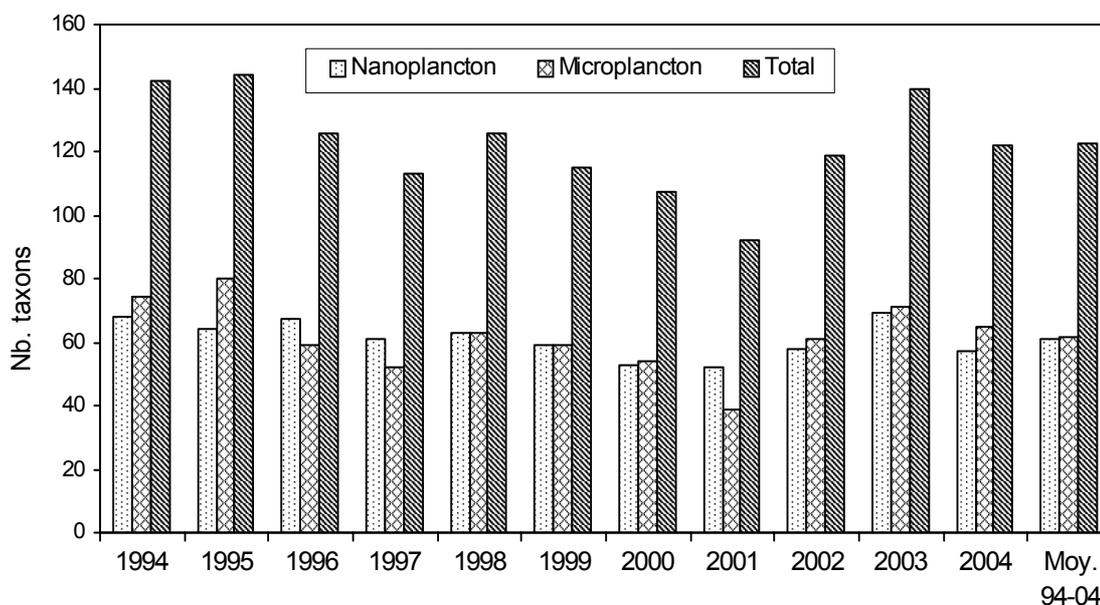


Figure 3 : Nombre de taxons (total, micro- et nanoplancton) observés à la station SHL2 entre 1994 et 2004 et moyennes pour la période.

Figure 3 : Number of taxa (total, micro- and nanoplankton) that were recorded at the SHL2 station between 1994 and 2004, and the mean for this period.

3.3 Répartition par classes d'algues et par classes de taille

La répartition en 2004 du nombre de taxons entre les différentes classes d'algues ainsi que leur appartenance au micro ou au nanoplancton figurent dans le tableau 2.

Tableau 2 : Répartition entre micro- et nanoplancton du nombre de taxons des différentes classes d'algues à la station SHL2 en 2004.

Table 2 : Relative numbers of micro- and nanoplankton taxa in the various phytoplankton categories at the SHL2 station in 2004.

Classe	Microplankton	Nanoplankton	Total
Cyanobactéries	14	1	15
Dinophycées	3	5	8
Cryptophycées	0	3	3
Chrysophycées	3	6	9
Xanthophycées	1	0	1
Diatomées	17	18	35
Chlorophycées	17	23	40
Conjuguées	10	1	11
Total	65	57	122

La figure 4 présente l'évolution en % des biomasses relatives des deux groupes de taille entre 1994 et 2004 où l'on observe à nouveau une diminution du nanoplancton par rapport aux deux années précédentes. Si nous prenons les biomasses réelles annuelles (tableau 1), nous observons que la biomasse nanoplanctonique de l'année 2004 est comparable à celle de l'année 2000. Globalement, les valeurs enregistrées depuis 1996 montrent de fortes fluctuations interannuelles.

La figure 5 montre qu'en 2004, la répartition des biomasses relatives des différentes classes d'algues est relativement différente de celle de l'année précédente et correspond plus au schéma de répartition de l'année 1998 où il y avait une proportion importante de conjuguées, peu de cyanobactéries et des xanthophycées. Ces dernières sont quasiment absentes entre 1999 et 2003. La proportion des autres classes fluctue légèrement mais correspond relativement bien à la distribution retrouvée les années précédentes.

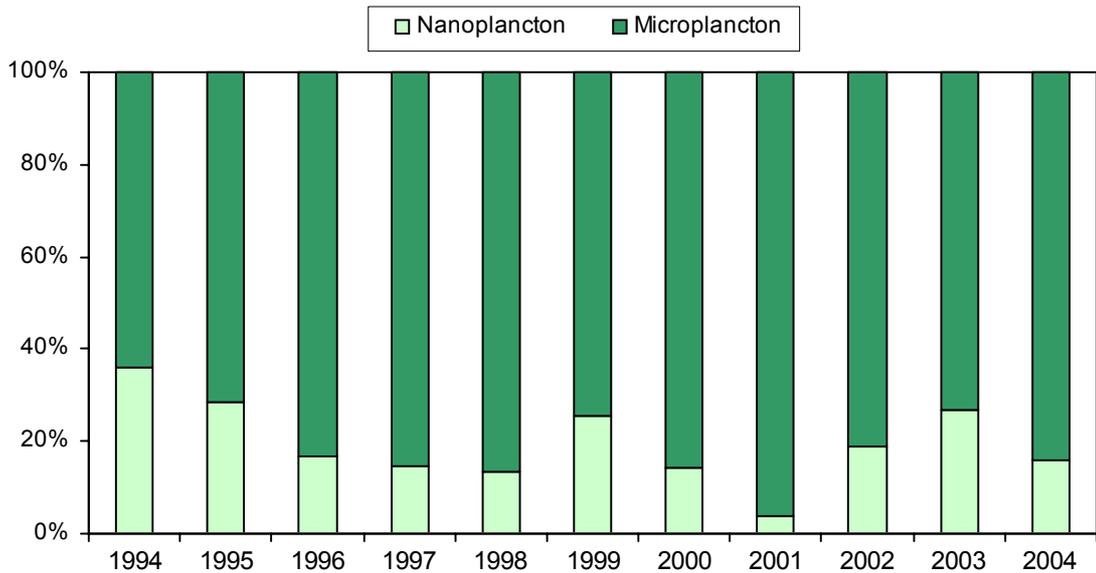


Figure 4 : Biomasses relatives du nano- et du microplancton de 1994 à 2004 à la station SHL2.

Figure 4 : Relative biomass of the nano- and microplankton from 1994 to 2004 at the SHL2 station.

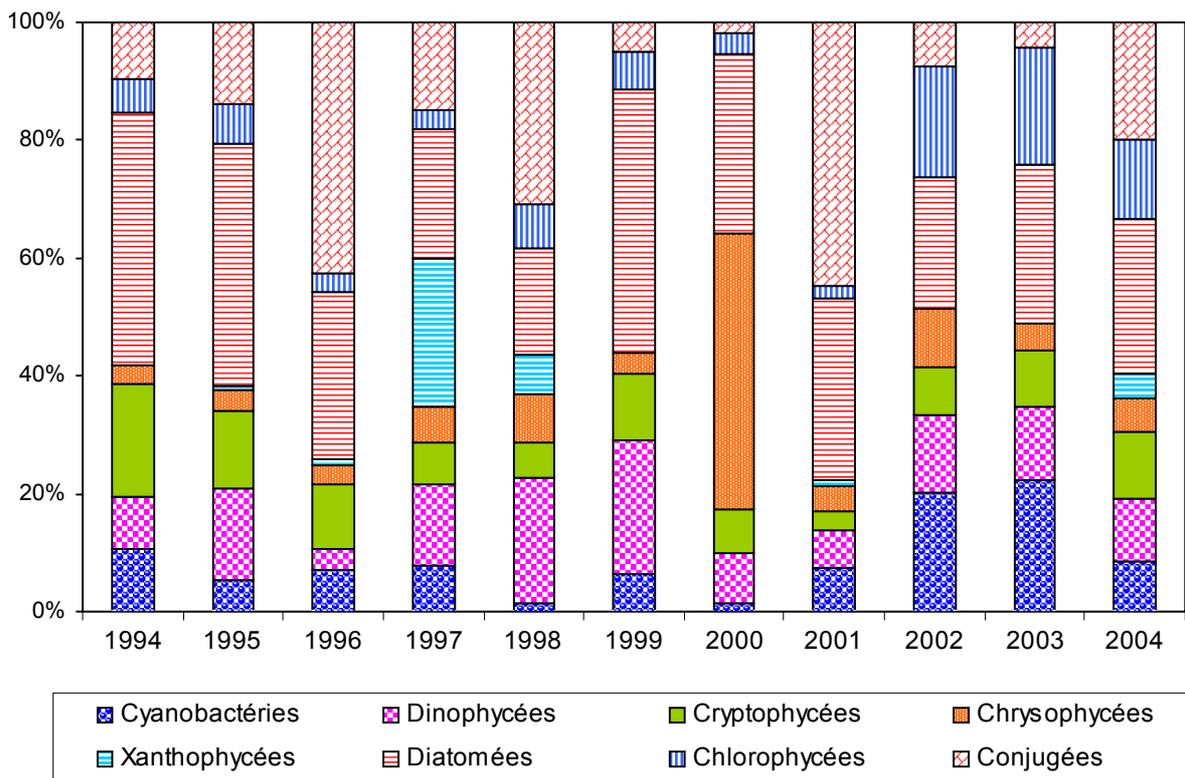


Figure 5 : Biomasses relatives des différentes classes d'algues de 1994 à 2004 à la station SHL2.

Figure 5 : Relative biomass of the various phytoplankton classes from 1994 to 2004 at the SHL2 station.

Comme en 2003, les diatomées sont toujours la classe la plus abondante (26 %). Cependant, les cyanobactéries laissent leur deuxième place aux conjuguées (20 %) et les chlorophycées sont toujours la troisième classe dominante. Cependant, leur biomasse relative (13 %) est moins élevée que l'année précédente (20 %). Les dinoflagellés, les cryptophycées et les chrysophycées sont présentes en proportion relativement identiques à celles de 2003. Par contre, les xanthophycées représentées par l'espèce *Tribonema* sp. réapparaissent alors que cette classe était quasiment absente depuis 1999.

3.4 Contribution des principales espèces au sein de la biomasse totale

L'évolution des espèces dominantes depuis 1999 est présentée au tableau 3 en annexe.

En 2004, sur 122 espèces inventoriées, trois sont considérées comme "très abondantes" (> 6 % de la biomasse totale annuelle) et constituent presque 48 % de la biomasse totale (tableau 3).

17 autres espèces sont abondantes (entre 1 % et 6 % de la biomasse annuelle totale), trois d'entre elles ont une biomasse se situant entre 4 % et 6 %. En tout, neuf taxons représentent 71% de la biomasse totale annuelle (tableau 3).

3 autres espèces ont une biomasse moins importante cette année mais font quand même partie des 9 espèces principales. Il s'agit de *Planktothrix rubescens*, *Fragilaria crotonensis* et *Diatoma tenuis*.

Par contre, *Dinobryon divergens* et *Mougeotia gracillima* voient leur biomasse multipliée par 8 et 9 respectivement. Quant à *Tribonema sp.*, elle avait été identifiée en 1999 mais n'avait pas été retrouvée depuis cette date. Sa biomasse est relativement importante en 2004 et constitue pratiquement 5 % de la biomasse phytoplanctonique totale.

En 2003, les espèces "très abondantes" étaient également au nombre de 9, mais ne représentaient que 67 % de la biomasse annuelle. *Dinobryon sociale* et *Rhodomonas minuta* qui faisaient partie des 9 espèces les plus abondantes les années précédentes ont vu leur biomasse fortement régresser, de 4.6 à 0.01 % et de 6.1 à 2.2 % respectivement. En 2004, ces deux espèces ne se retrouvent donc plus dans les espèces principales.

3.5 Développement des principales espèces au cours de l'année

En 2004, on peut relever les éléments suivants au sujet du développement des espèces principales, présenté dans la figure 6.

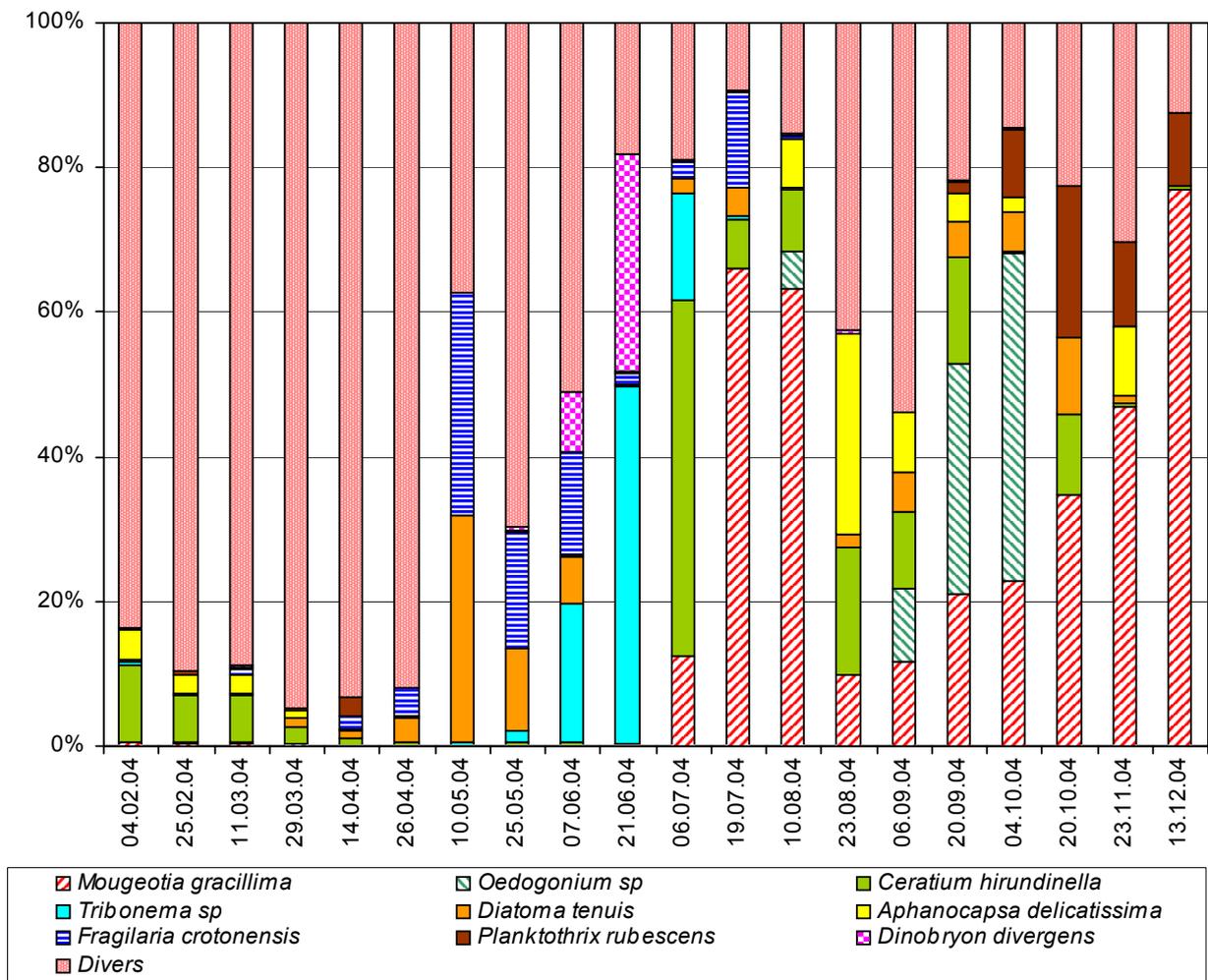


Figure 6 : Biomasses relatives mensuelles des neuf taxons dominants à la station SHL2 en 2004.

Figure 6 : Relative monthly biomass of the nine dominant taxa at the SHL2 station in 2004.

Tout d'abord, la proportion de la biomasse des espèces dominantes est relativement faible du début de l'année 2004 jusqu'à la fin du mois d'avril par rapport à la biomasse du reste du phytoplancton.

- ▶ *Mougeotia gracillima* qui est l'espèce dont la biomasse relative est la plus importante, se retrouve essentiellement dans la deuxième moitié de l'année. Sa biomasse est élevée entre la mi-juillet et la mi-août. Puis on constate une chute drastique de la biomasse à la fin du mois d'août et une reprise de croissance jusqu'au mois de décembre, date à laquelle sa biomasse atteint quasiment 80 % de la biomasse totale du phytoplancton.
- ▶ *Oedogonium* sp. est présente en quantité importante durant les mois de septembre et octobre. Sa biomasse relative a augmenté de 30 % par rapport à l'année 2003. Il serait important de continuer à prendre des mesures pour freiner sa croissance tout comme celle de *Mougeotia gracillima*, cette espèce filamenteuse est une source de nourriture médiocre pour le zooplancton mais qui peut poser des problèmes pour les pêcheurs. En effet, elles se fixent sur les filets dérivants, les rendent visibles et par conséquent, totalement inefficaces. Notons que ces deux espèces constituent à elles seules, 40 % de la biomasse totale annuelle moyenne ce qui équivaut à la proportion d'algues filamenteuses que l'on retrouvait en 2001 (LAVIGNE et DRUART, 2002).
- ▶ *Ceratium hirundinella* est un taxon qui se développe dans des eaux relativement chaudes et présente une biomasse maximale en plein été (6 juillet). Cependant, on retrouve cette espèce durant l'automne et l'hiver et en quantité moindre durant le printemps. Sa biomasse relative moyenne reste stable par rapport à l'année dernière (8 % en 2003 et 2004).
- ▶ *Tribonema* sp. est une algue filamenteuse constituée de longues cellules cylindriques. Elle fut responsable d'une prolifération excessive en 1997 (ANNEVILLE et al., 2001). Cette année, elle se développe de manière importante le 21 juin où elle constitue pratiquement 5 % de la biomasse annuelle totale moyenne du phytoplancton.
- ▶ *Diatoma tenuis* est généralement rencontrée en automne (SOMMER, 1986b), dans les lacs eutrophes (YANG et PICK, 1996). Cette année, si elle est surtout présente durant la période automnale, elle se rencontre également au printemps et en été (564 mg/m³ le 10 mai). Sa biomasse relative moyenne a diminué de 50% par rapport à l'année dernière (4.6 % en 2004 contre 8.1 % en 2003).
- ▶ *Aphanocapsa delicatissima* est une cyanobactérie coloniale cosmopolite largement distribuée dans les régions tempérées d'Europe (KOMAREK et ANAGNOSTIDIS, 1999). On la retrouve pendant les trois premiers mois de l'année puis en fin d'été où elle atteint une biomasse de 951 mg/m³. Sa dernière apparition dans le lac date de 2002 et sa proportion par rapport à l'ensemble du phytoplancton était identique à celle de cette année (4.5 %).
- ▶ *Fragilaria crotonensis* est généralement abondante dans les lacs et les réservoirs eutrophes car elle répond de manière drastique à des concentrations de phosphore élevées (KINGSTON, 2003). On la retrouve également au début de l'été, quand les eaux sont pauvres en silice. En 2004, elle montre une forte croissance le 10 mai, puis moyenne les 25 mai et 7 juin, ce qui contraste totalement avec sa distribution au cours de l'année 2003 où elle était présente à la fin de l'automne et au début de l'hiver (du 13 octobre au 9 décembre 2003; DRUART et al., 2004). On la retrouve également en plein été, les 6 et 19 juillet où elle présente respectivement une biomasse de 44 mg/m³ et 609 mg/m³.
- ▶ *Planktothrix rubescens* se rencontre presque tout au long de l'année (17 fois sur 20 campagnes). Quantitativement, elle est surtout présente durant la période allant de la mi-septembre à la fin décembre, mais à aucun moment elle ne domine le peuplement algal comme c'était le cas en 2003 (DRUART et al., 2004). Elle atteint sa biomasse maximale le 4 octobre (615 mg/m³). Sa biomasse relative moyenne est en régression par rapport à l'année dernière, elle chute de 60 % (11.4 % en 2003 contre 3.4 % en 2004). Si nous regardons l'évolution interannuelle des biomasses de ce taxon, nous observons qu'après un maximum de 18.3 mg/m³ enregistré en 1992, cette espèce s'est montrée très discrète jusqu'en 2002 et 2003 où nous obtenions des valeurs respectivement de 10.9 et 11.4 mg/m³.
- ▶ *Dinobryon divergens* est une algue mixotrophe, typique de la communauté planctonique estivale et qui fait partie de la classe des chrysophytes. Dans le Grand Lac, *Dinobryon divergens* est présente de manière sporadique jusqu'au mois de juin où sa biomasse atteint 1'066 mg/m³. Par la suite, sa biomasse chute d'un seul coup mais reste présente jusqu'à la fin de l'année. Il est à noter que dans de nombreux lacs ou réservoirs, cette espèce se développe au printemps.

4. CONCLUSIONS

La biomasse annuelle moyenne a augmenté d'un tiers environ par rapport à l'année dernière (2'542 mg/m³ en 2004 contre 1'727 mg/m³ en 2003). Cette valeur se rapproche de celle de 2002 (2'747 mg/m³) (DRUART et al., 2003). La biomasse estivale moyenne est aussi en augmentation (4'154 mg/m³ contre 2'007 mg/m³ en 2003) contrairement à la biomasse printanière qui diminue (847 mg/m³ contre 1'075 mg/m³ en 2003). La biomasse nanoplanctonique diminue fortement alors que les algues filamenteuses prolifèrent; le rapport BP/BE atteint donc la valeur de 0.20, du fait de la présence excessive des algues filamenteuses. Globalement, de la mi-juillet à fin décembre, la communauté phytoplanctonique est dominée par deux algues filamenteuses, *Mougeotia gracillima* et *Oedogonium* sp., qui se succèdent ou co-dominent. Quant à la richesse taxonomique, cette dernière a légèrement diminué peut-être à cause de certaines espèces qui dominent le peuplement, en tirant profit des ressources nutritionnelles encore en abondance dans le lac. Cette diminution de la diversité peut-être préoccupante si elle perdure.

Les concentrations en phosphore continuent de diminuer dans le Léman (29.5 µgP/L, LAZZAROTTO et al., 2005), malheureusement sans influence sur le développement du microplancton, en particulier des algues filamenteuses citées ci-dessus. Ces dernières, adaptées aux faibles intensités lumineuses, vont sans doute utiliser le phosphore à de plus grandes profondeurs et peuvent poser des problèmes pour les pêches professionnelles et la fourniture d'eau potable (LAVIGNE et DRUART, 2002). Un suivi de la colonisation de la tranche 20-50 m par les algues filamenteuses a été instauré dès 2005.

BIBLIOGRAPHIE

- ANNEVILLE, O., GINOT, V. et ANGELI, N. (2001) : Evolution de l'état de santé du Léman évaluée par l'analyse des séries chronologiques du phytoplancton. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, 161-189.
- DRUART, J.-C., LÉBOULANGER, C. et ROLLAND, A. (2004) : Evolution du phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2003, 69-79.
- DRUART, J.-C., LAVIGNE, S. et PERFETTA, J. (2003) : Evolution du phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2002, 69-83.
- KINGSTON, J.C. (2003) : Araphid and Monoraphid Diatoms. In : Freshwater Algae of North America. Ecology and Classification. Wehr, J. D. and Sheath, R. G. (Eds) Academic Press, Paris.
- KOMAREK, J. et ANAGNOSTIDIS, K. (1999) : Cyanoprokaryota - 1. Teil : Chroococcales. Gustav Fisher, Jena.
- LAVIGNE, S. et DRUART, J.-C. (2002) : Evolution du phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2001, 71-84.
- LAZZAROTTO, J., RAPIN, F. et CORVI, C. (2002) : Evolution physico-chimique et recherche de métaux et de quelques micropolluants dans les eaux du Léman. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2001, 33-59.
- LAZZAROTTO, J., RAPIN, F. et CORVI, C. (2005) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2004, 31-53.
- SOMMER, U. (1986b) : The periodicity of phytoplankton in Lake Constance (Bodensee) in comparison to other deep lakes of central Europe. Hydrobiologia, 138, 1-7.
- TADONLEKE, R. (2005) : Production et biomasse phytoplanctonique dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2004, 91-99.
- UTERMÖHL, H. (1958) : Toward the improvement of the quantitative phytoplankton method. Mitteilungen-Internationale Vereinigung für Limnologie, 9, 1-38 (In German).
- WETZEL, R.G. and LICKENS, G.L. (2000) : Limnological Analyses. Third edition, Springer-Verlag New York.
- WETZEL, R.G. (2001) : Limnology. Lake and River Ecosystems. Third edition, Academic Press, San Diego.
- YANG, J.R. et PICK, F.R. (1996) : Changes in the phytoplankton diatom flora of a large mountain lake in response to fertilization. Journal of Phycology, 32, 232-243.

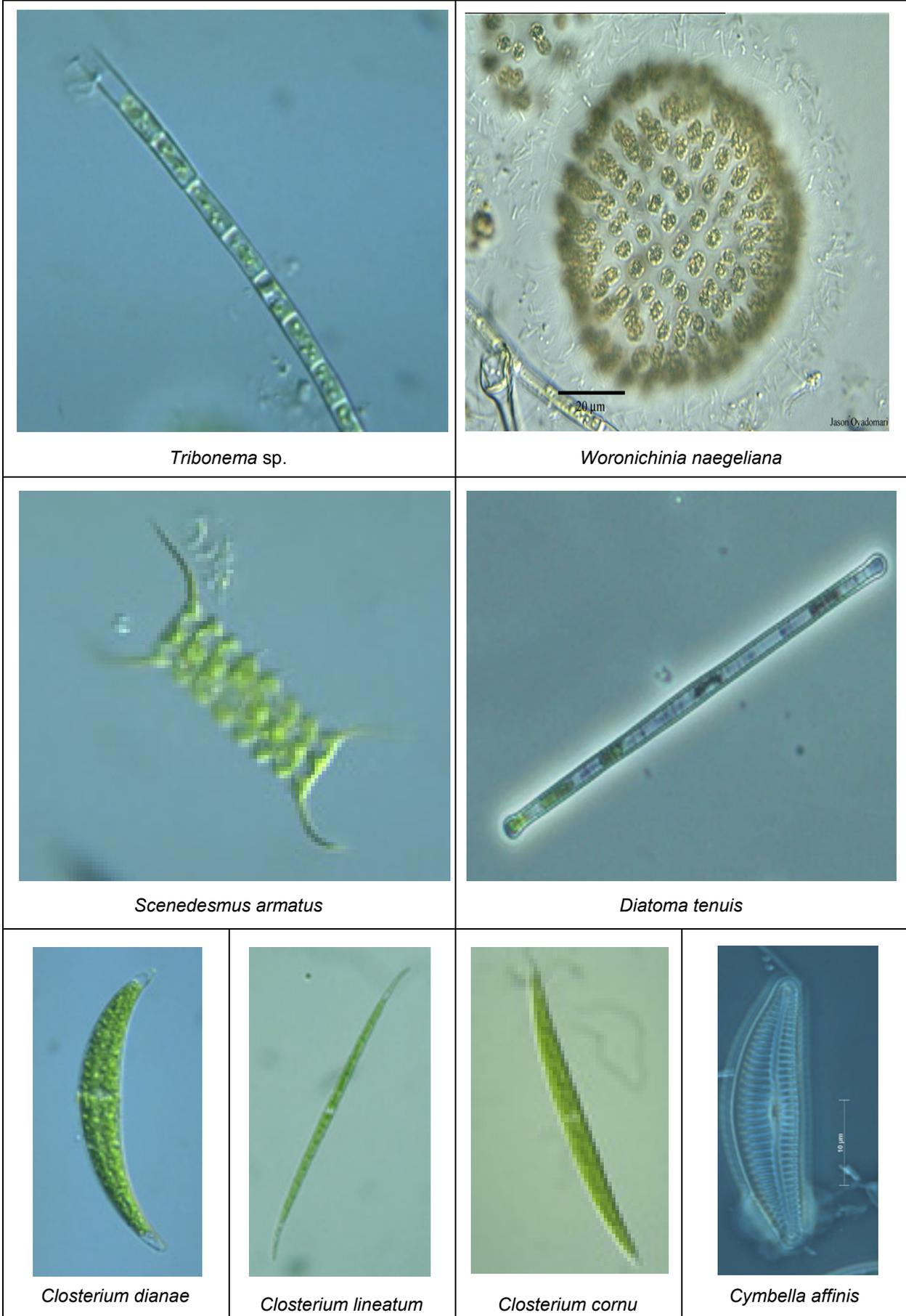
Tableau 3 : Biomasse relative des espèces les plus abondantes (Léman SHL2, 1999 à 2004).

Table 3 : Relative biomass of the most abundant species (Lake Geneva SHL2, 1999 to 2004).

	1999	2000	2001	2002	2003	2004
CYANOBACTÉRIES						
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	0.01	0.8	*3.6	*2.3	*2.8	0.5
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>				*4.2		*4.5
<i>Planktothrix rubescens</i>	*1.0		*1.7	**10.9	**11.4	*3.6
<i>Oscillatoria limnetica</i>	*1.7	0.2	0.7	*1.6	0.3	*1.0
<i>Pseudanabaena galeata</i>	*2.9	0.3	0.7	0.3	*1.4	0.7
DINOPHYCÉES						
<i>Gymnodinium helveticum</i>	*1.0	0.9	0.3	0.4	*1.0	0.9
<i>Peridinium willei</i>	*2.2		0.3	0.5	*2.2	0.2
<i>Ceratium hirundinella</i>	**16.2	**6.9	*5.7	**10.6	**7.7	**7.9
<i>Woloszynskia pseudopalustre</i>				*1.3		
CRYPTOPHYCÉES						
<i>Cryptomonas</i> sp.p	**6.5	*2.1	0.7	*1.9	*2.4	*2.1
<i>Rhodomonas minuta</i>	*3.4	*4.4	*2.2	*4.7	**6.1	*2.2
<i>Rhodomonas minuta</i> var. <i>nannoplanctonica</i>	*1.4	*1.1	0.3	*1.6	0.5	*1.2
CHRYSOPHYCÉES						
<i>Dinobryon sociale</i>	*1.2	**45.5	*2.0	**7.8	*4.6	0.0
<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>stipitatum</i>	1.3	0.0	0.9	0.9	*3.0	*1.5
<i>Dinobryon divergens</i>	0.7	0.9	*2.2	0.1	0.3	*2.5
<i>Erkenia subaquaeclitata</i>	0.3	0.1	0.0	0.9	0.3	*1.2
XANTHOPHYCÉES						
<i>Tribonema</i> sp.	0.1					*4.7
DIATOMÉES						
<i>Aulacoseira islandica</i> subsp. <i>helvetica</i>	0.5	0.7	0.0	0.0	0.3	*1.6
<i>Stephanodiscus neoastreae</i>	*1.7	0.3	0.3	0.3	0.5	0.2
<i>Stephanodiscus alpinus</i>	0.0	1.5	0.1	*1.9	0.0	
<i>Stephanodiscus minutulus</i>	*2.2	*1.5	0.0	*1.2	0.0	0.3
<i>Diatoma tenue</i>	**26.2	*1.5	**25.1	*5.6	**8.1	*4.6
<i>Fragilaria crotonensis</i>	**7.8	**7.3	0.3	**8.0	**13.2	*3.7
<i>Fragilaria ulna</i>	0.3		0.0	*2.2		
<i>Asterionella formosa</i>	*1.8	*1.2	0.2	0.8	0.5	2.2
<i>Synedra acus</i> var. <i>angustissima</i>	*1.1	0.3	0.2	0.1	0.4	
<i>Cyclotella radiosa</i>	0.0	0.0	0.1	0.1	0.3	
<i>Cyclotella cyclopuncta</i>	2.0	0.9	0.7	*1.5	*4.9	*2.5
<i>Tabellaria flocculosa</i>	0.5	**15.3	*4.1			
CHLOROPHYCÉES						
<i>Chlamydomonadaceae</i> sp.p		0.0			*4.2	
<i>Chlamydomonas</i> sp.	*1.4	0.1	0.2	*1.7	*3.0	0.7
Chlorophycées indéterminées	0.0	0.2	0.2	0.8	0.8	*1.1
<i>Coelastrum microporum</i>						*1.0
<i>Eudorina elegans</i>	0.4	0.2		0.0	0.2	*1.0
<i>Oedogonium</i> sp.					**7.2	**10.9
<i>Pseudosphaerocystis lundii</i>		0.1		**13.2	0.1	0.1
<i>Ulothrix</i> spp				*1.8	0.1	0.3
CONJUGUÉES						
<i>Mougeotia gracillima</i>	*1.9	0.2	**44	*5.9	*3.0	**29.0
<i>Staurastrum cingulum</i>	*1.4	*1.0	0.2	0.7		0.2

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

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



PRODUCTION ET BIOMASSE PHYTOPLANCTONIQUES DANS LE LÉMAN

PHYTOPLANKTON PRODUCTION AND BIOMASS IN LAKE GENEVA

Campagne 2004

PAR

Rémy D. TADONLEKE

avec la collaboration technique de

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

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

RÉSUMÉ

La biomasse et la production phytoplanctoniques ont été mesurées en 2004 lors de 20 campagnes d'échantillonnage à la station SHL2. Les valeurs moyennes de la biomasse dans la zone 0-10 m, de la production nette annuelle et de la productivité du phytoplancton (respectivement, $4.6 \text{ mgChla} \cdot \text{m}^{-3}$, $256 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$ et $11.6 \text{ mgC} \cdot \text{mgChla}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$) sont en légère diminution, comparées à celles de l'année 2003. Ces valeurs restent assez proches de la plupart des valeurs mesurées depuis la fin des années 1980. La diminution observée de 2003 à 2004 semble en partie liée à la température, étant donné que la productivité phytoplanctonique augmente avec cette dernière aussi bien en 2003 qu'en 2004, avec des R^2 semblables (0.27 et 0.26), et que la moyenne de cette variable physique mesurée à la surface des eaux a diminué de 15.1 à 13.4 °C de 2003 à 2004. Les résultats obtenus suggèrent, cependant, un changement de l'importance relative de certaines variables contrôlant le phytoplancton entre ces deux années. Par exemple, la lumière qui était un facteur important causant la variabilité de la productivité phytoplanctonique en 2003 (relation positive), ne l'était plus en 2004. Toutefois, une meilleure compréhension de cette dynamique en relation avec les réductions des apports de phosphore, nécessite la prise en compte de la composition du phytoplancton, des concentrations en éléments nutritifs dissous et du zooplancton.

ABSTRACT

The phytoplankton biomass and production were measured in 2004 during 20 sampling surveys at SHL2. The mean values of the biomass in the 0-10 m zone, of the net annual production and of the productivity of the phytoplankton ($4.6 \text{ mgChla} \cdot \text{m}^{-3}$, $256 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{year}^{-1}$ and $11.6 \text{ mgC} \cdot \text{mgChla}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, respectively) have declined slightly from those of 2003. These values remain fairly similar to most of the values recorded since the end of the 1980s. Part of the fall recorded from 2003 to 2004 seems to have been temperature related, since phytoplankton productivity increased with temperature in both 2003 and 2004, for similar R^2 values (0.27 and 0.26), and the mean temperature measured at the surface of the water fell from 15.1 to 13.4 °C from 2003 to 2004. However, the results obtained do suggest that a shift has occurred between these two years in the relative importance of some of the variables that control alga production. For example, light intensity which was an important factor in the variability of phytoplankton productivity in 2003 (positive relationship), was no longer important in 2004. However, attempts to elucidate this shift in terms of reductions in phosphorus inputs can only be done if the composition of the phytoplankton, the concentrations of nutrients dissolved and the composition of the zooplankton are taken into account.

1. INTRODUCTION

Le phytoplancton, par son activité photosynthétique, joue un rôle important dans l'alimentation en carbone des niveaux trophiques supérieurs et contribue grandement à la structuration des réseaux trophiques pélagiques. Sa composition spécifique et son importance quantitative et fonctionnelle font partie des indices de la qualité de l'eau. L'un des résultats des mesures mises en place pour améliorer la qualité des eaux du Léman est la diminution de la concentration en phosphore dans le lac depuis le début des années 1980 (ANNEVILLE et LÉBOULANGER, 2001). Les conséquences de cette diminution sur le fonctionnement de l'écosystème pélagique, et notamment sur les variations de la biomasse et de la production phytoplanctoniques ne sont, toutefois, pas clairement perceptibles. Dans le cadre du suivi des eaux du Léman, initié depuis plus d'une trentaine d'années, 20 campagnes d'échantillonnage ont été effectuées en 2004. Elles ont pour but d'appréhender les variations saisonnières des variables phytoplanctoniques et de comparer leurs valeurs à celles mesurées lors des années antérieures, pour la mise en évidence des tendances qui se dégagent suite aux mesures de réduction des apports de phosphore dans ce lac.

2. MÉTHODES

Au cours de cette année 2004, l'échantillonnage a été réalisé de février à décembre à la station de référence habituelle (SHL2). Neuf profondeurs, allant de la surface à 30 m, ont été échantillonnées comme lors des années antérieures, et selon le protocole utilisé depuis plus de quinze ans. La transparence de l'eau a été estimée à l'aide d'un disque de Secchi, alors que la lumière et la température dans la colonne d'eau ont été mesurées à l'aide de sondes multiparamètres. La production primaire (activité photosynthétique) a été mesurée par l'incorporation du ^{14}C par le phytoplancton, selon la méthode de STEEMAN-NIELSEN (1952) habituellement utilisée dans ce suivi. Pour chaque profondeur, des sous-échantillons sont placés dans 3 flacons dont 2 clairs et 1 sombre qui sert de contrôle. Ces flacons sont inoculés d'une solution de carbone radioactif, puis ré-immersés à la profondeur de prélèvement, où l'incubation est réalisée pendant une durée égale au tiers médian de la photopériode. Le ^{14}C présent dans le milieu va être incorporé, pendant l'incubation, dans la matière organique synthétisée par les communautés phytoplanctoniques. Au terme de l'incubation, les échantillons sont filtrés sur des membranes en polycarbonate de $0.8\ \mu\text{m}$ de porosité. Cette porosité retient la quasi-totalité des cellules autotrophes vivant en eaux douces. Ces membranes sont ensuite traitées au laboratoire afin d'estimer la quantité de radioactivité dans les cellules collectées. La quantité de carbone incorporée par les organismes autotrophes pendant l'incubation est estimée à l'aide de ces valeurs de radioactivité et des concentrations en carbone inorganique dissous mesurées dans les eaux avant les incubations. La production journalière du phytoplancton est estimée en multipliant la quantité de carbone incorporée pendant l'incubation par 2.22, coefficient moyen déterminé expérimentalement pour le Léman (PELLETIER, 1983).

Sur les eaux prélevées aux différentes profondeurs pour les mesures de l'activité photosynthétique, des sous-échantillons ont été pris et filtrés sur des membranes en fibre de verre (Whatman GF/C), afin d'estimer les concentrations en chlorophylle *a* (Chl *a*). Les pigments présents dans la matière collectée sur les filtres ont été extraits dans un mélange acétone/eau (90/10 v/v), analysés au spectrophotomètre et les concentrations en Chl *a* ont été calculées selon la méthode de STRICKLAND et PARSONS (1968). Ces concentrations donnent une estimation de la biomasse phytoplanctonique, qui a été également déterminée à l'aide de mesures de biovolumes cellulaires (voir DRUART et al., 2005, dans ce volume).

3. RÉSULTATS

3.1 Répartitions verticales

La répartition verticale de la biomasse et de la production phytoplanctoniques dans la zone 0-30 m au cours des 20 campagnes est illustrée sur la figure 1. Les variables phytoplanctoniques calculées à partir de ces données sont récapitulées dans le tableau 1.

Les trois premières campagnes (début février à mi-mars) montrent des valeurs de biomasse et de production faibles (respectivement $< 2\ \text{mgChl}a.\text{m}^{-3}$ et $< 10\ \mu\text{gC}.\text{L}^{-1}.\text{inc}^{-1}$, en général), et assez homogènes dans la zone échantillonnée. A partir du 4e prélèvement (le 29 mars), et cela bien avant le réchauffement des eaux (température $< 9^\circ\text{C}$) et la stratification thermique observée à partir du 9e prélèvement (7 juin), les valeurs de production augmentent considérablement ($> 25\ \mu\text{gC}.\text{L}^{-1}.\text{inc}^{-1}$) et se stratifient clairement dans la colonne d'eau, les plus faibles étant mesurées à 20 et 30 m et les plus élevées généralement entre 2 et 10 m, avec une valeur maximale de $157\ \mu\text{gC}.\text{L}^{-1}.\text{inc}^{-1}$ le 20 septembre à 2 m. A partir du 26 avril, les valeurs de la biomasse se stratifient aussi, sont voisines de, ou supérieures à $5\ \text{mgChl}a.\text{m}^{-3}$ entre 2 et 10 m, et distribuées globalement de façon semblable à celles de la production primaire. Toutefois, alors que la stratification des valeurs de la production persiste jusqu'au dernier prélèvement (13 décembre), celle des valeurs de la biomasse disparaît progressivement avec l'homogénéisation des températures dans la colonne d'eau notée dès le 4 octobre. Cette figure 1 permet de constater que l'essentiel de la production du phytoplancton se réalise dans les 10 premiers mètres de la zone échantillonnée, comme déjà remarqué pour la série de données récoltées entre 1983 et 2003 (LEBOULANGER, 2004).

3.2 Variations saisonnières 2004 et comparaison avec 2003

L'évolution saisonnière de la transparence de l'eau, de la température et de l'intensité lumineuse mesurées à 0 m (T et I_0), ainsi que de la biomasse et de la production phytoplanctoniques intégrées dans la zone échantillonnée est présentée sur la figure 2. Alors que l'évolution temporelle de I_0 ne présente aucune tendance claire, celle de la transparence montre les plus faibles valeurs de mi-avril à mai et mi-août à septembre, et les plus fortes en début d'étude (figure 2a). Cette évolution temporelle de la transparence est inverse à celle de la biomasse phytoplanctonique (figure 2b) et une relation significative et négative ($R^2 = 0.70$), plus forte qu'en 2003 ($R^2 = 0.52$), est observée entre les 2 variables (ici Chl *a* intégrée dans 0-10m). Les 4 pics majeurs de Chl *a* coïncident avec la prépondérance des espèces algales *Diatoma tenuis* (32 % de la biomasse fraîche du phytoplancton) et *Fragillaria crotonensis* (26 %) le 14 avril, *Tribonema* sp. (50 %) et *Dinobryon divergens* (25 %) le 10 mai, *Mougeotia gracillina* (60 %) le 10 août et enfin *Oedogonium* sp. (32 %), *M. gracillina* (21 %) et *Ceratium hirundinella* (15 %) le 20 septembre (DRUART et al., 2005). Ces pics de biomasse correspondent, en général, à des pics de production primaire, dont les valeurs augmentent globalement de $< 300\ \text{mgC}.\text{m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ en février au maximum de $2'351\ \text{mgC}.\text{m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ le 20 septembre, avant de chuter grandement pour atteindre $384\ \text{mgC}.\text{m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ au dernier prélèvement. Cette évolution temporelle semble suivre celle de la température de l'eau en surface (figure 2c), ce qui se traduit par une relation significative et positive entre les deux variables ($R^2 = 0.42$). Il faut noter que les valeurs de production estivale restent largement supérieures à $1000\ \text{mgC}.\text{m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ jusqu'au 4 octobre en 2004, alors qu'en 2003, elles sont pour la plupart inférieures à cette limite dès la mi-août.

Comme la production, la productivité du phytoplancton (production/biomasse Chla) apparaît reliée de façon significative et positive à la température mesurée à 0 m en 2004, avec un R^2 toutefois plus faible (0.26), similaire à celui calculé pour l'année 2003 (0.27) (figure 3). Contrairement à la température, la lumière (sous forme de I_0 ou de I_{moyen} dans la colonne d'eau), autre facteur physique important pour l'activité phytoplanctonique, ne montre pas de relation significative avec la productivité algale globale. Ce résultat contraste avec celui de l'année 2003, qui montre que I_0 pris individuellement explique 44 % de la variabilité de la productivité phytoplanctonique, et suggère un changement de l'importance relative des facteurs de contrôle du phytoplancton de 2003 à 2004. On peut par exemple remarquer sur la figure 3, que pour des valeurs quasiment identiques de T ou de I_0 , les valeurs de productivité sont en générale plus élevées en 2003 qu'en 2004.

3.3 Comparaison interannuelle des biomasses, production primaires et productivités

Bien que les différences ne soient pas significatives ($P > 0.05$, test de Wilcoxon), les valeurs moyennes de biomasse chlorophyllienne dans la zone 0-10 m, de production primaire journalière ou annuelle nette et de la productivité mesurées en 2004 sont inférieures à celles de l'année 2003 (voir tableaux 1 et 2 et LÉBOULANGER, 2004). Cependant, si on considère la biomasse Chla intégrée dans la zone 0-30 m, la moyenne de 2004 ($123 \text{ mgChla.m}^{-2}$) est, à l'inverse, supérieure à celle de 2003 ($115 \text{ mgChla.m}^{-2}$). Ces valeurs restent toutefois comparables à celles mesurées au cours de la plupart des campagnes précédentes. Étant donnée l'influence, observée, de la température sur la productivité (figure 3), la diminution des valeurs, notamment d'activité, est probablement en partie imputable à la diminution de température, dont la valeur moyenne à 0m est passée de 15.1°C en 2003 à 13.4°C en 2004. Il convient de remarquer que la biomasse phytoplanctonique estimée par les biovolumes, augmente de 2003 à 2004, en concomitance avec une augmentation de la contribution relative du microplancton à la biomasse phytoplanctonique totale (DRUART et al., 2005). Cela pourrait être une raison supplémentaire aidant à expliquer la baisse de la productivité en 2004, étant donné que les algues de grande taille ont, en général, une croissance moins rapide que les algues de petite taille pour les mêmes conditions.

4. CONCLUSIONS

Les résultats obtenus lors de cette campagne suggèrent une variation interannuelle, au moins entre 2003 et 2004, de l'importance relative des facteurs de contrôle du compartiment phytoplancton, en dépit de la relative constance des valeurs mesurées d'une année à l'autre. Il apparaît par exemple que la lumière, qui était un facteur majeur déterminant la variabilité de la productivité phytoplanctonique en 2003, ne l'était plus en 2004. La température semblait avoir une influence relativement constante d'une année à l'autre sur la productivité phytoplanctonique. Cependant, une meilleure compréhension de cette dynamique nécessite la prise en compte d'autres facteurs tels que la composition du phytoplancton, les éléments nutritifs et le zooplancton, qui affecte la structure du phytoplancton, dans la mesure où il consomme préférentiellement les algues de tailles $< 30 \mu\text{m}$. Les données de la composition en classe de taille du phytoplancton montrent que la contribution du nanophytoplancton au phytoplancton total a globalement diminué de 1994 à 2001 et, depuis, a tendance à augmenter, si on exclut 2004 (DRUART et al., 2005). Si cette tendance à l'augmentation se maintient dans l'avenir, cela pourrait être une des manifestations, au niveau du phytoplancton, des diminutions des concentrations en phosphore dans le lac, dans la mesure où les algues de petite taille sont, en général, meilleures compétitrices que les algues de grande taille quand les éléments nutritifs deviennent rares. Ces petites algues sont, en effet, les contributeurs majeurs à la biomasse et à la production phytoplanctoniques dans les milieux oligotrophes.

BIBLIOGRAPHIE

- ANNEVILLE, O et LÉBOULANGER, C. (2001) : Long-term changes in the vertical distribution of phytoplankton biomass and primary production in Lake Geneva : A response to the oligotrophication. *Atti. Assoc. Ital. Oceanogr. Limnol.*, 14, 25-35.
- DRUART, J.C., ROLLAND, A. et TADONLEKE, R. (2005) : Évolution du phytoplancton du Léman. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut. Campagne 2004*, 79-89.
- LÉBOULANGER, C. (2004) : Dynamique de la production phytoplanctonique et de la biomasse chlorophyllienne dans le Léman. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut. Campagne 2003*, 58-68.
- 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.
- STRICKLAND, J.D.H. et PARSONS, T.R. (1968) : A practical handbook of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Board Canada*, 167, 311 p.
- STEEMAN-NIELSEN, E. (1952) : The use of radioactive carbon (^{14}C) for measuring organic production in the sea. *J. Cons. Int. Exploit. Mer*, 18, 117-140.

Tableau 1 : Principaux paramètres de la production primaire. ΣA : production primaire totale lors de l'incubation; PPj : production primaire journalière calculée ; Amax : production maximale lors de l'incubation, correspondant à la biomasse Chl Amax ; Tds : profondeur de disparition du disque de Secchi.

Table 1: Main primary production parameters. ΣA : total primary production during the incubation period; PPj : calculated daily production ; Amax: maximal production during the incubation period, corresponding to Chl Amax biomass; Tds : Secchi depth.

DATE	ΣA mgC.m ⁻² .inc ⁻¹	PPj mgC.m ⁻² .j ⁻¹	Amax mgC.m ⁻³ .inc ⁻¹	Chl Amax mg.m ⁻³	Chl 0-10 mg.m ⁻²	Chl 0-30 mg.m ⁻²	Tds m
04.02.2004	131.9	292.9	9.4	0.9	9.8	28.2	9.5
25.02.2004	84.1	186.7	7.9	0.9	8.4	25.5	11.3
11.03.2004	221.9	492.7	13.0	1.6	15.8	47.1	10.5
29.03.2004	442.8	983.1	25.5	2.2	24.0	82.4	9.4
14.04.2004	847.2	1'880.9	75.4	7.1	70.3	207.0	4.3
26.04.2004	538.4	1'195.2	43.3	5.2	55.2	148.7	5.7
10.05.2005	987.0	2'191.2	114.1	11.3	105.3	269.8	4.5
25.05.2004	756.1	1'678.4	74.8	5.9	60.5	125.3	5.4
07.06.2004	632.7	1'404.7	54.9	2.1	31.7	92.7	8.2
21.06.2004	810.9	1'800.2	72.7	5.9	55.3	123.8	4.7
06.07.2004	646.3	1'434.8	57.5	3.2	46.8	80.1	8.7
19.07.2004	989.5	2'196.7	83.0	2.4	30.3	91.4	6.3
10.08.2004	754.0	1'673.8	83.0	2.3	36.8	222.8	4.9
23.08.2004	936.7	2'079.6	79.0	5.4	52.7	128.8	6.8
06.09.2004	980.1	2'175.9	111.0	2.9	57.0	121.6	5.0
20.09.2004	1'061.7	2'357.1	157.0	8.0	82.4	169.0	5.0
04.10.2004	649.8	1'442.5	68.8	5.4	53.1	139.1	5.5
20.10.2004	222.3	493.6	36.6	3.2	31.7	85.9	7.0
23.11.2004	444.4	986.6	47.4	5.9	56.0	147.6	6.0
13.12.2004	172.8	383.5	25.2	4.9	45.0	122.5	7.7

Tableau 2 : Évolution à long terme de la production primaire nette annuelle (PPAN en gC.m⁻².an⁻¹) et de la concentration annuelle moyenne en chlorophylle a (en mg.m⁻³) intégrée sur 0-10 m.

Table 2 : Long-term change in the net annual primary production (NAPP in gC.m⁻².y⁻¹ and integrated mean annual concentration of chlorophyll a (in mg.m⁻³) in the 0-10 m layer.

Année	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
PPAN	299	295	293	258	359	268	295	223	205	282	249	272	210	218	381	232	272	256
chl a 0-10m	6.1	5.8	4.4	4.8	5.6	5.1	5.0	5.2	5.5	6.7	5.8	5.1	5.2	6.3	6.9	7.5	5.8	4.6

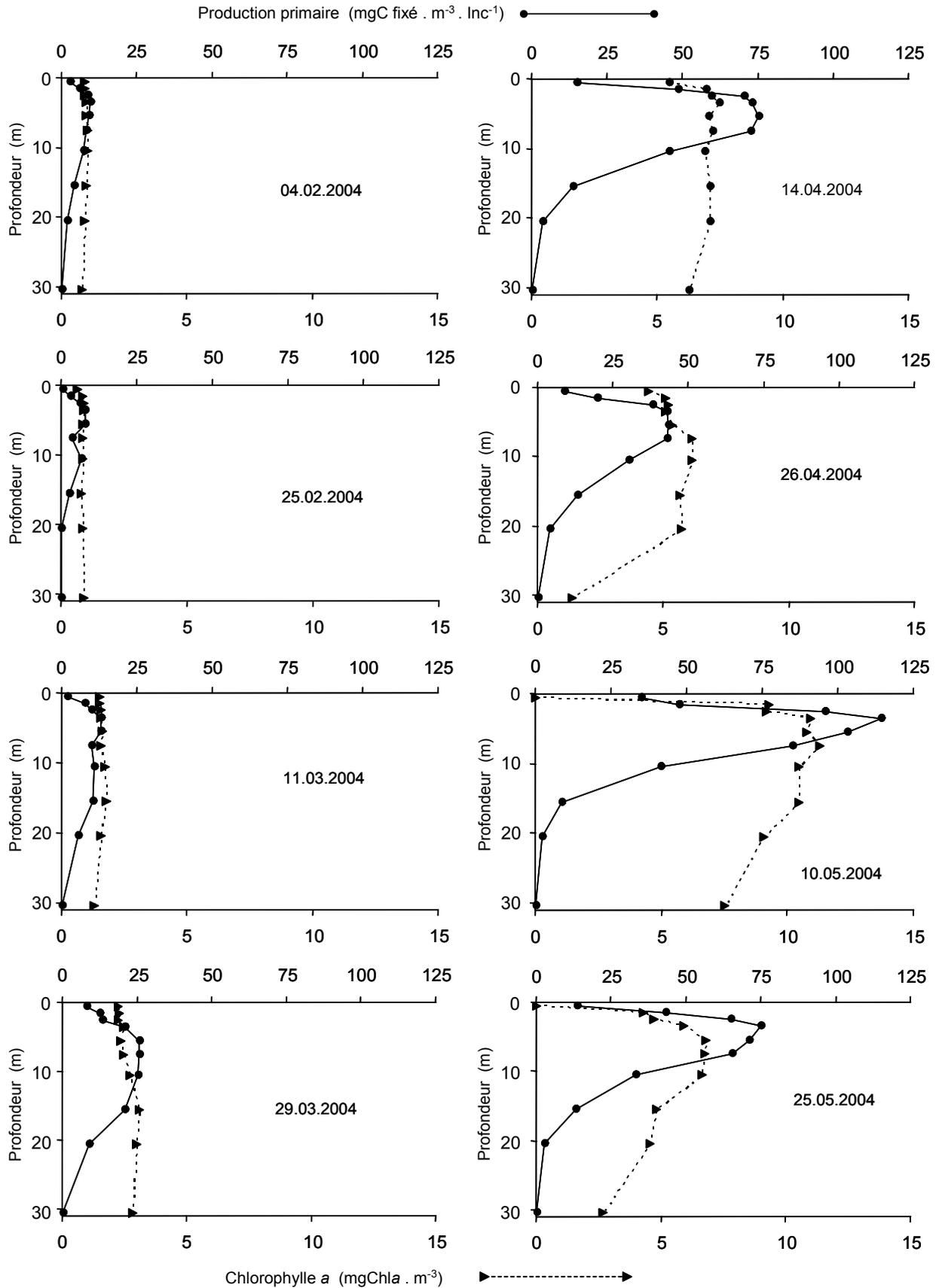


Figure 1 : Profils verticaux de la production primaire (traits pleins, échelles supérieures en mgC fixé par m³ par incubation) et de la biomasse exprimée en chlorophylle a (traits pointillés, échelle inférieure en mgchla par m³) au point SHL2 du 4 février au 25 mai 2004.

Figure 1: Vertical profiles of the primary production (unbroken line, upper scale in mgC fixed per m³ per incubation) and phytoplankton biomass expressed as chlorophyll a (dotted line, lower scale in mgchla per m³) at the SHL2 station from February 4, to May 25, 2004.

