

CONSEIL SCIENTIFIQUE

DE LA COMMISSION INTERNATIONALE
POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN
CONTRE LA POLLUTION

RAPPORTS

SUR LES ÉTUDES
ET RECHERCHES ENTREPRISES
DANS LE BASSIN LÉMANIQUE

PROGRAMME QUINQUENNAL 2006-2010
CAMPAGNE 2006

*Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.,
Campagne 2006, 2007*

Editeur :

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

ACW - Changins - Bâtiment DC
50, route de Duillier
Case postale 1080
CH - 1260 NYON 1

Tél. : CH - 022 / 363 46 69
FR - 00 41 22 / 363 46 69

Fax : CH - 022 / 363 46 70
FR - 00 41 22 / 363 46 70

E-mail : cipel@cipel.org

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.

S O M M A I R E

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

CONCLUSIONS GÉNÉRALES - Campagne 2006	11
---	----

RAPPORTS SUR LES ÉTUDES ET RECHERCHES ENTREPRISES DANS LE BASSIN LÉMANIQUE

1. MÉTÉOROLOGIE	21
1. Introduction	21
2. Température de l'air	22
3. Pluviométrie	24
4. Insolation	26
5. Rayonnement	28
6. Vent	30
6.1 Vitesse du vent	30
6.2 Rose des vents	32
7. Relation climat-lac	32
8. Synthèse des conditions climatiques	32
– Bibliographie	32
2. ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN	33
1. Méthodes	33
2. Régime thermique et influence sur la stratification ou le mélange des eaux	35
3. Evolution saisonnière dans les couches superficielles	38
4. Evolution saisonnière dans les couches profondes	46
5. Evolution interannuelle des principaux paramètres	49
5.1 Oxygène dissous	49
5.2 Phosphore dissous et phosphore total	51
5.3 Transparence	53
5.4 Azote nitrique et azote total	53
5.5 Chlorure	54
6. Conclusions	55
– Bibliographie	55
– Annexes	56
3. MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES EAUX DU LÉMAN	59
1. Introduction	60
2. Echantillonnage	60
3. Méthodologie	60
3.1 Analyses chimiques	61
3.2 Contrôles	62
4. Résultats	62
4.1 Métaux	62
4.2 Pesticides (phytosanitaires)	63
4.3 Médicaments	66
4.4 Produits cosmétiques	67
4.5 Micropolluants issus de produits industriels	68
4.6 Micropolluants et eau potable	69
5. Conclusions	71
– Bibliographie	71
– Annexes	74

4. PHYTOPLANKTON DU LÉMAN	83
1. Introduction	84
2. Méthodes	84
3. Résultats	84
3.1 Richesse taxonomique	84
3.2 Répartition par classe d'algues et par classe de taille	85
3.3 Développement des principales espèces au cours de l'année	85
3.4 Variations saisonnières et évolution interannuelle de la biomasse	88
3.5 Contribution des principales espèces au sein de la biomasse totale	89
4. Conclusions	91
– Bibliographie	91
5. PRODUCTION PRIMAIRE ET BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE DANS LE LÉMAN	93
1. Introduction	93
2. Méthodes	93
3. Résultats	94
3.1 Répartitions verticales	94
3.2 Evolution saisonnières des variables mesurées	94
3.3 Variations interannuelles	95
4. Conclusions	96
– Bibliographie	97
6. ÉVOLUTION DU ZOOPLANKTON DU LÉMAN	103
1. Introduction	103
2. Méthodologie	104
3. Résultats	104
3.1 Composition spécifique de la biocénose crustacéenne	104
3.2 Dynamique saisonnière du zooplancton en 2006	104
3.3 Evolution à long terme du zooplancton	107
3.4 Biovolumes sédimentés et autres groupes planctoniques	108
4. Discussion-Conclusion	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	113
3.3 Composition de régime alimentaire	113
4. Conclusions	114
– Bibliographie	114
8. SYNTHÈSE DE L'ÉTUDE DES RIVES DU LÉMAN ET DE LEUR POTENTIEL DE RENATURATION	117
1. Démarche de l'étude	119
1.1 Approche réseau des rives lémaniques	119
1.2 Déroulement de l'étude	119
2. Synthèse des principaux résultats	120
2.1 Diagnostic de la situation actuelle	120
2.2 Objectifs : milieux et espèces cibles	121
2.3 Mesures de renaturation et revitalisation	125
2.4 Structuration du Réseau Ecologique Lémanique	125
3. Recommandations / Résolutions	130
3.1 Mettre en oeuvre les mesures proposées pour la consolidation du REL	130
3.2 Valorisation des embouchures	131
3.3 Etude de faisabilité de la régulation des eaux du Léman	132
3.4 Valoriser les rives non prioritaires du REL	133
3.5 Autres conditions cadre	135
4. Conclusions	135
– Glossaire	136
– Bibliographie	136

9. BILAN DES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE

À L'AVANT DE GENÈVE	137
1. Généralités et méthodes	138
2. Débits des affluents principaux et de l'émissaire	140
3. Apports annuels des affluents	141
3.1 Phosphore	141
3.2 Azote minéral total	145
3.3 Chlorure	148
4. Etude de la qualité chimique des eaux des principales rivières du bassin versant du Léman	151
4.1 Rhône amont	151
4.2 Dranse	151
4.3 Venoge	152
4.4 Aubonne	152
4.5 Versoix	153
5. Apports annuels : bassin versant du Rhône de Genève à Chancy	153
5.1 Phosphore	153
5.2 Azote total ou minéral total	155
5.3 Chlorure	156
6. Étude de la qualité chimique des eaux des principales rivières du bassin versant du Rhône de Genève à Chancy	157
6.1 Rhône aval	157
6.2 Arve	157
6.3 Allondon	158
7. Conclusions	159
– Bibliographie	159
– Tableaux récapitulatifs	160

10. MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE

1. Introduction	163
2. Echantillonnage	164
2.1 Rhône amont - Porte du Scex	164
2.2 Rhône à l'amont et à l'aval de Viège et de Monthey	164
3. Méthodologie	164
3.1 Analyse des phytosanitaires	164
3.2 Contrôles	164
4. Résultats	164
4.1 Concentrations des produits phytosanitaires dans les eaux du Rhône	164
4.2 Charge des produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône en 2006	165
4.3 Produits pharmaceutiques	169
5. Conclusions	170
– Substances recherchées	170
– Bibliographie	170
– Tableaux des résultats	171

11. ESTIMATION DE L'ÉCOTOXICITÉ DES SUBSTANCES RETROUVÉES DANS LE LÉMAN

1. Méthodologie	173
2. Sulfonylurées : amidosulfuron, foramsulfuron, metsulfuron-méthyl	174
3. Métalaxyl	176
4. Benzotriazole et Tolytriazole	177
5. Fluoroquinolones : Ciprofloxacin et Norfloxacin	179
6. Sulfaméthoxazole	180
7. Carbamazépine	182
8. Acide méfénamique	183
9. Produits de contraste iodés	184
10. Synthèse récapitulative	185
– Bibliographie générale	185

12. PESTICIDES D'ORIGINE AGRICOLE DANS LE BASSIN VERSANT SUISSE DU LÉMAN

1. Introduction	188
2. Objectif et démarche	188
3. Contenu de Pestibase	189
3.1 Mesures de pesticides	189
3.2 Utilisation des matières actives	190
3.3 Occupation du sol	190
4. Applications pratiques de Pestibase	190
4.1 Connaissance des pesticides utilisés en agriculture : quantités et matières actives	190
4.2 Intérêts de PestiBase pour le suivi du lac et des rivières	196
5. Conclusions et perspectives	201
– Bibliographie	201

RAPPORTS TECHNIQUES

13. CONTRÔLE DES STATIONS D'ÉPURATION (STEP)	205
1. Introduction	206
2. Etat des STEP	206
2.1 Nombre, capacité et populations raccordées	206
2.2 Contrôles	206
3. Bilan du fonctionnement des STEP	207
3.1 Débits	207
3.2 Phosphore	208
3.3 Demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	210
3.4 Azote	214
4. Évolution des apports en phosphore au Léman	218
5. État de la situation par rapport aux micropolluants - résidus médicamenteux	219
6. Conclusions	223
– Bibliographie	223
14. ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES	225
1. Introduction	225
2. Éléments majeurs dans des eaux de type lac et rivière	226
3. Phytosanitaires	226
4. Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	226
5. Échantillon synthétique type "STEP"	227
6. Conclusions générales	227
– Abréviations	227
– Bibliographie	227
– LISTE DES AUTEURS	235

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 (1930-2005) * :	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 :	. 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) (1935-2005) * :	182 m ³ /s		
		dont :	. maxi (1999) : 227 m ³ /s
			. mini (1976) : 127 m ³ /s
Débit moyen du Rhône à l'exutoire (à Genève) (1935-2005) * :	250 m ³ /s		
		dont :	. maxi (1995) : 327 m ³ /s
			. mini (1976) : 166 m ³ /s
Temps de séjour théorique des eaux (volume/débit moyen) :	11.4 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 :	. 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 2005*. OFEV, Berne, 2007

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

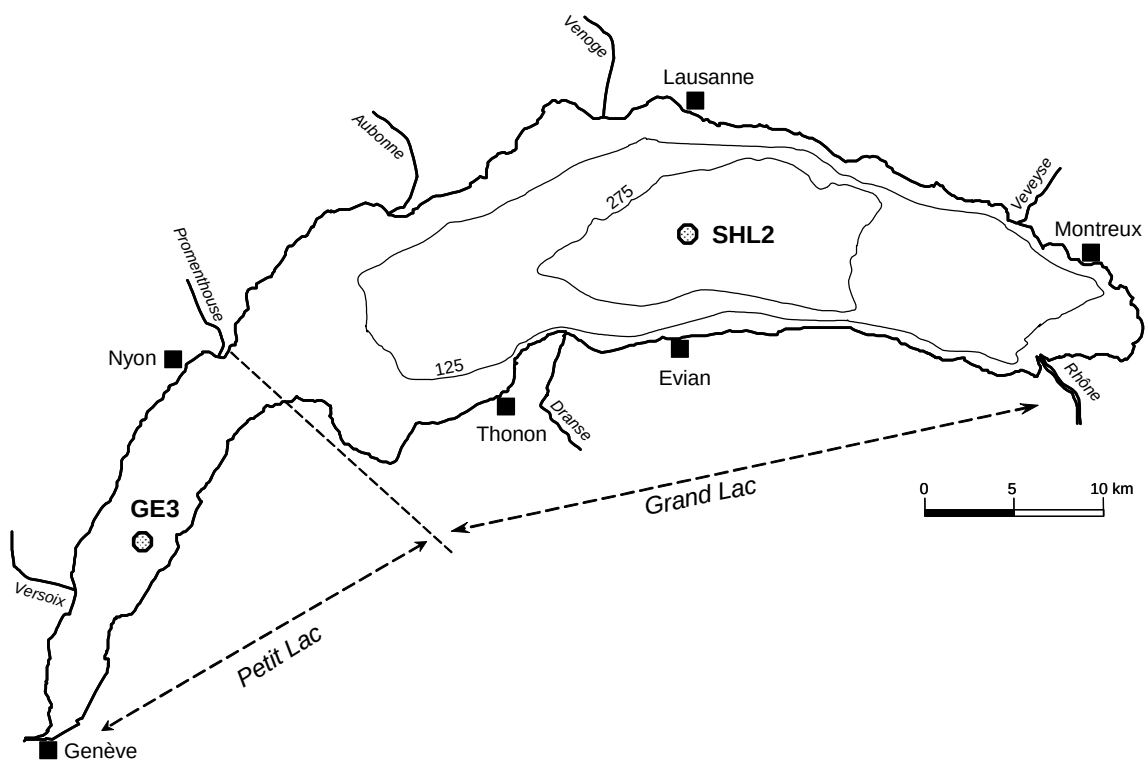


Figure 1 : Le Léman et la situation des stations de prélèvements
SHL2 : (coord. CH : 534.700 / 144.950)
GE3 : (ccord. CH : 506.100/ 128.040)

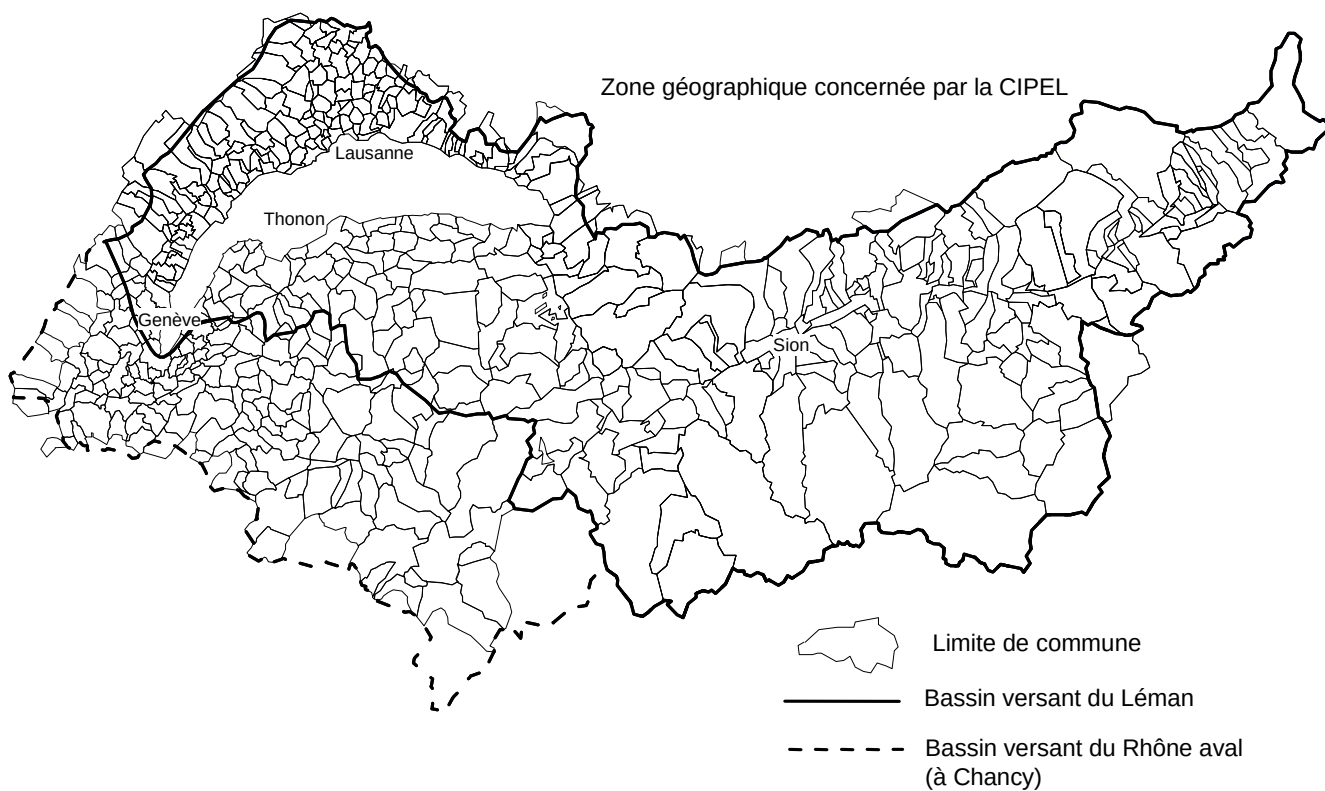


Figure 2 : Le bassin versant du Léman et du Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy

LE BASSIN VERSANT DU LÉMAN

Surface du bassin versant (lac compris) * : 7'975 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) * : 10'323 km²
Altitude moyenne * : 1'580 m
Altitude maximale (Mont-Blanc) : 4'810 m
Indice de glaciation (par rapport à la surface totale) * : 8.40 %
Débit moyen du Rhône (à Chancy) (1935-2005) * : 341 m³/s
dont : . maxi (1995) : 434 m³/s
 . mini (1976) : 219 m³/s

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

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

* *Annuaire hydrologique de la Suisse 2005*. OFEV, Berne, 2007

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

CONCLUSIONS GÉNÉRALES

Campagne 2006

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE

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

L É M A N

Evolution physico-chimique

☐ Un nouveau brassage hivernal complet avec réoxygénation des eaux profondes

L'hiver 2005-2006 a été froid et a permis un brassage complet de la masse d'eau en 2006 avec une transparence importante de 15.5 m. Ce brassage fait suite au brassage de 2005 et permet une forte réoxygénation de l'ensemble de la masse d'eau, 10.9 mgO₂/L au maximum au mois de mars 2006. L'anaérobiose et les phénomènes de relargage au fond du lac sont donc limités. La température observée après le brassage le 15 mars 2006 était inférieure à 5.5°C dans toute la colonne d'eau et le fond a subi une lente désoxygénation constante jusqu'à la fin de l'année pour atteindre 3.37 mgO₂/L le 11 décembre 2006 (figure 1).

☐ Une production phytoplanctonique précoce, ralentie après la phase des eaux claires

Bien que l'hiver ait été froid, la température moyenne annuelle de l'air (11.3°C) et l'insolation (2'000 h) sont élevées. L'augmentation de la production phytoplanctonique est observée immédiatement après le brassage. Les valeurs maximales sont enregistrées entre avril et août comme au cours des années précédentes, et une baisse importante est notée pendant la phase des eaux claires entre le 15 mai et le 12 juin 2006. Les concentrations en orthophosphate étaient très faibles ou voisines de zéro dans l'épilimnion après la phase des eaux claires et cela jusqu'à la fin de l'année, suggérant une limitation de la production phytoplanctonique par le phosphore.

☐ Une baisse de la concentration en phosphore

Le stock de phosphore continue de diminuer et la concentration moyenne en phosphore total en 2006 est de 27.7 µgP/L soit une diminution de 6 % par rapport à 2005 (figure 2). Les efforts de lutte à la source et d'amélioration de l'assainissement doivent être maintenus et intensifiés dans les secteurs où ils ne sont pas encore satisfaisants par rapport aux objectifs fixés.

☐ Une stabilité de la concentration en azote

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

☐ Les chlorures augmentent

Le stock de chlorure continue d'augmenter (+2 %) pour atteindre 8.61 mgCl⁻/L, soit 738'040 tonnes de Cl⁻.

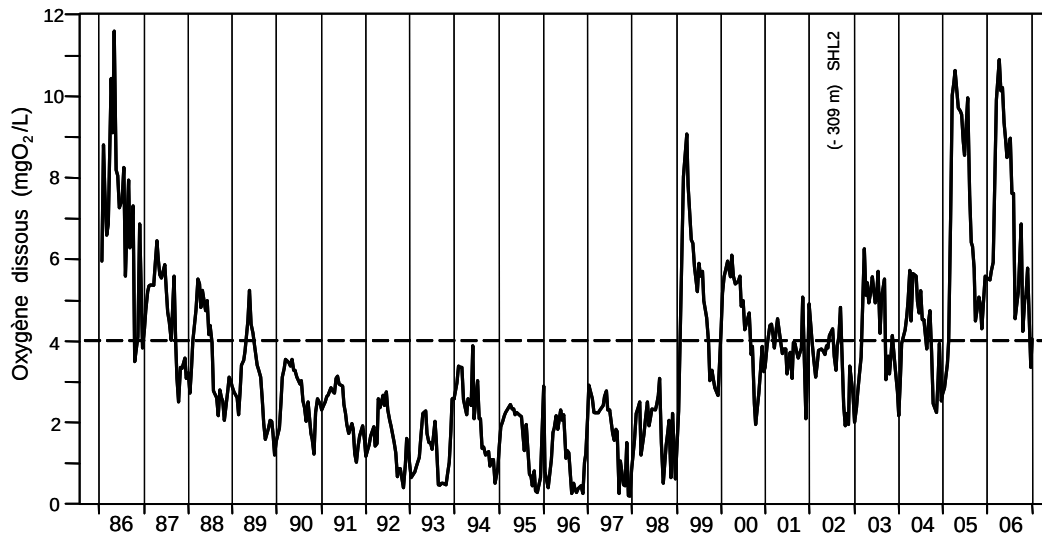


Figure 1

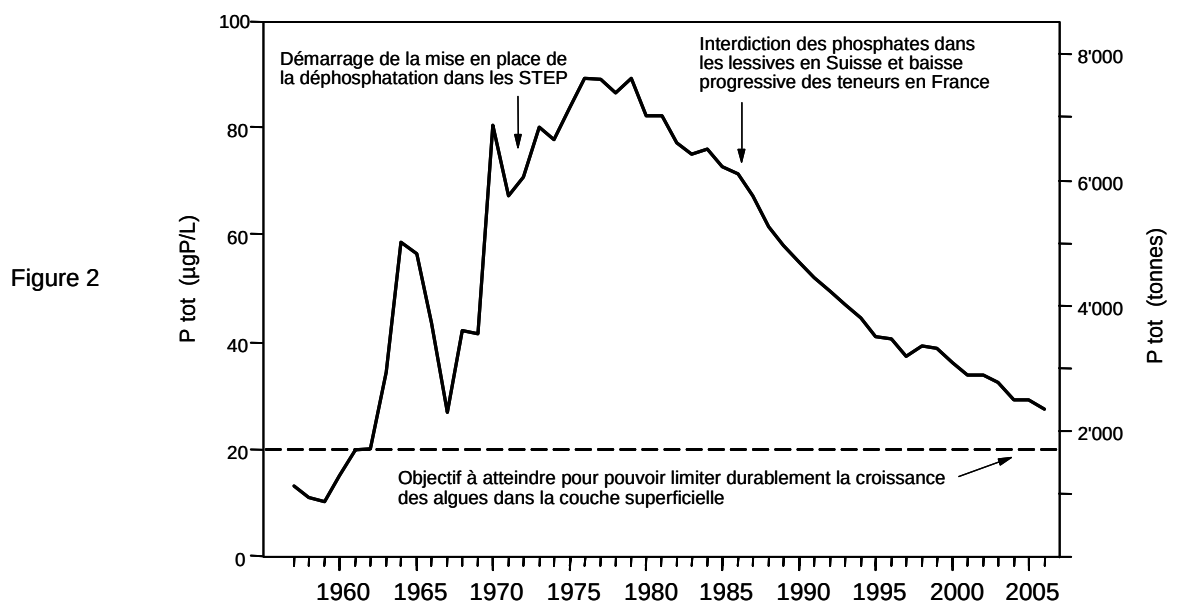


Figure 2

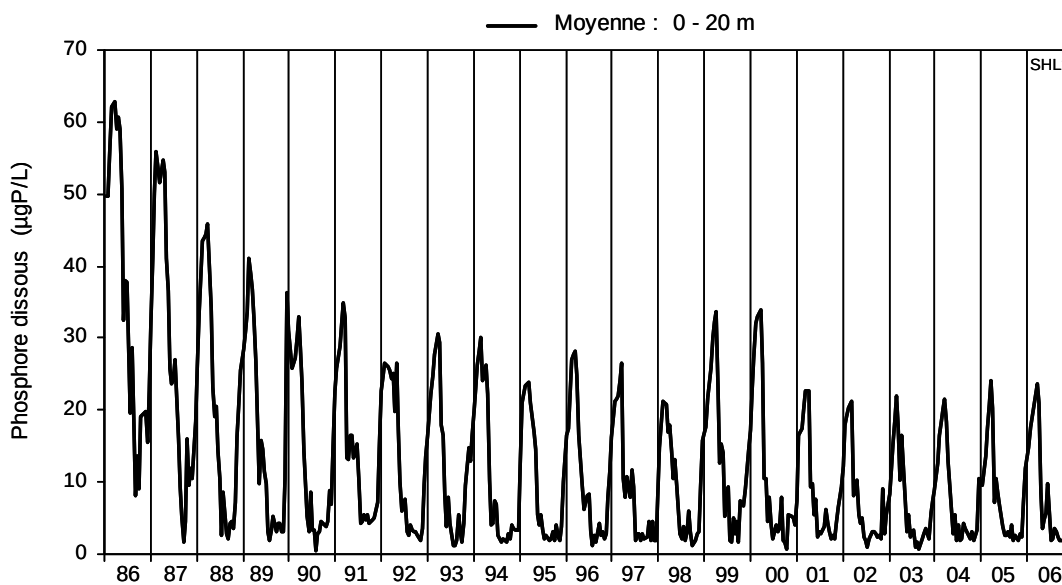


Figure 3

Evolution biologique

□ Une baisse de la biomasse phytoplanctonique

En 2006, la biomasse annuelle moyenne baisse de 41 % par rapport à 2005 (174 µgC/L en 2006 contre 293 µgC/L en 2005 et 359 µgC/L en 2004). La biomasse estivale (BE) moyenne a diminué de 45 %, tout comme la biomasse printanière (BP) (-39 % avec 126 µgC/L contre 205 µgC/L en 2005). La biomasse nanophytoplanctonique est similaire à celle de 2005. Par contre les algues microplanctoniques diminuent leur biomasse, passant de 256 µgC/L en 2005 à 135 µgC/L en 2006. Le rapport BP/BE est en légère augmentation (0.61) du fait d'un développement printanier plus important de *Planktothrix rubescens* et *Mougeotia gracillima*. La diversité taxonomique a fortement augmenté cette année, passant de 92 à 113 taxons en 2006. Cinq espèces non rencontrées auparavant ont été observées en 2006.

Les abondances du nanophytoplancton (22 % de la biomasse carbonée totale) et du microphytoplancton (78 %) en 2005 sont nettement plus faibles que celles enregistrées en 2005 où le nanophytoplancton représentait 12 % et le microphytoplancton 88 %.

La chlorophylle a était, comme au cours des trois dernières années (2003, 2004, 2005), le facteur prépondérant dans la modification de la transparence de l'eau.

L'analyse des données à long terme montre que la production primaire et la chlorophylle a présentent des évolutions inverses à celle du phosphore, ce qui suggère que le phosphore n'atteint pas encore des concentrations suffisamment faibles pour limiter sévèrement la croissance du phytoplancton. L'augmentation de la température des eaux (qui influence positivement la productivité du phytoplancton dans le lac) et la diminution des abondances de Daphnies, sont probablement parmi les raisons permettant d'expliquer ces évolutions.

□ Le zooplancton et l'alimentation des poissons

L'évolution du zooplancton en 2006 a montré deux caractéristiques assez atypiques. D'une part, le copépode cyclopoïde *Cyclops prealpinus* a atteint un pic d'abondance exceptionnel à la mi-mai, avec des maxima proches de 1'800'000 ind·m⁻². D'autre part, les Daphnies ont montré une dynamique différente du modèle pré-établi qui prévoit une dynamique bimodale comprenant un pic printanier et un pic automnal, séparés par une période estivale où les densités sont quasi nulles. En 2006, les abondances de Daphnies sont, au contraire, restées relativement élevées tout au long de l'été pour ne décroître progressivement qu'à partir de l'automne.

L'évolution interannuelle des abondances d'espèces confirme la diminution des abondances des Daphnies et la recrudescence des prédateurs *Bythotrephes longimanus*.

La pêche du corégone est depuis sept années de l'ordre de 300 tonnes. On note cette année encore une nette préférence alimentaire de cette espèce pour les cladocères et en particulier pour les *Bythotrephes*, ressource alimentaire prépondérante car présente dans les estomacs en quantité et tout au long de l'année. En été et automne, au moment des pics d'abondance de *Leptodora*, cette espèce contribue également à une part importante du régime alimentaire des corégonides adultes. En 2006, on observe une forte contribution des nymphes de chironomes ce qui pourrait être dû à une baisse de disponibilité du zooplancton.

□ La qualité sanitaire des eaux littorales pour la baignade

En 2006, les contrôles de la qualité sanitaire des eaux littorales et des plages, réalisés par les autorités compétentes, montrent que pour près de 75 % des points de contrôle cette qualité est bonne, qu'elle est moyenne dans 25 % des cas et que dans moins de 1 % 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 34 - juin 2007). Malgré une fluctuation interannuelle sur les proportions relatives des classes de bonne et moyenne qualité, l'évolution au cours de ces dernières années montre une nette amélioration de la situation, grâce notamment aux efforts entrepris dans le domaine de l'épuration des eaux. En effet, en 1992, les plages de bonne qualité ne représentaient que 52 % et la proportion des plages dont la qualité des eaux était momentanément polluée était de 12 %.

Cette année, l'objectif fixé par la CIPEL pour 2010, qui vise la disparition des plages parfois ou toujours polluées, est déjà pratiquement atteint.

Métaux et micropolluants organiques dans les eaux

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

La recherche de produits phytosanitaires dans les eaux du lac s'est poursuivie avec une attention particulière sur ceux provenant des industries situées sur le Rhône amont. Les mesures prises par ces industries et par l'Etat du Valais portent leurs premiers fruits : une baisse significative des teneurs en foramsulfuron est observée. Cet herbicide mesuré en concentration très élevée en 2005 s'approchait des valeurs de tolérance pour l'eau potable. Par contre, ce constat ne s'applique pas de manière aussi significative sur la teneur en pesticides totaux car de nouvelles substances ont été recherchées et identifiées dans les eaux du lac.

Comme en 2005, la problématique des résidus de médicaments a également été étudiée, d'une part par la recherche des quelques principes actifs produits industriellement dans le bassin versant du Rhône valaisan, d'autre part en reconduisant les analyses portant sur une centaine de substances, mais en augmentant le nombre de points de prélèvements. Deux polluants majeurs ont été mis en évidence dans les eaux du lac : la carbamazépine et la mépivacaïne.

La recherche des micropolluants a été élargie par l'analyse dans les eaux du lac de toute une série de substances rentrant dans la composition des cosmétiques (parabènes, triclosan, filtres UV, muscs polycycliques) ou dans la composition de produits industriels (nonylphénols, hydrocarbures polycycliques aromatiques, benzotriazole). La présence de résidus de filtres UV, de muscs polycycliques, de triclosan et de benzotriazole a été relevée.

Micropolluants dans l'eau potable

Des analyses d'eau potable après traitements dans les différentes stations situées sur le pourtour du Léman montrent que seuls les processus de potabilisation les plus complets (filtration sur sable + ozonation + filtration sur charbon actif) réduisent significativement les teneurs en micropolluants. Pour la plupart de ces substances, comme pour le benzotriazole, il n'y a pas de valeur normative pour l'eau potable. Toutefois, aux teneurs mesurées, ces micropolluants ne représentent a priori pas de danger pour la santé humaine. Cependant les effets de mélange (synergies) sont peu connus et ces conclusions doivent être considérées avec une certaine réserve, même sans évoquer le fait que ces composés sont bien évidemment indésirables aux robinets des consommateurs.

Les résultats collectés ces deux dernières années indiquent clairement que la production d'eau potable au moyen d'un traitement simple (l'un des objectifs initial de la CIPEL) n'est techniquement déjà plus envisageable. En effet, l'élimination de la plupart des substances anthropiques détectées au sein du lac passe par une filière qui inclut pour le moins une oxydation à l'ozone.

BASSINS VERSANTS DU LÉMAN ET DU RHÔNE AVAL

□ Le bilan des apports au lac par les rivières

2006 est une année à pluviométrie normale. La somme des débits moyens de l'ensemble des affluents contrôlés est de 212 m³/s. Le débit moyen à la sortie du lac (émissaire à Genève) est de 230 m³/s.

Les apports en phosphore total au lac par les onze rivières suivies ont été de 1'405 tonnes. Le Rhône amont représente 95 % de ces apports. Il sort du lac 122 tonnes. Pour le phosphore dissous, les apports sont de 62 tonnes et 38 tonnes sont exportées par l'émissaire.

Les flux de phosphore total 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 les flux exportés par le Rhône aval à Chancy. L'Arve et l'Allondon ne montrent pas d'évolution nette.

L'ensemble des onze rivières suivies se déversant dans le lac, ainsi que le Rhône aval à Chancy, montrent une nette décroissance des apports en phosphore dissous 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.

L'ensemble des rivières auscultées montre une stabilité des apports en azote minéral total au cours de ces dernières années.

Pour le chlorure, l'ensemble des rivières présente une légère augmentation des apports.

L'effet des différentes mesures prises depuis 20 ans est net. Il y a en effet une baisse importante 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.

L'évolution de l'azote ammoniacal (N-NH_4) est beaucoup moins significative. On constate une certaine stabilité des valeurs moyennes.

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

□ **Micropolluants dans les eaux du Rhône**

Le suivi régulier des produits phytosanitaires ainsi que de quelques médicaments dans les eaux du Rhône en amont du Léman a permis de confirmer la présence de près de 80 substances. Huit pesticides ont été retrouvés à des concentrations supérieures à $0.1 \mu\text{g/L}$ sur des échantillons moyens de 14 jours.

En terme de flux annuel, les 9 principaux produits phytosanitaires présents proviennent de rejets industriels. On trouve ensuite des pesticides utilisés notamment en agriculture. Deux substances pharmaceutiques (Carbamazépine et Mepivacaïne) également synthétisées en Valais ont aussi été détectées à des concentrations élevées ($1 \mu\text{g/L}$).

Sur l'ensemble de l'année 2006, on observe une diminution des concentrations de divers pesticides. Cette réduction s'explique en grande partie par la mise en place de mesures de gestion et de réduction des rejets sur les sites industriels de chimie. Le suivi analytique systématique instauré en 2006 se poursuit. Il permettra de vérifier l'efficacité des actions prises à la source.

□ **L'épuration des eaux usées**

En 2006, 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 $4'143'136$ équivalents-habitants. 172 d'entre elles étaient contrôlées et ont transmis leurs données (contre 155 STEP en 2004 et 165 en 2005), représentant plus de 96 % de la capacité de traitement du bassin.

La pluviométrie de l'année 2006 est plus élevée qu'en 2005 et influence nettement les débits déversés qui ont augmenté de 24 % par rapport à 2005.

A l'échelle du bassin CIPEL, la valeur du débit spécifique de 344 L/hab-j reste encore médiocre, car nettement supérieure à la consommation d'eau journalière par personne. Les réseaux d'assainissement transportent encore une quantité non négligeable d'eaux claires permanentes.

Globalement, les rendements d'épuration pour les paramètres DBO_5 et Ptot sont plus élevés par rapport à l'année 2005, mais au rythme avec lequel s'améliore le rendement d'épuration pour le phosphore total, l'objectif fixé pour 2010 (95 %) risque de ne pas être atteint.

Le nombre des analyses sur le phosphore dissous a diminué par rapport à 2005, or ce paramètre est directement responsable de l'eutrophisation du lac et doit être mesuré pour mieux connaître l'impact des rejets de STEP sur les milieux aquatiques.

L'impact du rejet des STEP dans les rivières du bassin versant CIPEL est évalué grâce à l'azote. 65 % des STEP respectent l'objectif de rejet qui leur a été fixé. Pour celles qui ne les respectent pas, des efforts devront être réalisés pour atteindre les objectifs. Pour celles qui n'ont pas d'objectif, des études d'incidences devraient être réalisées pour définir des objectifs de rejets acceptables pour les milieux sensibles.

La pollution domestique dite classique (pollution organique) semble maîtrisée dans le bassin CIPEL et doit au moins être maintenue à ce niveau. De nouveaux défis devront par contre être relevés à l'avenir avec la lutte contre les micropolluants.

Assurance qualité des analyses chimiques

Au cours de l'année 2006, les laboratoires membres du groupe de travail "Méthodologie" de la CIPEL ont pu participer à 4 essais interlaboratoires concernant des analyses d'éléments nutritifs majeurs (cycles de l'azote et du phosphore, matière organique, ions majeurs), de produits phytosanitaires (pesticides) et d'hydrocarbures polycycliques aromatiques sur des matrices allant d'échantillons synthétiques à des eaux naturelles, en passant par des eaux minérales et des extraits de boues.

Le traitement statistique montre que l'ensemble des essais peut être considéré comme bon à très bon. Le nombre de résultats aberrants est faible, et la dispersion correspond à une dispersion "typique" de ces essais (préparation des échantillons, techniques analytiques utilisées, etc...). La récupération de la quantité ajoutée dans les échantillons "dopés" est bonne, que ce soit pour les éléments majeurs, les produits phytosanitaires ou les hydrocarbures aromatiques polycycliques.

ÉTUDES SPÉCIFIQUES

□ Ecotoxicité des substances retrouvées dans le Léman

L'étude vise à déterminer le danger de certains des micropolluants présents dans les eaux pour l'écosystème du lac, en utilisant les méthodes d'évaluation du risque environnemental classiquement employées en écotoxicologie. Les résultats montrent que la présence de sulfonamides dans le lac est préoccupante. En effet, ces substances sont relativement toxiques, notamment pour les plantes aquatiques. Les concentrations mesurées dans le lac pourraient présenter un danger pour sa flore. De plus, comme ces substances sont stables, elles pourraient représenter un danger à long terme. Pour les autres substances, il est plus difficile de se prononcer. En effet, il manque des données d'écotoxicité, notamment sur les espèces potentiellement les plus sensibles. Il est donc absolument nécessaire de générer de nouvelles données d'écotoxicité, afin d'évaluer le potentiel écotoxique des substances détectées et le danger qu'elles représentent pour les milieux aquatiques. En particulier, il est important de générer des données quant aux effets des antibiotiques sur les bactéries et les cyanobactéries, et des tests sur les effets des médicaments sur divers organismes, car ces substances semblent avoir des effets à long terme. Sans cet effort de production de données, il est impossible d'évaluer l'impact de toutes ces substances sur l'écosystème. Notons qu'il n'a pas été tenu compte des effets des mélanges de ces micropolluants. A ce jour, il n'existe en effet que peu d'études sur les effets de ces mélanges.

□ Pestibase

Pestibase est une base de données Access couplée à un Système d'information géographique (SIG), sur les pesticides agricoles employés dans le bassin versant suisse du Léman. Ont été rassemblées des informations sur les matières actives utilisées pour le traitement des cultures, les quantités consommées et les périodes d'application ainsi que leurs caractéristiques physico-chimiques et écotoxicologiques. Les analyses d'eau du lac et des rivières figurent également dans cette base.

L'étude réalisée vise à une première interprétation de la présence des pesticides dans le bassin versant lémanique en fonction des activités agricoles et à localiser les zones prioritaires nécessitant un suivi et un assainissement.

Les quantités de pesticides utilisées en agriculture révèlent de grandes différences selon les cultures et les régions du bassin lémanique suisse. Au total, 182 matières actives différentes sont utilisées à hauteur de 830 tonnes par an. Les principales cultures les plus consommatrices du bassin lémanique suisse sont la viticulture et l'arboriculture (fruits à pépins et fruits à noyaux) avec près de 522 t/an de matières actives utilisées pour le traitement de la vigne, 266 t/an pour les fruits à pépins et 32 t/an pour les fruits à noyaux. Le blé d'automne est la 4^{ème} culture la plus consommatrice du bassin lémanique avec plus de 15 t/an.

Une liste des 20 principales matières actives utilisées dans ces 4 cultures a été dressée dans le but d'actualiser les listes des substances à rechercher dans les eaux du lac et des rivières.

Pour un grand nombre des 182 substances utilisées en agriculture, un lien existe entre les pratiques agricoles et leur présence dans l'eau. A l'inverse, certaines substances paraissent peu utilisées par l'agriculture, mais montrent cependant une présence marquée dans l'eau. Pour ces dernières, d'autres sources de pollution seront donc à rechercher prioritairement.

Les efforts effectués pour limiter l'utilisation des produits phytosanitaires en agriculture doivent être encouragés et poursuivis, mais encore complétés par des efforts de lutte contre toutes les autres sources de pollution potentielles.

□ Les rives du lac et leur potentiel de renaturation

Partant du constat que seulement 3 % des rives du lac étaient encore entièrement naturelles, d'après une estimation de 1992, la CIPEL a voulu connaître le potentiel de renaturation des 97 % de rives restantes.

L'étude réalisée en 2005-2006 par un groupement de bureaux d'études spécialisés, a permis de poser les bases biologiques qui pourront servir de cadre à des projets de gestion, d'aménagement ou d'entretien des rives.

L'inventaire a mis en évidence 61 sites naturels d'intérêt dont 4 majeurs, dits zones nodales (Les Grangettes, le delta de la Dranse, le golfe de Coudrée et la Pointe à la Bise), et un grand nombre à l'embouchure des rivières, qui sont des milieux à fort potentiel biologique.

Trois sous-réseaux (aquatique, amphibie et terrestre) ont été analysés, chacun possédant ses milieux et espèces caractéristiques, ainsi que son propre mode de fonctionnement. Un diagnostic reposant sur les exigences spécifiques des espèces-cibles associées a été posé, permettant de définir des objectifs ciblés et fondés biologiquement, en fonction des besoins des diverses composantes du réseau.

Des contrastes assez forts apparaissent d'un endroit à l'autre du pourtour du lac; certaines parties du rivage offrent un réel potentiel de renaturation, alors que dans d'autres, les perspectives sont plus limitées. Ces différences sont en partie liées au relief naturel, qui par endroits favorise le développement des milieux riverains et des milieux littoraux sur une large bande, et ailleurs réduit la zone de transition à un étroit ruban de quelques mètres de large.