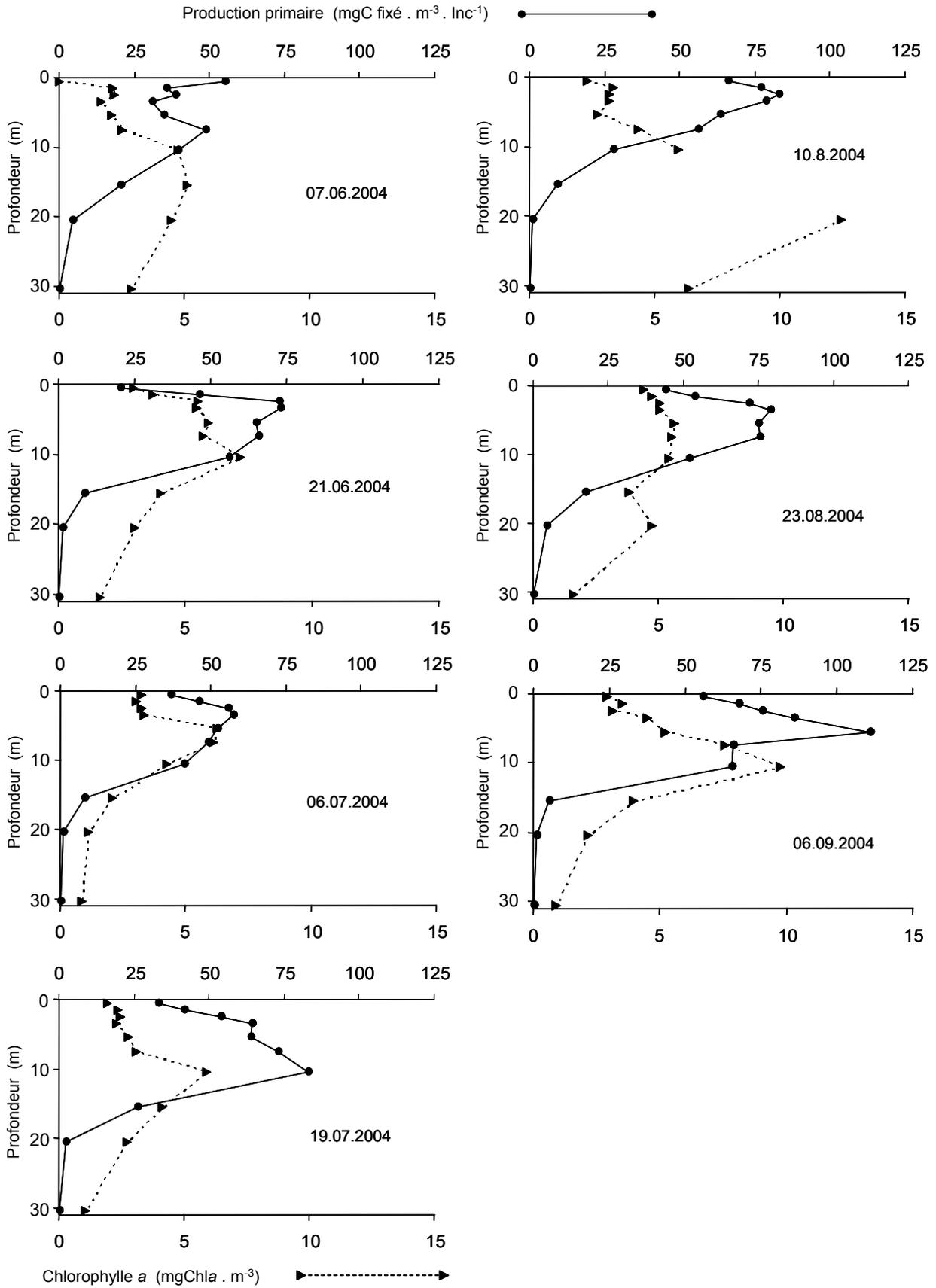


Figure 1 (suite) : Profils verticaux de la production primaire et de la biomasse exprimée en chlorophylle a au point SHL2 du 7 juin au 6 septembre 2004 (mêmes unités).

Figure 1 (continued) : Vertical profiles of primary production and biomass at SHL2 station from June 7 to September 6, 2003 (same units as above).

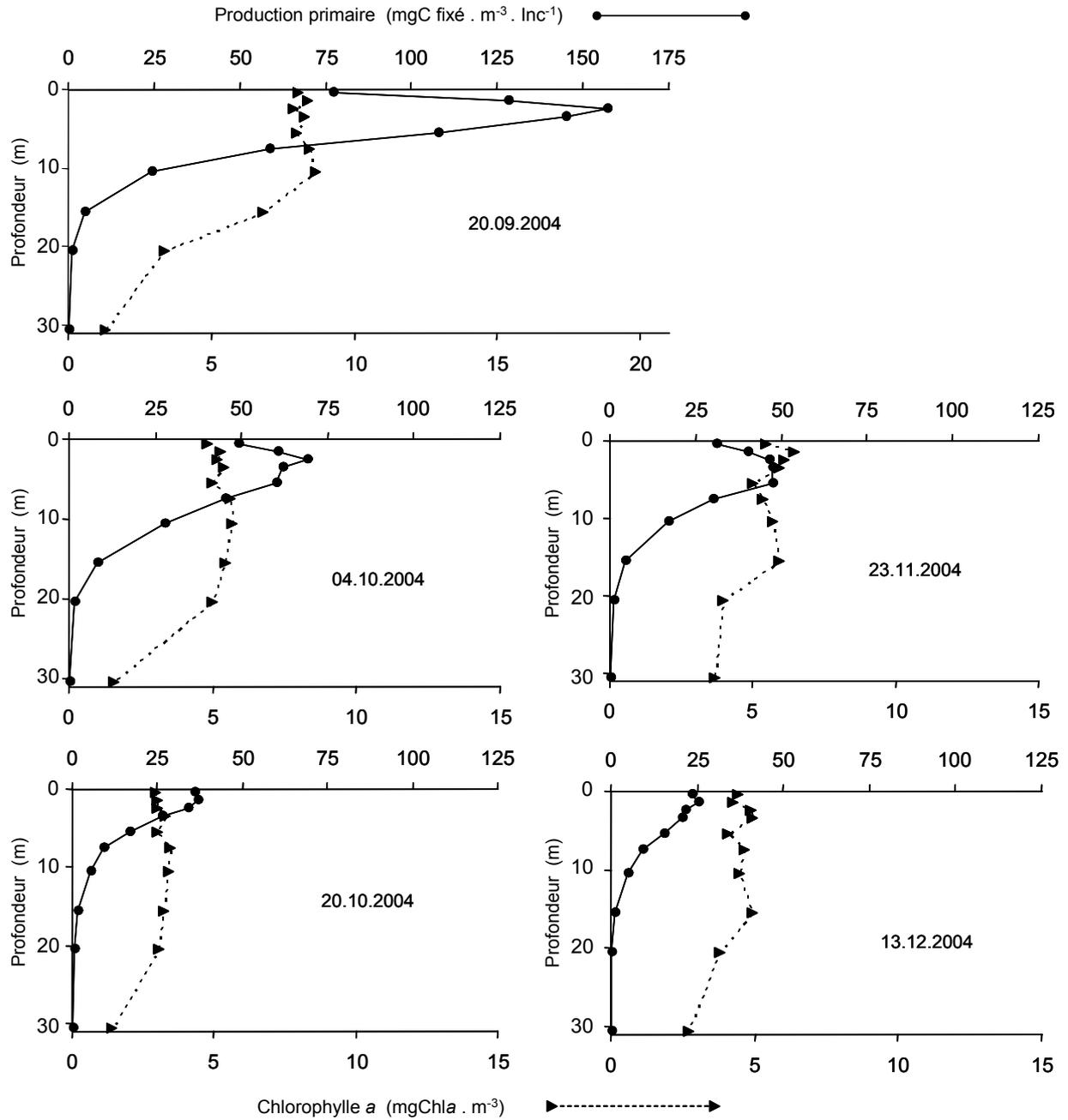


Figure 1 (suite et fin) : Profils verticaux de la production primaire et de la biomasse exprimée en chlorophylle a au point SHL2 du 20 septembre au 13 décembre 2004 (mêmes unités).

Figure 1 (end) : Vertical profiles of primary production and biomass at SHL2 station from September 20 to December 13, 2004 (same units as above).

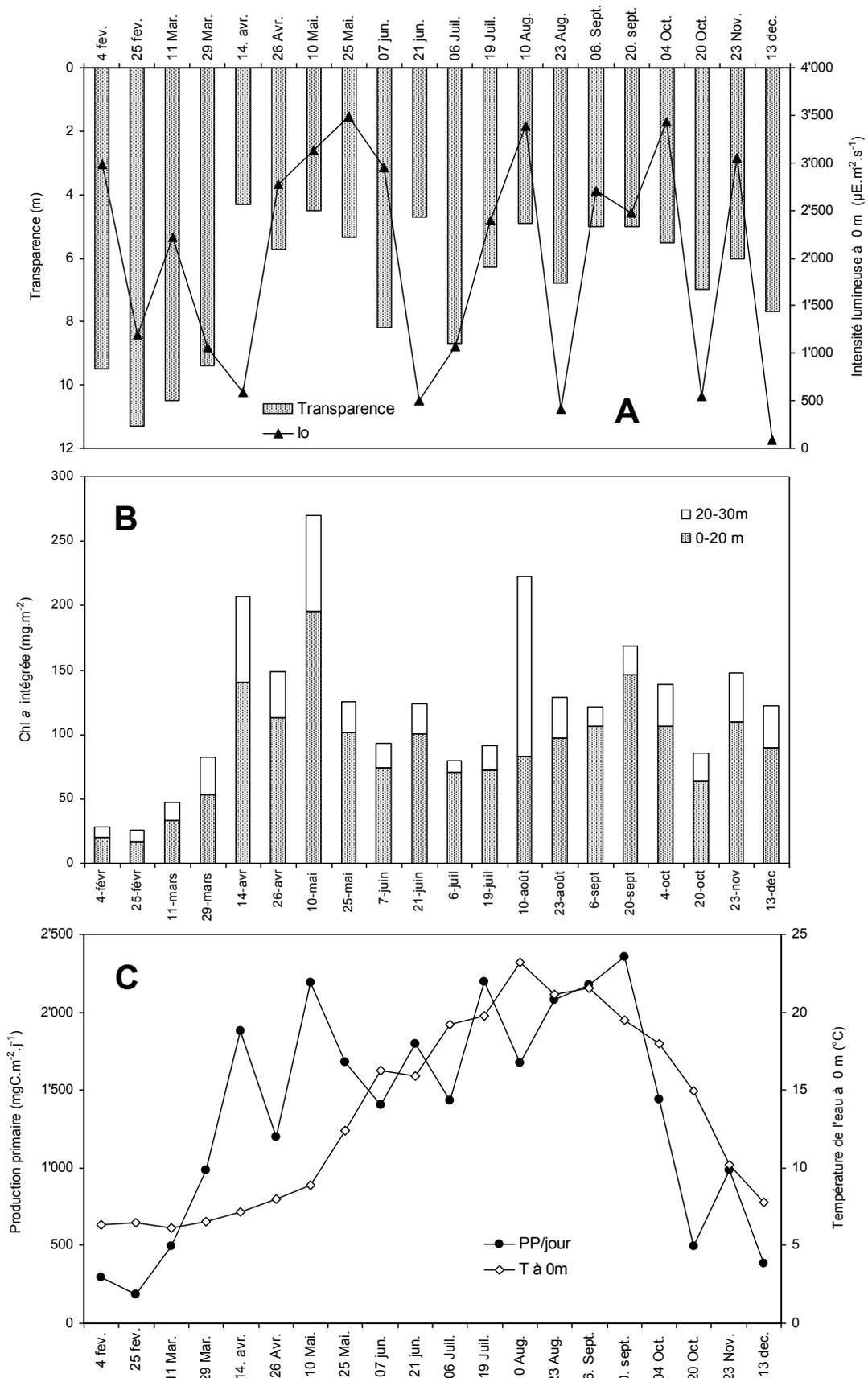


Figure 2 :

Variations saisonnières de la transparence de l'eau et de l'intensité lumineuse à 0 m (A), de la chlorophylle a intégrée dans la zone 0-30 m (B) et de la production primaire intégrée dans la zone 0-30 m et de la température à 0 m (C) du 4 février au 13 décembre 2004.

Figure 2 : Seasonal variations in water transparency and light intensity at 0 m (A), in the chlorophyll a content in the 0-30 m zone (B), in the overall primary production in the 0-30 m zone and in the temperature at 0 m (C) from February 4 to December 13, 2004.

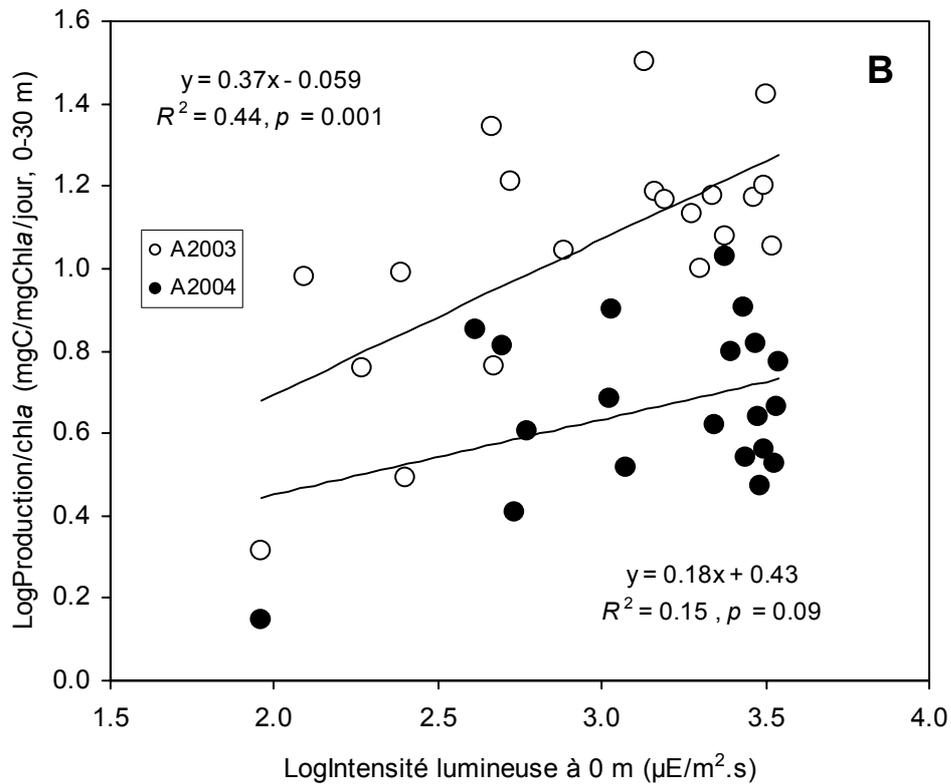
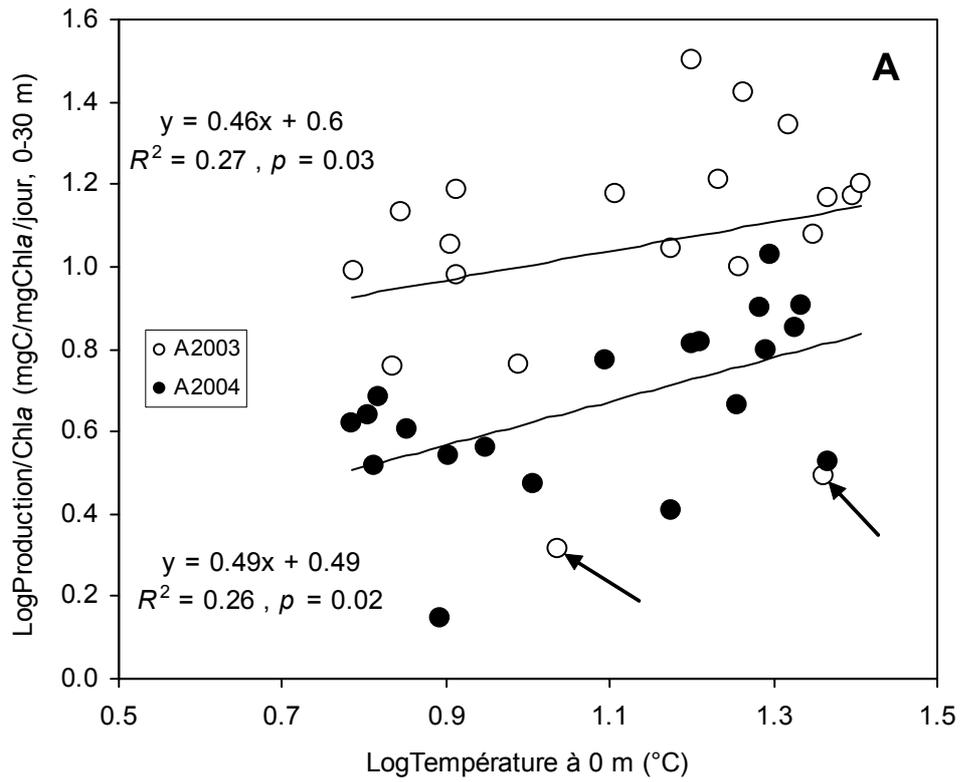


Figure 3 : Relations entre la productivité du phytoplancton et la température (A) et l'intensité lumineuse (B) mesurées à 0 m. Noter que pour la figure A, les deux points indiqués par des flèches (cercles vides) ne sont pas inclus dans la régression.

Figure 3 : Relationships between the phytoplankton productivity and (A) the temperature and (B) the light intensity measured at 0 m. Note that in figure A, the two points indicated by the arrows (empty circles), are not included in the regression.

ÉVOLUTION DU ZOOPLANCTON DU LÉMAN

CHANGES IN THE ZOOPLANKTON OF LAKE GENEVA

Campagne 2004

PAR

Orlane ANNEVILLE et Leslie LAINÉ

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

RÉSUMÉ

En dépit de problèmes d'échantillonnage liés à l'abondance du phytoplancton qui rend difficile l'examen des échantillons, l'étude du zooplancton a pu être effectuée sur 12 prélèvements. L'analyse porte sur les échantillonnages réalisés de février à septembre.

Comme pour les années précédentes les microcrustacés présentent une forte saisonnalité. En 2004, on note une simultanéité entre le pic des Daphnies et l'augmentation de la transparence.

Que ce soit en terme de biomasse ou de dynamique saisonnière l'année 2004 ne se démarque pas des années postérieures à 1997. Toutefois les tendances à la baisse observées chez les microcrustacés et Daphnies depuis 1984 se confirment encore cette année. Il en est de même pour l'augmentation de Bythotrephes longimanus.

ABSTRACT

In spite of some methodological difficulties due to the abundance of algae, we were able to investigate the zooplankton in 12 samples. This report covers the samples collected between February and September.

As in previous years, the microcrustaceans displayed marked seasonality. The Daphnia peak and the increase in transparency occurred simultaneously.

In 2004, both the biomass and the seasonal pattern were similar to those observed in the years since 1997. However, the downward trend, which has been observed since 1984, has been confirmed again this year for both the total microcrustacean and daphnid populations. In contrast, Bythotrephes longimanus is still increasing.

1. INTRODUCTION

Le suivi CIPEL du zooplancton concerne les microcrustacés (entomostracés ou crustacés inférieurs dont la taille est inférieure à 200 µm) récoltés dans le domaine pélagique. Toutefois la méthode d'échantillonnage permet de capturer d'autres formes zooplanctoniques telles que les plus grosses espèces de rotifères et les larves véligères de la moule zébrée d'eau douce (*Dreissena polymorpha*). Ces groupes planctoniques feront donc l'objet d'une partie complémentaire en fin de ce rapport.

En raison de trop fortes quantités d'algues microplanctoniques, beaucoup d'échantillons n'ont pu être dépouillés, notamment ceux d'automne et d'hiver. Ainsi ce document traite de la dynamique observée de février à septembre.

2. MÉTHODOLOGIE

Le zooplancton est prélevé à la station SHL2 située au centre du Grand Lac. L'échantillonnage s'effectue à l'aide d'un filet à vide de maille de 0.20 mm lors de traits verticaux réalisés depuis 50 mètres de profondeur jusqu'en surface.

Les échantillons sont fixés au formol à 5 % et mis à décanter durant 24h dans des entonnoirs cylindro-coniques gradués, à l'abri des vibrations, afin de mesurer le biovolume sédimenté. Le volume de phytoplancton déposé au-dessus du zooplancton n'est pas pris en compte.

Les crustacés sont identifiés et comptés en fonction de leur stade de développement. Ce dénombrement est réalisé sous microscope standard à partir d'un sous-échantillon. En raison de leur grande taille et de leur faible abondance, *Bythotrephes longimanus* et *Leptodora kindtii* sont dénombrés dans l'intégrité du prélèvement.

Parmi les 20 prélèvements effectués, le biovolume sédimenté n'a pu être mesuré que sur 13 d'entre eux et les dénombrements du zooplancton sur 12, en raison de l'abondance du phytoplancton et surtout des algues filamenteuses ayant modifié les caractéristiques de filtration du filet à zooplancton rendant la détermination volumétrique du zooplancton sédimenté et les dénombrements très difficiles et très peu fiables (BALVAY, 2002).

L'analyse de la dynamique saisonnière du zooplancton a été réalisée à partir d'une méthode factorielle multitableaux, STATIS (ESCOUFIER, 1973 ; LAVIT et al., 1994). Le logiciel utilisé (ADE-4) propose différentes versions de STATIS, nous avons choisi la version qui se fonde sur la logique de l'ACP (ANNEVILLE et al., 2002). La matrice de données utilisée comporte les taxons zooplanctoniques en tant que variables. Les échantillons ont été regroupés par année, ainsi chaque année correspond à un sous-tableau. En appliquant cette méthode à ce type de matrice dite "multitableaux", il est possible d'identifier le modèle saisonnier caractéristique du milieu considéré. Cette méthode donne plus de poids aux taxons dont l'évolution saisonnière se retrouve identique sur plusieurs années. Ceci permet donc de mettre en évidence la structure commune existant entre les tableaux de données annuelles. La méthode permet également de juger l'écart de chaque année par rapport à la structure commune de la série. Les résultats s'interprètent comme ceux d'une analyse en composante principale, c'est-à-dire dans un espace factoriel dont les axes sont définis par les variables. La projection des échantillons peut se visualiser dans le plan composé de deux axes ou sur chaque axe de façon individuelle.

3. STRUCTURE ET DYNAMIQUE DU ZOOPLANCTON CRUSTACÉEN EN 2004

3.1 Structure

A l'instar des années précédentes, le peuplement zooplanctonique crustacéen est dominé, en termes d'abondance, par les Calanoïdes, un groupe qui dans le Léman ne compte qu'une seule espèce *Eudiaptomus gracilis*. Les Cyclopoïdes et Cladocères sont représentés en proportions quasi identiques (figure 1). Les Cladocères sont principalement représentés par *Daphnia hyalina* (79 %). *Eubosmina mixta* et *Eubosmina longispina* représentent respectivement 11% et 5% du peuplement. Bien que faibles en effectif (2 et 3 %), *Leptodora kindtii* et *Bythotrephes longimanus* montrent de fortes biomasses. *Daphnia longispina* et *Bosmina longirostris* n'ont pas été observées dans les échantillons. Les Cyclopoïdes sont dominés par le groupement "*Cyclops spp.*, *C. prealpinus*" (91 %), et *C. vicinus* représente une faible proportion.

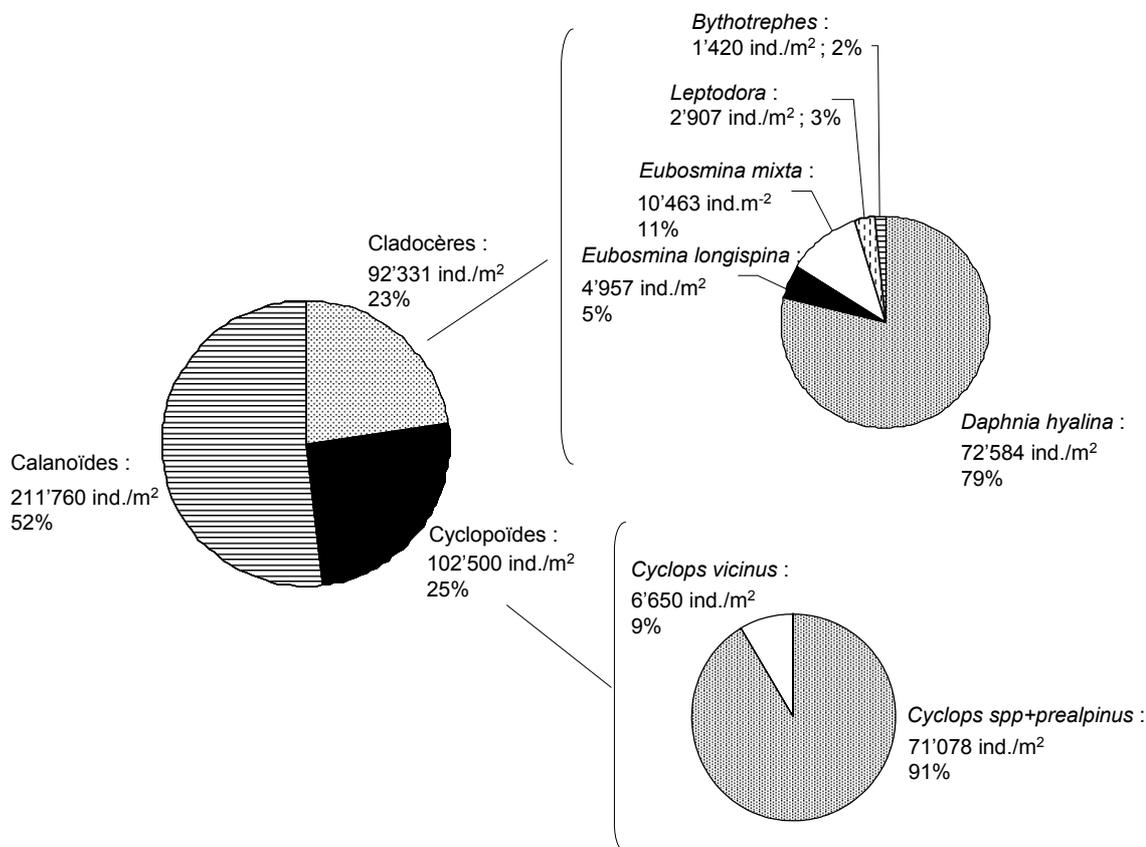


Figure 1 : Composition moyenne du zooplancton dans le Léman (SHL2) de février à septembre 2004.
 Figure 1 : Mean composition of zooplankton from February to September 2004 (Lake Geneva, SHL2).

3.2 Dynamique saisonnière

La figure 2 récapitule l'évolution du peuplement crustacéen au cours de l'année. La poussée d'*Eudiaptomus gracilis* débute le 14 avril dans un milieu où les températures sont encore relativement froides (7 °C) mais où le phytoplancton a déjà débuté sa croissance (TADONLEKE, 2005). Son pic printanier (548'089 ind./m²) apparaît le 10 mai et coïncide avec celui des Cyclopoïdes (260'179 ind./m²). A cette date, les concentrations en Chla sont au maximum de leurs valeurs printanières. La baisse observée au prélèvement suivant, le 26 mai, se retrouve également chez les Cyclopoïdes et semble être consécutive à la baisse du phytoplancton (TADONLEKE, 2005). Le pic printanier des Cladocères (255'802 ind./m²) a lieu le 7 juin. Ce groupe est alors dominé par l'herbivore *Daphnia hyalina* (figure 3A). Sa forte pression de broutage explique l'augmentation de la transparence observée à cette date (LAZZAROTTO et al., 2005), il s'agit de la phase des eaux claires. L'abondance des deux autres groupes diminue et se maintient aux alentours de 36'200 ind./m² (Cyclopoïdes) et 139'500 ind./m² (Calanoïdes) jusqu'au début du mois de septembre.

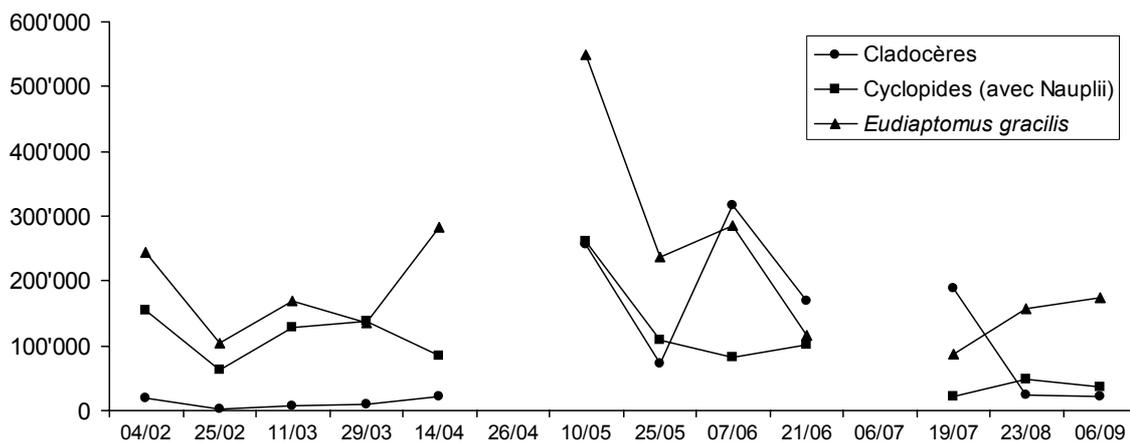


Figure 2 : Evolution saisonnière des principaux groupes zooplanctoniques en 2004 au Léman (SHL2).

Figure 2 : Seasonal changes in the main groups of zooplankton in Lake Geneva in 2004 (SHL2).

► Dynamique saisonnière des cladocères

Les Daphnies qui en 2004 sont uniquement représentées par *D. hyalina*, dominent le groupe des cladocères tout au long de l'année excepté le 23 août, date à laquelle les *Leptodora kindtii* présentent un pic d'abondance et constituent 77% de l'effectif de ce groupe (figure 3A). *Eubosmina mixta* est présente sur l'ensemble de la saison mais ses maxima d'abondance sont localisés entre mai et début juin (figure 3B). Sa disparition coïncide avec un fort développement d'*Eubosmina longispina* jusqu'alors présente en faible quantité. *Eubosmina longispina* ne se maintient pas et est absente du peuplement estival. Quelques individus de *Leptodora kindtii* ont été identifiés dès le mois de mars, mais ce n'est qu'au mois de juin que son effectif croît de façon significative. Son maximum est atteint en août. *Bythotrephes longimanus* est une espèce pérenne, elle est pratiquement présente tout au long de l'année, mais son développement débute réellement en mai avec la stratification. En été, en raison de sa compétition avec *Leptodora kindtii* et de sa sensibilité à la prédation (GERDEAUX, 2005), son abondance décroît.

► Dynamique saisonnière des copépodes

Le Calanoïde *Eudiaptomus gracilis* domine tout au long de l'année (figure 4A). La contribution de *Cyclops vicinus* au peuplement est faible, elle présente un maximum de 5 % le 10 mai et devient négligeable en été. Toutes les espèces présentent un pic d'abondance au printemps et montrent des effectifs relativement plus faibles en été (figure 4B).

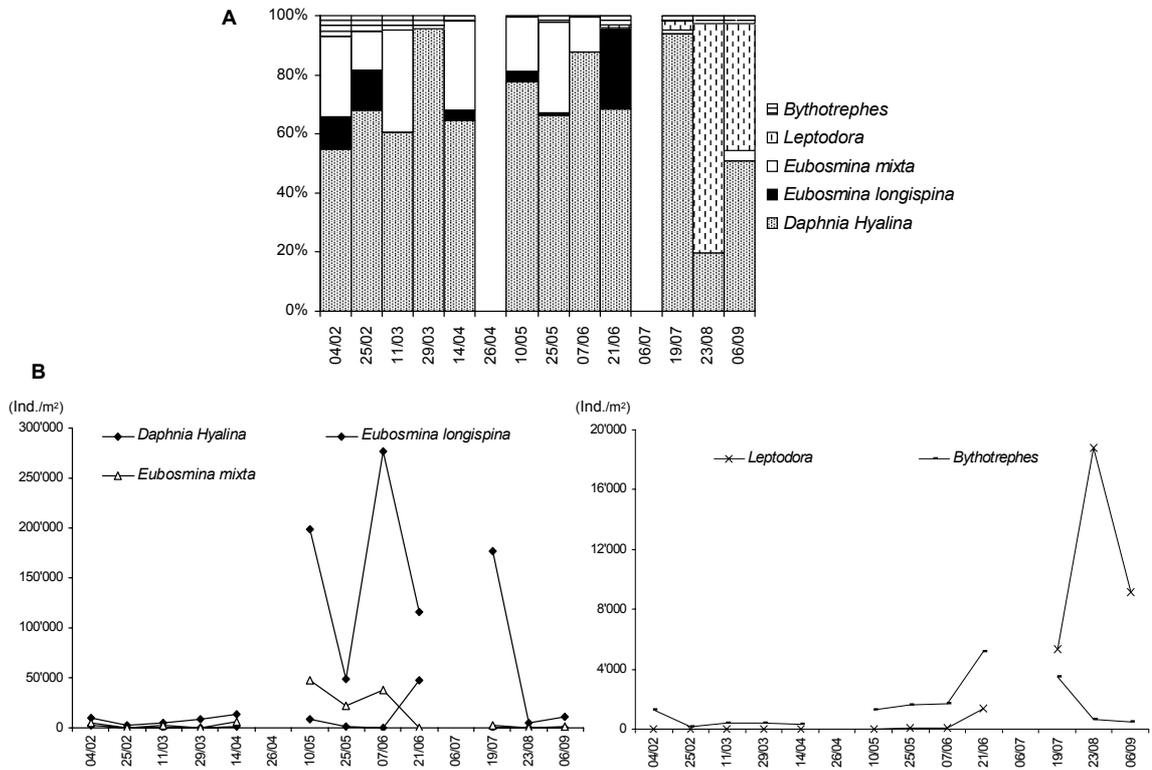


Figure 3 : Evolution saisonnière des contributions (A) et effectifs (B) des différentes espèces de cladocères observées en 2004 (Léman, SHL2).

Figure 3 : Seasonal changes in the proportions (A) and counts (B) of the various species of cladocera observed in 2004 (Lake Geneva, SHL2).

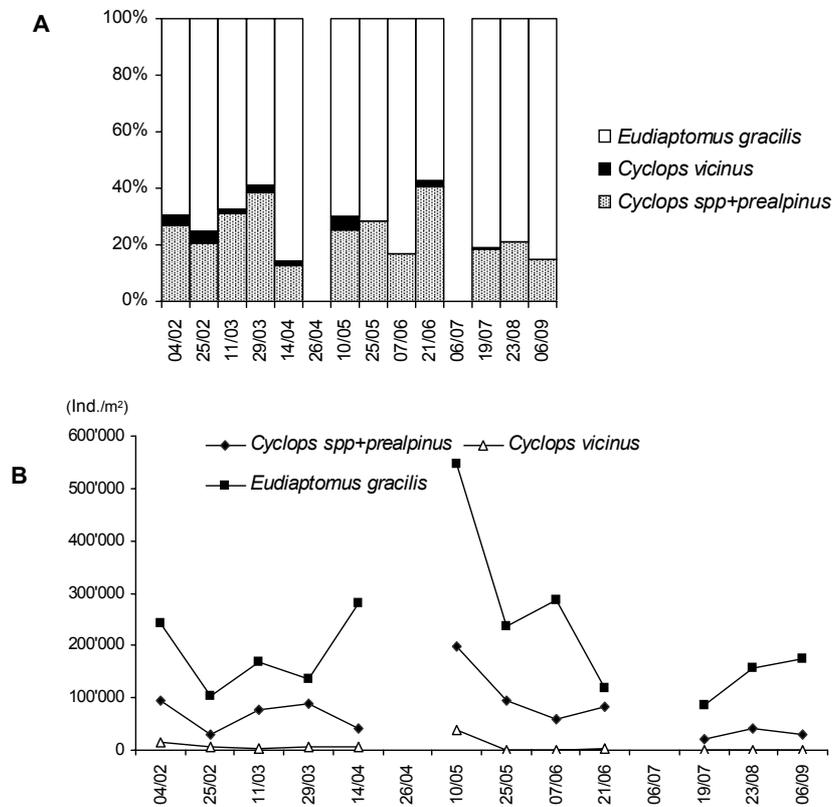


Figure 4 : Evolution saisonnière des contributions (A) et effectifs (B) des différentes espèces de copépodes observées en 2004 (Léman, SHL2).

Figure 4 : Seasonal changes in the proportions (A) and counts (B) of the various species of copepods observed in 2004 (Lake Geneva, SHL2).

4. ÉVOLUTION À LONG TERME DU ZOOPLANCTON CRUSTACÉEN: 2004 PAR RAPPORT AUX ANNÉES PRÉCÉDENTES

4.1 En terme d'abondance

Il est difficile de comparer les effectifs moyens annuels de cette année avec ceux présentés dans les précédents rapports CIPEL car, en raison de l'abondance du phytoplancton, seuls les échantillons prélevés entre février et septembre ont pu être dépouillés. De ce fait, nous présenterons cette année les effectifs obtenus pendant cette période, et nous les comparerons avec ceux obtenus pour cette même période depuis 1997 (figure 5). Aussi, afin de remettre ces observations dans un contexte de changement à long terme nous présenterons l'évolution des moyennes, calculées sur la période allant de février à septembre, depuis 1984 (figure 6).

Les valeurs observées en 2004 sont peu différentes de celles obtenues depuis 1997. On note donc une certaine stabilité dans les abondances des différents taxons (figure 5).

Depuis la forte augmentation observée en 2000, les Calanoïdes *Eudiaptomus gracilis* se maintiennent autour des 200'000 ind./m² (figure 5). Comme pour 2002 et 2003, *C. prealpinus* présente des valeurs globalement plus fortes que celles observées à la fin des années 90.

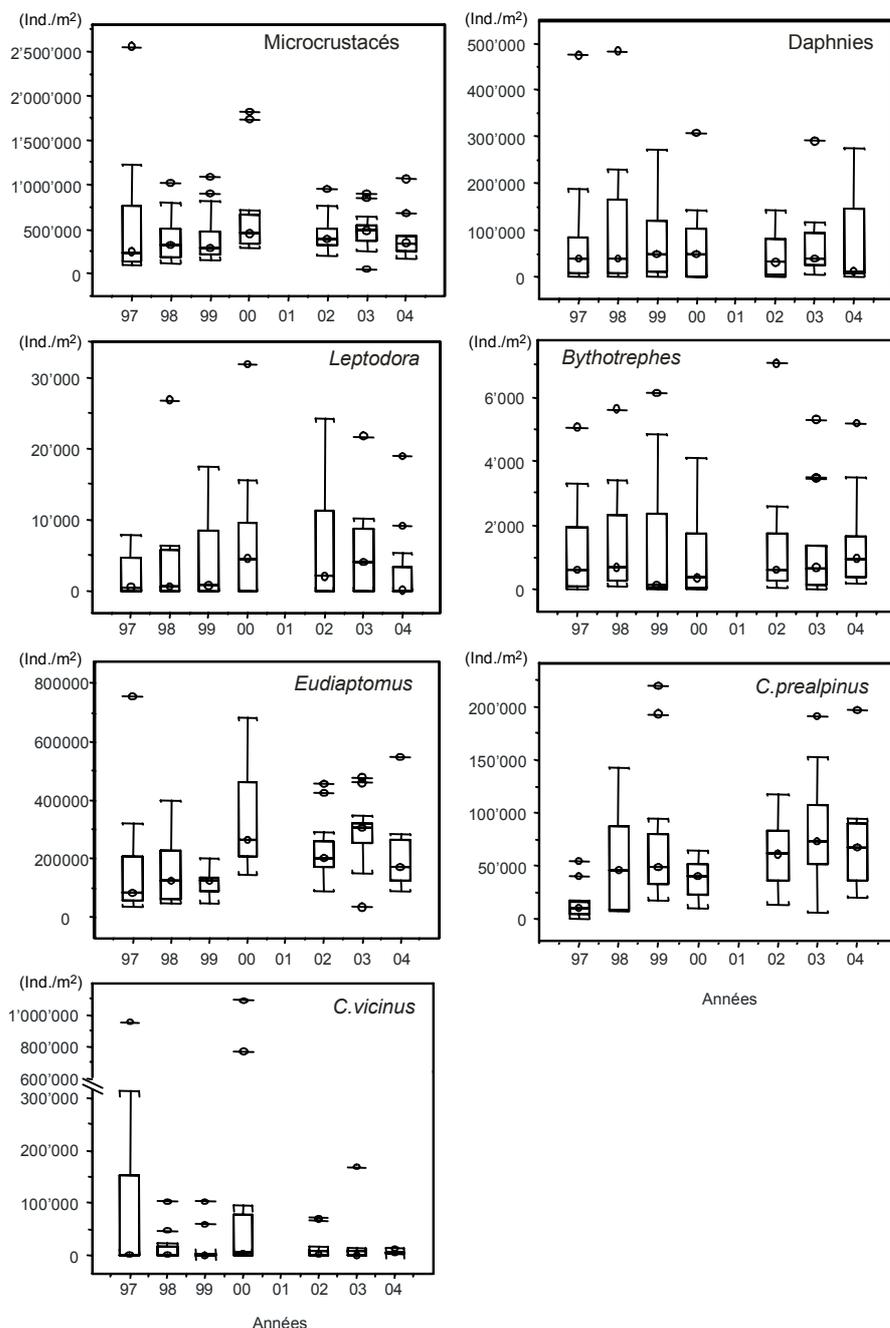


Figure 5 : Box-plots représentant les effectifs des taxons majeurs observés de février à septembre depuis 1997 (Léman, SHL2).

Figure 5 : Box-plots showing the populations of the main taxa observed between February and September since 1997 (Lake Geneva, SHL2).

La moyenne annuelle du nombre de microcrustacés est en légère baisse par rapport aux trois années précédentes mais elle se maintient à des valeurs comparables à celles observées en 1995, 1998 et 1999 (figure 6).

La moyenne annuelle des Daphnies est en légère augmentation. Toutefois la différence avec l'année 2003 n'étant pas significative (test non paramétrique Wilcoxon : p-value > 0.5) cette évolution ne compromet pas la tendance à la baisse observée depuis 1984. Les *Leptodora kindtii* sont en légère baisse par rapport à l'année 2003 mais là encore, comme l'indique la figure 5, la différence entre ces deux années consécutives n'est pas significative en raison de la très forte variabilité intra-annuelle. *Bythotrephes longimanus* se maintient également à des valeurs comparables à l'année précédente (test non paramétrique Wilcoxon $p > 0.1$) tout en confirmant la tendance à l'augmentation observée depuis 1984 (figure 6).

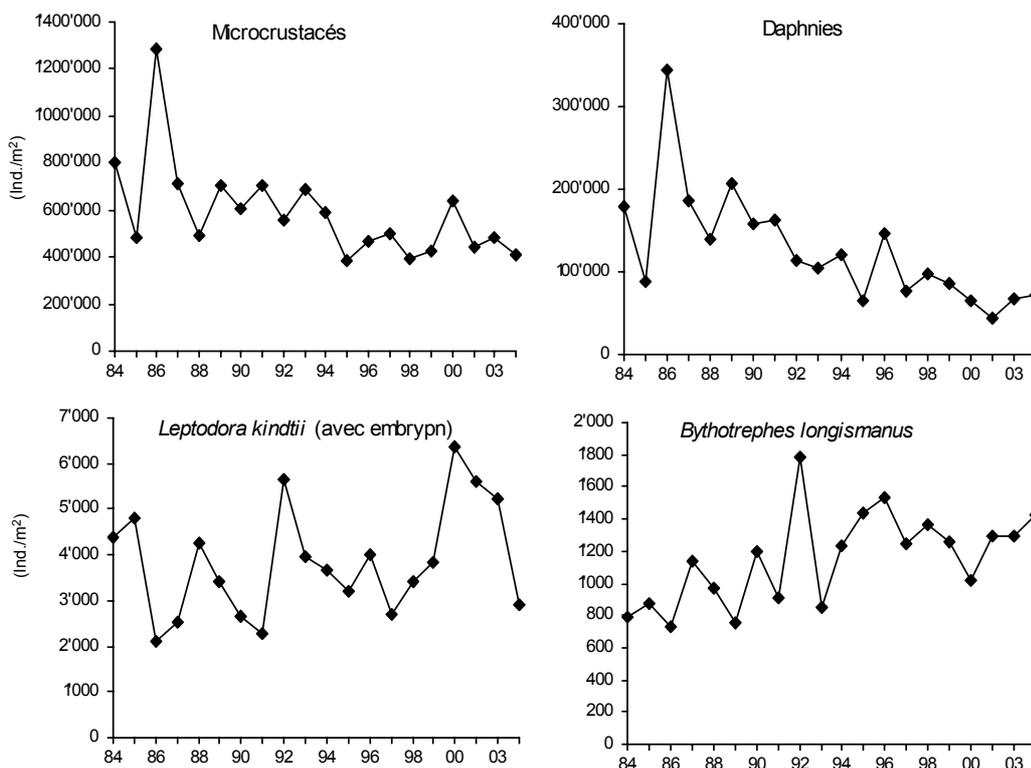


Figure 6 : Evolution à long terme des effectifs moyens de microcrustacés, Daphnies, *Leptodora kindtii* et *Bythotrephes longimanus* (Léman, SHL2).

Figure 6 : Long-term changes in the mean numbers of microcrutaceans, Daphnids, *Leptodora kindtii* and *Bythotrephes longimanus* (Lake Geneva, SHL2).

4.2 En terme de dynamique saisonnière

Dans les lacs tempérés, différentes espèces zooplanctoniques se succèdent au cours de l'année. Cette succession du zooplancton, qui se répète de façon plus ou moins similaire d'une année à l'autre, reflète les effets combinés de la prédation, des variations des ressources nutritives, des facteurs physiques et de la compétition. Grâce à une méthode factorielle multitableaux, STATIS (ESCOUFIER, 1973 ; LAVIT et al., 1994), nous avons identifié le modèle saisonnier caractéristique du Léman.

Depuis 1997 le cycle saisonnier du zooplancton se caractérise par un début d'année marqué par la présence de *C. vicinus* (figure 7A). En mars et avril, les espèces printanières *Eudiaptomus*, *C. prealpinus* et *Eubosmina* apparaissent et atteignent leur maxima en mai (Figure 7B). Parallèlement, on observe une recrudescence des *Bythotrephes longimanus* et *Daphnia*. En juin les effectifs des espèces printanières diminuent (figure 7B) et la communauté zooplanctonique est essentiellement composée des espèces pré-estivales *Bythotrephes longimanus* et *Daphnia* (figure 7A). Enfin, les mois estivaux juillet et août se caractérisent par l'abondance de *Leptodora kindtii* (figure 7B). Contrairement à l'année 2003 qui présentait une fin d'été marquée par des cladocères herbivores (BALVAY et al., 2004), l'année 2004 cadre avec ce modèle et on note la forte contribution des *Leptodora kindtii* (figure 7).

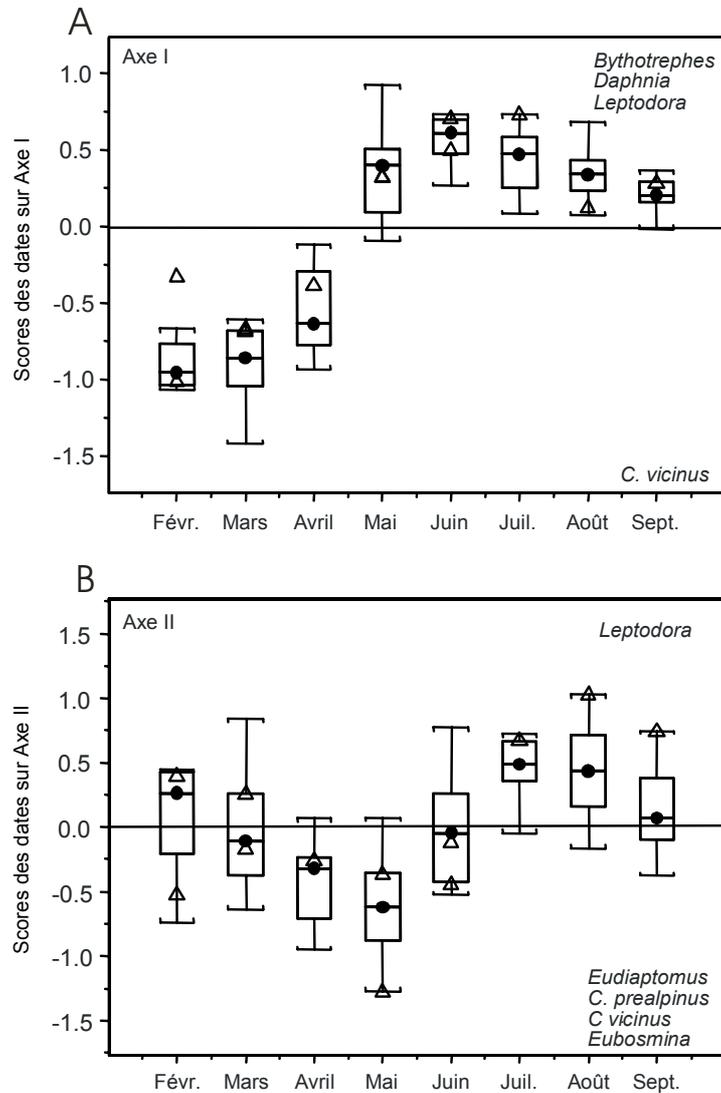


Figure 7 : Représentation graphique de la succession saisonnière de 2004 sur les axes factoriels décrivant le modèle saisonnier du Léman. Les box-plots représentent les scores des échantillons sur la période 1997-2004. Les cercles noirs correspondent aux médianes des scores et symbolisent le modèle saisonnier des successions zooplanctoniques caractéristiques pour cette période. Les triangles représentent les scores obtenus pour l'année 2004. Les espèces contribuant à la formation des axes sont indiquées sur la droite des graphiques.

Figure 7 : Graph showing the seasonal succession in 2004 on the factorial axes describing the seasonal model in Lake Geneva. The box plots show the scores of the samples for 1997-2004. The black circles correspond to the median scores and show the seasonal model of the characteristic zooplankton succession patterns during this period. The triangles indicate the scores obtained for 2004. The species contributing to the formation of the axes are indicated to the right of the graphs.

4.3 Biovolumes sédimentés

Les biovolumes sédimentés du zooplancton présentent des variations saisonnières se caractérisant par des valeurs faibles en hiver (inférieures à 100 mL/m²) et fortes (supérieures à 250 mL/m²) en période de développement phytoplanctonique (figure 8). L'augmentation qui s'initie le 14 avril s'explique par le début de croissance des Calanoïdes (figure 2). Le maxima (300 mL/m²) apparaît le 7 juin et correspond au pic des Daphnies.

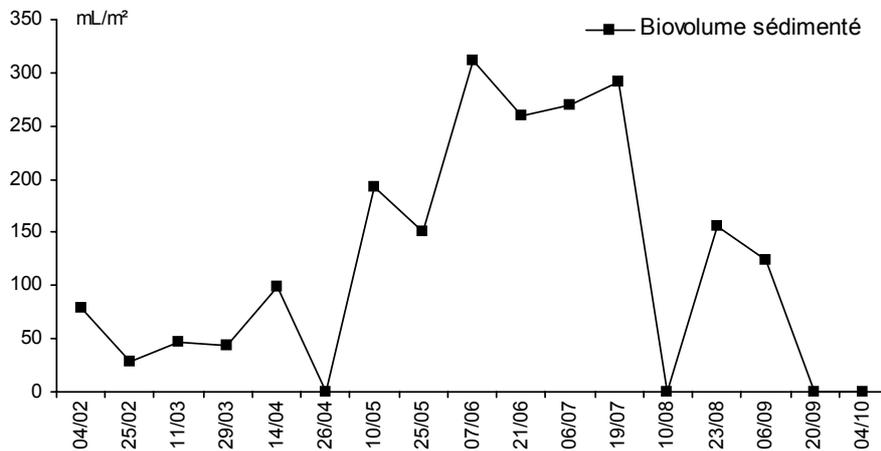


Figure 8 : Evolution du biovolume sédimenté en 2004 (Léman, SHL2).

Figure 8 : Changes in the settled biovolume during 2004 (Lake Geneva, SHL2).

Les biovolumes sédimentés du zooplancton présentait une évolution à long terme corrélée avec celle du phosphore jusqu'en 1995 ($r=0.76$; $N=39$) (BALVAY, 2000). De 1996 à 2000, ce paramètre devint stable et retrouve en 2002, la tendance générale à la baisse observée jusqu'en 1995. En 2003 on constatait une augmentation du biovolume sédimenté (119 mL/m^2), en 2004 les valeurs sont encore plus fortes (160 mL/m^2). Les observations de ces deux dernières années sont toutefois à prendre avec réserve car un artefact lié à l'absence de nombreuses mesures est fortement envisageable.

5. AUTRES GROUPES PLANCTONIQUES

Certains taxons de rotifères peuvent être dénombrés dans les prélèvements de zooplancton. Il s'agit d'espèces coloniales (*Conochilus unicornis*) ou d'individus de grande taille (*Asplanchna priodonta*, *Kellicottia longispina* et *Notholca caudata*).

Conochilus unicornis et *Kellicottia longispina* sont les deux espèces dominantes en terme d'abondance. La figure 9 permet de noter l'occurrence simultanée du pic saisonnier de *Kellicottia longispina* ($591'441 \text{ ind/m}^2$) et *Asplanchna priodonta* ($39'371 \text{ ind/m}^2$) en juin. Bien que considérée comme étant une espèce sténotherme d'eau froide (KOSTE, 1978), *Notholca caudata* présente également son maxima en juin ($6'999 \text{ ind/m}^2$). Le pic saisonnier de *Conochilus* apparaît plus tard dans l'année ($2'265'385 \text{ ind/m}^2$, 23 août).

Les larves véligères de la moule zébrée d'eau douce *Dreissena polymorpha* sont observées de juillet à septembre, leurs maxima étant le 23 août (Figure 9).

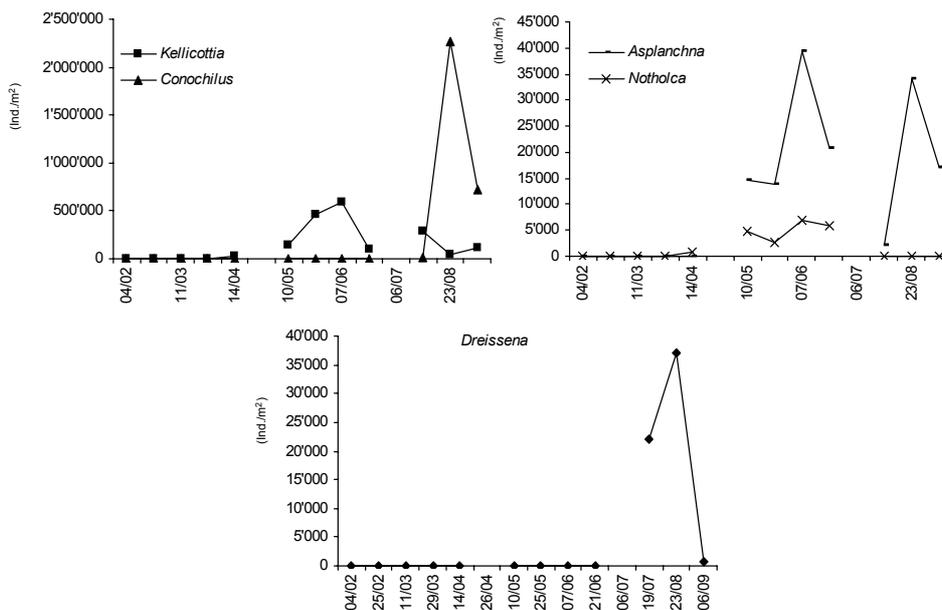


Figure 9 : Evolution saisonnière de quelques rotifères et de la larve véligère de *Dreissena polymorpha* en 2004 (Léman, SHL2).