Les résultats détaillés de l'étude réalisée en 2005-2006 montrent que de nombreuses et diverses activités (navigation, baignade, ...) influencent près de 60 % des rives du lac. Plus de 60 % d'entre elles sont artificielles (maisons, routes, etc.), emmurées ou enrochées, et seules 26 % sont encore naturelles ou semi-naturelles (plages, grèves, forêts, cordon littoral, etc.).

La CIPEL a adopté plusieurs recommandations et résolutions pour promouvoir la protection et la valorisation des rives lémaniques. La priorité doit être donnée à la protection et au renforcement des sites naturels existants et notamment à la valorisation des embouchures de rivières à caractère naturel. Elle espère avoir initié un processus de revalorisation des rives du Léman et reste maintenant intéressée à la mise en œuvre des mesures.

Rapports sur les études et recherches entreprises dans le bassin lémanique

Campagne 2006

MÉTÉOROLOGIE

WEATHER

Campagne 2006

PAR

Philippe QUÉTIN

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

RÉSUMÉ

Genève-Cointrin, Changins, Pully et Thonon-INRA sont les quatre stations météorologiques dont les résultats sont pris en compte dans ce rapport. Les paramètres climatiques examinés sont la température de l'air, la pluviométrie, l'insolation, le rayonnement global et le vent.

La température moyenne annuelle inter-stations en 2006 est de 11.3°C, à la station de Thonon elle atteint 11.7°C. Depuis le début des mesures à Thonon en 1951, le seuil des 11.0°C a été atteint ou dépassé à 19 reprises, dont 14 fois depuis 1990.

L'année 2006 a une moyenne inter-stations des précipitations de 1'069 mm. Elle peut être considérée comme normalement pluvieuse. Pour la station de Thonon, le total annuel se situe au 40^e rang de la chronologie 1951-2006.

Concernant l'insolation, l'année 2006 avec une moyenne inter-stations de 2'000 h est la quatrième année la plus ensoleillée depuis 1985. A Thonon l'année 2006 est au 5^e rang de la période 1954-2006, comparable à 1976. Les remarques faites sur l'insolation sont également valables pour le rayonnement global dont la moyenne inter-stations pour l'année 2006 est de 12.6 MJ/m²·d.

L'année 2006 apparaît comme une année faiblement venteuse, mais qui cependant a permis le brassage complet du lac.

ABSTRACT

This report takes into account the results reported from four weather stations: Genève-Cointrin, Changins, Pully and Thonon-INRA. The meteorological parameters investigated were air temperature, rainfall, insolation, total irradiance and wind.

The mean annual inter-station temperature in 2006 was 11.3°C; at the Thonon station it reached 11.7°C. Since measurements began at Thonon in 1951, the threshold of 11.0°C was reached or exceeded on 19 occasions, 14 of them since 1990.

The year 2006 had an inter-station mean rainfall of 1'069 mm. It can be considered to have had normal rainfall. At Thonon the annual total was ranked 40th for the period 1951-2006,

With regard to insolation, the year 2006 with an inter-station mean of 2000 h was the fourth sunniest year since 1985. At Thonon the year 2006 ranked fifth for the period 1954-2006, and was comparable to 1976. The comments about insolation are also valid for the total irradiance, the inter-station mean for the year 2006 was 12.6 MJ/m²·d.

The year 2006 was not a very windy year, but it did result in complete churning of the lake.

1. INTRODUCTION

Le réseau de mesures est constitué des stations climatiques de l'Institut suisse de Météorologie de Genève-Cointrin, Changins, Pully et du laboratoire de l'INRA de Thonon-les Bains. Les paramètres climatiques examinés sont les mêmes que ceux analysés lors des années précédentes : la température de l'air, la pluviométrie, l'insolation sauf à Pully, le rayonnement global et le vent. Comme depuis 2003, les unités du rayonnement global et de la vitesse du vent ont été conservées afin de faciliter les comparaisons avec les rapports des campagnes précédentes. On note le retour de la Rose des vents à Changins (calculée par Météo Suisse) dans les paramètres analysés.

2. TEMPÉRATURE DE L'AIR

En 2006, la température moyenne annuelle inter-stations est de 11.3°C. Changins avec une moyenne annuelle de 10.7°C, apparaît comme la station la plus fraîche, Thonon avec 11.7°C la plus chaude.

A Thonon, la température moyenne mensuelle du premier trimestre fut légèrement inférieure (- 0.8°C) à la moyenne enregistrée entre 1951 et 2005, puis la température moyenne du second et du troisième furent légèrement supérieures (+ 1.0°C ; 0.8°C) cela malgré un mois d'août frais (- 1.2 °C) et celle du quatrième fut très supérieure (+ 2.6 °C) (tableau 1.1, figure 1.1).

Tableau 1.1 : Température moyenne mensuelle de l'air à chaque station en 2006 (°C).

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

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Thonon 1951-2005
Janvier	0.3	0.2	0.9	1.4	2.1
Février	1.4	1.2	2.0	2.4	3.1
Mars	5.1	4.4	4.8	5.3	6.2
Avril	10.2	9.6	10.2	9.9	9.4
Mai	14.5	13.6	14.3	14.6	13.9
Juin	19.5	18.8	19.5	19.2	17.4
Juillet	23.7	22.9	23.7	23.6	19.9
Août	16.8	16.1	16.7	17.3	19.5
Septembre	18.0	17.4	18.2	18.3	16.2
Octobre	13.6	13.3	14.3	14.6	11.4
Novembre	7.7	7.7	8.9	8.9	6.2
Décembre	3.4	3.2	4.4	4.9	3.3
Moyenne annuelle	11.2	10.7	11.5	11.7	10.7

Avec une température annuelle de 11.7°C à Thonon, l'année 2006 se classe au cinquième rang de la période 1951-2005. C'est la 14^e fois depuis 1990 que le seuil des 11.0°C est atteint ou dépassé (tableau 1.2, figure 1.2).

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

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

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

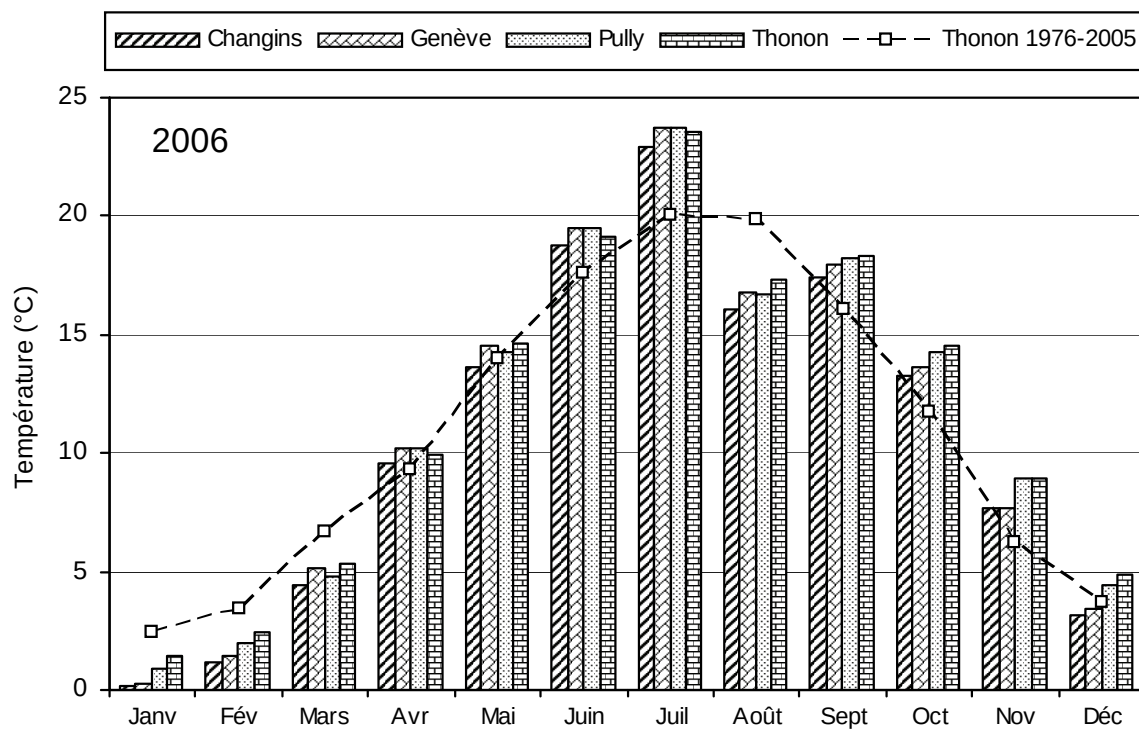


Figure 1.1 : Moyenne mensuelle de la température de l'air de chaque station en 2006 et celle de Thonon pendant la période 1976-2005.

Figure 1.1 : Mean monthly air temperature at each station in 2006.,and that of at Thonon for the period 1976-2005.

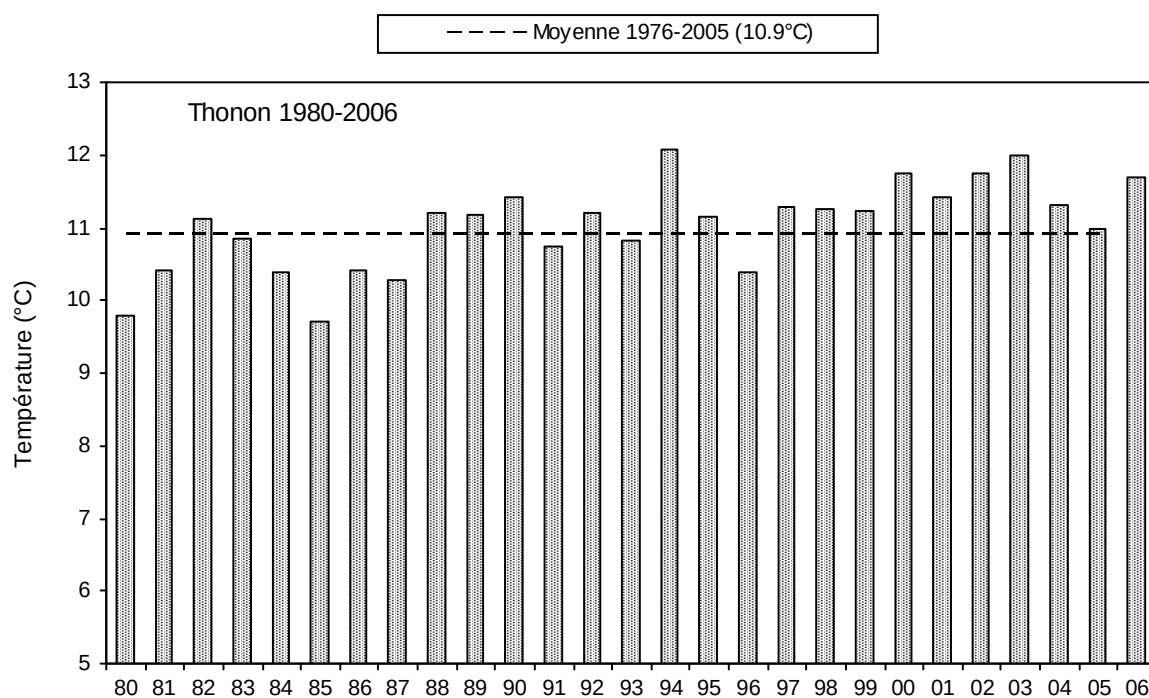


Figure 1.2 : Température moyenne annuelle de l'air à Thonon.

Figure 1.2 : Mean annual air temperature at Thonon.

3. PLUVIOMÉTRIE

La pluviométrie de l'année 2006 sur le bassin lémanique est de 1'069 mm, légèrement supérieure à la moyenne inter-stations (1'017 mm) relevée sur les 4 stations entre 1978 et 2005. C'est Changins avec 885 mm qui est la station la moins arrosée, Pully avec 1'358 mm celle où les précipitations sont les plus importantes avec au mois d'août une pluviométrie relevée pratiquement équivalente au double de celle des autres stations (tableau 2.1, figure 2.1).

A Thonon, après un premier mois déficitaire, puis un mois de février dans la moyenne des relevés, les quatre mois qui suivirent furent eux excédentaires avec un mois d'avril frôlant le maximum relevé sur la série 1951- 2005 (149.5 mm). Les mois de juin et juillet ont pratiquement la même pluviométrie. Le mois d'août fut pluvieux, les quatre derniers furent alternativement inférieurs et supérieurs à leurs moyennes respectives.

Tableau 2.1 : Pluviométrie mensuelle à chaque station en 2006 (mm).

Table 2.1 : Monthly rainfall at each station in 2006 (mm).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Thonon 1951-2005
Janvier	23.1	27.7	14.6	11.5	63.6
Février	72.1	71.8	73.8	49.5	54.5
Mars	138.1	144.3	200.1	148.5	63.8
Avril	116.7	98.0	174.0	142.5	69.8
Mai	99.3	110.4	180.7	131.5	87.8
Juin	49.9	35.0	71.8	50.0	100.1
Juillet	48.0	56.2	59.1	57.0	76.2
Août	137.0	119.7	231.1	135.5	98.1
Septembre	60.9	55.8	86.1	79.5	92.3
Octobre	105.2	79.4	108.9	106.5	87.1
Novembre	59.8	42.8	73.7	67.0	83.2
Décembre	58.5	43.9	84.2	86.0	67.9
Total annuel	968.6	885.0	1'358.1	1'065.0	944.3

A Thonon, l'année 2006 se classe au 40^e rang de la chronologie 1951-2005 (le 1^{er} étant 1960 avec 1269 mm, le dernier étant 1971 avec 561 mm) à égalité avec 2002 (tableau 2.2, figure 2.2).

Tableau 2.2 : Pluviométrie annuelle à Thonon (mm).

Table 2.2 : Annual rainfall at Thonon (mm).

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

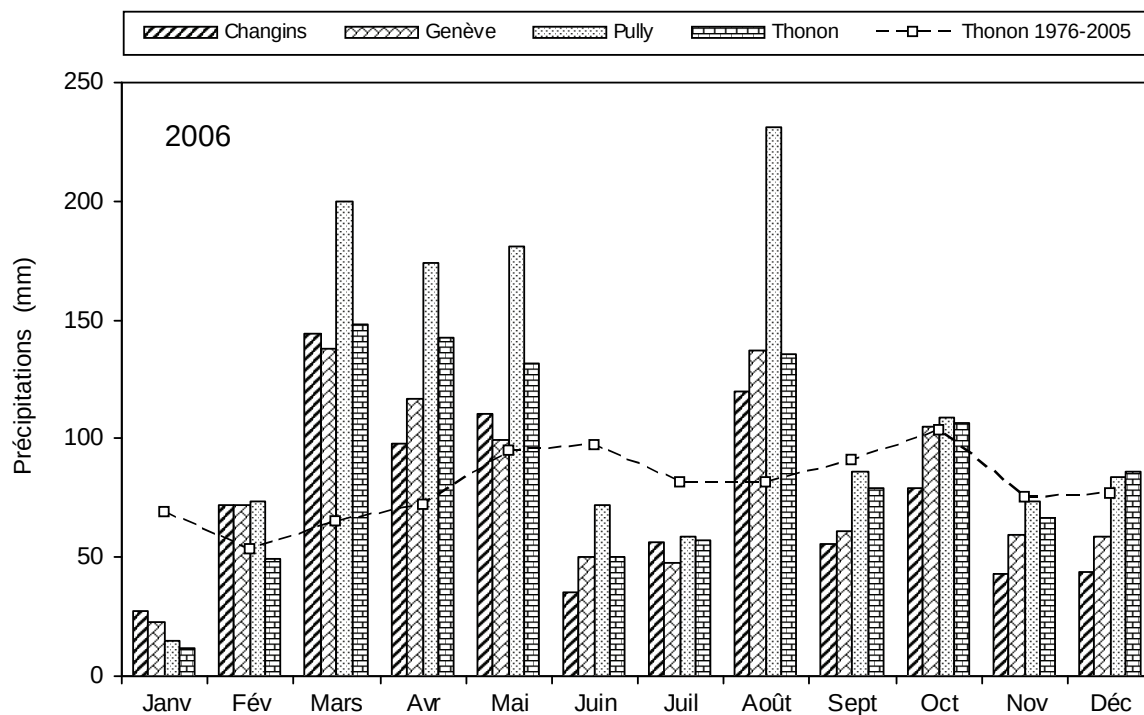


Figure 2.1 : Pluviométrie mensuelle (mm) de chaque station en 2006 et celle de Thonon pendant la période 1976-2005.

Figure 2.1 : Monthly rainfall at each station in 2006 (mm).

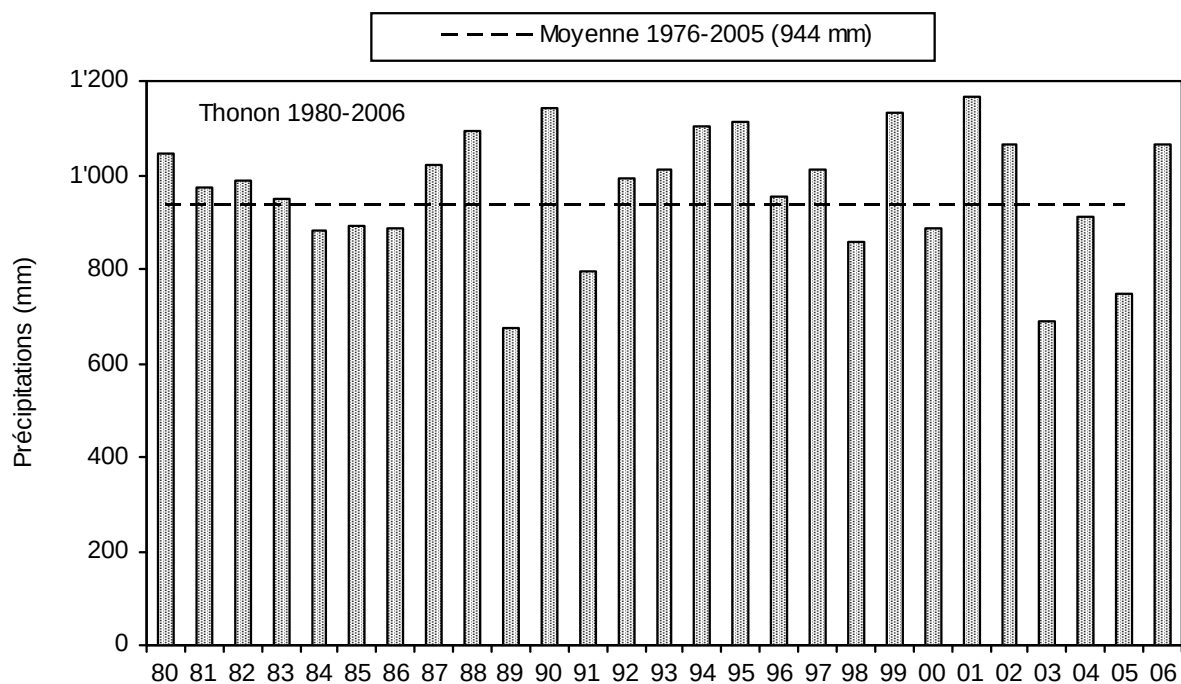


Figure 2.2 : Pluviométrie annuelle à Thonon (mm).

Figure 2.2 : Annual rainfall at Thonon (mm).

4. INSOLATION

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

Seules trois des quatre stations analysées sont équipées pour la mesure de la durée de l'insolation.

L'année 2006 avec une moyenne inter-stations de 2'000 heures est encore une année très ensoleillée (tableau 3.1, figure 3.1).

Tableau 3.1 : Insolation mensuelle à chaque station en 2006 (h).

Table 3.1 : Monthly insolation at each station in 2006 (h).

	Genève	Changins	Thonon	Thonon 1954-2005
Janvier	91.2	93.7	69.0	45.3
Février	65.7	57.7	73.5	84.1
Mars	105.6	113.2	137.7	153.3
Avril	199.2	181.7	214.1	192.3
Mai	191.8	171.5	222.4	225.6
Juin	316.2	307.1	347.7	246.8
Juillet	309.7	290.2	326.5	270.7
Août	187.1	164.3	214.9	236.2
Septembre	193.0	185.8	194.1	180.2
Octobre	147.2	141.4	148.9	112.7
Novembre	113.9	119.8	100.5	56.7
Décembre	68.6	80.6	54.0	40.3
Total annuel	1'989.2	1'907.0	2'103.3	1'844.1

A Thonon, pour l'insolation, après un premier mois excédentaire, puis quatre mois égaux à leur moyenne, suivirent deux mois excédentaires ressemblant fort aux mêmes valeurs relevées en 2003. L'insolation du mois d'août fut égale à celle du mois d'avril, les quatre derniers mois furent excédentaires avec un mois de novembre égal à la valeur maximale relevée en 1969 (101.3 h). A Thonon, cela fait 4 ans de suite que l'insolation dépasse les 2'100 h (tableau 3.2, figure 3.2). L'année 2006 se classe cinquième sur la période 1954-2006 avec juste une heure de plus qu'en 1976 (figure 3.2).

Tableau 3.2 : Insolation annuelle à Thonon (h).

Table 3.2 : Annual insolation at Thonon (h).

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

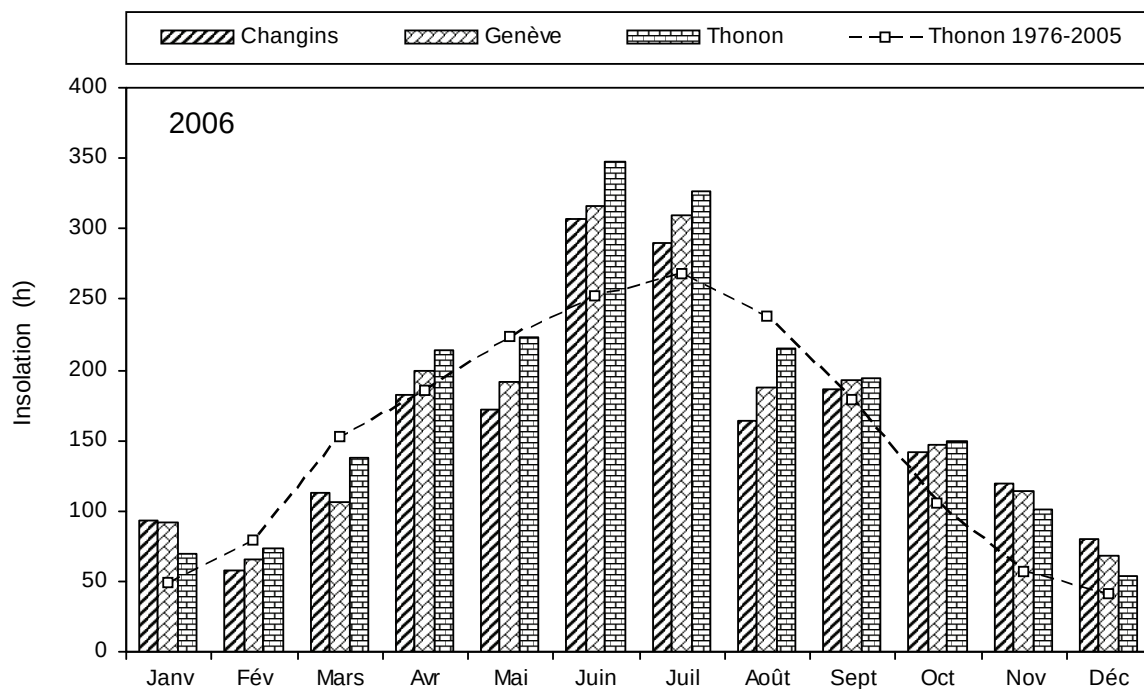


Figure 3.1 : Insolation mensuelle de chaque station en 2006 et celle de Thonon pendant la période 1976-2005.

Figure 3.1 : Monthly insolation at each station in 2006.

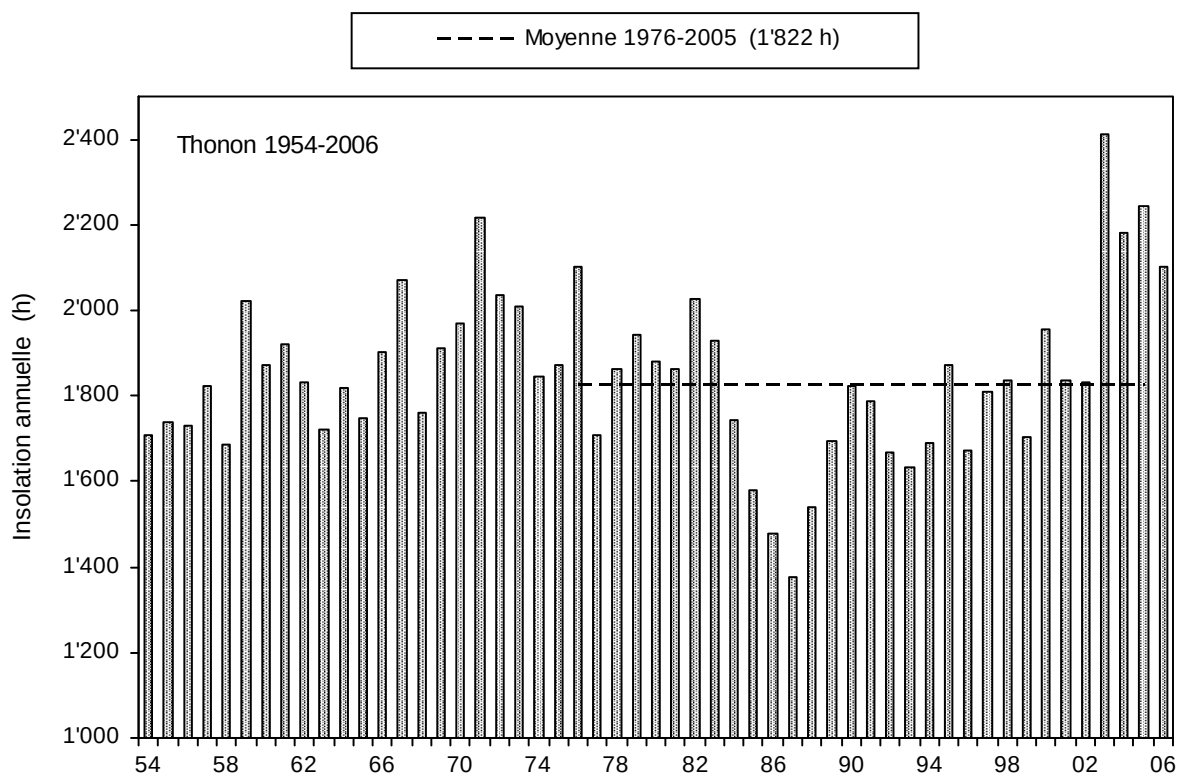


Figure 3.2 : Insolation annuelle à Thonon.

Figure 3.2 : Annual insolation at Thonon.

5. RAYONNEMENT

Définition : Le rayonnement solaire global est composé du rayonnement direct et du rayonnement diffus. Il est mesuré par des pyranomètres, instruments qui travaillent dans le domaine spectral 0.3 à 3 μm .

Les stations de Genève, Changins, Pully et Thonon sont équipées pour la mesure du rayonnement global (tableau 4.1, figure 4.1).

La moyenne inter-stations pour l'année 2006 est de 12.6 MJ/m²-d.

Tableau 4.1 : Rayonnement global mensuel à chaque station en 2006 (moyenne journalière en MJ/m²-d).

Table 4.1 : Global monthly solar irradiation at each station in 2006 (MJ/m²-d).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Thonon 1971-2005
Janvier	4.41	4.67	4.67	3.76	3.1
Février	6.05	5.88	5.36	5.50	5.8
Mars	9.94	10.03	10.03	10.20	10.6
Avril	16.34	15.56	15.73	16.69	15.3
Mai	17.89	17.29	16.94	18.82	18.5
Juin	24.72	25.24	24.89	26.94	20.9
Juillet	22.56	22.73	23.51	24.69	21.3
Août	16.34	15.73	15.73	17.10	18.2
Septembre	13.74	14.09	14.09	13.98	13.1
Octobre	8.64	8.82	9.42	8.92	7.2
Novembre	5.53	5.70	5.62	5.28	3.7
Décembre	3.28	3.46	3.98	3.06	2.5
Moyenne annuelle	12.5	12.4	12.5	12.9	11.7

Pour Thonon en 2006, le rayonnement global annuel obtenu est de 4'723.1 MJ/m², ce qui classe l'année 2006 quatrième sur la période 1971-2006 (tableau 4.2, figure 4.2).

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

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

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

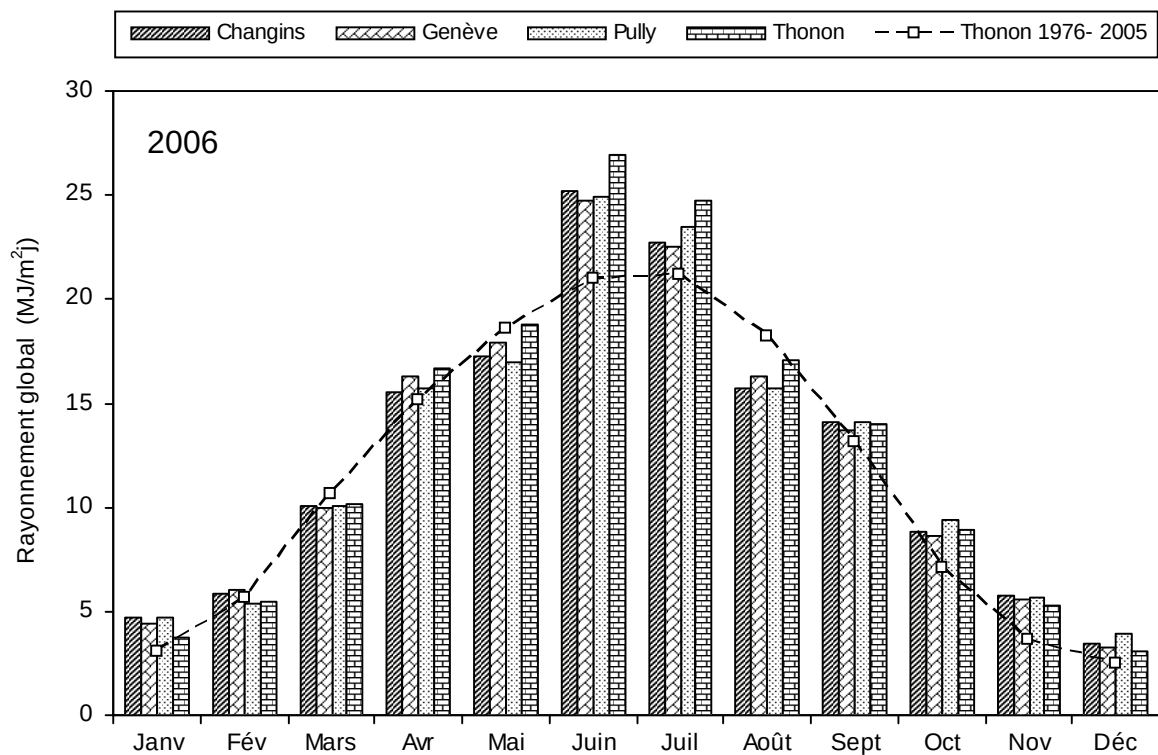


Figure. 4.1 : Moyenne mensuelle du rayonnement global de chaque station en 2006 et celle de Thonon pendant la période 1976-2005.

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

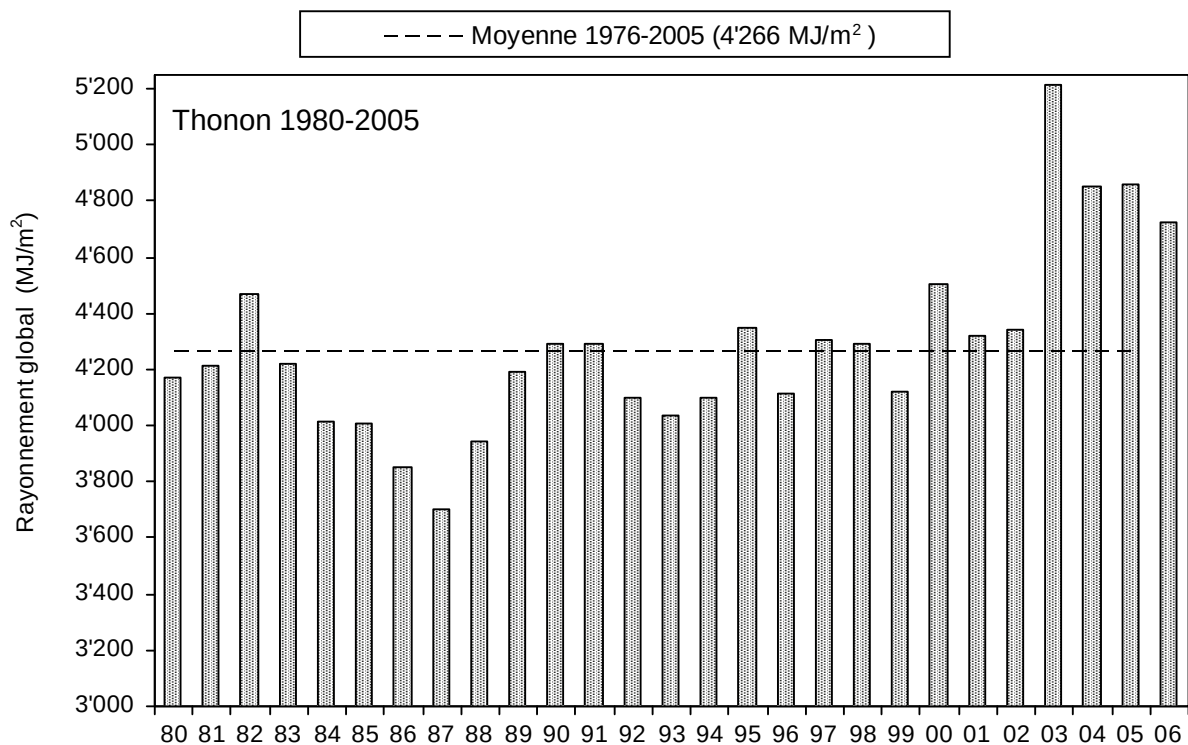


Figure 4.2 : Rayonnement global annuel à Thonon.

Figure 4.2 : Global annual solar irradiation at Thonon.

6. VENT

6.1 Vitesse du vent

A Changins, station de référence, la moyenne de l'année 2006 se situe sous celle de la période 1981-2005 (tableau 5.1, figure 5.1). D'avril à novembre, toutes les moyennes mensuelles sont inférieures aux moyennes de référence enregistrées entre 1981-2005 (tableau 5.2).

Tableau 5.1 : Moyenne mensuelle de la vitesse du vent en 2006 (m/s)

Table 5.1 : Mean monthly wind speed in 2006 (m/s).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Changins 1981-2005
Janvier	2.2	2.2	1.7	2.1	2.4
Février	2.5	2.8	1.7	2.5	2.8
Mars	3.3	3.3	1.7	2.4	3.2
Avril	2.2	2.5	1.7	1.5	3.4
Mai	2.2	2.5	1.4	1.5	2.9
Juin	2.5	2.5	1.7	1.5	2.9
Juillet	1.7	1.9	1.4	1.3	2.8
Août	2.2	2.5	1.7	2.0	2.6
Septembre	1.4	1.7	1.4	1.3	2.7
Octobre	1.4	1.7	1.4	1.4	2.4
Novembre	1.9	2.2	1.4	2.0	2.5
Décembre	2.5	2.5	1.7	2.3	2.6
Moyenne annuelle	2.2	2.4	1.5	1.8	2.8

Pour l'année 2006 à Changins, il a été enregistré 26 jours à vent fort (> 5 m/s) (figure 5.2), dont 14 jours durant le premier trimestre. Il y a eu de plus en 2006, 4 jours où la vitesse du vent a été enregistrée à 4.99 m/s. Entre le 15 février et le 15 mars, date où le brassage complet du lac est observé, il y a 9 jours à vent fort, la moyenne de cette période est de 3.9 m/s. Pendant les 17 derniers jours de cette période le maximum du vent mesuré (moyenne journalière) ne descend jamais en dessous de 6.6 m/s.

Tableau 5.2 : Vent moyen annuel à la station de Changins (m/s).

Table 5.2 : Mean annual wind speed at Changins (m/s).

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

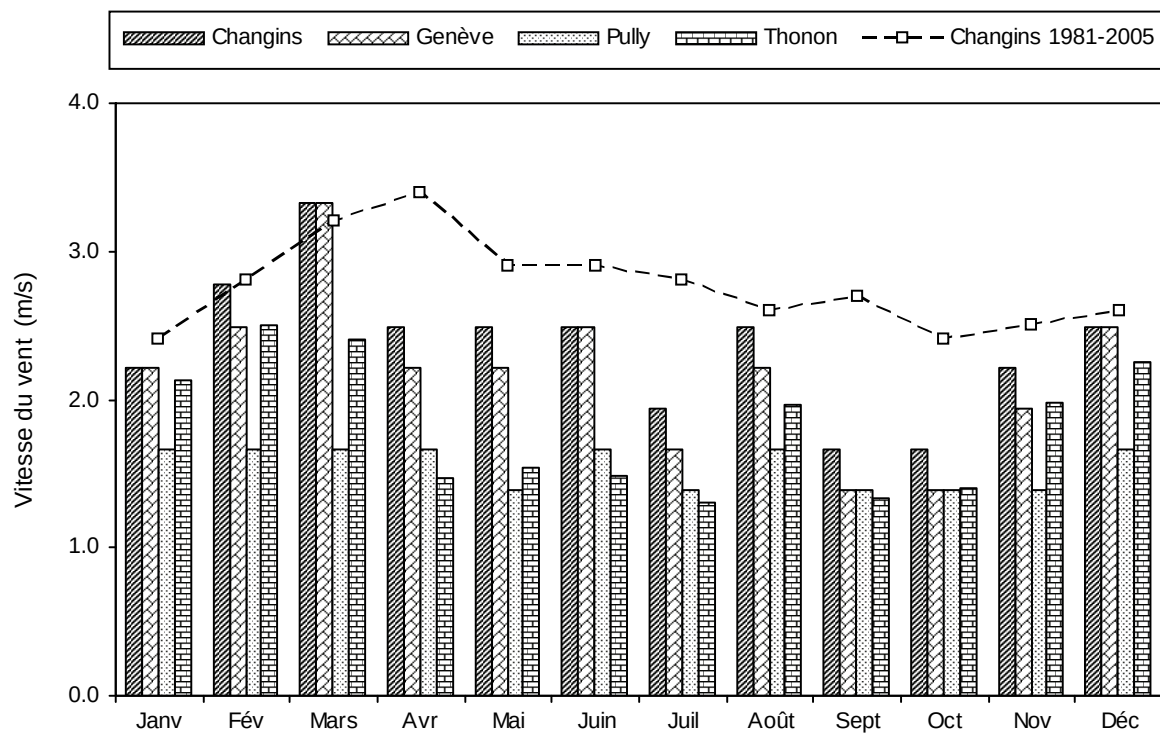


Figure 5.1 : Moyenne mensuelle de la vitesse du vent de chaque station à 13 heures en 2006 et celle de Changins pendant la période 1981-2005..

Figure 5.1 : Mean monthly wind speeds at each station at 1 p.m. in 2006 at Changins in 1981-2005.

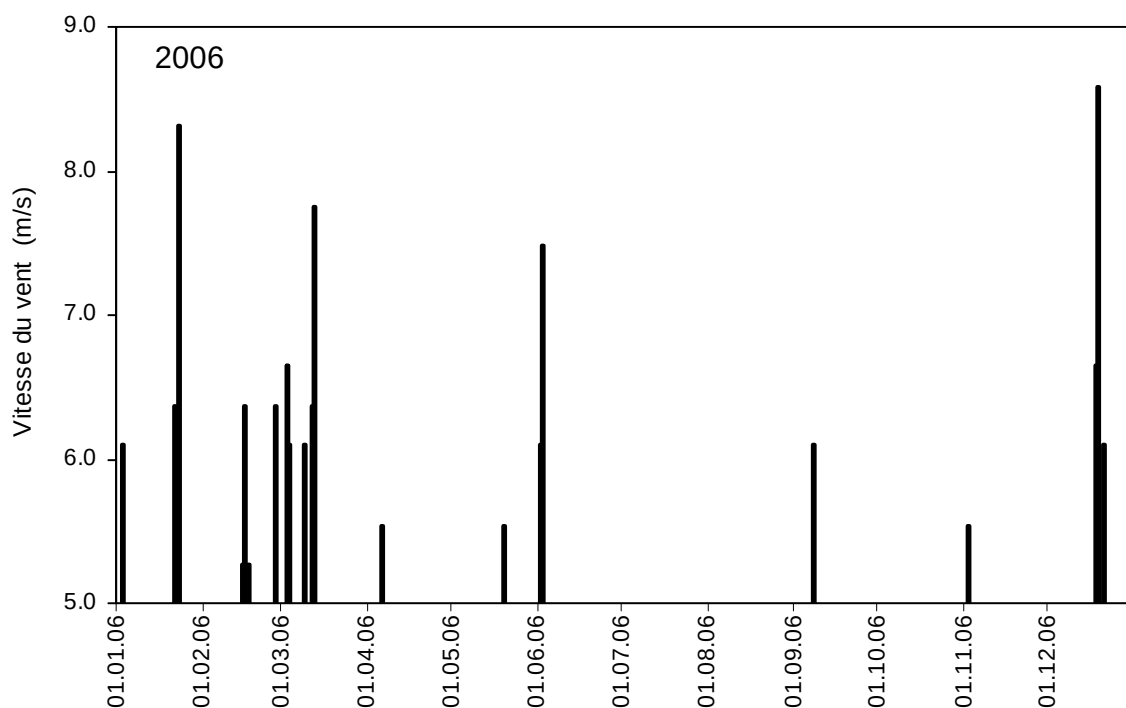


Figure 5.2 : Répartition annuelle (en 2006) des vents forts (> 5 m/s) à Changins.