Figure 9 : Seasonal changes in some Rotifera and the veligerous larvae of *Dreissena polymorpha* in 2004 (Lake Geneva, SHL2).

6. CONCLUSIONS

Depuis plusieurs années, les importants développements d'algues filamenteuses et de diatomées coloniales rendent difficile le dépouillement de certains échantillons. Toutefois l'analyse effectuée sur la période de février à septembre révèle une certaine stabilité de la communauté tout en confortant les tendances observées depuis 1984 chez certains taxons (Daphnies et Bythotrephes).

En terme d'abondance et de dynamique saisonnière l'année 2004 est comparable et se démarque peu des années postérieures à 1997.

BIBLIOGRAPHIE

- ANNEVILLE, O., GINOT, V., DRUART, J.-C. ET ANGELI, N. (2002) : Long-term study (1974-1998) of seasonal changes in the phytoplankton in Lake Geneva: a multi-table approach. *Journal of Plankton Research*, 24, 993-1007.
- BALVAY, G. (2000) : Evolution du zooplancton du Léman. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1999*, 79-90.
- BALVAY, G. (2002) : Bref aperçu sur le zooplancton du Léman. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2001*, 85-88.
- BALVAY, G., LAINE, L. et ANNEVILLE, O. (2004) : Evolution du zooplancton du Léman. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2003*, 81-92.
- ESCOUFIER, Y. (1973) : Le traitement des variables vectorielles. *Biometrics*, 29, 750-760.
- LAVIT, C., ESCOUFIER, Y., SABATIER, R. et TRAISSAC, P. (1994) : The ACT (STATIS method). *Comput. Stat. Data Anal.*, 18, 97-119.
- KOSTRE, W. (1978) : Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. *Gebrüder Borntraeger (Ed.), Berlin*, Tome 1, 673 pp., Tome 2, 472 pp.
- TADONLEKE, R. D. (2005) : Production et biomasse phytoplanktoniques dans le Léman. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2004*, 91-99.
- LAZZAROTTO, J., RAPIN, F. et CORVI, C. (2005) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2004*, 31-53.
- GERDEAUX, D. (2005) : Régime alimentaire des corégones du Léman en milieu pélagique. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2004*, 111-116.

RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE

WHITEFISH DIET IN THE PELAGIC ZONE OF LAKE GENEVA

Campagne 2004

PAR

Daniel GERDEAUX

Avec la collaboration technique de **Valérie HAMELET** et **Alexandre RICHARD**

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

RÉSUMÉ

Le régime alimentaire de corégones adultes pélagiques a été étudié mensuellement à partir des poissons capturés dans les filets dérivants de la pêche professionnelle en 2004 selon le même protocole depuis 1999. Les corégones mesurent en moyenne 41 cm. La tendance déjà observée pendant les 5 années précédentes se confirme : la part des Bythotrephes, grand cladocère prédateur, dans le régime alimentaire du corégone s'amplifie. La part des daphnies a légèrement remonté par rapport aux trois années précédentes, sans que cette différence soit significative. Les Leptodora ne contribuent à l'alimentation du corégone qu'en septembre. La macrofaune benthique n'est pas retrouvée dans l'alimentation du corégone en 2004 au Léman. Ces tendances concordent avec celles du zooplancton. Les Bythotrephes montrent une tendance positive dans l'évolution de leur densité au Léman depuis 20 ans (figure 6, du rapport zooplancton) qui se retrouve dans l'alimentation du corégone. Leur densité reste toutefois faible dans le Léman. Le corégone exerce une prédation sélective sur cette espèce et consomme une bonne part de sa production.

ABSTRACT

The diet of pelagic adult whitefish was investigated monthly using fish caught in drift nets used by professional fishermen in 2004, and using the same protocol as has been used since 1999. The mean length of the whitefish was 41 cm. The trend observed over the past 5 years has been confirmed: the proportion of Bythotrephes, a large predatory cladocerus, is increasing in the diet of the whitefish. The proportion of daphnids has increased slightly compared to the last three years, but the difference is not significant. The whitefish diet contained Leptodora only during September. No benthic macrofauna was detected in the diet of whitefish in Lake Geneva in 2004. These trends parallel those for zooplankton. The density of Bythotrephes in Lake Geneva has been tending to increase for the past 20 years (Figure 6, of the zooplankton report), and the same pattern is seen in the whitefish diet. However, their density in Lake Geneva is still low. Whitefish selectively predate this species, and eats a high proportion of the offspring produced.

1. INTRODUCTION

La dynamique des compartiments biologiques d'un lac dépend des interactions existant dans le réseau trophique entre le phytoplancton, le zooplancton, les poissons, la pêche. Dans les lacs eutrophes, la quantité de nutriments disponibles est telle que la prédation n'est pas un facteur important de régulation du fonctionnement du système. En revanche, quand la concentration en phosphore, élément limitant la production primaire dans les lacs, diminue fortement, il est généralement admis que les poissons sont susceptibles d'agir sur le fonctionnement du réseau trophique (MEHNER et al., 2001). Le poisson intervenant par prédation sur le zooplancton modifie indirectement la pression de broutage sur le phytoplancton et donc la dynamique du compartiment phytoplanctonique. Cette hypothèse est vraisemblable, comme l'a démontré le rapport de CRETENYOY et al. (1996) et de nombreux articles de synthèses portant sur l'effet du poisson sur les réseaux trophiques lacustres (ANGELI et al., 2001).

La zone pélagique héberge principalement les corégones, les gardons et les juvéniles de perches. Depuis cinq années, la pêche du corégone atteint des tonnages importants (figure 1). Cette espèce est planctonophage pendant toute sa vie, elle est susceptible de s'alimenter sur d'autres ressources comme les chironomes quand la quantité de zooplancton disponible est trop faible.

L'étude du régime alimentaire du corégone et du gardon au Léman a été entreprise par la CIPEL en 1999 (GERDEAUX et HAMELET, 2000). L'étude est restreinte au seul corégone depuis 2002 (GERDEAUX et HAMELET, 2004). Le coût de cette étude est limité en utilisant les poissons capturés par la pêche professionnelle.

2. MÉTHODOLOGIE

Les filets dérivants des pêcheurs étant relevés très tôt en fin de nuit, il est possible d'utiliser leurs captures pour étudier le régime alimentaire des poissons pris par ces filets (PONTON, 1986). La maille des filets est au moins égale à 48 mm de côté. Les études sur le corégone ont montré que la variabilité inter-individuelle est faible et qu'un échantillon de 10 poissons peut être considéré comme représentatif (PONTON, 1986, MOOKERJI et al., 1998, GERDEAUX et al., 2002). Chaque mois durant la période de pêche (janvier-octobre), un échantillon d'estomacs est récolté parmi les poissons capturés par un pêcheur professionnel qui utilise au plus 8 filets de 120 m de long chacun en zone pélagique au large de Séchex (France). En 2004, il n'a pas été possible d'obtenir un échantillon représentatif pour le mois de janvier, l'échantillon de décembre ne porte que sur 5 poissons pris dans les filets tendus plus près du littoral à proximité des zones de reproduction. Dans la mesure du possible, un nombre suffisant est récolté pour avoir 10 estomacs suffisamment remplis. Si les 10 premiers estomacs ouverts contiennent un bol alimentaire suffisant, l'analyse est arrêtée. Les estomacs prélevés sont conservés dans une solution d'éthanol. Le contenu stomacal est extrait au laboratoire et pesé puis placé dans une éprouvette remplie d'eau pour que le volume du mélange soit de 50 mL. Après agitation, un volume est prélevé pour le comptage. Ce volume est ajusté de façon à permettre le dénombrement d'au moins 100 individus d'une catégorie de proies. Le comptage est fait sous une loupe binoculaire dans une cuvette de Dolfuss. Les principales catégories de proies identifiées sont : Copépodes (Cyclopoïdes et Calanoïdes), Cladocères (Bosmines, Daphnies, *Leptodora*, *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 examinés

La taille moyenne des 119 corégones échantillonnés est de 40.8 cm de longueur totale (figure 2). Le plus petit poisson mesurait 35,5 cm, le plus gros 52 cm. Comme les années précédentes, la plupart des poissons (80 %) mesurent de 37 à 44 cm, c'est-à-dire que tous les sujets examinés sont des adultes en 3^{ème} et 4^{ème} année de vie.

3.2 Evolution mensuelle du taux de vacuité

En janvier, une majorité de poissons a l'estomac vide, de plus le pêcheur tend ses filets en zone littorale. En février, les dix premiers estomacs ouverts sont suffisamment remplis pour l'analyse, le taux de vacuité estimé ce mois est sans doute surestimé (figure 3). D'avril à mai, tous les corégones ont un estomac bien rempli. En juin, il a fallu examiner 15 estomacs pour en obtenir 10 analysables. En juillet - août, il a suffi de prélever 10 poissons, alors qu'en septembre et octobre l'échantillon est de 14 et 16 corégones.

3.3 Composition du régime alimentaire

Les résultats présentés de façon synthétique en pourcentages mensuels sont représentatifs de la variabilité saisonnière (figure 4). Le bol alimentaire du corégone en 2004 au Léman ne contient que trois types de proies ; uniquement des cladocères. Le grand cladocère prédateur *Bythotrephes* est présent dans le bol alimentaire tout au long de l'année. Les daphnies sont absentes à partir du mois de juillet, et *Leptodora* n'est présent qu'en septembre.

La principale tendance est la part de plus en plus importante des *Bythotrephes* dans l'alimentation du corégone (figure 5). Elle est marquée en fin d'hiver et est corrélée à une diminution de la part des daphnies. Elle est également très nette en été et correspond à une diminution nette de la part des *Leptodora*. Au printemps et en automne, on ne note pas de tendance nette dans le régime alimentaire.

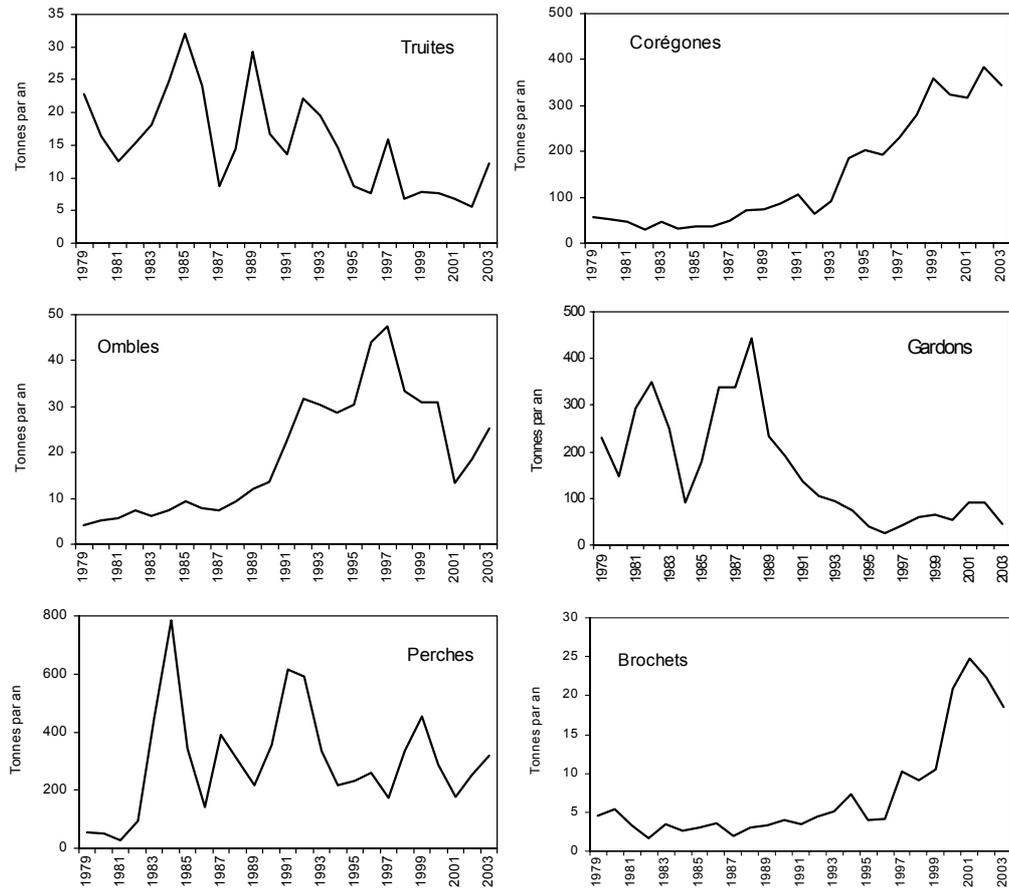


Figure 1 : Evolution de 1979 à 2003 des tonnages de la pêche professionnelle au Léman pour les principales espèces exploitées.
 Figure 1 : Change from 1979 to 2003 in the tonnages of the main species caught by commercial fisheries in Lake Geneva.

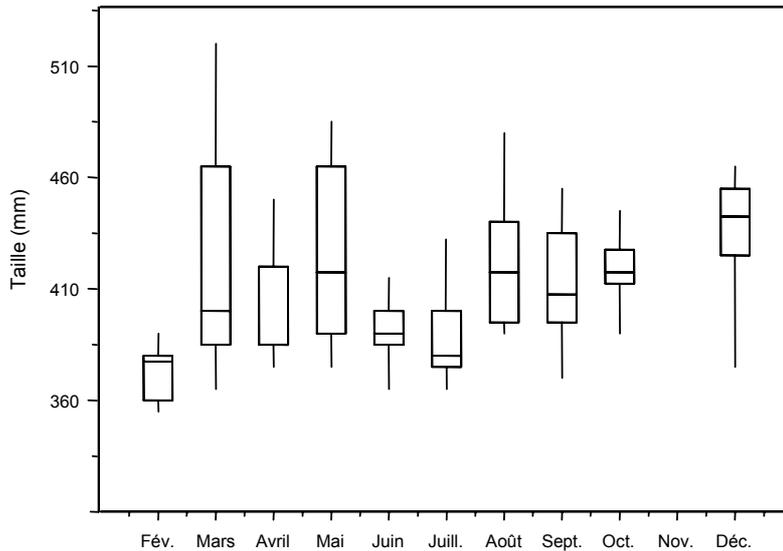


Figure 2 : Répartition des tailles des poissons dont l'estomac a été analysé en 2004. Représentation en "boîte à moustaches" où la ligne au travers de la boîte est au niveau de la médiane, le bas de la boîte est le premier quartile (Q1) et le haut est le troisième quartile (Q3). Les moustaches sont les 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 comprises dans la zone définie par la limite inférieure $Q1 - 1.5(Q3 - Q1)$ et par la limite supérieure $Q3 + 1.5(Q3 - Q1)$.
 Figure 2 : Distribution of the sizes of fish of which the stomach contents were analyzed in 2004. "Whisker and Box-plot", in which the line through the box is at the same level as the median, the bottom of the box is the first quartile (Q1) and the top is the third quartile (Q3). 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 by the upper limit of $Q3 + 1.5(Q3 - Q1)$.

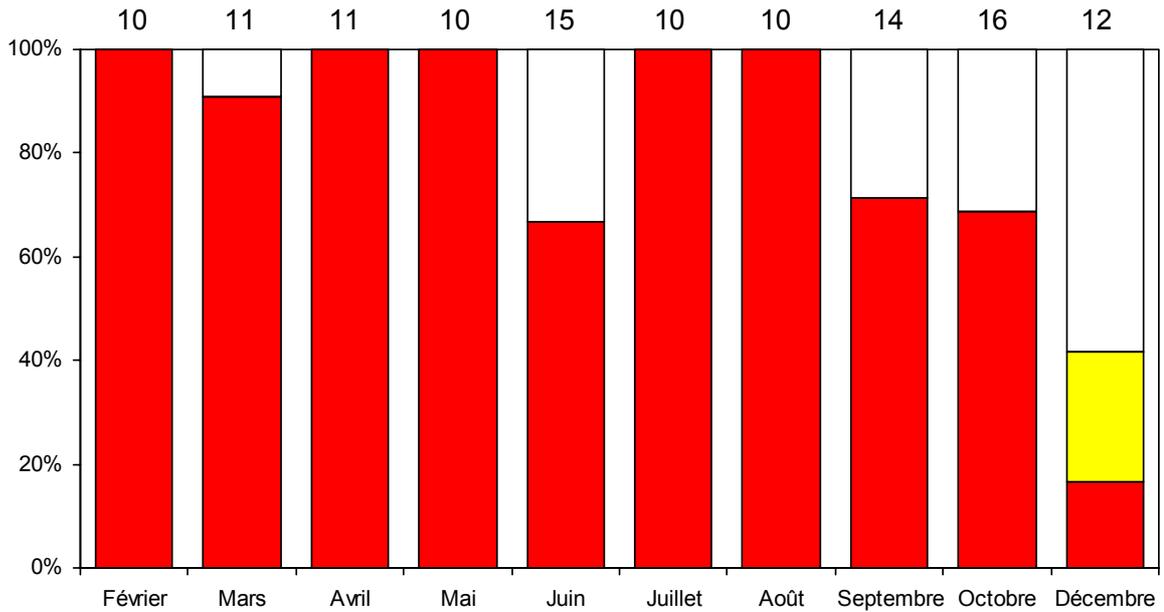


Figure 3 : Evolution mensuelle du taux de vacuité des estomacs analysés de corégones en 2004 au Léman. En rouge est représentée la classe des estomacs pleins, en blanc celle des estomacs vides et en jaune celle des estomacs partiellement remplis. Le chiffre porté au dessus de chaque barre représente le nombre d'estomacs prélevés.

Figure 3 : Monthly change in the degree of emptiness of the whitefish stomachs analyzed in 2004 in Lake Geneva. The full stomachs are shown in red, the empty stomachs in white, and the partially-full stomachs are shown in yellow. The number shown above each bar indicates the number of stomachs sampled.

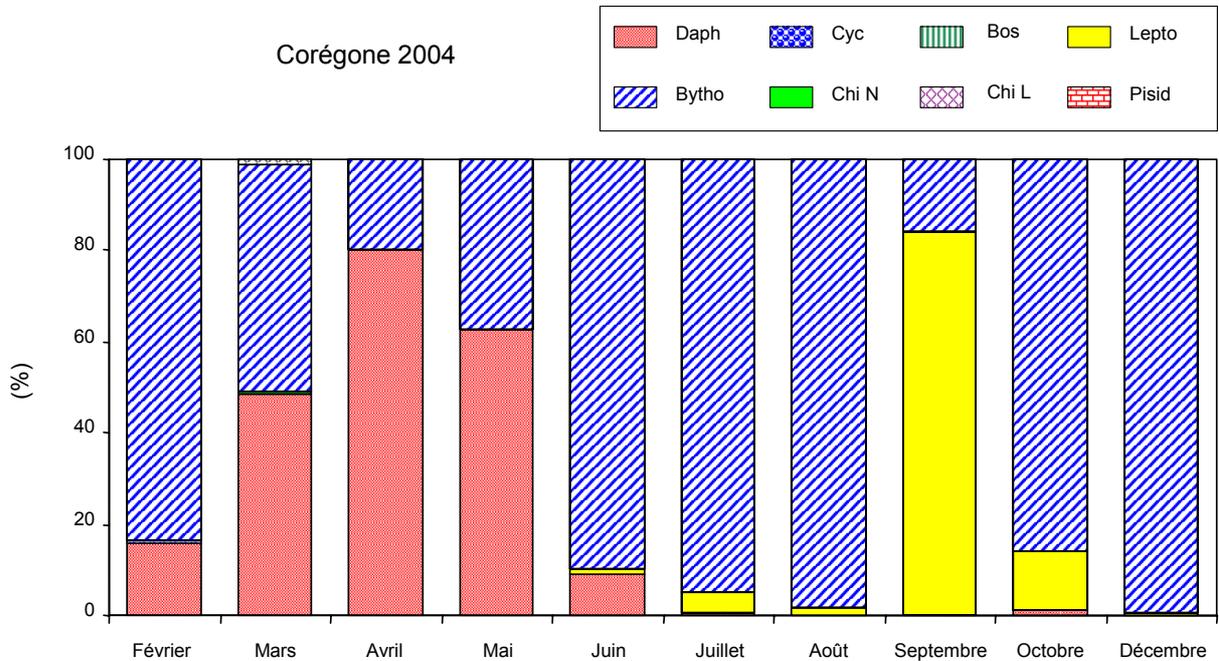


Figure 4 : Evolution mensuelle des pourcentages volumétriques dans les estomacs de corégones en 2004 au Léman.

Figure 4 : Monthly change in the percentages volume of the prey species in the stomachs of the whitefish in 2004 in Lake Geneva.

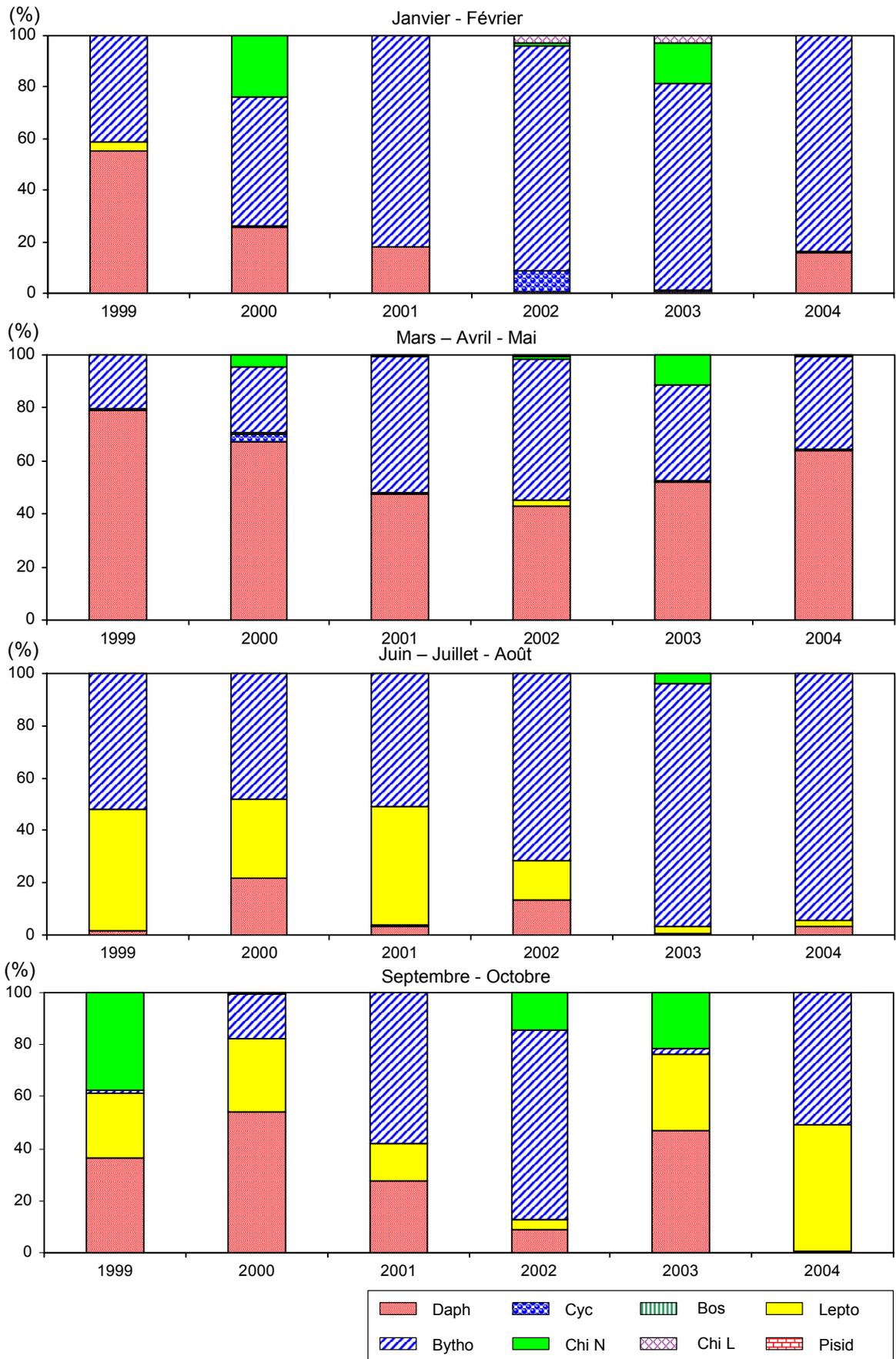


Figure 5 : Évolution saisonnière de 1999 à 2004 des contenus stomacaux du corégone au Léman (pour l'année 2003, le mois d'août n'a pas été pris en compte, pour l'année 2004, le mois de janvier).

Figure 5 : Seasonal changes from 1999 to 2003 in the whitefish stomach contents in Lake Geneva (in 2003, the month of August was not taken into account, in 2004, the month of January was not taken into account).

4. CONCLUSIONS

Les 6 années consécutives de données disponibles montrent clairement une tendance à l'augmentation de la part des *Bythotrephes* dans le régime alimentaire du corégone au Léman. Elle correspond à une diminution des daphnies et des *Leptodora*.

On retrouve une tendance analogue dans le suivi du zooplancton avec en 2004 une chute de la présence de *Leptodora* et une tendance à l'augmentation de la densité de *Bythotrephes* et à la diminution des daphnies.

Néanmoins, la densité de *Bythotrephes* dans les estomacs comparée à leur densité dans le lac implique que la prédation du corégone est très sélective sur cette espèce. Malgré cette forte prédation, la population de *Bythotrephes* reste dynamique et supporte cette prédation.

L'absence totale de chironome dans le bol alimentaire du corégone en 2004 confirme que la production zooplanctonique est forte en 2004.

L'interprétation intégrée de ces données biologiques sur le plancton et l'alimentation du corégone est présentée dans la note de synthèse.

REMERCIEMENT : Nous tenons à remercier Monsieur Raphaël Jordan, pêcheur professionnel à Séchex, qui nous a facilité le travail de prélèvement des estomacs sur les poissons.

BIBLIOGRAPHIE

- ANGELI, N., CRETENYOY, L. et GERDEAUX, D. (2001) : Importance du peuplement piscicole dans la qualité des eaux : les biomanipulations. In : Gestion piscicole des grands plans d'eau. D. Gerdeaux (ed.) Hydrobiologie et Aquaculture, INRA Editions, 2001, Paris, 457 p., 35-74.
- CRETENYOY, L., GERDEAUX, D., ANGELI, N. et CARANHAC, F. (1996) : Eléments pour la prise en compte des populations piscicoles dans le fonctionnement trophique du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 173-185.
- GERDEAUX, D. et HAMELET, V. (2000) : Régime alimentaire des corégones et des gardons du Léman, en milieu pélagique. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1999, 135-140.
- GERDEAUX, D. et HAMELET, V. (2004) : Régime alimentaire des corégones et des gardons du Léman, en milieu pélagique. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2003, 93-98.
- 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. Archiv für Hydrobiologie 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.
- MEHNER, T., KASPRZAK, P., WYSUJACK, K., LAUDE, U. et KOSCHEL, R. (2001) : Restoration of a stratified lake (Feldberger Haussee, Germany) by a combination of nutrient load reduction and long-term biomanipulation. International Review of Hydrobiology, 86(2), 253-265.
- MOOKERJI, N., HELLER, C., MENG, H.J., BURGI, H.R. et MULLER, R. (1998) : Diel and seasonal patterns of food intake and prey selection by *Coregonus* sp. in re-oligotrophicated Lake Lucerne, Switzerland. J. of Fish Biol., 52 (3), 443-457.
- PONTON, D. (1986) : Croissance et alimentation de deux poissons planctonophages du lac Léman : le corégone (*Coregonus* sp.) et le gardon (*Rutilus rutilus*). Thèse Université Lyon 1, 156 pages + annexes.

QUALITÉ BIOLOGIQUE DES COURS D'EAU DU BASSIN VERSANT LÉMANIQUE

BIOLOGICAL QUALITY OF THE WATERCOURSES IN THE CATCHMENT BASIN OF LAKE GENEVA

Campagnes 1998 - 2004

PAR

Sandra KNISPEL

SERVICE DES EAUX, SOLS ET ASSAINISSEMENT, DIVISION LABORATOIRE,
155, chemin des Boveresses, CH - 1066 ÉPALINGES

Audrey KLEIN

SECRETARIAT DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN
23, avenue de Chailly, CP 80, CH - 1000 LAUSANNE 12

Marc BERNARD

SERVICE CANTONAL DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT
5, rue des Creusets, CP 405, CH - 1951 SION

Charles BORNARD et Françoise GIFFARD

DIREN RHÔNE-ALPES, 208 bis rue Garibaldi, FR - 69422 LYON CEDEX 03

Jean PERFETTA

SERVICE CANTONAL DE L'ÉCOLOGIE DE L'EAU
23, avenue Sainte-Clothilde, CP 78, CH - 1211 GENEVE 8

Claire RATOUIS

DIREN RHÔNE-ALPES, SERVICE DE L'EAU ET DES MILIEUX AQUATIQUES
13, quai de Rives, FR - 74200 THONON-LES-BAINS

RÉSUMÉ

La surveillance de la qualité biologique des cours d'eau est effectuée depuis plus de 20 ans par les différentes entités administratives concernées. Pour représenter de manière comparable la qualité biologique des rivières dans tout le bassin lémanique, une approche commune a été adoptée ici et rendue possible par l'utilisation d'une même méthode, l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN).

L'évaluation de la qualité biologique est fondée sur le principe général selon lequel chaque type de milieu naturel possède une communauté d'organismes (biocénose) caractéristique. Tout appauvrissement de la biocénose naturelle traduit donc une perturbation.

Globalement, 68 % des 376 stations étudiées présentent une qualité biologique bonne à très bonne. Les stations ayant la meilleure qualité biologique sont situées de manière générale sur les tronçons amont des cours d'eau, en tête de bassin versant. 32 % des stations sont cependant de qualité insatisfaisante et sont le plus souvent situées vers l'aval des cours d'eau, signe des effets néfastes de certaines activités humaines sur la biologie des cours d'eau : réductions de débit, interventions sur le milieu physique, détérioration de la qualité chimique de l'eau.

Ces perturbations peuvent avoir lieu simultanément et cumulent ainsi leurs impacts sur la qualité biologique des milieux aquatiques. De ce fait, ces trois aspects (quantité, milieu physique, qualité) doivent être pris en compte simultanément pour envisager une amélioration de la qualité biologique d'un cours d'eau.

ABSTRACT

The biological quality of the watercourses has been monitored for more than 20 years by the various relevant administrative bodies. In order to make it possible to obtain comparable records of the biological quality of the rivers throughout the catchment basin of Lake Geneva, a joint approach has been adopted here, made possible by using the same method: the Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) or Standard Global Biological Index.

The assessment of the biological quality is based on the general principle according to which each type of natural medium has its own characteristic community of organisms (or biokenosis). Any depletion of the natural biokenosis therefore indicates that some disturbance has occurred.

Overall, 68% of the 376 stations studied were found to have good to very good biological quality. The stations with the best biological quality are generally located on the upstream sections of the watercourses, at the head of the catchment basin. However, at 32% of the stations the water quality was unsatisfactory, and these were usually located in the downstream segment of the watercourses. This reflects the harmful impact of certain human activities on the biology of watercourses : reduced water flow, activities that affect the physical medium, and lead to deterioration of the chemical quality of the water.

Several such disturbances can occur simultaneously, and produce cumulative impacts on the biological quality of the aquatic media. As a result, these three aspects (quantity, physical medium, quality) must be taken into account simultaneously if any attempt is to be made to improve the biological quality of a watercourse.

1. INTRODUCTION

Certaines activités humaines provoquent des perturbations dans les cours d'eau par des pollutions (rejets de substances toxiques ou fertilisantes, réchauffement des eaux) et par l'altération de leur caractère naturel (canalisation, captages, imperméabilisation des sols, etc). Alors que l'analyse physico-chimique recherche les causes des perturbations, la démarche biologique étudie les effets des perturbations sur les organismes. L'évaluation de la qualité biologique est fondée sur le principe général selon lequel chaque type de milieu naturel possède une communauté d'organismes (biocénose) caractéristique et qui change avec la qualité du milieu. Tout appauvrissement de la biocénose naturelle traduit donc une perturbation.

Dans les différentes entités politiques constituant le bassin versant du Léman, la qualité biologique globale des cours d'eau est exprimée par un indice qui intègre la diversité et la polluo-sensibilité des invertébrés vivant sur le fond du cours d'eau, aussi appelés macrofaune benthique. Ceux-ci sont soumis tout au long de leur vie aquatique aux variations du milieu où ils vivent (physico-chimie, hydrologie, écomorphologie...) et ils intègrent donc la qualité globale de l'écosystème sur une durée pouvant atteindre plusieurs mois. Cette approche biologique permet de représenter l'état des cours d'eau à l'échelle de l'ensemble du bassin lémanique en identifiant les perturbations du milieu par leur effet sur la faune aquatique. L'identification des causes de ces perturbations nécessite une approche physico-chimique complémentaire ainsi qu'une bonne connaissance globale et pluridisciplinaire de l'écosystème et de son bassin versant.

L'analyse biologique des cours d'eau lémaniques est effectuée à intervalle variable de quelques années selon les entités. Les données retenues sont les plus récentes disponibles (allant jusqu'à 2004) et prennent en compte toutes les stations étudiées dans le bassin lémanique. L'approche commune retenue ici permet de disposer de résultats comparables et représentatifs qui seront discutés à l'échelle du bassin versant.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Le bassin versant lémanique

La zone géographique concernée par la CIPEL comprend le bassin versant du Rhône jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy, soit le Rhône et le Léman ainsi que tous leurs affluents. Ce bassin a une superficie totale (lac compris) de 10'299 km² et une altitude moyenne de 1'580 m. Le débit moyen du Rhône (à Chancy) est de 343 m³/s et le débit spécifique de 32.2 L/s.km² (Annuaire hydrologique de la Suisse, 2003 ; CIPEL, 1984).

Une partie importante des eaux du Léman provient des Alpes, qui forment le relief à l'est et au sud du bassin lémanique où il culmine à 4'600 m. Le Jura, qui borde le bassin lémanique au nord culmine à 1723 m d'altitude. L'exutoire du bassin versant du Léman se situe à 330 m. Le bassin étudié ici présente donc un large éventail de types de cours d'eau et de régimes hydrologiques, depuis les torrents à régime glaciaire ou glacio-nival jusqu'aux cours d'eau de plaine à régime nivo-pluvial ou pluvial (HALLER et al., 2004).

Afin de regrouper les milieux aquatiques de caractéristiques naturelles similaires (relief, géologie, climat, géochimie des eaux et débit), le CEMAGREF (Lyon) distingue plusieurs hydroécorégions (HER) (WASSON, et al., 2001-2002). Le bassin lémanique comprend ainsi deux hydroécorégions : le **Jura-Préalpes du Nord** et les **Alpes internes**.

2.2 Approche commune

La surveillance de la qualité biologique des cours d'eau est effectuée depuis plus de vingt ans par les différentes entités administratives concernées (France : départements de l'Ain et de la Haute-Savoie ; Suisse : cantons de Genève, Valais et Vaud). Cependant, des disparités méthodologiques régionales existent (voir chapitre 2.3 ci-dessous), dues aux moyens disponibles des structures administratives, à des objectifs différents, ainsi qu'au contexte hydrologique, hydrographique et topographique très hétérogène à l'échelle du bassin lémanique.

Aussi, pour représenter de manière comparable la qualité biologique des rivières dans tout le bassin lémanique, une approche commune a dû être adoptée ici. Cette démarche est rendue possible par l'utilisation d'une même méthode par toutes les entités administratives, l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) qui fait l'objet d'une normalisation en France (AFNOR NFT 90-350). Les entités insistent toutes sur la nécessité d'une période de stabilité des conditions hydrologiques d'environ 15 jours précédant le prélèvement.

Pour chaque station d'étude, seule l'année la plus récente pour laquelle des données sont disponibles a été retenue.

Lorsque plusieurs prélèvements ont été effectués au cours de la même année, seuls les indices IBGN établis durant **les périodes favorables** (cercles sur la figure 1), correspondant aux meilleures conditions de développement de la faune benthique, mais différentes selon le régime hydrologique (voir ci-dessous), ont été retenus pour le calcul d'une valeur moyenne.

Certaines stations disposent d'un unique indice IBGN à l'étiage, en période défavorable. C'est le cas pour le Foron du Chablais genevois, la Menoge, et les petits affluents du Léman entre l'Hermance et Thonon du contrat de rivière du sud-ouest lémanique.

Ces valeurs n'ont bien sûr pas la même signification mais sont indiquées à titre d'information sur la figure 1 par un triangle, plutôt que de ne donner aucune information sur ces cours d'eau.

Les notes IBGN, comprises entre 1 et 20, peuvent être attribuées à cinq classes de qualité biologique (mauvaise, médiocre, moyenne, bonne, très bonne) représentées par des couleurs. Les valeurs seuils de ces classes de qualité ont été adaptées aux hydroécocorégions (cf. § 2.1 et tableau 1). Il en découle un ajustement des classes de qualité en fonction de ces caractéristiques naturelles (voir ci-dessous). Ainsi, vu le caractère naturellement plus rude des cours d'eau des Alpes internes, les limites sont plus basses que celles du Jura et Préalpes du Nord, elles-mêmes plus basses que les limites de classes de la grille de qualité de l'IBGN (AFNOR, 1992).

Tableau 1 : Limites de classes de la grille de qualité de l'IBGN adaptées aux hydroécocorégions (HER).

Table 1 : Class limits of the IBGN quality grid adjusted for the various hydroecoregions.

HER Alpes internes				
≥ 13	12 - 10	9 - 7	6 - 4	3 - 1
HER Jura-Préalpes du Nord				
≥ 15	14 - 12	11 - 8	7 - 4	3 - 1
Grille IBGN Norme AFNOR NF-T90-350				
≥ 17	16 - 13	12 - 9	8 - 5	4 - 1

Pour le canton de Vaud, les résultats des années 2001 à 2004 ont été utilisés. Deux périodes de prélèvement ont été retenues : fin de l'hiver et début du printemps pour le Jura et le Plateau ; fin de l'hiver et début de l'automne pour les Préalpes.

Pour les cantons de Genève et du Valais, ainsi que pour les départements de l'Ain et de la Haute-Savoie, les résultats des années 1998 à 2004 ont été utilisés. La période favorable à la faune concerne : pour le canton de Genève, la fin de l'hiver et le printemps ; pour le Valais, début mars, avant la fonte des neiges et fin octobre à l'étiage; pour l'Ain et la Haute-Savoie, la période de basses eaux hivernales et le printemps. A noter que pour la Haute-Savoie, la période défavorable correspond à l'étiage estival et aux basses eaux hivernales.

Les stations du bassin lémanique sont caractérisées par leur altitude (m) et leur hydroécocorégion (HER). Les stations sont groupées en 10 catégories altitudinales qui regroupent chacune 10% des stations.

2.3 Méthodes de suivi dans les différentes régions

France

Programme et but du suivi

Les données biologiques acquises sur les cours d'eau français du bassin versant du Léman proviennent essentiellement de deux types de recueil des données :

- a. **Le réseau national de Bassin (RNB)** : toutes les investigations sur ces stations sont effectuées tous les ans ou tous les 2 ans.
- b. **Les suivis de qualité des eaux par bassins versants départementaux** : pour ces opérations, le recueil des données se fait dans le cadre d'un diagnostic et / ou d'un bilan, aussi la période de retour n'est pas homogène par bassin versant. L'objectif est essentiellement de rendre compte de l'état de perturbations des cours d'eau. C'est donc la valeur la plus déclassante entre celle du Groupe Faunistique Indicateur (AFNOR, 1992) et celle de l'IBGN qui est prise en considération.

Choix des sites

La plupart des stations sont situées sur des secteurs perturbés, notamment à l'aval de rejets importants. Certains points ferment les bassins versants et peuvent révéler une qualité synthétisant l'ensemble des événements amont, sauf si une perturbation est située en amont de ce point. Chaque bassin versant comprend au minimum un point de référence sur le secteur amont du bassin.

Périodes de prélèvements

Dans le cadre du réseau RNB, il est en principe envisagé une campagne à la période favorable à la faune et une campagne à la période la plus défavorable correspondant au débit minimum et au maximum de pollution.

Dans le cadre des études de bassin versant, on retient au minimum une campagne à la période la plus défavorable. Plusieurs campagnes peuvent être effectuées si le bassin versant présente des chroniques de données antérieures incluant plusieurs passages.

Méthode de prélèvement

Les prélèvements sont effectués suivant le protocole normatif de l'IBGN NF-T90-350 (AFNOR, 1992).

Traitement des données et rapports de synthèse

Les classes de qualité sont établies par l'expression d'un écart de la valeur mesurée avec une valeur de référence, qui n'est pas forcément 20 pour l'IBGN et 9 pour le GFI. Ces valeurs de référence résultent d'un travail scientifique pour répondre aux exigences de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (Directive 2000/60/CE), qui préconise la mesure d'un écart par rapport à une référence.

Les résultats sont consignés dans les rapports annuels du RNB et tous les 6 ans environ, l'Agence de l'eau Rhône Méditerranée & Corse et la DIREN Rhône-Alpes élaborent un document départemental intitulé "carte départementale de la qualité des cours d'eau". Dans ce document sont également compilés des résultats d'études d'impact effectuées dans la période considérée.

Canton de Genève

Programme et but du suivi

L'évaluation de la qualité biologique est intégrée depuis plus de vingt ans dans le programme de surveillance des cours d'eau du bassin hydrographique genevois. Celui-ci a pour objectifs principaux de vérifier le respect de la législation en matière de protection des eaux et de fournir des éléments scientifiques pour la planification et la gestion de l'assainissement des eaux et le programme cantonal de renaturation des cours d'eau.

Périodes de prélèvements

Quatre campagnes sont effectuées sur une année, soit une par saison, en principe en février, mai, août et novembre.

Choix des sites

Afin de couvrir l'ensemble du bassin genevois, les cours d'eau ont été répartis en 6 secteurs hydrographiques comprenant chacun une vingtaine de stations dont, dans la mesure du possible, une station de référence non perturbée. Les stations sont réparties de façon à évaluer les effets des activités humaines. Chaque secteur est étudié pendant une année, soit en principe tous les six ans.

Méthodes de prélèvements

Les prélèvements sont effectués suivant le protocole normatif de l'IBGN NF-T90-350 (AFNOR, 1992). A noter que pour le Rhône et l'Arve, les prélèvements sont effectués à l'aide de substrats artificiels (paniers remplis de galets) immergés pendant 6-8 semaines. L'indice calculé sur la base de ces prélèvements ne suit donc pas la procédure normalisée et doit être considéré comme un IBG (Indice Biologique Global).

Traitement des données et rapports de synthèse

La qualité biologique globale est exprimée par 4 IBGN saisonniers et un IBGN annuel moyen. Les notes indiciaires sont généralement commentées en fonction des groupes indicateurs et des classes de diversité observées.

Chaque secteur fait l'objet d'un rapport de synthèse regroupant les résultats les plus récents sur l'état des cours d'eau (physico-chimie, biologie, hydrologie, écomorphologie, etc) et décrit l'évolution depuis l'étude précédente. Ces rapports sont disponibles auprès du Service cantonal de l'écologie de l'eau (SECOE), ou sur internet <http://etat.geneve.ch/diae/site/eau>.

Canton du Valais

Programme et but du suivi

Le service de la protection de l'environnement du canton du Valais collecte des données hydrobiologiques depuis 1990 selon la méthode IBGN. Ces données sont couplées à des analyses physico-chimiques et bactériologiques, permettant de suivre l'état de la qualité des eaux des rivières du Valais.

De 1990 à 1993, les prélèvements et analyses ont été réalisés en amont et en aval des principaux affluents et le long du Rhône (BERNARD et al., 1994). Depuis 1994, les résultats hydrobiologiques proviennent d'investigations menées par bassins versants latéraux ou sur des tronçons de Rhône. Chaque bilan par bassin versant fait l'objet d'un rapport de synthèse.

Choix des sites

Les stations d'études sont choisies le long du cours d'eau, celles en amont devant servir de référence, les autres caractérisant des tronçons représentatifs ou cherchant à quantifier des atteintes à la rivière : captages, rejets, corrections, déficits autres, etc.

Périodes de prélèvements

Deux prélèvements sont réalisés à l'étiage. Le régime hydrologique des cours d'eau du Valais étant majoritairement glaciaire ou glacio-nival, la période d'étiage se situe généralement de fin octobre à fin mars.

Méthodes de prélèvements

Depuis 1992, la méthode IBGN est appliquée selon le protocole normatif de l'IBGN NF T90-350, (AFNOR, 1992). Avant cette date, l'indice en test pour la normalisation de la méthode était utilisé. Pour le Rhône, seuls certains prélèvements entre Riddes et St-Maurice ont fait l'objet en 2000 d'un échantillonnage sur substrat artificiel.

Traitement des données et rapport de synthèse

Les échantillons substrat-vitesse sont traités indépendamment les uns des autres pour permettre une analyse plus fine. Les données hydrobiologiques et environnementales sont enregistrées sur une base de données BDHydrobio-VS. Le rapport de synthèse dresse l'état du bassin versant : surfaces, réseau hydrographique, interventions humaines, etc. Il reprend les résultats de l'ensemble des campagnes avec interprétation des analyses physico-chimiques, bactériologiques et biologiques. Il interprète les résultats selon des classes de qualité et affiche ceux-ci sur une ou plusieurs cartes. Il confronte les résultats avec les données antérieures existantes. Un traitement statistique des données hydrobiologiques acquises entre 1990 et 1997 a pu être réalisé (BERNARD, 2001).

Canton de Vaud

Programme et but du suivi

Une centaine de stations étudiées sur une trentaine de rivières dans le cadre du suivi biologique des cours d'eau vaudois, sont situées dans le bassin versant lémanique. Elles sont échantillonnées tous les 3 ans suivant une rotation par région (Jura, Plateau, Préalpes). Le réseau de surveillance vaudois a été mis en place à la fin des années 1980 afin de mettre en évidence le potentiel faunistique des cours d'eau. Cet objectif a guidé le choix des sites d'étude et de la période d'échantillonnage. Cette approche a été valorisée au niveau cantonal avec le développement de l'indice RIVAUD (LANG et REYMOND, 1995).

Choix des sites

Les stations d'étude ont été choisies afin de refléter la situation générale de la rivière plutôt que des conditions purement locales (LANG, 2001). Les tronçons situés juste en aval d'un rejet polluant ou dans une zone fortement altérée sont évités. Cependant les stations sont réparties sur l'ensemble du réseau hydrographique vaudois et reflètent ainsi également les changements de la qualité biologique le long des cours d'eau.

Périodes de prélèvements

Dans le Jura et sur le Plateau, deux prélèvements sont effectués par année, à la fin de l'hiver et au cours du printemps, correspondant aux périodes de forte potentialité faunistique. Dans les Préalpes, un troisième échantillon est prélevé au début de l'automne, après les crues estivales (fonte de glace). Certaines stations ont exceptionnellement été échantillonnées une seule fois.

Méthodes de prélèvements

Jusqu'en 2001, les prélèvements étaient effectués suivant LANG et REYMOND (1995) dans des " zones de cailloux " (ex. LANG, 2000). Depuis 2002, le protocole correspond à celui de l'IBGN avec 8 prélèvements par station, représentatifs des combinaisons de substrat-vitesse présentes dans la station.

Traitement des données et rapport de synthèse

Les indices IBGN (AFNOR, 1992) peuvent être calculés pour chaque prélèvement. L'indice RIVAUD (LANG et REYMOND, 1995) est calculé pour l'année en cumulant les listes faunistiques des prélèvements afin de caractériser le potentiel biologique de la station. L'évolution de la qualité biologique des rivières vaudoises a été décrite dans de nombreuses publications (ex. LANG 2000) et synthétisée par LANG (2001).

Un rapport tout public mis à jour avec les nouvelles données est accessible sur internet <http://www.dse.vd.ch/eaux/eaux/qualite/documentation.htm>.

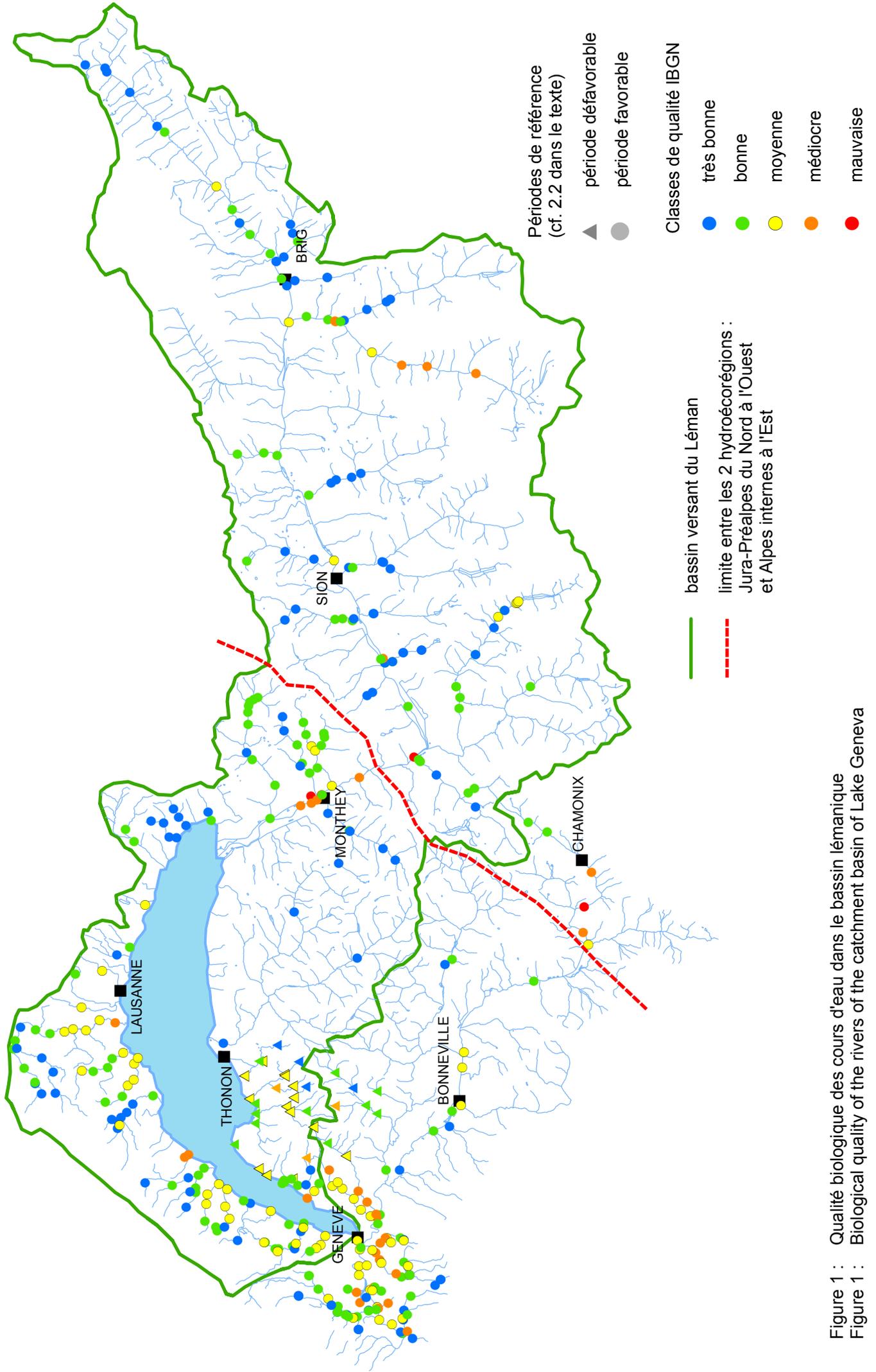


Figure 1 : Qualité biologique des cours d'eau dans le bassin lémanique
Figure 1 : Biological quality of the rivers of the catchment basin of Lake Geneva

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 Qualité biologique des cours d'eau du bassin versant du Léman

Le réseau de surveillance et les études spécifiques menées sur la qualité biologique globale des affluents du Léman et du bassin du Rhône aval permettent de comptabiliser actuellement 376 stations d'étude. 109 d'entre elles sont situées en Valais, 102 dans le canton de Vaud, 72 en Haute-Savoie, 70 dans le canton de Genève et 23 dans le Pays de Gex (département de l'Ain).

La figure 2 montre que 68 % des stations présentent une qualité biologique bonne à très bonne. Les stations ayant la meilleure qualité biologique sont situées de manière générale sur les tronçons amont des cours d'eau, en tête de bassin versant (figure 1). 32 % des stations sont cependant de qualité insatisfaisante et sont le plus souvent situées sur les secteurs aval des cours d'eau, signe des effets néfastes des activités humaines sur les biocénoses aquatiques : réductions de débit, interventions sur le milieu physique, détérioration de la qualité chimique de l'eau.

La répartition des résultats pour chaque entité est donnée à la figure 3.

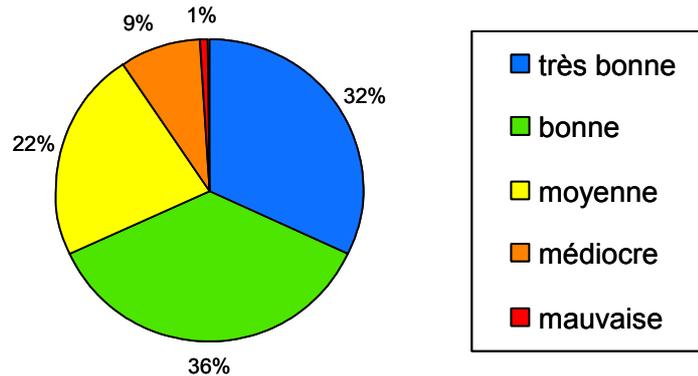


Figure 2 : Répartition des stations étudiées dans le bassin lémanique selon les différentes classes de qualité biologique.

Figure 2 : Distribution of the stations studied in the Lake Geneva catchment basin according to the various classes of biological quality.

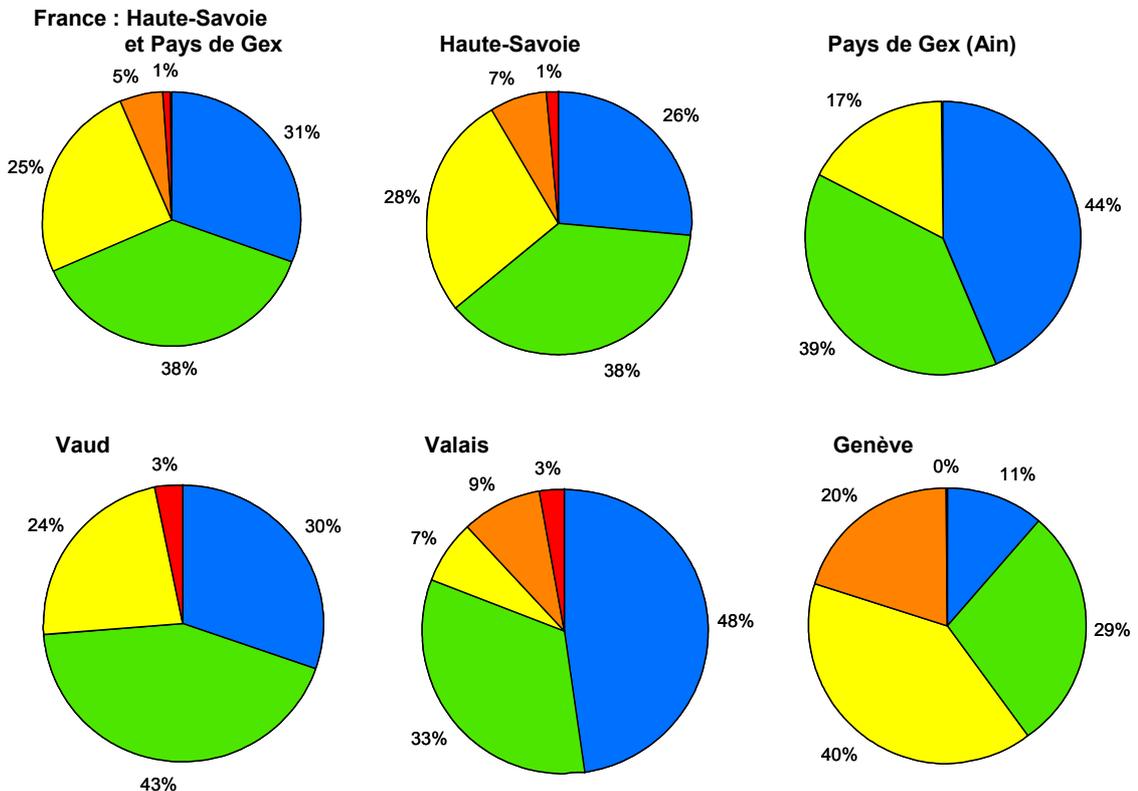


Figure 3 : Répartition des résultats dans les différentes classes de qualité.