Figure 5.2 : Annual distribution (in 2006) of strong winds (> 5 m/s) at Changins.

6.2 Rose des vents

Pour l'année 2006 à Changins, 62 % des vents sont contenus dans le demi-cercle N-S (figure 5.3), dont 34 % dans le quart N-W.

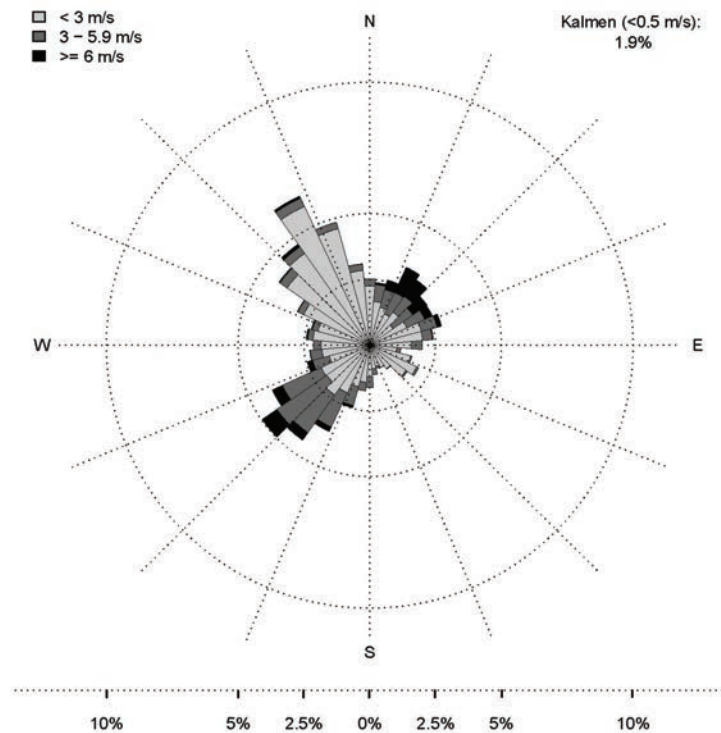


Figure 5.3 : Direction des vents à Changins (échelle : % d'occurrence).

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

7. RELATION CLIMAT - LAC

A des dates particulières : Une forte production primaire est mesurée à la date du 24 avril 2006. Les données relevées à Thonon indiquent que pendant les 7 jours précédents, le rayonnement global fut supérieur à 21.75 MJ/m² et que la température moyenne de l'air mesurée à Thonon fut supérieure à 10°C pendant 8 jours.

Le 18 juillet est la date du maximum de production primaire mesurée sur l'année. Les données relevées à Thonon indiquent que pendant les 8 jours précédents, le rayonnement global fut supérieur à 19.15 MJ/m² et que la température moyenne de l'air mesurée à Thonon fut supérieure à 21°C pendant 10 jours.

8. SYNTHÈSE DES CONDITIONS CLIMATIQUES

L'année climatique 2006 sur les rives du Léman suit la tendance des dernières années : considérée comme une année relativement chaude, avec 11.3°C de moyenne inter-stations. Depuis 1996 à Thonon on n'est pas descendu en dessous de 11.0°C de moyenne annuelle. Avec 1'065 mm de précipitations, 2006 fut une année normalement pluvieuse. L'insolation, comme le rayonnement global sont supérieurs à leurs moyennes (2'000 h au lieu de 1'841 h). L'année 2006 fut faiblement venteuse, malgré une période fin février - mi mars plus venteuse qui participa au brassage complet du lac.

BIBLIOGRAPHIE

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

ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN

PHYSICAL-CHEMICAL CHANGES IN THE WATERS OF LAKE GENEVA

Campagne 2006

PAR

Jérôme LAZZAROTTO

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

François RAPIN

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

RÉSUMÉ

L'hiver 2005-2006 a été froid et a permis un brassage complet de la masse d'eau avec une transparence importante de 15.5 m. Ce brassage fait suite au brassage de 2005 et permet une forte réoxygénation de l'ensemble de la masse d'eau. L'anaérobiose et les phénomènes de relargage au fond du lac sont donc limités. La température observée après le brassage le 15 mars était inférieure à 5.5 °C dans toute la colonne d'eau. Le fond a subi une lente désoxygénation constante jusqu'à la fin de l'année pour atteindre 3.37 mgO₂/L le 11 décembre 2006.

La production phytoplanctonique est observée immédiatement après le brassage et est ralentie par la phase des eaux claires entre le 15 mai et le 12 juin. L'orthophosphate a été consommé en quasi-totalité après la phase des eaux claires jusqu'à la fin de l'année et a limité la production phytoplanctonique.

Le stock de phosphore continue de diminuer et la concentration moyenne en phosphore total en 2006 est de 27.7 µgP/L.

ABSTRACT

The winter of 2005-2006 was cold, and produced complete churning of the mass of water with a high transparency of 15.5 m. This churning followed the high degree of churning of 2005, and produced high reoxygenation of the entire mass of water. Anaerobiosis, and the phenomena of release to the bottom of the lake were therefore limited. The temperature observed after the churning of 15 March was below 5.5°C throughout the water column, and the lake bottom underwent continuous slow deoxygenation until the end of the year, reaching 3.37 mgO₂/L on 11 December 2006.

Phytoplankton production was observed immediately after churning, and was slowed by the clear-water phase between 15 May and 12 June. The orthophosphates had been virtually entirely consumed after the clear-water phase up to the end of the year, and limited phytoplankton production.

The phosphorus content continued to fall, and the mean total phosphorus concentration in 2006 was 27.7 µgP/L.

1. MÉTHODES

Les stations de mesure des paramètres physico-chimiques dans les eaux du Léman sont représentées sur la figure 1 :

- SHL2 au centre du Grand Lac entre Evian et Lausanne (coord. CH : 534.700/144.950) et correspond à la partie la plus profonde du lac (-309.7 m),
- GE3 au centre du Petit Lac dans la fosse de Chevrens entre Coppet et Chevrens (coord. CH : 506.100/128.040) (-71 m).

Ce rapport traitera de l'étude du Grand Lac à la station SHL2, l'étude du Petit Lac à GE3 fait l'objet d'un rapport tous les 5 ans.

La station SHL2 est admise comme représentative du Grand Lac au point de vue physico-chimique quant à l'évolution à long terme (BLANC *et al.*, 1993). Les stocks et concentrations moyennes sont calculés à partir des mesures obtenues sur les prélèvements à différentes profondeurs en ce point SHL2 (Annexes 1 et 2).

• **Profondeurs et fréquence d'échantillonnage - station SHL2 (Grand Lac)**

Afin de déterminer l'évolution de la qualité des eaux du Grand Lac, les prélèvements sont effectués à 20 profondeurs au point SHL2 :

0 - 2.5 - 5 - 7.5 - 10 - 15 - 20 - 25 - 30 - 35 - 50 - 100 - 150 - 200 - 250 - 275 - 290 - 300 - 305 et 309 m.

La fréquence d'échantillonnage des prélèvements est adaptée au cycle biologique du lac : lorsque l'activité biologique et la composition chimique du lac changent, la fréquence du suivi est plus importante. Elle est prévue : mensuelle de décembre à février, mois pendant lesquels l'activité biologique est réduite; bimensuelle de mars à novembre, lorsque l'activité est intense et que le lac subit de fortes et rapides fluctuations.

Il y a eu 19 campagnes de prélèvements en 2006, réparties selon les dates indiquées dans le tableau 1.

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". Lors de chaque prélèvement, une sonde pression est couplée à la bouteille de prélèvement afin de déterminer la profondeur réelle de prélèvement. L'étude des relevés de la sonde indique des écarts allant de 0 à 3 m par rapport à la profondeur théorique pour les prélèvements à partir de 50 m jusqu'au fond, avant 50 m les écarts sont négligeables.

Les échantillons sont analysés par le laboratoire de la Station d'Hydrobiologie Lacustre (INRA-Thonon-les-Bains). La validité des résultats est testée semestriellement par des analyses inter-laboratoires auxquelles participent environ 20 laboratoires. En 2006, les résultats des différents laboratoires sont concordants (STRAWCZYNSKI, 2007).

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

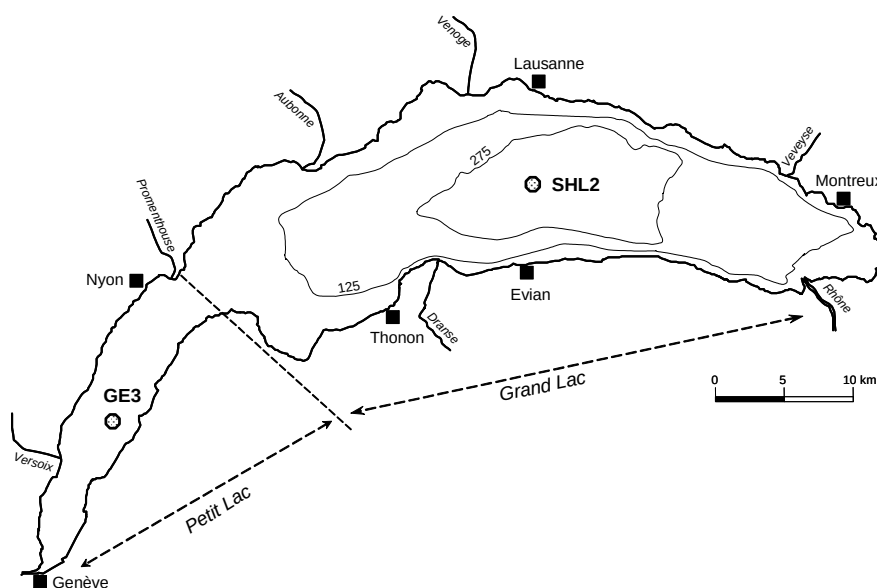


Figure 1 : Situation des points de prélèvement.

Figure 1 : Location of the sampling stations.

Tableau 1 : Dates des campagnes de prélèvement.

Table 1 : Dates of the sampling surveys.

Campagne n°	Date	Campagne n°	Date
1	lundi 9 janvier 2006	11	mardi 18 juillet 2006
2	lundi 6 février 2006	12	jeudi 17 août 2006
3	mercredi 15 mars 2006	13	lundi 4 septembre 2006
4	lundi 27 mars 2006	14	mercredi 20 septembre 2006
5	mardi 18 avril 2006	15	mardi 3 octobre 2006
6	lundi 24 avril 2006	16	mardi 17 octobre 2006
7	lundi 15 mai 2006	17	mardi 7 novembre 2006
8	mardi 6 juin 2006	18	lundi 20 novembre 2006
9	lundi 12 juin 2006	19	lundi 11 décembre 2006
10	mardi 4 juillet 2006		

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

La température de la colonne d'eau fut très basse à la fin de l'hiver 2005-2006 : elle atteint 5.38°C en surface et 5.35°C au fond, soit 5.37°C de moyenne le 15 mars 2006 (figure 2) donc homogène en considérant l'incertitude de mesure de l'ordre de 0.05°C pour ces températures. Ce refroidissement de la colonne d'eau est le plus important observé depuis 1987, il est caractéristique d'un brassage complet.

La température de l'air est négative durant une semaine seulement en janvier mais elle est jusqu'au mois de mars très inférieure à la moyenne des 30 dernières années (QUETIN, 2007).

Le brassage de la colonne d'eau a été observé à cette période, entre le 15 mars et le 27 mars 2006. Il fut permis d'une part par ce refroidissement important de la colonne d'eau à une température homogène et d'autre part par quelques semaines fortement ventées en mars (QUETIN, 2007).

Le brassage est complet et permet une réoxygénation importante de la colonne d'eau avec 9.91 mgO₂/L au fond lors de la campagne du 15 mars et un maximum de 10.91 mgO₂/L le 27 mars. Ce brassage et cette réoxygénation sont comparables à ceux de 2005 et très supérieurs aux années précédentes.

Les figures 3 à 7 représentent l'évolution saisonnière et interannuelle de la température du lac. La température de l'année 2006 se situe parmi les plus faibles de la chronique et ne suit pas la tendance à l'augmentation observée ces dernières années.

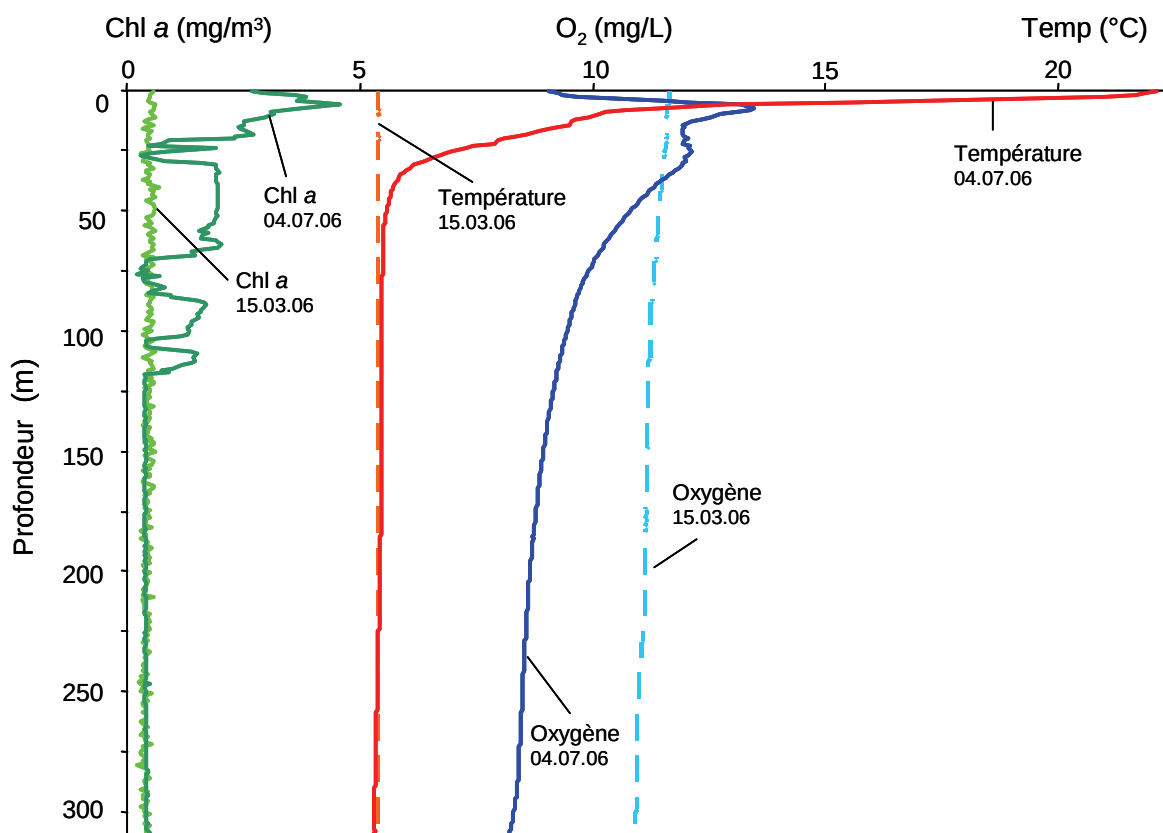


Figure 2 : Profil physico-chimique à SHL2 mesuré avec une sonde multiparamètres lors du brassage (15.03.2006) et lors de la stratification thermique (04.07.2006).

Figure 2 : Multi-parameter Water Quality Logger profile during churning (15.03.2006) and during thermic stratification at SHL2 (04.07.2006).

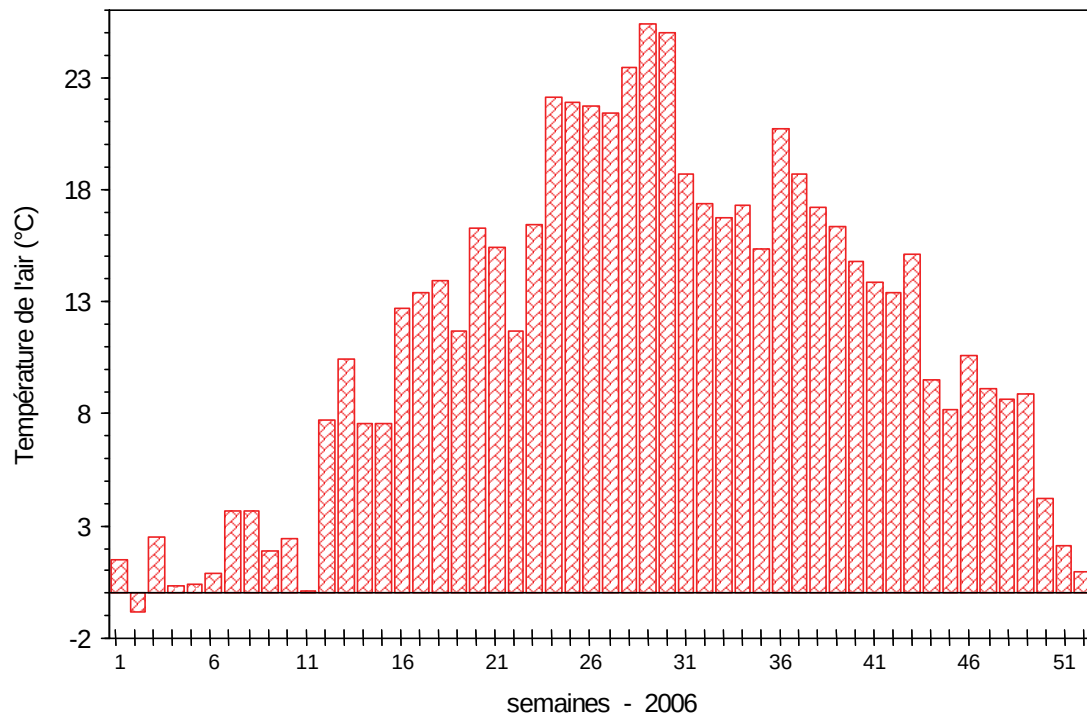


Figure 3 a : Température moyenne hebdomadaire de l'air à la station de Pully en 2006.
 Figure 3 a : Mean weekly air temperature at the Pully station in 2006.

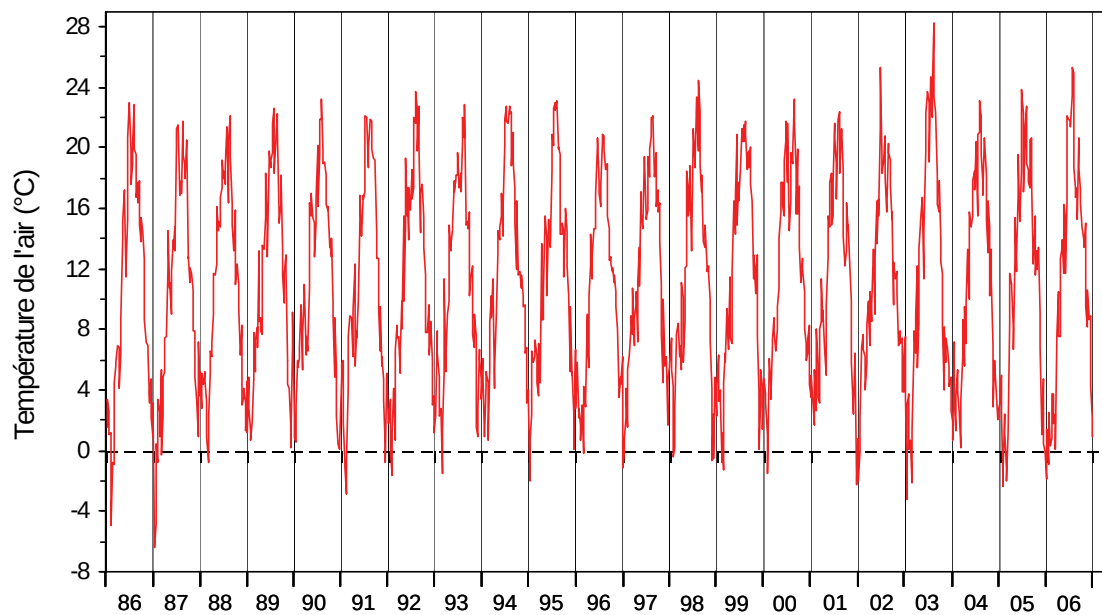


Figure 3 b : Température moyenne hebdomadaire de l'air à la station de Pully de 1986 à 2006.
 Figure 3 b : Mean weekly air temperature at the Pully station from 1986 to 2006.

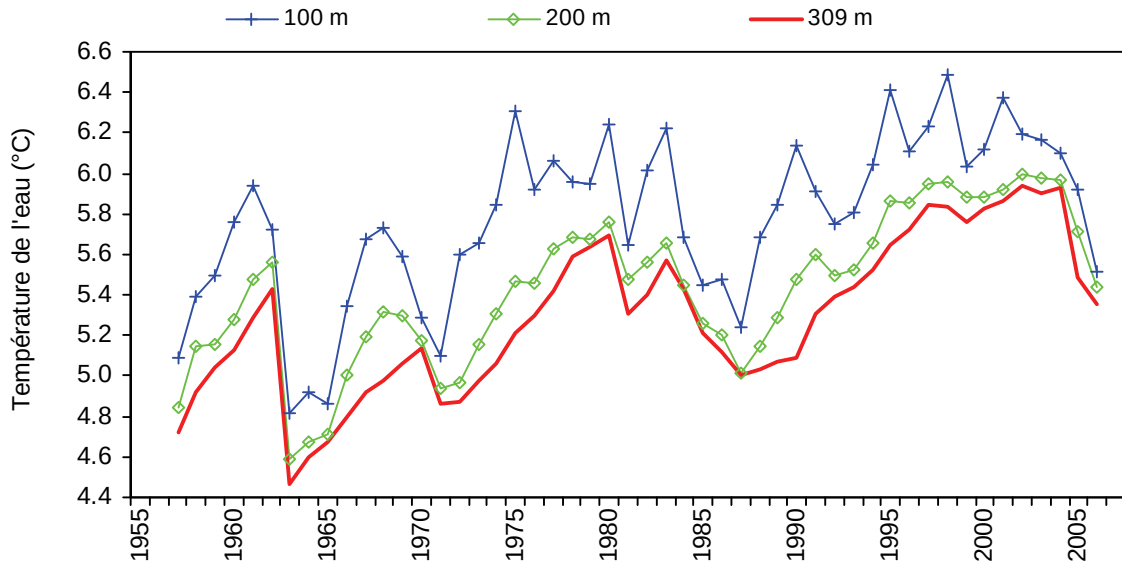


Figure 4 : Evolution de la température moyenne de l'eau à 100, 200 et 309 mètres de profondeur, Léman - Grand Lac (SHL2).

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

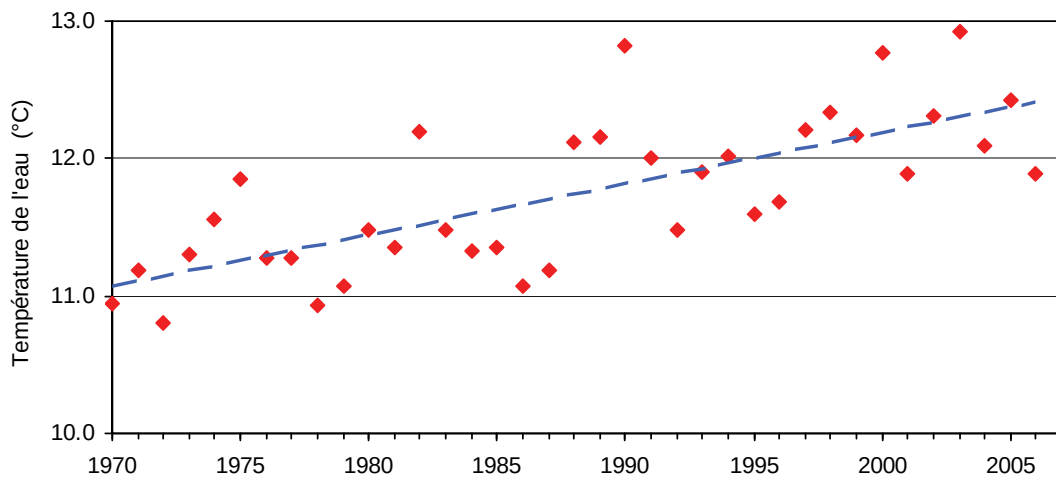


Figure 5 : Evolution de la température moyenne annuelle de l'eau du Léman à 5 mètres de profondeur - Grand Lac (SHL2).

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

En été en surface, les températures observées sont proches des années précédentes avec un maximum à 23.5°C le 18 juillet 2006.

La figure 7 représente l'évolution de la température depuis 1996 de la colonne d'eau du lac à la station SHL2. 2005 et 2006 apparaissent comme deux années particulières avec de faibles températures et une couche importante particulièrement froide (inférieure à 5.5°C au-dessus de 100 m). Ces deux années avec leur brassage se distinguent donc nettement des autres années.

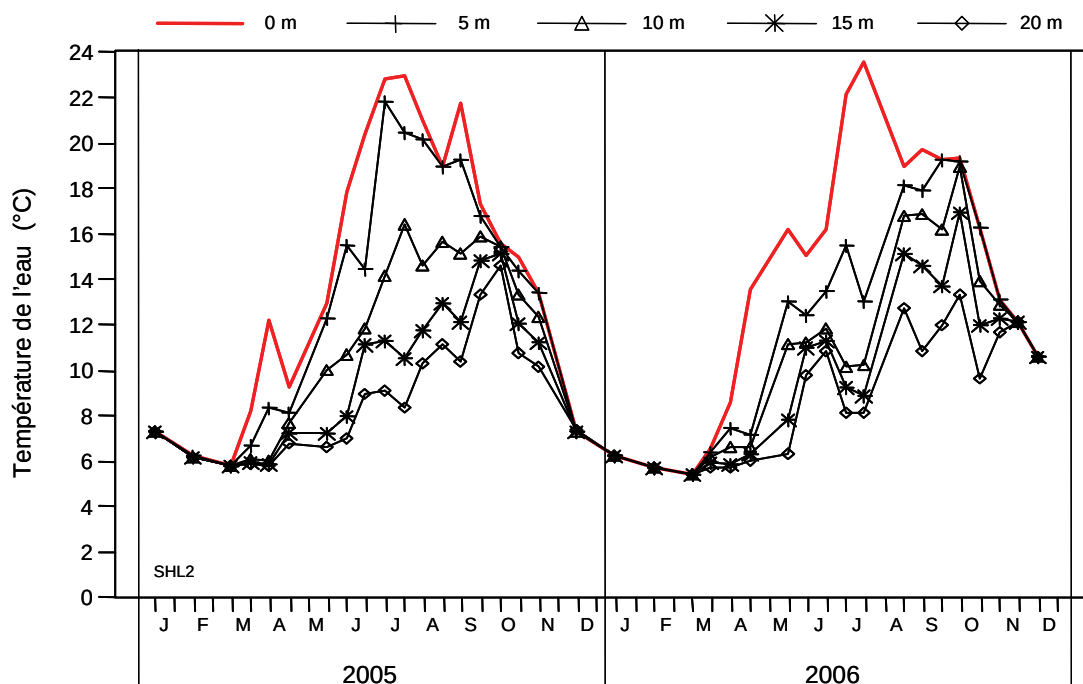


Figure 6 : Température de l'eau des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m) Léman - Grand Lac (SHL2).

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

3. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES

Le brassage complet en mars 2006 a redistribué les nutriments dans l'ensemble de la colonne d'eau. Les concentrations des nutriments sont homogènes dans toute la masse d'eau. Les valeurs moyennes pour l'année 2006 sont : 22.6 $\mu\text{gP/L}$ en phosphate (24.1 $\mu\text{gP/L}$ en 2005), 590 $\mu\text{gN/L}$ en moyenne pour l'azote nitrique (du même ordre qu'en 2005 : 630 $\mu\text{gN/L}$) et la silice avec 1.66 mg/L en surface et 1.57 mg/L en moyenne, soit moins qu'en 2005 (2.78 mg/L) et du même ordre de grandeur que les années avant 2005. Les diatomées (principales consommatrices de silice) présentent une abondance relative moyenne plus faible en 2006 qu'en 2005 (DRUART, 2007).

Le carbone organique total est aussi homogénéisé le long de la colonne d'eau avec une moyenne de 0.91 mgC/L.

Lors de ce brassage, on observe une transparence très importante de 15.5 m.

L'activité phytoplanctonique reprend après le brassage, dès la campagne suivante : le 27 mars. Les concentrations en phosphate indiquent une consommation en surface, avec des concentrations passant de 24 $\mu\text{gP/L}$ à 20 $\mu\text{gP/L}$ jusqu'à 10 m. Dès le 4 avril, le phosphate est très largement consommé avec des concentrations entre 5 et 9 $\mu\text{gP/L}$ entre 0 et 15 m. La transparence diminue aussi avec un minimum le 18 avril avec 2.4 m, traduisant la forte concentration d'algues dans la colonne d'eau, majoritairement du nanoplankton (DRUART, 2007).

Après cette forte croissance phytoplanctonique, un ralentissement de la consommation est observé lors de la période des eaux claires entre le 15 mai et le 12 juin. Cette période correspond à la consommation du phytoplancton par le zooplancton proliférant à cette période. La colonne d'eau est alors plus transparente avec un maximum de 10.4 m le 6 juin (figure 12). L'azote ammoniacal est significativement rejeté par le zooplancton durant cette phase des eaux claires. L'azote ammoniacal est alors important dans l'épilimnion le 15 mai avec 38 $\mu\text{gN/L}$ à 5 m. Pour le reste de l'année, cette concentration demeure inférieure ou de l'ordre de 10 $\mu\text{gN/L}$.

Après la période des eaux claires, le 12 juin, la consommation en nutriments devient plus importante. Le **phosphate** est consommé jusqu'à des valeurs oscillant entre 3 et 1 $\mu\text{gP/L}$ jusqu'en décembre, l'épaisseur de la couche appauvrie en phosphate augmente de 25 m en juin à 35 m en décembre, avec une influence sur la couche de 50 m qui atteint une concentration de 16 $\mu\text{gP/L}$ en décembre (figures 8 et 9). Cet appauvrissement important se situe au-delà de la zone photique et laisse supposer des processus biologiques ou physiques autres que la consommation photosynthétique classique¹. De plus, les mesures de productions primaires sont nulles à 30 m (TADONLEKE, 2007).

¹ Cette problématique, observée dans plusieurs lacs, fait l'objet d'un projet de recherche à l'INRA - UMR/CARTEL.

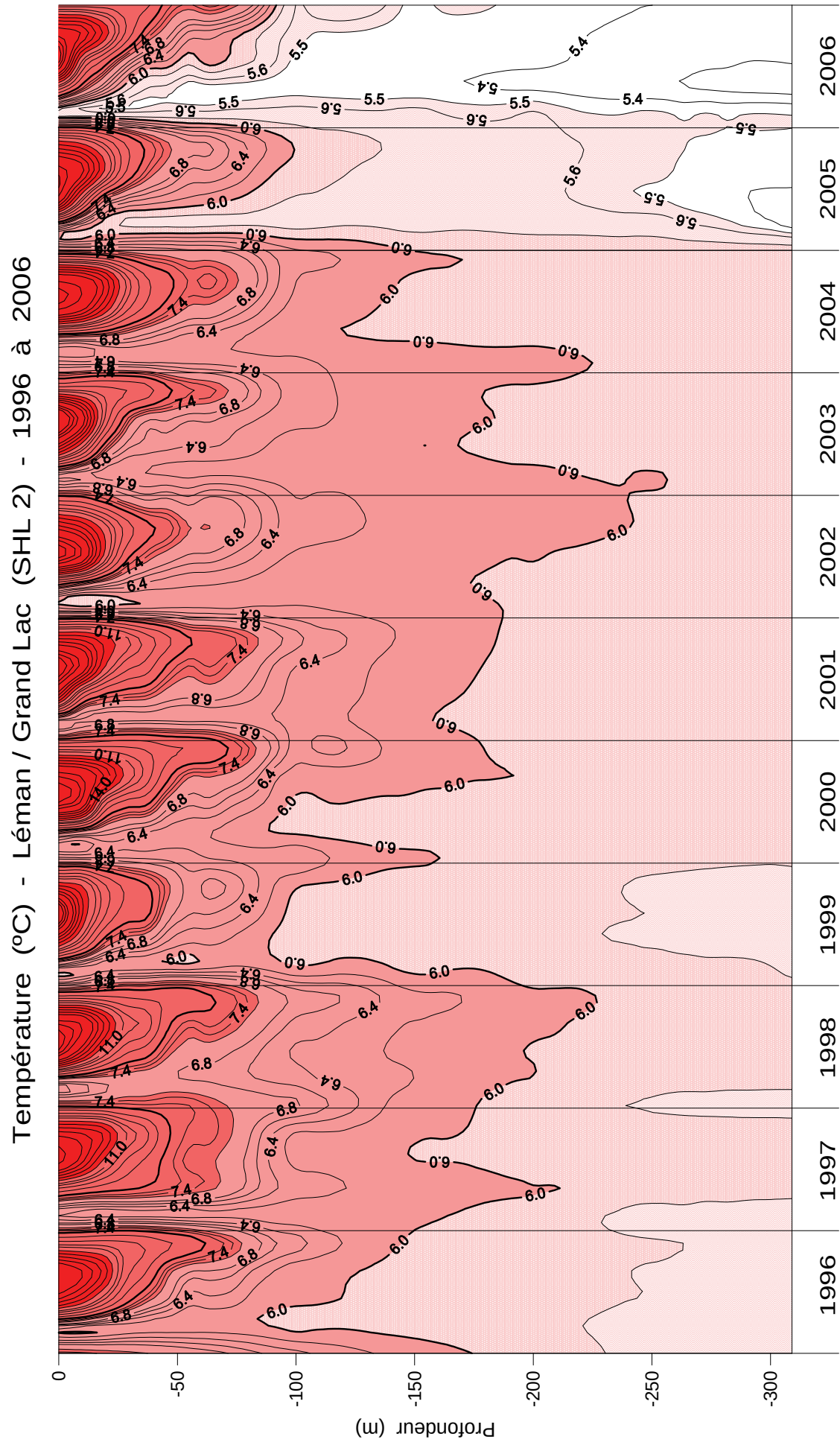


Figure 7 : Température des eaux du Léman (Grand Lac - SHL2) en fonction de la profondeur (N.B. : suivant le nombre d'années prises en considération, de très légères modifications de présentation graphique peuvent apparaître (différence de lissage des courbes d'isovaleurs)).

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

L'**azote nitrique** et la **silice** ont un comportement similaire à celui du phosphate dans l'épilimnion, bien qu'ils ne soient pas totalement consommés comme l'est le phosphate et que l'épaisseur de la couche consommée est plus restreinte (figures 10 et 11). Après le brassage l'azote nitrique est consommé jusqu'à 280 µgN/L en surface et la silice est consommée jusqu'à 0.76 mg/L. Ces deux nutriments augmentent pendant la période des eaux claires et diminuent à partir du 12 juin avec un minimum de 100 µgN/L en azote nitrique le 8 juillet et 0.07 mg/L en silice le 3 octobre.

Le **carbone organique particulaire** et l'**azote particulaire** sont cohérents avec cette activité de production primaire. Ils augmentent fortement avec le départ de l'activité photosynthétique avec un maximum le 24 avril à 2.5 m de 1'179 µgC/L et 222 µgN/L, ils restent ensuite importants dans l'épilimnion jusqu'à la fin de l'année (figure 16). Le carbone organique total suit aussi la même tendance, avec un maximum le 24 avril à 2.5 m de 1.99 mgC/L.

La sursaturation en oxygène dissous dans l'épilimnion entraînée par la production primaire est surtout importante entre le brassage et la phase des eaux claires, à partir du 27 mars avec un maximum de 18.7 mgO₂/L le 24 avril à 2.5 m. La production primaire présente aussi un pic significatif lors de cette campagne (TADONLEKE, 2007). Après la phase des eaux claires, la sursaturation faiblit jusqu'à la fin de l'année jusqu'à des valeurs de saturation en oxygène dissous aux alentours de 100 % (figure 14).

Les températures estivales des couches superficielles en 2006 sont habituelles avec un maximum de 23.5°C le 18 juillet en surface (figure 3b). Lors de ce maximum de température, le maximum de production primaire est observé avec une valeur proche de celle du 24 avril et très supérieure à celles du reste de l'année.

Une production primaire importante est donc observée ponctuellement le 24 avril et le 18 juillet. Elle reste présente après la période des eaux claires, toujours nettement limitée par le phosphate et assez faible d'après la consommation en azote nitrique et la sursaturation en oxygène dissous et les valeurs de production primaire par rapport aux années précédentes (TADONLEKE, 2007).

La figure 13 représente l'évolution de la chlorophylle a en surface depuis 1996 et permet de visualiser l'évolution des périodes et des couches d'activité phytoplanctonique.

La figure 17 représente le rapport Nminéral/PO₄ sur la couche 0-20 m, soit le rapport N/P disponible pour la production photosynthétique. On remarque que ce rapport augmente rapidement au printemps pour rester élevé toute l'année, du fait de la consommation quasi-totale du phosphore par rapport à l'azote, cela explique le développement à ces périodes de la biomasse des cyanobactéries qui sont adaptées à de telles conditions.

Les concentrations en phosphore indiquent des conditions de production primaire limitées par rapport aux années précédentes, avec en été de faibles concentrations de phosphore disponible. La biomasse estivale en phytoplancton est d'ailleurs relativement faible en 2006. De telles teneurs dans les 35 premiers mètres limitent la croissance algale dans la zone pélagique.