Figure 3 : Distribution of the results between the different quality classes.

Ces résultats appellent les commentaires suivants :

France

64 % des stations françaises présentent une qualité biologique bonne à très bonne (figure 3). Près de 30 % des stations situées en Haute-Savoie ont une qualité moyenne et moins de 10 % présentent une qualité médiocre à mauvaise. D'une manière générale, les hauts bassins versants de haute altitude sont les moins perturbés, car ces secteurs présentent des potentialités de récupération plus importantes de par leur richesse faunistique liée à la diversité des habitats, lorsque celle-ci n'est pas affectée par des perturbations physiques tels que des aménagements.

Dans certains secteurs, la qualité physico-chimique est dégradée par des rejets d'eaux usées non ou partiellement épurées, pourtant la qualité hydrobiologique reste bonne grâce au milieu physique en très bon état. La comparaison avec des données antérieures souligne des améliorations perceptibles sur certains secteurs de cours d'eau du bassin versant comme l'Arve, grâce au contrat de rivière, ainsi que sur les Dranses.

La qualité biologique médiocre à mauvaise à l'aval de Chamonix est due à une dilution insuffisante du rejet de la STEP dans un tronçon influencé par un aménagement hydroélectrique et soumis à un débit réservé. Sur l'Arve amont, la dégradation de la qualité biologique est due au rejet de la station d'épuration qui s'effectue dans un tronçon court-circuité d'un aménagement hydroélectrique soumis à un débit réservé; il y a donc une dilution insuffisante du rejet.

Dans le Pays de Gex, les secteurs de qualité moyenne représentant 17 % des stations, se situent à l'aval des agglomérations et des rejets des stations d'épuration. La dégradation des cours d'eau concerne davantage la physico-chimie que l'hydrobiologie. Elle est accentuée par une mise en charge des réseaux de collecte des eaux usées lors des événements pluvieux et par les faibles débits d'étiage estivaux. Les chroniques actuelles des données soulignent l'insuffisance de la couverture des secteurs concernés. Les différents réseaux de mesure en cours d'élaboration pour l'application de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE), devraient contribuer à une meilleure connaissance des milieux aquatiques et donc à une amélioration des outils de gestion des cours d'eau de ce bassin versant.

Genève

Dans le canton de Genève, 40 % des stations présentent une qualité bonne à très bonne et 60 % une qualité moyenne à médiocre (figure 3), avec d'une manière générale, une dégradation de la qualité biologique d'amont en aval (figure 1). Cette situation illustre l'augmentation de la pression humaine, qui se manifeste essentiellement dans 3 domaines :

- la gestion et le traitement des eaux usées d'origine industrielle et domestique, encore trop souvent rejetées dans les cours d'eau non ou partiellement épurées (stations d'épuration vétustes ou sous-dimensionnées, déversoirs d'orage mal réglés, mauvais branchements, etc). Cet impact est particulièrement fort sur les petits cours d'eau subissant un étiage prolongé, comme l'Aire ou la Drize;
- l'urbanisation et l'imperméabilisation des sols, qui modifient le régime hydrologique des cours d'eau, les phénomènes météorologiques qui augmentent la fréquence et l'amplitude des épisodes de crue et une dégradation de l'écomorphologie par des aménagements du cours (endiguements, canalisations, mise sous terre, etc). Le Nant d'Avril qui coule à proximité de la ville de Meyrin et de la zone industrielle Meyrin-Satigny, est caractéristique de cette situation;
- les pratiques agricoles dont les conséquences pour les biocénoses aquatiques peuvent être importantes, en particulier à l'aval de vignobles et de zones agricoles de cultures intensives sous serre. Ainsi, des concentrations en herbicides 200 fois supérieures à l'exigence de l'OEaux (1998) ont été mesurées dans le ruisseau du Châtelet, qui draine une zone viticole.

Les outils mis en place pour améliorer la situation au niveau cantonal sont d'une part, une planification intégrée de la gestion des eaux : Schémas de Protection, d'Aménagement et de Gestion des eaux (SPAGE) et Plans généraux/régionaux d'évacuation des eaux (PGEE / PREE); d'autre part la poursuite du programme cantonal de renaturation des cours d'eau et des rives du département de l'intérieur, de l'agriculture et de l'environnement (DIAE) ainsi que la mise en place de mesures de sensibilisation et d'encouragement à une agriculture respectueuse de l'environnement.

Valais

Plus de 80 % des stations valaisannes présentent une qualité satisfaisante, avec une majorité de stations de très bonne qualité (figure 3). En effet, avec une altitude moyenne de 2'130 m, les 2/3 de la surface du bassin rhodanien en amont du Léman se situent au-dessus de la limite supérieure de la forêt, permettant le développement d'une faune benthique de bonne qualité. Les données hydrobiologiques et la représentation cartographique montrent en général une diminution de la qualité biologique des cours d'eau d'amont en aval, à l'exception de la Matter Vispa et de la Vispa.

Le régime hydrologique naturel des principaux cours d'eau est de type glacio-nival. Les débits d'étiage s'observent en hiver (entre octobre et mars) et les hautes eaux en été (juin à août). Les débits estivaux représentent 80% des écoulements annuels et s'accompagnent d'un fort charriage de sédiments fins en suspension dû à la fonte glaciaire qui a une influence négative sur la capacité biogénique et la diversité de la faune benthique de ces milieux.

Plus de 250 prises d'eau et 60 aménagements hydroélectriques influencent négativement la qualité hydrobiologique des rivières du canton du Valais. Les captages et concessions accordés avant la loi fédérale sur la protection des eaux de 1992 n'ont, dans la majorité des cas, pas octroyé de débits de dotation en aval des prélèvements. Les réductions de débit, pouvant mettre à sec des tronçons de rivières en période d'étiage ou diminuant les hautes eaux, ont une influence notable sur la qualité des eaux (baisse de la capacité de

dilution et du pouvoir d'autoépuration) et s'accompagnent d'une diminution du charriage et d'une augmentation du colmatage des fonds sur la quasi-totalité du réseau hydrographique.

Malgré d'importants efforts en matière d'assainissement au cours des 15 dernières années, avec un taux de raccordement et un traitement des eaux usées atteignant actuellement 95 %, on constate encore une dégradation de la qualité physico-chimique influençant la qualité biologique des cours d'eau. Les captages privent les cours d'eau d'une capacité de dilution suffisante qui permettrait le maintien d'une bonne qualité des eaux en aval des rejets de STEP (Matter Vispa : rejets de la station touristique de Zermatt ; Dala : rejets de la station touristique et thermale de Leukerbad ; Saaser-Vispa : rejets de la STEP de Saas Balen).

Les Plans Généraux d'Evacuation des Eaux (PGEE) actuellement en cours devraient permettre d'améliorer encore la qualité des eaux. Les investigations et études menées sur l'ensemble des bassins versants du canton du Valais dans le cadre de l'assainissement des cours d'eaux en aval des captages devraient apporter des mesures d'amélioration substantielles des débits résiduels et des purges et vidanges au niveau des nombreux captages.

Vaud

Les cours d'eau vaudois du bassin lémanique présentent une qualité biologique satisfaisante dans 3/4 des stations étudiées (figure 3).

La plupart des cours d'eau prenant leur source dans les Préalpes (de la Veveyse à l'Avançon) présentent en effet une faune benthique peu altérée et indicatrice d'une qualité biologique bonne à très bonne. Ponctuellement cependant, la qualité physico-chimique est dégradée et influence négativement la qualité biologique (aval de la Grande Eau, de l'Avançon). Il arrive aussi que la faune soit perturbée par une forte instabilité naturelle du lit de la rivière (aval de l'Avançon d'Anzeindaz).

Pour les cours d'eau prenant leur source au pied du Jura ou au bord du Plateau, la situation est plus contrastée. Certains ont une très bonne qualité biologique avec une faune très diversifiée, abritant de nombreux groupes d'insectes sensibles et indicateurs de très bonne qualité. C'est le cas du Veyron, du haut de la Venoge, de l'Aubonne, du Toleure, de la Promenthouse et de ses affluents. Environ un quart des stations de cette région révèle cependant des problèmes au niveau de la qualité biologique, se manifestant par un appauvrissement de la diversité faunistique et la disparition des groupes les plus sensibles. Ces stations sont situées sur certains petits cours d'eau de la Côte où la pression agricole, et notamment viticole, est relativement forte (Boiron de Nyon, Dullive, bas de l'Asse, Boiron de Morges) et sur le bas de la Venoge, qui subit l'augmentation des pressions d'origine humaine le long de son cours.

3.2 Qualité biologique en fonction de l'altitude

Les 376 stations étudiées se répartissent entre 335 et 1'815 m d'altitude. Celles situées à plus de 785 m sont toutes localisées dans les Alpes. Toutes les stations du Jura sont situées à moins de 785 m d'altitude. 50 % des stations étudiées sont situées en dessous de 480 m d'altitude, ce qui traduit un effort d'échantillonnage nettement plus fort à basse altitude, particulièrement en dessous de 500 m.

Les stations ont été réparties en 10 catégories altitudinales, regroupant chacune 10 % des stations (figure 4). Il apparaît clairement que le pourcentage de stations de très bonne qualité et de bonne qualité augmente avec l'altitude. Les 2 classes de qualité "très bonne" et "bonne" cumulent 44 % pour les catégories d'altitude les plus basses pour dépasser 80 % dès 686 m d'altitude. Les classes "moyenne" à "mauvaise", qui représentent 55 % des stations à basse altitude, passent à moins de 20 % à haute altitude. Les stations de mauvaise qualité biologique restent marginales (1 % du nombre total de stations) mais existent à toute altitude.

L'analyse par tranches altitudinales met en évidence la bonne qualité des stations situées à haute altitude, qui correspond également aux têtes de bassin versant. Ces stations constituent des réservoirs de faune d'une grande importance pour permettre la recolonisation des tronçons aval des cours d'eau (MILNER, 1996). Ces cours d'eau de haute altitude ont souvent pu préserver un état naturel où surviennent peu d'interventions humaines et où l'utilisation du sol est modérée. Cette situation est favorable au maintien d'une faune riche et diversifiée. Des stations insatisfaisantes du point de vue biologique sont cependant présentes à toutes les altitudes, signe que les cours d'eau peuvent subir ponctuellement des impacts négatifs tout le long de leur cours.

La qualité biologique des stations situées à basse altitude est plus souvent insatisfaisante. Ces stations situées sur les cours moyens et inférieurs des rivières révèlent donc aujourd'hui une qualité biologique éloignée de ce qu'elles pourraient potentiellement abriter. Il est de plus à noter que l'utilisation de données prises en période favorable ne révèle pas l'état de ces portions de cours d'eau en période défavorable, à l'étiage par exemple, lorsque les débits sont moindres et les polluants de ce fait plus concentrés. La qualité biologique peut alors encore se dégrader. Les approches française et genevoise se concentrent sur la mise en évidence des situations les plus pénalisantes dans le but de pouvoir mettre en œuvre les moyens nécessaires.

Cette tendance à la dégradation de la qualité biologique lorsqu'on descend en altitude traduit l'impact croissant de la pression anthropique le long des cours d'eau.

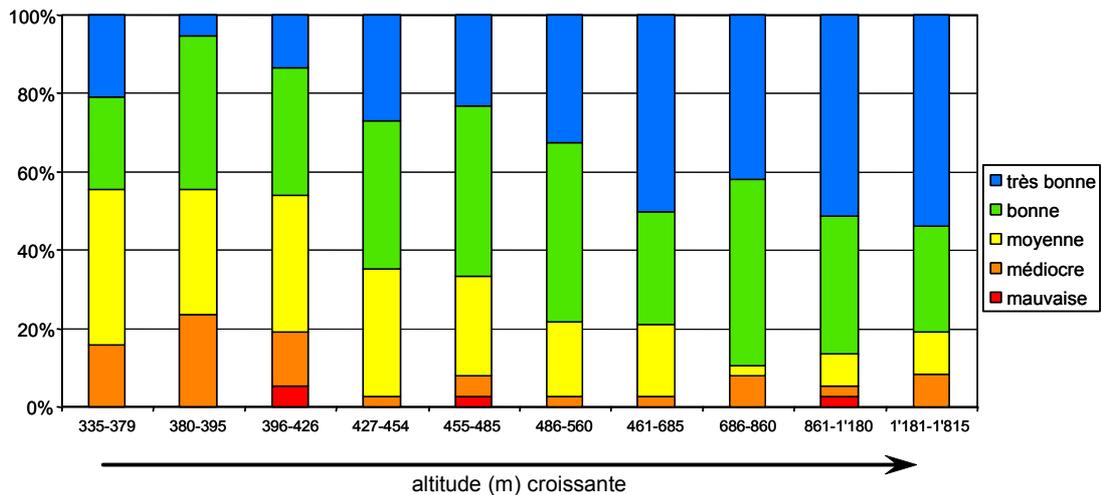


Figure 4 : Contribution des classes de qualité biologique selon l'altitude.

Figure 4 : Contribution of the various classes of biological quality according to altitude.

3.3 Exemples de perturbation de la qualité biologique des cours d'eau et mesures pour y remédier

France

Le Foron du Chablais genevois coule dans un petit bassin versant de 40 km², situé à l'extrémité Est du Genevois Haut Savoyard, frontalier du canton de Genève. Il est totalement urbanisé sur sa moitié aval où le Foron constitue la frontière naturelle entre la France et la Suisse. La partie amont rurale devient peu à peu la proche banlieue de Genève, et subit une pression urbaine et démographique de plus en plus forte. Les principaux enjeux quantitatifs (très fortes crues pour un petit cours d'eau) et qualitatifs pour le Foron ont abouti à la signature d'un contrat de rivière transfrontalier en 2004. D'un point de vue qualitatif, les pressions de pollution d'origine domestique, artisanale, industrielle et agricole ont un impact sur la qualité physico-chimique et hydrobiologique sur la majorité du linéaire du Foron.

L'impact attendu des actions prévues sur les rejets de toutes origines, y compris artisanale et industrielle, devrait se rapprocher du bon état écologique dicté par la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE). Celle-ci fixe le bon état écologique, soit la classe verte pour les cours d'eau à l'horizon 2015.

Si en physico-chimie, la classe verte semble accessible, **il n'en est pas de même pour l'hydrobiologie** de la **partie aval** du Foron. Ce secteur, actuellement de qualité moyenne à médiocre, sera probablement difficile à restaurer en classe verte dans le délai du contrat. En effet, l'altération écomorphologique du milieu physique semble assez irréversible sur la partie aval du fait de l'urbanisation, qui a artificialisé au cours des décennies le lit et les berges (chenalisation, palplanches, recalibrages, etc). Le contrat de rivière a permis une concertation des acteurs de l'eau, et l'émergence d'une volonté de restauration et de renaturation de ce cours d'eau dégradé, concrétisée par des actions qui ont pour but d'améliorer cette faible qualité physique du milieu, à l'échelle du bassin, et y compris dans la traversée urbaine. C'est la première fois qu'une telle action est portée sur la qualité physique du cours d'eau, en complément des actions classiques sur l'assainissement, la qualité et la protection contre les inondations.

Néanmoins, le bilan du contrat d'ici 6 ans, constituera une étape intermédiaire avant l'horizon 2015 de la DCE. Par ailleurs, l'élaboration du programme de mesures DCE prévu de fin septembre à décembre 2005, permettra de dégager des pistes socio-économiquement réalistes sur les efforts nécessaires supplémentaires à mener d'ici 2015.

Genève

Seul cours d'eau de quelque importance entièrement genevois, la Seymaz prend sa source au nord-est du canton, dans les bois de Jussy. Ce cours d'eau coule d'abord dans une plaine essentiellement agricole et viticole avant de traverser l'agglomération de Chêne-Bourg. Entre cette localité et son embouchure dans l'Arve, la Seymaz s'écoule dans un vallon bordé de champs et de bois. Ce cours d'eau présente actuellement une qualité biologique médiocre sur l'ensemble de son linéaire. La recherche des causes potentielles de cette situation montre qu'elles sont multiples :

- les pratiques agricoles affectent la qualité de l'eau par les rejets de substances toxiques (pesticides) ou fertilisantes (engrais);
- la rectification du cours amont dans un lit en béton dégrade fortement la qualité écomorphologique et limite la capacité autoépuration du milieu aquatique;
- la traversée de la zone urbanisée est l'objet de nombreux déversements d'un réseau de collecte des eaux domestiques et pluviales peu performant;
- les perturbations du régime hydrologique causées par le réseau de drainages agricoles en amont et par l'imperméabilisation des sols en zones urbanisées ne permettent pas au secteur aval, pourtant naturel, de retrouver une bonne qualité biologique.

Deux grands axes de mesures devraient permettre d'améliorer la situation ; d'une part, un programme de renaturation permettra de redonner au cours d'eau un lit plus naturel, de créer des zones tampon avec les terrains agricoles et d'améliorer la gestion des débits ; d'autre part, l'amélioration de la collecte des eaux en milieu urbain et la suppression des rejets d'eau polluée dans le milieu naturel devraient permettre d'améliorer la qualité du milieu récepteur. Les expériences déjà réalisées dans ces domaines sur d'autres cours d'eau genevois montrent toutefois que les effets de telles mesures ne s'observent que plusieurs années après leur mise en place.

Valais

Le Rhône : Le Rhône de Conche, depuis le pied du glacier (2100 m) jusqu'à Fiesch sis à une altitude de 1'000 m, entre en classe "très bonne qualité". Seul un tronçon en aval du captage de Gluringen, sans débit de dotation, est déclassé en bonne qualité. En aval de Fiesch, la qualité chute avec l'apport d'effluents de STEP et la forte réduction des débits. A la confluence avec la Binna, à Grengiols, la qualité hydrobiologique du Rhône remonte et reste stable sur plusieurs dizaines de kilomètres, jusqu'à Susten (PRONAT et GEOPLAN, 2000 et 2002). Les résultats de mars 1997, non pris en compte ici, indiquaient que le tronçon Brig-Susten présentait des valeurs IBGN comprises entre 13 et 14 et une diversité taxonomique entre 13 et 17 (ETEC et *al.*, 1998). Notons que pour ce bilan, aucune donnée n'est à disposition dans le tronçon naturel du Rhône (zone alluviale de Finges), ni plus en aval jusqu'à Sion. Le tronçon entre la Printse et la Fare conserve encore une bonne qualité.

Plus en aval cette qualité diminue avec les restitutions des grandes centrales hydroélectriques qui provoquent un marnage important jusqu'au barrage de Lavey (LIMNEX et *al.*, 2004), mais également avec la mise hors service partielle de la STEP de Nendaz touchée par deux inondations fin 2000. Dans la zone de retenue du barrage de Lavey-St Maurice, la qualité devient mauvaise. Si elle s'améliore plus en aval, elle chute en aval du site industriel de Monthey.

Les organismes benthiques semblent largement influencés par les conditions hydrauliques et physico-chimiques du Rhône. Dans le tronçon en amont de Susten, la chenalisation induit une structure monotone qui ne permet pas au Rhône d'avoir une diversité taxonomique supérieure à 17.

Les nombreuses mesures proposées dans le projet Rhône III devraient permettre d'améliorer la structure du Rhône et sa diversité biologique.

Saaser Vispa, Matter Vispa et Vispa : Malgré les déficits en eau à l'étiage, la Saaser Vispa affiche une bonne qualité hydrobiologique. Par contre, la qualité de la faune benthique recensée sur la Matter Vispa est mauvaise à médiocre depuis l'amont du cours d'eau jusqu'à la confluence avec la Saaser Vispa (PRONAT et GEOPLAN, 2001). Cet état résulte de l'impact négatif des nombreux captages présents sur le linéaire de la rivière, privant celle-ci de son débit naturel ou l'asséchant parfois. La station touristique de Zermatt, véritable ville à la montagne pouvant accueillir plus de 30'000 habitants, contribue aussi à cette dégradation. Même si la station et les villages situés en aval possèdent des STEP fonctionnant relativement bien, la capacité de dilution du milieu récepteur est insuffisante pour maintenir une qualité des eaux satisfaisante. La réduction drastique des débits couplée aux purges provoque également un colmatage des fonds qui demeurent très pauvres. Seul le tronçon aval bénéficie d'une légère amélioration

La Vispa, nom que prend la rivière en aval de la confluence de la Saaser Vispa et de la Matter Vispa, montre une meilleure qualité grâce aux apports d'eaux de turbinage. Cette qualité reste toutefois précaire puisque les résultats s'avèrent très fluctuants d'une saison à l'autre.

L'extension de la STEP de Zermatt avec nitrification des eaux devrait permettre une amélioration de la qualité des eaux de la Vispa. Les mesures prévues d'ici 2012 dans le cadre de l'assainissement des cours d'eau en aval des captages devraient apporter des améliorations sur la gestion des purges et vidanges des captages et également une situation plus favorable à l'étiage. Un retour de concession hydroélectrique sur la Saaser Vispa contribuera également à l'amélioration de la qualité des eaux et au régime hydrologique en période de basses eaux, de cette rivière, en aval de Saas Balen.

Vaud

Plusieurs cours d'eau de l'ouest vaudois, situés au pied du Jura, présentent une forte dégradation de leur qualité biologique vers l'aval (Doye, Boiron de Nyon, Asse, Dullive, Eau Noire, Boiron de Morges, Morges). Certains de ces cours d'eau (Morges, Boiron de Morges) subissent des apports polluants importants, avec notamment des teneurs élevées en produits phytosanitaires (VIOGET et STRAWCZYNSKI, 2001). Une atteinte forte et régulière du milieu par des pesticides peut être mise en relation avec une baisse de la diversité et de la qualité biologique (LANG et *al.*, 2001).

Le Boiron de Morges, qui présente d'autre part peu de modifications de son milieu physique et un assainissement du bassin versant bien maîtrisé, a été retenu comme rivière test afin de tenter de réduire les apports en pesticides dans la rivière.

La qualité biologique du Boiron de Morges est relativement bonne dans la partie amont. La diversité des organismes benthiques y est satisfaisante (20 familles différentes) et certains organismes sensibles y sont présents (*Perlodidae*, *Taeniopterygidae*, *Nemouridae*, *Heptageniidae*). Plus en aval, la qualité biologique se dégrade pour devenir nettement insatisfaisante avant son embouchure dans le lac. La diversité chute et les organismes sensibles comme les plécoptères y sont absents.

Un projet pilote résultant d'une étroite collaboration entre les milieux agricoles, les communes, l'Etat et la Confédération est en cours de réalisation afin de réduire les apports diffus de ces produits vers la rivière.

4. CONCLUSIONS

L'évaluation de la qualité biologique des cours d'eau de l'ensemble du bassin versant du Léman a été rendue possible par le fait que toutes les autorités de surveillance utilisent la même méthode, l'indice biologique global normalisé IBGN. L'application de la méthode dans les différentes entités montre toutefois des disparités au niveau des objectifs et de la planification des études qui n'ont pas permis une exploitation optimale des résultats. Une meilleure coordination entre les différentes autorités de surveillance, par exemple en terme d'objectifs, permettrait de fournir des données plus précises sur la qualité biologique des cours d'eau du bassin versant du Léman.

L'analyse des résultats montre que, lorsque les conditions hydrologiques sont favorables, deux tiers des stations étudiées sont de qualité biologique bonne, voire très bonne alors qu'un tiers est de qualité insatisfaisante.

La répartition des résultats en fonction de l'altitude montre que la proportion de stations de bonne qualité augmente avec l'altitude, mais que des conditions insatisfaisantes peuvent aussi être localement observées en montagne.

Cette situation se retrouve également dans l'analyse par entité administrative, puisque le Valais, dont l'altitude moyenne est la plus élevée, possède la plus grande proportion de sites de bonne qualité alors que Genève, canton de plaine, a la plus faible.

La qualité biologique de la plupart des cours d'eau se dégrade d'amont en aval. Cette situation traduit l'augmentation de la pression des activités humaines, dans les zones de basse altitude.

L'altération de la qualité biologique des cours d'eau peut être attribuée à trois types de causes :

– **hydrologiques** :

A) prélèvements d'eau par pompages ou captages excessifs pouvant assécher des tronçons de rivières ou diminuer significativement les débits (baisse de la capacité de dilution des pollutions, diminution du charriage et augmentation du colmatage des fonds).

B) modification du régime hydrologique naturel, soit par imperméabilisation du bassin versant (augmentation de la fréquence et de l'intensité des crues) soit par la modulation artificielle des débits (exploitation hydroélectrique);

– **écomorphologiques** :

corrections et chenalisation du cours, aménagements du lit et des berges (construction de seuils, enrochements, etc) entraînant la disparition des habitats naturels nécessaires au maintien d'une biocénose diversifiée;

– **détérioration de la qualité chimique de l'eau** :

rejets d'eaux polluées d'origine domestique, industrielle ou agricole. Ces rejets peuvent être des fertilisants (par ex. phosphate) ou toxiques (métaux lourds, pesticides, etc).

Plusieurs perturbations peuvent avoir lieu simultanément et cumulent ainsi les impacts sur la qualité biologique des milieux aquatiques. Ces trois aspects (quantité, milieu physique, qualité) doivent être pris en compte simultanément dans un diagnostic fonctionnel avant d'envisager une action d'amélioration de la qualité biologique d'un cours d'eau (CIPEL, 2004; OFEFP et al., 2003).

Un des objectifs du Plan d'Action 2001-2010 de la CIPEL est de rétablir une bonne qualité biologique des cours d'eau de l'amont jusqu'à l'embouchure afin de garantir l'intégrité de l'écosystème rivière tout au long de son cours. Les exemples présentés ci-dessus montrent que les diverses entités administratives concernées mettent sur pied une série de mesures, allant de la planification intégrée à des actions concrètes sur le terrain visant à améliorer la qualité des cours d'eau. L'application rapide de ces mesures, voire leur développement, doivent être encouragés pour garantir non seulement le maintien des eaux de bonne qualité, mais également la restauration des sites dégradés.

BIBLIOGRAPHIE

AFNOR (1992) : Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN). NF-T90-350, Paris, 9 p.

AFNOR (2000) : Indice biologique global normalisé I.B.G.N. NF-T90-350. Guide technique, Agences de l'Eau, 2^e édition. 37 p.

ANNUAIRE HYDROLOGIQUE DE LA SUISSE (2003) : Office fédéral des eaux et de la géologie, Berne, 440p.

BERNARD, R., PERRAUDIN KALBERMATTER, R. et BERNARD, M. (1994) : Observation de la qualité des eaux de surface du Canton du Valais. Le Rhône et neuf de ses affluents. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993, 197-240.

- BERNARD, R. (2001) : Traitement statistique des données hydrobiologiques acquises en Valais entre 1990 et 1997. Bulletin de la Murithienne, 119, 7-19.
- CIPEL (1984) : Le Léman - synthèse 1957-1982. Ed. par CIPEL, Lausanne, 647p.
- CIPEL (2004) : La renaturation. Pour la vie des rives et des rivières du bassin lémanique. Plaquette Ed. CIPEL, Lausanne 15p.
- DIRECTIVE 2000/60/CE DU PARLEMENT EUROPÉEN ET DU CONSEIL du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Journal officiel des Communautés européennes, numéro L 327/1 du 22 décembre 2000.
- ETEC et *al.*, (1998) : 3ème correction du Rhône. Milieux naturels. Service des routes et des cours d'eau. Canton du Valais, 69p. + annexes.
- HALLER, T., HAUSER, F. et WEINGARTNER, R. (2004) : Atlas hydrologique de la Suisse. Office fédéral des eaux et de la géologie, Berne.
- LANG, C. et REYMOND, O. (1995) : An improved index of environmental quality for Swiss rivers based on benthic invertebrates. Aquatic Sciences, 57(2), 172-180.
- LANG, C. (2000) : Diversité du zoobenthos dans 47 rivières du canton de Vaud: tendance 1989-1997. Revue suisse de zoologie, 107(1), 107-122.
- LANG, C. (2001) : Surveillance biologique des lacs et des rivières du canton de Vaud. Evolution 1980-2000. Rapport du DSE, Etat de Vaud, 18 p.
- LANG, C., STRAWCZYNSKI, A. et VIOGET, P. (2001) : Pesticides et diversité du zoobenthos dans 23 rivières du canton : campagnes 1998 et 1999. Bull. Soc. Vaud. Sc. Nat., 87 (2), 93-107.
- LIMNEX, ETEC et EPFL (2004) : Schlussbericht Rhone-Ist-Zustand, Subprojekt I-6: Revitalisierung und Benthos der Rhone. Rhone-Thur Projekt, 103p. + Anhang.
- MILNER, A. M. (1996) : System recovery, 205-226. In : River restoration, Petts G. et Calow P. (Ed.), 231 p.
- OEaux (1998) : Ordonnance du 28 octobre 1998 sur la protection des Eaux (Suisse, état au 18 novembre 2003).
- OFEFP, OFEG, OFAG et ARE (2003): Idées directrices. Cours d'eau suisses pour une politique de gestion durable de nos eaux, Berne, 12 p.
- PRONAT et GEOPLAN (2000) : Hydrologische und hydrobiologische Studie, Rhone Goms 1998-1999. Service de la protection de l'environnement, Canton du Valais, 34p. + annexes.
- PRONAT et GEOPLAN, (2001) : Hydrologische und hydrobiologische Studie, Matter-Vispa und Vispa 2000. Service de la protection de l'environnement, Canton du Valais, 37p. + annexes
- PRONAT et GEOPLAN (2002) : Hydrologische und hydrobiologische Studie, Rhone Fiesch-Brig 2001. Service de la protection de l'environnement, Canton du Valais, 35p. + annexes.
- VIOGET, P. et STRAWCZYNSKI, A., (2001) : Pesticides dans les cours d'eau vaudois en 2000 et 2001. Etat de Vaud, Rapport du Laboratoire du SESA, Epalinges, 8 p.
- WASSON, J-G., CHANDESRIS, A., PELLA, H. et SOUCHON, Y. (2001) : Définition des hydroécotones françaises. Méthodologie de détermination des conditions de référence au sens de la Directive cadre pour la gestion des eaux. Rapport de phase 1. CEMAGREF - Lyon.
- WASSON, J-G., CHANDESRIS, A., PELLA, H. et BLANC, L. (2002) : Les hydroécotones de la France métropolitaine. Approche régionale de la typologie des eaux courantes et éléments pour la définition des peuplements de référence d'invertébrés. CEMAGREF - Lyon.

BILAN DES 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 2004

PAR

Philippe QUETIN

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

RÉSUMÉ

Les apports au Léman par les rivières sont calculés à partir des analyses sur des prélèvements d'eau en continu (proportionnels aux débits) pour les quatre affluents principaux (Rhône amont, Dranse, Aubonne et Venoge) et de prélèvements d'eau en continu (proportionnels au temps) sur sept affluents complémentaires. Les exportations du lac sont contrôlées sur le Rhône émissaire à Genève. Enfin, les analyses sur le Rhône aval (à Chancy) et sur l'Arve et l'Allondon permettent de dégager l'importance respective des différents apports du bassin versant du Rhône entre sa sortie du Léman et son entrée sur le territoire français.

2004 est une année à pluviométrie moyenne. Les débits des différentes rivières sont légèrement inférieurs à leur moyenne sur 10 ans. La somme des débits moyens de l'ensemble des affluents contrôlés est de 195 m³/s. Le débit moyen à la sortie du lac (émissaire à Genève) est de 218 m³/s.

Les apports en phosphore total au lac par les onze rivières suivies ont été de 1'294 tonnes. Le Rhône amont représente 91 % de ces apports. Il sort du lac 109 tonnes. Pour le phosphore dissous les apports sont de 56 tonnes. A l'inverse du phosphore total, fortement lié aux matières solides et qui sédimente dans le lac, la plus grosse part (36 tonnes) est exportée par l'émissaire.

Pour le phosphore total, les flux apportés par le Rhône amont sont en constante augmentation depuis le début des mesures. Par contre, la Dranse, la Venoge et l'Aubonne montrent une évolution à la baisse. Il en est de même pour le Rhône aval à Chancy. L'Arve et l'Allondon ne montrent pas d'évolution nette.

Pour le phosphore dissous, l'ensemble des onze rivières suivies se déversant dans le lac, ainsi que le Rhône aval à Chancy, montrent une nette décroissance des apports depuis une vingtaine d'années. Il n'en est pas de même pour l'Arve et l'Allondon qui ne montrent pas d'évolution à la baisse. Dans ces derniers bassins versants la plupart des stations d'épuration ne pratiquent en effet pas la déphosphatation.

Pour l'azote minéral total, l'ensemble des rivières auscultées montre une stabilité des apports au cours des années.

Pour le chlorure et après une longue période d'augmentation des apports, mais aussi des exportations, on constate une relative stabilité depuis quelques années pour la plupart des rivières. L'augmentation reste toutefois encore sensible pour le Rhône amont (+ 5 % par an).

En ce qui concerne la qualité des eaux (évaluation basée sur les concentrations en éléments les plus pénalisants pour les rivières elles mêmes : N-NH₄, COD et P-PO₄), on constate très nettement l'effet de la mise en place de la déphosphatation dans les stations d'épuration et de l'interdiction en Suisse du phosphate dans les détergents textiles et la baisse des teneurs dans ces produits en France. Il y a en effet, une nette baisse des concentrations en phosphore dissous dans les eaux des diverses rivières, à l'exception toutefois de l'Arve et l'Allondon où l'évolution n'est pas nette.

Pour l'azote ammoniacal (N-NH₄), l'évolution est beaucoup moins significative. Pour quelques rivières on constate une légère diminution des valeurs moyennes, par contre pour presque toutes les rivières les valeurs maximales sont à la baisse.

Pour les concentrations moyennes annuelles en carbone organique dissous (COD), quelle que soit la rivière, elles sont stables. On notera toutefois une très légère diminution des valeurs maximales.

ABSTRACT

The inputs into Lake Geneva from rivers are calculated on the basis of continuous water sample analyses (proportional to flow rates) for the four main tributaries (upstream segment of the Rhône, the Dranse, the Aubonne and the Venoge) and continuous water samples (proportional to time) taken from another seven tributaries. The discharges from the Lake are checked in the Rhône as emerges from the Lake in Geneva. Finally, analyses of the downstream Rhône (at Chancy) and of the Arve and Allondon reveal the high level of inputs from the catchment basin of the Rhône between where it emerges from Lake Geneva and where it enters French territory.

2004 was a year with average rainfall. The flow rates in the various rivers were slightly below the ten year average value. The sum of the mean flow rates for all the tributaries checked was 195 m³/s. The mean flow rate where the Rhône leaves the Lake (outflow at Geneva) was 218 m³/s.

The total phosphorus input into the Lake from the eleven rivers monitored amounted to 1'294 tonnes. The Rhône further upstream accounts for 91% of this input. 109 metric tonnes is discharged from the Lake. With regard to the dissolved phosphorus, the inflows amount to 56 metric tonnes. In contrast to the total phosphorus, which is tightly bound to the solid matter and which sediments in the lake, most of the dissolved phosphorus (36 metric tonnes) is carried out in the effluents.

The amounts of total phosphorus carried in the segment of the Rhône further upstream have been increasingly steadily since measurements began. In contrast, in the Dranse, the Venoge and the Aubonne they have all tended to fall, as they have in the downstream segment of the Rhône at Chancy. The Arve and the Allondon do not show any definite trend.

In the case of the dissolved phosphorus, all eleven rivers that flow into the lake that have been monitored, plus the downstream segment of the Rhône at Chancy, show a definite fall in inputs over the past twenty years or so. The same is not true for the Arve or the Allondon, which do not display any downward trend.

Total inorganic nitrogen has remained constant over the years in all the rivers.

With regard to chloride, after a long period during which the inputs and also the outputs had been increasing, the situation has been relatively stable for several years for most of the rivers. A continuing increase has been registered for the upstream segment of the Rhône (+ 5% per year).

With regard to water quality (assessed on the basis of the most damaging substances for the rivers themselves: N-NH₄, DOC and P-PO₄), the impact of the introduction of dephosphatation into the water treatment plants, the banning of phosphates in washing powders in Switzerland, and the lowering of the levels of these compounds in France is very clear. There has been a very clear fall in the concentrations of dissolved phosphorus in the water of the various rivers, apart from the Arve and the Allondon, where the trend is not clear. In the draining basins of the Arve and the Allondon, most of the water treatment plants do not in fact carry out dephosphatation.

In the case of ammoniacal nitrogen (N-NH₄), the change has been much less significant. A slight reduction in the mean values has been reported for some rivers. In contrast, the maximum values have declined in virtually all the rivers.

The mean annual concentrations of dissolved organic carbon (DOC) have remained stable in all rivers, however, there has been a very slight reduction in the maximum values.

1. GÉNÉRALITÉS ET MÉTHODES

En 2004, les apports au Léman ont été mesurés sur les quatre affluents principaux, le Rhône amont à la Porte du Scex, la Dranse au pont de Vongy pour les prélèvements d'eau, l'Aubonne et la Venoge. Les prélèvements de la Dranse sont effectués en amont du rejet de la STEP de Thonon et de la zone industrielle de Vongy. 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).

Comme en 2003, les mesures de débits de la Dranse sont effectuées au pont de Couvaloup à Seytroux.

Plusieurs affluents complémentaires, tous situés sur la côte suisse, ont été suivis : la Versoix, la Promenthouse, la Dullive, la Morges, la Chamberonne, la Veveyse et l'Eau Froide.

Les analyses concernent aussi le Rhône émissaire, le Rhône à Chancy (programme NADUF), l'Arve ainsi que 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 (STRAWCZYNSKY, 2005).

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 de trois affluents complémentaires (Chamberonne, Promenthouse et Versoix). 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 ammoniacal et de carbone organique dissous. Dans cette partie nous nous intéresserons aux valeurs moyennes annuelles pondérées par le débit, ainsi qu'aux valeurs maximales et minimales relevées. Les mêmes affluents seront suivis, de même que la Versoix, affluent qui a généralement des concentrations assez élevées.

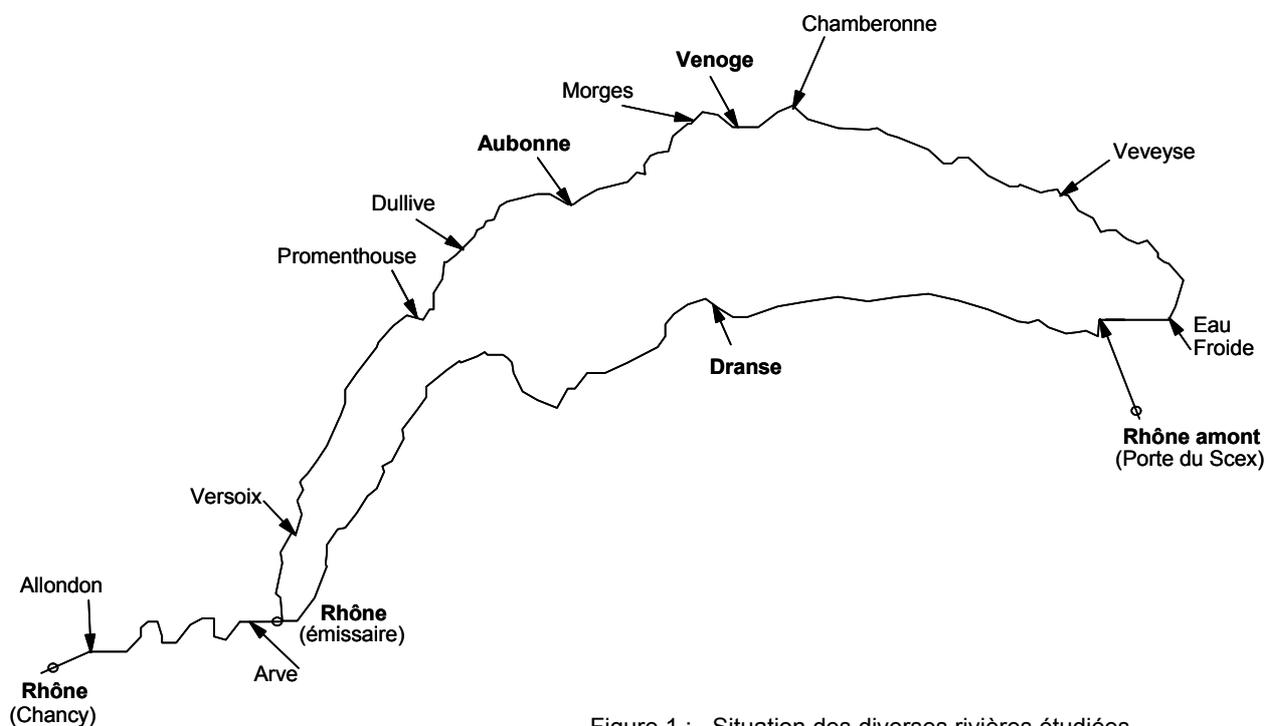


Figure 1 : Situation des diverses rivières étudiées.

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)
Bassin du Léman				
Rhône - Porte du Scex	x ¹			
Dranse	x ¹			
Aubonne	x ¹			
Venoge	x ¹			
Versoix	x ²			
Veveyse		x		
Promenthouse		x		
Chamberonne		x		
Morges		x		
Dullive		x		
Eau Froide			x	
Rhône émissaire	x ²			
Bassin du Rhône aval				
Arve				x
Allondon				x
Rhône à Chancy	x ²			

¹ = intégré sur une semaine

² = intégré sur deux semaines

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

- **Pour les rivières échantillonnées en continu (proportionnel au débit ou au temps)**

$$Fa = \sum_1^s Ch \cdot Qh \qquad Cmoy = \frac{Fa}{\sum_1^s Qh}$$

avec Fa = flux annuel
 Ch = concentration de l'échantillon intégré, hebdomadaire (ou bimensuel)
 Qh = volume d'eau de la période correspondante
 s = 52 (échantillonnage hebdomadaire)
 26 (échantillon bimensuel)
 Cmoy = concentration moyenne annuelle pondérée

- **Pour les rivières à échantillonnage mensuel**

$$Fmoy = \frac{\sum_1^n Ci \cdot Qi}{n} \qquad Cmoy = \frac{Fmoy}{Qmoy}$$

avec Fmoy = flux moyen (g/s)
 Ci = concentration dans l'échantillon prélevé (g/L)
 Qi = débit moyen de la période correspondante (m³/s)
 n = nombre d'échantillons
 Qmoy = débit moyen annuel

2. DÉBITS DES AFFLUENTS ET DE L'ÉMISSAIRE (figure 2)

L'année 2004 est une année à pluviométrie moyenne avec une lame d'eau précipitée au niveau des inter-stations du Léman de l'ordre de 990 mm (QUETIN, 2005). Tous les débits moyens annuels sont légèrement inférieurs à leur moyenne décennale. C'est la 11^e fois depuis 1963 que le débit cumulé des 4 principales rivières est inférieur à 200 m³/s.

Tableau 2 : Débits des affluents et de l'émissaire à Genève (m³/s).

Table 2 : Flow rates of the tributaries and of the effluent river (in Geneva) (m³/s).

Année	Rhône amont	Dranse	Aubonne	Venoge	Rivières complémentaires	Rhône émissaire
1985	182.7	19.7	4.6	3.4		258.0
1986	199.1	21.4	5.3	3.9		259.1
1987	198.2	23.3	6.9	4.7		276.6
1988	206.7	22.2	6.7	5.5		278.9
1989	169.6	12.1	2.9	2.3		207.2
1990	172.2	18.3	3.7	3.0		238.6
1991	173.7	14.9	5.9	3.2	12.3	201.5
1992	178.5	21.3	7.2	4.1	16.8	224.7
1993	191.2	17.3	5.6	6.6	16.5	243.2
1994	216.4	20.5	6.1	4.5	11.7	297.4
1995	210.5	27.2	6.6	5.3	13.6	303.4
1996	147.2	15.2	4.5	3.5	9.7	192.5
1997	184.9	18.7	5.8	3.9	8.0	234.0
1998	170.5	17.2	4.9	3.3	8.0	216.3
1999	218.0	24.9	6.0	5.1	16.9	302.2
2000	189.7	19.8	6.1	4.2	10.4	246.6
2001	200.8	26.2	6.7	5.6	11.5	308.5
2002	178.3	20.8	6.0	4.8	9.8	249.1
2003	196.8	14.9	3.8	2.4	9.2	231.4
2004	163.3	13.8	4.9	3.7	9.3	218.3
Moyenne	186.3	19.9	5.5	4.2	10.6	250.3

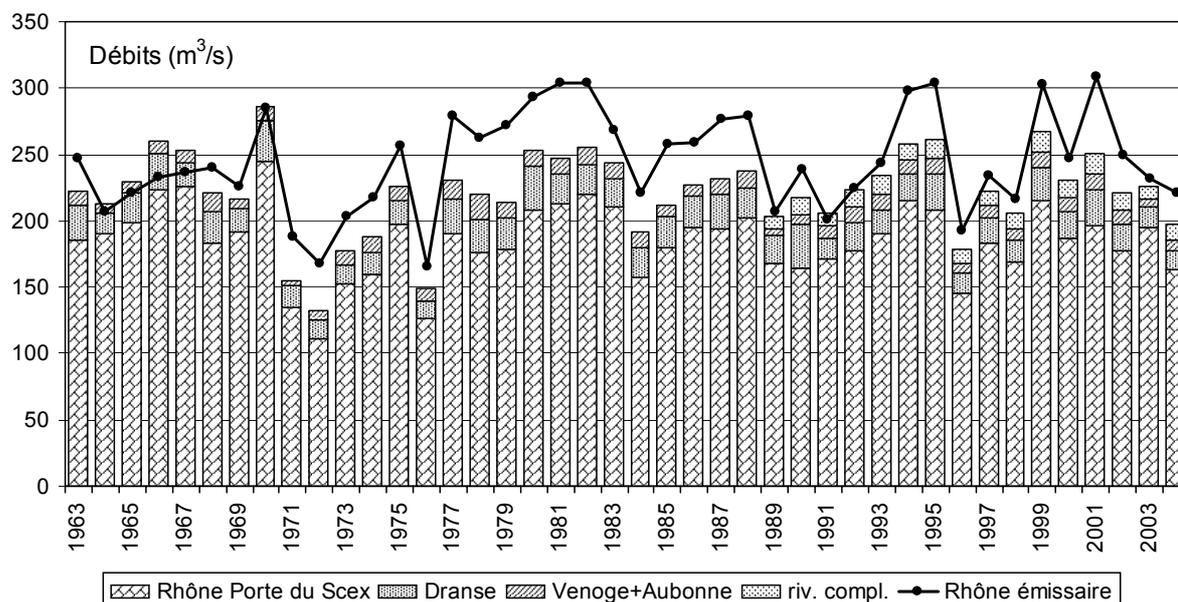


Figure 2 : Débits moyens annuels.

Figure 2 : Mean annual flow rates.

3. APPORTS ANNUELS DES AFFLUENTS

3.1 Phosphore (figures 3 à 8)

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 des formes dissoutes de phosphore ou se transformant en formes dissoutes.

La fraction dissoute est donc la plus importante au plan biologique : l'orthophosphate (PO_4) 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 dissout apporté par les affluents est à disposition des algues.

Les apports en phosphore total au lac par les rivières sont constitués par environ 95 % de phosphore particulaire et 5 % de phosphore dissous. Dans le lac se produit la sédimentation du phosphore particulaire ce qui explique que dans l'émissaire c'est le phosphore dissous qui domine.

► **Phosphore total**

Les apports en phosphore total par les quatre affluents principaux sont de 1'257 tonnes pour l'année 2004, dont 1'179 tonnes par le Rhône amont, soit 94 % des apports des quatre affluents (figure 3). 37 tonnes sont apportées par les rivières complémentaires, soit pour l'ensemble des rivières contrôlées 1294 tonnes. Cela fait 9 fois depuis 1985 que le cumul des 4 rivières principales dépasse les 1'200 tonnes P/an.

L'apport du Rhône amont montre une nette augmentation depuis le début des mesures, de 22 tonnes de P/an ($R^2 = 0.63$) (figure 5).

Le phosphore total dans le Rhône émissaire suit une augmentation annuelle jusqu'en 1980, puis une décroissance logarithmique ($R^2 = 0.85$). Depuis 1989 et alors que les entrées au lac sont en augmentation, sa valeur est relativement stable à un niveau très inférieur à celui des deux décades précédentes (figure 3).

La Dranse suit la même évolution que le Rhône émissaire jusqu'à la fin des années 80 (une augmentation annuelle jusqu'en 1980, puis décroissance, $R^2 = 0.77$) (figure 6). On retrouve actuellement les apports que l'on avait dans les années 1965-67 (25 tonnes).

La Venoge a eu son maximum en 1973 puis une décroissance exponentielle ($R^2 = 0.46$) avec cependant en 1993 une pointe d'apports de 91 tonnes de P (figure 7).

L'Aubonne a eu son maximum en 1965, depuis 1969 les apports sont relativement stables (figure 8).

► **Phosphore dissous (orthophosphate)**

En 2004, le total des apports en phosphore dissous (orthophosphate) par les affluents est de 56.9 tonnes avec 50.6 tonnes sur les 4 affluents principaux (figure 4). Globalement on voit bien l'effet de l'assainissement qui se marque dès 1975.

Le maximum relevé pour le Rhône amont est en 1966 avec 320 tonnes de P (figure 5), ensuite il a mis 10 ans, malgré de nouvelles augmentations épisodiques pour décroître à 150 tonnes. Il a fallu attendre 1990 pour qu'il atteigne 50 tonnes, depuis sa valeur moyenne se maintient à environ 43 tonnes de P/an.

La courbe d'évolution de la Dranse a été chaotique jusqu'en 1991 (figure 6) avec un maximum de 60 tonnes en 1975. Le régime hydraulique piloté par le barrage d'EDF de Bioge pourrait expliquer cette évolution (pics liés aux lâchers décennaux). Depuis 1991 sa valeur se maintient en moyenne à 3.6 tonnes de P.

Pour la Venoge, de 1965 à 1990 la forme de l'évolution ressemble à une courbe en cloche (figure 7) avec un maximum de 59 tonnes atteint en 1973-75. Sa valeur moyenne depuis 1989 est de 4.5 tonnes.

L'Aubonne atteint son maximum en 1968 avec 21 tonnes. C'est le premier affluent dont l'évolution s'est stabilisée, en 1985 à une valeur de 2.9 tonnes (figure 8).

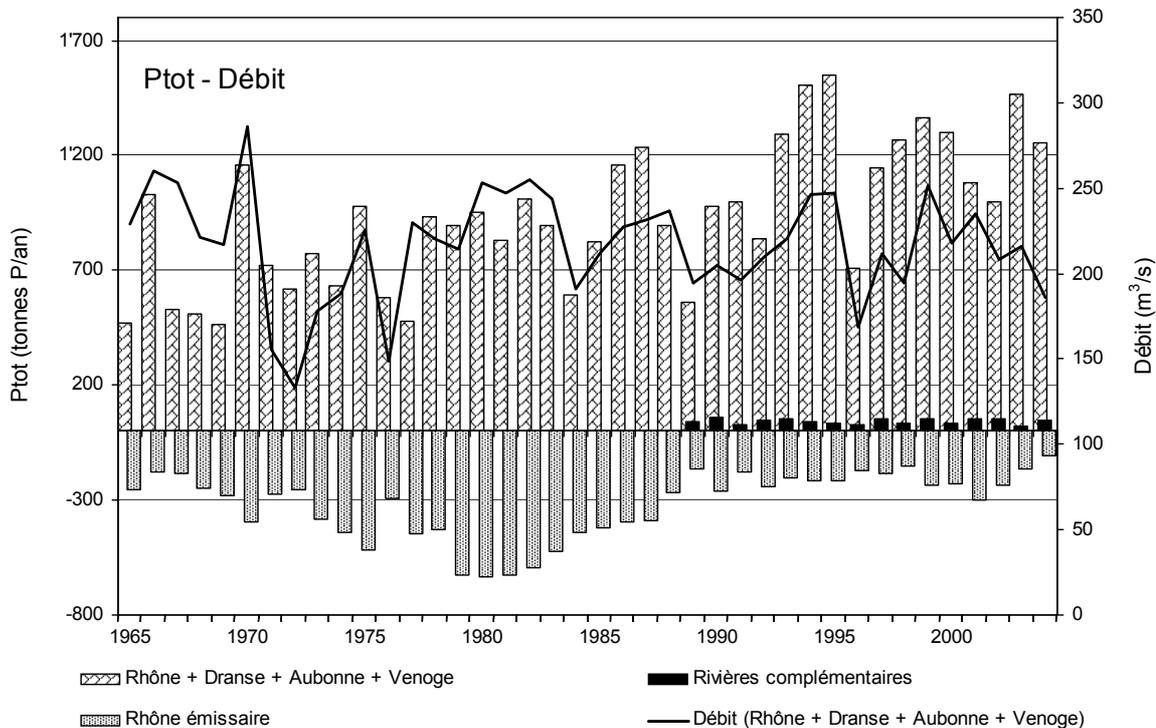


Figure 3 : Phosphore total - Apports annuels par les affluents principaux et complémentaires et perte annuelle par l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

Figure 3 : Total phosphorus - Annual inflow from the main and secondary tributaries, and annual loss via the effluent river. (Do not attempt a complete assessment, because no allowance is made for the direct WWTP input into the lake).

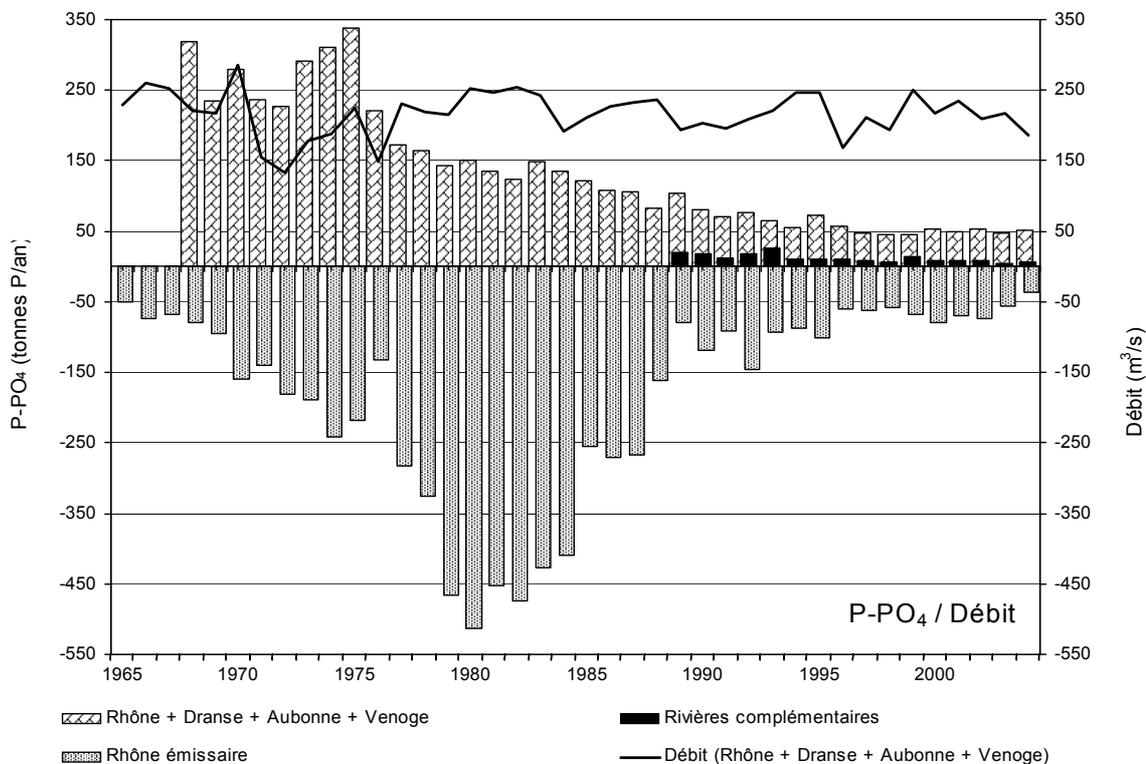


Figure 4 : Phosphore dissous (P-PO₄) - Apports annuels par les affluents principaux et complémentaires et perte annuelle par l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

Figure 4 : Dissolved phosphorus (P-PO₄) - Annual inflow from the main and secondary tributaries, and annual loss via the effluent river. (Do not attempt a complete assessment, because no allowance is made for the direct WWTP input into the lake).

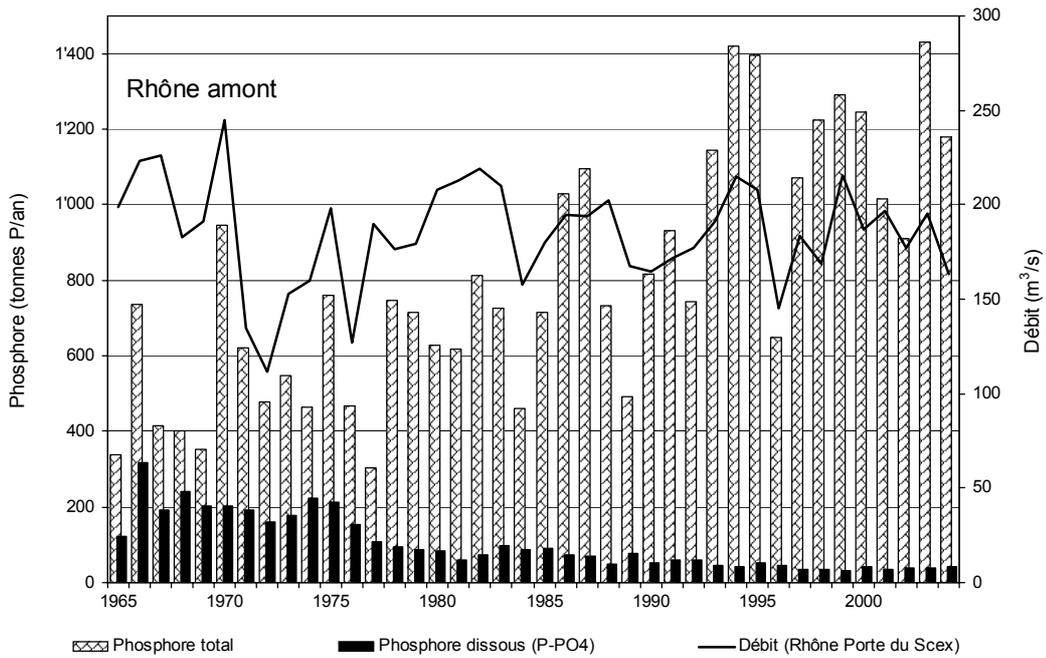


Figure 5 : Phosphore total et phosphore dissous (P-PO₄) - Apports annuels par le Rhône amont (Porte du Scex).
Figure 5 : Total phosphorus and Dissolved phosphorus (P-PO₄) - Annual inflow from the upstream segment of the Rhône (Porte du Scex).

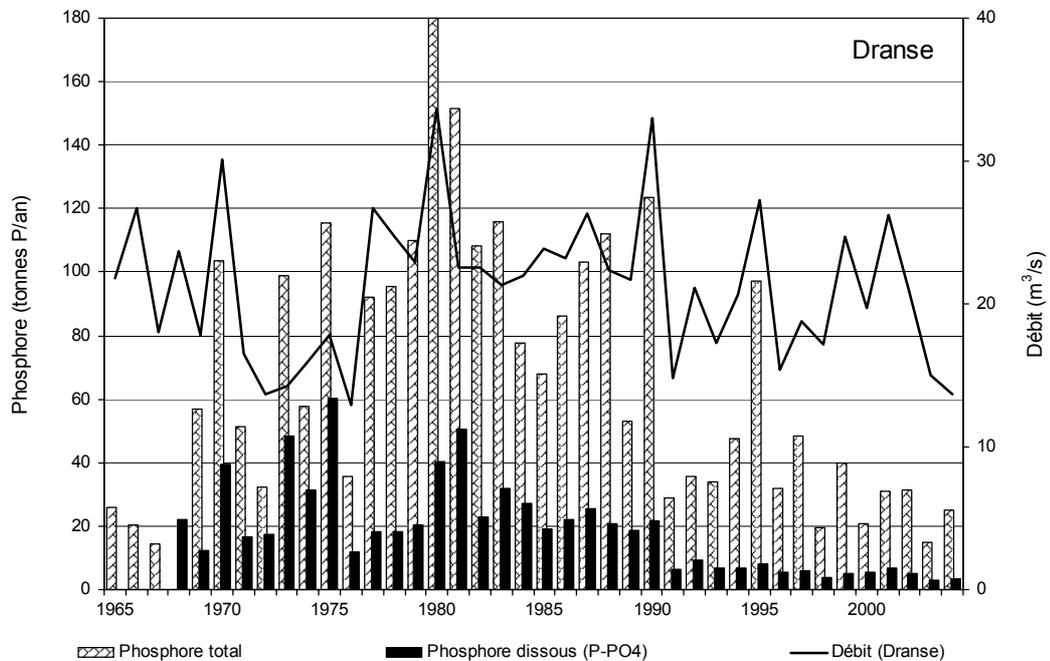


Figure 6 : Phosphore total et phosphore dissous (P-PO₄) - Apports annuels par la Dranse.
Figure 6 : Total phosphorus and dissolved phosphorus (P-PO₄) - Annual inflow from the Dranse.

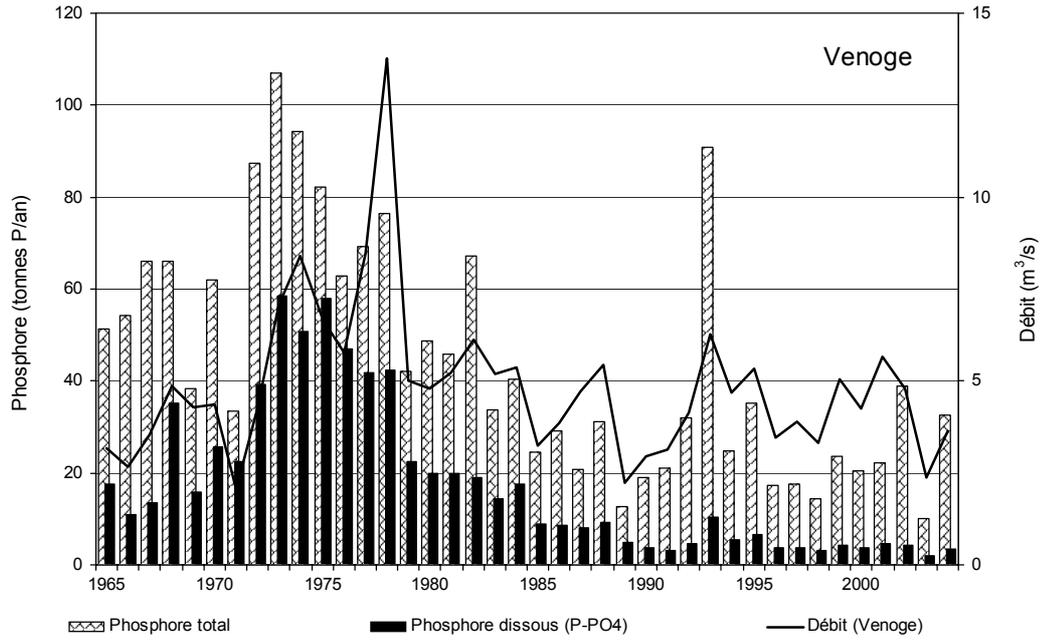


Figure 7 : Phosphore total et phosphore dissous (P-PO₄) - Apports annuels par la Venoge.
Figure 7 : Total phosphorus and dissolved phosphorus (P-PO₄) - Annual inflow from the Venoge.

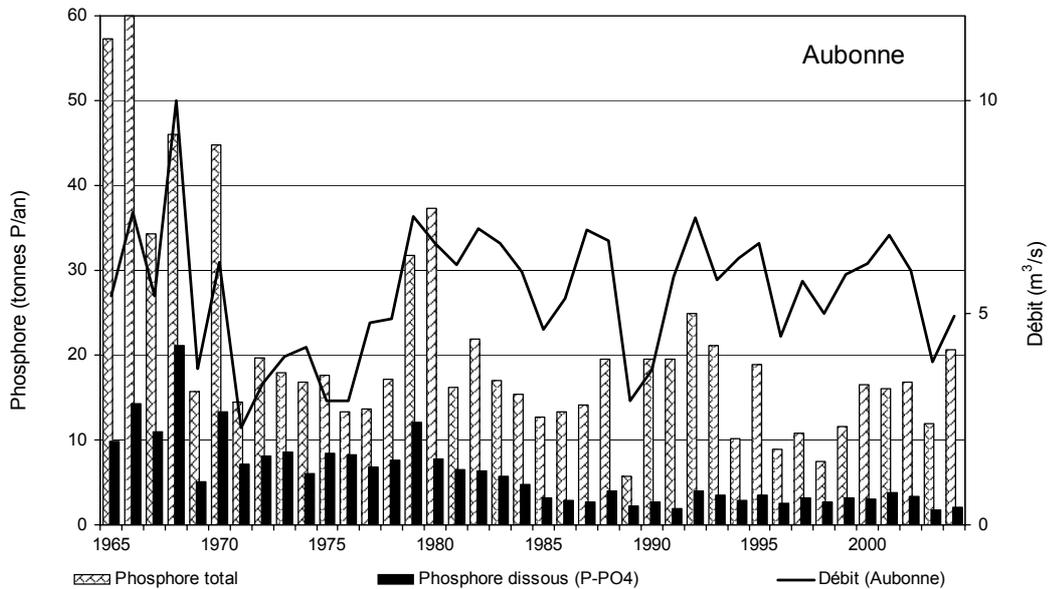


Figure 8 : Phosphore total et phosphore dissous (P-PO₄) - Apports annuels par l'Aubonne.
Figure 8 : Total phosphorus and dissolved phosphorus (P-PO₄) - Annual inflow from the Aubonne.

3.2 Azote minéral total (figures 9 à 13)

Pour l'azote minéral total, les apports par les affluents en 2004 sont de 5'150 tonnes.

L'évolution pour le Rhône amont est relativement stable depuis 1976. Les apports sont de l'ordre de 3'200 tonnes/an ces quatre dernières années. Il n'y a pas de relation nette avec le débit.

Le Rhône émissaire a une relation cyclique (relation azote – débit de 15.2 tonnes N/m³ avec un R² de 0.59). Les apports par la Dranse montrent une augmentation jusqu'en 1990 (+10 tonnes N/an avec un R² de 0.45), puis est stable avec environ 385 tonnes N/an. On constate également les effets des vidanges décennales. La relation azote – débit, avec un R² de 0.5, est de 14.8 tonnes N/m³.

Pour la Venoge, le maximum relevé fut en 1978 de 1'220 tonnes. Depuis 1979, les apports sont relativement stables avec une moyenne annuelle de 560 tonnes. La relation azote – débit, avec un R² de 0.65, est de 86 tonnes N/m³.

Les apports par l'Aubonne sont relativement stables depuis 1978 avec 260 tonnes/an. La relation azote-débit, avec un R² de 0.56, est de 33.2 tonnes N/m³.

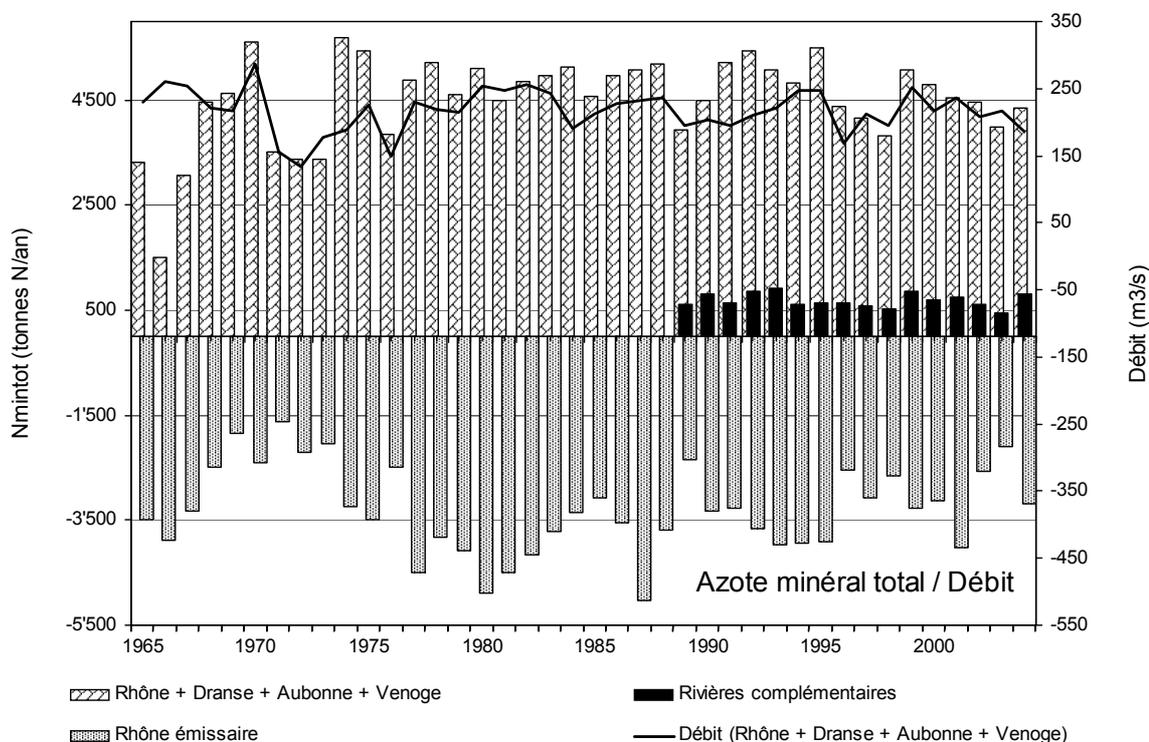


Figure 9 : Azote minéral total - Apports annuels par les affluents principaux et complémentaires et perte annuelle par l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

Figure 9 : Total inorganic nitrogen - Annual inflow from the main and secondary tributaries, and annual loss via the effluent river. (Do not attempt a complete assessment, because no allowance is made for the direct WWTP input into the lake).

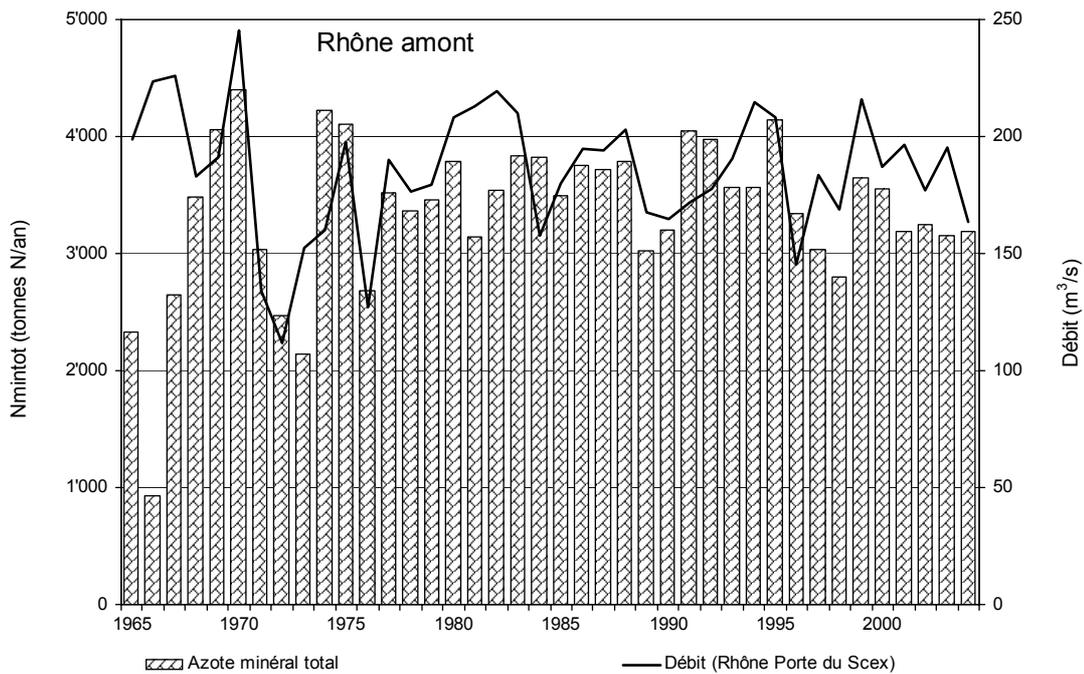


Figure 10 : Azote minéral total - Apports annuels par le Rhône amont (Porte du Scex).

Figure 10 : Total inorganic nitrogen - Annual inflow from the upstream segment of the Rhône (Porte du Scex).

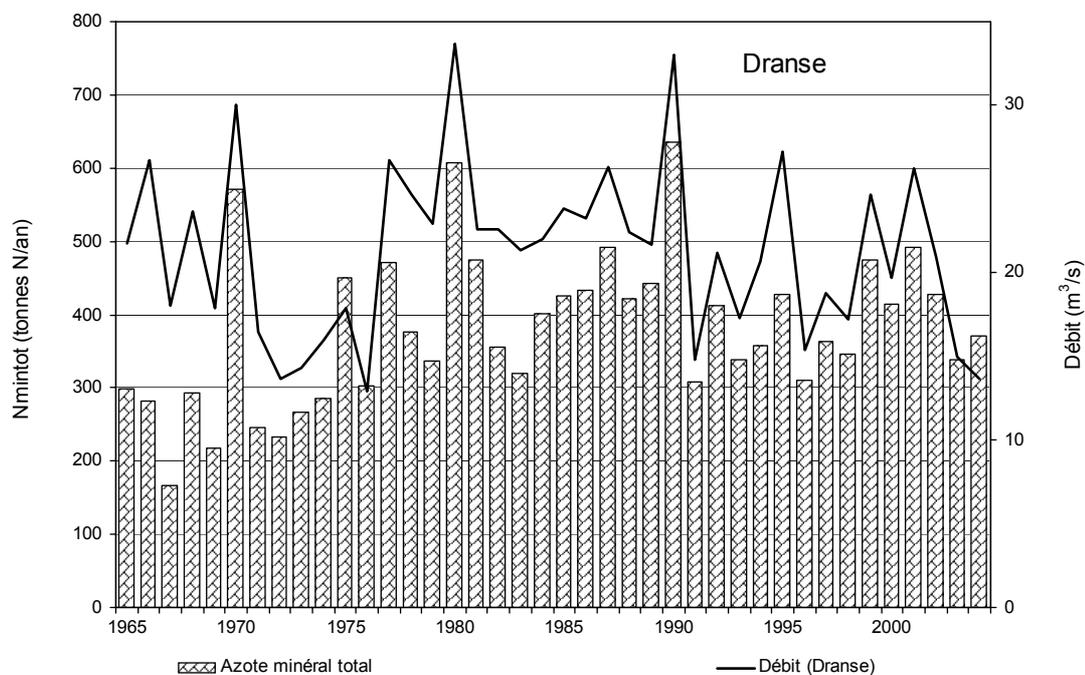


Figure 11 : Azote minéral total - Apports annuels par la Dranse.

Figure 11 : Total inorganic nitrogen - Annual inflow from the Dranse.

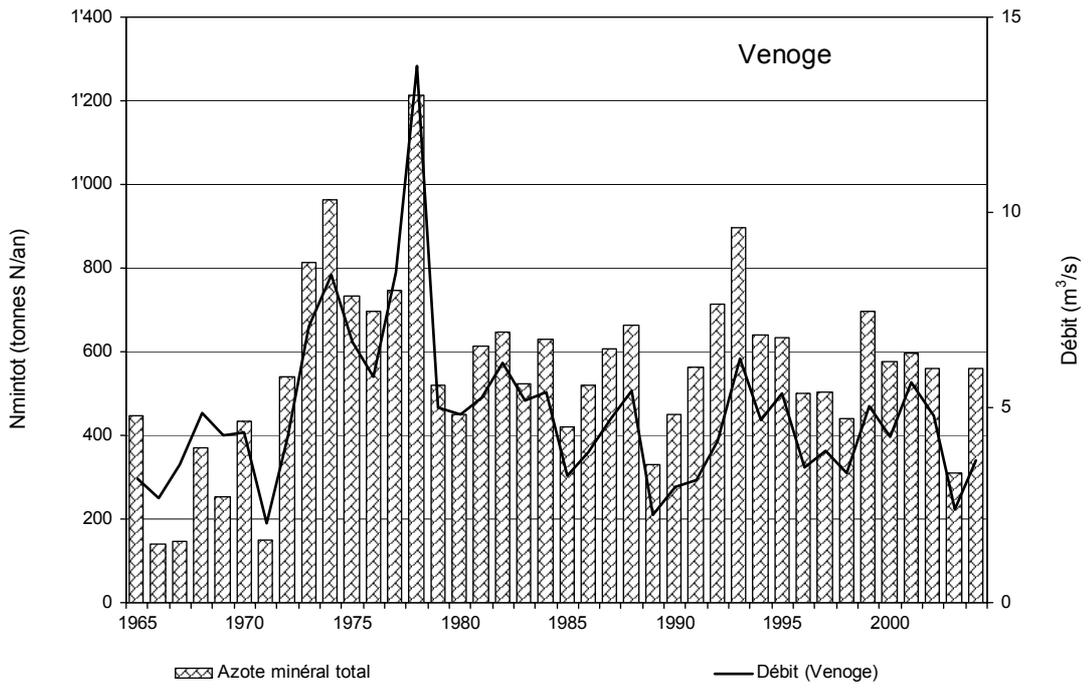


Figure 12 : Azote minéral total - Apports annuels par la Venoge.

Figure 12 : Total inorganic nitrogen - Annual inflow from the Venoge.

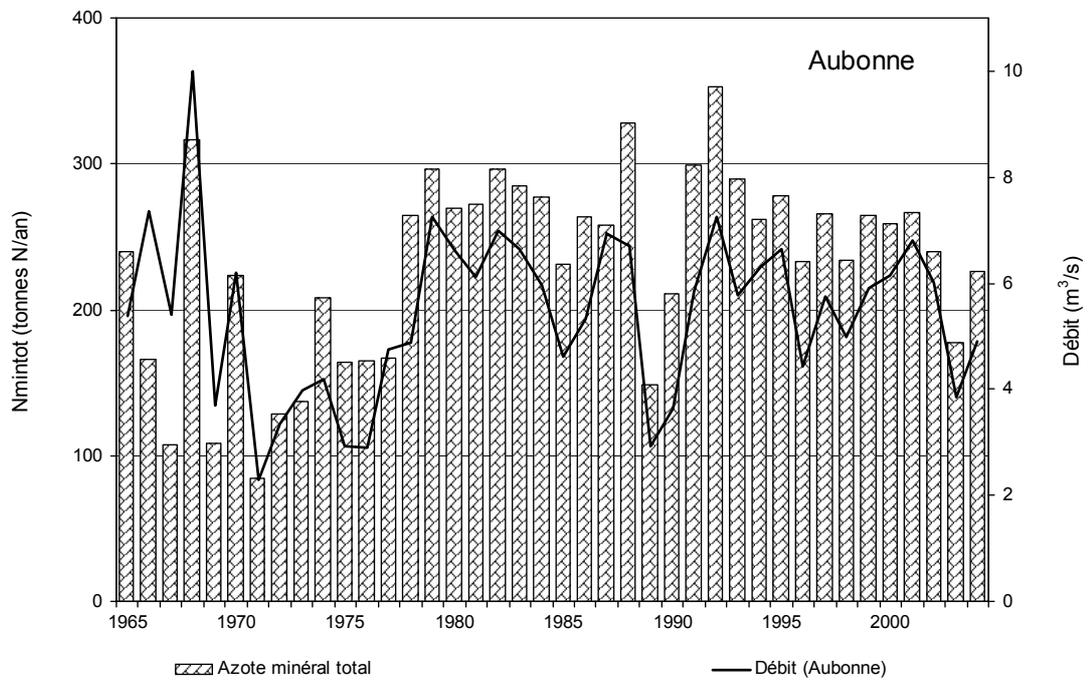


Figure 13 : Azote minéral total - Apports annuels par l'Aubonne.

Figure 13 : Total inorganic nitrogen - Annual inflow from the Aubonne.

3.3 Chlorure (figures 14 à 18)

Pour 2004, les apports totaux par les rivières atteignent 61'775 tonnes de chlorure.

L'évolution depuis 1965 des apports du Rhône amont montre une augmentation d'environ 5 % par an (+ 686 tonnes/an) avec un R^2 de 0.71. Par rapport à l'ensemble des rivières, les apports du Rhône amont représentent en moyenne le 80 %. Les apports de l'ensemble des rivières tendent toutefois à se stabiliser depuis quelques années.

Pour les exportations par le Rhône émissaire, la tendance est à une augmentation de 1'115 tonnes/an avec un R^2 de 0.83.

Pour la Dranse, l'augmentation globale est de 52 tonnes/an avec un R^2 de 0.35. On note cependant une nette décroissance depuis 2000.

Les apports par la Venoge sont relativement stables depuis 1979 avec environ 2'235 tonnes.

Ceux de l'Aubonne sont stables depuis 1981 avec 910 tonnes. C'est le seul affluent à avoir une relation chlorure – débit qui est de 33.2 tonnes Cl/m³, avec un R^2 de 0.56.

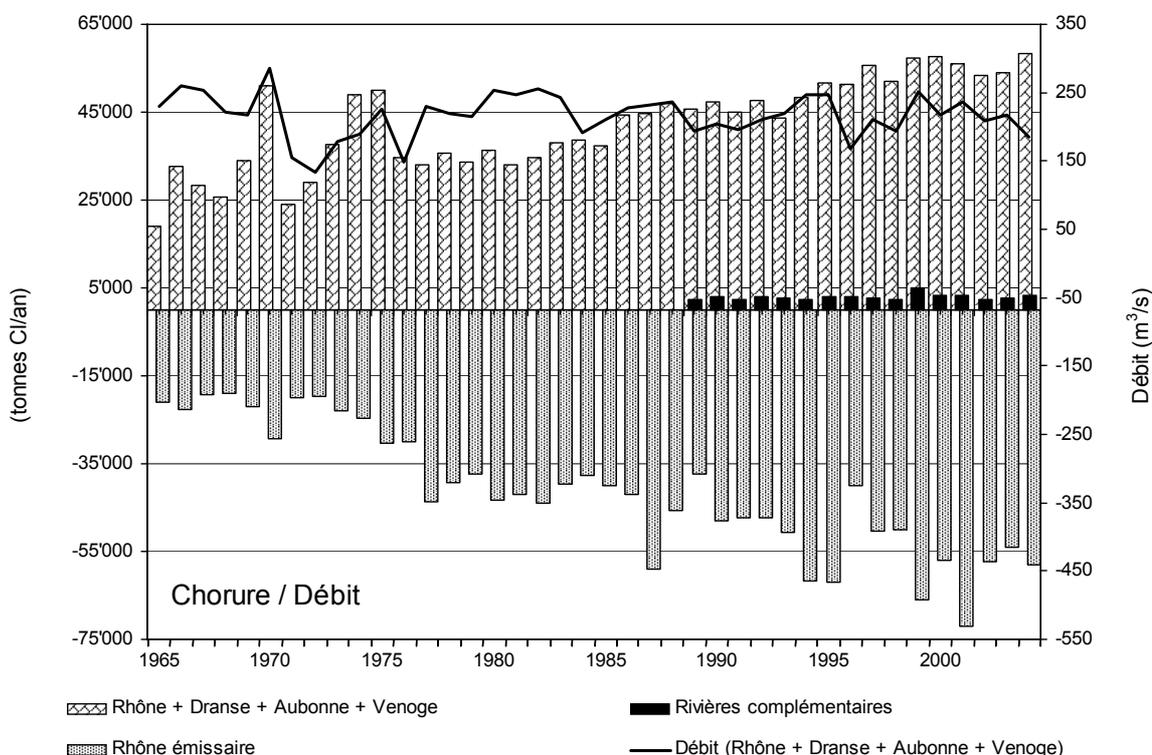


Figure 14 : Chlorure - Apports annuels par les affluents principaux et complémentaires et perte annuelle par l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

Figure 14: Chloride - Annual inflow from the main and secondary tributaries, and annual loss via the effluent river. (Do not attempt a complete assessment, because no allowance is made for the direct WWTP input into the lake).

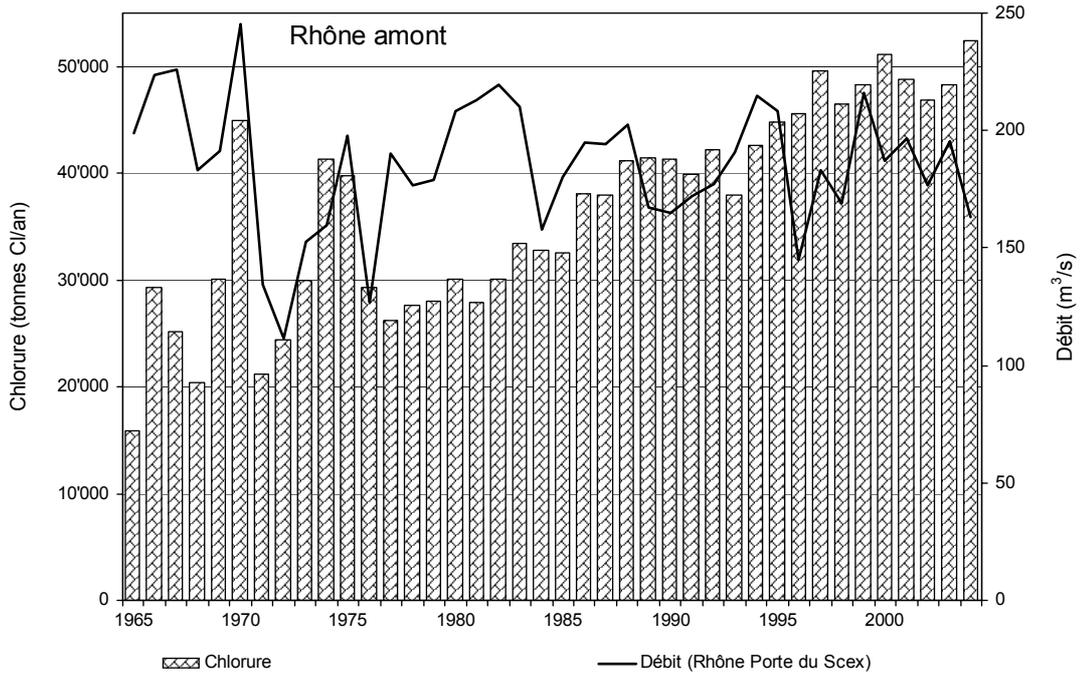


Figure 15 : Chlorure - Apports annuels par le Rhône amont (Porte du Scex).

Figure 15 : Chloride - Annual inflow from the upstream segment of the Rhône (Porte du Scex).

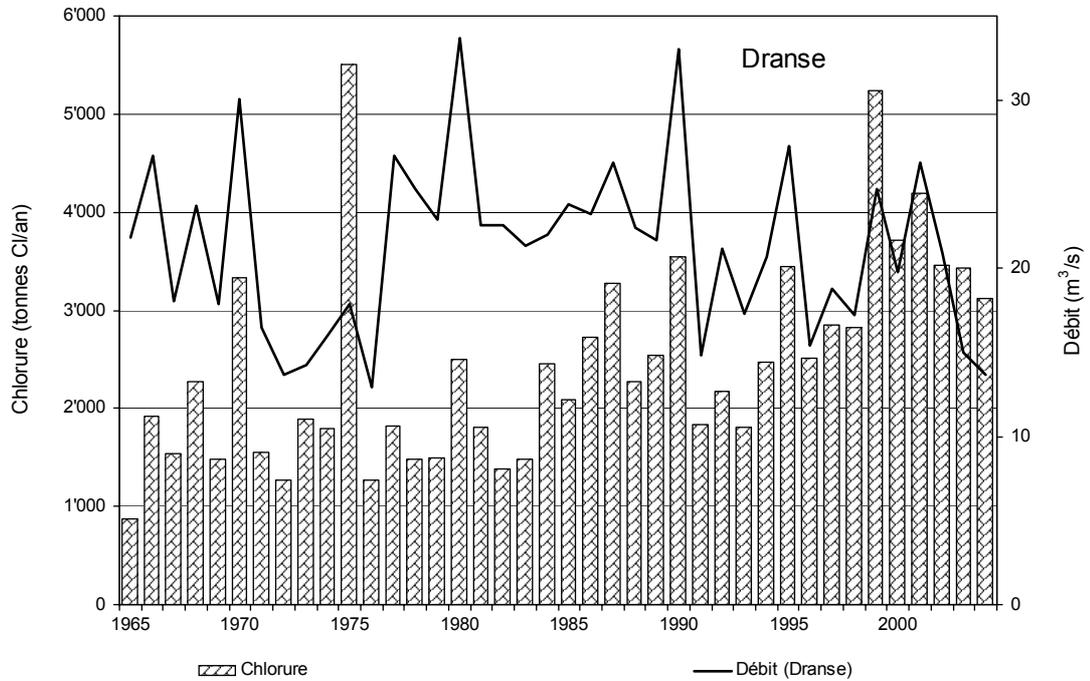


Figure 16 : Chlorure - Apports annuels par la Dranse.

Figure 16 : Chloride - Annual inflow from the Dranse.

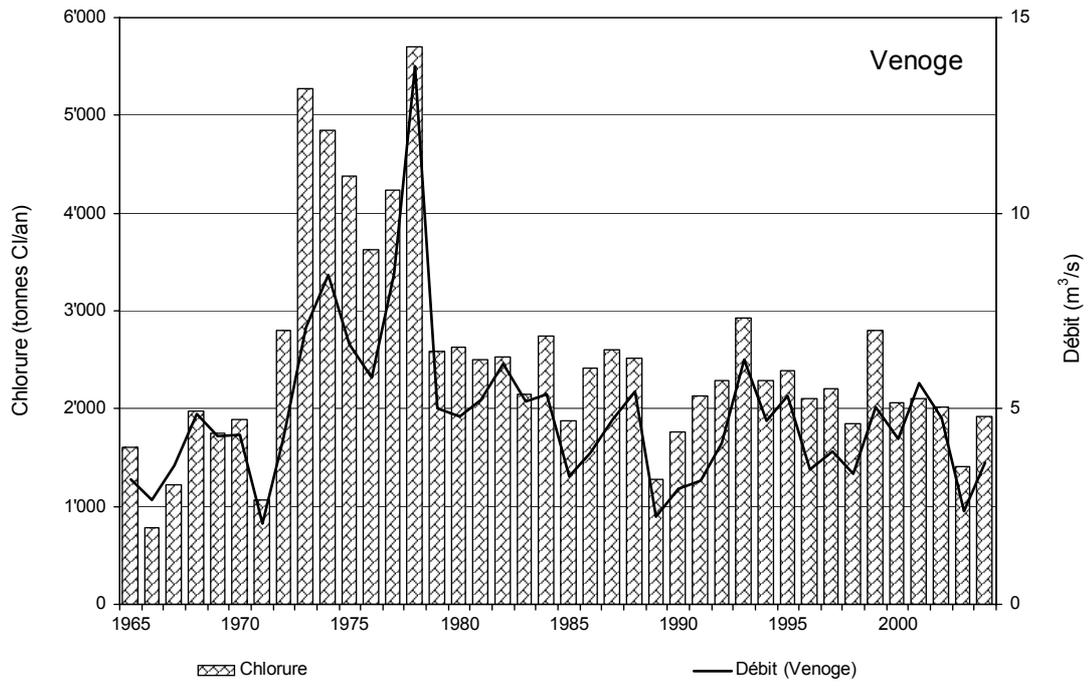


Figure 17 : Chlorure - Apports annuels par la Venoge.
Figure 17 : Chloride - Annual inflow from the Venoge.

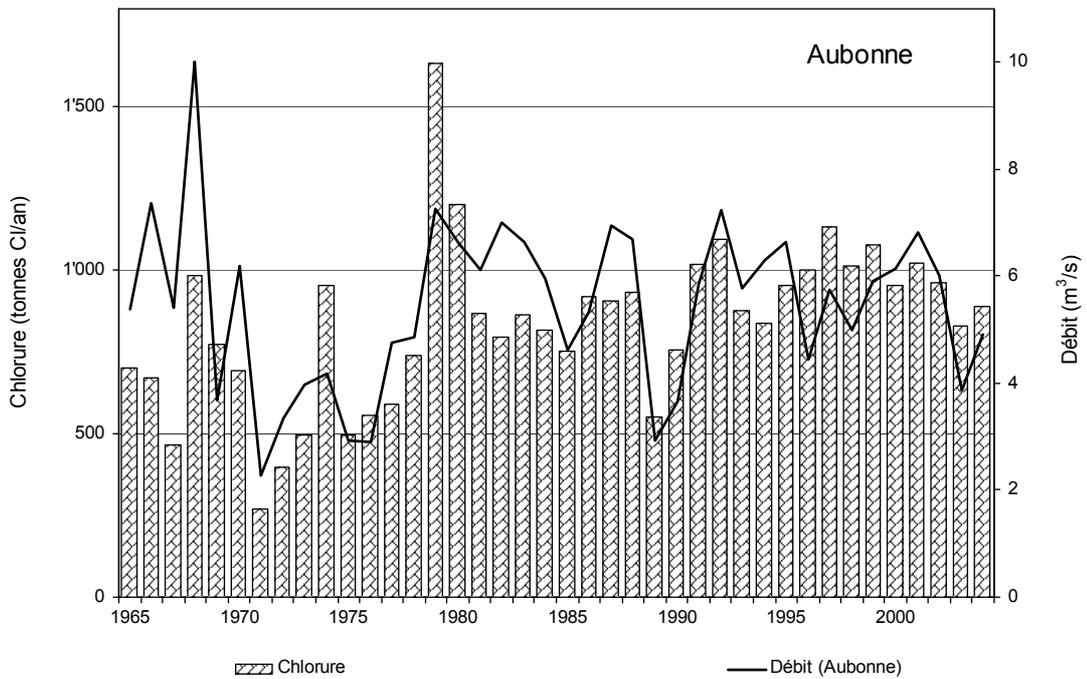


Figure 18 : Chlorure - Apports annuels par l'Aubonne.
Figure 18 : Chloride - Annual inflow from the Aubonne.

4. ÉTUDE DE LA QUALITÉ CHIMIQUE DES EAUX DES PRINCIPALES RIVIÈRES DU BASSIN VERSANT DU LÉMAN

4.1 Rhône amont (figure 19)

La moyenne du phosphore dissous montre une nette décroissance depuis 1976 (0.008 mgP/L en 2004). Il en est de même pour les valeurs maximales qui ont diminué d'un facteur 4 par rapport aux années 70.

Au niveau de l'azote ammoniacal, les moyennes annuelles sont relativement stables depuis 1977 avec 0.07 mgN/L. Le maximum a été relevé dans les années 1970-75 à plus de 1 mgN/L. Depuis 1998, les maxima sont compris entre 0.15 et 0.25 mgN/L.

Pour le COD il n'y a pas d'évolution notable et la valeur moyenne est relativement stable avec environ 1 mg/L.

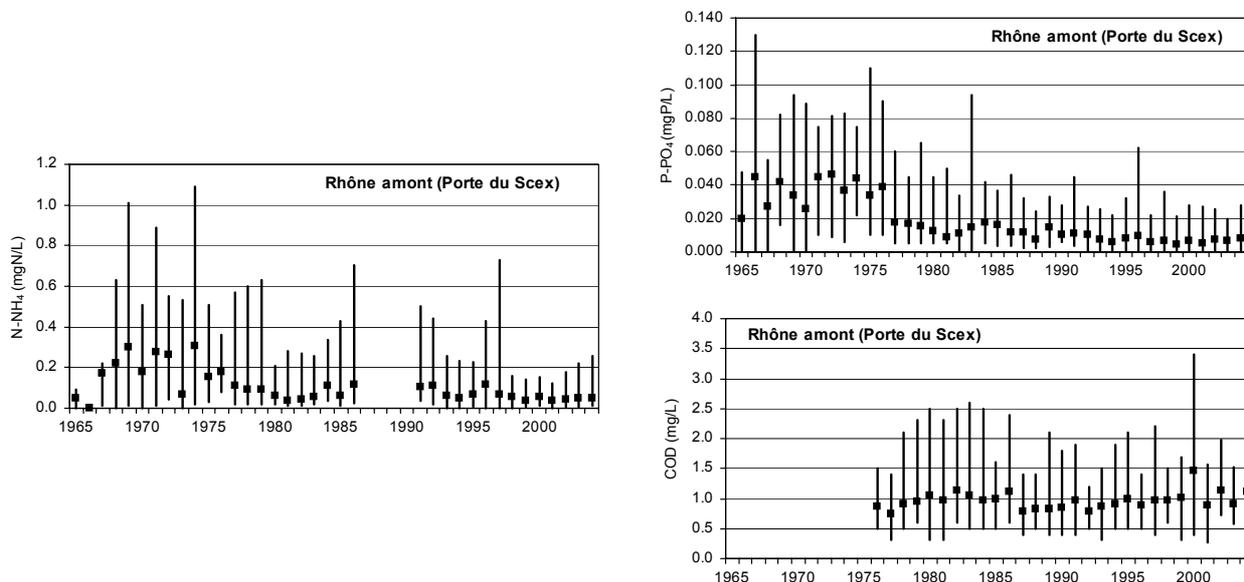


Figure 19 : Evolution des concentrations minimale, maximale et moyenne annuelles du phosphore dissous (P-PO₄), de l'azote ammoniacal (N-NH₄) et du carbone organique dissous (COD) - Rhône amont (Porte du Scex).

Figure 19 : Change in the minimum, maximum and mean annual concentrations of dissolved phosphorus (P-PO₄), ammoniacal nitrogen (N-NH₄) and dissolved organic carbon (DOC) - upstream segment of the Rhône (Porte du Scex).

4.2 Dranse (figure 20)

Pour le phosphore dissous, on relève une très nette évolution à la baisse dès le début des années 1990. Depuis 1998, la valeur moyenne est inférieure à 0.085 mgP/L. Avant 1990, les valeurs maximales pouvaient dépasser 0.500 mgP/L.

Pour l'azote ammoniacal il n'y a pas d'évolution nette. La concentration moyenne est relativement stable avec 0.047 mgN/L. Le maximum a été 21 fois supérieur à 0.2 mgN/L en 40 ans.

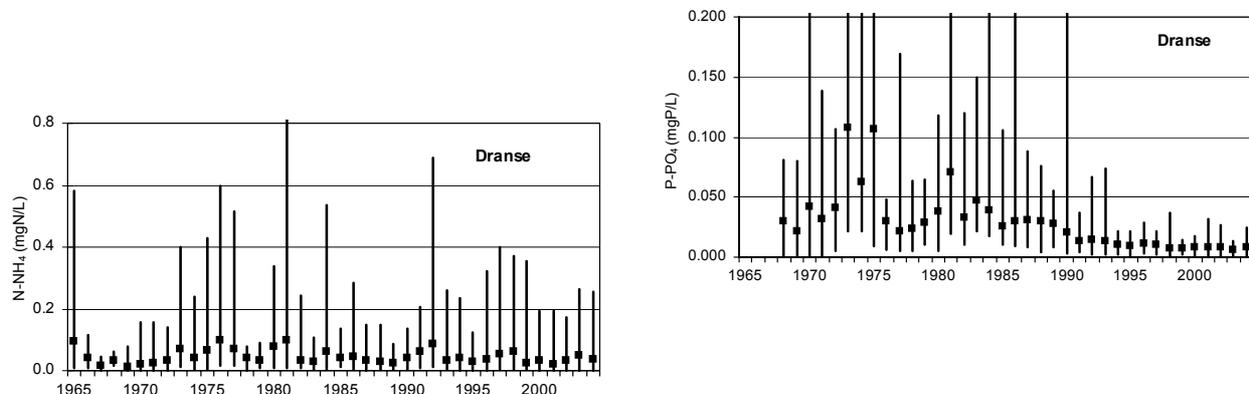


Figure 20 : Evolution des concentrations minimale, maximale et moyenne, annuelles du phosphore dissous (P-PO₄) et de l'azote ammoniacal (N-NH₄) - Dranse.

Figure 20 : Change in the minimum, maximum and mean annual concentrations of dissolved phosphorus (P-PO₄) and ammoniacal nitrogen (N-NH₄) - Dranse.

4.3 Venoge (figure 21)

Pour le phosphore dissous, il y a une très nette évolution à la baisse depuis les années 80. La valeur moyenne est actuellement de l'ordre de 0.030 mgP/L.

Pour l'azote ammoniacal, il y a également une nette évolution à la baisse depuis 1997. La valeur moyenne pour ces dernières années est de 0.085 mgN/L.

Les maxima de COD montrent une tendance à la baisse. La valeur moyenne de ces années est de 3.2 mg/L.

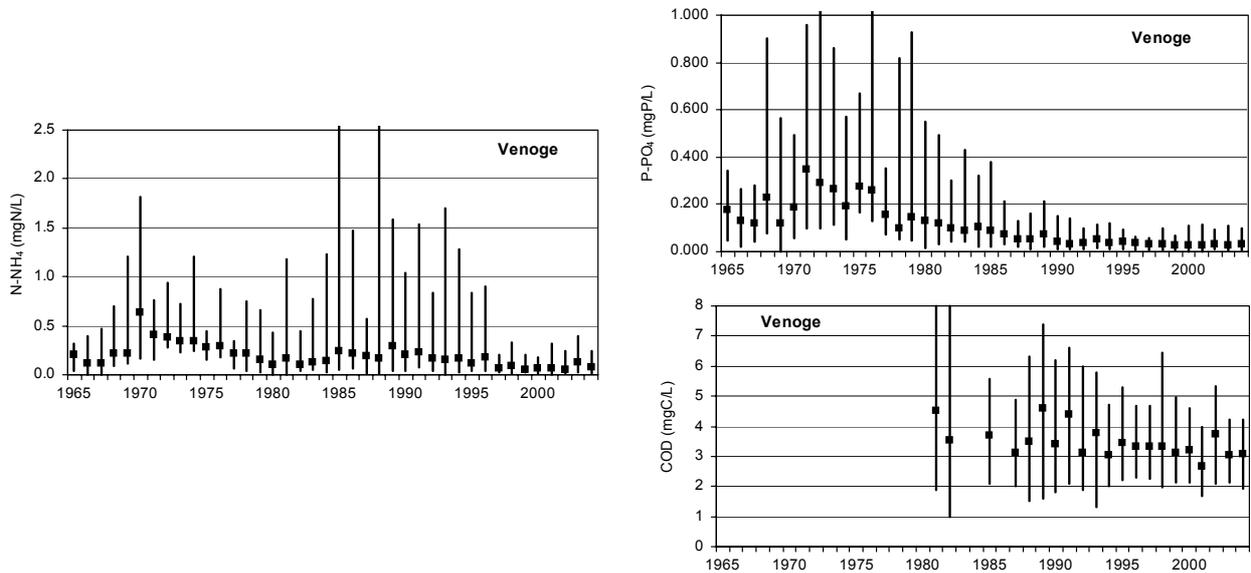


Figure 21 : Evolution des concentrations minimale, maximale et moyenne, annuelles du phosphore dissous (P-PO₄), de l'azote ammoniacal (N-NH₄) et du carbone organique dissous (COD) - Venoge.

Figure 21 : Change in the minimum, maximum and mean annual concentrations of dissolved phosphorus (P-PO₄), ammoniacal nitrogen (N-NH₄) and dissolved organic carbon (DOC) - Venoge.

4.4 Aubonne (figure 22)

Le phosphore dissous est en très nette baisse dès les années 80. Actuellement la valeur moyenne est stable avec environ 0.015 mgP/L.

L'azote ammoniacal moyen est ces dernières années de 0.015 mgN/L. Les maxima montrent une décroissance dès les années 90.

Le COD montre la même évolution à la baisse que la Venoge.

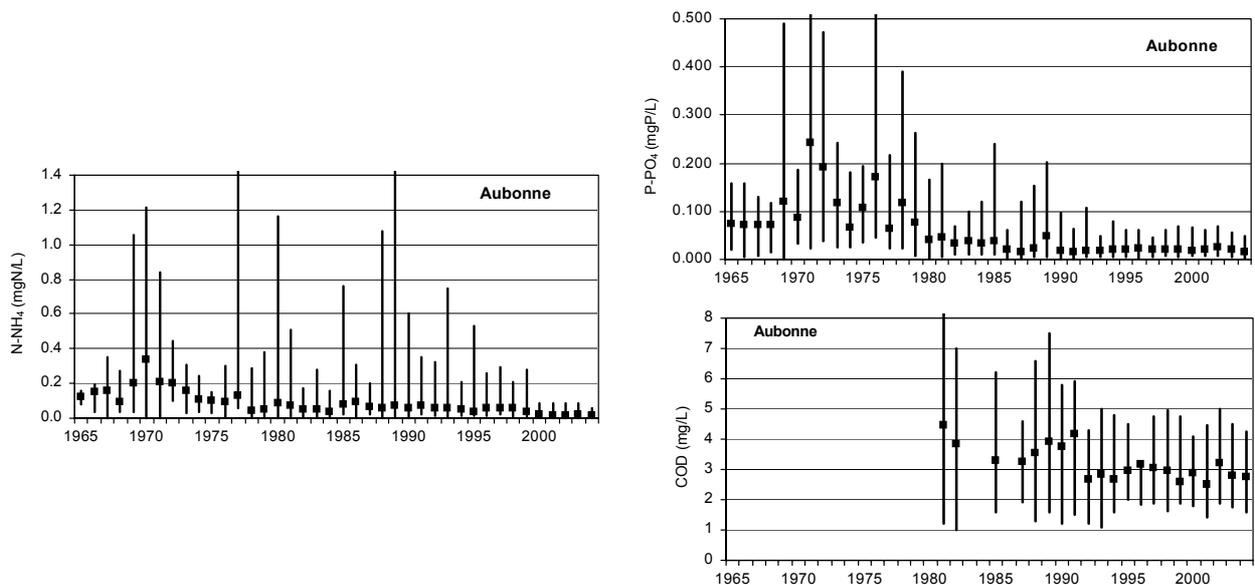


Figure 22 : Evolution des concentrations minimale, maximale et moyenne, annuelles du phosphore dissous (P-PO₄), de l'azote ammoniacal (N-NH₄) et du carbone organique dissous (COD) - Aubonne.

Figure 22 : Change in the minimum, maximum and mean annual concentrations of dissolved phosphorus (P-PO₄), ammoniacal nitrogen (N-NH₄) and dissolved organic carbon (DOC) - Aubonne.

4.5 Versoix (figure 23)

Le phosphore dissous montre une tendance à la baisse dès 1993. Pour les 3 dernières années, la valeur moyenne est de l'ordre de 0.020 mgP/L. Avant 1993, les valeurs maximales dépassaient fréquemment 0.200 mgP/L.

Pour l'azote ammoniacal et le COD, il n'y a pas d'évolution notable.

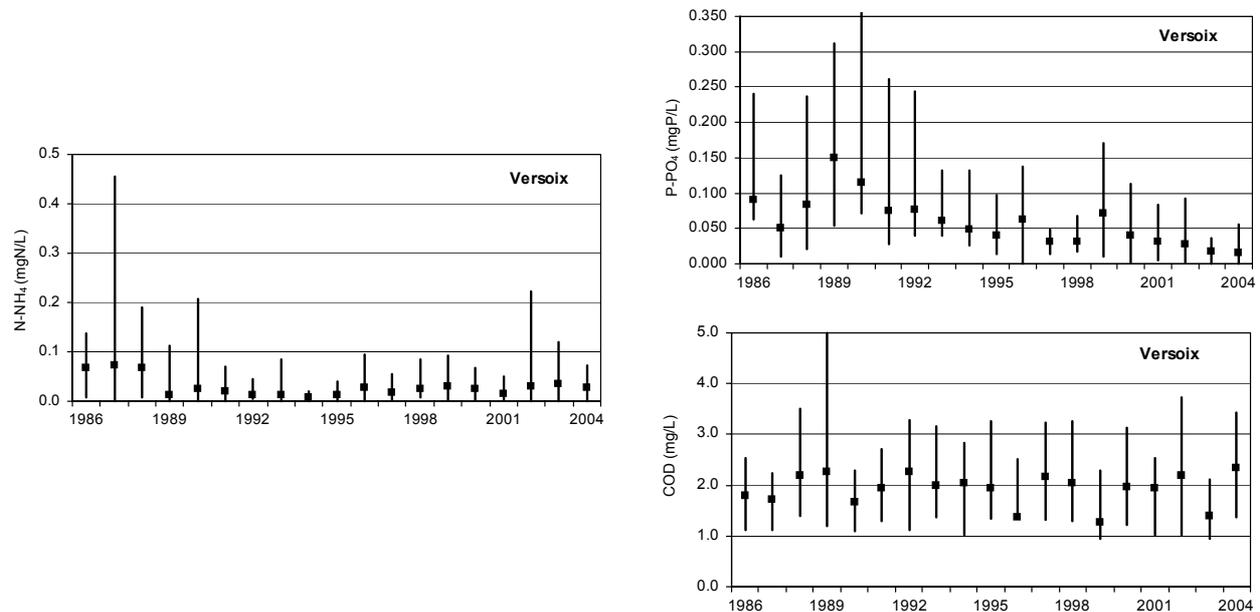


Figure 23 : Evolution des concentrations minimale, maximale et moyenne, annuelles du phosphore dissous (P-PO₄), de l'azote ammoniacal (N-NH₄) et du carbone organique dissous (COD) - Versoix.

Figure 23 : Change in the minimum, maximum and mean annual concentrations of dissolved phosphorus (P-PO₄), ammoniacal nitrogen (N-NH₄) and dissolved organic carbon (DOC) - Versoix.

5. FLUX DU RHÔNE AVAL ET APPORTS DE SON BASSIN VERSANT DE GENÈVE À CHANCY

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 plus de quarante affluents, les deux principaux étant l'Arve (débit moyen 60.6 m³/s) et l'Allondon (débit moyen 2.57 m³/s). Les débits du Rhône émissaire et de l'Arve constituent 90.4 % du débit mesuré à Chancy.

Nous disposons, pour effectuer un bilan des apports au Rhône entre le lac et Chancy, 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 rivières doivent donc être considérés avec prudence.

A signaler par ailleurs que les évaluations qui peuvent être faites à partir de ces données des apports du bassin "genevois", par soustraction au flux du Rhône à Chancy des flux cumulés de l'émissaire du lac, de l'Arve, et de l'Allondon, doivent être interprétées avec beaucoup de prudence compte tenu des dépôts et relargages susceptibles d'intervenir dans les retenues hydroélectriques du Rhône.

5.1 Phosphore (figure 24)

► *Phosphore total*

La quantité de phosphore total transportée par le Rhône aval à Chancy a baissé depuis 1986 de 50 %. En 2004 elle atteint 550 tonnes.

Pour l'Arve, il n'y a pas d'évolution très nette. La valeur moyenne est stable avec environ 200 tonnes de P/an, sauf un pic en 1999. On note une relation avec le débit de 2.27 tonnes/m³, avec un R² de 0.38.

Pour l'Allondon, il y a une relation nette avec le débit de 3.7 tonnes/m³, avec un R² de 0.62.

► **Phosphore dissous (orthophosphate)**

Pour le Rhône aval à Chancy, il y a une évolution à la baisse. On est passé de 585 tonnes en 1986 à environ 200 tonnes en 2004.