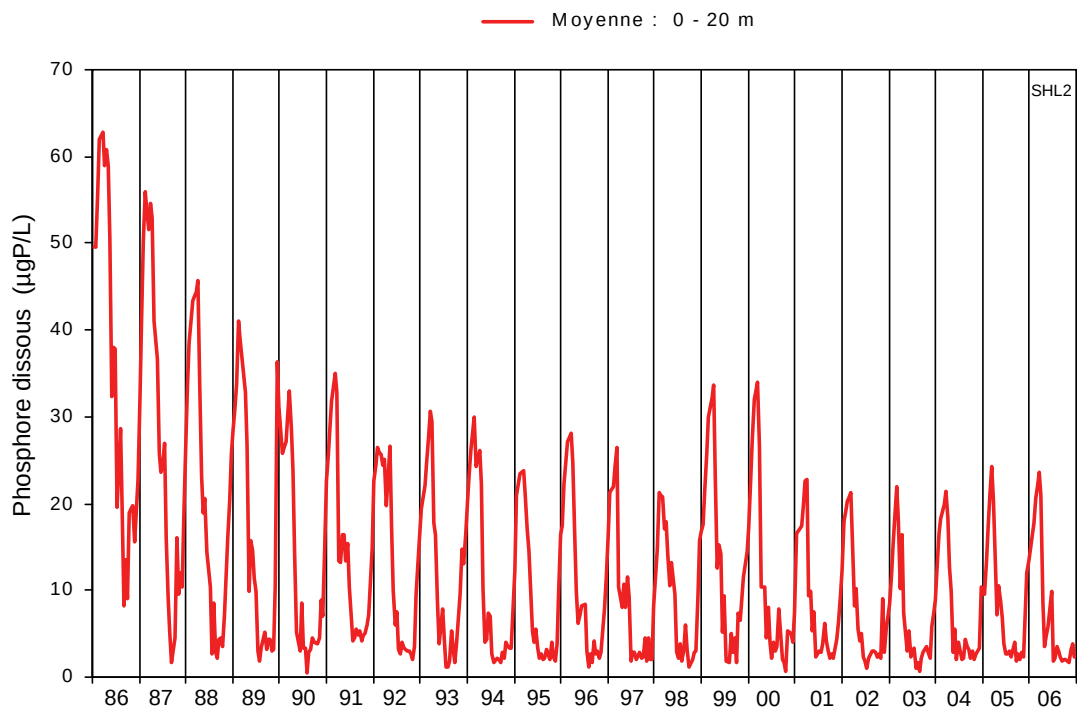


Figure 8 : Concentration en phosphore dissous (PO₄³⁻) des eaux de la couche superficielle (moyenne 0-20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

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

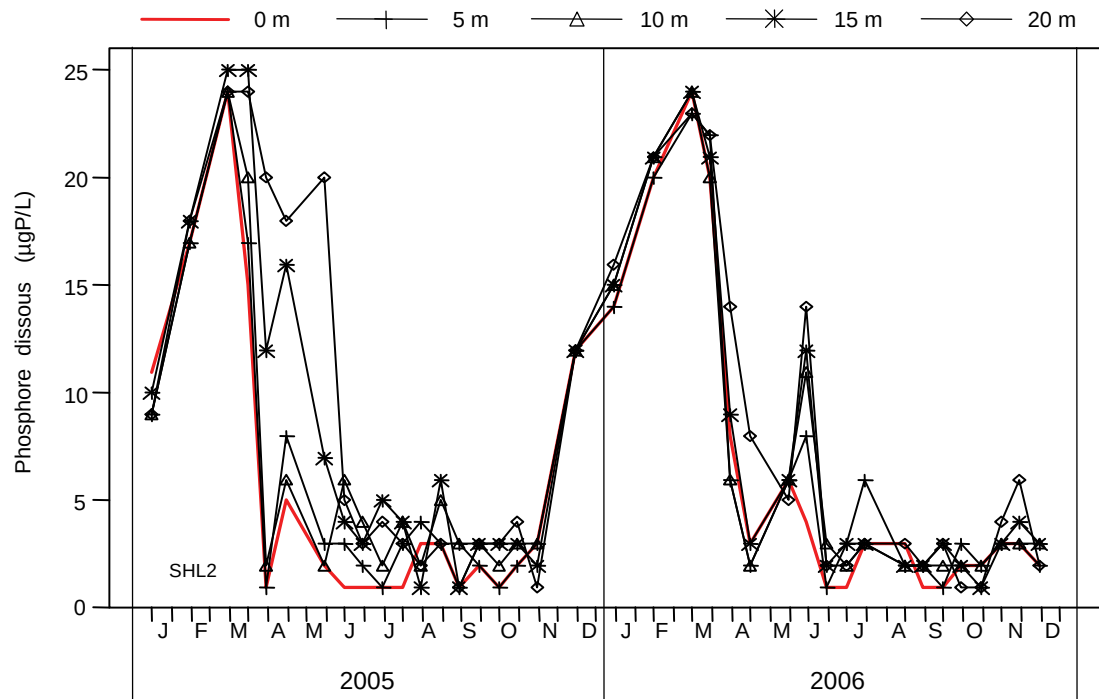


Figure 9 : Concentration en phosphore dissous (PO_4^{3-}) des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

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

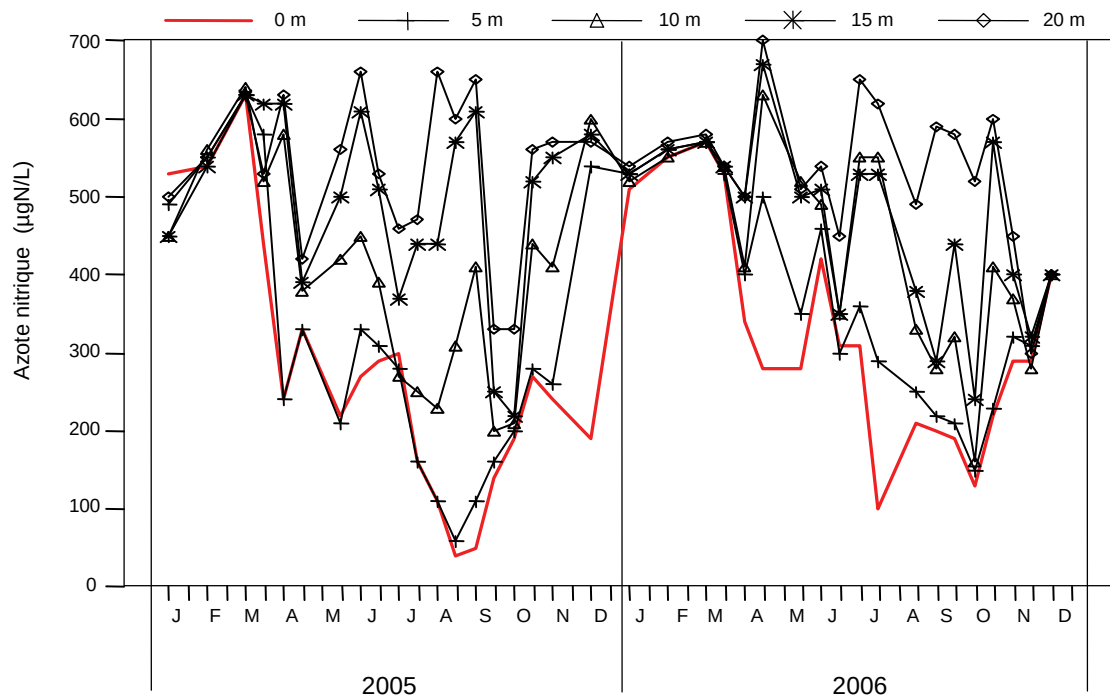


Figure 10 : Concentration en nitrate (NO_3^-) des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

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

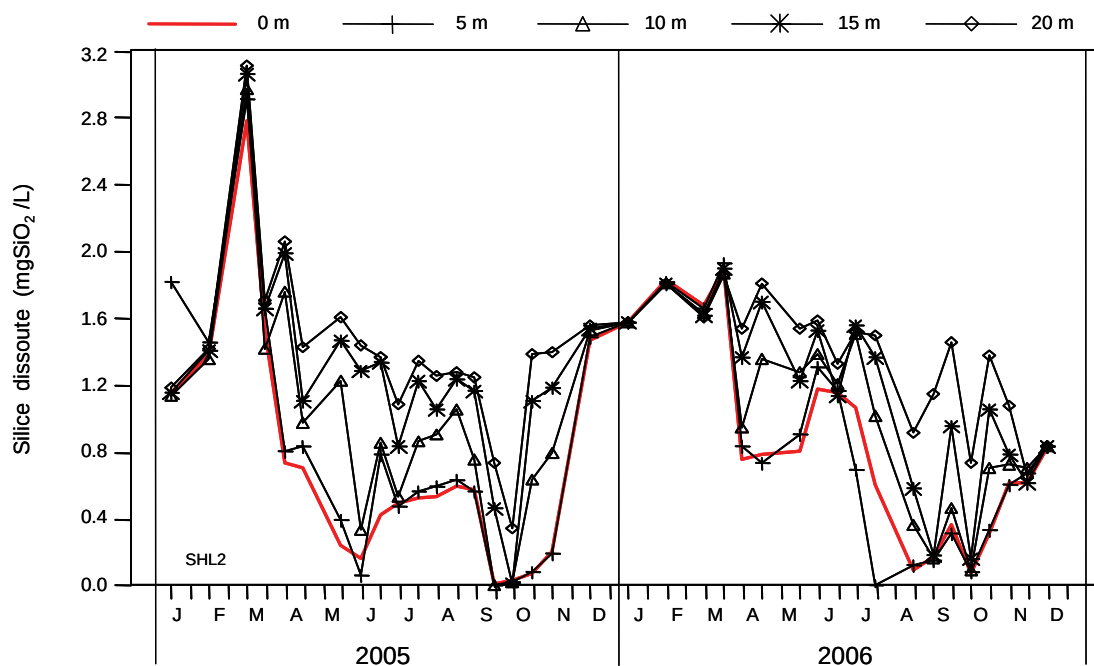


Figure 11 : Concentration en silice (SiO_2) des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 11 : Concentration of dissolved silica (SiO_2) in the water in the surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

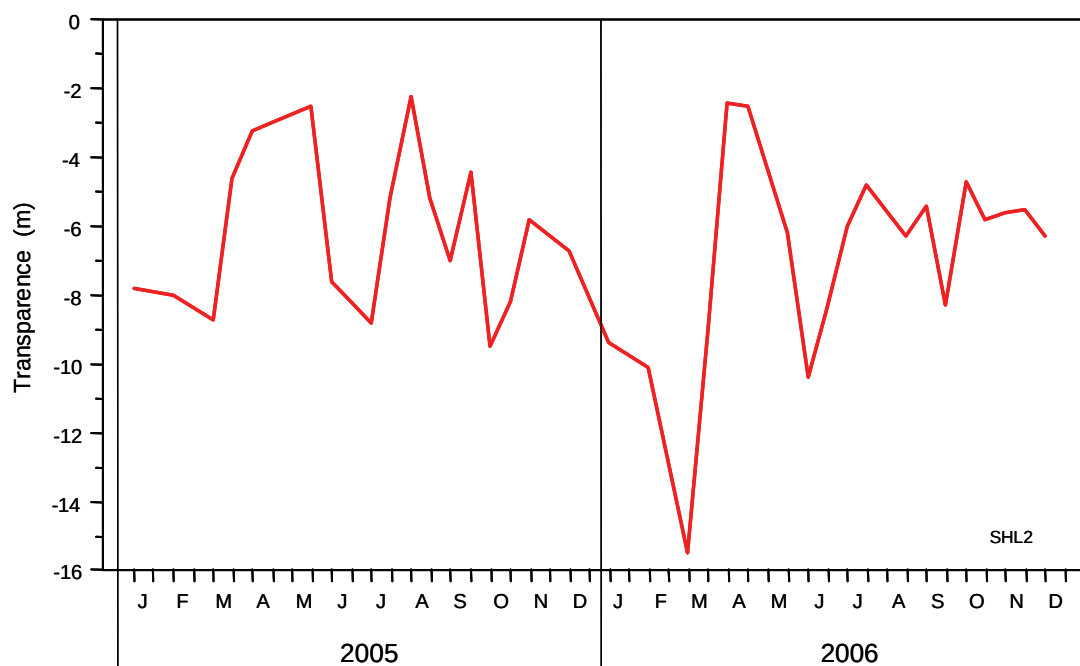


Figure 12 : Transparence mesurée avec le disque de Secchi, Léman - Grand Lac (SHL2).

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

Chlorophylle a (mgChla / m3) - Léman / Grand Lac (SHL 2) - 1996 à 2006

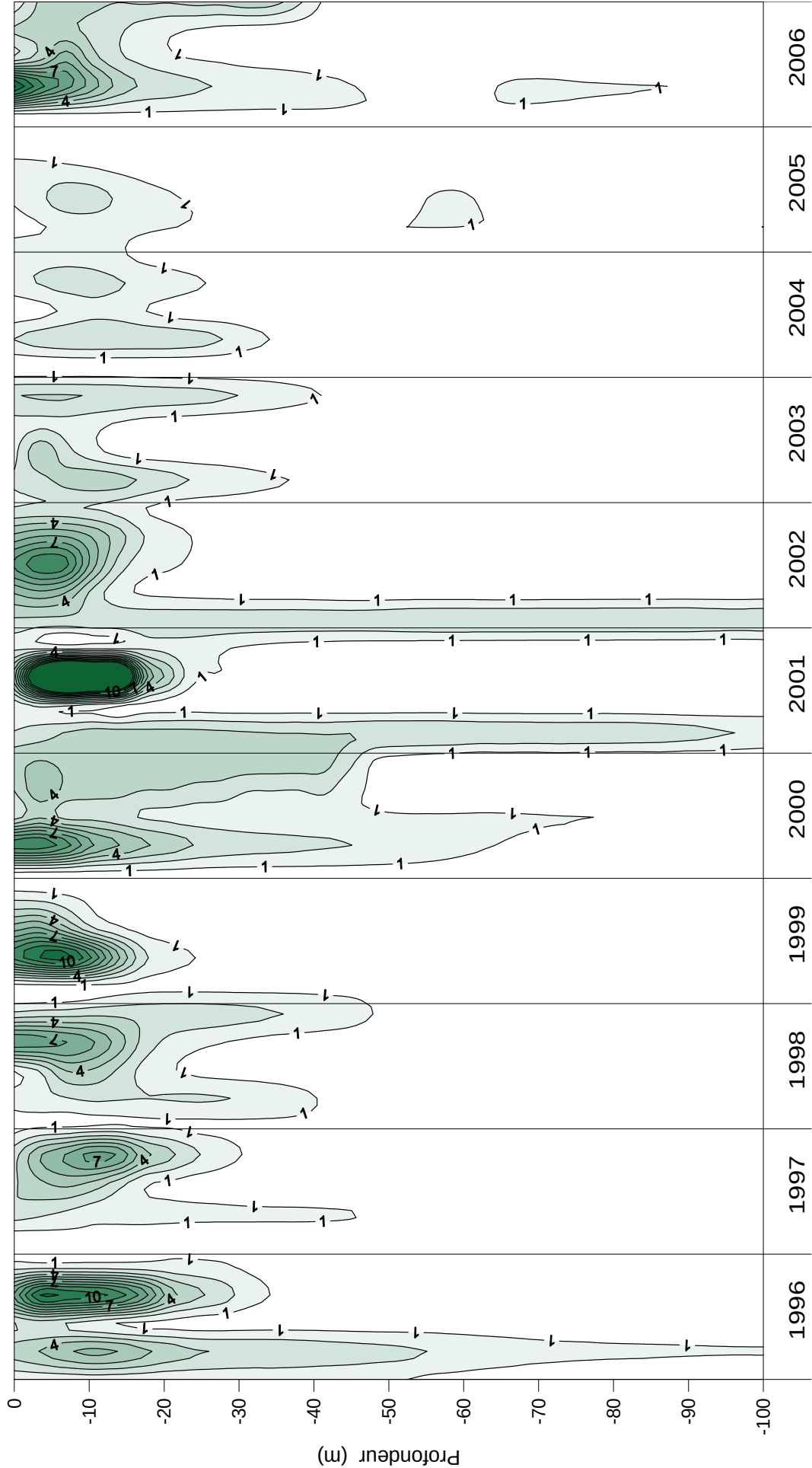


Figure 13 : Concentration en chlorophylle a dans les différentes couches du Léman (Grand Lac - SHL2). (N.B. : suivant le nombre d'années prises en considération, de très légères modifications de représentation graphique peuvent apparaître - différence de lissage des courbes d'isovaleurs).

Figure 13 : Concentration of chlorophyll a in the various layers of Lake Geneva (Grand Lac - SHL2). (N.B.: depending on how many years are taken into consideration, there may be some very slight differences in the graphical presentation (due to differences in the smoothing of the isothermal curves)).

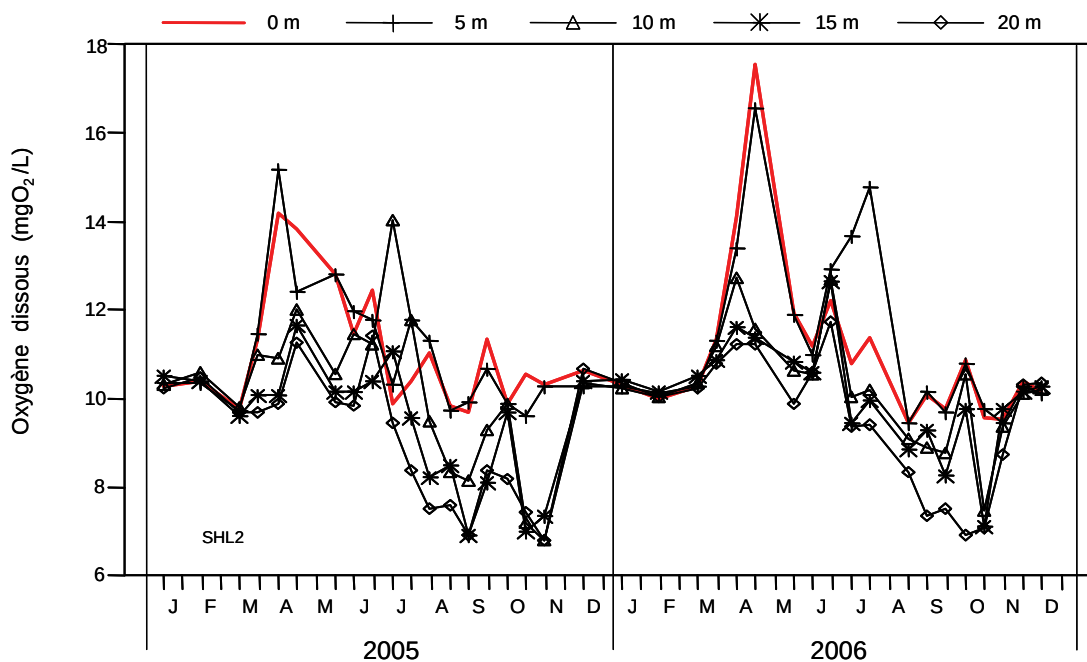


Figure 14 : Concentration en oxygène dissous des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

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

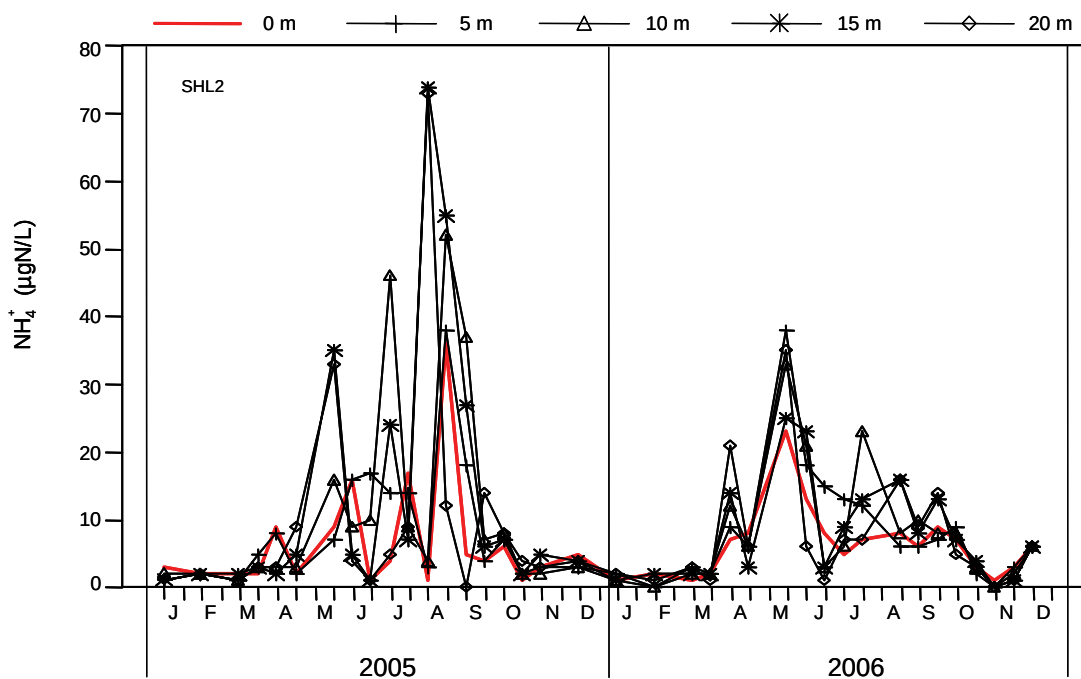


Figure 15 : Concentration en azote ammoniacal des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

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

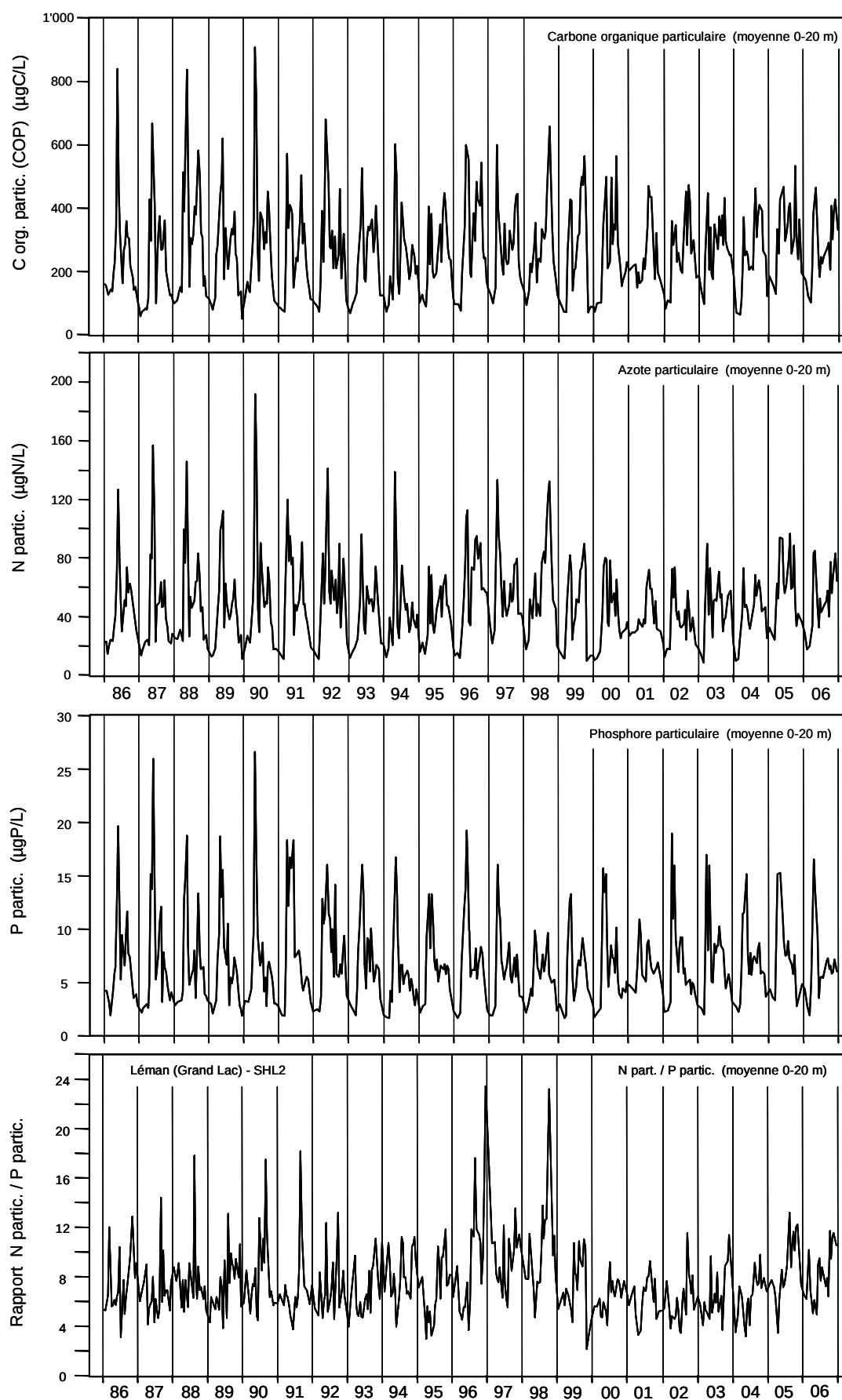


Figure 16 : Concentrations en carbone organique, azote et phosphore particulaires des eaux de la couche superficielle (0-20 m) et rapport Nparticulaire / Pparticulaire, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 16: Concentrations of particulate organic carbon, nitrogen and phosphorus in the water in the surface layer (0-20 m) and the Nparticulaire / Pparticulaire, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

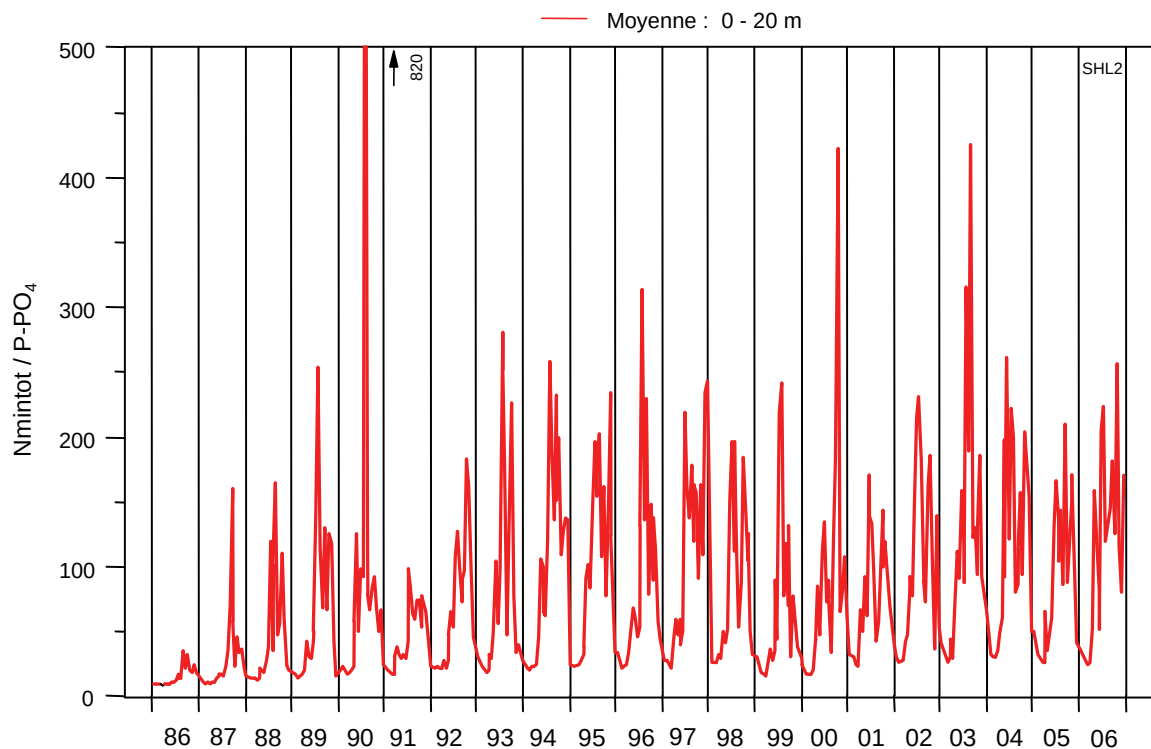


Figure 17 : Rapport Nminéral / P-PO₄, Léman - Grand Lac (SHL2).
 Figure 17 : Nminéral / P-PO₄, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

4. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES PROFONDES

Deux brassages complets se succèdent dans le lac Léman, en 2005 et 2006, et entraînent une très bonne réoxygénation des eaux du fond et une dynamique spéciale en 2006. Après le brassage, un maximum est observé le 27 mars avec 10.9 mgO₂/L au fond. La décomposition par les bactéries de la matière organique sédimentée appauvrit ensuite le fond en oxygène dissous jusqu'à la fin de l'année sans toutefois atteindre des valeurs faibles. Le minimum est observé en fin d'année avec 3.37 mgO₂/L avec une couche appauvrie en oxygène dissous dans les 5 derniers mètres.

Cette dynamique limite l'anaérobiose et le phénomène de réduction du manganèse et du fer. Ainsi le relargage entraîné par la réduction des sels de manganèse et de fer est limité. Le relargage du manganèse est surtout important le 17 août avec 310 µg/L au fond, puis reste faible tout le reste de l'année avec une concentration inférieure à 100 µg/L. Il en est de même du relargage du fer avec un maximum le 24 avril avec 70 µg/L et des valeurs faibles tout le reste de l'année.

La faible réduction des sels de manganèse et de fer limite la diffusion du phosphore contenu dans les sédiments, constituant la charge interne du lac. Le phosphore est donc faiblement relargué durant toute l'année avec une dynamique très différente des dernières années et pas de pics significatifs, le maximum observé est de 49 µgP/L le 11 décembre.

La situation est identique pour la silice qui ne présente pas de pics mais un maximum de 5.44 mg/L en décembre. Contrairement aux années précédentes, la réduction de l'azote nitrique en azote ammoniacal a été limitée, ce dernier présente des concentrations toujours inférieures à 10 µgN/L hormis le 6 juin (15 µgN/L) et le 18 juillet (26 µgN/L).

La température des eaux du fond est constante toute l'année entre 5.3°C et 5.4°C, soit stable par rapport à 2005.

Ainsi la dynamique du fond de l'année 2006 est particulière du fait des deux brassages complets consécutifs. Les phénomènes de relargage ont été fortement limités par l'important stock d'oxygène apporté lors des brassages. La contribution de la charge interne lors des dernières années a été estimée à une valeur de l'ordre de 30 à 60 tonnes de phosphore. En 2006, l'excès de phosphore entre 290 m et le fond du lac en fin d'année est estimé à 20 tonnes de P ; son impact sera considérablement limité lors des prochains brassages.

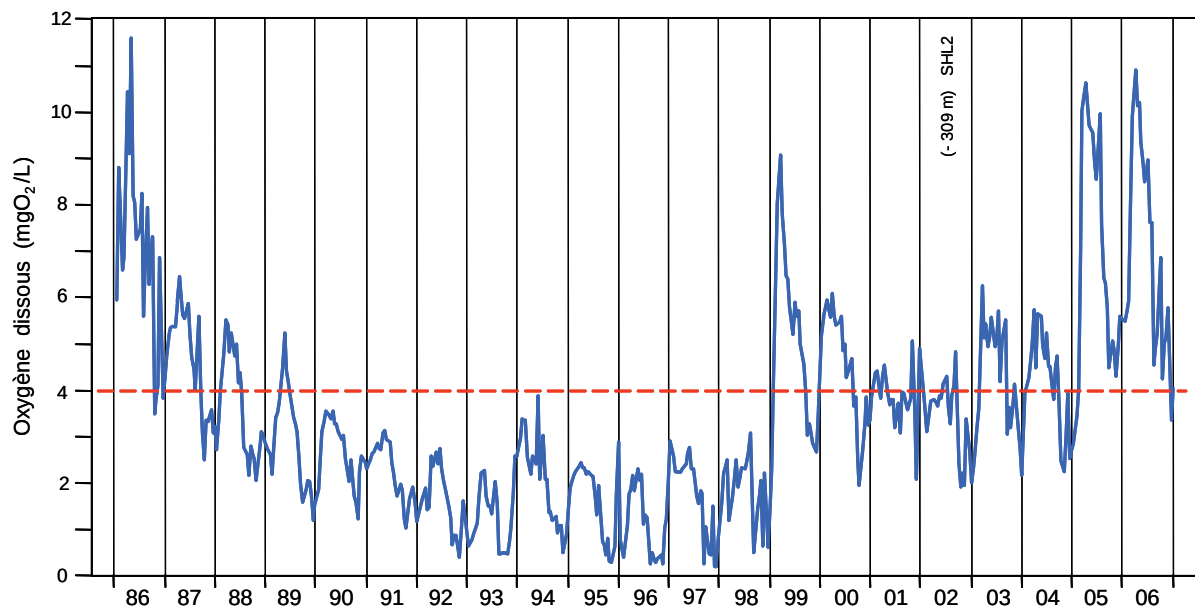


Figure 18 : Concentration en oxygène dissous des eaux du fond, Léman - Grand Lac (SHL2).

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

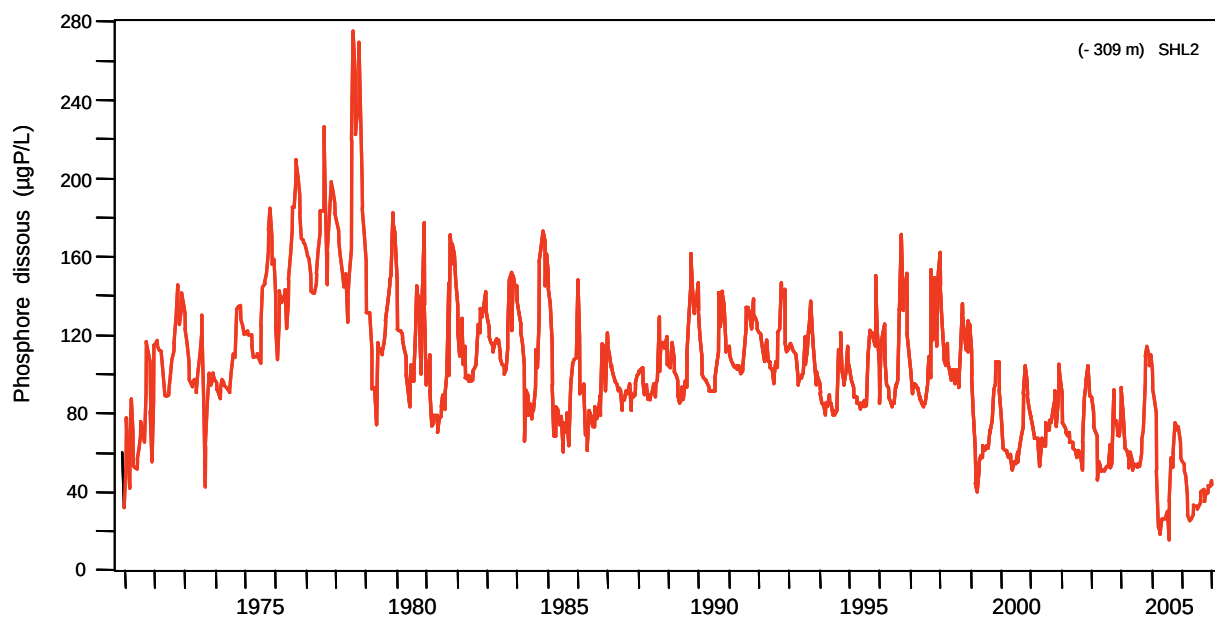


Figure 19 : Concentration en phosphore dissous (PO_4^{3-}) des eaux du fond, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 19 : Concentration of dissolved phosphorus (PO_4^{3-}) in the water at the bottom of the lake, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

Oxygène (mg/L) - Léman / Grand Lac (SHL 2) - 1996 à 2006

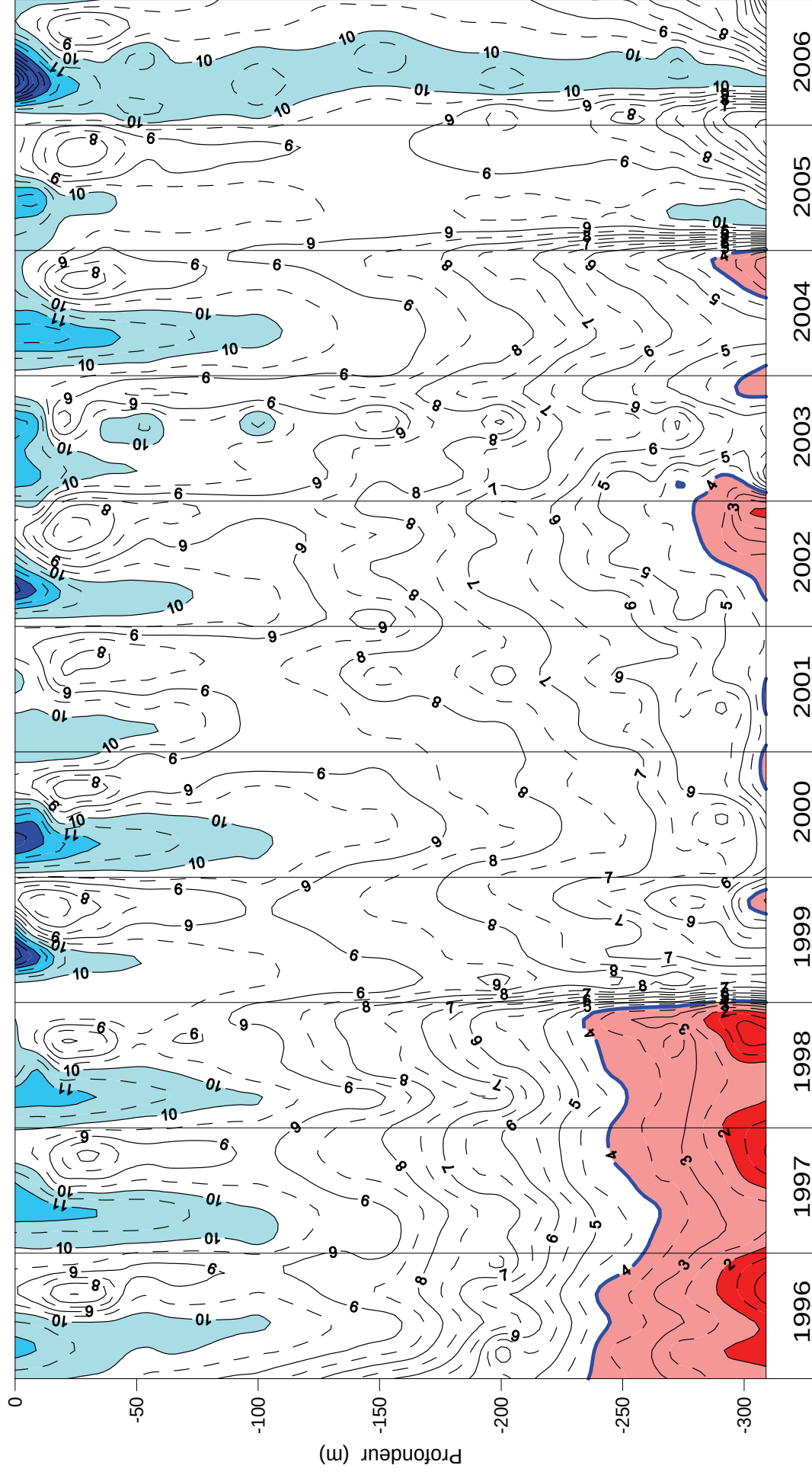


Figure 20 : Concentration en oxygène dissous des eaux du Léman (Grand Lac - SHL2) en fonction de la profondeur. (N.B. : suivant le nombre d'années prises en considération, de très légères modifications de représentation graphique peuvent apparaître - différence de lissage des courbes d'isovaleurs).

Figure 20 : Concentration of dissolved oxygen in the water of Lake Geneva (Grand Lac - SHL2) as a function of depth. N.B.: depending on how many years are taken into consideration, there may be some very slight differences in the graphical presentation (due to differences in the smoothing of the isothermal curves).

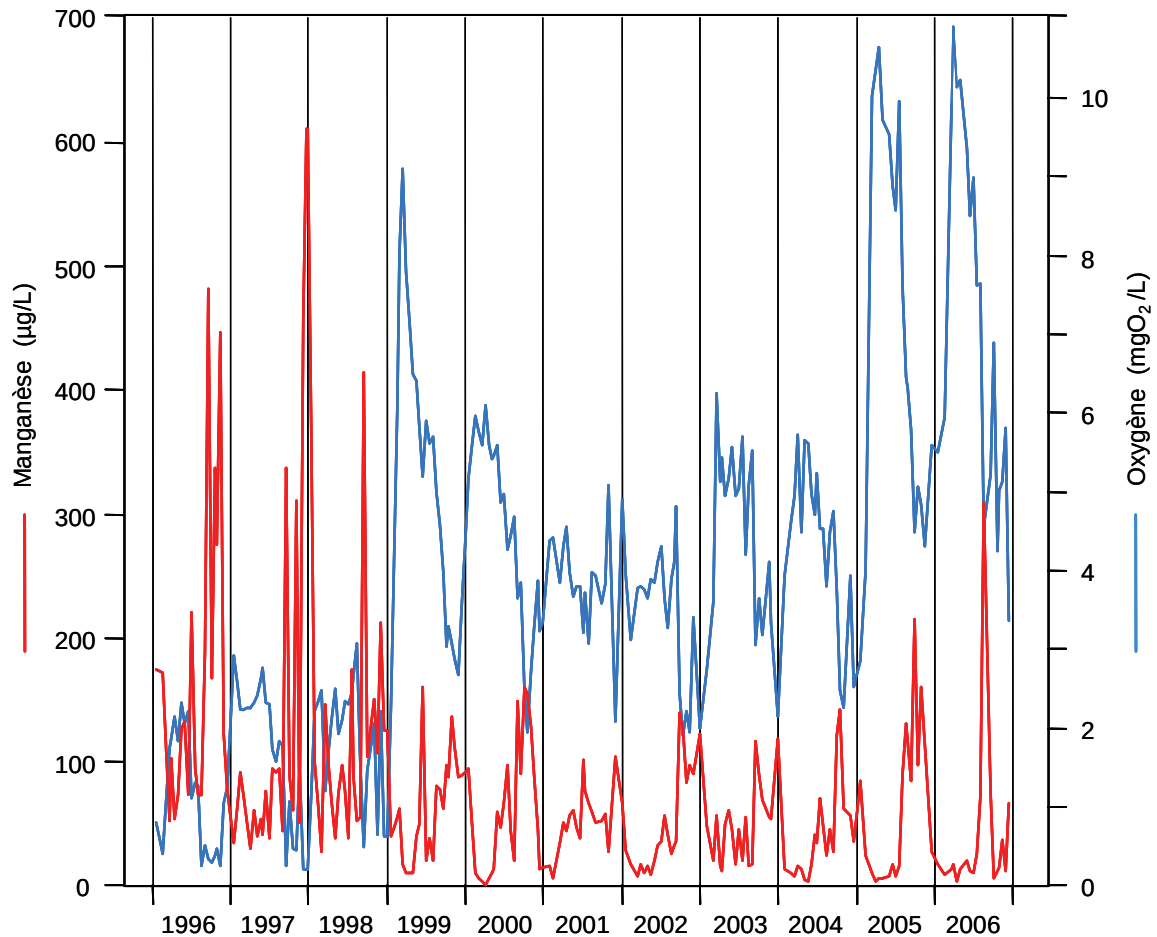


Figure 21 : Comparaison des concentrations en manganèse total et en oxygène dissous des eaux du fond, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 21 : Comparison of the changes in the concentrations of total manganese and dissolved oxygen in the water at the bottom of the lake, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

5. ÉVOLUTION INTERANNUELLE DES PRINCIPAUX PARAMÈTRES

Les 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 SHL2 : figure 1), ce site est considéré comme représentatif du lac (cf. Annexes 1 et 2).