Pour l'Arve, les apports sont relativement stables avec une moyenne de 130 tonnes. Pour l'Allondon également avec une valeur moyenne de 11.2 tonnes; et une relation avec le débit de 1.8 tonnes/m³ pour un R² de 0.62. Il est à relever que la plupart des stations d'épuration de ces deux bassins versants ne pratiquent pas la déphosphatation.

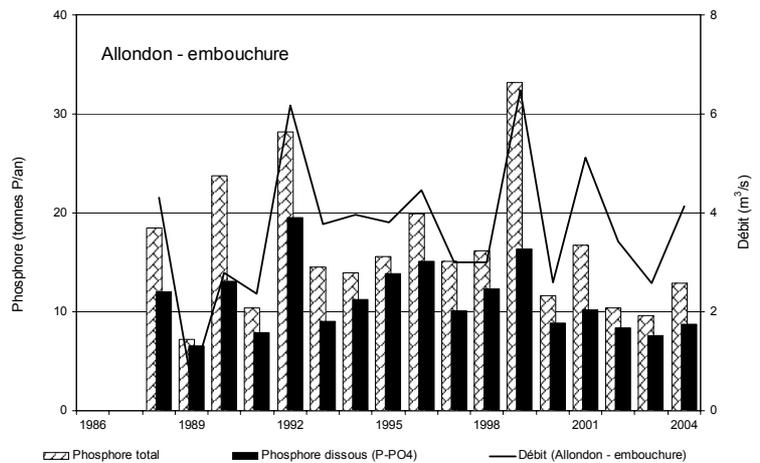
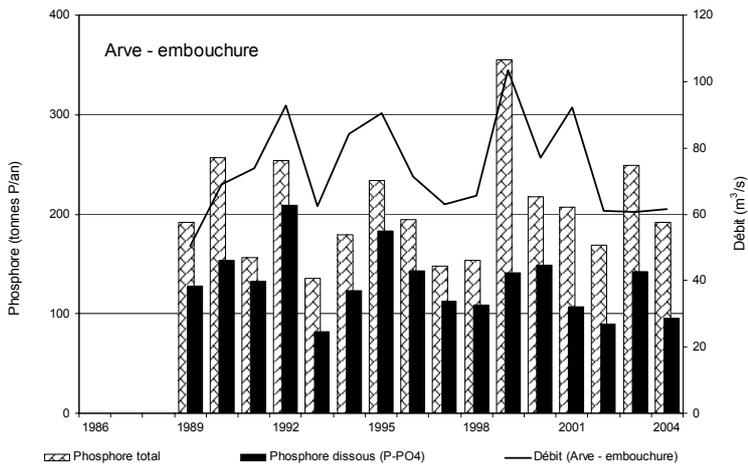
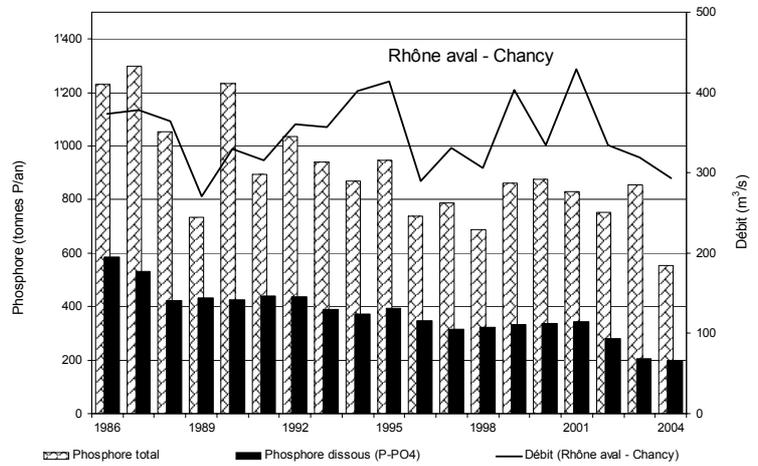


Figure 24 : Phosphore total et phosphore dissous (P-PO₄) - Apports annuels par le Rhône à Chancy, l'Arve et l'Allondon.

Figure 24 : Total phosphorus and dissolved phosphorus (P-PO₄) - Annual inflow from the Rhône (Chancy), the Arve and the Allondon.

5.2 Azote total ou minéral total (figure 25)

L'évolution de l'azote total dans le Rhône aval à Chancy montre une tendance à la baisse. Le flux annuel est ces deux dernières années de l'ordre des 7'800 tonnes.

L'Arve ne montre pas d'évolution nette, avec une relation au débit de 23 tonnes/m³, pour un R² de 0.50.

L'Allondon montre une tendance plutôt à la baisse avec une relation au débit de 54 tonnes/m³, pour un R² de 0.74.

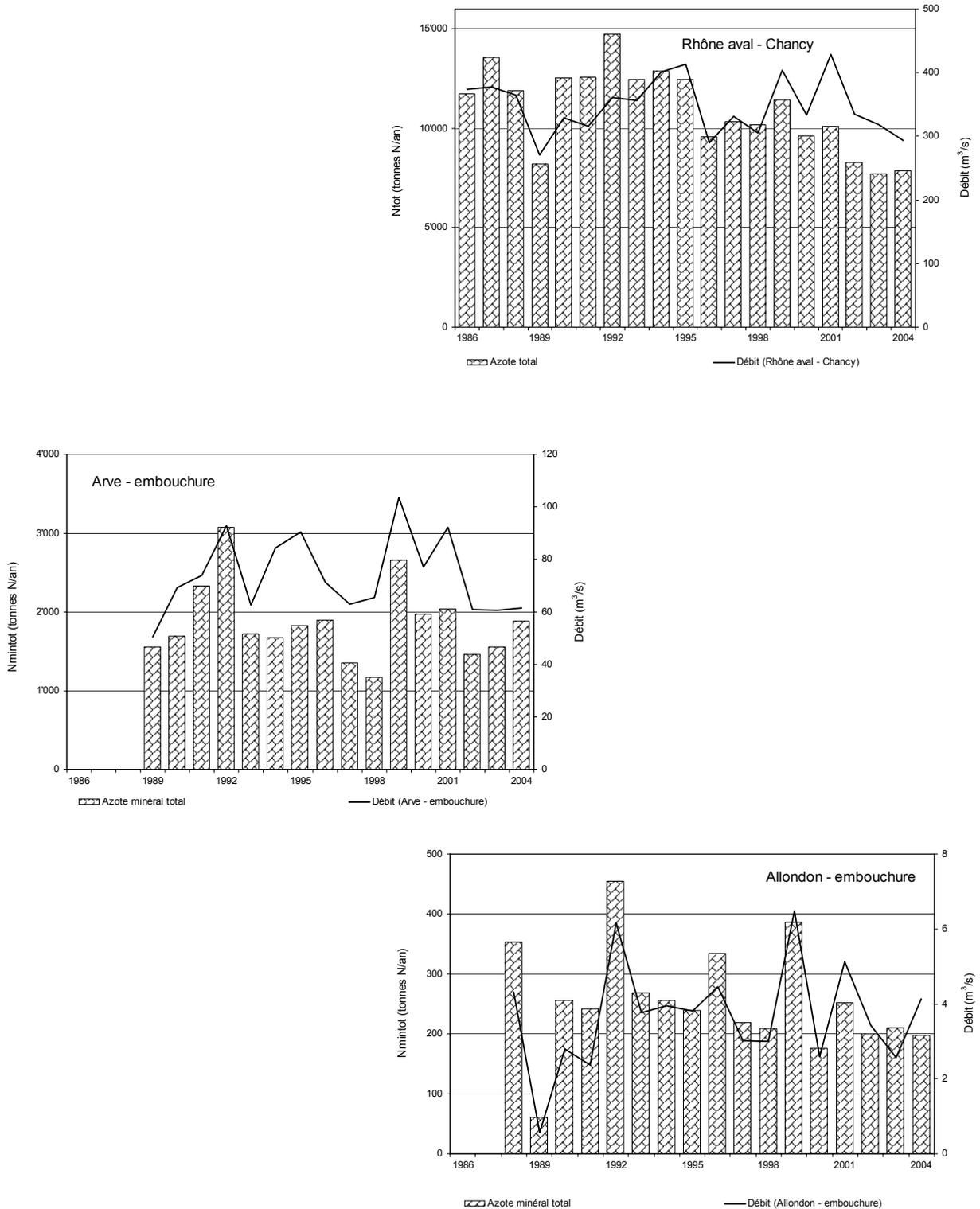


Figure 25 : Azote total ou azote minéral total - Apports annuels par le Rhône à Chancy, l'Arve et l'Allondon.

Figure 25 : Total nitrogen or total inorganic nitrogen - Annual inflow from the Rhône (Chancy), the Arve and the Allondon.

5.3 Chlorure (figure 26)

Il n'y a pas d'évolution notable dans les apports en chlorure du Rhône aval à Chancy (moy. : 84'000 tonnes).

Il en est de même pour l'Arve, mais avec une relation au débit de 204 tonnes/m³ pour un R² de 0.47.

La situation est similaire pour l'Allondon, avec une relation au débit de 164 tonnes/m³ pour un R² de 0.88.

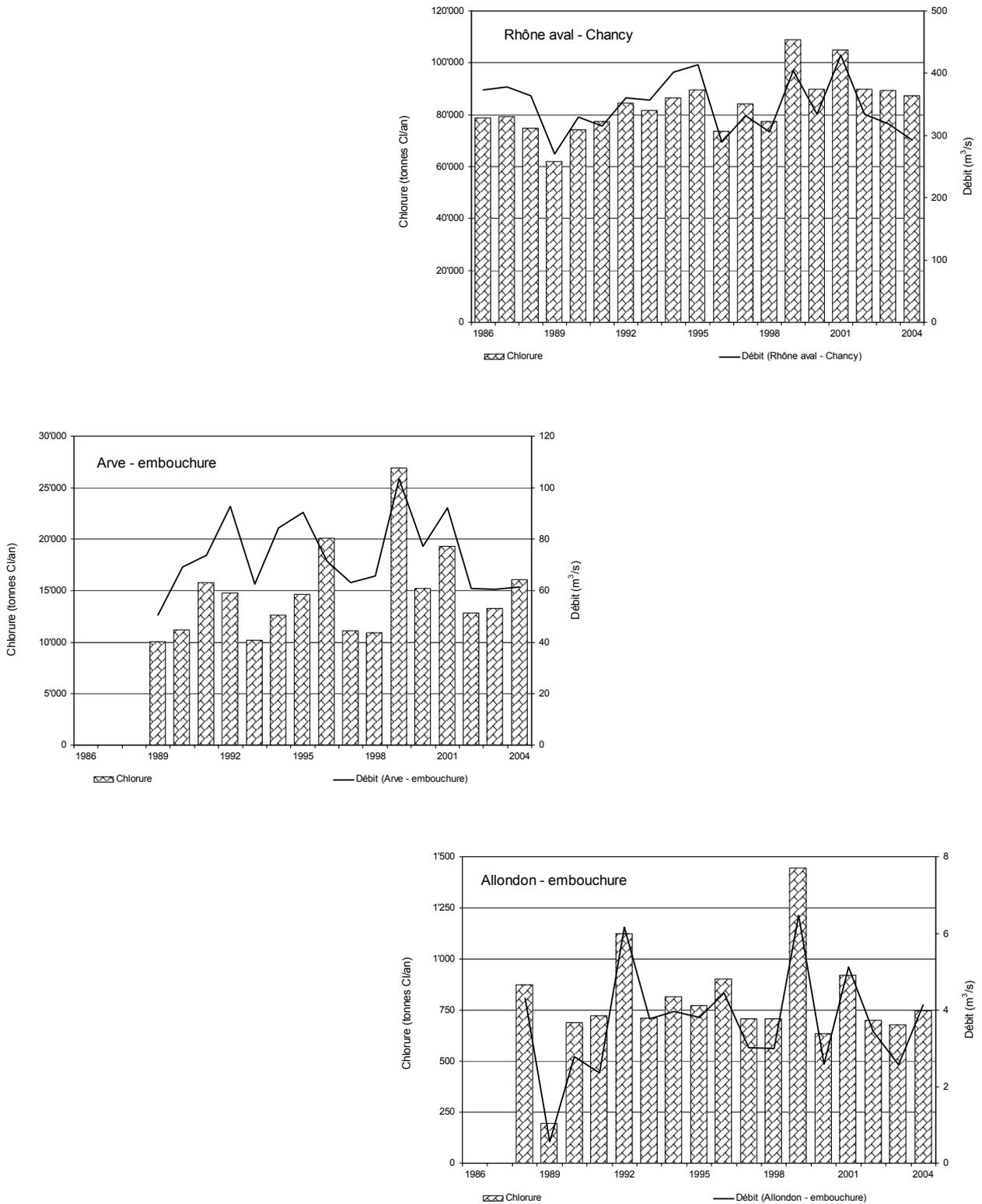


Figure 26 : Chlorure - Apports annuels par le Rhône à Chancy, l'Arve et l'Allondon.

Figure 26 : Chloride - Annual inflow from the Rhône (Chancy), the Arve and the Allondon.

6. ÉTUDE DE LA QUALITÉ CHIMIQUE DES EAUX DES PRINCIPALES RIVIÈRES DU BASSIN VERSANT DU RHÔNE DE GENÈVE À CHANCY

6.1 Rhône aval (figure 27)

Il y a une tendance à la baisse des concentrations en phosphore dissous. La valeur moyenne de ces deux dernières années est de 0.021 mgP/L. Pour l'azote ammoniacal, les valeurs maximales sont en nette baisse depuis 2002. Il n'y a pas de tendance claire pour le COD (valeur moyenne de 1.51 mgC/L).

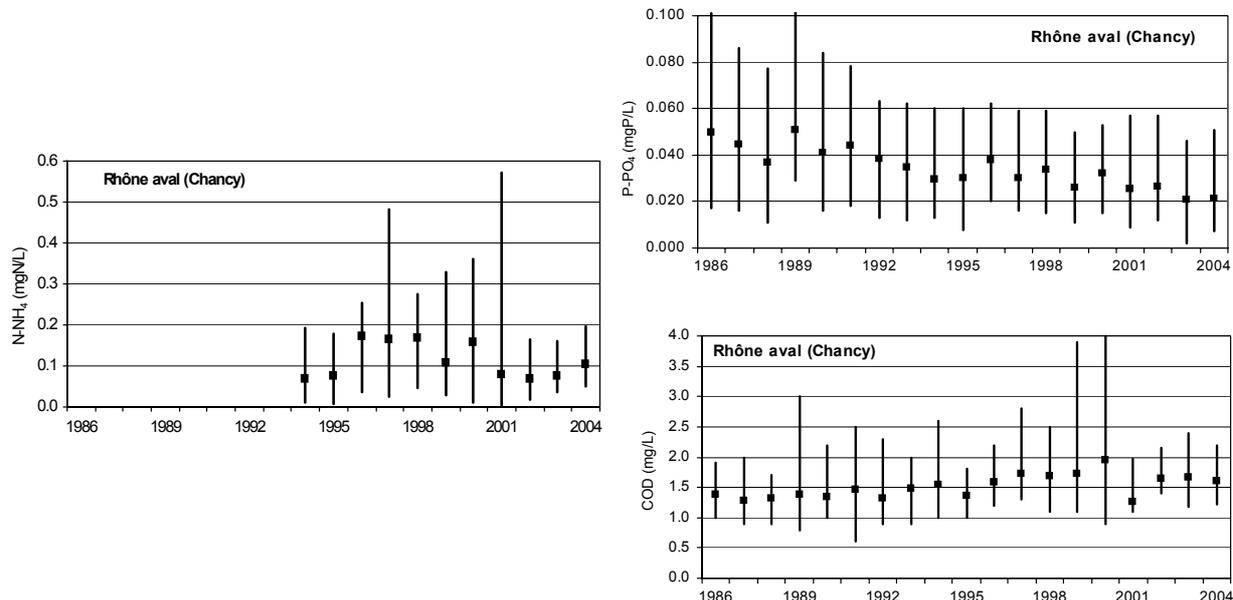


Figure 27 : Evolution des concentrations minimale, maximale et moyenne annuelles du phosphore dissous (P-PO₄), de l'azote ammoniacal (N-NH₄) et du carbone organique dissous (COD) - Rhône aval (Chancy).

Figure 27 : Change in the minimum, maximum and mean annual concentrations of dissolved phosphorus (P-PO₄), ammoniacal nitrogen (N-NH₄) and dissolved organic carbon (DOC) - Rhône (Chancy).

6.2 Arve (figure 28)

Pour les 3 paramètres, il n'y a pas d'évolution claire. La concentration moyenne en phosphore dissous est de 0.056 mgP/l. Pour l'azote ammoniacal, la moyenne est de 0.098 mgN/L et pour le COD de 1.17 mg/L.

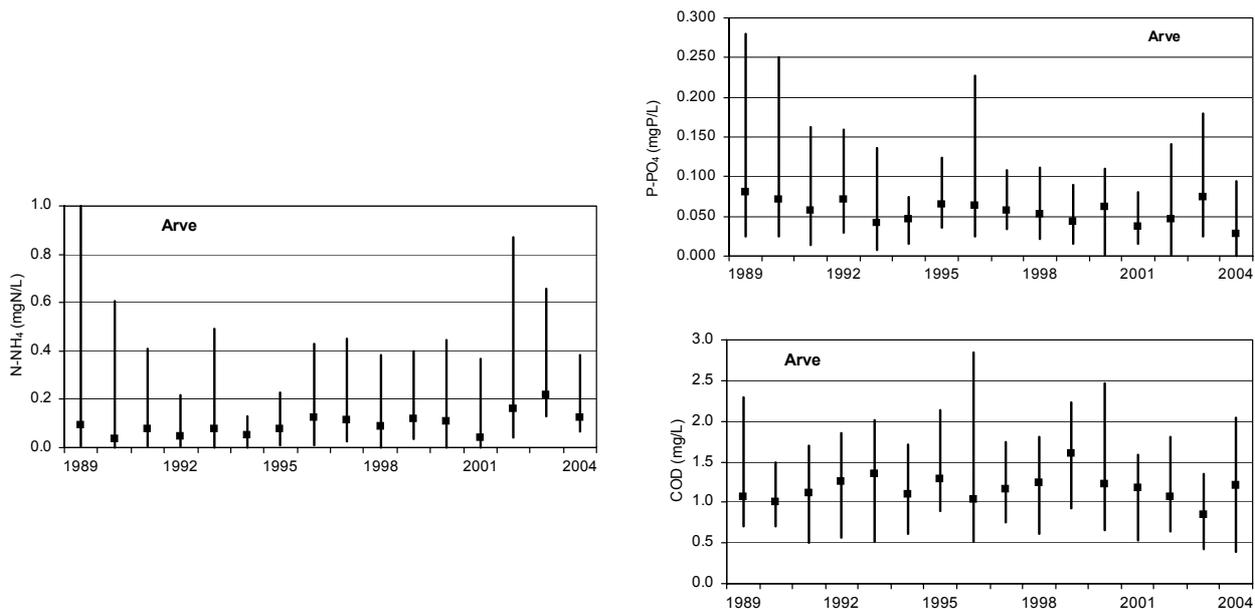


Figure 28 : Evolution des concentrations minimale, maximale et moyenne annuelles du phosphore dissous (P-PO₄), de l'azote ammoniacal (N-NH₄) et du carbone organique dissous (COD) - Arve.

Figure 28 : Change in the minimum, maximum and mean annual concentrations of dissolved phosphorus (P-PO₄), ammoniacal nitrogen (N-NH₄) and dissolved organic carbon (DOC) - Arve.

6.3 Allondon (figure 29)

Les valeurs maximales de phosphore dissous sont à la baisse depuis 2000. La valeur moyenne ces dernières années est de 0.110 mgP/L.

Par contre pour l'azote ammoniacal il y a plutôt une tendance à la hausse, avec des valeurs maximales qui dépassent fréquemment 0.400 mgN/L.

Le COD ne montre pas d'évolution nette (valeur moyenne : 1.88 mg/L).

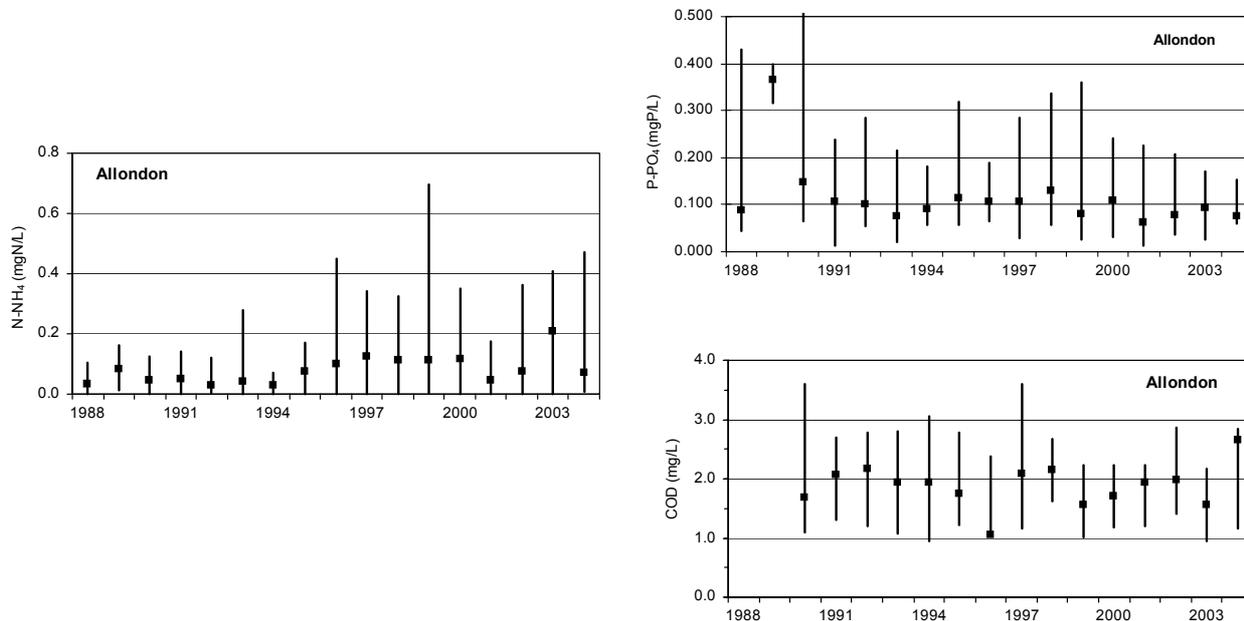


Figure 29 : Evolution des concentrations minimale, maximale et moyenne, annuelles du phosphore dissous (P-PO₄), de l'azote ammoniacal (N-NH₄) et du carbone organique dissous (COD) - Allondon.

Figure 29 : Change in the minimum, maximum and mean annual concentrations of dissolved phosphorus (P-PO₄), ammoniacal nitrogen (N-NH₄) and dissolved organic carbon (DOC) - Allondon.

7. CONCLUSIONS

Avec une lame d'eau précipitée de l'ordre de 990 mm sur le bassin versant proche du Léman, 2004 est une année à pluviométrie moyenne. Les débits des différentes rivières sont légèrement inférieurs à leur moyenne sur 10 ans. La somme des débits moyens de l'ensemble des affluents contrôlés (Rhône, Dranse, Aubonne, Venoge et sept affluents complémentaires) est de 195 m³/s. Le débit moyen à la sortie du lac (émissaire à Genève) est de 218 m³/s.

En 2004, les apports en phosphore total au lac par les onze rivières suivies ont été de 1'294 tonnes. Le Rhône amont représente 91 % de ces apports. Il sort du lac 109 tonnes. Pour le phosphore dissous les apports sont de 56 tonnes et 36 tonnes sont exportées par l'émissaire.

Pour le phosphore total, les flux apportés par le Rhône amont sont en constante augmentation depuis le début des mesures. Par contre, la Dranse, la Venoge et l'Aubonne montrent une évolution à la baisse. Il en est de même pour le Rhône aval à Chancy (- 50 % depuis 1986). L'Arve et l'Allondon ne montrent pas d'évolution nette.

Pour le phosphore dissous, l'ensemble des onze rivières suivies se déversant dans le lac, ainsi que le Rhône aval à Chancy, montrent une nette décroissance des apports depuis une vingtaine d'années. Il n'en est pas de même pour l'Arve et l'Allondon qui ne montrent pas d'évolution à la baisse. Dans ces derniers bassins versants la plupart des stations d'épuration ne pratiquent en effet pas la déphosphatation.

Pour l'azote minéral total, l'ensemble des rivières auscultées montre une stabilité des apports au cours des années.

Pour le chlorure, l'ensemble des rivières à l'exception du Rhône amont et de la Dranse présente une relative stabilité des apports. L'augmentation est particulièrement nette pour le Rhône amont (+ 5 % par an). Pour les onze rivières du bassin versant du Léman, les apports en 2004 ont été de 61'775 tonnes. L'exportation par l'émissaire s'est élevée à 57'890 tonnes.

En ce qui concerne la qualité des eaux (évaluation basée sur les concentrations en éléments les plus pénalisants pour les rivières elles mêmes : N-NH₄, COD et P-PO₄), on constate très nettement l'effet de la mise en place de la déphosphatation dans les stations d'épuration et de l'interdiction en Suisse du phosphate dans les détergents textiles et la baisse des teneurs dans ces produits en France. Il y a en effet, une nette baisse des concentrations en phosphore dissous dans les eaux des diverses rivières, à l'exception toutefois de l'Arve et l'Allondon où l'évolution n'est pas nette.

Pour l'azote ammoniacal, l'évolution est beaucoup moins significative. Pour quelques rivières on constate une légère diminution des valeurs moyennes, par contre pour presque toutes les rivières les valeurs maximales sont à la baisse.

Pour les concentrations moyennes annuelles en COD, quelque soit la rivière, elles sont stables. On notera toutefois une très légère diminution des valeurs maximales.

BIBLIOGRAPHIE

QUETIN, P. (2005) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2004, 19-29.

STRAWCZYNSKY, A. (2005) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2004, 187-193.

Tableau 3 : Concentrations moyennes en 2004.

Table 3 : Mean concentrations in 2004.

Nom Rivière	Débit (m ³ /sec)	N-NH ₄	N-NO ₂	N-NO ₃	Nmintot (µgN/L)	NtotBrut (µgN/L)	PO4 (µgP/L)	PtotBrut (µgP/L)	Ppartic (µgP/L)	Cl (mg/L)	SO ₄ (mg/L)	TAC (méq/L)	Ca (méq/L)	Mg (méq/L)	Na (mg/L)	K (mg/L)	SiO ₂ (mg/L)	DOC (mg/L)	TOC (mg/L)	MES (mg/L)	
		(µgN/L)	(µgN/L)	(µgN/L)	(µgN/L)	(µgN/L)	(µgP/L)	(µgP/L)	(µgP/L)	(µgP/L)	(mg/L)	(mg/L)	(méq/L)	(méq/L)	(méq/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
Bassin versant Léman																					
Concentrations moyennes																					
Rhône amont	163.34	50.8		554		597	8.0	227.7		10.13	52.42	1.20	2.04	0.45	6.80	1.53	2.92	1.10	2.44	162.0	
Dranse	13.69	36.1	8.6	808	852	924	8.3	58.1	45.4	7.19	69.21	3.22	3.67	0.81	4.39	0.87	3.36			54.3	
Aubonne	4.92	13.0	7.5	1'433	1'453		13.5	132.3	114.5	5.71	4.73	3.57	3.20	0.44	3.38	0.74	2.64	2.73		106.0	
Versoir	3.27	26.5	29.7	1'584	1'641	1'835	15.1	34.9	0.0	11.39	8.17	3.48	3.40	0.46	5.43	1.05	3.19	2.32			
Venoge	3.64	74.2	25.9	4'743	4'843		30.6	281.6	244.1	16.67	18.96	4.16	4.19	0.62	8.36	2.23	4.66	3.06		176.0	
Veveyse	1.77	18.6	5.3	813	837		4.6	342.4	333.5	9.56	12.50	3.18	2.87	0.46	6.73	1.27	3.71	2.61		361.7	
Promenthouse	2.07	27.9	8.1	2'727	2'763		13.0	101.7	84.7	8.12	6.78	4.09	3.71	0.60	4.49	1.28	4.11	2.33		62.3	
Chamberonne	1.06	74.7	25.7	2'876	2'976		51.6	119.6	58.9	18.07	37.61	3.19	3.41	0.64	11.37	2.54	4.50	2.40		36.4	
Morges	0.40	164.6	29.0	6'966	7'160		44.4	136.5	83.2	19.97	29.63	4.62	4.81	0.88	9.13	3.32	8.00	3.47		62.9	
Dullive	0.34	15.6	11.6	3'480	3'507		15.0	65.5	45.0	14.16	20.61	4.87	4.57	0.91	7.94	2.12	7.03	2.07		25.0	
Eau Froide	0.40	36.7	6.5	6'390	6'434		5.3	27.1	17.1	7.69	32.96	2.79	2.97	0.49	12.18	1.84	3.57	2.13		11.2	
Bassin versant du Rhône aval																					
Rhône émissaire	218.3	19.2	11.0	423	453	637	5.2	15.5	11.2	8.25	47.31	1.62	2.07	0.46	5.49	1.33	0.60	1.07			
Arve	110.1	169.1	34.8	762	966	1'119	40.8	50.7		8.24	50.49	2.27	2.51	0.42	4.49	1.21		0.90			
Allondon	14.0	54.8	20.0	1'430	1'505	1'991	67.1	98.6		5.70	5.19	2.29	2.09	0.26	3.42	0.82		0.79			
Rhône Chancy	298.1	140.2	35.1	768	943	846	21.2	59.3		9.39	45.54	1.94	2.37	0.51	6.35	1.65	1.35	1.59	2.22	27.9	

Tableau 4 : Flux en 2004.

Table 4 : Flow in 2004.

Nom Rivière	Débit	N-NH ₄	N-NO ₂	N-NO ₃	Nmintot	NtotBrut	P-PO4	PtotBrut	Ppartic	Cl	SO ₄	Ca	Mg	Na	K	SiO ₂	DOC	TOC	MES	
	(m ³ /sec)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	
Bassin versant Léman																				
Rhône amont	163.34	263.1		2'867		3'093	41.4	1'179		52'478	271'479	211'902	28'197	35'203	7'899	15'106	57'16	12'627	838'849	
Dranse	13.69	15.69	3.72	351	370	401	3.6	25.2	19.70	3'120	30'051	31'934	4'254	1'908	376	1'461			23'596	
Aubonne	4.92	2.03	1.16	223	227		2.1	20.6	17.85	890	737	9'981	840	527	116	411	426		16'522	
Versoix	3.27	2.75	3.08	164	170	190	1.6	3.62		1'182	847	7'063	574	563	109	331	241			
Venoge	3.64	8.55	2.98	547	558		3.5	32.5	28.14	1'922	2'186	9'690	872	964	257	538	352		20'292	
Veveyse	1.77	1.04	0.29	46	47		0.3	19.2	18.70	536	700	3'227	315	377	71	208	146		20'275	
Promenthouse	2.07	1.83	0.53	179	181		0.9	6.68	5.56	533	445	4'888	476	295	84	270	153		4'089	
Chamberonne	1.06	2.51	0.87	97	100		1.7	4.02	1.98	608	1'266	2'299	261	383	85	152	81		1'226	
Morges	0.40	2.10	0.37	89	91		0.6	1.74	1.06	255	378	1'230	137	117	42	102	44		804	
Dullive	0.34	0.17	0.13	38	38		0.2	0.71	0.48	153	222	987	119	86	23	76	22		269	
Eau Froide	0.40	0.47	0.08	81	82		0.1	0.34	0.22	97	418	754	75	154	23	45	27		142	
Total BV Léman	194.9	300.2	13.22	4'681			55.8	1'294		61'775	308'730	283'955	36'120	40'576	9'086	18'698				
Bassin versant du Rhône aval																				
Rhône émissaire	221.2	134.8	77.34	2'965	3'177	4'471	36.3	109.0	78.4	57'887	331'830	290'715	39'389	38'510	9'306	4'232	7'526			
Arve	61.6	330.0	67.94	1'488	1'886	2'184	79.6	99.0		16'083	98'542	98'082	9'981	8'759	2'370		1'747			
Allondon	4.1	7.17	2.62	187	197	261	8.8	12.9		746	679	5'492	419	448	107		103			
Rhône Chancy	293.1	1'303.3	326.44	7'139	8'769	7'868	197.4	551.6		87'285	423'292	440'708	58'026	58'988	15'357	12'561	14'744	20'654	258'920	

EFFETS DES ÉVOLUTIONS DU MODE D'OCCUPATION DES SOLS ET D'OPÉRATIONS DE MAÎTRISE DE LA POLLUTION, SUR LE BILAN DE PHOSPHORE DU BASSIN VERSANT DU FORON

EFFECTS OF CHANGES IN LAND USE, AND ATTEMPTS TO CONTROL POLLUTION ON THE PHOSPHORUS EQUILIBRIUM IN THE CATCHMENT BASIN OF THE FORON RIVER

Campagnes 1990-1993 et 2002-2004

PAR

Philippe QUÉTIN, Olivier BOUVIER, Jérôme LAZZAROTTO, Jean-Paul MOILLE, Jérôme POULENARD et Jean-Marcel DORIOZ

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

RÉSUMÉ

Les enquêtes effectuées en 1993 et en 2003 montrent qu'en dix ans, les apports de phosphore à la rivière Foron n'ont augmenté que de 20 %. Cette évolution résulte principalement de dynamiques inverses : forte croissance de la population du bassin versant (31 %), augmentation du nombre de raccordements et des rejets industriels (75 %), baisse de la quantité de P domestique rejetée par individu (due à une limitation progressive des teneurs en TPP des détergents). Parallèlement les exportations mesurées à l'exutoire fluctuent en fonction des conditions hydrologiques.

Le transfert en 2003, des rejets de la station d'épuration de Bons hors du bassin versant (80 % des apports ponctuels répertoriés, soit près de 3'600 kg de P total par an, équivalent au minimum à 1/3 du P exporté) fournit une situation privilégiée pour tester en vraie grandeur, l'inertie du système rivière vis-à-vis des exportations du P et la sensibilité des méthodes et des indicateurs utilisés pour évaluer le bilan d'un bassin.

ABSTRACT

The surveys carried out in 1993 and in 2003 have demonstrated that over these ten years the input of phosphorus into the River Foron increased by only 20 %. This has been the outcome of several disparate trends : a considerable increase in the human population in the catchment area (31 %), an increase in the number of connections to the sewerage system and industrial discharges (75 %), and a fall in the per capita discharge of domestic phosphorus (due to the progressive lowering of the permitted TPP contents of detergents). Over the same period, the outputs measured at the outflow have fluctuated, depending on the hydrological conditions.

The transfer in 2003, of discharges from the Bons waste water treatment plant out of the catchment basin (80 % of the specific inputs recorded, i.e. nearly 3'600 kg of total P per year, equivalent to at least 1/3 of the P discharged) has provided an exceptional opportunity to carry out a life-sized trial, to determine the inertia of the river system with regard to outputs of P, and the sensitivity of the methods and the indicators used to assess the net movements in the catchment basin.

1. INTRODUCTION

Pour évaluer ou réactualiser la stratégie mise en place pour maîtriser la pollution du Léman par le phosphore, il est utile de déterminer périodiquement la contribution relative des diverses sources au transfert du phosphore (P) des bassins versants au lac. C'est dans cette perspective que nous avons reproduit, en 2002-2005, le bilan de P effectué, en 1990-1993, dans le bassin versant du Foron (un bassin de 48 km², en Haute-Savoie, sur le versant sud du Léman, représentatif des conditions du "Bas Chablais").

En 2003, un événement majeur modifie ce bilan : l'arrêt des rejets de la station d'épuration (STEP) de BONS (capacité de 2'700 EH) et l'exportation hors du bassin de près de 3'600 kg de P total par an, soit 1/3 du flux total annuel à l'exutoire. Cet événement fournit une occasion assez exceptionnelle pour évaluer :

- l'inertie due au stockage dans les sédiments, du P total provenant des apports ponctuels (DORIOZ et al., 1998,
- la sensibilité de certains indicateurs utilisés pour caractériser les bilans ou les régimes d'exportation (relations concentrations - débits notamment).

Pour mesurer l'impact de cet événement et pour comparer les bilans, nous disposons d'un suivi hydrochimique à l'exutoire (prélèvement automatique intégré avec échantillons moyens proportionnels au débit) et d'enquêtes sur l'état du bassin (assainissement, occupation des sols).

2. ÉTAT DES CONNAISSANCES

- ▶ Le bilan du P total d'un bassin versant repose sur l'identification et l'évaluation des sources ponctuelles et diffuses. Ces 2 types de sources se distinguent par leur mode d'entrée dans la rivière et leurs relations avec les conditions hydrologiques.

Les sources ponctuelles entrent dans le réseau hydrographique généralement en des sites précis et surtout indépendamment de la pluviométrie, au rythme des activités humaines. Il s'agit souvent de rejets de fortes concentrations en formes dissoutes du P et en formes particulières biodisponibles. La maîtrise de ces sources repose sur une politique de collecte et de traitement des eaux usées. La mesure des flux ponctuels de P est possible si les eaux usées sont efficacement collectées, rejetées en un petit nombre de sites et analysées régulièrement (KRONVANG, 1992). Ces conditions sont rarement remplies dans nos bassins ruraux où la dispersion spatiale des points de rejets est la règle. En conséquence, les apports ponctuels sont en général évalués à partir d'un calcul intégrant des données d'enquêtes (nombre d'habitants par exemple) et des ratios (quantité de P total émise par jour et par habitant). Ce type d'approche, appliqué en 1990-93 sur le bassin du Foron, a été reconduit en 2002-2004 pour caractériser l'évolution de cette composante majeure du bilan de P total du bassin lémanique qu'est la pollution ponctuelle.

Autre composante du bilan de bassin, les sources diffuses ne se manifestent qu'en période de ruissellement ou de ressuyage des sols. Il est difficile de leur définir un point d'entrée précis dans le réseau. Les transferts diffus de P total s'accompagnent de grands volumes d'eau généralement chargés de matières en suspension. De ce fait, la maîtrise des sources diffuses de P ne repose pas (sauf exception) sur une technologie, mais sur la gestion des sols. Difficiles à localiser et à prévoir, les sources diffuses de P sont aussi difficiles à quantifier (SHARLEY et al., 1993). Une démarche possible est d'affecter aux divers modes d'occupations des sols, des coefficients moyens, les "flux spécifiques" exprimés en kg/ha.an, la somme des produits flux spécifiques / surfaces fournissant une estimation des apports diffus du bassin. Mais ces valeurs moyennes issues de compilations bibliographiques, ne tiennent pas compte de la variabilité hydrologique qui peut se révéler très forte. A titre d'exemple, sur le bassin versant du Mercube (petit bassin de 300 ha, pas très éloigné géographiquement du Foron, avec une dominance céréalière), le "flux spécifique" varie sur 10 ans, de 0.3 à 1 kg/ha.an de P total selon l'hydrologie. L'approche en flux spécifiques peut être utile pour de grands bassins mais ne fournit qu'un ordre de grandeur à manipuler avec précautions s'il s'agit de raisonner des impacts et des évolutions qui, en ce qui concerne le diffus, sont probablement très lentes.

Bilans et flux spécifiques sont généralement présentés en Ptotal, alors que l'impact d'un apport dépend aussi de caractéristiques qualitatives se rapportant aux formes du P transférées (particulaire, dissous, organique, minéral). Dans la mesure où une spéciation exhaustive est impensable pour le Ptotal des eaux, les caractérisations proposées partent de considérations opérationnelles. Le tableau 1 (d'après LOGAN, 1982 modifié) fournit un exemple, celui adopté pour ce travail et par la CIPEL.

Tableau 1 : Spéciations du phosphore (les formes prises en compte sont en gras).

Table 1 : Species of phosphorus (the species taken into account are shown in bold).

	Fraction désignée	Grandes caractéristiques chimiques	Biodisponibilité potentielle en conditions standard
P total - eau brute (P tot)	P total - eau filtrée (Ptotal ef) ($< 0.7 \mu\text{m}$)	Orthophosphate (P-PO₄) P- organique Triphosphosphate Colloïdes fins	Forte et immédiate
	P particulaire (P part) ($> 0.7 \mu\text{m}$)	P "labile" adsorbé, facilement échangeable ou hydrolysable ou solubilisable	Forte et à court terme
		P minéral relativement stable participant souvent à des composés avec Fe, Ca, Al	Très variable et à long terme
		P organique relativement stable participant à des molécules humiques	Moyenne et à long terme

- ▶ Enfin, la spéciation du phosphore, quelque soit la typologie adoptée, évolue lors des transferts dans les bassins versants si bien, qu'à l'exutoire, les flux enregistrés ne résultent pas d'un simple mélange conservatif des divers apports. Une partie du P total, apportée au réseau, quelque soit sa forme initiale est stockée dans le réseau, avec des transformations possibles de spéciation. Les principales transformations connues aboutissent à insolubiliser de façon partiellement réversible le P dissous dont les sources principales se trouvent dans les eaux usées. Il s'ensuit une rétention dans les sédiments et végétaux de la rivière. L'intensité de ce phénomène dépend du débit et de la concentration (PILLEBOUE, 1987). Lors des périodes de basses eaux, l'effet cumulé de ces rétentions crée une source interne à la rivière, suffisamment significative pour modifier les bilans annuels et affecter le régime d'exportation à l'exutoire : retards au transfert, variabilité saisonnière de l'origine et de la biodisponibilité des formes particulières (DORIOZ et al., 1998). Considérant l'importance quantitative de cette charge interne dans le Foron (le stockage dans la rivière peut représenter l'équivalent des apports diffus), nous faisons l'hypothèse que ce phénomène joue un rôle tampon dans la dynamique du P total, susceptible de

masquer les effets d'une baisse des entrées de P. Le détournement hors bassin d'une partie des eaux usées rejetées au Foron, nous permet de tester cette hypothèse et au-delà de valider les bilans et d'en discuter les indicateurs.

3. LE BASSIN VERSANT DU FORON

3.1 Le site d'étude

3.1.1 Géographie

Partie intégrante du bassin lémanique, le bassin versant du Foron se trouve à une dizaine de kilomètres à l'ouest de Thonon-les-Bains (figure 1). Son territoire est limité au nord par le Léman, à l'est par le bassin versant du Redon, au sud par les Préalpes et le Massif des Voirons (1'480 m) et à l'ouest par le Mont de Boisy (740 m). Il s'étend sur six communes (Ballaisson, Bons en Chablais, Brenthonne, Fessy, Lully et Sciez) et peut se décomposer en trois zones géographiques principales :

- une partie amont pentue et forestière (10 %),
- une partie médiane moins pentue, plus urbanisée et agricole (élevage à base d'herbages) (25 %),
- une partie aval plane et boisée (65 %).

Au plan géologique ce territoire est caractérisé par la grande prédominance d'argile à blocs quaternaire, laissant rarement apparaître le substratum. Il s'agit donc globalement d'un bassin versant présentant une surface peu perméable (VIAL, 1976).

D'une superficie voisine de 50 km² au point de prélèvement, le bassin versant du Foron est marqué par l'importance des boisements (56 %). Les terres agricoles recouvrent environ 37 % de la surface; l'urbanisation et les infrastructures (routes, ...) ne sont pas négligeables (7 %).

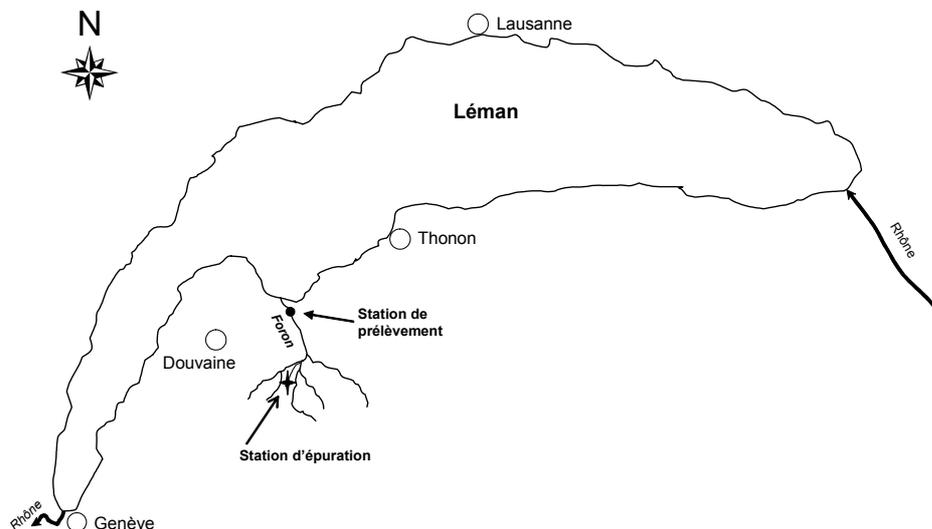


Figure 1 : Carte de situation du bassin du Foron.
 Figure 1 : Map showing the location of the Foron basin.

3.1.2 Dispositif et analyses

Le dispositif de suivi comprend : un limnigraphe, installé par la D.I.R.E.N. Rhône-Alpes, qui enregistre en continu les débits. Sur le même site, nous avons installé un préleveur automatique qui réalise toutes les 15 minutes un prélèvement (30 mL). Les échantillons ainsi collectés sont réunis dans des flacons de 2 litres correspondant à 8 heures de prélèvements, ils sont stockés à 4 °C et à l'obscurité. Les analyses portent sur un échantillon moyen hebdomadaire proportionnel aux débits écoulés cet échantillon est réalisé à partir des flacons de 2 L.

Sont mesurés : les différentes formes de phosphore (tableau 1) et les paramètres physico-chimiques de base, la conductivité, le pH, NH₄⁺, NO₃⁻, Cl⁻, les matières en suspension (notées MES) et le carbone organique dissous (noté COD). Les protocoles analytiques suivent les normes AFNOR (tableau 2).

Tableau 2 : Normes AFNOR.
 Table 2 : Normes AFNOR.

Paramètre	Conductivité à 25 °C	pH	Phosphore	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	MES	COD
Norme	NF EN 2788 / ISO7888	NF T90 -008	NF EN 1189	NF T 90 -015	NF EN ISO 26777	NF EN ISO 10304 -1	NF EN 872	FD T 90 - 102

Le chlorure est dosé en chromatographie ionique et le nitrate en colorimétrie. La détermination du phosphore total sur eau filtrée (noté P_{tot ef}) et celle de l'orthophosphate (noté P-PO₄) est réalisée après filtration à 0.7 µm. Une étude menée au laboratoire de chimie (VAUTEY, 2003) a permis de vérifier qu'il n'existe pas, dans notre contexte hydro-chimique, de différence significative sur les résultats de dosage après filtration à 0.45 ou à 0.7 µm. Les échantillons pour le phosphore total sur eau brute (P_{tot}) et pour le phosphore total sur eau filtrée (P_{tot ef}) subissent une hydrolyse acide à haute température selon MENZEL et CORVIN (1965) avant une détermination spectrophotométrique selon MURPHY et RILEY (1968). L'orthophosphate est dosé directement après filtration selon le même protocole MURPHY et RILEY (1968). Les résultats sont exprimés en phosphore élément (mgP/L). La différence P_{tot} - P_{tot ef} représente le P particulaire (P_{part}). L'ensemble des méthodes d'analyse utilisées est validé 2 fois par an par des analyses interlaboratoires (STRAWCZYNSKI, 2004). Les informations permettent de calculer les flux de P exportés à l'exutoire, pour les périodes allant de 1990 à 1993 et pour les années 2002 à 2004.

3.2 Caractérisations hydroclimatiques des périodes d'études

La figure 2A présente les relevés hebdomadaires de la pluviométrie du poste météorologique de Thonon et de l'hydrométrie à l'exutoire :

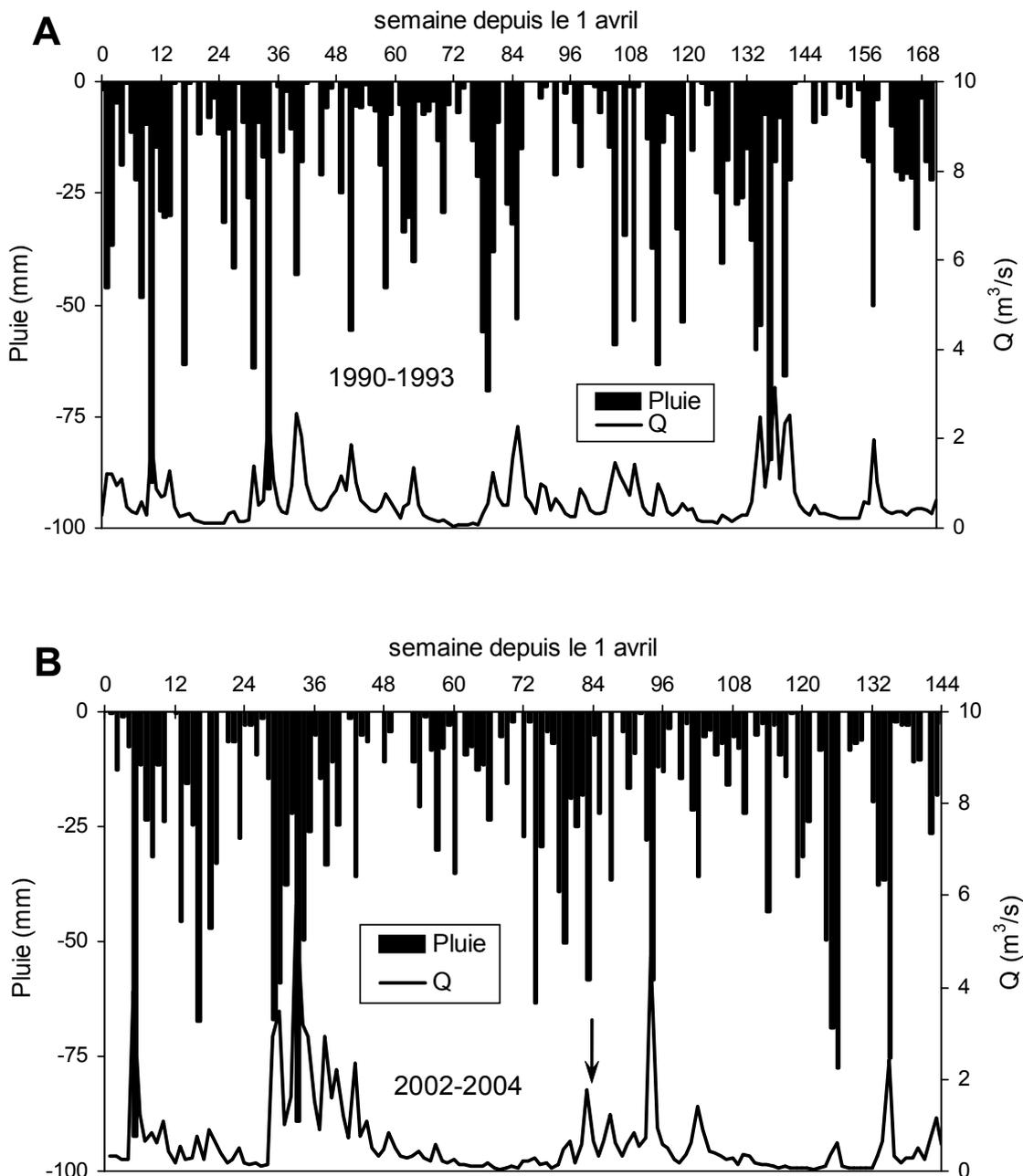


Figure 2 : Pluviogrammes et Hydrogrammes pour les périodes : A)1990-1993 et B) 2002-2004 (la flèche indique l'arrêt des rejets de la STEP).

Figure 2 : Rainfall recorder charts and hydrographs for the periods : A)1990-1993 and B) 2002-2004 (the arrow indicates, when discharges from WWTPs stopped).

Les années 2003-2004 se caractérisent par une forte sécheresse, avec des débits d'étiage (45 L/s) inconnus en 1990-1993 et paradoxalement par quelques pointes de crues particulièrement élevées. La période suivant l'arrêt des rejets de la STEP est caractérisée par une faible pluviosité avec un puissant épisode de crue survenant deux mois et demi après (le 13/01/2004 débit journalier mesuré à l'exutoire de 9.2 m³/s, figure 2b).

3.3 Caractérisations de l'assainissement des eaux usées

La gestion des eaux usées est connue grâce à des enquêtes réalisées auprès des différentes mairies du bassin versant, des SIVOM (du Bas Chablais et du Pays de la Côte), de la DDAF, du Conseil Général, de la Chambre d'Agriculture, des gardes de pêche, des responsables des entreprises. Des informations obtenues hors bassin versant (du Syndicat Inter-communal du lac d'Annecy, STEP de Thonon, Agence de l'eau, IFEN) et dans la bibliographie, complètent la base de données nécessaire pour la détermination des composantes du bilan (tableau 3). Le mode d'occupation des sols a été étudié à partir de photos aériennes de 1992 et de 2000 et vérifié à l'aide d'observations de terrain (2003).

Tableau 3 : Paramètres du bilan des apports au Foron.

Table 3 : Parameters used to assess net inputs into the Foron.

Type de Source		Enquêtes	Informations complémentaires obtenues dans la bibliographie
Apports ponctuels	domestiques	- Nombre d'habitants en assainissement collectif (STEP+lagonage) - Nombre d'habitants en assainissement autonome - Nombre de puits dits " perdus " - Efficacité des assainissements collectifs (STEP + lagonage) Apports ponctuels - Efficacité des assainissements autonomes	- Flux de P rejeté par habitant (gP/j)
	industriels	- Types de rejets industriels - Flux de P rejetée - Epuration de ces rejets industriels	
	agricoles	- Flux transmis au lagonage - Aucune autre information disponible	
Apports diffus	urbain	- Surface imperméabilisée	- Flux spécifique de P (kgP/ha.an)
	agricole	- Surface des pâtures - Surface des prairies de fauche - Surface des cultures	- Flux spécifique de P issu des différentes surfaces agricoles (kgP/ha.an)
	naturel	- Surface des zones naturelles	- Flux spécifique de P (kgP/ha.an)

4. RÉSULTATS

4.1 Exportations à l'exutoire : comparaisons interannuelles

Les données d'exportations sont calculées d'avril à avril (tableau 4).

Tableau 4 : Bilan comparatif des flux annuels moyens pendant les périodes avril- avril.

Table 4 : Comparative assessment of mean annual flows over the April-April period.

	Pluie	Débit moyen	MES	P tot	Ptot ef	P part	P-PO ₄ ³⁻	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	Cl ⁻
	mm	m ³ /s	tonnes/an							
1990-1991	998	0.73	1'460	4.1	3.0	1.09	2.7	-	40	199
1991-1992	695	0.54	1'530	5.3	3.5	1.78	3.3	0.9	35	212
1992-1993	954	0.69	2'800	4.4	3.2	1.15	2.9	1.0	39	222
2002-2003	1025	1.06	5'210	8.5	3.2	5.28	2.6	1.7	51	357
2003-2004	691	0.50	1'570	3.6	1.8	1.82	1.5	0.8	40	277

Remarquable au plan hydrologique avec un débit moyen 30 % supérieur à la moyenne, l'année 2002-2003 se singularise également par une exportation exceptionnelle de MES (x2) et de P part (x4) ce qui résulte de conditions particulièrement favorables au ruissellement et à l'érosion. Une part importante des exportations du P part se faisant lors des crues, on peut relier la différence des flux moyens annuels, entre les années 1990-1993 et la période 2002-2003, à un nombre de semaines de crues plus élevé (6 semaines supérieures à 3 m³/s répertoriées en 2002-2003 contre 1 seule en 1990-1993) et des débits de crue plus importants (le maximum hebdomadaire pour 2002-2003 est de 5.8 m³/s, pour 1990-1993 il est de 3.1 m³/s). On note aussi un accroissement relatif de flux annuels par ailleurs assez stables, N-NO₃⁻ et Cl⁻. Seuls P_{tot} et P-PO₄³⁻ sont dans le même ordre de grandeur que les valeurs enregistrées dans les années 90. Ceci signale une relative indépendance des dynamiques d'exportation du P particulaire et des formes de P dissous.