5.1 Oxygène dissous

Les deux brassages complets consécutifs du lac ont entraîné un forte réoxygénation de la colonne d'eau avec 10.4 mgO₂/L en moyenne le 15 mars et 9.80 mgO₂/L en moyenne sur toute l'année, soit une réoxygénation plus importante qu'en 2005 et que ces 20 dernières années. Une telle oxygénation a été observée en 1986 (brassage important) avec 9,86 mgO₂/L en moyenne sur l'année.

Sur les figures 18 et 22, la limite pointillée indique 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 :

"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."

La figure 23 indique l'évolution de l'épaisseur de la couche d'eau de concentration inférieure à 4 mgO₂/L depuis 1957.

Ainsi sur les figures 20, 22 et 23, on remarque que depuis les années 1970, 2005 fut la seule année durant laquelle la concentration en oxygène dissous fut toujours supérieure à 4 mgO₂/L. En 2006 la concentration en oxygène dissous descend ponctuellement et légèrement au dessous de 4 mgO₂/L en fin d'année avec 3.37 mgO₂/L.

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

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

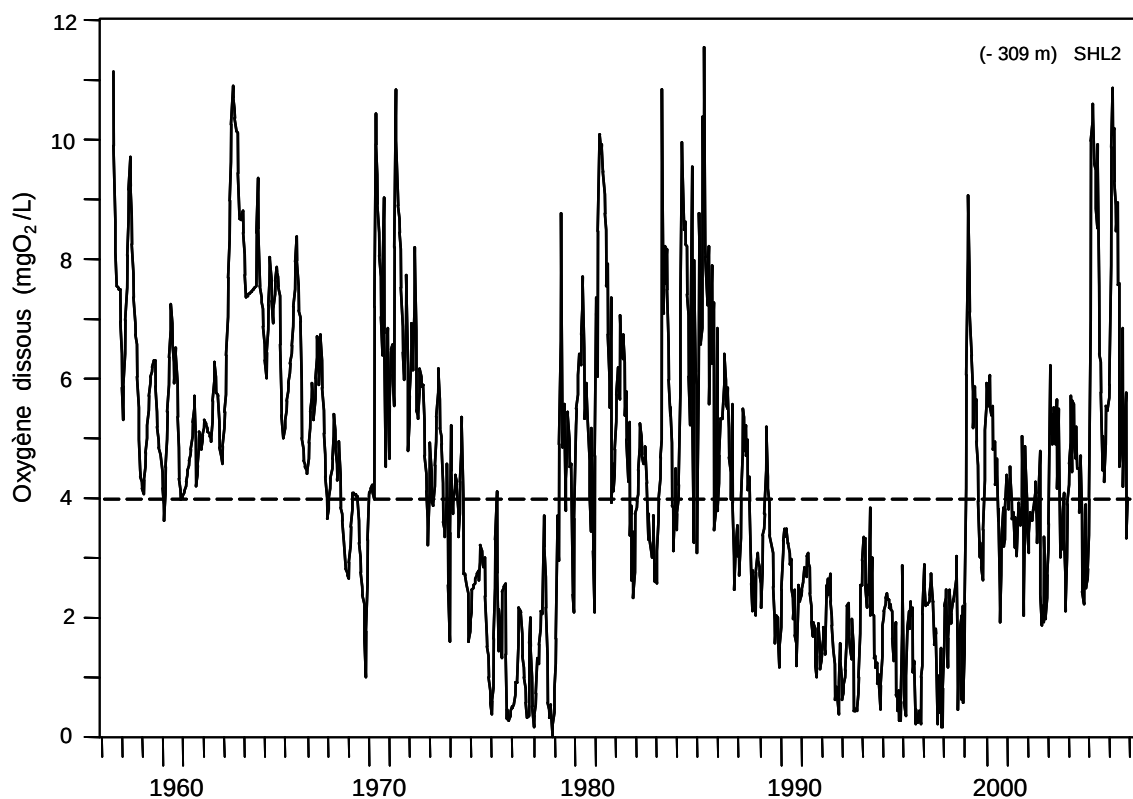


Figure 22 : Concentration en oxygène dissous des eaux du fond, Léman - Grand Lac (SHL2).

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

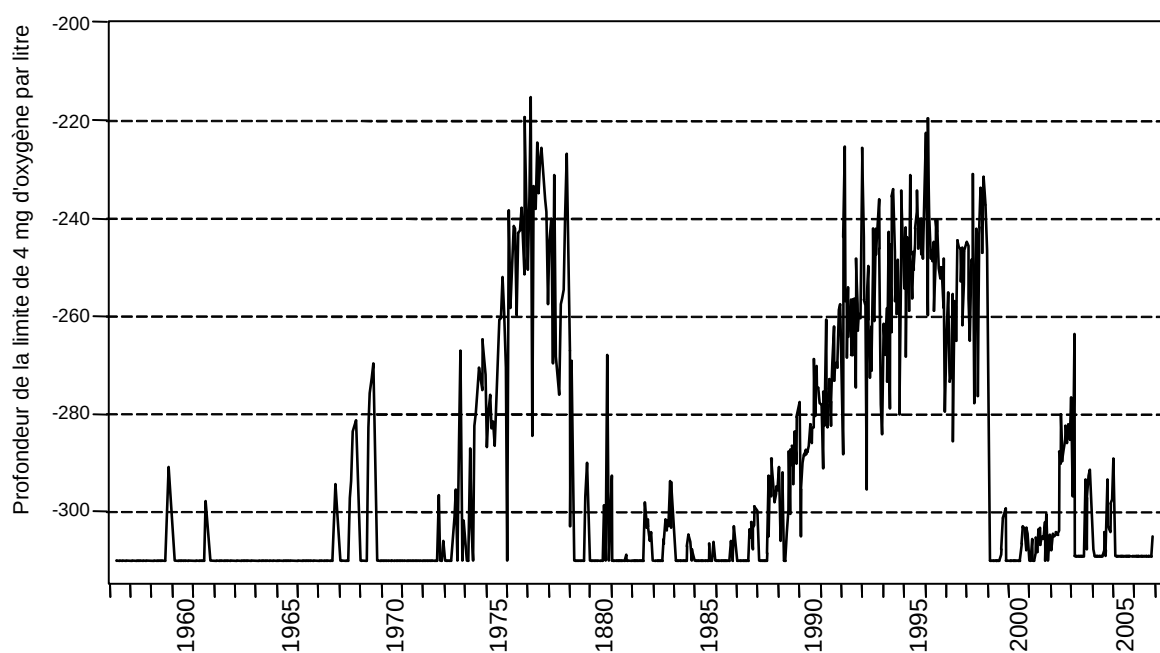


Figure 23 : Evolution de la profondeur de la limite à 4 mgO₂/L dans le Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 23 : 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 de phosphore diminue de 6 % par rapport à 2005 et passe de 2'520 tonnes de P en 2005 à 2'370 tonnes de P en 2006, soit 150 tonnes de moins. La concentration moyenne du Léman est donc de 27.7 µgP/L en 2006 et continue la tendance des 20 dernières années à la diminution vers l'objectif fixé de 20 µgP/L pour limiter raisonnablement la production algale. Si la diminution continue de la même manière que depuis 1986, la concentration moyenne du lac en phosphore total devrait atteindre 20 µgP/L aux alentours de 2018.

Le phosphate suit la même tendance avec une baisse de 6 % et une concentration moyenne de 22.6 µgP/L, soit 1'940 tonnes de P.

La diminution du stock de phosphore de cette année ne peut être attribuée à la consommation et au piégeage par le bloom important de cyanobactéries (DRUART, 2007). En effet, ce bloom a été localisé géographiquement et, en moyenne sur l'année 2006, en SHL2 la biomasse de cyanobactéries a été inférieure à celle de 2005 (278 µgC/L en 2006 contre 349 µgC/L en 2005).

Un bilan global entrée/sortie du phosphore ne peut être effectué de manière simple sur le lac en comparant les flux des apports et le flux à l'exutoire (QUETIN, 2007) avec le stock du lac. Les interactions et les échanges entre la fraction dissoute et la fraction particulaire du phosphore sont constants et importants, avec une fonction de relargage du P-particulaire dans le lac dans certains cas (à l'interface rivière lac lorsque le lac est peu concentré en été, au niveau des sédiments en conditions réduites...) ou une fonction de puit de phosphore par les particules dans d'autres cas (lorsque les particules ont un pouvoir fixateur suffisant) avec un piégeage et une sédimentation. La modélisation de la dynamique complète du phosphore est donc complexe et il faut aussi considérer l'inertie du système induite par le temps de séjour de l'eau dans le lac, variable selon les strates. Les variations interannuelles des flux des apports ne peuvent expliquer directement les variations interannuelles du stock de phosphore dans le lac.

La figure 22 indique l'évolution de la concentration en orthophosphate dans la colonne d'eau depuis 1996.

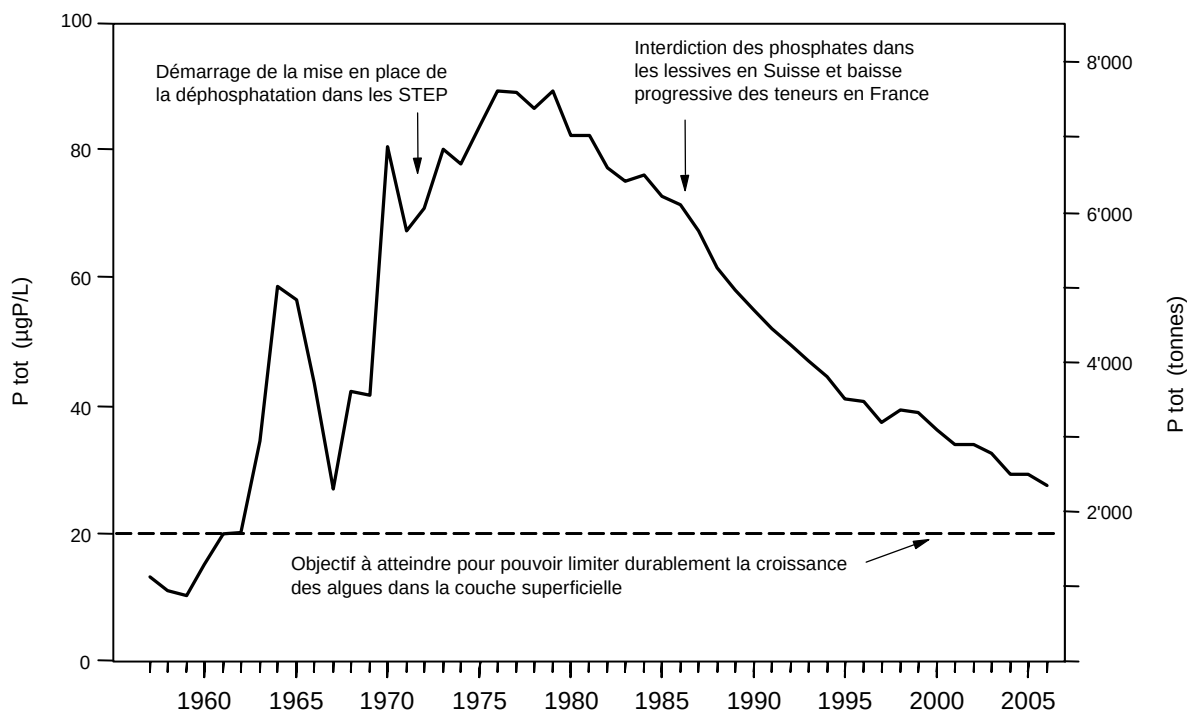


Figure 24 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et du stock de phosphore total contenu dans le Léman de 1957 à 2006 - Grand Lac (SHL2).

Figure 24 : Change in weighted mean annual total phosphorus concentration and total phosphorus content of the lake Geneva from 1957 to 2006 - Grand Lac (SHL2).

Orthophosphate / P-PO4 (µgP/L) - Léman / Grand Lac (SHL 2) - 1996 à 2006

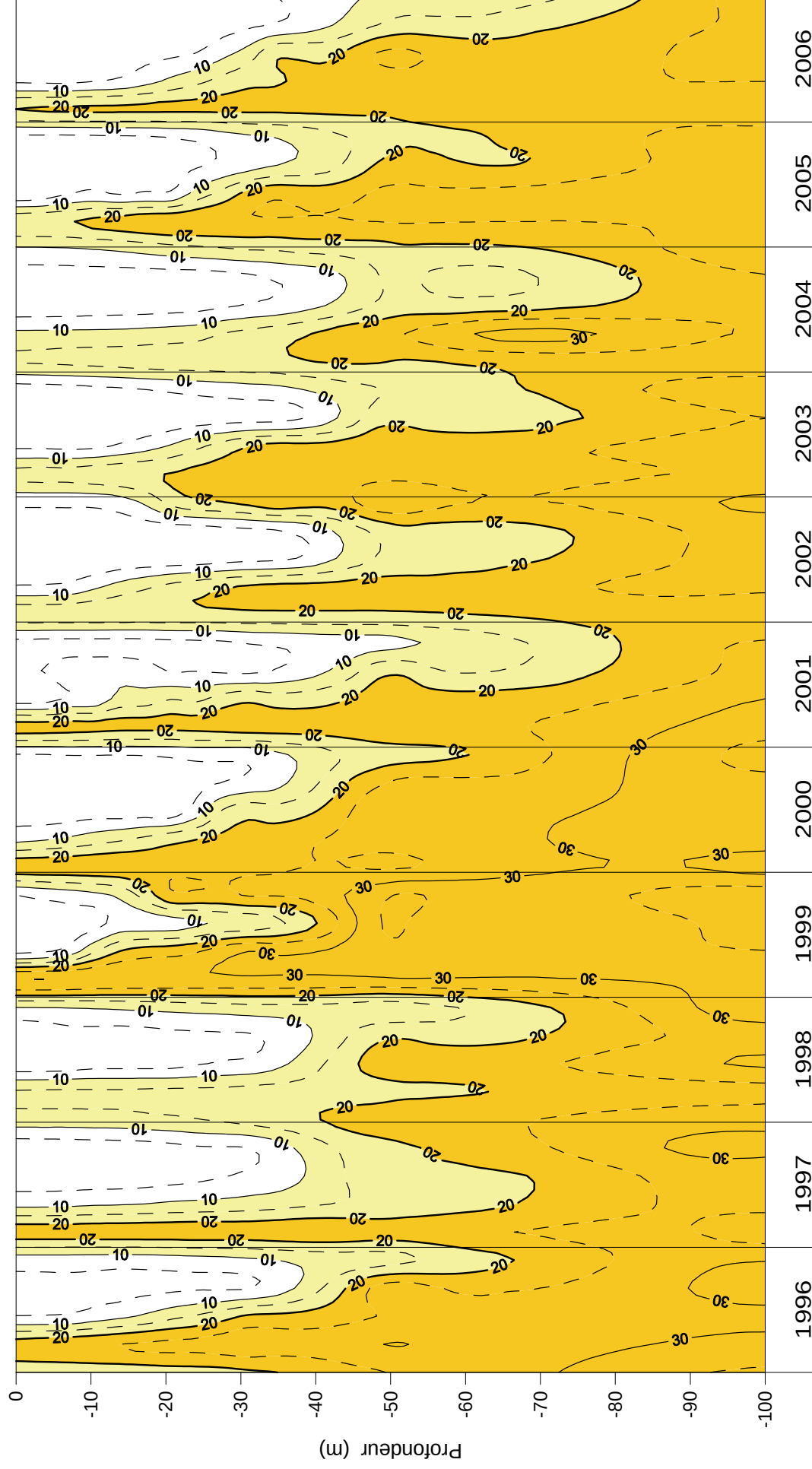


Figure 25 : Concentration en phosphore dissous (P-PO₄³⁻) dans les différentes couches du Léman (SHL2) (zone jaune foncée = concentration supérieure à 20 µgP/L; zone jaune claire = concentration entre 10 et 20 µgP/L) (N.B. : suivant le nombre d'années prises en considération, de très légères modifications de représentation graphique peuvent apparaître (différence de lissage des courbes d'isovaleurs)).

Figure 25 : Concentration of dissolved phosphorus (P-PO₄³⁻) in the various layers of lake Geneva (SHL2) (dark yellow shaded zone = concentration > 20 µgP/L; light yellow shaded zone = concentration between 10 and 20 µgP/L) (N.B.: depending on how many years are taken into consideration, there may be some very slight differences in the graphical presentation (due to differences in the smoothing of the isothermal curves)).

5.3 Transparence

L'évolution de la transparence est présentée (figure 26) et indique que l'année 2006 se distingue par une très forte transparence lors du brassage suivi d'une eau turbide dès le démarrage de l'activité phytoplanctonique.

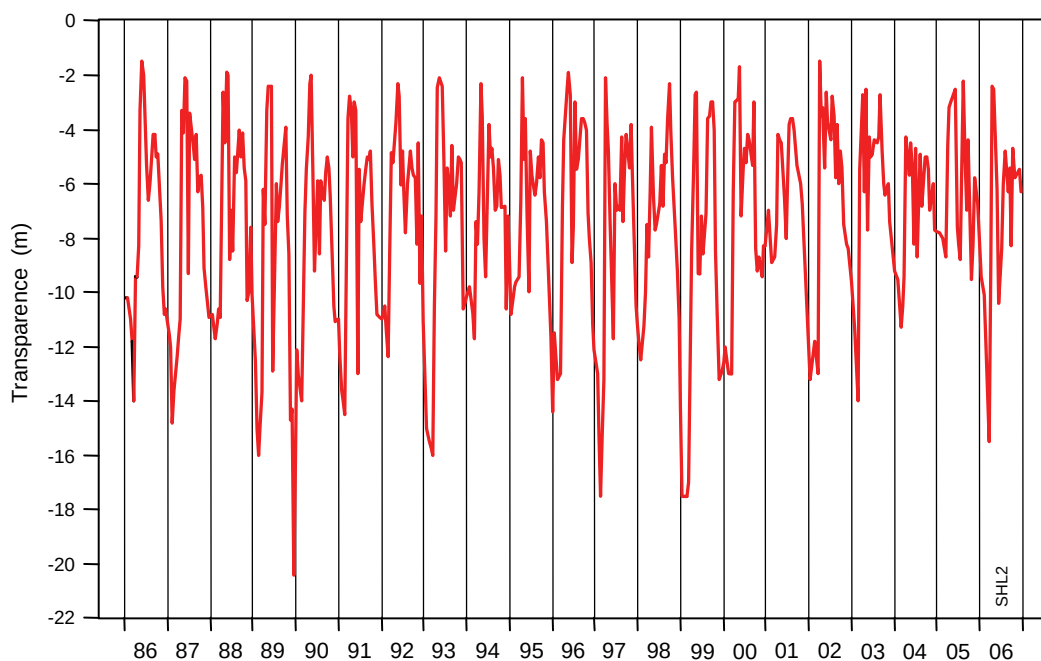


Figure 26 : Evolution de la transparence mesurée avec le disque de Secchi de 1986 à 2005, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 26 : Change in the transparency measured using a Secchi disk from 1986 to 2005, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

5.4 Azote nitrique et azote total

L'azote total augmente de 7 % par rapport à 2005 avec une concentration de 0,67 mgN/L en 2006 soit un stock de 57'460 tonnes de N, l'azote total demeure dans sa variabilité interannuelle des dernières années (figure 27).

L'azote nitrique est constant depuis les années 1990 avec une teneur moyenne annuelle de 0.59 mgN/L en 2006, soit 2.61 mgNO₃/L (la concentration limite de la norme d'eau de consommation en Suisse est de 40 mgNO₃/L et en France de 50 mgNO₃/L).

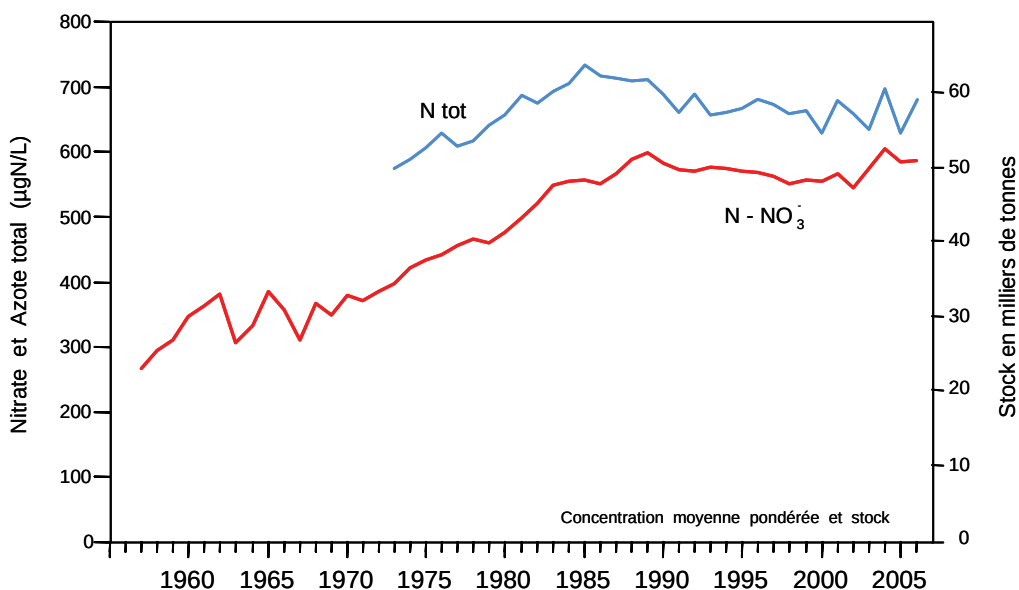


Figure 27 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et des stocks d'azote total et d'azote nitrique contenus dans le Léman de 1956 à 2005, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 27 : Change in the weighted mean annual total nitrogen concentration, in the total nitrogen content and the nitric content of the lake Geneva from 1956 to 2005, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

5.5 Chlorure

Depuis le début des mesures du chlorure dans le Léman en 1971 avec 2.73 mg/L, la teneur du Grand Lac en chlorure est en augmentation quasi linéaire et passe de 8.44 mg/L en 2005 à 8.61 mg/L en 2006 (figure 28). Le stock moyen du Grand Lac est alors de 738'040 tonnes de chlorure, soit en augmentation de 2 % par rapport à 2005. Cette augmentation confirme la tendance linéaire d'augmentation.

L'étude menée par GUMY et De ALENCASTRO (2001) indiquait que les concentrations du chlorure observées dans le Léman sont très inférieures aux valeurs toxiques citées dans la littérature. Elle montrait également que les principales sources du chlorure sont l'industrie majoritairement et les sels de déneigement.

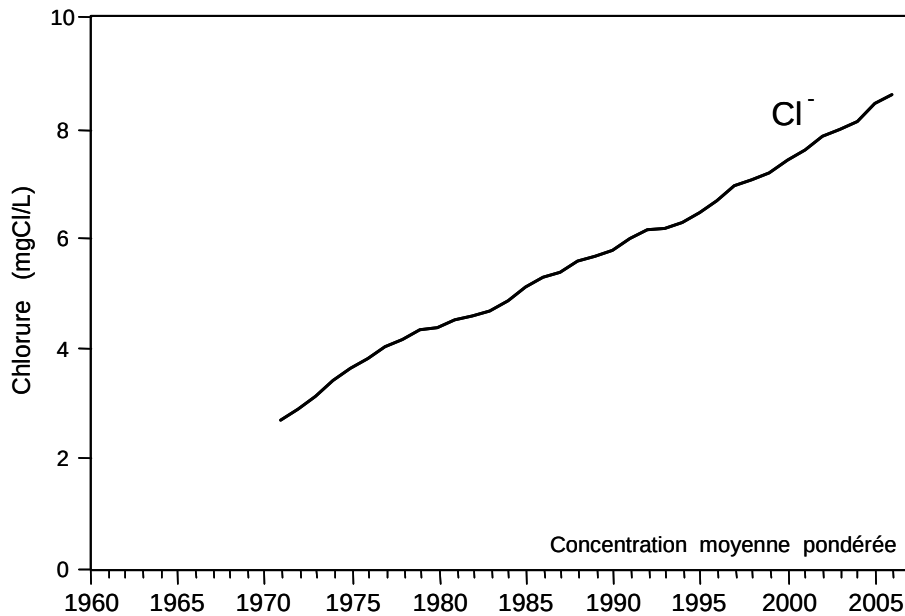


Figure 28 : Evolution de la concentration moyenne annuelle en chlorure, pondérée pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1971 à 2006, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 28 : Change in the weighted mean annual concentration of chloride in the entire mass of the water of the lake from 1971 to 2006, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

6. CONCLUSIONS

Les principales observations en 2006 sont les suivantes :

- L'hiver 2005-2006 a permis un brassage complet qui fait suite au brassage de l'hiver précédent.
- La réoxygénation des eaux du fond par le brassage permet d'atteindre 10.91 mgO₂/L au maximum au mois de mars grâce aux deux brassages consécutifs. La dynamique des eaux du fond montre un relargage extrêmement limité, notamment en phosphore.
- Le phosphore dissous est consommé en quasi-totalité dans les couches superficielles jusqu'à 35 m dès le mois de juin. Cet appauvrissement se constate à 50 m mais de manière plus limitée.
- Les faibles concentrations en phosphore dans l'épilimnion limitent durant plus de la moitié de l'année la production primaire.

Pour les stocks :

- Le phosphore diminue de 6 % par rapport à 2005 et présente une concentration moyenne de 27.7 µgP/L en phosphore total, soit un stock de 2'370 tonnes de P.
- Le stock de chlorure continue d'augmenter (+2 %) pour atteindre 8.61 mgCl/L, soit 738'040 tonnes de Cl.
- L'azote total et l'azote nitrique sont relativement constants par rapport aux années précédentes.

BIBLIOGRAPHIE

- BLANC, P., PELLETIER, J.P. et MOILLE, J.P. (1993) : Variabilité spatiale et temporelle des paramètres physico-chimiques et biologiques dans l'eau du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1992, 113-162 et 162b-162p.
- DRUART, J.-C. (2007) : Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 83-92.
- GUMY, D. et de ALENCASTRO, L.F. (2001) : Origine de la pollution du Léman par le chlorure. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, 261-278.
- OEaux (1998) : Ordonnance sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (Suisse).
- QUETIN, P. (2007a) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 21-32.
- QUETIN, P. (2007b) : Bilan des apports par les affluents au Léman et au Rhône à l'aval de Genève. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 137-162.
- STRAWCZYNSKI, A. (2007) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 225-233.
- TADONLEKE, R. (2007) : Production primaire et biomasse chlorophyllienne dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 93-102.

ANNEXE 1

Concentrations moyennes pondérées - Léman (Grand Lac - SHL2) 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
2005	9.28	29.4	24.1	628	589	2.4	1.6	585	8.44	138.2	22.0	3.0	6.17	5.39
2006	9.80	27.7	22.6	671	591	2.5	1.2	587	8.61	107.5	19.6	2.4	7.01	6.57

* : valeur interpolée

Stocks en tonnes - Léman (Grand Lac - SHL2)

Total content in tons

Année	Oxygène Tonnes	P tot. Tonnes	P-PO ₄ Tonnes	N tot. Tonnes	Nmintot Tonnes	N-NH ₄ Tonnes	N-NO ₂ Tonnes	N-NO ₃ Tonnes	Cl Tonnes	C.O.P. Tonnes	P partic Tonnes	N partic Tonnes
1957	827'900	1'150			22'824	25	109	22'690				
1958	883'900	960			25'370	75	145	25'150				
1959	822'000	890			26'733	30	93	26'610				
1960	819'800	1'320			29'931	105	96	29'730				
1961	802'000	1'720			31'370	290	80	31'000				
1962	885'200	1'750			37'527	770	127	36'630				
1963	883'100	2'970			26'839	510	129	26'200				
1964	874'900	5'050			29'275	750	115	28'410				
1965	878'500	4'870			33'459	375	114	32'970				
1966	894'400	3'760			31'071	415	116	30'540				
1967	823'700	2'320			26'887	180	87	26'620				
1968	808'300	3'640			31'888	465	63	31'360				
1969	772'100	3'580			30'403	360	93	29'950				
1970	830'600	6'920			32'804	245	109	32'450				
1971	830'500	5'790	3'910		32'668	770	138	31'760	237'000			
1972	792'400	6'090	4'830		34'426	1'255	141	33'030	251'000			
1973	801'900	6'900	5'660	49'180	35'306	1'185	201	33'920	271'000			
1974	781'700	6'700	5'420	50'350	37'544	1'180	164	36'200	295'000			
1975	767'500	7'200	5'670	51'970	38'292	905	167	37'220	314'000			
1976	716'800	7'670	6'200	53'820	38'916	1'000	116	37'800	329'000			
1977	712'100	7'660	6'340	52'140	40'115	960	155	39'000	347'000			
1978	732'300	7'440	6'290	52'860	40'558	595	153	39'810	358'000			
1979	765'500	7'670	6'340	54'970	39'929	470	129	39'330	372'000			
1980	776'200	7'070	6'130	56'270	41'574	635	159	40'780	376'000			
1981	798'600	7'080	6'130	58'970	43'490	680	90	42'720	388'000			
1982	791'600	6'640	5'950	57'830	45'274	720	104	44'450	394'000			
1983	787'600	6'460	5'760	59'360	48'000	875	105	47'020	403'000			
1984	810'200	6'550	5'790	60'500	48'488	965	83	47'440	418'000			
1985	817'600	6'260	5'570	62'970	48'855	1'205	50	47'600	439'000			
1986	842'600	6'150	5'300	61'500	47'812	580	72	47'160	454'000	9'138	262	1'630
1987	824'200	5'800	5'000	61'130	49'169	570	69	48'530	462'000	6'247	249	1'203
1988	799'940	5'290	4'665	60'750	50'882	458	74	50'350	480'200	9'882	217	1'472
1989	741'520	4'995	4'430	61'020	51'776	482	74	51'220	486'300	7'993	179	1'220
1990	714'200	4'740	4'145	59'000	50'460	493	77	49'890	496'200	8'715	209	1'400
1991	727'600	4'480	3'880	56'540	49'670	509	81	49'080	514'000	7'840	218	1'292
1992	721'550	4'275	3'495	59'150	49'389	464	105	48'820	528'300	7'811	241	1'515
1993	710'190	4'050	3'460	56'210	49'814	274	80	49'460	529'700	7'548	197	1'142
1994	714'185	3'835	3'380	56'550	49'701	334	92	49'275	538'930	7'166	185	1'203
1995	704'075	3'535	3'170	57'140	49'348	302	101	48'945	554'670	7'722	193	1'123
1996	708'680	3'505	3'085	58'350	49'205	382	93	48'730	572'410	9'205	198	1'913
1997	721'005	3'230	2'885	57'690	48'701	357	94	48'250	596'140	9'207	185	1'981
1998	707'750	3'395	3'020	56'430	47'764	434	80	47'250	604'630	8'596	186	1'897
1999	753'185	3'360	2'990	56'780	48'002	283	64	47'655	615'910	7'905	193	1'134
2000	778'880	3'130	2'725	53'910	47'815	250	115	47'450	635'650	9'413	212	1'263
2001	726'525	2'930	2'465	58'270	48'818	152	66	48'600	651'600	8'065	197	1'105
2002	724'005	2'915	2'530	56'460	46'875	178	67	46'630	672'320	8'322	172	962
2003	737'325	2'805	2'370	54'310	49'550	206	114	49'230	* 684'220	8'034	200	1'205
2004	779'535	2'530	2'235	59'790	52'161	174	107	51'880	696'130	8'108	217	1'280
2005	795'590	2'520	2'065	53'820	50'453	210	133	50'110	722'920	11'840	253	1'888
2006	839'395	2'370	1'940	57'460	50'588	211	98	50'280	738'040	9'210	204	1'594

* : valeur interpolée

MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES EAUX DU LÉMAN

METALS AND ORGANIC MICROPOLLUTANTS IN GENEVA LAKE WATERS

Campagne 2006

PAR

Patrick EDDER et Didier ORTELLI

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

Stéphan RAMSEIER

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

Nathalie CHÈVRE

IPTEH, FGSE, UNIVERSITÉ DE LAUSANNE, 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 phytosanitaires dans les eaux du lac s'est poursuivie avec une attention particulière sur ceux provenant des industries situées sur le Rhône amont. Les mesures prises par ces industries et par l'Etat du Valais portent leurs premiers fruits : une baisse significative des teneurs en foramsulfuron est observée. Cet herbicide mesuré en concentration très élevée l'année dernière s'approchait des valeurs de tolérance pour l'eau potable. Par contre, ce constat ne s'applique pas de manière aussi significative sur la teneur en pesticides totaux car de nouvelles substances ont été recherchées et identifiées dans les eaux du lac.

Comme l'année dernière, la problématique des résidus de médicaments a également été étudiée, d'une part par la recherche des quelques principes actifs produits industriellement dans le bassin versant du Rhône valaisan, d'autre part en reconduisant les analyses effectuées en 2005 portant sur une centaine de substances, mais en augmentant le nombre de points de prélèvements. Deux polluants mis en évidence dans les eaux du lac ressortent : la carbamazépine et la mépivacaïne.

Cette année, la recherche des micropolluants a été élargie par l'analyse dans les eaux du lac de toute une série de composés rentrant dans la composition des cosmétiques ou dans la composition de produits industriels (parabènes, triclosan, filtres UV, muscs polycycliques, nonylphénols, hydrocarbures polycycliques aromatiques, benzotriazoles).

ABSTRACT

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

Checking for pesticide residues in water of the lake was continued, with a close attention being paid to those originating from the industries located on the upper Rhône. The measures taken by these industries, and by the canton of Valais bore their first fruit: a significant fall in the levels of foramsulfuron, a herbicide found at very high concentrations last year when levels close to the upper acceptable limits for drinking water were observed. In contrast, total pesticide levels did not fall, because new substances had been tested for and identified in water of the lake.

As in the previous year, the problems of drug residues were also studied, on the one hand by testing for some of the active ingredients produced industrially in Chablais (Swiss), and on the other hand by repeating the tests carried out in 2005 for around one hundred substances, but at a greater number of sampling points. Two main pollutants were identified in the lake water: carbamazepine and mepivacaine.

This year, the range of tests for micropollutants was widened by including analysis of the lake water for a series of compounds included in cosmetics (parabens, triclosan, UV filters, polycyclic musks) or in the composition of industrial products (aromatic nonylphenols, polycyclic aromatic hydrocarbons, benzotriazoles).

1. INTRODUCTION

La présence de micropolluants dans les eaux du bassin lémanique et du lac est une préoccupation majeure de la CIPEL. Le groupe de travail de la CIPEL dédié à cette problématique a, d'une part, poursuivi les travaux menés précédemment dans le domaine des résidus de produits phytosanitaires et, d'autre part, également élargi ses investigations à d'autres types de micropolluants comme les médicaments ou certains composés rentrant dans la composition des cosmétiques (parabènes, triclosan, filtres UV, muscs polycycliques) ou dans la composition de produits industriels (nonylphénols, hydrocarbures polycycliques aromatiques, benzotriazoles). Excepté les travaux menés sur le Rhône amont (voir BERNARD *et al.*, 2007), les études se sont pour l'instant focalisées sur le lac, car ce dernier représente un milieu stable et adéquat pour une bonne visualisation des pollutions dues aux micropolluants organiques. Les pollutions des rivières, même si elles sont parfois plus importantes et les écosystèmes plus menacés, sont beaucoup plus ponctuelles et nécessiteraient un suivi sur une large période de temps.

2. ÉCHANTILLONNAGE

La surveillance de la pollution en métaux lourds, en produits phytosanitaires et de quelques principes actifs de médicaments produits industriellement dans le bassin versant du Rhône valaisan, des eaux du lac est effectuée sur des échantillons prélevés au centre du Léman, à la station SHL2 (figure 1), les 24 avril et 4 septembre 2006 (LAZZAROTTO et RAPIN, 2007).

Pour les recherches des autres micropolluants (médicaments, cosmétiques et autres substances issus de produits industriels), les prélèvements ont été effectués le 3 octobre 2006 à la station SHL2 à 4 profondeurs (0 m, 25 m, 100 m et 200 m) et en tête de pompage à la crépine des stations de potabilisation (eaux brutes) du Prieuré à Genève, de St-Sulpice et de Vevey et de la station de pompage pour la pisciculture de l'INRA à Thonon-les-Bains. Simultanément, les eaux potabilisées (après traitements) des stations du Prieuré (Genève), de St-Sulpice et Vevey ont également été prélevées et analysées (à charge des producteurs d'eau que nous remercions pour la transmission des résultats).

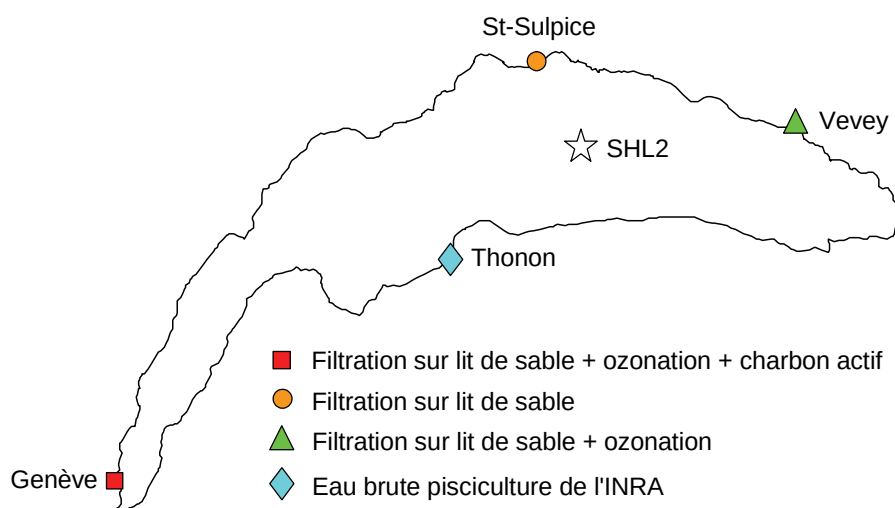


Figure 1 : Situation des points de prélèvement pour les eaux de station de production d'eau potable et de la station SHL2.

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

3. MÉTHODOLOGIE

Certains métaux et micropolluants organiques sont recherchés dans les eaux du lac à différentes profondeurs (0 - 1 - 5 - 7.5 - 10 - 30 - 100 - 305 - 309 m), après brassage 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 pesticides recherchés dans les eaux du Léman est à peu près la même qu'en 2005 additionnée d'une dizaine de pesticides produits industriellement sur le bassin versant du Rhône amont et de trois nouveaux herbicides (métosulam, flufenacet, diflufenican). Il faut relever la bonne collaboration de deux des principales entreprises productrices de phytosanitaires qui ont fourni la liste complète des substances en production et même parfois un peu de la substance de référence afin de pouvoir intégrer leur recherche dans la méthode d'analyse. Une troisième entreprise doit encore fournir la liste des composés qu'elle synthétise ou formule. Finalement, ce sont encore une quinzaine de pesticides qui seront rajoutés à la méthode de suivi en 2007.

En 2005, certains principes actifs de médicaments ont été mis en évidence soit dans le lac, soit en très forte concentration dans des rejets d'une STEP industrielle (EDDER *et al.*, 2006). Quelques médicaments ont donc été incorporés à la méthode de surveillance des pesticides en cours d'année : il s'agit de la carbamazépine, de la mépivacaïne, de la chlorprocaïne, de la bupivacaïne et de la prilocaïne.

Lors des contrôles 2006, la méthode d'analyse comprenait environ 85 herbicides, 140 fongicides et insecticides et 5 médicaments. La liste des produits recherchés est indiquée en annexe 1.

Pour les micropolluants organiques, les analyses ont été sous-traitées à divers laboratoires :

- Service de protection de la consommation de Genève (SPCo-GE) pour les pesticides et quelques principes actifs de médicaments produits industriellement dans le bassin versant du Rhône valaisan (Chablais) (carbamazépine, mépivacaïne, prilocaïne; bupivacaïne et chloroprocaïne);
- Technologiezentrum wasser (TZW) à Karlsruhe (Allemagne) et Département de chimie environnementale de Barcelone (Espagne) pour les médicaments;
- Service de l'écologie de l'eau de Genève (SECOE) pour les HAP, les parabènes et les nonylphénols;
- Service de protection de l'environnement de Neuchâtel pour le triclosan et les pesticides organochlorés;
- Institut des sciences et technologies de l'environnement (ISTE) de l'Ecole polytechnique fédérale de Lausanne (EPFL) pour les analyses des filtres UV et des muscs polycycliques;
- Service de la consommation et des affaires vétérinaires (SCAV-NE) de Neuchâtel pour le glyphosate;
- EAWAG pour le benzotriazole.

L'annexe 2 donne la liste des médicaments et autres substances analysés par les laboratoires allemand et espagnol. L'annexe 3 donne la liste des substances recherchées par les autres laboratoires.

3.1 Analyses chimiques

► **Métaux**

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

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

La recherche des pesticides, de carbamazépine, mépivacaïne, chloroprocaïne, prilocaïne et bupivacaïne est effectuée sur eaux brutes : ils sont préconcentrés à partir d'un échantillon de 500 mL d'eau passé sur une phase solide. Après élution à l'aide d'un solvant et concentration de ce dernier, l'extrait concentré est analysé par chromatographie en phase liquide couplée à un détecteur de spectrométrie de masse en mode tandem (HPLC/MS-MS). Le principe de cette méthode, appliquée aux contrôles des résidus de pesticides dans les fruits et légumes a été décrit plus en détail par ORTELLI et *al.* (2004 et 2006) et permet de garantir sans ambiguïté l'identité de la substance décelée. Cette manière de procéder est préconisée aujourd'hui dans divers documents officiels (par exemple la directive EEC/657/2002) concernant les performances analytiques des méthodes. Les limites de détection sont données dans l'annexe 1 et sont généralement comprises entre 0.001 et 0.020 µg/L et les incertitudes de mesures de ± 20 %.

► **Médicaments et benzotriazoles**

Les analyses menées par les laboratoires TZW, du Département de chimie environnementale de Barcelone et l'EAWAG sont effectuées avec une méthodologie très similaire à celle appliquée pour les pesticides. Après préconcentration d'un volume d'eau de 400 à 500 mL sur un support d'extraction en phase solide, les extraits sont analysés par HPLC-MS/MS. Les limites de détection sont données aux annexes 2 (médicaments) et 3 (benzotriazole).

► **Nonylphénols**

Après décantation et acidification, l'eau est extraite par extraction liquide-liquide avec du dichlorométhane. La phase organique est ensuite lavée à l'aide d'un tampon à pH = 7, puis extraite en retour avec une solution de NaOH. La phase aqueuse est acidifiée et finalement extraite dans du n-hexane. L'extrait est ensuite concentré et les nonylphénols dosés par GC-MS. Le résultat d'analyse donné correspond à la somme des isomères du nonylphénol. Les limites de détection sont données à l'annexe 3.

► **Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)**

Après décantation, l'eau est extraite par extraction liquide-liquide avec du dichlorométhane. L'extrait est ensuite purifié à travers une courte colonne de silice avec de l'hexane comme solvant d'élution. Après évaporation l'extrait est repris, puis les HAP dosés par HPLC avec une détection fluorimétrique. Les limites de détection sont données à l'annexe 3.

► **Filtres UV**

Pour les filtres UV, l'analyse est effectuée par extraction liquide-liquide avec du pentane, du pentane-ether 1:1 v:v, puis de l'éther sur 700 mL d'eau brute. L'extrait organique est ensuite purifié sur phase solide (SG 60) puis injecté sur GC-MS en mode SIM. Les limites de détection sont données à l'annexe 3.

► **Muscs polycycliques**

L'analyse des muscs polycycliques est effectuée par extraction liquide-liquide avec de l'hexane sur 700 mL d'eau brute. L'extrait organique est ensuite purifié sur phase solide (SG 60) puis injecté sur GC-MS en mode SIM. Les limites de détection sont données à l'annexe 3.

► **Parabènes**

Après décantation et acidification, l'eau est extraite par extraction liquide-liquide dans du dichlorométhane. La phase organique est ensuite extraite en retour avec une solution de NaOH. Après addition de chlorure de calcium, la phase aqueuse est filtrée et lavée avec du dichlorométhane puis acidifiée et réextraite dans du dichlorométhane. L'extrait organique est finalement concentré et les parabènes dosés par HPLC avec détection dans l'UV-Vis. Les limites de détection sont données à l'annexe 3.

► **Triclosan et pesticides organochlorés**

Les pesticides et triclosan sont extraits de l'échantillon liquide avec un mélange dichlorométhane-hexane et ensuite avec de l'hexane. Les extraits sont combinés et concentrés.

Les pesticides et le triclosan sont ensuite identifiés et quantifiés par chromatographie en phase gazeuse couplée à une détection par spectrométrie de masse. Les concentrations sont calculées par standardisation externe et corrigées par un étalon interne. Les limites de détection sont données à l'annexe 3.

► **Glyphosate**

Le dosage du glyphosate, du glufosinate et du produit de dégradation majeur du glyphosate, l'acide aminométhylphosphonique (AMPA) dans l'eau est réalisé selon la méthode de Le Fur et al. (LE FUR, 2000). Après extraction liquide-liquide et dérivatisation au moyen de 9-fluorénylméthylchloroformate (FMO), l'extrait est injecté sur un chromatographe en phase liquide à haute pression avec détecteur à fluorescence. Les limites de détection sont données à l'annexe 3.

3.2 Contrôles

La qualité des résultats est assurée par la participation des divers laboratoires à la plupart des procédures d'intercalibration organisées par la CIPEL. Les résultats de ces intercalibrations organisées en 2006 par la CIPEL font l'objet du rapport de STRAWCZYNSKI (2007).

Les laboratoires SPCo-GE, SCAV-NE, TZW et du Département de chimie environnementale de Barcelone sont au bénéfice d'une accréditation selon la norme ISO 17025.

4. RÉSULTATS

4.1 Métaux (tableaux 2 et 3)

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 concentrations métalliques toxiques pour le poisson, citées dans la littérature (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 2 : Campagne du 24 avril 2006

Léman - Grand Lac (Station SHL 2)

Table 2 : Survey done on April 24, 2006.

Lake Geneva - Grand Lac (SHL 2)

Profondeur m	Plomb µg/L	Cadmium µg/L	Chrome µg/L	Cuivre µg/L	Mercure µg/L
0	nd *	nd *	0.2	3	nd *
1	nd	nd	0.2	3	nd
5	nd	nd	nd *	2	nd
7.5	nd	nd	0.5	6	nd
10	nd	nd	nd	3	nd
30	nd	nd	0.1	1	nd
100	nd	0.05	nd	4	nd
305	nd	0.02	0.2	7	nd
fond	nd	nd	nd	3	nd

* = non décelé (plomb < 0.5 µg/L; cadmium < 0.02 µg/L; chrome < 0.1 µg/L; cuivre < 1 µg/L; mercure < 0.1 µg/L)

Tableau 3 : Campagne du 4 septembre 2006

Léman - Grand Lac (Station SHL 2)

Table 3 : Survey done on September 4, 2006

Lake Geneva - Grand Lac (SHL 2)

Profondeur m	Plomb µg/L	Cadmium µg/L	Chrome µg/L	Cuivre µg/L	Mercure µg/L
0	nd *	nd *	0.1	2	nd *
1	nd	nd	0.2	2	nd
5	nd	nd	nd *	2	nd
7.5	nd	nd	0.6	2	nd
10	nd	nd	0.1	2	nd
30	nd	nd	0.1	nd *	nd
100	nd	nd	0.1	3.2	nd
305	nd	nd	0.1	2.0	nd
fond	nd	nd	nd	3.1	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 :

	Plomb µg/L	Cadmium µg/L	Chrome µg/L	Cuivre µg/L	Mercure µg/L
OMS ¹	10	3	50 ²	2'000	1 ²
CE ³	10	5	50	2'000	1
OSEC ⁴	T	-	-	1'500	-
	L	10	20 ⁵		

¹ = Organisation Mondiale de la Santé, "Guidelines for Drinking-water Quality", 3rd edition Geneva 2004.

² = Teneurs totales.

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

⁴ = Ordonnance sur les Substances Etrangères et les Composants (1995) (Office central fédéral des imprimés et du matériel, 3003 Berne).

T = Valeur de tolérance (concentration maximale au-delà de laquelle l'eau est considérée comme souillée ou diminuée d'une autre façon dans sa valeur intrinsèque).

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

⁵ = Chrome hexavalent.

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

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

	Plomb µg/L	Cadmium µg/L	Chrome µg/L	Cuivre µg/L	Mercure µg/L
total ⁶	10	0.2	5	5	0.03
dissous	1	0.05	2 ⁷	2	0.01

⁶ = 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.

⁷ = Chrome trivalent et hexavalent.

4.2 Pesticides (phytosanitaires) (annexes 5, 6 et 9; figures 2 et 3)

En 2005, le Service de protection de la consommation de Genève (SPCo) a mis en évidence plus de trente pesticides, principalement des herbicides et des fongicides, dans les eaux du lac à presque toutes les profondeurs et sur tout le pourtour du Léman (EDDER *et al.*, 2006). Prise individuellement, leur concentration respective restait généralement inférieure à la norme par substance (0.1 µg/L), excepté pour le foramsulfuron lors du prélèvement d'octobre 2005 effectué en surface. Les teneurs moyennes en pesticides totaux se situaient aux environs de 0.4 µg/L et se rapprochaient donc toujours plus de la valeur maximale limite de 0.5 µg/L.

L'année dernière (EDDER *et al.*, 2006), nous avons déjà évoqué qu'un grand nombre des pesticides décelés dans le lac, dont en particulier le foramsulfuron et le métalaxyl, étaient amenés par les eaux du Rhône et provenaient de rejets industriels. Les industries, ainsi que l'Etat du Valais, ont pris des mesures (voir le rapport sur le suivi du Rhône, BERNARD *et al.*, 2007) et les résultats de l'année 2006 étaient attendus avec intérêt pour suivre l'efficacité de celles-ci.

Les résultats détaillés de ces campagnes de mesures faites en avril et septembre 2006 sont donnés aux annexes 5 et 6.

Le brassage des eaux du lac en hiver 2005 et 2006 a eu pour conséquence une meilleure homogénéisation du milieu et les concentrations mesurées en 2006 sont relativement stables sur tout le profil de profondeur.

Les figures 2 et 3 montrent l'évolution des concentrations totales en pesticides et en foramsulfuron entre les campagnes 2004, 2005 et 2006.

Les teneurs moyennes en pesticides totaux qui avaient augmenté entre 2004 et 2005, paraissent diminuer en 2006 et se situent aujourd'hui aux environs de 0.3 µg/L. Ces dernières s'éloignent donc un peu de la valeur maximale de tolérance de 0.5 µg/L. Si ce constat est réjouissant, il faut toutefois rester prudent car de nombreuses substances ne sont pas encore incluses dans la méthode d'analyse (substances utilisées dans l'agriculture dans le bassin versant et certaines substances produites industriellement).

L'évolution des concentrations du foramsulfuron (herbicide) montre que la situation, fort inquiétante en 2005, s'est heureusement améliorée grâce à une réduction sensible des apports (voir rapport sur le suivi du Rhône, BERNARD *et al.*, 2007). La concentration moyenne en foramsulfuron se situe aujourd'hui aux alentours de 0.04 µg/L et a donc baissé de moitié en l'espace d'un an. Il semblerait donc que les données de la littérature concernant la stabilité du foramsulfuron indiquant une demi-vie à pH 7.0 de 128 jours (INRA, 2005; FERENC, 2001) correspondent assez à la réalité et que certaines craintes liées à une rémanence beaucoup plus forte en milieu naturel puissent être levées. Il est réjouissant de constater qu'une année après que la CIPEL ait tiré la sonnette d'alarme, les mesures prises aient porté leurs fruits. Cependant, des problèmes subsistent encore pour d'autres productions de pesticides et certaines substances, comme l'amidosulfuron, pour lesquelles des apports importants par le Rhône ont été constatés, montrent une élévation de leur concentration dans le lac.

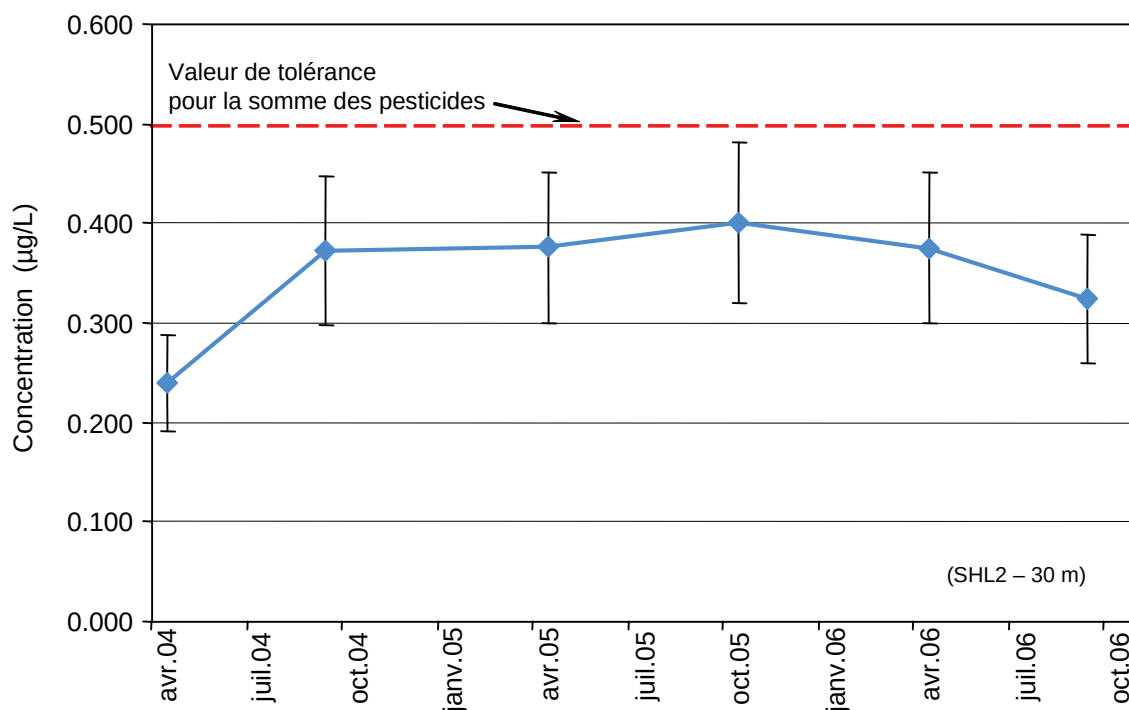


Figure 2 : Evolution des concentrations en pesticides totaux recherchés au centre du Léman (station SHL2) entre 2004, 2005 et 2006.

Figure 2 : Change in the total concentrations of the pesticides tested for in the middle of Lake Geneva (SHL2) between 2004, 2005 and 2006.

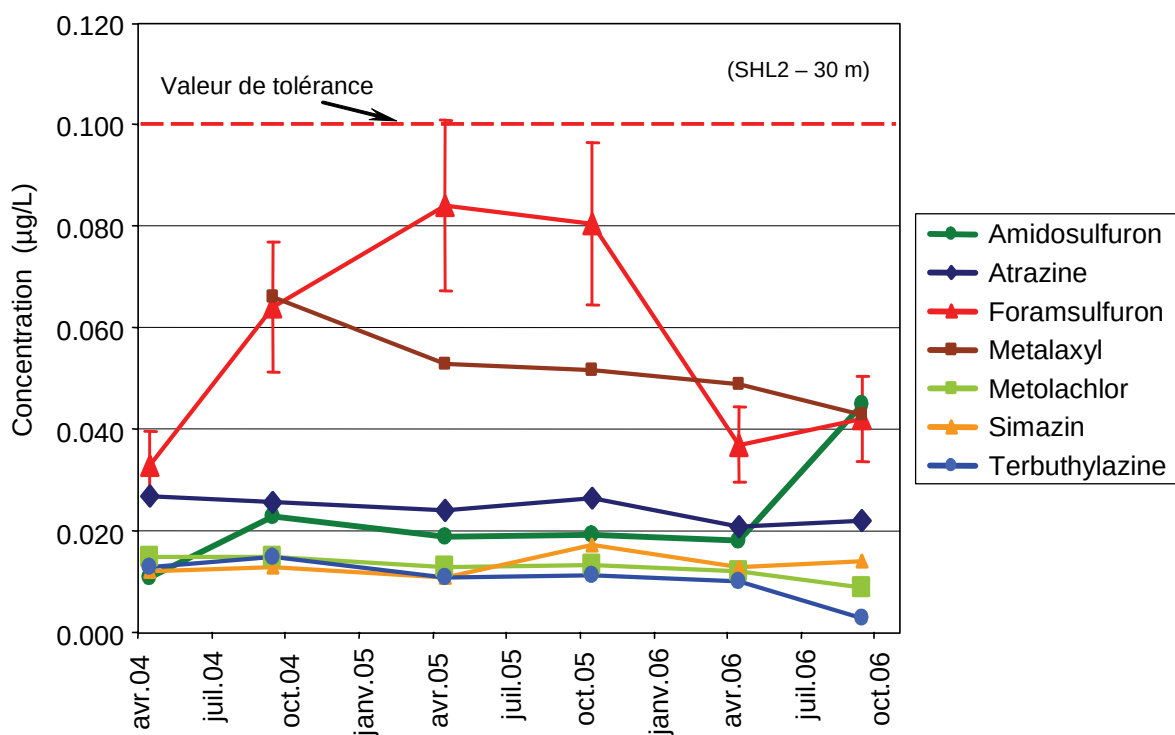


Figure 3 : Evolution des concentrations en divers pesticides au centre du Léman (station SHL2) entre 2004, 2005 et 2006.

Figure 3 : Change in some pesticide concentrations in the middle of Lake Geneva (SHL2) between 2004, 2005 and 2006.

Bien que leur utilisation soit en nette régression, les herbicides de la famille des triazines restent encore décelables dans les eaux du lac. La présence de l'herbicide métolachlore fréquemment associé à l'atrazine dans la culture du maïs est également toujours observée.

Notons encore que certaines analyses complémentaires effectuées par le laboratoire du Service de protection de l'environnement du canton de Neuchâtel ont révélé la présence d'un acaricide, le bromopropylate, dans des teneurs de l'ordre de 0.015 à 0.020 µg/L. Il existe très peu de données quant à l'écotoxicité de cette substance, ce qui ne permet pas une analyse du risque qui lui est lié. La méthode de suivi devra être encore adaptée pour doser un certain nombre de substances non recherchées à l'heure actuelle et susceptibles d'être présentes dans les eaux du Léman.

Ni le glyphosate, ni son produit de dégradation, l'AMPA, n'ont été décelés dans les eaux du lac (limite de détection 40 ng/L). Considérant que le glyphosate est le pesticide le plus largement utilisé, ce résultat peut paraître étonnant. Toutefois, le glyphosate est connu pour être surtout très fortement fixé dans les sols et relativement peu lessivé par les eaux de surface. Néanmoins, les volumes utilisés sont tels que le glyphosate et l'AMPA sont parfois retrouvés dans les eaux de rivières, mais leur faible stabilité en milieu aqueux pourrait expliquer leur absence dans les eaux du Léman.

Comme l'année précédente, toutes les concentrations mesurées sont inférieures à celles fixées pour une eau de boisson (0.1 µg/L par composé et 0.5 µg/L pour la somme des pesticides selon la Directive du Conseil des Communautés européennes - 1998 et l'Ordonnance suisse sur les substances étrangères et les composants, OSEC - 1995). L'Ordonnance suisse sur la protection des eaux (OEaux, 1998), annexe 1, chiffre 3b, stipule que l'eau, les matières en suspension et les sédiments ne doivent pas contenir de substances de synthèse persistantes. Il faut relever que les exigences relatives à la qualité des eaux de cette ordonnance fixent la teneur en pesticides organiques à 0.1 µg/L par pesticide pour les cours d'eau. Cette concentration n'a pas de lien direct avec une éventuelle toxicité envers les organismes, mais se veut au moins aussi sévère que ce qui est exigé pour l'homme (eau de boisson).

Auparavant, la plupart des efforts visant à réduire les rejets en produits phytosanitaires dans l'environnement étaient essentiellement exigés de l'agriculture, or aujourd'hui il apparaît très clairement que la pollution industrielle représente une part importante, sinon prépondérante, des apports dans les eaux du Léman.

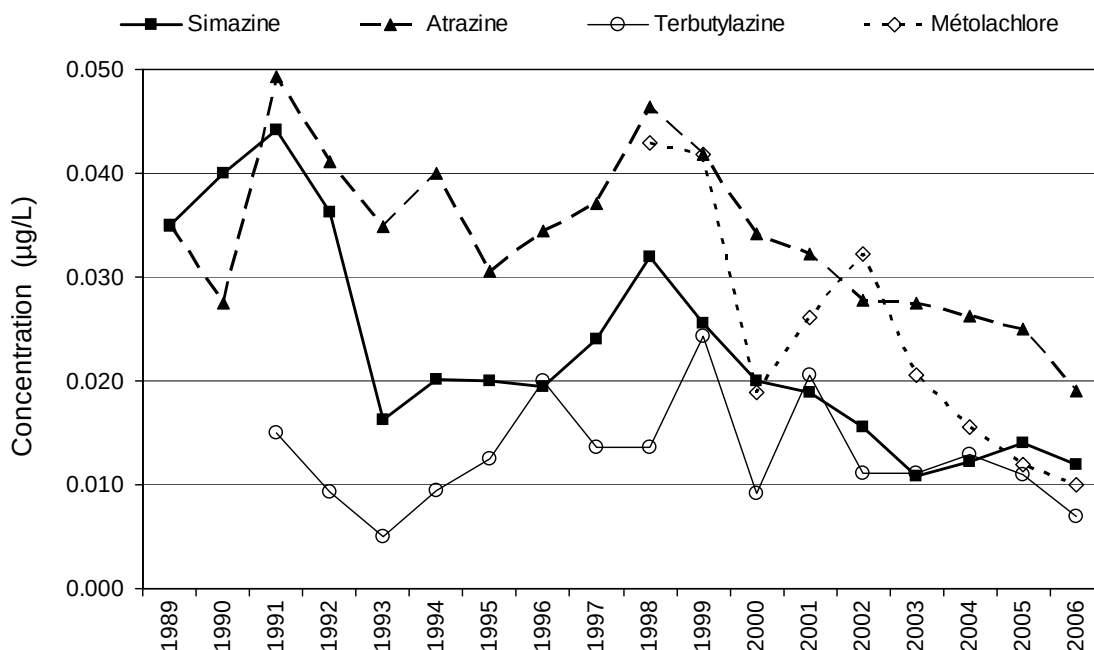


Figure 4 : Evolution des concentrations moyennes en divers pesticides au centre du Léman (station SHL2) entre 1989 et 2006.

Figure 4 : Change in some pesticide concentrations in the missle of Lake Geneva (SHL2) between 1989 and 2006.

4.3 Médicaments (annexe 7, figure 5)

Des recherches de substances médicamenteuses en sortie de stations d'épuration (STEP) et dans le lac avaient déjà été menées en 2005 (EDDER *et al.*, 2006) et il était nécessaire de confirmer certains résultats par un nombre plus élevé de mesures. Les analyses ont donc été reconduites sur des prélèvements à SHL2 à 4 profondeurs différentes et sur 4 points répartis autour du lac (Genève, Thonon, St-Sulpice et Vevey) afin d'avoir une dimension spatiale des résultats. Les eaux après traitements pour la production d'eau potable ont également été analysées.

L'annexe 7 donne la liste des substances mises en évidence dans le lac en 2006 ainsi que leur concentration. La figure 5 présente les concentrations obtenues en fonction de la profondeur pour les analyses de carbamazépine et de mépivacaïne au point SHL2.

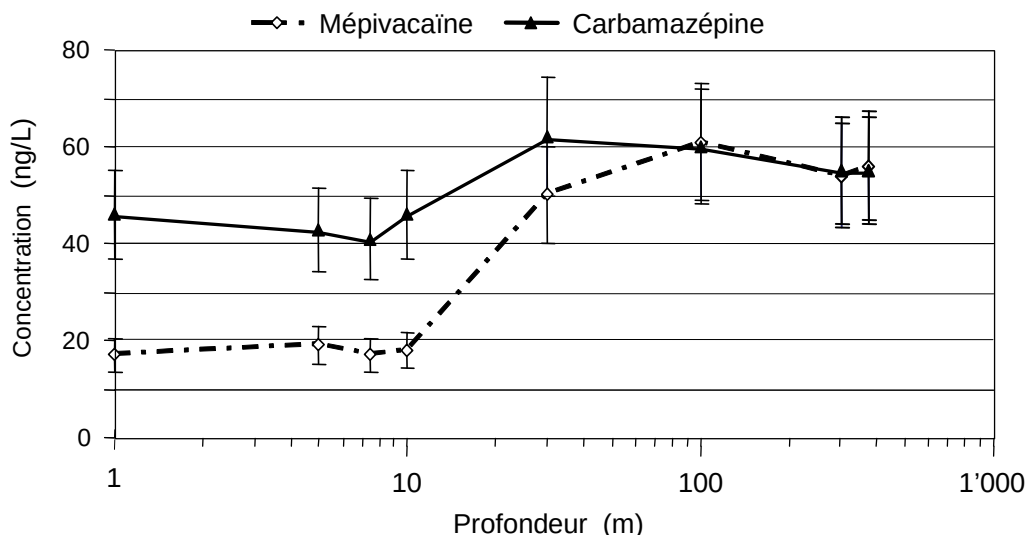


Figure 5 : Evolution des concentrations en mépivacaïne et en carbamazépine en fonction de la profondeur au centre du Léman (station SHL2).

Figure 5 : Change in mepivacaïne and carbamazépine concentrations as a function of depth in the middle of Lake Geneva (SHL2).

La mépivacaïne, un anesthésiant utilisé pour des anesthésies locales comme les péridurales, est aujourd'hui la substance médicamenteuse que l'on retrouve en plus forte concentration dans les eaux du Léman (~ 0.050 - 0.060 µg/L à partir de 30 m). Comme le montre la figure 5, le profil de profondeur indique que ce produit est amené en grande partie par le Rhône via les rejets industriels de la société qui la produit (BERNARD *et al.*, 2007).

Aucune donnée d'écotoxicité sur la mépivacaïne n'a pu être trouvée dans la littérature. Par conséquent, il est impossible, à l'heure actuelle, d'évaluer le risque de cette substance pour l'environnement. Cependant, étant donné les effets secondaires possibles des anesthésiants chez l'être humain (par exemple la mort fœtale ou la dépression respiratoire), il serait nécessaire d'évaluer l'écotoxicité de cette substance.

Deux autres substances de même nature (prilocaine et bupivacaïne) également produites par cette société ont été détectées dans le lac, mais dans des concentrations beaucoup plus faibles.

La présence de carbamazépine dans le lac est confirmée. Il est intéressant de noter que les résultats produits par les 3 laboratoires sont très proches si on tient compte de l'incertitude de mesure qui pour ces teneurs est généralement de l'ordre de 20 %. La concentration relativement élevée mesurée (~0.047 µg/L) représente un déversement de l'ordre de plus de 4 tonnes de carbamazépine. Ceci peut s'expliquer par plusieurs raisons :

- Il entre dans la composition de nombreux médicaments et est beaucoup plus largement utilisé que ce que l'on pense.
- Il est très peu dégradé par les STEP et très stable en milieu aqueux (HEBERER, 2002 ; MAYEUX *et al.*, 2005).
- Une partie des apports a été identifiée comme provenant de pollution industrielle de la part d'une entreprise qui en produit (voir rapport sur le suivi du Rhône, BERNARD *et al.*, 2007).

Cependant, les données de la littérature ne semblent pas conclure à un risque écotoxicologique important du fait de PNEC bien plus élevée (PNEC 0.5 µg/L selon FERRARI *et al.* 2003 et de 2.5 µg/L selon OETKEN *et al.*, 2005) que les teneurs mesurées dans le lac.

Comme pour les pesticides, la responsabilité des industriels quant aux rejets de matières actives reste très engagée et se traduit par la mise en évidence de ces composés dans les eaux du lac. Il faut encore remarquer que de très nombreuses substances médicamenteuses produites industriellement sur le bassin versant n'ont fait encore l'objet d'aucune recherche en raison du manque de laboratoires susceptibles de réaliser ces analyses.

La mise en évidence de quatre produits de contraste iodés (iohexol, iopromide, iomeprol, iopamidol) à de faibles teneurs n'est que peu surprenante étant donné les flux de ces produits mesurés dans les sorties de STEP en 2005. Très peu d'études écotoxicologiques existent pour cette classe de substances mais les quelques données disponibles semblent toutefois montrer qu'elles sont peu toxiques (PNEC de 10 mg/L pour le iopromide) (CHÈVRE, 2007 ; STEGER-HARTMANN *et al.*, 1999).

Trois autres substances ont été décelées en très faible concentration ($< 0,005 \mu\text{g/L}$). Il s'agit du diclofenac (anti-inflammatoire), de l'acide méfénamique (un analgésique, principe actif du Ponstan® médicament très utilisé en Suisse) et du metoprolol (β -bloquant). Pour le diclofenac, une PNEC de 1.16 mg/L est proposée selon FERRARI *et al.* (2003) et pour l'acide méfénamique, une PNEC de $0.43 \mu\text{g/L}$ selon JONES *et al.* (2002). Pour le metoprolol, E. MAILLARD (2006) a calculé une concentration protégeant 95 % des espèces avec 95 % de probabilité (HC5-95 %) de $16.2 \mu\text{g/L}$. Ces valeurs semblent indiquer que les concentrations déterminées au sein du lac ne présentent pas de risque important.

La présence de deux antibiotiques de la famille des fluoroquinolones (ciprofloxacine et norfloxacine) mise en évidence en 2005 n'a pas été confirmée. Seules de faibles teneurs en sulfaméthoxazole ont été mesurées lors de la campagne de cette année. Soit ces produits ne sont pas très stables dans le milieu et disparaissent assez rapidement, soit il y a probablement un effet de saisonnalité; des prélèvements réalisés durant l'hiver où la consommation d'antibiotiques est beaucoup plus importante auraient révélé des résultats différents. Cependant, le fait que ces substances ne soient pas fortement rémanentes ne permet pas de conclure quant à leur innocuité sur l'environnement. En effet, leur élimination du biotope n'est peut-être pas uniquement la conséquence d'une photodégradation ou d'une hydrolyse, mais peut également provenir d'une fixation rapide sur les matières en suspension et une accumulation dans les sédiments. Dans ce cas de figure, l'environnement (micro-organismes, faune benthique,...) est durablement en contact avec ces substances, même si elles ne sont plus présentes en solution. D'ailleurs, certaines mesures dans les sédiments ont montré que des antibiotiques pouvaient s'y trouver en concentrations significatives (HALLING-SOERENSEN *et al.*, 1998).

4.4 Produits cosmétiques (annexe 8)

Les résultats obtenus pour des micropolluants provenant de produits cosmétiques sont présentés à l'annexe 8.

► *Triclosan*

Le triclosan est un agent antibactérien utilisé dans les produits cosmétiques. Il entre notamment dans la composition des produits d'hygiène buccale, de savons et produits de soins intimes, etc. Cette substance est très active et susceptible de poser des problèmes écotoxicologiques, notamment aux algues. Les données écotoxicologiques disponibles permettent de déterminer une PNEC de $0.05 \mu\text{g/L}$. (CHÈVRE, 2003).

Dans les eaux du lac, seuls les prélèvements de surface, entre 0 et 25 m de profondeur, ont mis en évidence des teneurs en triclosan de l'ordre de $0.025 \mu\text{g/L}$. En dessous de 25 m, le triclosan n'est plus décelable que ce soit à SHL2 ou aux stations de pompage pour la production des eaux de boisson (prise d'eau à environ 30 m). A ces teneurs, le risque écotoxicologique est faible, le ratio concentrations sur PNEC étant de 0.5, soit inférieur à la valeur critique de 1.

Le fait de ne plus retrouver de triclosan en profondeur peut s'expliquer soit par une dégradation dans le milieu aquatique (hydrolyse, photolyse), soit par des phénomènes d'adsorption sur les particules en suspension et une sédimentation. Cette dernière hypothèse semble la plus probable et fera l'objet d'une vérification en 2007 par la recherche du triclosan dans des échantillons de sédiments du Léman.

► *Muscs polycycliques*

Les muscs polycycliques sont des fragrances fréquemment utilisées dans la parfumerie et notamment dans l'industrie des produits lessiviels. Les résultats présentés à l'annexe 8 montrent que trois de ces substances sont présentes dans les eaux : le galaxolide, le tonalide et le celestolide dans des teneurs, à 25-30 m, comprises respectivement entre $0.011-0.031 \mu\text{g/L}$, de $0.002-0.004 \mu\text{g/L}$ et de $0.0003-0.0006 \mu\text{g/L}$. Il existe relativement peu de données écotoxicologiques sur les muscs polycycliques et il est difficile d'évaluer les risques. Cependant, ces substances sont connues pour avoir la capacité de se fixer aisément aux tissus (y compris aux tissus humains) et sont susceptibles de se bio-accumuler, notamment dans les poissons car elles présentent des $\log K_{ow}$ (coefficient de partage eau-octanol) de 5.9 pour le galaxolide et de 4.6 pour le tonalide (JOSS *et al.*, 2005). Rappelons ici que les substances dont le $\log K_{ow}$ est supérieur à 3 peuvent présenter un risque de bioaccumulation. La CIPEL prévoit de réaliser une campagne relative aux micropolluants présents dans les poissons en 2008 et la recherche de ces substances sera particulièrement intéressante.

► *Filtres UV*

De nombreuses substances ayant la capacité d'absorber les UV sont utilisées dans les crèmes et huiles solaires. Ces molécules entrent également dans la composition de nombreux autres cosmétiques comme des produits de protection des lèvres, des mains, etc. La fraction soluble rejetée par les STEP en Suisse semble faible et de l'ordre du pour-cent (PLAGELLAT *et al.*, 2006 ; KUPPER *et al.*, 2006).

Ces substances sont connues pour être résistantes aux bio-dégradations et photodégradations. Elles sont donc susceptibles de parvenir dans l'environnement aquatique d'une manière ou d'une autre et d'y perdurer.

Les résultats obtenus dans notre étude sont toutefois difficiles à interpréter et il n'est pas exclu que certains problèmes soient survenus, soit lors du prélèvement, soit lors du dosage. Toutefois, il est possible d'observer que deux de ces composés, l'octylméthoxy cinnamate (OMC) et l'octocrylène (OC) ont été mis en évidence dans le Léman avec des teneurs assez élevées, de l'ordre de 0.05-0.20 µg/L. Il sera nécessaire de reconduire ces analyses en 2007 de manière à confirmer ces résultats.

Ces substances à caractères hydrophobes que sont les filtres UV s'adsorbent fortement dans les boues de STEP (PLAGELLAT *et al.*, 2006) et présentent un risque de bioaccumulation en regard d'un coefficient de partage eau-octanol élevé (K_{ow} supérieurs à 10^6 , pour l'octocrylène et le méthoxycinnamate d'octyle pris en compte ici) (PLAGELLAT, 2004). L'écotoxicité des filtres UV n'est pour l'instant pas connue. Comme pour les muscs polycycliques, la recherche de ces substances dans les poissons lors de la campagne CIPEL 2008 serait d'intérêt.

Il faut aussi noter que de nombreux autres filtres UV sont utilisés dans l'industrie cosmétique et ne figurent pas dans la liste des substances recherchées. Dans le futur, il serait donc intéressant de pouvoir élargir le nombre de ces composés à suivre dans les eaux du Léman.

► **Parabènes**

Les parabènes sont des substances utilisées comme conservateur dans une très large gamme de produits cosmétiques. Ils s'y trouvent en concentration relativement élevée et il paraissait intéressant de voir si ces produits se retrouvaient dans les eaux du Léman. Les résultats semblent montrer que les parabènes doivent être soit dégradés efficacement par les STEP, soit décomposés (hydrolyse, photolyse) dans le milieu naturel, puisque les analyses n'en ont pas décelés.

4.5 Micropolluants issus de produits industriels (annexe 9)

► **Nonylphénols**

Les nonylphénols sont une large famille de produits issus de la dégradation des détergents et possédant des propriétés oestrogéniques très importantes (perturbateur endocrinien).

Les analyses effectuées en 2005 avaient montré des teneurs en nonylphénols relativement élevées (EDDER *et al.*, 2006), de l'ordre de 0.080 µg/L, mais cependant inférieures aux PNECs citées dans les récentes études FISCHNETZ (CHÈVRE, 2003). Comme il ne s'agissait que d'un seul point de mesure, ces analyses ont été reconduites cette année mais ont été effectuées par un autre laboratoire. Contrairement aux résultats 2005, les nonylphénols n'ont pas été décelés dans le lac (limites de quantification de 0.01 µg/L pour le 4-tert-octylphénol et de 0.03 µg/L pour la somme des nonylphénols). Des problèmes de méthodologie analytique ont été relevés et il a été demandé au groupe "Méthodologie" de la CIPEL de se pencher sur la question et de faire des tests interlaboratoires sur cette famille afin d'avoir une vision claire des teneurs en nonylphénols dans le Léman. Cette démarche est très importante, car les nonylphénols ont été inscrits comme substances dangereuses prioritaires au sens de la directive 2003/53/CE et ont été interdits (de même que les éthoxylates de nonylphénols) d'emploi et de mise sur le marché depuis le 17 janvier 2005 dans l'Union européenne et par l'Ordonnance ORRCHim (18.05.2005) entrée en vigueur le 01.08.2005 en Suisse.

► **Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)**

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques - abrégés couramment HAP - font partie de la vaste famille des hydrocarbures. On y recense entre autres le naphthalène, l'anthracène, le fluoranthène, le benzo[a]pyrène. Constitués de la condensation de 2 ou plusieurs cycles benzéniques, ils partagent certaines propriétés spécifiques en plus d'une toxicité élevée (certains sont même cancérigènes).

Ce sont des substances insolubles, peu volatiles ; dotées d'une réactivité faible, elles sont toutes très peu biodégradables. Leur dégradation microbienne conduit à des composés (naphthols) plus polaires et donc plus solubles mais toujours toxiques

Les HAP sont plus lourds que l'eau; ils peuvent donc migrer vers le fond et, du fait de leur structure plane et hydrophobe, ils s'adsorbent facilement sur les particules et enrobent les berges des cours d'eau ou des lacs ainsi que les organismes qui y vivent. Ils empêchent donc les échanges vitaux et ralentissent le développement de la flore et de la faune.

Les HAP sont engendrés par la combustion de matières organiques, qu'elle soit d'origine naturelle (incendies de forêts) ou d'origine anthropique (gaz d'échappements, centrales thermiques).

D'autres sources de ces substances sont les industries pétrolières, industries chimiques (colorants), du traitement du bois et du carton ; les travaux routiers (goudrons), les produits d'étanchéification ainsi que l'usage d'antimites sont également des pourvoyeurs de HAP.

Les analyses n'ont pas mis en évidence de HAP dans les échantillons d'eau du Léman. Ce constat est rassurant, mais ne signifie pas pour autant que le biotope en soit exempt. En effet, les HAP sont très peu solubles dans l'eau et s'adsorbent très rapidement sur les particules en suspension. Il est donc beaucoup plus probable d'en retrouver dans les sédiments, et par conséquent dans la chaîne trophique et dans les poissons où ils ont la capacité de se bio-accumuler. Les HAP feront l'objet d'une recherche dans les sédiments en 2007 et dans les poissons en 2008.

► **Benzotriazole**

Le benzotriazole et le tolyltriazole sont des substances principalement utilisées comme inhibiteurs de corrosion dans les circuits ouverts de refroidissement et comme protecteurs de l'argenterie dans les produits détergents. Ils peuvent également être utilisés comme intermédiaire de synthèse dans l'industrie de chimie fine. Les résultats obtenus en 2005 pour les différentes profondeurs au point SHL2 sont assez homogènes avec une valeur moyenne de 193 ng/L en benzotriazole et 48 ng/L en tolyltriazole.