L'année 2003-2004 se caractérise par un retour à la normale en terme de flux exporté d'eau, de MES, P part et par une baisse du P dissous (P_{tot} et P-PO₄³⁻) associée à l'arrêt des rejets de la STEP en novembre. L'effet de cet événement sera détaillé ultérieurement.

4.2 Evaluation des entrées dans le réseau hydrographique

4.2.1 Inventaire des sources de phosphore

L'inventaire des sources du bassin du Foron permet de dresser un schéma de transfert qui reste valable quelque soit la période d'étude (figure 3). Le Foron offre un fonctionnement assez banal avec une grande diversité de sources et de connections. Deux installations de traitement des eaux usées sont recensées sur le bassin du Foron, le reste des rejets se faisant soit à partir d'assainissements autonomes, soit en rejets sauvages :

- La station d'épuration à boues activées de Bons-en-Chablais est en activité depuis 1978, elle a reçu en 2003, les eaux usées d'environ 3'300 habitants ainsi que celles d'une zone industrielle, alors que sa capacité nominale est de seulement 2'700 équivalents-habitants (EH). La suppression de cette STEP avec basculement hors du bassin versant de ses eaux usées est effective depuis novembre 2003. Le rendement est estimé entre 5 et 10 %.
- Le lagunage de Brenthonne, mis en service en 1985, a été dimensionné pour 1'700 EH ; son rendement épuratoire vis-à-vis de P (15 %) a été contrôlé en 2002.

Toutes les grandes catégories d'activités humaines fournissent aussi un réseau hydrographique des sources diffuses (il existe aussi du diffus urbain). La quantité de P_{total} apportée au réseau par chacune des sources peut être évaluée comme le produit d'une quantité fournie, par un taux de transfert.

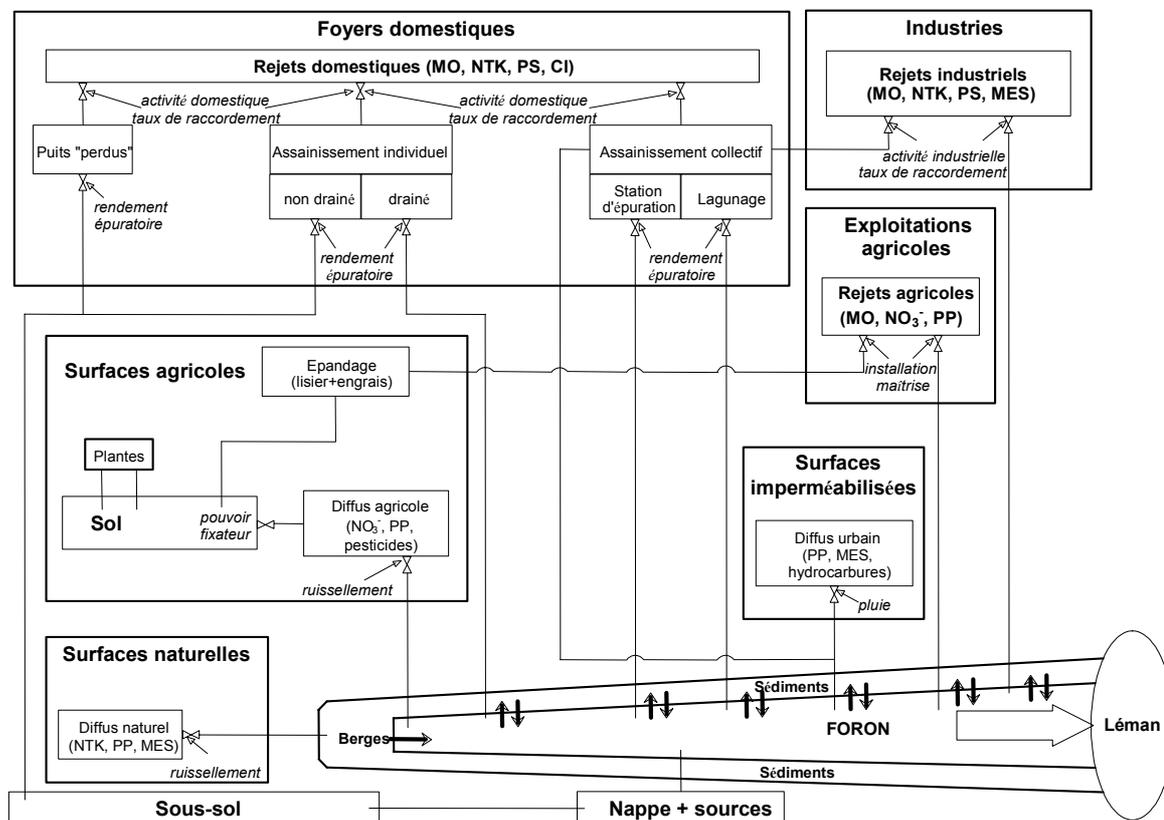


Figure 3 : Schéma des transferts de phosphore d'un bassin versant (type du Foron).

Figure 3 : Diagram showing the transfer of phosphorus out of a catchment basin (Foron model).

4.2.3 Evaluation et évolution des apports diffus

Les flux spécifiques de Ptotal sont évalués sur la base des valeurs fournies par DORIOZ et TRÉVISAN (1997) pour le contexte lémanique (tableau 5). Nous considérons que ces valeurs moyennes n'ont pas changé en 10 ans, c'est-à-dire qu'il existe une relative stabilité des pratiques de culture, ce que confirme le conseiller agricole local. Les évolutions du P diffus ne dépendent donc que de changements dans l'occupation des sols.

Tableau 5 : Les apports diffus, comparaison des évaluations 1993 et 2003.

Table 5 : Diffuse inputs, comparison of values found for 1993 and 2003.

Mode d'occupation des sols	Surfaces imperméabilisées	Surfaces agricoles			Surfaces naturelles	P diffus total entrant dans le réseau hydrographique
		pâtures	Prairies de fauche	cultures		
Flux spécifiques de P- total (kgP/ha.an)	0.5 à 1.5	0.1 à 0.2	0.4 à 0.5	0.7 à 2.5	0.1 à 0.2	
1993 Surface en ha	325	1'220	370	385	3'000	1'000 à 2'450
Flux (kgP/ha.an)	160 à 490	120 à 240	150 à 190	270 à 930	300 à 600	
2003 Surface en ha	380	1'210	370	370	3'000	1'020 à 2'530
Flux (kgP/ha.an)	190 à 570	120 à 240	150 à 190	260 à 930	300 à 600	

Les apports diffus annuels moyens apportés au Foron évoluent peu. Par contre on note un accroissement net du diffus urbain (+17 %). La surface agricole, principale contributrice varie peu (-2 %). Bien entendu ces chiffres ne donnent que des ordres de grandeurs moyens. Une étude (AQUAE, 2004) confirme que les apports provenant des nappes et sources sont faibles et n'ont pas varié au cours des deux périodes d'études, ce qui suggère un bruit de fond faible mais constant.

4.2.4 Apports ponctuels

► Evolutions des quantités de phosphore rejetées par individu

Les rejets du métabolisme humain selon BILLEN *et al.*, 1999 (cités par TUSSEAU-VILLEMIN, 2002) tournent autour de 1.2 gP/EH.j (idem pour FOY *et al.*, 1995). Cette valeur est relativement basse comparativement à d'autres données bibliographiques, qui situent les rejets métaboliques autour de 1.5 à 2 gP/jour (PILLEBOUE, 1987). Quoiqu'il en soit ces rejets ont peu varié en 10 ans dans les pays développés. La situation est différente pour les rejets de Ptotal dus aux produits détergents. La contribution aux apports de P varie selon la législation en vigueur : de 0.2 gP/EH.j, selon GRAY et BECKER (2002) en Australie, où la législation interdit les phosphates dans les détergents, jusqu'à 2 gP/EH.j, en France, dans les années 80-90, au pic d'usage des tripolyphosphates (TPP). Depuis une dizaine d'années une baisse des TPP, liée à l'évolution du marché européen est constatée (CLERC et LASCOMBE, 2004) et provoque une évolution à la baisse de la charge totale en P. Parallèlement la charge spécifique totale azotée a peu varié au cours du dernier siècle (cf. BILLEN *et al.*, 1999). Elle se stabilise autour d'une valeur physiologique de 12.5 g/EH.j. En conséquence en connaissant pour une station d'épuration les charges journalières d'azote total (N) et de phosphore total on peut en déduire la quantité de P total rejeté par habitant (TUSSEAU VILLEMIN *et al.*, 2002). La charge de pollution traitée par une station d'épuration peut être calculée en nombre d'équivalents-habitants à partir du rapport suivant :

$$EH = \frac{NTK}{12.5} \quad \text{avec } NTK = \text{charge entrante journalière en azote Kjeldalh, en gN/j}$$

La quantité de phosphore rejetée (R_p) par habitant et par jour s'obtient alors en appliquant :

$$R_p = \frac{Pt}{EH} \quad \text{avec } Pt = \text{charge entrante journalière en phosphore total, en gP/j}$$

Cette méthode est appliquée pour les charges entrantes journalières des stations d'épuration de Thonon-les-Bains et d'Annecy pour chaque année de la période allant de 1993 à 2003 (figure 4).

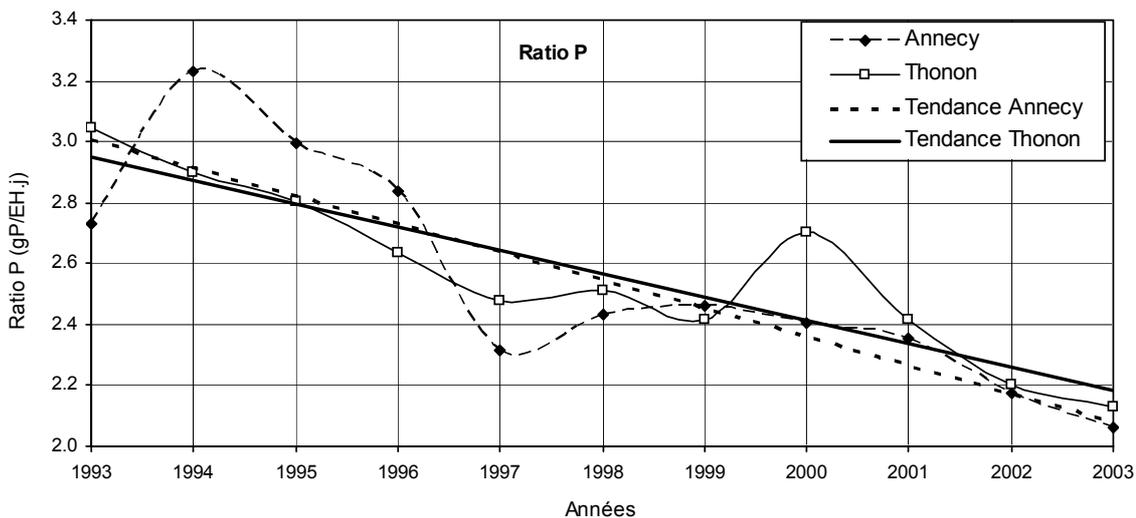


Figure 4 : Evolution de la quantité journalière émise par individu.
 Figure 4 : Change in the daily *per capita* discharge.

La quantité journalière moyenne de phosphore rejetée par équivalent habitant fluctue plus ou moins au cours de ces dix dernières années autour d'une tendance moyenne significativement décroissante (les responsables de ces stations attribuent les fluctuations à des variations de l'activité industrielle). En moyenne, la charge par habitant décroît de 2.7 - 3.2 gP/EH.j dans les années 1993-95, à 2.0 - 2.2 gP/EH.j. TUSSEAU-VILLEMIN et al. (2002) obtiennent des valeurs du même ordre de grandeur (1.9 à 2.3 gP/EH.j) pour 2 stations en région parisienne. Seule une diminution de la charge liée aux détergents peut expliquer cette évolution. L'étude menée par BOSCH et LASCOMBE (2003) évalue à 50 % en 10 ans la baisse de la consommation des phosphates lessiviels en France, d'où une baisse équivalente des rejets.

► **Bilan des apports ponctuels**

L'ensemble des informations obtenues sur le système d'assainissement (figure 3) et les charges (figure 4) permet un calcul des apports ponctuels à la rivière en 1993 et 2003 (tableau 6). Pour ce calcul, nous prenons comme quantité journalière de phosphore rejetée par habitant pour 1993 la valeur de 3 ± 0.1 gP/EH.j et 2.1 ± 0.1 gP/EH.j, pour 2003.

L'augmentation du nombre total d'habitants (31 % en 10 ans) se fait sans amélioration notable du système d'assainissement, jusqu'au transfert hors du bassin des eaux usées dirigées précédemment vers la STEP de BONS (fin 2003). 2000 personnes n'ont pas leurs eaux usées traitées par une installation. En dix ans le nombre d'habitants raccordés à la STEP de BONS a augmenté de 53 % et celui des rejets industriels qui y sont raccordés ont pratiquement doublé. La STEP de BONS en 2003, rejette 3600 kgP/an, soit près de 80 % des apports ponctuels connus.

Tableau 6 : Bilan des apports ponctuels.
 Table 6 : Assessment of specific inputs.

	Nombre d'habitants dans le B.V.	Ratio P (gP/EH.j)	STEP de BONS			Lagunage de BRENTONNE			Systèmes autonomes			Total rejeté (kgP/an)
			Nombre d'habitants	Rejets industriels (kgP/an)	Rendement épuratoire (%)	Nombre d'habitants	Rejets industriels (kgP/an)	Rendement épuratoire (%)	Nombre d'habitants	Rejets industriels (kgP/an)	Rendement épuratoire (%)	
1993	5'100	2.9 à 3.1	2'160	650	10	500	100	20	530	20	10	3'700 à 3'900
2003	6'700	2.0 à 2.2	3'300	1'200	5	645	65	15	755	30	10	4'400 à 4'730

4.3 Evolution du bilan entrée - sortie

Les données sur les entrées estimées et les mesures de flux peuvent être comparées (tableau 7).

Tableau 7 : Bilan des entrées.

Table 7 : Assessment of inflows.

	Apports en P total (kgP/an)					
	Période 1990 - 1993			Période 2002 - 2003		
	mini.	moyenne	maxi.	mini.	moyenne	maxi.
Rejets ponctuels	3'700	3'800	3'900	4'400	4'650	4'720
Apports diffus	1'000	1'720	2'450	1'020	1'800	2'500
Entrée : total estimé	4'700	5'520	6'350	5'420	6'450	7'220
Exportations moyennes mesurées à l'exutoire	4'600			8'500		

Les apports ponctuels à la rivière dominent largement les apports diffus (en moyenne 70 % du total en 2003) et en 10 ans, augmentent de 20 % du fait de l'accroissement de la population et du taux de raccordement. **La baisse de la consommation de TPP (> 50 %) ne suffit donc pas à compenser ces tendances liées à l'urbanisation galopante.**

Si l'on compare les entrées totales estimées avec les sorties totales mesurées, la situation est différente selon les époques mais aucune estimation n'est catastrophiquement différente. Les chiffres estimés s'écartent de 50% du mesuré moyen dans le scénario le plus pessimiste. Il faut aussi considérer pour apprécier ce résultat, que les valeurs de flux mesurés sont associées elles aussi à une incertitude (souvent évaluée à 10 ou 20 %).

Dans le détail, en 1990-1993 les sorties à l'exutoire sont au niveau de l'estimation basse des entrées ce qui pourrait traduire probablement une surestimation du diffus. Par contre pour 2002-2003 les mesures à l'exutoire sont supérieures à l'évaluation maximaliste. Cet écart peut être mis en relation avec le niveau exceptionnel des crues et des exportations de P part lors de cette période, ce dont les flux spécifiques ne peuvent rendre compte.

5. EFFETS DE LA MODERNISATION DE L'ASSAINISSEMENT SUR LE BILAN DE P À L'EXUTOIRE ET LE RÉGIME D'EXPORTATION

5.1 Effet sur le bilan

Afin de pouvoir comparer l'effet de l'arrêt des rejets de la STEP sur le bilan au niveau de l'exutoire nous considérons les exportations totales de novembre à novembre.

Tableau 8 : Bilan comparatif des flux annuels moyens pendant les périodes novembre - novembre.

Tableau 8 : Comparative assessment of the annual flows for the November - November periods.

	Pluie	Débit moyen	MES	P tot	Ptot ef	P part	P-PO ₄ ³⁻	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	Cl ⁻
Moyenne	mm	m ³ /s	tonnes/an							
1990-1993	882	0.65	1'600	4.58	3.25	1.35	2.96	0.95	38.6	211
2002-2003	892	0.78	2'100	4.86	2.47	2.39	2.08	1.52	39.6	303
2003-2004	925	0.49	1'400	2.51	1.10	1.41	0.88	0.57	38.2	247

Les périodes considérées ont sensiblement la même pluviométrie moyenne, mais des répartitions différentes : l'année 2002 est particulièrement humide, 2003 particulièrement sèche, et l'été 2004 offre un nombre important d'événements pluvieux participant peu à l'hydrologie.

L'année de l'arrêt des rejets de la STEP est marquée par une baisse nette du flux annuel de Ptot ef, P-PO₄³⁻ et N-NH₄⁺, alors que les flux de N-NO₃⁻ et Cl⁻, à nouveau, varient peu. Une analyse plus détaillée du régime d'exportation montre que ces diminutions de flux annuels à l'exutoire ne sont pas dues à un régime hydrologique exceptionnel.

5.2 Effet sur les relations flux et concentrations débits des rejets de la STEP

Le suivi des flux au cours du temps (figure 5) permet de distinguer nettement l'effet de l'arrêt des rejets de la STEP malgré le bruitage normal dû à l'hydrologie. Ceci est surtout sensible en basses eaux. Ainsi dans la même gamme de débit ($0.6 \text{ m}^3/\text{s}$), les exportations de Ptot ef sont divisées par 2 (ramenées à environ 50 kg/semaine) après la fermeture de la STEP le 05/11/2003 (semaine 85).

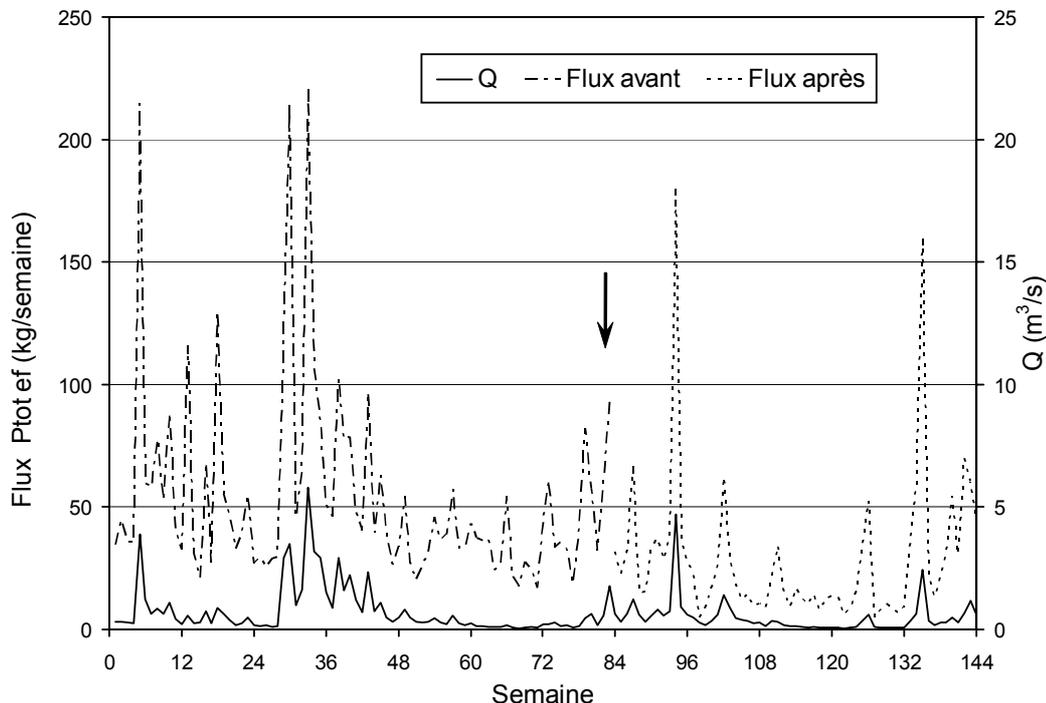


Figure 5 : Evolution du débit et du flux de Ptot ef à partir du 1 avril 2002 (la flèche indique l'arrêt des rejets de la STEP).

Figure 5 : Change in the flow rate and total phosphorus (filtered water) flow from April 1, 2002 (the arrow indicates when WWTP discharges stopped).

Une analyse plus détaillée est possible sur la base des relations flux - débits (MAY et al., 2001) et concentrations - débits (DORIOZ et al., 2004). Les relations flux - débits sont utilisées au niveau mensuel (figure 6) pour les différentes formes de P.

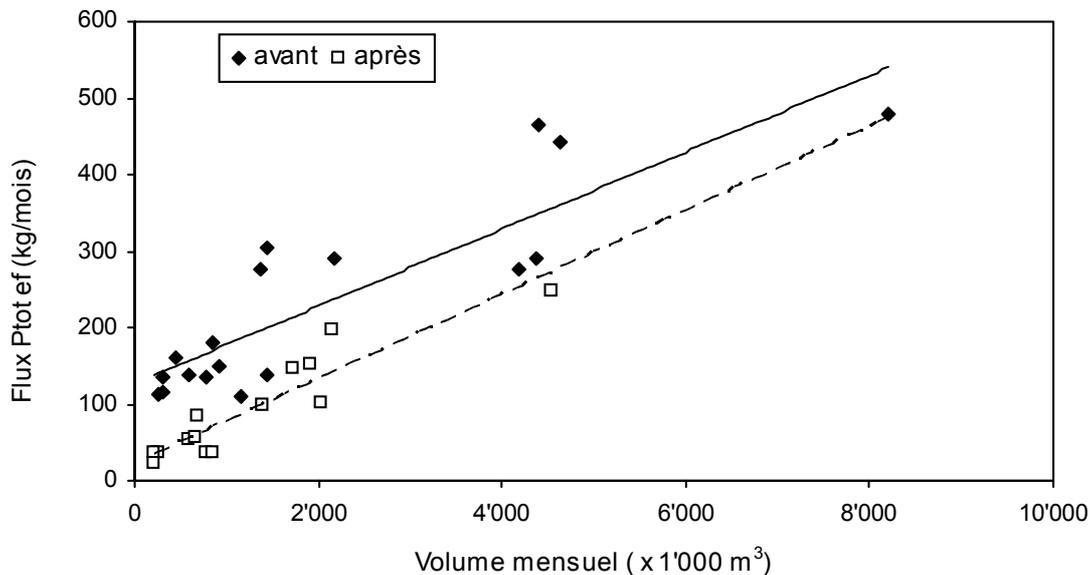


Figure 6 : Relation flux Ptot ef - débit mensuel pour la période 2002 - 2004.

Figure 6 : Monthly total phosphorus (filtered water) flow / flow rate for the period 2002 - 2004.

Les flux mensuels de P part et de P total ne présentent pas de corrélation nette avec le débit mensuel. Ceci traduit la multiplicité des sources et la grande variabilité des conditions de mobilisations de celles ci lors des crues (DORIOZ *et al.*, 1998). Le flux P_{tot ef} (figure 6) comme celui de P-PO₄³⁻, augmente par contre linéairement avec le débit dans la gamme disponible. Une légère baisse de concentration moyenne se manifeste après l'arrêt des rejets de la STEP. En considérant l'ordonnée à l'origine, on constate un abattement marqué du flux de base (divisé par 6). Cette approche ne permet pas une interprétation plus détaillée car elle mélange divers types d'épisodes hydrologiques et donc d'origines et de modalités de transfert de P_{tot ef} différentes. Elle montre cependant qu'il existe un effet global sur le système de transfert de P.

En ne considérant que les semaines de tarissement, on homogénéise les conditions hydrologiques. La figure 7 présente les relations concentration (moyenne hebdomadaire) - débit (moyenne hebdomadaire) obtenues en compilant l'ensemble des semaines de tarissement de la période d'étude. L'utilisation de l'inverse de la racine du débit permet la linéarisation de la courbe concentration - débit.

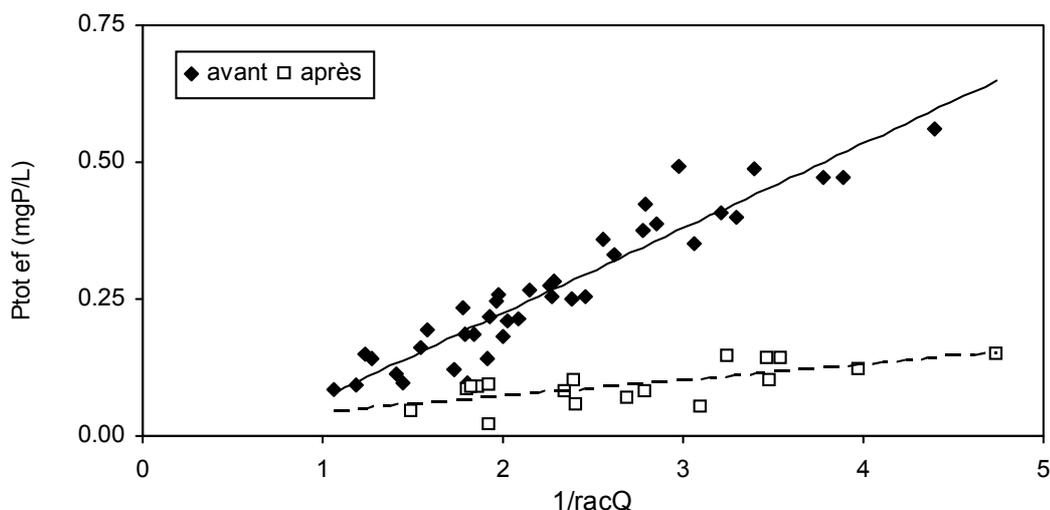


Figure 7 : Relation concentration de P_{tot ef} - débit en tarissement pour la période de 2002 - 2004.
Figure 7 : Concentration of total phosphorus (filtered water) / flow rate of the drying up period (for the period 2002 - 2004).

L'effet de l'arrêt des rejets se manifeste par un changement de pente des droites de régression qui traduit certes une baisse des rejets totaux mais aussi un changement dans le régime de transmission de la pollution ponctuelle vers l'exutoire avec un flux de base, lors des étiages les plus sévères, peu différent.

Le retour sur les chroniques (figure 7) montre que ce nouvel état de la dynamique de P s'installe très rapidement. L'inertie du système de transfert est donc faible. Une crue (semaine 87) provoquant un renouvellement des sédiments de la rivière semble suffisante.

6. SIMULATION, PROSPECTIVES

Afin de comprendre l'évolution des exportations de P dans le bassin versant du Foron, nous calculons le bilan des apports annuels de P à la rivière sur une période donnée pour divers scénarios. Le calcul s'appuie sur une modélisation simple à l'aide du logiciel STELLA (HPS, 1998). Le P exporté vers le lac est évalué comme la somme des apports ponctuels (évaluation par enquêtes et ratio) et des apports diffus (calculs surface flux spécifique). Il s'agit de la même procédure que celle utilisée pour le tableau 3. Le bilan est modélisé de 1993 à 2043 avec plusieurs dynamiques d'évolution du système d'assainissement. Tous les scénarii présentés ici (tableau 10) prennent en compte l'arrêt de la STEP de BONS fin 2003 et la mise en service en 2005 de celle de Fessy (prévue par la mairie) et l'augmentation de l'urbanisation sur les bases actuelles. Le scénario 1 (scénario tendanciel) prend en compte la baisse du P rejeté par habitant et son inévitable plafonnement. Le scénario 2 considère une situation où la charge en P par habitant n'aurait pas évolué depuis les années 80 (avant la limitation). Enfin le scénario 3 représente l'évolution de la situation si les TPP avaient été interdits dès les années 85-90 comme dans la partie Suisse du bassin versant du Léman.

Tableau 10 : Bilan des résultats des simulations.

Table 10 : Summary of the findings of the simulations.

Apports en phosphore (kgP/an)	1993	2003	2004	2043
scénario 1 : tendanciel	5'800	6'800	3'200	5'800
scénario 2 : ponctuels avec ratio 4.0 gP/EH.j	4'800	7'500	2'000	8'750
scénario 3 : ponctuels avec ratio 1.5 gP/EH.j	2'200	3'750	800	3'750

Dans le scénario tendanciel, l'arrêt des rejets fait chuter l'apport de P mais en 2043 les flux atteignent à nouveau le même niveau qu'en 1993. Ce scénario intègre les améliorations prévues (STEP de FESSY) et un entretien des réseaux d'assainissement. Il montre que la poursuite de l'urbanisation suppose de nouvelles mesures pour une meilleure gestion du P dans le bassin du Foron.

La suppression des phosphates dans les lessives était possible et aurait eu un effet non négligeable sur le P transféré au Léman, surtout dans l'état du système d'assainissement de 1993 à 2003. Il aurait encore un effet positif actuellement, même si les hypothèses restent à affiner.

7. CONCLUSIONS

De 1990 à 2000, le bassin versant (BV) du Foron s'est fortement urbanisé (population plus 31 %), évolution qui s'accompagne surtout d'un accroissement de la pression de pollution due aux rejets domestiques et industriels. Pour le phosphore (P), les apports ponctuels au réseau hydrographique dûment recensés augmentent sur la période considérée d'environ 20%, ceci malgré la baisse notable (1/3) de la charge en phosphore des rejets domestiques individuels due à la réduction des teneurs en TPP (tripolyphosphates) des produits détergents. Les rejets ponctuels sont dominés par les formes dissoutes ou filtrables (P_{tot} ef), majoritairement biodisponibles.

Les mesures d'exportations faites à l'exutoire ne permettent pas de mettre en évidence un changement de flux relié à cette évolution, ni à l'échelle annuelle, ni en ne considérant que les périodes de tarissement homogènes au plan hydrologique (travail en cours). Les évolutions sont masquées par la variabilité hydrologique et les bilans difficiles à comparer en raison des marges d'erreur des diverses composantes de ceux-ci (par exemple : rejets clandestins et non répertoriés), l'impasse sur des sources de phosphore difficiles à quantifier (P agricole ponctuel), la simplification abusive des mécanismes de transfert (le P_{tot} ef n'est pas conservatif,...).

En fait, seule la baisse nette et importante (près de 3600 kg de P total par an) correspondant à l'arrêt des rejets de la STEP de BONS, a un résultat enregistrable à l'exutoire : diminution du flux annuel par 2 de P_{tot} ef et changement du régime d'exportations lors des tarissements. Ces évolutions sont rapides (quelques semaines) ce qui montre :

- une faible inertie du stockage de P due aux échanges eaux sédiments en régime de tarissement,
- une évacuation rapide du P stocké lors des crues.

Cette réaction rapide du système de transfert de la pollution ponctuelle devrait être confirmée par les travaux en cours.

REMERCIEMENTS : Le rapport présente des données et des analyses obtenues par Olivier BOUVIER dans son D.E.S.S. (Diplôme d'études supérieures spécialisées). Nous remercions le SIVOM du Bas Chablais, le SIVOM du Pays de la Côte et les diverses Mairies consultées, leur connaissance du terrain et leur patience ont permis à ce travail d'exister. Remerciements également à la commune de Sciez et au propriétaire du terrain qui accueille notre installation.

BIBLIOGRAPHIE

- AQUAE (2004) : Effets de la gestion des bassins versants sur les transferts particuliers et dissous et la qualité biologique des eaux de surface en zone d'élevage. Action Structurante INRA-CEMAGREF. Résumé du rapport de synthèse, 30p.
- BOSC, N. et LASCOMBE, C. (2003) : Impact des actions de lutte contre l'eutrophisation sur quelques cours d'eau du bassin Rhône-Méditerranée-Corse. AGENCE DE L'EAU Rhône-Méditerranée&Corse, 36 p.
- BOUVIER, O. (2003) : Bilan et dynamique du phosphore à l'échelle d'un bassin versant. Aspects méthodologiques. Application à un sous-bassin versant du Léman. D.E.S.S. " Ingénierie de l'eau. Mesures et Méthodes", EGID Bordeaux III, 85 p.
- CLERC, A. et LASCOMBE, C. (2004) : Enjeux pour le Léman de la réduction à la source des apports de phosphore liés aux détergents à usage domestique. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2003, 147-153.
- COOPER, D.M., HOUSE, W.A., MAY, L. et GANNON, B. (2002) : The phosphorus budget of the Thames catchment Oxfordshire, UK : 1. Mass balance. The Science of Total Environment, 282-283, 233-251.
- DORIOZ, J. M. et TREVISAN, D. (1997) : Transferts diffus de phosphore des bassins agricoles vers les lacs : impacts, ordre de grandeur, mécanismes. Agriculture et qualité des eaux. O.I.S.I.E.R.C., 1, 241-256.
- DORIOZ, J. M., CASSEL, A., ORAND, A. et EISENMAN, K. (1998) : Phosphorus storage, transport and export dynamics in the Foron river watershed. Hydrol. Processes, 12, 285-309.
- DORIOZ, J. M. et TREVISAN, D. (2002) : Transfert de phosphore des bassins versants agricoles vers les eaux de surfaces: l'expérience du bassin lémanique (France) et sa portée générale. Agrosols, 12(2), 85-97.
- DORIOZ, J. M., QUETIN, P., LAZZAROTTO, J. et ORAND, A. (2004) : Bilan de Phosphore dans un bassin versant du lac Léman : conséquences pour la détermination de l'origine des flux exportés. Revues des Sciences de l'Eau, 17(3), 329-354.
- FOY, R.H., SMITH, R. V., JORDAN, C. et LENNOX, S.D. (1995) : Upward trend in soluble phosphorus loadings to lough neagh despite phosphorus reduction at sewage treatment works. Water Res., 29(4), 1051-1063.
- GRAY, S. R. et BECKER, N. S. C. (2002) : Contaminant flows in urban residential water systems. Urban Water, 4, 331-346.
- KRONVANG, B. (1992) : The export of particulate matter, particulate phosphorus and dissolved phosphorus from two agricultural river basin : implications on estimating the non point phosphorus load. Water Res., 26(10): 1347-1358.
- LOGAN, T. J. (1982) : Mechanisms for release of sediment bound to water and the effects of agricultural land management on fluvial transport of particulate and dissolved phosphorus Hydrobiologia, 92, 519-530.
- MAY, L., HOUSE, W.A., BOWES, M. et Mc EVOY, J. (2001) : Seasonal export of phosphorus from lowland catchment : upper river Chetwell in Oxfordshire, England. The Science of Total Environment, 269, 117-130.
- MENZEL, O.H. et CORVIN, N. (1965) : The measurement of total phosphorus in seawater based on the liberation of organically bound fraction by persulfate oxydation. Limnol. Oceanogr., 10, 2, 280-292
- MURPHY, J., et RIPLEY, J.P. (1968) : A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Anal Chemo. Acta., 27, 21-36.
- PILLEBOUE, E. (1987) : Origines, bilans, mécanismes de transfert du phosphore et de l'azote d'un bassin versant à un lac. Thèse Doct. Univ. Paris 6, 250p.
- SHARPLEY, A.N., DANIEL, T.C. et EDWARDS, D.R. (1993) : Phosphorus movement in the landscape. J. Prod. Agric., 6, 492-500.
- STRAWCZYNSKI, A. (2004) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., campagne 2003, 155-161.
- TUSSEAU-VUILLEMIN, M.H., GARNIER, J., SERVAIS, P. et LAROCHE, L. (2002) : Charges domestiques spécifiques et rejets de stations d'épuration. Rapport d'avancement Piren-Seine : Dynamique de la matière organique et des microorganismes dans les systèmes urbains, 18 p.
- VAUTEY, T. (2003) : Influence de la porosité des filtres sur la filtration d'eau. Rapport de fin de stage, IUT d'Annecy-le-Vieux, 22p.
- VIAL, R. (1976) : Etudes géologiques et hydrogéologiques de la région de Thonon. Université. Grenoble, 170p.

Rapports techniques

Campagne 2004

CONTRÔLE DES STATIONS D'ÉPURATION

MONITORING OF WASTE WATER TREATMENT PLANTS (WWTP)

Campagne 2004

PAR

Audrey KLEIN

SECRETARIAT DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN
CP 80, CH - 1000 LAUSANNE 12

Jean-Jacques FIAUX

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

RÉSUMÉ

En 2004, 221 stations d'épuration (STEP) étaient en service dans le bassin versant CIPEL (bassins hydrographiques du Léman et du Rhône aval depuis l'émissaire du lac jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy) totalisant 4'240'950 équivalents-habitants.

Sur l'ensemble du bassin CIPEL, les STEP contrôlées représentent près de 95 % de la capacité totale de traitement du bassin. Toutefois les débits déversés et le phosphore dissous restent insuffisamment mesurés, rendant ainsi moins précis les différents bilans.

Les débits spécifiques en entrée de STEP sont toujours relativement élevés par rapport à la consommation d'eau par habitant et conduisent souvent à des déversements d'eaux usées en entrée de station et en cours de traitement en cas de fortes précipitations.

En 2004, pour le bassin du Léman, les rendements globaux d'épuration de la matière organique (92 % - exprimée par la demande biochimique en oxygène - DBO₅) et du phosphore total (87 %) sont identiques à 2003, mais plus élevés qu'en 2002. Pour le bassin du Rhône aval, le rendement d'épuration de la DBO₅ (84 %) pour les eaux traitées et tenant compte des déversements a diminué par rapport à 2003, notamment en raison des déversements plus importants en entrée de STEP, mais sont meilleurs qu'en 2002.

Pour l'ensemble du bassin versant CIPEL les rendements globaux d'épuration de la matière organique et du phosphore total ont légèrement diminué par rapport à 2003, année particulièrement sèche, ayant eu une influence sur la diminution des déversements et donc l'augmentation des performances de l'épuration. Ils sont toutefois plus élevés qu'en 2002. A long terme, le rendement d'épuration des STEP est donc en hausse dans le bassin CIPEL.

ABSTRACT

In 2004, 221 waste water treatment plants (WWTPs) were operating in the CIPEL catchment basin (hydrographic basins of Lake Geneva and of the Rhône downstream from its outflow from the Lake as far as the French-Swiss border at Chancy) with a total of 4'240'950 inhabitant-equivalents.

For the CIPEL basin as a whole, the WWTPs tested corresponded to nearly 95 % of the total treatment capacity of the basin. However, the discharge flows and the dissolved phosphorus are still inadequately monitored, so the various assessments are inevitably somewhat inaccurate.

The specific rates of flow into the WWTPs are still relatively high compared to the per capita water consumption, and often result in discharges of waste water both as it enters the plant, and during the treatment process in the sewerage system as a result of heavy rainfall.

In 2004, the overall performance with regard to organic matter for the basin of Lake Geneva (92 % - expressed in terms of the biochemical oxygen demand - BOD₅) and of the total phosphorus (87 %) were the same as in 2003, but higher than those in 2002. For the downstream segment of the Rhône basin, the BOD₅ treatment efficiency (84 %) for the treated water, allowing for the amounts discharged, were lower than in 2003, notably because of higher discharges at the inflows into the WWTPs, but were better than in 2002.

For the CIPEL catchment basin, the overall performances with regard to organic matter and total phosphorus were lightly lower than in 2003, a particularly dry year, which had contributed to the lower discharges, and therefore the more effective water treatment. However, they were higher than in 2002. The long term trend of the efficiency of the WWTPs in the CIPEL basin is therefore towards improvement.

1. INTRODUCTION

Le bilan global du fonctionnement des stations d'épuration du bassin étudié et suivi par la CIPEL ¹ a été établi. Il se base d'une part sur l'inventaire des installations, mis à jour au 1^{er} janvier 2005, et d'autre part sur les mesures, sur 24 heures, de débits et de concentrations en entrée et sortie des stations d'épuration (STEP) en 2004.

Ce bilan regroupe les résultats selon les entités faisant partie de la CIPEL :

- Département de l'Ain
- Département de la Haute-Savoie
- Canton de Vaud
- Canton du Valais
- Canton de Genève

et selon les deux grands bassins versants :

- Léman (bassin hydrographique du lac)
- Rhône aval (bassin du Rhône de l'émissaire du lac jusqu'à Chancy).

2. NOMBRE DE STEP, CAPACITÉ ET POPULATIONS RACCORDÉES

L'état des populations raccordées a peu évolué entre 2003 et 2004. L'inventaire des raccordements au 1^{er} janvier 2003 a donc été pris en compte. La population permanente correspond à la population résidant à l'année, alors que la population saisonnière indique la capacité d'hébergement touristique.

L'inventaire des STEP a été actualisé au 1^{er} janvier 2005. 7 STEP ont été agrandies, reconstruites ou mises en service, dont 4 en Haute-Savoie totalisant une capacité nominale de 150'200 équivalents-habitants (EH) (à 60 g de DBO₅ /EH.j) à fin 2004. La capacité d'épuration du bassin lémanique a été augmenté de près de 71'000 EH.

Dans le département de la Haute-Savoie, 3 STEP sont en cours de transformation et devraient totaliser 174'300 EH. Enfin, 8 projets de construction de STEP sont en cours, totalisant 4'395 EH.

Le tableau 1 donne pour chaque entité le nombre de STEP, ainsi que leur capacité nominale et les populations qui y sont raccordées. A fin 2004, 221 STEP étaient en service dans le bassin versant CIPEL totalisant une capacité de 4'240'949 EH.

Tableau 1 : Etat des STEP à fin 2004.

Table 1 : State of the WWTP at the end of 2004.

Bassins versants	Entité	Nombre total de STEP	Capacité des STEP (EH)		Habitants permanents raccordés		Habitants saisonniers raccordés	
			Total	% déphos. ¹⁾	Total	% déphos. ¹⁾	Total	% déphos. ¹⁾
Léman	Ain	3	21'250	97.9%	9'666	97.1%	5'500	100.0%
	Genève	2	7'625	100.0%	5'467	100.0%	183	100.0%
	Hte-Savoie	19	215'340	96.2%	75'127	97.4%	130'448	98.4%
	Valais	69	1'397'977	99.6%	261'089	99.5%	323'006	98%
	Vaud	74	1'000'777	100.0%	502'263	100.0%	93'109	100.0%
Total Léman		167	2'642'969	99.4%	853'612	99.6%	552'246	98.5%
Rhône aval	Ain	9	52'623	0.0%	34'230	0.0%	50	0.0%
	Genève ²⁾	14	1'103'407	0.0%	446'910	0.0%	22'563	0.0%
	Hte-Savoie	31	441'950	42.0%	190'374	37.9%	194'398	41.3%
Total Rhône aval		54	1'597'980	11.6%	671'514	10.7%	217'011	36.9%
Total bassin CIPEL		221	4'240'949	66.3%	1'519'803	60.7%	753'670	82.8%

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

²⁾ A Genève, la STEP d'Aire déphosphate partiellement depuis sa reconstruction.

¹ Le bassin hydrographique du Léman et le bassin du Rhône aval depuis l'émissaire du lac jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy.

En 2004, le taux de raccordement de la population (habitants permanents + habitants saisonniers) est de 93 % dans le bassin du Léman et de 85 % dans le bassin du Rhône aval. Les populations restant à raccorder sont situées principalement en Valais et en Haute-Savoie.

Sur les 167 STEP du bassin versant du Léman, 145 représentant 99.4% de la capacité totale, pratiquent la déphosphatation. 99.6% de la population permanente et 98.5% de la population saisonnière sont raccordées à ces STEP.

Tableau 2 : Nombre et capacité des STEP.

Table 2 : Number and capacity of the WWTP.

BV*	Totalité des STEP		STEP de capacité inférieure à 1'000 EH			STEP de capacité entre 1'000 et 20'000 EH			STEP de capacité entre 20'000 et 100'000 EH			STEP de capacité supérieure à 100'000 EH		
	STEP	Capacité (EH)	STEP	Capacité (EH)		STEP	Capacité (EH)		STEP	Capacité (EH)		STEP	Capacité (EH)	
Léman	167	2'642'969	46	20'671	0.8%	94	506'530	19.1%	23	970'476	36.7%	4	1'145'292	43.3%
Rhône aval	54	1'597'980	10	4'542	0.3%	30	169'618	10.6%	12	507'150	31.7%	2	916'670	57.3%
CIPEL	221	4'240'949	56	25'213	0.6%	124	676'148	16.0%	35	1'477'626	34.8%	6	2'061'962	48.6%

* BV = bassin versant

Dans le bassin CIPEL, plus de la moitié des STEP ont une capacité entre 1'000 et 20'000 EH et ne représentent pour autant que 16 % de la capacité totale. En revanche, les 6 STEP les plus importantes du bassin représentent près de 50 % de la capacité. 1/4 des STEP du bassin lémanique sont de petite taille et totalisent moins de 1 % de la capacité totale.

3. CONTRÔLES

Le tableau 3 rend compte du nombre et de l'importance des contrôles (mesure des débits et analyses des eaux sur au moins un des 3 paramètres suivants : phosphore total (Ptot), phosphore dissous (P-PO₄) ou matière organique (DBO₅) effectués dans le cadre de l'autosurveillance. Il prend également en considération les contrôles réalisés par les services compétents.

Dans le bassin CIPEL, 155 STEP sont contrôlées représentant près de 95 % de la capacité totale du bassin versant CIPEL.

Toutefois, le tableau 3 indique que dans certaines entités des efforts doivent encore être faits pour améliorer le contrôle, notamment pour ce qui concerne les petites STEP inférieures à 2'500 EH dans le canton du Valais et celles de moins de 2'000 EH dans le département de la Haute-Savoie qui ne sont pas soumises à autosurveillance. L'accent devra être mis prioritairement sur les STEP supérieures à 2'000 EH situées en Haute-Savoie pour lesquelles la CIPEL ne dispose pas d'information. Des progrès devront être réalisés pour connaître davantage le fonctionnement de ces installations dans le bassin lémanique, qui représentent tout de même 31% de la capacité totale des STEP de plus de 2'000 EH du département.

Globalement, il y a autant d'analyses en entrée qu'en sortie de STEP. Toutefois, pour les STEP vaudoises qui sont contrôlées 15 fois par année (mesure de débits et analyse des eaux de sortie) les concentrations en entrée ne sont pas systématiquement mesurées, mais parfois calculées sur la base de la connaissance des raccordements. Les STEP pour lesquelles des analyses existent, disposent systématiquement de mesures de débit, sauf pour 2 STEP en Valais et 1 dans le canton de Genève.

Pour le bassin versant CIPEL, seulement 50 % du nombre total des STEP ont toutes les données en entrée et en sortie pour la DBO₅ et le phosphore total. Pour le bassin versant du Léman et uniquement pour le phosphore dissous (P-PO₄), l'ensemble des informations n'est disponible que pour 1/4 des STEP et les débits déversés sont mesurés pour environ 40% des STEP, pour lesquelles les mesures de débits d'entrée et de sortie sont effectuées. Aussi, en plus de la valorisation des débits, la mesure plus fréquente de ces deux paramètres permettraient de mieux connaître le fonctionnement réel des installations quant à l'abattement du phosphore dont la concentration moyenne dans le Léman est encore trop élevée (29.5 µgP/L pour un objectif de 20 µgP/L, pour pouvoir limiter la croissance des algues dans la couche superficielle). Des estimations des flux en phosphore total déversés pour les STEP où il n'existe pas de mesures sont présentées au chapitre 4.3.

Le nombre de STEP dont les résultats ont été utilisés pour élaborer les différents bilans présentés ci-après varie selon les paramètres analysés.

Tableau 3 : Nombre de contrôles ¹⁾ effectués en 2004 avec analyses des eaux et mesure de débits (prélèvements de 24 h).

Table 3 : Number of tests carried out in 2004, including analyses of the water and measurement of the flow rates.

BV	Contrôles		Ain	Genève	Hte-Savoie	Valais	Vaud	Total
Léman	STEP sans contrôle ²⁾	capacité (EH)	450		31'390	14'848		46'688
		STEP	1		15	20		36
	De 1 à 3 contrôles	capacité (EH)				14'633	188	14'821
		STEP				7	1	8
	De 4 à 11 contrôles	capacité (EH)		125		21'375	4'375	25'875
		STEP		1		4	2	7
	12 contrôles et plus	capacité (EH)	20'800	7'500	183'950	1'347'121	996'214	2'555'585
		STEP	2	1	4	38	71	116
Total BV Léman		capacité	21'250	7'625	215'340	1'397'977	1'000'777	2'642'969
		STEP	3	2	19	69	74	167
Rhône aval	STEP sans contrôle ²⁾	capacité (EH)	6'563	625	164'750			172'313
		STEP	6	1	22			30
	De 1 à 3 contrôles	capacité (EH)		935				560
		STEP		2				1
	De 4 à 11 contrôles	capacité (EH)		9'344	7'700			17'044
		STEP		5	1			6
	12 contrôles et plus	capacité (EH)	46'060	1'092'503	269'500			1'408'063
		STEP	3	6	8			17
Total BV Rhône aval		capacité	52'623	1'103'407	441'950	0	0	1'597'980
		STEP	9	14	31	0	0	54

¹⁾ il s'agit des contrôles complets pour lesquels sont effectuées à la fois des mesures de débits et des analyses d'eau

²⁾ il s'agit des STEP sans contrôle ou sans contrôle complet, c'est-à-dire sans analyse des eaux ou sans mesure de débit.

4. BILAN DES FLUX ET RENDEMENTS D'ÉPURATION

4.1 Débits

Le tableau 4 présente les débits mesurés dans les stations d'épuration en 2004. Pour le bassin CIPEL, le débit global d'entrée de 735'600 m³/j est plus élevé que celui mesuré en 2003. Le débit des eaux effectivement traitées par les stations d'épuration est de 658'772 m³/j, soit 90 %, c'est-à-dire 5 % de moins qu'en 2003. Les débits déversés (pour les installations disposant de cette mesure) sont plus élevés en 2004 avec environ 21'500 m³/j contre 15'300 m³/j en 2003 pour les débits déversés en entrée, et presque 50'000 m³/j contre 29'000 m³/j en 2003 pour les débits déversés en cours de traitement au décanteur primaire. Cette différence s'explique notamment par une pluviométrie nettement inférieure en 2003.

Les débits spécifiques (par temps sec) parvenant aux STEP montrent que les réseaux transportent encore une quantité non négligeable d'eaux claires permanentes, même si on constate une baisse par rapport à 2003. En effet, pour une consommation d'eau de 160 à 200 litres par personne et par jour, certains réseaux transportent plus de 600 litres. Les eaux claires permanentes sont, par exemple, les eaux de fontaines ou de captage de sources, les eaux de drainage ou encore les eaux souterraines. Ces eaux surchargent les réseaux et provoquent des déversements d'eaux usées non traitées, dommageables pour l'environnement.

La figure 1 représente les débits traités et déversés des STEP de plus de 10'000 EH. 88 % du débit total entrant est traité. En revanche, 27 de ces plus grandes STEP représentant 36 % de la capacité totale, ne font pas l'objet de mesures des déversements.

Par conséquent, l'installation des débitmètres qui n'a cessé de progresser ces dernières années doit être encouragée pour une meilleure connaissance du fonctionnement des STEP et des réseaux dans le bassin CIPEL. Seul un contrôle des réseaux et des déversements permettra de connaître l'origine des eaux claires permanentes et des eaux pluviales et de les séparer.

Tableau 4 : Débits journaliers mesurés dans les STEP du bassin CIPEL en 2004.

Table 4 : Daily flows through the WWTP of the CIPEL basin in 2004.

BV	Canton / Département	Nombre total de STEP	Nombre de STEP contrôlées	Capacité (EH) (60gDBO ₅ / hab.j)	en % de la capacité totale	Population raccordée (perm. + 2/3 sais.) sur les STEP contrôlées	Débit journalier mesuré (m ³ /j)				Débit spécifique médian en L/hab.jour ²⁾
							Déversé en entrée ¹⁾	Entrée de STEP	Déversé en cours de traitement ¹⁾	Sortie	
Léman	Ain	3	2	20'800	98%	13'052	9	6'386	0	6'386	409
	Genève	2	2	7'625	100%	5'589	0	2'672	50	2'623	253
	Hte-Savoie	19	4	183'950	85%	137'081	1'674	29'084	0	29'089	192
	Valais	69	51	1'384'217	99%	465'762	828	192'766	718	191'221	344
	Vaud	74	74	1'000'777	100%	564'433	6'156	235'575	22'397	213'178	289
Total BV Léman		167	133	2'597'369	98%	1'185'917	8'658	466'483	23'165	442'497	308
Rhône aval	Ain	9	3	30'324	58%	30'357	852	10'639	0	10'639	396
	Genève	14	12	446'873	40%	461'349	11'515	203'147	26'737	175'524	423
	Hte-Savoie	31	9	115'603	26%	182'634	443	43'503	12	40'751	223
Total BV Rhône aval		54	24	592'800	37%	674'340	12'810	269'117	26'749	216'275	341
Total BV CIPEL		221	157	3'190'169	75%	1'860'257	21'468	735'600	49'914	658'772	313

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.

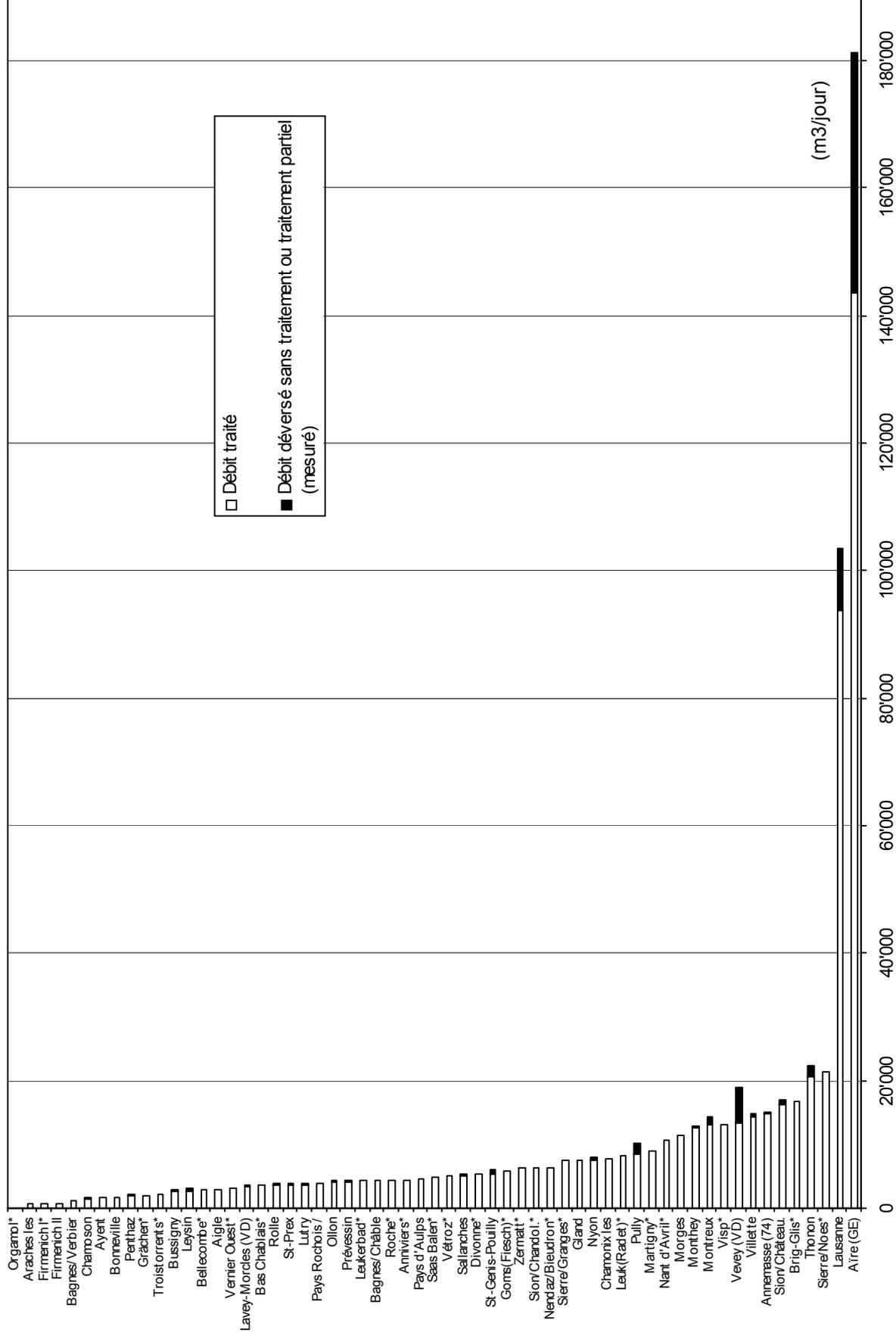


Figure 1 : Débits journaliers traités et déversés sans traitement biologique en 2004 (déversés à l'entrée et/ou en cours de traitement).