Les concentrations en benzotriazole dans le lac étant élevées, il a paru nécessaire de réaliser de nouvelles analyses pour confirmer ces résultats. Les données 2006 montrent des concentrations avec des valeurs très similaires à celles enregistrées en 2005. Les récents travaux de l'EAWAG (GIGER et al., 2006) semblent clairement indiquer que la pollution du Léman par ces substances est particulièrement importante et cela à toutes les profondeurs. Elle ne peut s'expliquer par le seul usage domestique de la population du bassin. D'autres sources de pollution sont recherchées et des analyses vont être menées sur le Rhône amont en 2007.

Une PNEC de 65 mg/L pour le benzotriazole a été récemment calculée (CHÈVRE, 2007). Les concentrations détectées dans le lac ne semblent donc pas présenter un risque pour les organismes aquatiques. Il faut cependant souligner que le benzotriazole est suspecté d'engendrer des effets cancérogènes (DUTCH EXPERT COMMITTEE ON OCCUPATIONAL STANDARD, 2000).

4.6 Micropolluants et eau potable (annexes 7 et 8)

Les résultats présentés aux annexes 7 et 8 donnent les teneurs en divers micropolluants retrouvées dans les eaux après traitements dans trois stations de production d'eau potable. Les trois installations choisies pour cette étude permettent de comparer l'efficacité d'un traitement complet (Prieuré-Genève) avec des installations moins complètes mais comportant tout de même une étape d'ozonation (Gonelles-Vevey) voire une simple coagulation-filtration¹ sur lit de sable suivie d'une désinfection au chlore (St-Sulpice). Ces différentes filières de traitements ont été décrites en détail dans un précédent rapport (RAMSEIER et al., 2003).

L'étude a englobé 10 familles de substances à classes thérapeutiques ou usages variés. Pour certaines familles, plusieurs substances ont été déterminées (voir annexes 7 et 8).

► **Composés fortement retenus ou dégradés**

La carbamazépine est très bien retenue du fait de sa structure chimique (3 noyaux aromatiques) qui offre une voie facile à un traitement par l'ozone ainsi qu'une élimination par filtration sur charbons actifs grâce à son caractère hydrophobe. Le coefficient de partition eau-octanol supérieur à 100 ($\log K_{ow} = 2.45$) confirme bien cette dernière possibilité (JANEX et al., 2004). Par ailleurs, il a été démontré (BRUCHET et al., 2006) que cette molécule était résistante à une biodégradation lors de la filtration sur berges des eaux de la Seine. Même si elle est peu pratiquée en Suisse, cette technique permet d'appréhender les processus naturels de dégradation de cette substance. Pour ces raisons, seuls l'ozone et les charbons actifs restent des procédures efficaces pour se débarrasser de cet antiépileptique ; aussi n'est-il pas étonnant de retrouver l'intégralité de ce contaminant dans les eaux traitées de la station la plus simple.

Il en va de même pour les agents anti-corrosion de la famille des triazoles ; ceux-ci sont bien abattus pour les motifs identiques (réactivité à l'ozone) exposés ci-dessus et ce en dépit de concentrations dans les eaux brutes trois fois plus élevées que pour la carbamazépine.

Les pesticides étudiés sont également bien retenus (terbutryne, pendiméthaline) dans les trois filières testées mais nous n'avons pas trouvé d'explication - hormis une manipulation erronée - à la présence élevée de bromopropylate après passage sur une filière multi-barrières (Prieuré) alors que manifestement, ce pesticide est retenu par les deux autres filières ?

Les muscs polycycliques semblent bien être éliminés par un traitement oxydatif (ozone), mais seuls les résultats affichés pour le Galaxolide permettent d'affirmer qu'une part importante est bien abattue.

Pour l'ensemble des substances évoquées ci-dessus (pesticides exceptés), il est intéressant de noter que la simple filtration sur lit de sable n'est pas du tout efficace et que les teneurs mesurées après traitement sont identiques à celles observées en eau brute. Concernant les pesticides, l'étude plus complète menée l'année dernière (EDDER et al., 2006) avait bien mis en évidence que les étapes d'ozonation et de filtration sur charbon actif étaient nécessaires pour obtenir une élimination complète de ces substances.

► **Composés moyennement retenus ou dégradés**

Les produits de contraste iodés sont considérés comme persistants et plus difficilement éliminés par les traitements d'eau classiques (SACHER, 2005 ; VON GUNTEN, 2005). Nos résultats (ponctuels) montrent que l'iohexol est vraisemblablement dégradé par l'ozone à raison de 50 % dans les conditions de traitement rencontrées.

Il est difficile de porter un jugement pertinent sur les trois autres composés de cette famille. En effet, même si l'on note l'absence de ceux-ci dans les eaux traitées, les teneurs mesurées dans les eaux brutes sont trop proches des limites de détection. En tout état de cause, il est indiscutable que les filières à l'ozone permettent de réduire ces substances solubles qui ne sont manifestement pas du tout retenues par une filière simple.

¹ En 2006, la coagulation n'a pas été mise en oeuvre.

Enfin les structures chimiques très voisines de l'iohexol, de l'iopamidol et de l'iomeprol nous portent à penser que ces substances doivent être également abattues d'un facteur deux environ dans les conditions rencontrées.

Une conclusion similaire peut être formulée pour les muscs polycycliques pour lesquels on note aisément un effet du traitement à l'ozone mais les faibles teneurs mesurées avant et après traitement ne permettent pas d'appréhender l'efficacité réelle.

L'acide méfénamique semble aussi être retenu dans des proportions difficiles à estimer.

Enfin il est difficile de tirer des conclusions au sujet du sulfamethoxazole, du triclosan, du diclofenac et du tébutame toujours en regard des faibles concentrations mesurées proches des limites de détection.

► **Composés de la famille des filtres UV**

Ces substances présentent une structure chimique riche en oléfines et donc en électrons capables d'absorber les photons ultraviolets solaires (c'est leur rôle !) et par conséquent susceptibles de réagir avec un réactif électrophile comme l'ozone.

Cela est bien le cas pour l'octyle de méthoxycinnamate pour lequel il est constaté un abattement notable mais néanmoins pas aussi complet que l'on aurait pu s'y attendre ; la teneur mesurée dans l'eau traitée (St-Sulpice) est bien plus élevée que pour l'eau brute sans que l'on puisse apporter une explication à ce constat.

A la lumière des résultats affichés pour l'octocrylène, il est difficile de se prononcer sur une conclusion hormis celle qu'il serait nécessaire de réaliser de nouvelles analyses du fait que les teneurs des eaux filtrées sont systématiquement supérieures à celles des eaux brutes...

► **Remarques générales**

Il est maintenant avéré que les eaux du Léman contiennent une palette élargie de micropolluants qui sont indésirables au sein du lac ainsi que dans les eaux potables qui en sont issues. L'ozone, molécule aux propriétés hautement oxydantes semble, selon nos résultats, être un réactif de choix pour se débarrasser de ces contaminants chimiques de synthèse. Il est prudent de relativiser ce constat. En effet, une réaction d'oxydation induit une transformation des substances et non pas leur disparition pure et simple. L'ozonation en milieu aqueux, et ce même à dosage élevé, ne conduit pas non plus à une minéralisation des molécules organiques en dioxyde de carbone (stade ultime de l'oxydation du carbone).

En contrepartie de l'effet voulu (abattement voire disparition des contaminants), il y a production de nouvelles molécules que l'on occulte sciemment ou que l'on ne cherche que très rarement à mesurer. On ignore donc beaucoup de la nature de ces sous-produits ainsi que de leur toxicité...

Des études récentes montrent que la chloration de perturbateurs endocriniens (bis-phénol A et 4n-nonylphénol) génère des sous-produits chlorés qui peuvent potentiellement présenter une activité biologique (DEBORDE et al., 2006). C'est la raison pour laquelle le traitement à l'ozone est généralement couplé à une filtration sur charbons actifs afin de retenir la plus grande partie possible (jamais l'intégralité) des sous-produits générés.

A cela il faut ajouter que les traitements à l'ozone sont complexes à mettre en oeuvre et donc occasionnent des coûts (investissement et exploitation) élevés. De surcroît, les doses appliquées doivent être correctement régulées sous peine de générer d'autres sous-produits toxiques (bromates), colorés (permanganates), sapides (aldéhydes, cétones) voire trop polaires pour être convenablement retenus par les charbons actifs.

On peut aussi exploiter les propriétés oxydantes du chlore pour dégrader certains perturbateurs endocriniens telles les hormones naturelles ou de synthèses (DEBORDE et al., 2006) mais le couple dose-temps de contact plutôt élevé ($C \cdot t$: $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{min}$) est difficile, sinon impossible, à mettre en oeuvre au sein des stations de potabilisation actuelles.

Enfin la filtration traditionnelle sur lit de sable montre ses limites quant à l'éradication des micropolluants. Rares sont les substances étudiées dans cette campagne qui sont fortement réduites par ce mode de traitement. Celui-ci a tout de même une influence sur certains pesticides (EDDER et al., 2006) ou lorsque la filtration a lieu à une vitesse suffisamment lente pour qu'une biodégradation puisse avoir lieu (BRUCHET et al., 2006) comme lors d'une filtration sur berges.

Ainsi, la problématique des micropolluants risque peu à peu de contraindre les distributeurs d'eau à user de filières de traitement de plus en plus sophistiquées pour se débarrasser au mieux de ces contaminants afin de respecter les législations actuelles ou futures.

5. CONCLUSIONS

- ▶ **Métaux lourds** : 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 teneur en cuivre dépasse à certaines profondeurs, l'exigence de l'OEaux fixée à 2 µg/L.
- ▶ **Pesticides** : Les concentrations en pesticides dans le lac paraissent être stabilisées et même, pour certaines d'entre elles, avoir diminué. Cette tendance devra cependant être confirmée dans les années à venir. La teneur en foramsulfuron dans le lac est aujourd'hui redescendue à des valeurs inférieures à la NOEC estimée à 0.04 µg/L. L'amidosulfuron a certes augmenté dans le lac, mais les analyses menées sur les apports via le Rhône montrent que ceux-ci ont fortement diminué. Il est donc probable que la tendance observée pour le foramsulfuron se répète également pour l'amidosulfuron si les apports demeurent maîtrisés, ce qui doit encore être confirmé en 2007. Le rôle de la CIPEL en tant qu'organe de surveillance est bien illustré par ce cas, puisque suite à l'alerte lancée en 2004-2005, des résultats probants sont déjà mesurables dans le lac aujourd'hui. Toutefois, un certain nombre de substances, dont certaines sont produites industriellement, ne sont pas encore incluses dans la méthode de suivi et la vigilance reste de mise.
- ▶ **Médicaments** : Les travaux complémentaires effectués en 2006 afin d'obtenir une meilleure vision de l'état du lac quant à cette problématique ont montré leur pertinence et doivent être poursuivis, voire renforcés. Certains résultats ont été confirmés (carbamazépine), d'autres pas (antibiotiques de la classe des fluoroquinolones). Comme pour les pesticides, plusieurs médicaments dont l'origine est la production industrielle sur le Rhône amont ont été mis en évidence. Des mesures devront également être prises par les industries pour ces substances et il est impératif que les organes de contrôle se dotent des moyens nécessaires pour être capables de suivre ces substances. Aujourd'hui, seules quelques unes d'entre elles font l'objet d'analyses. D'autre part, les données écotoxicologiques dans ce domaine sont bien trop lacunaires ce qui rend très difficile toute évaluation fiable des risques encourus par les biocénoses.
- ▶ **Autres micropolluants** : Les recherches de substances issues de cosmétiques ou provenant de produits industriels se sont révélées intéressantes. Des résidus de filtres UV, de muscs polycycliques, de triclosan et de benzotriazole ont été relevés. L'évaluation du risque que représente ces substances pour l'environnement doit encore faire l'objet de recherches et dans certains cas de nouvelles mesures seront nécessaires. Les teneurs en benzotriazole dans le Léman sont plus importantes que dans d'autres lac (par rapport au bassin de population) et d'autres sources de pollution que son usage domestique doivent être recherchées.
- ▶ **Micropolluants dans l'eau potable** : Des analyses d'eau potable après traitements dans les différentes stations situées sur le pourtour du Léman montrent que seuls les processus de potabilisation les plus complets (filtration sur sables + ozonation + filtration sur charbon actif) réduisent significativement les teneurs en micropolluants. Pour la plupart de ces substances, comme pour le benzotriazole, il n'y a pas de valeur normative pour l'eau potable. Toutefois, aux teneurs mesurées, ces micropolluants ne représentent a priori pas de danger pour la santé humaine. Cependant les effets de mélanges (synergies) sont peu connus et ces conclusions doivent être considérées avec une certaine réserve, même sans évoquer le fait que ces composés sont bien évidemment indésirables aux robinets des consommateurs.

Les résultats collectés ces deux dernières années indiquent clairement que la production d'eau potable au moyen d'un traitement simple (l'un des objectifs initial de la CIPEL !) n'est techniquement déjà plus envisageable. En effet, l'élimination de la plupart des substances anthropiques détectées au sein du lac passe par une filière qui inclut pour le moins une oxydation à l'ozone.

BIBLIOGRAPHIE

- BERNARD, M., ARNOLD, C., EDDER, P. et ORTELLI, D. (2007) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 163-172.
- BRUCHET, A., HOCHEREAU, C., RODRIGUES, J.-M. et JANEX-HABIB, I. M.-L. (2006) : Composés pharmaceutiques et produits d'hygiène : analyse d'indicateurs pour l'évaluation du risque sanitaire. TSM, 12, 43-51.
- CHÈVRE, N. (2007) : Estimation de l'écotoxicité des substances retrouvées dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 173-186.
- CHÈVRE, N. (2003) : Risk assessment of 6 different substances occurring in Swiss rivers. Teilprojekt 02/01, Fischnetz-publikation, Synthese Ökotox, EAWAG.
- 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.
- DEBORDE, M., DUGUET, J.-P., BARRON, E., RABOUAN, S. et LEGUBE, B. (2006) : La chloration et l'ozonation des eaux : quels effets sur les perturbateurs endocriniens ? TSM, 12, 61-67.
- DIETRICH, D. (1995) : Kritische Beurteilung der ökotoxikologischen Aussagekraft von Schwermetallanalysen in Fischen aus schweizerischen Gewässern. Mitt. Gebiete Lebensm. Hyg., 86, 213-225.

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

DUTCH EXPERT COMMITTEE ON OCCUPATIONAL STANDARD (DECOS) (2000) : 1,2,3 Benzotriazole. Health Council of the Netherlands, publication 2000/14OSH, 134-137.

EDDER, P., ORTELLI, D. et RAMSEIER, S. (2006) : Métaux et micropolluants organiques. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2005, 56-78.

FERENC, S.A., (2001) : Impacts of low-dose, high-potency herbicides on nontarget and unintended plant species. Pensacola, FL, US: SETAC (www.setac.org).

FERRARI, B., PAXEUS, N., GIUDICE, R.L., POLLIO, A. et GARRIC, J.,(2003) : Ecotoxicological impact of pharmaceuticals found in treated wastewaters : study of carbamazepine, clofibric acid and diclofenac, Ecotoxicology and Environmental Safety, 55, 359-370.

GIGER, W., SCHAFFNER, C. et KOHLER, H.-P. (2006) : Benzotriazole and tolyltriazole as aquatic contaminants. 1. Input and occurrence in rivers and lakes. Environ. Sci. Technol., 40, 7186-7192.

HALLING-SOERENSEN, B., NORS NIELSEN, S., LANZKY, P.F., INGERSLEV, F., HOLTEN LUETZHEFT, H.C. et JORGENSEN, S.E. (1998) : Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment - a review. Chemosphere, 36, 357-393.

HEBERER, T. (2002) : Occurrence, fate and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment : a review of recent research data. Toxicology letters, 131, 5-17.

INRA (2005) : Base de donnée AGRITOX : www.inra.fr/agritox

JANEX, M.-L., BRUCHET, A. et TERNES, T. (2004) : Effet des traitements d'eau potable et d'épuration des eaux usées sur les résidus médicamenteux. Résultats du projet Poséidon. TSM, 11, 59-66.

JONES, O.A.H., VOULVOULIS, N. et LESTER, J.N. (2002) : Aquatic environmental assessment of the top 25 english prescription pharmaceuticals. Water Research, 36(20), 5013-5022.

JOSS, A., KELLER, E., ALDER, A.C., GOEBEL, A., MC ARDELL, C.S., TERNES, T. et SIEGRIST, H. (2005) : Removal of pharmaceuticals and fragrances in biological wastewater treatment. Water research, 39, 3139-3152.

KUPPER, T., PLAGELLAT, C., BRAENDLI, R.C., DE ALENCASTRO, L.F., GRANDJEAN, D. et TARRADELLAS, J. (2006) : Fate and removal of polycyclic musks, UV filters and biocides during wastewater treatment. Water Research, 40, 2603-2612.

LAZZAROTTO, J. et RAPIN, F. (2007) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 33-57.

LE FUR, E., COLIN, R., CHARRETEUR, C., DUFAU, C. et PERON, J.-J. (2000) : Determination of glyphosate herbicide and AMPA in natural waters by HPLC using pre-column fluorogenic labeling. Part I : Direct determination at the 0.1 µg/L level using FMOC. Analisis, 28, 813-818.

MAILLARD, E. (2006) : Analyse du risque écotoxicologique d'insecticides et de médicaments dans l'environnement aquatique. Travail pratique de master, SSIE-EPFL.

MAYEUX, V., COURTOIS, G., FENET, H. et CASELLAS, C. (2005) : Impact sanitaire des effluents hospitaliers de l'agglomération de Montpellier. Master Pro2. de l'Université de Montpellier I.

OEaux (1998) : Ordonnance du 28 octobre 1998 sur la protection des Eaux (Suisse, état au 18 novembre 2003)

OETKEN, M., NENTWIG, G., LOEFFER, D., TERNES, T., et OELHLMANN, J. (2005) : Effects of pharmaceuticals on aquatic invertebrates. Part I. The antiepileptic drug carbamazepine. Arch. Environ., Contam. Toxicol., 49, 353-361.

ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTÉ (2004) : "Guidelines for Drinking-water Quality", 3rd edition Geneva.

OSEC (1995) : Ordonnance du 26 juin 1995 sur les Substances Etrangères et les Composants (état novembre 2005) (Suisse).

ORTELLI, D., EDDER, P. et CORVI, C. (2004) : Multiresidue analysis of 74 pesticides in fruits and vegetables by liquid chromatography-electrospray-tandem mass spectrometry. Anal. Chim. Acta, 520, 33-45.

ORTELLI, D., EDDER, P. et COGNARD, E. (2006) : Recent advances in pesticides residues analysis in food and in environmental samples. Trav. Chim. Alim. Hyg., 97, 275-287.

PLAGELLAT, C., KUPPER, T., FURRER, R., DE ALENCASTRO, L. F., GRANDJEAN, D. et TARRADELLAS J. (2006) : Concentrations and specific loads of UV filters in sewage sludge originating from a monitoring network in Switzerland. Chemosphere, 62, 915-925.

- PLAGELLAT, C. (2004) : Origines et flux de biocides et de filtres UV dans les stations d'épuration des eaux usées. Thèse no 3053, EPFL.
- RAMSEIER, S., MANTEGAZZI, D. et BERSIER Y. (2003) : Qualité des eaux potables produites à partir du Léman Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2002, 123-138.
- SACHER, F. (2005) : Lod -haltige Röntgenkontrastmittel in der Umwelt. GWA, 10, 787-795.
- SIGG, L. (1992) : Les métaux lourds dans les cours d'eau. Nouvelles de l'EAWAG, 32, 32-35.
- STEGER-HARTMANN, T, LANGE, R. et SCHWEINFURTH, H. (1999) : Environmental risk assessment for the widely used iodinated X-ray contrast agent iopromide (Ultravist). Ecotoxicology and Environmental Safety, 42, 274-281.
- STRAWCZYNSKI, A. (2007) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 225-233.
- VON GUNTEN, U. (2005) : Verminderung der Konzentration von Spurenstoffen. GWA 1, 53-59.

Produits phytosanitaires recherchés.
Pesticides (crop treatments) survey.

ANNEXE 1

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

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

Fongicides, insecticides et acaricides :

Acetamiprid	Difenoconazole	Imazalil	Pymetrozine
Aldicarb	Diiflubenzuron	Imidacloprid	Pyridaben
Aldicarb-sulfoxide	Dimethoate	Indoxacarb	Pyrifenoxy
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	Tebuconazole
Benthiavalicarb-isopropyl	Fenamidone	Methomyl	Tebuconazole
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
Diclotophos	Hexaflumuron	Propiconazole	Triforine
Diethofencarb	Hexythiazox	Propoxur	Vamidothion

Liste des médicaments et perturbateurs endocriniens recherchés par le laboratoire TZW
Drugs and endocrine disrupters analysed by the TZW laboratory

ANNEXE 2

Analgésiques, antipyrétiques, antiphlogistiques Diclofenac Indometacine Paracetamol Ibuprofen Naproxen Ketoprofen Fenoprofen	Bêta-bloquants Metoprolol Bisoprolol Betaxolol Propranolol Sotalol Atenolol Pindolol	Anhydro-erythromycin Spiramycin Oxacillin Nafcillin Sulfadimidine Metronidazole Dapsone Oleandomycin Roxithromycin Tylosin Cloxacillin Penicillin G Clindamycin Azithromycin Ciprofloxacin Norfloxacin Enrofloxacin Enoxacin Ofloxacin Oxytetracycline Doxycycline Tetracycline Meclocycline Chlorotetracycline
	Antinéoplastiques Ifosfamide Cyclophosphamide	
Hypolipidémiants Clofibrac acid Etofibrate Bezafibrate Fenofibrate Gemfibrozil Fenofibric acid Simvastatin	Produits de contraste rayons X Iopamidol Amidotrizoic acid Iotalamic acid Iopromide Iodipamide Ioxaglic acid Iomeprol Iohexol Ioxitalamic acid	
	Antiepileptique Carbamazepine	
Vasodilateur Pentoxifylline	Antibiotiques Sulfamethoxazole Sulfamerazine Furazolidone Chloroamphenicol Erythromycin Clarithromycin Amoxicillin Dicloxacillin Penicillin V Sulfadiazine Ronidazole Trimethoprim Virginiamycin	
Tranquillisants Diazepam Venlafaxine		
Analgésiques Phenazone Pimethylaminophenazone Propyphenazone		
Broncholytiques, sécretolytiques Salbutamol Clenbuterol Terbutaline		

Limites de détection : 10 ng/L; Limites de quantification : 50 ng/L

Liste des médicaments recherchés par le laboratoire de Chimie environnementale de Barcelone et limites de détection et de quantification (MDL et MQL) de la méthode.

ANNEXE 3

Drugs and endocrine disrupters analysed by the laboratory of environmental chemistry of Barcelona and detection and quantification limits for the method (MDL, MQL).

Groupe thérapeutique	Compounds	MDL (ng/L)	MQL (ng/L)
Analgésiques et anti-inflammatoires	Kétoprofen	30	70
	Naproxen	7	20
	Ibuprofen	8	42
	Indométhacine	6	20
	Diclofenac	2	5
	Acide Méfénamique	0.5	1
	Acetaminophen	17	40
	Propyphenazone	3	23
Hypolipédiantss	Acide Clofibrigue	1	3
	Gemfibrozil	1	3
	Bezafibrate	1	4
	Pravastatine	47	160
	Mevastatine	7	24
Anxiolitiques	Carbamazépine	2	10
	Fluoxetine	20	66
	Paroxetine	8	20
Agent Antiulcère	Lansoprazole	5	16
Anti-histaminiques H1 et H2	Loratadine	2	7
	Famotidine	5	18
	Ranitidine	2	5
Antibiotiques	Erythromycin	4	14
	Azythromycin	1	3
	Sulfamethoxazole	5	10
	Trimethoprim	1	4
	Ofloxacin	16	56
β-bloquants	Atenolol	9	30
	Sotalol	18	60
	Metoprolol	3	12
	Propranolol	2	7

Liste des autres micropolluants recherchés dans les eaux du Léman
et limites de détection correspondantes.

ANNEXE 4

Other micropollutants analysed in lake of Geneva waters and Corresponding detection limits.

Pesticides (Service protection de l'environnement - Neuchâtel)		Lim. Détec.	Lim. Quant.
Alachlore	ng/L	2	5
Bromopropylate	ng/L	2	5
Chlorpyrifos	ng/L	2	5
Diazinon	ng/L	3	9
Endosulfan sulfate	ng/L	3	8
Endosulfan-alpha	ng/L	4	12
Endosulfan-beta	ng/L	3	10
Lindane	ng/L	2	7
Pendiméthaline	ng/L	3	10
Procymidone	ng/L	2	7
Tébutame	ng/L	2	4
Terbutryne	ng/L	2	5
Trifluraline	ng/L	2	4

Triclosan (Service protection de l'environnement - Neuchâtel)		Lim. Détec.	Lim. Quant.
Triclosan	ng/L	3	9

Glyphosate (Service de la consommation et des affaires vétérinaires - Neuchâtel)		Lim. Détec.	Lim. Quant.
Glyphosate	ng/L	40	
AMPA	ng/L	40	
Gluphosinate	ng/L	40	

Muscs et filtres UV (Inst. des sciences et technologies de l'environ. ISTE - EPFL)		Lim. Détec.	Lim. Quant.
Polycyclic musks (PCMs)			
Galaxolide (HHCB)	ng/L	0.2	0.7
Tonalide (AHTN)	ng/L	0.6	2
Ceolestolide (ADBI)	ng/L	0.1	0.4
Phantolide (AHDl)	ng/L	0.4	1.5
Traseolide (ATII)	ng/L	0.4	1.5
Cashmeran (DPMI)	ng/L	0.2	0.7
Filtres UV			
3-(4-methylbenzylidene) camphor 4-MBC	ng/L	0.6	2
Octyl-methoxycinnamate OMC	ng/L	0.1	0.4
Octocrylène OC	ng/L	0.6	2
Octyl-triazone OT	ng/L	41	134

Benzotriazoles (Environmental chemistry - EAWAG)		Lim. Détec.	Lim. Quant.
Benzotriazol	ng/L	8	25
Tolyltriazol	ng/L	3	8

Nonylphénols (SECOE - Domaine de l'eau - Genève)		Lim. Détec.	Lim. Quant.
4-tert-octyl-phénol	ng/L		10
Somme des nonyl-phénols	ng/L		30

HAPs (SECOE - Domaine de l'eau - Genève)		Lim. Détec.	Lim. Quant.
Naphtalène	ng/L		50
Acenaphtylène	ng/L		100
Acenaphtène	ng/L		50
Fluorène	ng/L		10
Phénanthrène	ng/L		5
Anthracène	ng/L		5
Fluoranthène	ng/L		10
Pyrène	ng/L		5
Benzo(a)anthracène	ng/L		5
Chrysène	ng/L		5
Benzo(b)fluoranthène	ng/L		10
Benzo(k)fluoranthène	ng/L		5
Benzo(a)pyrène	ng/L		5
Dibenzo(a)anthracène	ng/L		10
Indeno(1,2,3-c,d)pyrène	ng/L		10
Benzo(g,h,i)pérylène	ng/L		5

Parabènes (SECOE - Domaine de l'eau - Genève)		Lim. Détec.	Lim. Quant.
Méthylparabène	ng/L		20
Ethylparabène	ng/L		20
Propylparabène	ng/L		20
Butylparabène	ng/L		20
Isobutylparabène	ng/L		20

Produits phytosanitaires décelés dans le lac - prélèvement SHL2 du 24 avril 2006.
Pesticides survey in the lake- SHL2 sampling of 24 april 2006.

ANNEXE 5

Concentration en pesticide (µg/L) Prélèvement SHL2 du 24.6.2006	Type	Profondeur (m)								
		0 m	1 m	5 m	7.5 m	10 m	30 m	100 m	305 m	309 m
Amidosulfuron	Herbicide	0.018	0.016	0.017	0.015	0.016	0.014	0.014	0.014	0.014
Atrazine	Herbicide	0.021	0.018	0.020	0.021	0.018	0.020	0.020	0.021	0.023
Atrazine-2-hydroxy	Herbicide	0.011	0.009	0.009	0.009	0.009	0.009	0.010	0.009	0.010
Atrazine-desethyl	Herbicide	0.019	0.016	0.016	0.013	0.012	0.012	0.017	0.016	0.018
Atrazine-desisopropyl	Herbicide	0.009	0.008	0.009	0.009	0.013	0.009	0.010	0.010	0.009
Azoxystrobin	Fongicide	0.002			0.002					
Carbendazim	Fongicide	0.007	0.002	0.003	0.002	0.002	0.002	0.002		0.002
Chlorotoluron	Herbicide	0.007	0.007	0.007	0.008	0.007	0.008	0.009	0.008	0.008
Cyproconazole	Fongicide	0.008	0.005	0.003	0.003	0.004	0.004	0.004	0.002	0.002
Cyprodinil	Fongicide	0.004	0.002	0.004	0.002	0.004	0.003			
Difenoconazol	Fongicide	0.007	0.004	0.004	0.006	0.005	0.004	0.002	0.004	0.002
Dimefuron	Herbicide	0.002	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001		0.001
Dimethachlor	Herbicide	0.003	0.003	0.003	0.005	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004
Dimethenamid	Herbicide	0.005	0.003	0.003	0.004	0.002	0.003	0.002	0.002	0.002
Dinoterb	Herbicide	0.004	0.004	0.004	0.005	0.005	0.017	0.007	0.005	0.006
Diuron	Herbicide	0.010	0.008	0.008	0.008	0.007	0.007	0.007	0.007	0.008
Ethoxysulfuron	Herbicide	0.003	0.003	0.004	0.003	0.004	0.003	0.003	0.003	0.004
Fenarimol	Fongicide	0.004	0.004	0.006	0.006	0.006	0.006	0.007	0.007	0.007
Fenuron	Herbicide	0.001	0.001	0.001	0.002	0.002	0.002	0.002	0.001	0.001
Fluazifop-butyl	Herbicide			0.006						0.001
Flurprimidol	Rég. croiss.	0.004	0.003	0.006	0.004	0.004	0.005	0.004	0.003	0.005
Foramsulfuron	Herbicide	0.037	0.034	0.036	0.036	0.032	0.031	0.035	0.034	0.037
Haloxypop	Herbicide			0.001						
Iodosulfuron-methyl	Herbicide	0.008	0.007	0.007	0.005	0.007	0.005	0.004	0.005	0.006
Isoproturon	Herbicide	0.006	0.007	0.007	0.007	0.007	0.008	0.008	0.006	0.007
Linuron	Herbicide	0.002	0.002	0.002	0.001	0.002	0.002	0.001	0.002	0.002
Mecoprop	Herbicide	0.006	0.007	0.007	0.006	0.009	0.008	0.004	0.004	0.006
Metalaxyl	Fongicide	0.049	0.042	0.045	0.045	0.041	0.043	0.046	0.043	0.050
Methabenzthiazuron	Herbicide	0.002	0.001	0.002	0.001	0.002	0.002	0.001	0.001	0.001
Metobromuron	Herbicide	0.007	0.007	0.006	0.007	0.005	0.005	0.007	0.006	0.007
Metolachlor	Herbicide	0.012	0.010	0.011	0.014	0.011	0.012	0.013	0.012	0.016
Metsulfuron-methyl	Herbicide	0.003	0.002	0.003	0.003	0.002	0.002	0.002	0.001	
Monolinuron	Herbicide	0.008	0.007	0.007	0.008	0.005	0.007	0.006	0.006	0.008
Monuron	Herbicide	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.004	0.003	0.004
Prometryn	Herbicide	0.005	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	0.005
Propazine	Herbicide	0.003		0.002	0.001	0.002	0.001	0.001		0.001
Propiconazole	Fongicide	0.010	0.008	0.009	0.009	0.009	0.010	0.011	0.009	0.010
Propyzamide	Herbicide	0.004						0.003		
Pymetrozine	Insecticide	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.002	0.002
Pyrimethanil	Fongicide		0.002			0.003				
Simazin	Herbicide	0.013	0.011	0.011	0.012	0.011	0.011	0.011	0.011	0.012
Simazine-2-hydroxy	Herbicide	0.008	0.004	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.001	0.002
Tebuconazole	Fongicide	0.002	0.001	0.001	0.002	0.001	0.001	0.001		
Tebutam	Herbicide	0.003	0.001	0.002	0.001	0.002	0.002	0.002	0.001	0.001
Terbumeton	Herbicide	0.006	0.003	0.006	0.004	0.006	0.007	0.007	0.006	
Terbuthylazine	Herbicide	0.010	0.007	0.008	0.010	0.007	0.008	0.008	0.009	0.010
Terbuthylazine-2-hydroxy	Herbicide	0.007	0.007	0.006	0.006	0.006	0.006	0.006	0.006	0.007
Terbuthylazine-desethyl	Herbicide	0.007	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.006
Terbutryn	Herbicide	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.003
Thiabendazole	Fongicide	0.003								
Somme		0.378	0.305	0.333	0.326	0.315	0.324	0.323	0.295	0.330

Produits phytosanitaires décelés dans le lac - prélèvement SHL2 du 4 septembre 2006.
Pesticides survey in the lake- SHL2 sampling of 4 september 2006.

ANNEXE 6

Concentration en pesticide (µg/L) Prélèvement SHL2 du 4.09.2006	Type	Profondeur (m)								
		0m	1m	5m	7.5m	10m	30m	100m	305m	309m
Amidosulfuron	Herbicide	0.042	0.034	0.034	0.029	0.032	0.045	0.047	0.043	0.043
Atrazine	Herbicide	0.016	0.016	0.015	0.015	0.016	0.022	0.023	0.021	0.021
Atrazine-2-hydroxy	Herbicide	0.003	0.006	0.004	0.003	0.003	0.003	0.007	0.011	0.008
Atrazine-desethyl	Herbicide	0.024	0.021	0.020	0.018	0.018	0.020	0.019	0.017	0.019
Atrazine-desethyl-2-hydroxy	Herbicide	0.001	0.002	0.001		0.001		0.001		
Atrazine-desethyl-desisopropyl	Herbicide	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.002		
Atrazine-desisopropyl	Herbicide	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.011	0.011	0.014	0.010
Azoxystrobin	Fongicide	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.001		0.001	0.001
Boscalid	Fongicide				0.001					
Carbendazim	Fongicide	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002		0.003	0.003
Chlorbromuron	Herbicide		0.001	0.002	0.001		0.003	0.001	0.002	0.001
Chlorotoluron	Herbicide	0.001	0.003			0.002		0.007	0.011	0.007
Cycloxydim	Herbicide								0.002	0.002
Cyproconazole	Fongicide	0.005	0.005	0.005	0.006	0.005	0.006	0.006	0.006	0.005
Cyprodinil	Fongicide	0.001	0.002	0.002	0.002	0.002	0.003		0.002	0.002
Difenoconazol	Fongicide						0.002		0.001	0.002
Dimethachlor	Herbicide	0.001	0.004	0.003	0.002	0.002	0.001	0.003	0.004	0.003
Dimethenamid	Herbicide		0.002	0.001						
Dimethomorph	Fongicide	0.001			0.001	0.001			0.001	
Dinoseb	Herbicide	0.006	0.013	0.009	0.009	0.007	0.017	0.017	0.012	0.014
Dinoterb	Herbicide									0.001
Diuron	Herbicide	0.010	0.009	0.007	0.007	0.008	0.009	0.008	0.008	0.008
Ethoxysulfuron	Herbicide	0.014	0.012	0.013	0.012	0.013	0.013	0.013	0.012	0.013
Fenarimol	Fongicide	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.006	0.007	0.009	0.009
Fenuron	Herbicide								0.001	0.001
Flurprimidol	Rég. croiss.								0.001	
Foramsulfuron	Herbicide	0.036	0.029	0.028	0.027	0.026	0.042	0.042	0.040	0.044
Furalaxyl	Fongicide	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.002		0.003	0.002
Iodosulfuron-methyl	Herbicide	0.010	0.009	0.008	0.008	0.008	0.008	0.007	0.006	0.008
Iprovalicarb	Fongicide	0.002		0.002						
Isazophos	Insecticide	0.002	0.001	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001		
Isoproturon	Herbicide						0.001	0.003	0.002	
Linuron	Herbicide	0.001	0.002	0.002	0.001	0.001		0.001	0.002	0.001
Mandipropamid	Fongicide	0.002								
Mecoprop	Herbicide	0.002	0.003	0.003	0.002	0.002	0.002	0.003	0.002	0.002
Metalaxyl	Fongicide	0.037	0.033	0.028	0.028	0.028	0.043	0.046	0.041	0.043
Methabenzthiazuron	Herbicide								0.001	
Metobromuron	Herbicide	0.001	0.004	0.003	0.002	0.003	0.003	0.007	0.010	0.006
Metolachlor	Herbicide	0.009	0.008	0.007	0.008	0.008	0.009	0.010	0.008	0.009
Metsulfuron-methyl	Herbicide		0.001	0.001				0.001	0.001	0.001
Monolinuron	Herbicide	0.002	0.004	0.003	0.001	0.002	0.003	0.007	0.009	0.006
Monuron	Herbicide		0.001					0.002		
Nuarimol	Fongicide						0.001		0.001	
Paclobutrazol	Herbicide							0.003		
Penconazole	Fongicide	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001		0.001	0.001
Prometryn	Herbicide	0.001	0.003	0.002	0.001	0.002	0.002	0.005	0.006	0.004
Propazine	Herbicide								0.001	
Propiconazole	Fongicide	0.006	0.005	0.006	0.006	0.005	0.009	0.009	0.009	0.009
Pymetrozine	Insecticide	0.008	0.006	0.006	0.005	0.006	0.005	0.002	0.002	0.002
Pyriftalid	Herbicide					0.003				
Pyrimethanil	Fongicide								0.003	
Simazin	Herbicide	0.014	0.013	0.012	0.011	0.011	0.014	0.013	0.013	0.013
Simazine-2-hydroxy	Herbicide		0.001					0.001	0.020	0.001
Tebuconazole	Fongicide	0.001	0.001	0.001	0.001					0.002
Tebutam	Herbicide							0.001		0.007
Terbumeton	Herbicide		0.001	0.001		0.001	0.001	0.002	0.002	0.002
Terbuthylazine	Herbicide	0.003	0.006	0.004	0.003	0.004	0.003	0.007	0.008	0.007
Terbuthylazine-2-hydroxy	Herbicide	0.003	0.006	0.004	0.002	0.003	0.003	0.006	0.013	0.008
Terbuthylazine-desethyl	Herbicide	0.010	0.008	0.006	0.006	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005
Terbutryn	Herbicide		0.002	0.001		0.001	0.001	0.003	0.003	0.002
Thiacloprid	Insecticide								0.006	
Thiabendazole	Fongicide		0.001				0.001			
Somme		0.298	0.300	0.268	0.241	0.252	0.331	0.366	0.406	0.364

Médicaments décelés dans le lac - prélèvements SHL2 du 4 septembre et du 3 octobre 2006 et des eaux avant et après potabilisation du 3 octobre 2006.

ANNEXE 7

Pharmaceuticals survey in the lake - SHL2 sampling of 4 september 2006 and 3 october 2006 and water before and after treatments for the production of tap water of 3 october 2006.

Septembre-octobre 2006	SHL2				Prieuré		Vevey		St-Sulpice		INRA-Thonon brute	
	5 m	25 m	100 m	200 m	brute	traitée	brute	traitée	brute	traitée		
Antiépileptique :												
carbamazepine - TZW	µg/L	0.028	0.045	0.048	0.051	0.046	< 0.010	0.046	< 0.010	0.045	0.045	0.049
carbamazepine -	µg/L	0.020	0.030	0.038	0.034	0.036	< 0.002	0.034	< 0.002	0.037	0.038	0.039
carbamazépine - SPCo	µg/L	0.043	0.061	0.060	0.055							
Anesthésiants :												
mépivacaine	µg/L	0.019	0.050	0.061	0.054							
bupivacaine	µg/L	0.002	0.004	0.005	0.005							
prilocaine	µg/L	0.003	0.006	0.007	0.006							
Analgésiques et anti-inflammatoires :												
diclofenac	µg/L	< 0.002	< 0.002	0.004	< 0.002	0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	0.004	0.003	< 0.002
acide méfénamique	µg/L	0.001	0.003	0.003	0.003	0.002	< 0.001	0.003	0.001	0.002	< 0.001	0.004
β-bloquants :												
metoprolol	µg/L	< 0.003	< 0.003	< 0.003	< 0.003	< 0.003	< 0.003	< 0.003	< 0.003	< 0.003	0.003	< 0.003
Produits de contraste :												
iopamidol	µg/L	< 0.010	0.012	0.012	0.013	0.013	< 0.010	0.012	< 0.010	0.012	0.014	0.012
iopromide	µg/L	< 0.010	0.013	0.011	0.011	0.012	< 0.010	0.013	< 0.010	0.013	0.012	< 0.010
iomeprol	µg/L	< 0.010	0.018	< 0.010	0.011	0.012	< 0.010	0.013	< 0.010	0.016	0.011	0.010
iohexol	µg/L	< 0.010	0.028	0.017	0.015	0.018	< 0.010	0.020	0.012	0.017	0.018	0.017
Antibiotiques :												
sulfamethoxazole	µg/L	< 0.010	< 0.010	< 0.010	0.013	< 0.010	< 0.010	0.011	< 0.010	0.013	< 0.010	< 0.010

Autres micropolluants dans le lac - prélèvements à SHL2 et des eaux avant et après potabilisation. (2-3 octobre 2006).