STEP suivies d'une * : sans information au sujet des éventuels débits déversés

Figure 1 : Daily flows discharged after biological treatment in 2004 (discharged at the entry point and/or during treatment within the sewerage system). WWTPs followed by *: no information is available about the quantities of any discharges

4.2. Demande biochimique en oxygène (DBO₅)

En Suisse, les normes de rejet pour la matière organique (DBO₅) sont définies par l'Ordonnance fédérale sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (OEaux, 1998) (20 mgO₂/L et 90 % de rendement d'épuration pour les STEP de moins de 10'000 EH et 15 mgO₂/L et 90 % de rendement d'épuration pour les STEP de 10'000 EH et plus).

En France, un arrêté ministériel du 22 décembre 1994 fixe la concentration maximale à 25 mgO₂/L de DBO₅ ou un rendement minimal de 70 à 80 % suivant la charge de pollution organique reçue.

Le tableau 5 présente le bilan de l'épuration pour la matière organique exprimée par la demande biochimique en oxygène (DBO₅). Pour le bassin du Léman, les performances de l'épuration sont identiques à celles de 2003, soit 92% sur les eaux traitées en tenant compte des déversements en entrée et au décanteur primaire, mais sont supérieures à celles de 2002. En revanche, pour le Rhône aval, le rendement est plus faible qu'en 2003, mais supérieur à 2002, et influencé par les déversements en entrée de STEP et en cours de traitement, soit 84 %, au lieu de 95 %, rendement obtenu sans tenir compte des déversements. En effet, les rendements d'épuration représentés sur la figure 2 mettent en évidence l'influence des déversements de charges non traitées sur le rendement d'épuration global, et ceci particulièrement pour le bassin versant du Rhône aval. Ces chiffres doivent toutefois être considérés avec précaution car les STEP représentées ne sont pas toutes contrôlées à la même fréquence (de 15 à 250 contrôles annuels). De plus, certaines STEP ne disposent pas de mesures des débits déversés, ce qui induit une sous-estimation des flux rejetés.

4.3 Phosphore total et phosphore dissous (P-PO₄)

En Suisse et pour les bassins versants des lacs, pour lesquels la déphosphatation a été rendue obligatoire, les normes actuelles sont les suivantes : concentration du rejet 0.8 mgP/L et rendement de 80 % (OEaux, 1998). L'autorité peut renforcer ou compléter les exigences suivant les situations.

L'arrêté ministériel français du 22 décembre 1994 indique pour les stations d'épuration de plus de 2'000 équivalents-habitants et pour les zones sensibles au phosphore (comme le bassin du Léman) : une concentration du rejet de 2 mgP/L pour une charge brute en matière organique (MO) de 600 à 6'000 kg/jour; une concentration du rejet de 1 mgP/L pour une charge brute en MO supérieure à 6'000 kg/jour et un rendement de 80 % pour une charge en MO dépassant 600 kg/jour.

La Commission internationale pour la protection des eaux du Léman a adopté en octobre 2000 le plan d'action 2001-2010 qui fixe un objectif de 95 % de rendement en moyenne annuelle pour les eaux traitées.

Le tableau 6 présente le bilan de l'épuration du phosphore total pour l'année 2004. Pour le bassin versant du Léman, il n'y a pas d'évolution significative par rapport à 2003 comme l'atteste la figure 3. Les STEP contrôlées représentent 96 % de la capacité des STEP du bassin du Léman, les rendements pour les eaux traitées d'une part et pour les eaux traitées et déversées d'autre part, sont respectivement de 90 % et 87 %, mais sont tout de même meilleurs qu'en 2002. En revanche pour le Rhône aval, les charges mesurées en entrée ont diminué de 44 tonnes mais le rendement sur les eaux traitées et déversées est de 56 %, au lieu de 65 % en 2003, et reste identique à celui obtenu en 2002.

La figure 3 représente l'évolution du rendement d'abattement du phosphore total pour le bassin versant du Léman entre 1990 et 2004. On peut noter une très légère augmentation de 0.4 % par rapport à 2003.

La figure 4 présente l'évolution entre 1991 et 2004 des charges en phosphore total rejetées dans le bassin du Léman. En 2004, 79 tonnes de phosphore total sont rejetées après traitement dans le bassin du Léman et les déversements en entrée et au décanteur primaire totalisent 25 tonnes. Pour les installations ne disposant pas de la mesure des déversements, le pourcentage moyen de déversement a été utilisé pour calculer les charges déversées. Ce pourcentage a été calculé pour les stations qui ont mesuré les débits déversés en 2004; il est de 13.6 % du débit total traité. Les quantités de phosphore déversées dans le bassin du Léman ont été estimées à 31 tonnes, soit 6 tonnes de plus que les quantités mesurées.

La figure 5 indique pour les stations de plus de 10'000 EH les pourcentages respectifs des charges journalières rejetées après traitement et déversées sans traitement.

Tableau 5 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour la DBO₅ pour les STEP des différentes entités en 2004.
 Table 5 : Assessment of the loads, concentrations and yields of DBO₅ for the WWTP of the various entities in 2004.

BV	Cantons / Département	STEP contrôlées	STEP contrôlées en % de la capacité totale	population raccordée contrôlée (perm. + 2/3 sais)	% de la population contrôlée	Flux en tonnes par an				Concentrations (mgO ₂ /L)			Rendements		
						dév. avant entrée	en entrée STEP	dév au DP ¹⁾	en sortie après trait.	en sortie après trait.	en sortie dév. entrée + dév. DP (calculé)	après trait.	après trait. yc dév. DP	après trait. yc dév. entrée + dév. DP	
Léman	Ain	2	98%	13'053	98%	0	154	0	6	65.9	2.6	2.7	96%	96%	96%
	Genève	2	100%	5'589	100%	0	129	0	6	139.3	6.3	6.8	96%	95%	95%
	Hte-Savoie	4	85%	137'081	85%	77	2'054	0	358	183.3	32.6	37.4	83%	83%	80%
	Valais	42	94%	417'118	88%	98	20'389	90	588	327.1	9.5	12.3	97%	97%	96%
Vaud	35	95%	400'995	71%	0	10'631	459	836	131.5	11.1	16.02	92%	88%	88%	
Total BV Léman		85	94%	973'835	80%	175	33'359	550	1'793	211.7	11.8	15.9	95%	93%	92%
Rhône aval	Ain	3	88%	30'357	88%	19	618	0	41	151.4	10.4	14.1	93%	93%	91%
	Genève	12	100%	461'350	100%	740	16'326	1'494	863	216.1	13.3	39.2	95%	86%	81%
	Hte-Savoie	9	63%	182'634	57%	7	3'851	23	222	235.4	13.9	15.4	94%	94%	93%
Total BV Rhône aval		24	89%	674'341	83%	765	20'796	1'517	1'126	216.5	13.3	34.2	95%	87%	84%
Total BV CIPEL		109	92%	1'648'176	82%	941	54'155	2'066	2'919	213.6	12.3	22.9	95%	91%	89%

¹⁾ DP = décanteur primaire

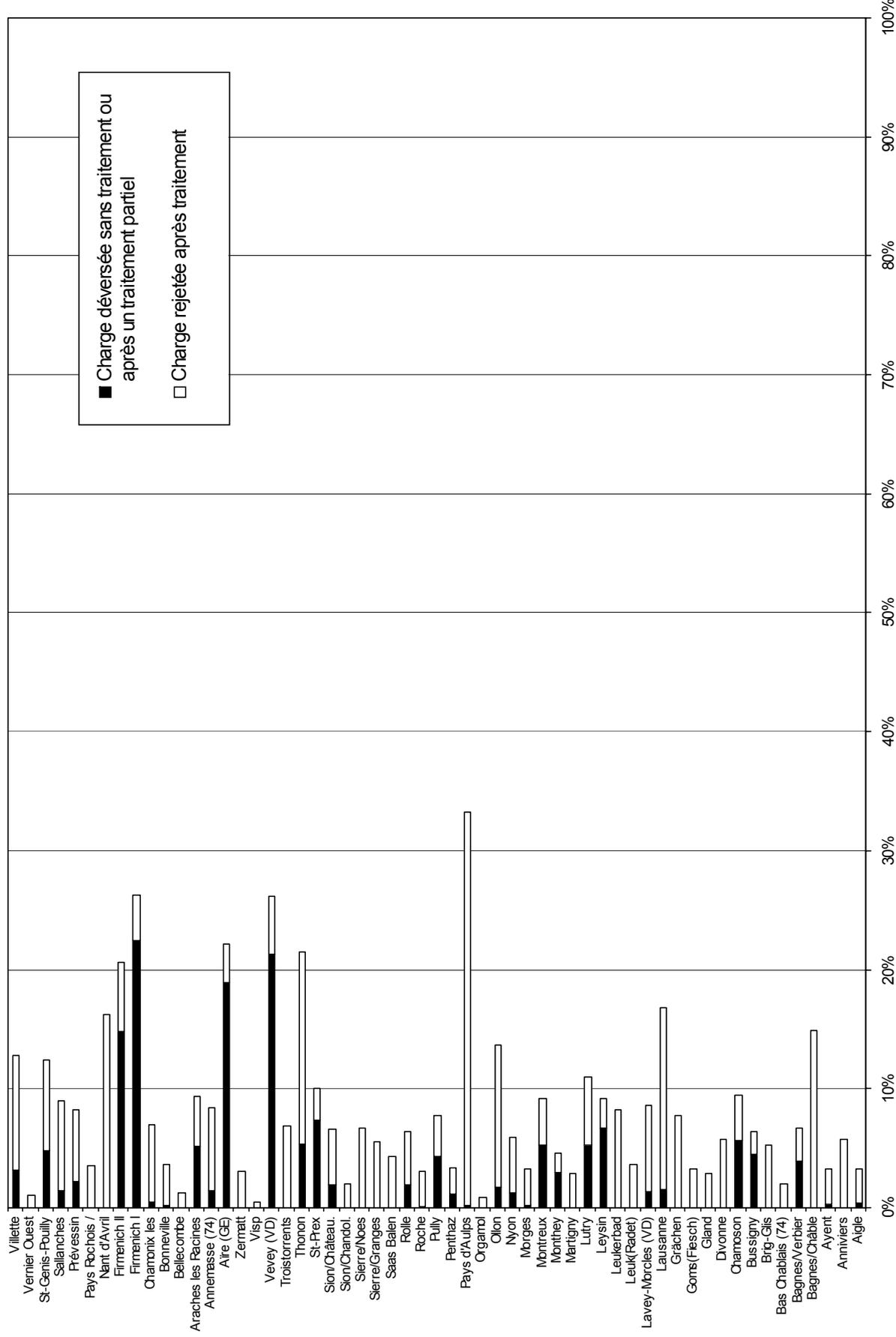


Figure 2 : Charge journalière organique (DBO₅) traitée et déversée sans traitement exprimée en % de la charge totale entrante dans les principales STEP (de capacité égale ou supérieure à 10'000 EH (60 gDBO₅/hab.jour)). Les stations sont triées par bassin versant (Léman et Rhône aval) puis par ordre alphabétique.

Figure 2 : Daily loads of Biochemical Oxygen Demand (BOD₅) discharged after treatment or without undergoing any biological treatment, expressed as a percentage of the total load in the main WWTPs (with a capacity equal to or greater than 10,000 EH (60 gDBO₅/inhab.day)). The plants are sorted by catchment basin (Lake Geneva or the downstream segment of the Rhône), and then in alphabetical order.

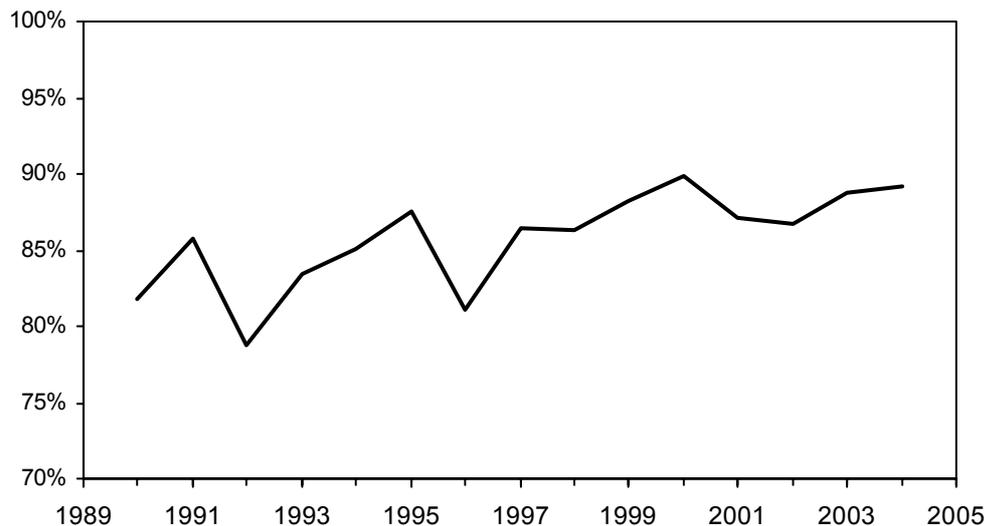


Figure 3 : Evolution entre 1990 et 2004 du rendement d'abattement du phosphore total sur les eaux traitées des STEP du bassin du Léman (source : Données CIPEL).

Figure 3 : Change between 1990 and 2004 in the elimination yield of total phosphorus in the treated water from the WWTPs of the Lake Geneva basin (source: CIPEL data).

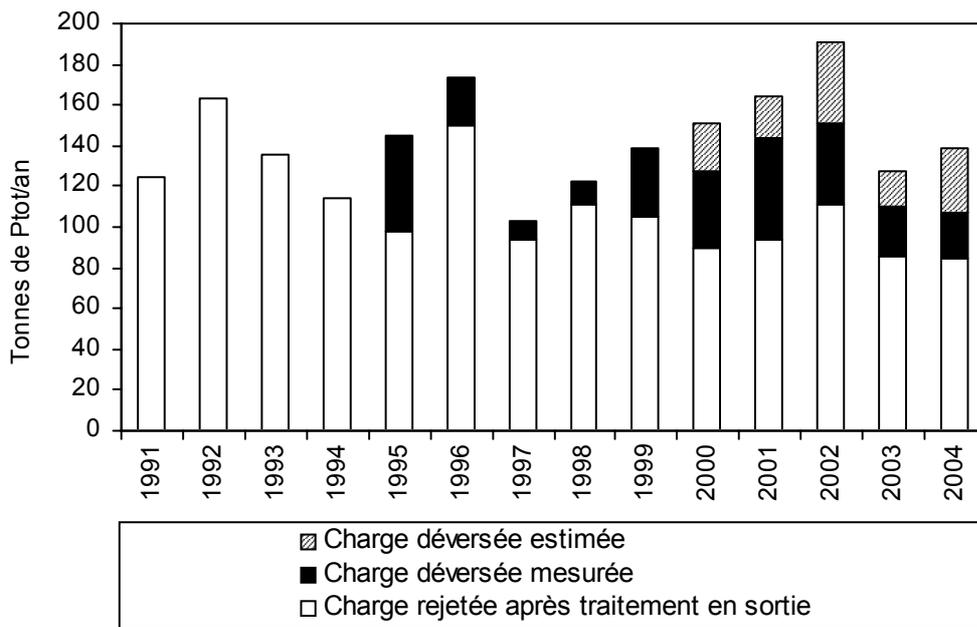


Figure 4 : Evolution des charges en phosphore total rejetée dans le bassin du Léman entre 1991 et 2004.

Figure 4 : Change in the total phosphorus loads discharged into the Lake Geneva basin between 1991 and 2004.

Le phosphore dissous (P-PO₄) n'est malheureusement pas analysé systématiquement lors des contrôles. Les résultats doivent donc être pris en compte avec précaution. En effet, les résultats ne sont disponibles que pour 42 STEP du bassin versant du Léman, représentant un peu plus de la moitié de la capacité totale des STEP, mais tout de même 20 % de plus qu'en 2003. Cet effort est notable et doit être fortement encouragé.

Pour les STEP ayant effectué ces contrôles, le rendement moyen d'abattement de P-PO₄ est légèrement supérieur à celui obtenu en 2003, soit 92% au lieu de 90 %, faisant passer la concentration en sortie après traitement et tenant compte des déversements, de 0.23 à 0.17 mgPO₄/L.

Le phosphore dissous (directement biodisponible) contribue fortement à l'eutrophisation du Léman; sa mesure est donc essentielle et doit être effectuée comme prévu par les recommandations, c'est-à-dire lors de chaque contrôle du phosphore total à l'entrée et à la sortie de la STEP.

Tableau 6 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour le phosphore total pour les STEP des différentes entités en 2004.
 Table 6 : Assessments of loads, concentrations and yields of total phosphorus for the WWTP of the various entities in 2004.

BV	cantons et départ.	STEP contrôlées	STEP contrôlées en % de la capacité totale	population raccordée (perm. +2/3 sais)	% de la population contrôlée	Flux en tonnes par an				Concentrations (mgPtot/L)			Rendements		
						dév. avant entrée	en entrée STEP	dév.au DP ¹⁾	en sortie après trait.	en entrée STEP	en sortie après trait.	en sortie yc dev. entrée + dev. DP (calculé)	après trait.	après trait. yc dev. entrée + dev. DP	après trait. yc dev.
Léman	Ain	2	98%	13'053	98%	0	6	0	1	2.41	0.34	0.35	86%	86%	86%
	Genève	2	100%	5'589	100%	0	4	0	1	4.36	0.62	0.63	86%	85%	85%
	Hte-Savoie	4	85%	137'081	85%	3	75	0	13	6.66	1.16	1.34	83%	83%	80%
	Valais	47	99%	463'740	97%	1	307	1	37	4.46	0.54	0.56	88%	88%	87%
	Vaud	35	95%	400'995	71%	0	397	20	28	4.92	0.37	0.59	93%	88%	88%
Total BV Léman		90	96%	1'020'457	84%	4	789	21	79	4.81	0.50	0.63	90%	87%	87%
Rhône aval	Ain	3	88%	30'357	88%	1	21	0	13	5.19	3.20	3.19	40%	40%	38%
	Genève	10	93%	459'685	100%	18	315	50	70	4.26	1.10	1.77	78%	62%	56%
	Hte-Savoie	9	63%	182'634	57%	0	129	0	52	7.84	3.22	3.18	60%	60%	59%
Total BV Rhône aval		22	84%	672'676	82%	19	465	50	135	4.90	1.61	2.07	71%	60%	56%
Total BV CIPEL		112	92%	1'693'133	84%	23	1'254	71	214	4.84	0.89	1.17	83%	77%	75%

1) DP = décanteur primaire

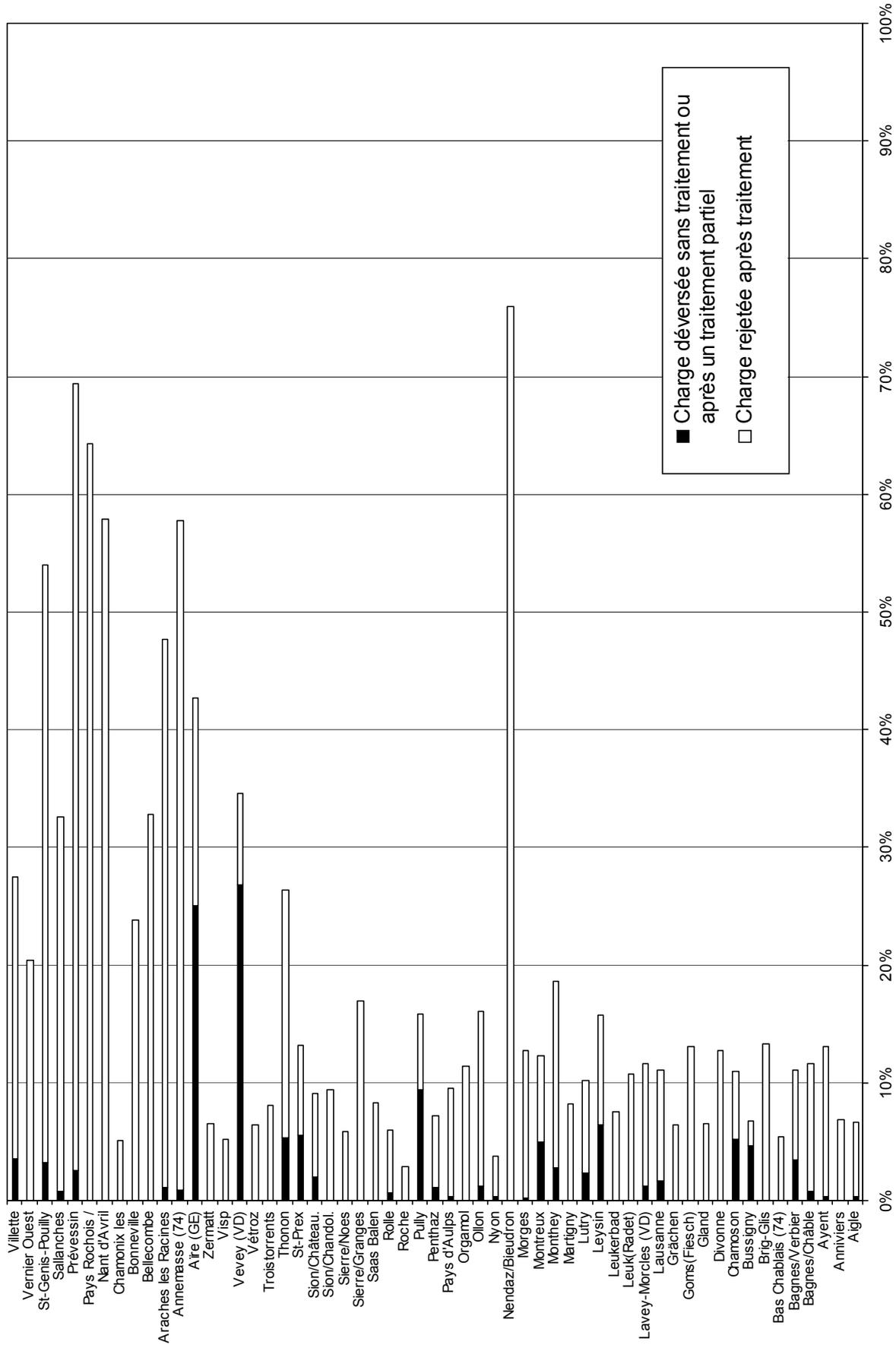


Figure 5 : Charge journalière en phosphore total traitée et déversée sans traitement exprimée en % de la charge totale entrante dans les principales STEP (de capacité égale ou supérieure à 10'000 EH (60 gBOD₅/hab.jour). Les stations sont triées par bassin versant (Léman et Rhône aval) puis par ordre alphabétique.

Figure 5 : Daily loads of total phosphorus treated or discharged without treatment, expressed as a percentage of the total load in the main WWTP (with a capacity equal to or greater than 10,000 EH (60 gBOD₅/inhab.day)). The plants are sorted by catchment basin (Lake Geneva and the downstream Rhône), and then in alphabetical order.

Tableau 7 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour le phosphore dissous pour les STEP des différentes entités en 2004.
 Table 7 : Assessments of loads, concentrations and yields of dissolved phosphorus for the WWTP of the various entities in 2004.

BV	cantons et départ.	STEP contrôlées	STEP contrôlées en % de la capacité totale	population raccordée contrôlée (perm. +2/3 sais)	% de la population contrôlée	Flux en tonnes par an				Concentrations (mgPO ₄ /L)			Rendements		
						dév. avant entrée	en entrée STEP	dév.au DP ¹⁾	en sortie après trait.	en entrée STEP	en sortie après trait.	en sortie dev. entrée + dév. DP (calculé)	après trait.	après trait. yc dév. DP	après trait. yc dév. DP entrée + dév. DP
Léman	Ain	1	27%	3'339	25%	0	1	0	0	1.81	0.04	0.06	98%	98%	97%
	Genève	2	100%	5'589	100%	0	2	0	0	2.52	0.24	0.24	91%	90%	90%
	Hte-Savoie	2	19%	11'036	7%	0	5	0	0	3.56	0.10	0.11	97%	97%	97%
	Valais	4	34%	45'414	10%	0	24	0	2	1.56	0.13	0.13	92%	92%	92%
	Vaud	33	95%	381'320	68%	0	180	6	8	2.23	0.11	0.18	95%	92%	92%
Total BV Léman		42	56%	446'698	37%	0	212	6	10	2.14	0.11	0.17	95%	92%	92%
Rhône aval	Ain	2	60%	15'151	44%	0	6	0	4	2.51	1.88	1.85	27%	27%	26%
	Genève	9	81%	456'596	99%	8	137	15	43	1.88	0.69	0.86	69%	57%	52%
	Hte-Savoie	1	5%	30'312	9%	0	14	0	4	5.60	1.52	1.55	73%	73%	72%
Total BV Rhône aval		12	60%	502'058	62%	8	157	15	51	2.01	0.76	0.91	67%	58%	53%
Total BV CIPEL		54	57%	948'756	47%	8	370	22	62	2.08	0.39	0.50	83%	77%	75%

¹⁾ DP = décanteur primaire

5. CONCLUSIONS

Pour l'ensemble du bassin versant CIPEL (Léman + Rhône aval), 221 stations d'épuration (STEP) sont en service en 2004, totalisant une capacité de 4'240'949 équivalents-habitants (EH). La population raccordée à ces stations est de 1'519'803 habitants permanents et 753'670 habitants saisonniers.

Sur les 167 STEP du bassin versant du Léman, 145 STEP pratiquent la déphosphatation, représentant plus de 99% de la capacité totale des STEP.

Contrôles

Dans le bassin CIPEL, le taux de contrôle des STEP est globalement satisfaisant avec 155 STEP contrôlées, représentant près de 95 % de la capacité totale du bassin versant CIPEL.

Toutefois, dans certaines entités des efforts doivent encore être faits pour améliorer le contrôle, notamment pour ce qui concerne les petites STEP inférieures à 2'500 EH dans le canton du Valais et celles de moins de 2'000 EH dans le département de la Haute-Savoie qui ne sont pas soumises à autosurveillance. De plus, l'accent devra être mis sur les STEP supérieures à 2'000 EH situées en Haute-Savoie pour lesquelles la CIPEL ne dispose pas d'information, afin de mieux connaître le fonctionnement de ces installations dans le bassin lémanique.

Les débits déversés et le phosphore dissous ne sont pas suffisamment mesurés et rendent ainsi moins précis les différents bilans.

Fonctionnement des STEP

Les apports pour l'ensemble du bassin versant CIPEL sont :

- pour la matière organique exprimée par la DBO_5 , de 2'919 tonnes après traitement et de 3'007 tonnes directement déversées sans traitement. Le rendement moyen d'élimination est de 95 % sur les eaux traitées et 89 % en tenant compte des déversements en entrée et en cours de traitement et la concentration moyenne de sortie est respectivement de 12.3 et 22.9 mgO_2/L .
- pour le phosphore total, de 214 tonnes après traitement et de 94 tonnes directement déversées sans traitement. Le rendement moyen d'élimination est de 83 % sur les eaux traitées et 75 % en tenant compte des déversements en entrée et en cours de traitement et la concentration moyenne de sortie est respectivement de 0.89 et 1.17 $mgPtot/L$.

Plus particulièrement pour le bassin versant du Léman et pour le phosphore total, les apports sont de 79 tonnes après traitement et de 25 tonnes directement déversées sans traitement. Le rendement moyen d'élimination est de 90% sur les eaux traitées et 87% en tenant compte des déversements en entrée et en cours de traitement et la concentration moyenne de sortie est respectivement de 0.5 et 0.63 $mgPtot/L$

Recommandations

Améliorer la connaissance :

- du fonctionnement des STEP du bassin lémanique, notamment en Haute-Savoie,
- sur les points de déversements et les débits déversés,
- sur le phosphore dissous, encore insuffisamment analysé lors des contrôles, ou analysé uniquement en sortie et ne permettant pas de calculer le rendement d'abattement.

BIBLIOGRAPHIE

CLERC, A. (2004) : Contrôle des stations d'épuration. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2003, 129-145.

REMERCIEMENTS : Les auteurs tiennent à remercier les services gestionnaires des stations d'épuration qui ont fourni leurs résultats d'analyses utilisés pour ce rapport et les responsables cantonaux et départementaux qui ont validé et transmis ces résultats.

ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES

COMPARATIVE INTERLABORATORY ANALYSES

Campagne 2004

PAR

Andrés STRAWCZYNSKI

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

RÉSUMÉ

Au cours de l'année 2004, les laboratoires participant aux travaux du groupe de travail "Méthodologie" de la CIPEL ont pu prendre part à 6 essais interlaboratoires concernant des analyses d'éléments nutritifs majeurs (cycles de l'azote et du phosphore, matière organique, ions majeurs), de produits phytosanitaires (pesticides) sur des matrices allant d'échantillons synthétiques à des eaux naturelles, en passant par des eaux minérales et hydrocarbures totaux sur des eaux de garage.

Le traitement statistique montre que l'ensemble des essais peut être considéré comme bon à très bon. Le nombre de résultats aberrants (tests de Cochran/Dixon) est faible, et la dispersion est bonne. Mis à part un ou deux cas particuliers, les écarts types sont du même ordre de grandeur que ceux observés les années antérieures, correspondant à une dispersion "typique" de ces essais (préparation des échantillons, techniques analytiques utilisées, etc...).

ABSTRACT

During 2004, the laboratories belonging to the "Methodology" working group of the CIPEL took part in 6 interlaboratory surveys. Analyses of the main nutrient elements (nitrogen and phosphorus cycles, organic matter, main ions), of crop treatment-related substances (pesticides) were performed using panels ranging from synthetic samples to natural waters, and including mineral waters and total hydrocarbons in waste water from garages.

The statistical analysis shows that all the data can be classified as good to very good. The number of outlier values (Cochran/Dixon tests) was small, and the variability was good. The standard deviations, apart from one or two values obtained under particular circumstances, were as good as in former years, and corresponded to "typical" dispersion values for these surveys (sample preparation, analytical methods used, etc...).

1. INTRODUCTION

Les données présentées correspondent aux essais interlaboratoires dont les résultats ont été discutés en 2004. Une appréciation sommaire figure dans les procès-verbaux du groupe de travail "Méthodologie" de la CIPEL de cette année.

Les analyses interlaboratoires organisées dans le cadre du groupe "Méthodologie" ou auxquelles les membres du groupe ont pu participer au cours de l'année 2004 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)
- 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 2004.
Table 1 : List of the interlaboratory surveys organized in 2004.

Date	Matrice	Paramètres	Participants	Remarques
30.04.2004	lac + rivière	éléments majeurs	24	Préparé par J. LAZZAROTTO, INRA Thonon [1]
30.04.2004	synthétique "basses valeurs"	COT, PO ₄ , NH ₄	19	Préparé par A. STRAWCZYNSKI, SESA Vaud
30.04.2004	eau synthétique type STEP	éléments majeurs	8 (45)	Organisé et traité par B. DUPERRON, CARSO-LSEH-Lyon [2]
14.09.2004	eau minérale dopée	pesticides	10	Préparé par J. ONDRUS, SPE Neuchâtel [3]
14.09.2004	lac + rivière	éléments majeurs	17	Préparé par A. STRAWCZYNSKI, SESA Vaud
14.09.2004	sortie garage dopée	Hydrocarbures totaux	9	Préparé par J. ONDRUS, SPE Neuchâtel et O. GUILLIOD, DLK Technologies, Le Locle [4]

Des tests statistiques ont été utilisés afin de détecter les résultats aberrants. Il s'agit du test de Dixon (TAYLOR, 1987) et de Cochran, que la norme ISO 5725 (ISO, 1986) préconise. Ce dernier test, basé sur les variances intralaboratoires, ne peut être utilisé que si les laboratoires reportent les résultats de plusieurs réplicats.

En principe, les valeurs fournies par les laboratoires correspondent aux réplicats utilisés pour le calcul du résultat final.

Dans les tableaux qui suivent, le nombre de laboratoires "statistiques" ne tient pas compte des résultats tels que "inférieur à" ou "non détecté", et représente le nombre de laboratoires dont le résultat est retenu pour les statistiques (après exclusion des aberrants). Les colonnes "Dixon" et "Cochran" représentent le nombre de laboratoires considérés comme aberrants par ces tests (seuil 95 %). Les résultats présentés sont ceux après élimination des aberrants. Les résultats sont donnés avec le même nombre de décimales que lors des essais interlaboratoires.

2. ÉLÉMENTS MAJEURS DANS DES EAUX DE TYPE LAC ET RIVIÈRE

Lors de chaque calibration 2 échantillons d'eaux naturelles sont analysés, l'un provenant d'un lac et l'autre d'une rivière. Lors de l'essai de mars 2004, les échantillons provenaient du Léman (station de pompage de la pisciculture de Thonon, à - 50 mètres) et de la rivière Mercube. En septembre l'échantillon "lac" a été remplacé par un échantillon d'eau d'Evian et la rivière était la Venoge.

Les tableaux 2a et 2b présentent les résultats des 4 échantillons de l'année 2004.

Les résultats sont dans l'ensemble bons à très bons et sont conformes à ceux observés les années précédentes. Quelques observations particulières peuvent cependant être faites :

- la dispersion des résultats pour l'oxydabilité au KMnO₄ lors de l'essai de mars 2004 était très importante. Sept laboratoires ont participé : 1 laboratoire a reporté une valeur inférieure à 0.5 mg/L, 2 ont reporté une valeur proche de 10 mg/L, et 3 laboratoires ont reporté une valeur comprise entre 20 et 25 mg/L. Il n'y pas d'explication particulière, mais d'une manière générale la mesure de la matière organique par l'oxydabilité présente des résultats sensiblement plus dispersés que par le dosage du carbone organique,
- le résultat de l'essai est également mauvais pour l'ammonium en septembre 2004. Outre un laboratoire à 0.274 mgN/L exclu par le test statistique et un laboratoire à 0.136 mg N/L non exclu, les 12 autres laboratoires ont reporté des teneurs entre moins que 6 µgN/L et 61 µN/L,
- la dispersion des résultats est un peu élevée pour l'analyse de la silice,
- la dispersion pour le sodium et le potassium semble plus importante que lors des essais précédents (plus de 10 % d'écart-type).

3. ÉCHANTILLONS SYNTHÉTIQUES "BASSES VALEURS"

Le tableau 3 présente les résultats des 2 essais entrepris en 2004. Les résultats peuvent être qualifiés de bons. La dispersion des résultats pour l'ammonium et le phosphore (ortho et total) varie entre 3 et 9 µg/L, pour le carbone organique dissous entre 0.2 et 0.4 mg C/L. On remarque qu'il n'y a pratiquement pas de différences entre l'analyse de l'orthophosphate et l'analyse du phosphore total, ce qui semble montrer que l'étape de digestion supplémentaire n'introduit pas une variabilité supplémentaire significative.

4. PHYTOSANITAIRES ET MICROPOLLUANTS

Au vu des résultats des dernières années, un seul essai interlaboratoire a été effectué en 2004. Il s'agissait de 2 échantillons d'eau d'Evian dopée (mix A et mix B). La composition du mix A reste la même que les années précédentes. La composition du mix B a été choisie pour tenir compte des substances susceptibles de faire partie de la liste minimale de surveillance de la CIPEL.

Le tableau 4 présente les résultats détaillés. Ceux-ci peuvent être qualifiés de bons à très bons, hormis ceux pour le carbendazim pour lesquels on observe une plus grande variabilité ainsi qu'une valeur moyenne sensiblement plus éloignée de la valeur cible.

5. ÉCHANTILLON SYNTHÉTIQUE TYPE "STEP"

Bernard DUPERRON [4] a organisé et traité cette calibration à laquelle ont participé 46 laboratoires, dont 8 qui font partie de la CIPEL (membres ou invités). Les échantillons sont synthétiques et dopés avec les diverses substances. Un résumé des résultats est présenté au tableau 5.

Les résultats pour les participants CIPEL sont bons hormis une valeur aberrante pour l'azote Kjeldahl (valeur donnée très proche de l'ammonium, il pourrait s'agir d'une erreur de calcul). On remarque néanmoins que les valeurs de DBO_5 sont faibles comparées au reste des laboratoires. Seuls deux laboratoires sur 5 ont reporté des valeurs supérieures à 170 $\text{mg O}_2/\text{L}$ (171 et 174 $\text{mg O}_2/\text{L}$). La valeur cible de l'essai était de 197 $\text{mg O}_2/\text{L}$, la moyenne des 42 laboratoires participant de 189 $\text{mg O}_2/\text{L}$.

6. HYDROCARBURES TOTAUX

Cet essai a été organisé par Lab'Eaux Suisse romande dans le cadre de la validation de la méthode d'analyse des hydrocarbures totaux par une méthode gravimétrique. Huit laboratoires ont participé, et 3 méthodes analytiques ont été utilisées : gravimétrique (6 laboratoires), infrarouge (3 laboratoires), chromatographie en phase gazeuse (1 laboratoire). Les résultats de l'essai, qui figurent sur le tableau 6, peuvent être considérés comme très bons, avec des écarts-types de l'ordre de 10 %.

7. CONCLUSIONS GÉNÉRALES

Les résultats des essais 2004 peuvent être qualifiés de bons à très bons pour les paramètres dont les analyses sont les plus usuelles (éléments majeurs type STEP, lacs et rivières, phytosanitaires). La tendance à atteindre des "paliers" en terme de variabilité des résultats (écart-type) semble se confirmer, sauf cas particuliers sur quelques paramètres isolés.

ABRÉVIATIONS

Ca	calcium	mgCa/L	Na	sodium	mgNa/L
COD	carbone organique dissous	mgC/L	NH ₄	ammonium	mgN/L
COND	conductivité (à 25°C)	μS/cm	NO ₂	nitrite	mgN/L
COT	carbone organique total	mgC/L	NO ₃	nitrate	mgN/L
Cl	chlorure	mgCl/L	NTK	azote Kjeldahl	mgN/L
DCO	demande chimique en oxygène	mgO ₂ /L	PO ₄	orthophosphate	mgP/L
DBO ₅	demande biochimique en oxygène	mgO ₂ /L	Ptot	phosphore total	mgP/L
DT	dureté totale	méq/L	SiO ₂	silice	mgSiO ₂ /L
K	potassium	mgK/L	SO ₄	sulfate	mgSO ₄ /L
MES	matières en suspension	mg/L	TAC	titre alcalimétrique	méq/L
KMnO ₄	oxydabilité	mgKMnO ₄ /L	HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques	
Mg	magnésium	mgMg/L	COV	Composés organiques volatiles	

BIBLIOGRAPHIE

ISO (1986) : Fidélité des méthodes d'essai. Norme internationale ISO 5725, 2ème édition.

TAYLOR, J.K. (1987) : Quality assurance of chemical measurements. Lewis Publishers, inc., ISBN 0-87371-097-5, p. 15.

Adresses :

[1] INRA-UMR/CARRETEL. Avenue de Corzent 75, BP 511, FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

[2] CARSO - Laboratoire Santé-Environnement-Hygiène de Lyon. 321, Av. Jean Jaurès, FR - 69632 LYON Cédex 7.

[3] Service cantonal de la protection de l'environnement. Case postale 145, CH - 2034 PESEUX.

[4] DLK Technologies SA. 6A, Jambe Ducommun, CH-2400 LE LOCLE.

Tableau 2a : Eléments majeurs dans les échantillons d'eaux de lac et rivière.

Table 2a : Main elements in the lake and river water samples .

Date	Paramètre - matrice	U	N	D	C	\bar{x}	σ
30.03.2004	Carbone organique dissous - RIV	mg C/L	16	1	0	2,92	0,28
14.09.2004	Carbone organique total - Evian	mg C/L	9	0	0	0,4	0,45
30.03.2004	Carbone organique total - LAC	mg C/L	18	0	0	1.03	0,31
30.03.2004	Carbone organique total - RIV	mg C/L	17	2	0	3,15	0,26
14.09.2004	Oxydabilité - Evian	mg/L	6	0	0	0,67	0,8
30.03.2004	Oxydabilité - LAC	mg/L	8	0	0	2,83	0,81
14.09.2004	Oxydabilité - RIV	mg/L	6	0	0	14,94	8,57
30.03.2004	Oxydabilité - RIV	mg/L	8	1	0	10.27	1.09
14.09.2004	Ammonium - Evian	mg N/L	8	0	1	0.002	0.001
30.03.2004	Ammonium - LAC	mg N/L	20	0	0	0.014	0.008
14.09.2004	Ammonium - RIV	mg N/L	13	1	0	0.035	0.036
30.03.2004	Ammonium - RIV	mg N/L	23	0	0	0.051	0.012
14.09.2004	Nitrite - Evian	mg N/L	11	0	0	0.0043	0.0029
30.03.2004	Nitrite - LAC	mg N/L	10	1	2	0.0022	0.001
14.09.2004	Nitrite - RIV	mg N/L	11	2	3	0.0227	0.0029
30.03.2004	Nitrite - RIV	mg N/L	16	0	0	0.0047	0.0026
14.09.2004	Nitrate - Evian	mg N/L	16	0	0	0.819	0.08
30.03.2004	Nitrate - LAC	mg N/L	20	2	0	0.552	0.044
14.09.2004	Nitrate - RIV	mg N/L	16	0	0	2.99	0.165
30.03.2004	Nitrate - RIV	mg N/L	20	2	0	5.502	0.264
14.09.2004	Azote total - Evian	mg N/L	6	0	0	0.86	0.07
30.03.2004	Azote total - LAC	mg N/L	12	0	1	0.71	0.1
14.09.2004	Azote total - RIV	mg N/L	6	0	0	3.52	0.34
30.03.2004	Azote total - RIV	mg N/L	12	0	1	6.17	0.7
14.09.2004	Orthophosphate - Evian	mg P/L	9	0	0	0.003	0.001
30.03.2004	Orthophosphate - LAC	mg P/L	18	1	0	0.011	0.002
14.09.2004	Orthophosphate - RIV	mg P/L	11	0	1	0.025	0.008
30.03.2004	Orthophosphate - RIV	mg P/L	17	0	0	0.008	0.006
14.09.2004	Phosphore total - Evian	mg P/L	9	1	0	0.005	0.003
30.03.2004	Phosphore total - LAC	mg P/L	17	0	0	0.025	0.009
14.09.2004	Phosphore total - RIV	mg P/L	12	0	0	0.055	0.016
30.03.2004	Phosphore total - RIV	mg P/L	13	1	3	0.018	0.005
14.09.2004	Silice - Evian	mg SiO ₂ /L	13	0	0	16.45	3.69
30.03.2004	Silice - LAC	mg SiO ₂ /L	13	1	2	1.33	0.12
14.09.2004	Silice - RIV	mg SiO ₂ /L	11	2	0	4.5	0.24
30.03.2004	Silice - RIV	mg SiO ₂ /L	15	1	0	6.54	0.38

U	Unités
N	Nombre de résultats statistiques
D	Nombre d'aberrants selon Dixon
C	Nombre d'aberrants selon Cochran
\bar{x}	Moyenne arithmétique
σ	Ecart-type

Tableau 2b : Eléments majeurs dans les échantillons d'eaux de lac et rivière.

Table 2b : Main elements in the lake + river water samples.

Date	Paramètre - matrice	U	N	D	C	\bar{x}	σ
14.09.2004	Conductivité - Evian	$\mu\text{S/cm } 25^\circ$	15	0	0	571	8
30.03.2004	Conductivité - LAC	$\mu\text{S/cm } 25^\circ$	17	3	0	301	6
14.09.2004	Conductivité - RIV	$\mu\text{S/cm } 25^\circ$	15	0	0	442	7
30.03.2004	Conductivité - RIV	$\mu\text{S/cm } 25^\circ$	20	0	0	607	33
14.09.2004	Sodium - Evian	mg/L	15	0	0	7.33	0.91
30.03.2004	Sodium - LAC	mg/L	17	0	0	5.82	0.66
14.09.2004	Sodium - RIV	mg/L	15	0	0	8.92	1.13
30.03.2004	Sodium - RIV	mg/L	17	0	0	5.84	0.59
14.09.2004	Potassium - Evian	mg/L	14	0	0	1.03	0.13
30.03.2004	Potassium - LAC	mg/L	17	0	0	1.5	0.23
14.09.2004	Potassium - RIV	mg/L	15	0	0	2.62	0.31
30.03.2004	Potassium - RIV	mg/L	17	0	0	1.02	0.28
14.09.2004	Calcium - Evian	mg/L	13	3	0	80.32	1.24
30.03.2004	Calcium - LAC	mg/L	19	0	0	46.05	2.48
14.09.2004	Calcium - RIV	mg/L	13	3	0	75.46	1.33
30.03.2004	Calcium - RIV	mg/L	18	1	0	112.98	6.25
14.09.2004	Magnésium - Evian	mg/L	16	0	0	27.25	2.34
30.03.2004	Magnésium - LAC	mg/L	19	0	0	6.23	0.37
14.09.2004	Magnésium - RIV	mg/L	16	0	0	7.13	0.52
30.03.2004	Magnésium - RIV	mg/L	19	0	0	13.08	0.66
14.09.2004	Dureté totale - Evian	méq/L	9	0	0	6.61	0.72
30.03.2004	Dureté totale - LAC	méq/L	11	1	0	2.78	0.02
14.09.2004	Dureté totale - RIV	méq/L	9	0	0	4.59	0.47
30.03.2004	Dureté totale - RIV	méq/L	11	1	0	6.44	0.52
14.09.2004	Titre alcalimétrique - Evian	méq/L	14	0	0	5.92	0.12
30.03.2004	Titre alcalimétrique - LAC	méq/L	15	0	0	1.83	0.05
14.09.2004	Titre alcalimétrique - RIV	méq/L	13	1	0	3.79	0.06
30.03.2004	Titre alcalimétrique - RIV	méq/L	12	2	0	5.62	0.05
14.09.2004	Chlorure - Evian	mg/L	15	0	0	6.98	0.41
30.03.2004	Chlorure - LAC	mg/L	21	1	0	7.76	0.39
14.09.2004	Chlorure - RIV	mg/L	14	1	0	15.31	0.48
30.03.2004	Chlorure - RIV	mg/L	22	0	0	12.9	0.65
14.09.2004	Sulfate - Evian	mg/L	15	0	0	13.01	0.66
30.03.2004	Sulfate - LAC	mg/L	21	0	0	47.00	1.89
14.09.2004	Sulfate - RIV	mg/L	15	0	0	15.47	0.77
30.03.2004	Sulfate - RIV	mg/L	21	0	0	27.87	1.43
14.09.2004	Mat. en suspension - RIV	mg/L	8	0	0	4.09	1.37
30.03.2004	Mat. en suspension - RIV	mg/L	16	0	0	13.65	6.7

U	Unités
N	Nombre de résultats statistiques
D	Nombre d'aberrants selon Dixon
C	Nombre d'aberrants selon Cochran
\bar{x}	Moyenne arithmétique
σ	Ecart-type

Tableau 3 : Echantillon synthétique "basses valeurs".

Table 3 : Synthetic sample "low level".

Date	Paramètre – valeur cible	U	N	D	C	\bar{x}	σ
30.03.2004	Carbone organique total – A – 1.6	mg C/L	14	0	0	1.75	0.37
30.03.2004	Carbone organique total – B – 2.8	mg C/L	13	1	0	2.99	0.25
30.03.2004	Ammonium – A – 0.008	mg N/L	12	2	0	0.014	0.003
30.03.2004	Ammonium – B – 0.022	mg N/L	17	0	0	0.034	0.009
30.03.2004	Orthophosphate – A – 0.0065	mg P/L	13	0	0	0.009	0.006
30.03.2004	Orthophosphate – B – 0.0235	mg P/L	14	1	0	0.025	0.009
30.03.2004	Phosphore total – A – 0.0065	mg P/L	8	1	0	0.009	0.003
30.03.2004	Phosphore total – B – 0.0235	mg P/L	8	0	0	0.026	0.009

U	Unités
N	Nombre de résultats statistiques
D	Nombre d'aberrants selon Dixon
C	Nombre d'aberrants selon Cochran
\bar{x}	Moyenne arithmétique
σ	Ecart-type

Tableau 4 : Phytosanitaires, échantillon "de suivi" (mix A).

Table 4 : Pesticides, fix sample (mix A).

Date	Paramètre – valeur dopage	U	N	D	C	\bar{x}	σ
14.09.2004	Atrazine - Mix A - 70 ng/L	ng/L	9	1	0	71	8
14.09.2004	Atrazine-déséthyl - Mix A - 120 ng/L	ng/L	8	1	0	111	8
14.09.2004	Atrazine-désisopropyl - Mix A - 180 ng/L	ng/L	8	0	0	167	49
14.09.2004	Carbendazim - Mix B - 110 ng/L	ng/L	6	0	0	178	128
14.09.2004	Chlortoluron - Mix B - 75 ng/L	ng/L	8	0	0	77	26
14.09.2004	Diuron - Mix A - 65 ng/L	ng/L	9	0	0	58	9
14.09.2004	Isoproturon - Mix A - 70 ng/L	ng/L	7	2	0	62	4
14.09.2004	Metolachlor - Mix B -160	ng/L	8	0	0	160	35
14.09.2004	Procymidon - Mix B - 120 ng/L	ng/L	8	0	0	91	24
14.09.2004	Simazine - Mix A - 90 ng/L	ng/L	10	0	0	84	21
14.09.2004	Terbutylazine - Mix A - 55 ng/L	ng/L	9	0	0	50	6
14.09.2004	Terbutylazine-déséthyl - Mix A - 95 ng/L	ng/L	7	0	0	90	6

U	Unités
N	Nombre de résultats statistiques
D	Nombre d'aberrants selon Dixon
C	Nombre d'aberrants selon Cochran
\bar{x}	Moyenne arithmétique
σ	Ecart-type

Tableau 5 : Echantillon synthétique type "STEP".

Table 5 : Synthetic "STEP" type sample (water treatment facility).

Paramètre	Valeur cible		U	N		\bar{x}		σ (%)	
	\bar{x}	σ (%)		total	CIPEL	total	CIPEL	total	CIPEL
DCO-A	310	5	mg O ₂ /L	43	6	307.4	314.4	8.57	9.11
DCO-B	60	20	mg O ₂ /L	43	6	61.3	53.3	23.47	15.77
DBO ₅	197	15	mg O ₂ /L	42	5	188.6	147.8	17.62	16.47
NTK	50.5	5	mg N/L	38	3	49	47.4	3.75	7.44
NH ₄	15.53	5	mg N/L	42	8	15.76	15.61	9.31	4.53
NO ₃	2.26	10	mg N/L	42	7	2.33	2.14	12.75	10.27
P _{tot}	4.08	10	mg P/L	44	8	4.13	4.23	6.19	7.02
PO ₄	4.08	10	mg P/L	43	8	4.08	4.15	6.16	5.95
MES	40	10	mg/L	45	8	36.4	35.1	7.64	11.18

U	Unités
N	Nombre de résultats statistiques
D	Nombre d'aberrants selon Dixon
C	Nombre d'aberrants selon Cochran
\bar{x}	Moyenne arithmétique
σ	Ecart-type

Tableau 6 : Hydrocarbures totaux (résultats en mg/L).

Table 6 : Total hydrocarbons (results in mg/L).

Méthode	N	\bar{x}	σ
Gravimétrie	6	23	4
Infrarouge	3	25	5
Chromatographie gazeuse	1	27	

U	Unités
N	Nombre de résultats statistiques
D	Nombre d'aberrants selon Dixon
C	Nombre d'aberrants selon Cochran
\bar{x}	Moyenne arithmétique
σ	Ecart-type

ADRESSES DES AUTEURS DES RAPPORTS

ANNEVILLE Orlane	Biologiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex orlane.anneville@thonon.inra.fr
BECKER VAN SLOOTEN Kristin	Biologiste Laboratoire de chimie environnementale et écotoxicologie CECOTOX / Ecole Polytechnique Fédérale CH - 1015 LAUSANNE kristin.becker@epfl.ch
BERNARD Marc	Biologiste Service de la protection de l'environnement 5, rue des Creusets / Case postale 405 CH - 1951 SION marc.bernard@admin.vs.ch
BORNARD Charles	Biologiste DIREN Rhône-Alpes 208 bis, rue Garibaldi FR - 69422 LYON Cedex 03 charles.bornard@rhone-alpes-ecologie.gouv.fr
BOUVIER Olivier	Chimiste, hydrologue Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
CHIFFLET Pascal	Technicien Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex pascal.chifflet@thonon.inra.fr
CORVI Claude	Chimiste 243, chemin des Volandes FR - 74380 CRANVES SALES claudc.corvi@wanadoo.fr
DORIOZ Jean-Marcel	Pédologue Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex jean-marcel.dorioz@thonon.inra.fr
DRUART Jean-Claude	Biologiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex jean-claude.druart@thonon.inra.fr
FIAUX Jean-Jacques	Adjoint-technique Service des eaux, sols et assainissement 155, chemin des Boveresses CH - 1066 EPALINGES jean-jacques.fiaux@sesa.vd.ch
GERDEAUX Daniel	Biologiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex daniel.gerdeaux@thonon.inra.fr

GIFFARD Françoise	Biologiste DIREN Rhône-Alpes 208 bis, rue Garibaldi FR - 69422 LYON Cedex 03 francoise.giffard@rhone-alpes-ecologie.gouv.fr
HAMELET Valérie	Technicienne Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL 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/CARTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex jean-christophe.hustache@thonon.inra.fr
KHIM-HEANG Sophal	Chimiste Service de protection de la consommation Case postale 76 CH - 1211 GENÈVE 4 - Plainpalais sophal.khimheang@etat.ge.ch
KLEIN Audrey	Ingénieure Secrétariat de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman Avenue de Chailly 23 - Case postale 80 CH - 1000 LAUSANNE 12 a.klein@cipel.org
KNISPEL Sandra	Biologiste Service des eaux, sols et assainissement 155, chemin des Boveresses CH - 1066 EPALINGES sandra.knispel@sesa.vd.ch
LAINÉ Leslie	Technicienne Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex leslie.laine@thonon.inra.fr
LAZZAROTTO Jérôme	Chimiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex lazzarotto@thonon.inra.fr
MOILLE Jean-Paul	Technicien Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex jean-paul.moille@thonon.inra.fr
ORTELLI Didier	Chimiste Service de protection de la consommation Case postale 76 CH - 1211 GENÈVE 4 - Plainpalais didier.ortelli@etat.ge.ch
PERFETTA Jean	Biologiste Service cantonale de l'écologie de l'eau 23, avenue Sainte-Clotilde Case postale 78 CH - 1211 GENÈVE 8 jea.perfetta@etat.ge.ch

POULENARD Jérôme	Pédologue Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
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
RAPIN François	Géologue Secrétariat de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman Avenue de Chailly 23 - Case postale 80 CH - 1000 LAUSANNE 12 frapin@cipel.org
RATOUIS Claire	Biologiste DIREN Rhône-Alpes, Service de l'eau et des milieux aquatiques 13, quai de Rives FR - 74200 THONON-LES-BAINS claire.ratouis@rhone-alpes-ecologie.gouv.fr
RICHARD Alexandre	Stagiaire Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
ROLLAND Anne	Stagiaire Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
STRAWCZYNSKI Andrés	Chimiste Service des eaux, sols et assainissement Chemin des Boveresses 155 CH - 1066 EPALINGES andres.strawczynski@sesa.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
ZIMMERLI Pierre	Chimiste Service de protection de la consommation Case postale 76 CH - 1211 GENÈVE 4 - Plainpalais pierre.zimmerli@etat.ge.ch