ANNEXE 8

Other micropollutants survey in the lake- SHL2 sampling and water before and after treatments for the production of tap water (2-3 October 2006).

Octobre 2006	SHL2				Prieuré		Vevey		St-Sulpice		INRA- Thonon brute	
	5 m	25 m	100 m	200 m	brute	traitée	brute	traitée	brute	traitée		
	03.10.2006				02.10.2006		02.10.2006		02.10.2006			03.10.2005
Muscs polycyclic (PCMs) :												
Celestolide (ADBI)	µg/L	< 0.0001	0.0003	0.0003	0.0004	0.0006	0.0003	0.0005	0.0002	0.0003	0.0003	0.0004
Galaxolide (HHCB)	µg/L	0.005	0.011	0.013	0.014	0.021	0.006	0.031	0.005	0.015	0.018	0.018
Tonalide (AHTN)	µg/L	0.002	0.003	0.004	0.003	0.003	0.001	0.005	0.001	0.002	0.002	0.003
Filtres UV :												
Octyle- méthoxycinnamate	µg/L	< 0.0001	< 0.0001	<0.0001	0.015	0.048	0.015	0.155	0.073	0.072	0.224	0.052
Octocrylène	µg/L	0.006	0.001	0.019	0.002	0.009	0.014	0.025	0.073	0.091	0.096	0.046
Triclosan	µg/L	0.027	0.022	<0.009	< 0.009	< 0.009	<0.009	< 0.009	< 0.009	< 0.009	< 0.009	< 0.009
Benzotriazole	µg/L	0.118	0.143	0.221	0.189	0.157	< 0.011	0.174	< 0.011	0.168	0.167	0.157
Tolyltriazole	µg/L	0.027	0.041	0.062	0.052	0.040	< 0.002	0.051	< 0.002	0.044	0.039	0.041
Pesticides :												
Bromopropylate	µg/L	0.020	0.016	0.016	0.015	0.018	0.017	< 0.005	< 0.005	0.012	< 0.005	0.013
Pendiméthaline	µg/L	0.028	< 0.010	< 0.010	< 0.010	0.024	< 0.010	< 0.010	< 0.010	0.015	< 0.010	< 0.010
Tébutame	µg/L	0.008	< 0.004	< 0.004	< 0.004	< 0.004	< 0.004	< 0.004	< 0.004	< 0.004	< 0.004	< 0.004
Terbutryne	µg/L	0.015	0.013	< 0.005	0.012	< 0.005	< 0.005	0.012	< 0.005	0.012	< 0.005	0.012

PHYTOPLANKTON DU LÉMAN

THE PHYTOPLANKTON OF LAKE GENEVA

Campagne 2006

PAR

Jean-Claude DRUART

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

RÉSUMÉ

Au cours de l'année 2006, 19 campagnes de prélèvements ont été effectuées au centre du Grand Lac, dans la couche 0-20 m.

La richesse taxonomique du phytoplancton a fortement augmenté en 2006 (113 taxons contre 92 en 2005) dont 6 nouveaux taxons. La diversité reste toutefois dans le cadre des variations interannuelles observées entre 2001 et 2006, de 92 taxons (2001) à 140 taxons (2003). Trois nouvelles espèces et deux formes indéterminées ont été observées en 2006.

Planktothrix rubescens avec 22.3 % de la biomasse carbonée moyenne annuelle, *Mougeotia gracillima* avec 12.2 % et *Ceratium hirundinella* avec 11.5 %, sont les espèces les plus abondantes qui ont dominé le compartiment phytoplanctonique. Cet ordre de classement est le même que l'année précédente, mais avec des biomasses différentes et plus faibles.

La biomasse annuelle moyenne a diminué de 41 %, avec 174 µgC/L en 2006 contre 293 µgC/L en 2005.

Avec 126 µgC/L, la biomasse printanière a diminué (39 %) par rapport à 2005 (205 µgC/L), peut-être du fait d'un développement important du zooplancton qui a entraîné une prédation importante des algues nanoplanctoniques. Le rapport BP/BE (Biomasse Printanière / Biomasse Estivale), qui est en légère augmentation cette année, montre un développement plus important du phytoplancton au printemps. La biomasse estivale a diminué de 30 % par rapport à 2005 (372 µgC/L contre 540 µgC/L).

Les proportions du nanophytoplancton (22 % de la biomasse carbonée totale) et du microphytoplancton (78 %) en 2006 sont nettement plus faibles que celles enregistrées en 2005 où le nanophytoplancton représentait 12 % et le microphytoplancton 88 %.

ABSTRACT

During 2006, 19 field sampling campaigns were carried out in the 0-20 m layer in the middle of the Grand Lac.

The taxonomic diversity of the phytoplankton increased sharply during 2006 (113 taxa versus 92 in 2005) including 6 new taxa. However, the diversity was still within the interannual range of variation observed between 2001 and 2006, from 92 taxa (2001) to 140 taxa (2003). Three new species and two indeterminate forms were observed in 2006.

Planktothrix rubescens constituting 22.3 % of the mean annual carboniferous biomass, *Mougeotia gracillima* constituting 12.2 % and *Ceratium hirundinella* constituting 11.5 %, were the most abundant species dominating the phytoplankton compartment. This order of classification was the same as the previous year, but the biomasses were different and lower.

The mean annual biomass had fallen by 41 %, with 174 µgC/L in 2006 versus 293 µgC/L in 2005.

At 126 µgC/L, the springtime biomass was 39 % lower than in 2005 (205 µgC/L), possibly as a result of the marked development of zooplankton, which had led to considerable predation of the nanoplanktonic algae. The SpB/SuB ratio (Springtime Biomass/Summer Biomass), which rose slightly this year, revealed the greater development of the phytoplankton in the springtime. The summer biomass had fallen by 30 % relative to 2005 (372 µgC/L versus 540 µgC/L).

The proportions of nanophytoplankton (22 % of the total carboniferous biomass) and of microphytoplankton (78 %) in 2006 are markedly lower than those recorded in 2005, when nanophytoplankton corresponded to 12 % and microphytoplankton to 88 %.

1. INTRODUCTION

Comme les années précédentes, le phytoplancton a fait l'objet d'un suivi durant l'année 2006 à la station SHL2 localisée au centre du Grand Lac (coord. CH : 534.700 / 144.950) entre Evian et Lausanne. Cette étude comporte l'analyse de l'évolution qualitative et quantitative des peuplements phytoplanctoniques. Les concentrations en chlorophylle *a* et la production phytoplanctonique font l'objet d'un chapitre séparé (TADONLEKE, 2007).

2. MÉTHODES

Le phytoplancton a été récolté de janvier à décembre 2006 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 une fois par mois en janvier, février, mai, novembre et décembre et sont bimensuels (2 fois par mois) pour les autres mois de l'année. Un seul prélèvement a été réalisé pour la campagne du mois de mai en raison de mauvaises conditions météorologiques. Au final, 19 campagnes ont été menées en 2006.

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

Les biomasses phytoplanctoniques carbonées sont dorénavant calculées selon les modifications apportées au protocole de 2005 (DRUART et *al.*, 2006) et exprimées en µgC/L. Le tableau 1 donne les rapports C/biovolume appliqués aux différents groupes phytoplanctoniques (WETZEL et LICKENS, 2000).

Tableau 1 : Rapport au carbone organique de chaque groupe taxonomique.

Table 1 : Ratio of organic carbon for each phytoplankton class.

Classes	Rapport C
Cyanobactéries	0.22
Dinophycées	0.13
Chlorophycées	0.16
Diatomées	0.11
Autres Classes	0.11

3. RÉSULTATS

3.1 Richesse taxonomique

113 taxons ont été identifiés en 2006, soit 21 de plus qu'en 2005 (92 taxons). 29 taxons appartiennent au nanophytoplancton (longueur < 20 µm et volume < 10'000 µm³) contre 84 au microphytoplancton (longueur ≥ 20 µm et volume ≥ 10'000 µm³). En 2005, il y avait 27 taxons de petite taille contre 65 taxons de grande taille. En 2006, la majorité des taxons sont cette année encore des espèces microphytoplanctoniques.

La diversité spécifique dans le Léman est toujours irrégulière (tableau 2, figure 1), mais toujours comprise entre 92 et 140 taxons. La figure 1 montre une légère tendance à l'augmentation des taxons microplanctoniques. Les taxons nanoplanctoniques qui avaient régressé depuis 2004, marquent un léger accroissement de leurs effectifs.

Tableau 2 : Diversité spécifique dans le Léman entre 2002 et 2006.

Table 2 : Species diversity in Lake Geneva between 2002 and 2006.

	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Nombre de taxons phytoplanctoniques	92	119	140	122	92	113
Nombre de taxons microplanctoniques	39	61	71	65	65	84
Nombre de taxons nanoplanctoniques	53	58	69	57	27	29

3 taxons ont été recensés pour la première fois dans le Grand Lac en 2006, ainsi que 2 formes indéterminées à ce jour :

- 2 chlorophycées : *Palmellaceae* sp et *Thorakochloris tetras*,
- 3 chrysophycées : *Stomatocyste* 219, *Stomatocyste* 153 et un Cyste non déterminé.

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

La répartition en 2006 du nombre de taxons entre les différentes classes d'algues ainsi que la part relative du nano et du microphytoplancton dans la communauté phytoplanctonique sont données dans le tableau 3.

Tableau 3 : Répartition du nombre de taxons des différentes classes d'algues à la station SHL2 en 2006 avec limite entre micro- et nanophytoplancton à 20 µm.

Table 3: Relative numbers of micro- and nanoplankton at 20 µm in the various phytoplankton categories at the SHL2 station in 2006.

	Microplancton ≥ 20 µm	Nanoplancton < 20 µm	Total (micro + nano)
Cyanobactéries	9	1	10
Dinophycées	9	2	11
Cryptophycées	2	2	4
Chrysophycées	4	5	9
Diatomées	25	5	30
Chlorophycées	29	14	43
Conjuguées	6	0	6
Total	84	29	113
%	74 %	26 %	100 %

On constate une nette augmentation des taxons nanoplanctoniques, qui passent de 12 % en 2005 à 26 % en 2006. A l'inverse, les espèces microplanctoniques sont moins nombreuses (74 % contre 88 % en 2005).

Les groupes les plus représentés en termes de richesse taxonomique sont les chlorophycées, les diatomées, les dinophycées, les cyanobactéries et les chrysophycées. Les autres groupes ne sont qu'accompagnants.

3.3 Développement des principales espèces au cours de l'année

La figure 6 montre le développement des 10 taxons les plus abondants rencontrés au cours de l'année 2006.

La dénomination *Cyclotella* spp < 9 µm / *Stephanodiscus minutulus* < 7 µm est en fait un ensemble de plusieurs petites espèces de diatomées centriques impossibles à différencier en microscopie optique.

Cyclotella spp < 9 µm / *Stephanodiscus minutulus* < 7 µm (24 % de l'abondance totale annuelle), *Rhodomonas minuta* var. *nannoplanctonica* (14 %) et *Chlorella vulgaris* / *Choricystis* (10 %) sont les espèces qui ont dominé le compartiment phytoplanctonique en 2006 (fig. 6). Elles appartiennent toutes au nanoplancton.

- ▶ *Cyclotella* spp < 9 µm / *Stephanodiscus minutulus* < 7 µm se retrouve essentiellement au printemps, entre les mois d'avril et de juin avec un maximum de 74 % de l'abondance du phytoplancton le 18 avril.
- ▶ *Rhodomonas minuta* var. *nannoplanctonica* se développe tout au long de l'année (14 % de l'abondance totale annuelle) mais avec un préférendum hiver/printemps (maximum de 49 % le 27 mars -figure 2). L'espèce type *Rhodomonas minuta* est elle aussi abondante toute l'année, avec un maximum le 24 avril représentant 26 % de la population.
- ▶ *Chlorella vulgaris* / *Choricystis* se rencontre presque toute l'année (10 % de l'abondance totale annuelle), avec un maximum de 14 % le 24 avril. Nous avons réuni ensemble ces deux taxons de très petite taille (moins de 3 µm de diamètre) difficiles à séparer en microscopie électronique.
- ▶ *Erkenia subaequiciliata* (6 % de l'abondance totale annuelle) se rencontre à partir du printemps jusqu'à la fin de l'année. Son maximum est atteint le 12 juin avec 42 % de sa population.
- ▶ *Mougeotia gracillima* (5 % de l'abondance totale annuelle) se rencontre surtout à partir de l'automne jusqu'au printemps suivant (maximum de 80 % le 9 janvier).
- ▶ *Planktothrix rubescens* (3 % de l'abondance totale annuelle) est une espèce qui se rencontre tout au long de l'année avec un maximum le 17 octobre (19 % de la population). Au début du mois de novembre, un développement important de cette espèce a été observé dans de nombreux ports, tant français que suisses. Ce phénomène a été constaté après une période calme et ensoleillée, suivie d'une période de vent venant du nord qui a concentré ces algues dans les endroits abrités (ports et criques). Une analyse de microcystine RR au sein de ces amas de cyanobactéries a montré que cette forme était extrêmement toxique (236 µg de microcystine/L).

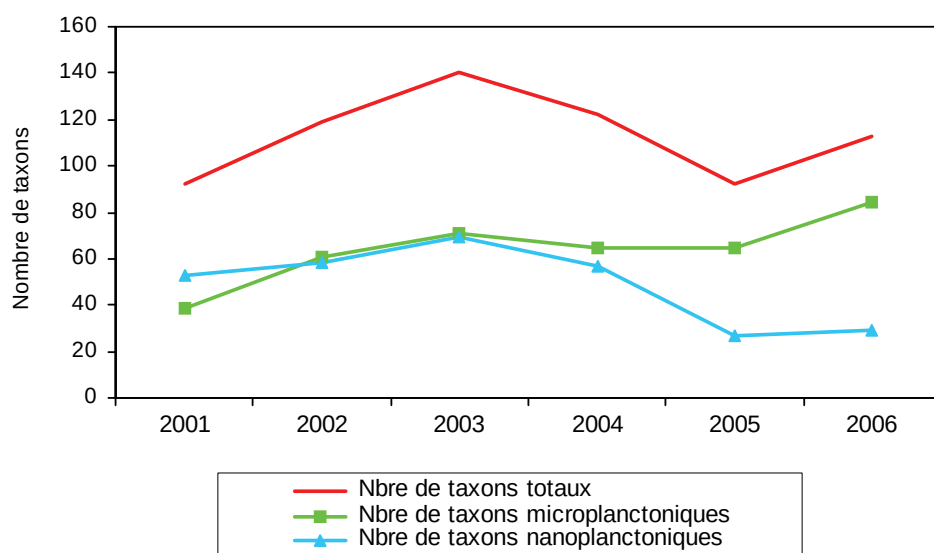
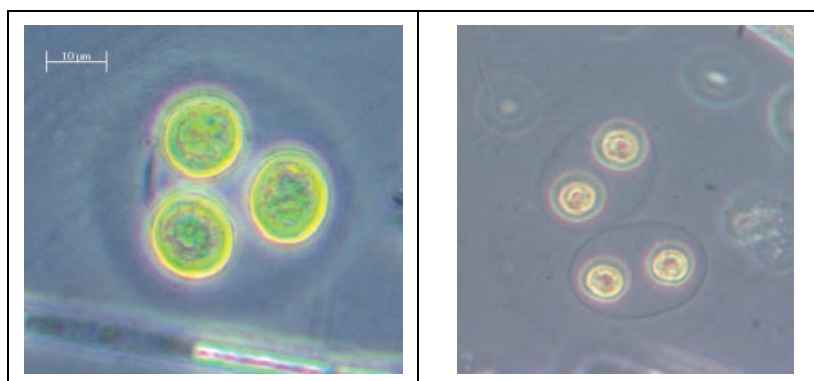


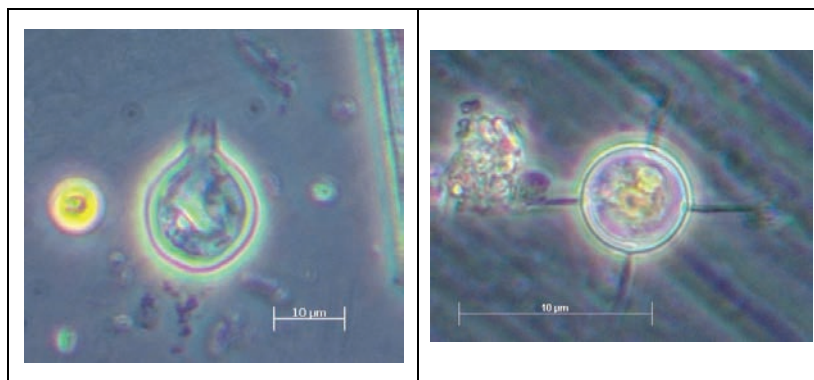
Figure 1 : Evolution du nombre de taxons totaux, microplanctoniques et nanoplanctoniques entre 2001 et 2006.

Figure 1 : Change in the total numbers of microplankton and nanoplankton taxa between 2001 and 2006.



Figures 2 et 3 : *Palmellaceae* sp et *Thorakochloris tetras* (Photo J.-C. Druart)

Figures 2 et 3 : *Palmellaceae* sp and *Thorakochloris tetras* (Photo J.-C. Druart)



Figures 4 et 5 : Cyste non déterminé, *Stomatocyste* 114 (Photo J.-C. Druart).

Figures 4 and 5 : Indeterminate Cyst, *Stomatocyste* 114 (Photo J.-C. Druart).

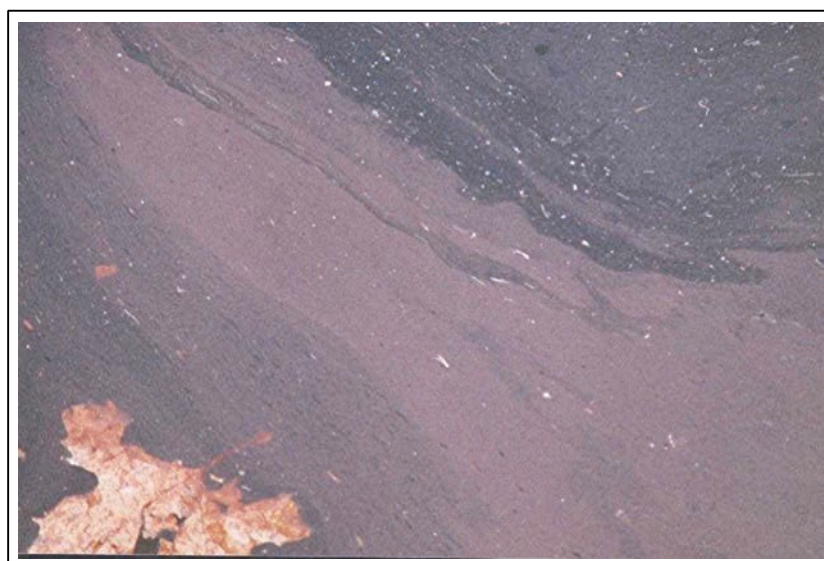
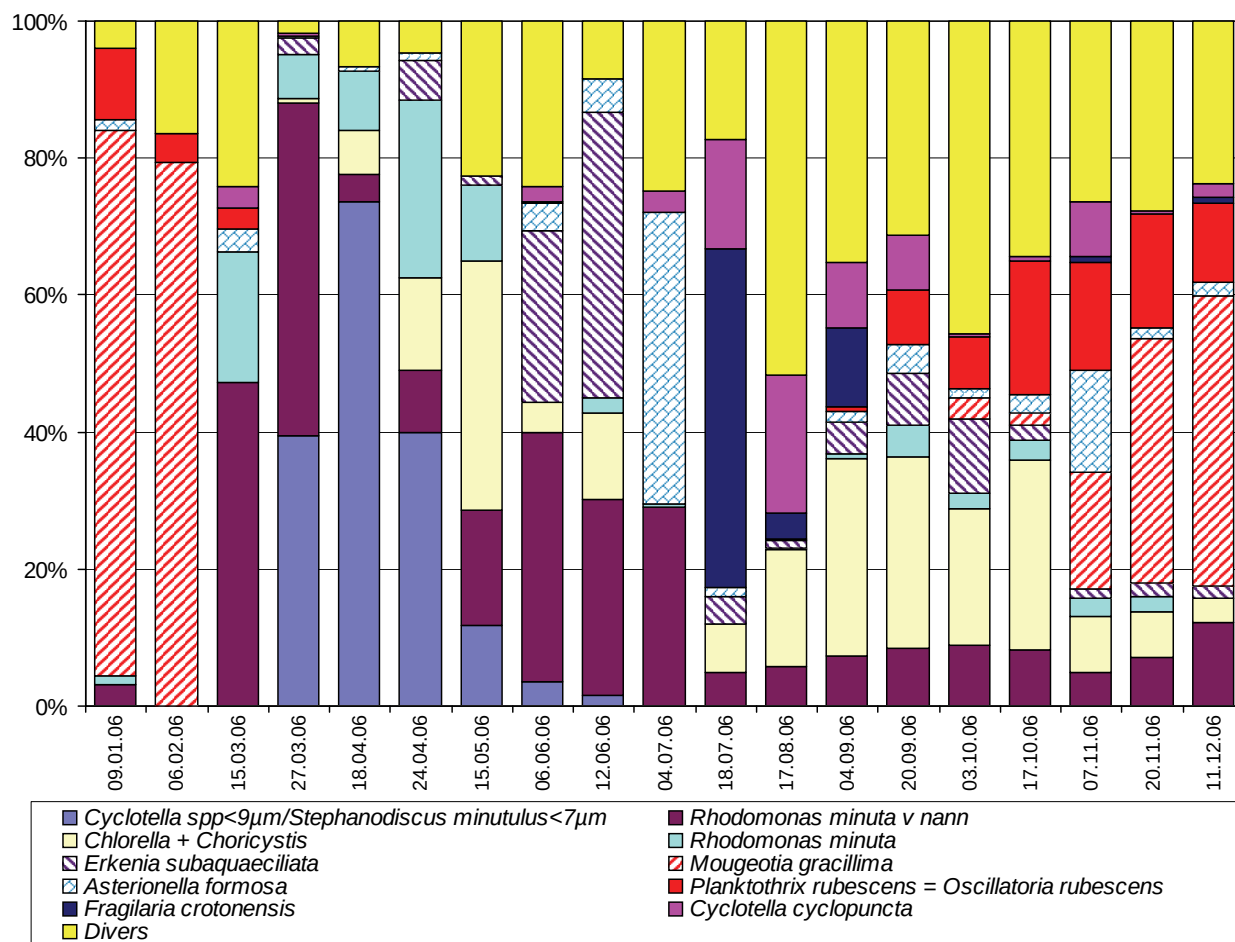


Figure 7 : Accumulation de *Planktothrix rubescens* dans le port de Sciez (Haute-Savoie, France) le 6 novembre 2006 (Photo S. Jacquet).

Figure 7: Accumulation of *Planktothrix rubescens* in the port at Sciez (Haute-Savoie, France) on 6 November 2006 (Photo S. Jacquet).

3.4 Variations saisonnières et évolution interannuelle de la biomasse

Comme chaque année, on peut distinguer plusieurs phases dans les variations saisonnières de la biomasse phytoplanctonique. La figure 8 illustre ces variations pour les biomasses totale, microphytoplanctonique (longueur > 20 µm et volume > 10 000 µm³) et nanophytoplanctonique (longueur < 20 µm et volume < 10'000 µm³).

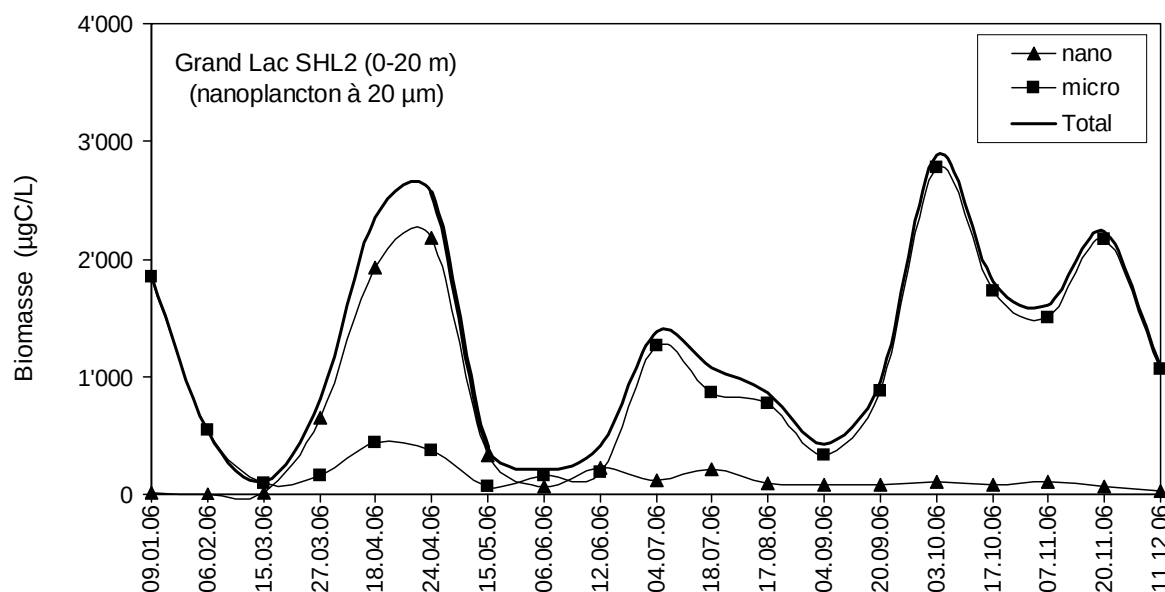


Figure 8 : Variations saisonnières des biomasses carbonées, du microphytoplancton, du nanophytoplancton et totale du phytoplancton dans le Grand Lac, (SHL 2) en 2006.

Figure 8 : Seasonal changes in total phytoplankton microplankton and nanoplankton carbon biomass at the Station SHL 2 in Lake Geneva in 2006.

D'une manière générale, la biomasse carbonée annuelle moyenne observée en 2006 est en très forte baisse par rapport à celle enregistrée en 2005 (174 µgC/L contre 293 µgC/L), soit une diminution de 40 %.

En 2006, on observe deux pics principaux, du 18 avril au 24 avril et le 3 octobre et trois pics secondaires les 9 janvier, 4 juillet et 20 novembre. En 2005, les pics principaux étaient plus précoces. Les deux premiers pics principaux (18 avril et 24 avril) sont dus à une biomasse importante du nanophytoplancton, alors que tous les autres sont dus à des biomasses élevées de microphytoplancton.

Le 18 avril, la communauté est dominée par le groupe des petites diatomées centriques (*Cyclotella* spp / *Stephanodiscus minutulus*) avec 34 %. Le 24 avril, c'est la petite cryptophycée (*Rhodomonas minuta*) qui est dominante (45 %). Le pic du 3 octobre est dominé par la classe des cyanobactéries (66 %), précisément par *Aphanizomenon flos aquae* avec 45 % de la biomasse carbonée totale. Le 9 janvier, ce sont les conjuguées qui représentent 67 % de la biomasse totale phytoplanctonique (principalement par *Mougeotia gracillima* avec 63 %). Le pic du 4 juillet est dominé par les péridiniens (70 %) et plus particulièrement *Ceratium hirundinella* (69 %). Enfin le 20 novembre, c'est la cyanobactérie *Planktothrix rubescens* avec 45 %, qui représente la biomasse carbonée maximale à cette date. Au cours de cette année 2006, nous constatons que les différents pics sont tous obtenus avec des taxons différents.

La **phase hivernale** (de début janvier au 15 mars) se caractérise par un fort développement algal, comparable à celui observé en 2005. La biomasse moyenne observée sur cette période est de 102 µgC/L. Les espèces dominantes sont *Planktothrix rubescens* (44 % le 9 janvier) et *Mougeotia gracillima* (63 % le 9 janvier).

La **phase printanière**, observée du 15 mars au 6 juin, est caractérisée par un pic important et étalé du 18 au 24 avril avec respectivement 283 et 275 µgC/L dû essentiellement à des espèces nanoplanktoniques (*Cyclotella* spp / *Stephanodiscus minutulus* = 30 % et *Rhodomonas minuta* = 44 %).

Le 15 mai, on observe une brusque diminution de la biomasse algale, passant de 275 µgC/L le 24 avril à 46 µgC/L le 15 mai. Cette faible biomasse est observée jusqu'au début du mois de juillet. Cette forte chute des biomasses après le 24 avril correspond à un développement important du zooplancton (*Daphnies* et *Cyclops préalpinus*) qui a entraîné une prédation importante des algues (PERGA et LAINE, 2007). A noter que le 15 mai, les dénombrements ont été rendus très difficiles du fait de la présence de très nombreuses plaques, sans doute de calcite. Ce phénomène se produit parfois dans le Léman et a déjà été évoqué dans des rapports précédents.

Après la **phase des eaux claires**, observée le 6 juin (transparence de 8.4 m et biomasse de 24.9 µgC/L), la **phase estivale** est observée du 4 juillet au 20 septembre. La biomasse carbonée atteint son maximum le 4 juillet (172.4 µgC/L). 69 % de la biomasse carbonée totale à cette date est due à *Ceratium hirundinella* (19 %) et dans une moindre mesure à *Asterionella formosa* (8 %). Cette phase estivale est dominée par des espèces microplanktoniques.

La **phase automnale** (20 septembre au 11 décembre) est marquée par des biomasses importantes d'espèces microplanctoniques. Le 3 octobre, on constate une biomasse importante mais fugace de la cyanobactérie *Aphanizomenon flos aquae* (226 µgC/L), tandis que *Planktothrix rubescens* montre des biomasses comprises entre 90 et 172 µgC/L entre le 3 octobre et le 11 décembre.

Il est à noter qu'en fin d'année 2006, lors des importants développements de la filamenteuse *Mougeotia gracillima*, un grand nombre de cellules de cette desmidiacée était très fortement recourbé en leur milieu. Ce phénomène était dû à des bactéries parasites fixées sur les filaments, qui les déformaient et entraînaient à terme leur mort (figure 9). Ce phénomène n'avait jamais été observé dans le Léman à si grande échelle.

Globalement, la courbe de variation de la biomasse carbonée de 2006 est comparable à celle de 2005, mais montre un pic printanier plus tardif (21 mars en 2005). En 2006, la phase des eaux claires est observée le 6 juin (comme en 2004) tandis qu'elle était un peu plus tardive en 2005 (20 juin).

Le tableau 4 et la figure 10 présentent l'évolution interannuelle des biomasses carbonées printanière, estivale et annuelle moyennes.

En 2006, la biomasse carbonée printanière moyenne est en baisse par rapport à 2005 (-39 %), tout comme la biomasse carbonée estivale moyenne (-45 %). Si la biomasse carbonée moyenne annuelle nanoplanctonique est stable en 2006, ce n'est pas le cas de la biomasse carbonée moyenne annuelle microplanctonique qui diminue de 47 %.

Tableau 4 : Biomasses carbonées phytoplanctoniques (µgC/L) de 2001 à 2006 (SHL2, 0-20 m)

BP = de janvier à la phase des eaux claires ; BE = de la phase des eaux claires à décembre

Table 4: Phytoplankton carbon biomass (µgC(L) from 2001 to 2006 (SHL2, 0-20 m)

BP = from January to the clear water phase; BE = from the clear water phase to december.

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

En 2006, La biomasse annuelle moyenne de 174 µgC/L est la plus faible depuis 2001.

La valeur du rapport BP/BE, est elle aussi en augmentation et atteint 0.61. La biomasse printanière moyenne et la biomasse carbonée estivale moyenne quoique faibles ont généré une valeur plus importante du rapport BP/BE, indiquant un développement plus fort du phytoplancton au printemps.

Enfin, on constate que depuis deux ans, la biomasse estivale maximale carbonée se manifeste de plus en plus tardivement (octobre en 2006, juin en 2003 et août en 2002).

3.5 Contribution des principales espèces au sein de la biomasse totale

L'évolution des espèces dominantes depuis 2001 est présentée au tableau 4.

En 2006, sur 113 espèces inventoriées, seules *Planktothrix* (22 %), *Mougeotia* (12 %), *Ceratium* (12 %), *Aphanizomenon* (11 %) et *Rhodomonas* (6 %) sont considérées comme "très abondantes" (> 6 % de la biomasse totale annuelle) et constituent 63 % de la biomasse totale. En 2005, trois espèces (*Planktothrix*, *Mougeotia* et *Ceratium*) constituaient 42 % de cette biomasse.

13 autres espèces sont abondantes (entre 1 % et 6 % de la biomasse annuelle totale), dont *Cyclotella/Stephanodiscus* (6 %) et *Gymnodinium* (4 %). En tout, six taxons représentent 70 % de la biomasse totale annuelle alors qu'en 2005 dix taxons constituaient cette biomasse.

En 2006, avec 11.3 % de la biomasse carbonée relative des espèces les plus abondantes, *Aphanizomenon flos aquae* est en forte augmentation par rapport aux années précédentes (5.8 % en 2001). Pour sa part, *Planktothrix rubescens* avec 22.3 % voit sa biomasse carbonée relative pratiquement doublée par rapport à 2005 où elle atteignait déjà 13.5 %. *Ceratium hirundinella* avec 11.5 % suit la même tendance et passe de 7.5 % en 2005 à 11.5 % en 2006. La filamenteuse *Oedogonium* sp qui avait proliféré subitement en 2004 (15.6 %) disparaît quasiment cette année (moins de 1 %). Quant à *Mougeotia gracillima*, espèce traditionnelle du Léman, elle régresse fortement cette année (12.2 %) après des valeurs fortes en 2005 (21.3 %) ou 2001 (42.3 %).

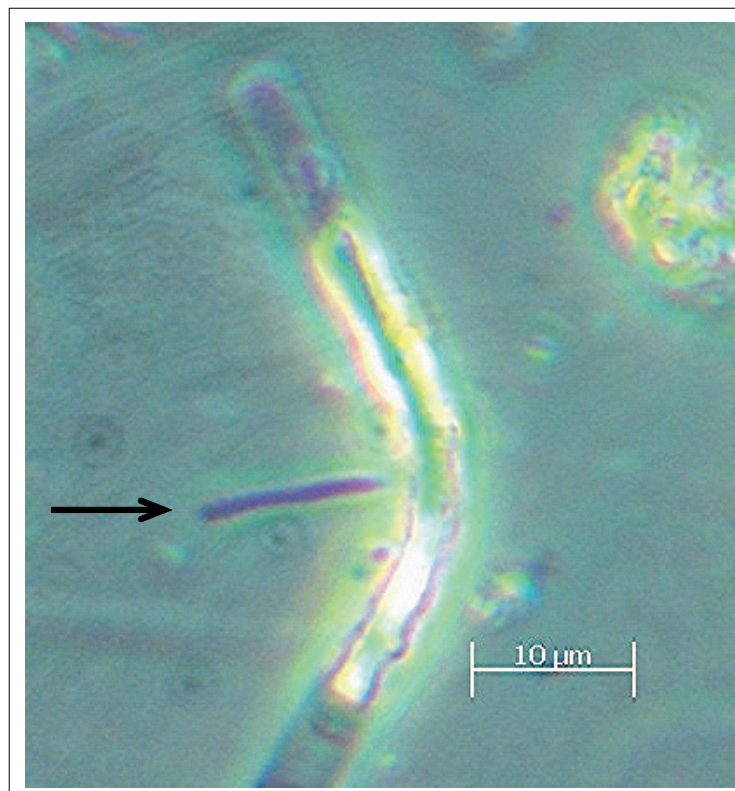


Figure 9 : Bactérie parasitant une cellule de *Mougeotia gracillima* (Photo JC Druart).
 Figure 9: Bacterium parasiting a cell of *Mougeotia gracillima* (Photo JC Druart).

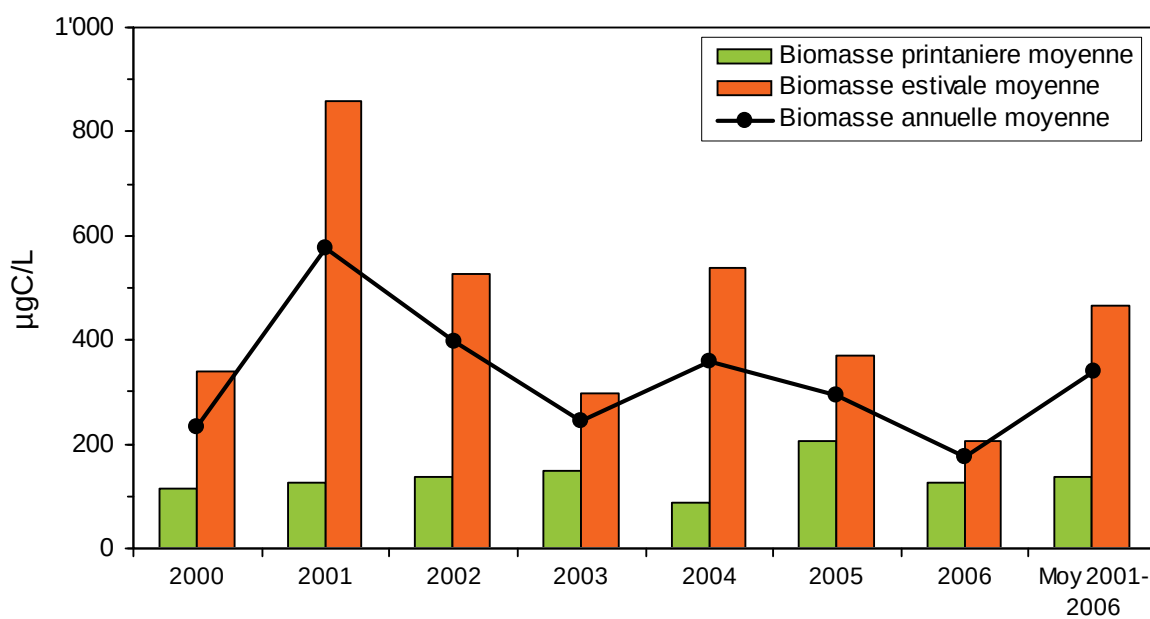


Figure 10 : Evolution des biomasses carbonées printanière, estivale et annuelle moyenne dans le Léman (SHL2) de 2001 à 2006.
 Figure 10 : Change in the spring, summer and Mean Annual carbon Biomass in Lake Geneva (SHL2) from 2001 to 2006.

4. CONCLUSIONS

En 2006, la biomasse annuelle moyenne baisse de 41 % par rapport à 2005 (174 µgC/L en 2006 contre 293 µg C/L en 2005). La biomasse estivale moyenne a diminué de 45 % (206 µgC/L contre 372 µC/L en 2005), tout comme la biomasse printanière (-39 % avec 126 µgC/L contre 205 µgC/L en 2005). La biomasse nanophytoplanctonique est similaire à 2005. Par contre les algues microplanctoniques diminuent leur biomasse, passant de 256 µgC/L en 2005 à 135 µgC/L en 2006. Le rapport BP/BE est en légère augmentation (0.61) du fait d'un développement printanier plus important de *Planktothrix rubescens* et *Mougeotia gracillima*. La diversité taxonomique a fortement augmenté cette année, passant de 92 à 113 taxons en 2006. Cinq espèces non rencontrées auparavant ont été observées en 2006.

BIBLIOGRAPHIE

- DRUART, J.C., ROBERT, M. et TADONLEKE, R. (2006) : Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2005, 89-100.
- PERGA, M. et LAINE, L. (2007) : Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 103-109.
- TADONLEKE, R. (2007) : Dynamique de la production phytoplanctonique et de la biomasse chlorophyllienne dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 93-102.
- 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.

Tableau 4 : Biomasse carbonée relative des espèces les plus abondantes (Léman SHL2, 2001 à 2006).
Table 4 : Relative carbon biomass of the most abundant species (Lake Geneva SHL2, 2001 to 2006).

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

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

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

PRODUCTION PRIMAIRE ET BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE DANS LE LÉMAN

PRIMARY PRODUCTION AND CHLOROPHYLL *a* BIOMASS IN LAKE GENEVA

Campagne 2006

PAR

Rémy D. TADONLEKE

avec la collaboration technique de

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

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

RÉSUMÉ

La biomasse chlorophyllienne et la production primaire ont été mesurées en 2006 lors de 20 campagnes d'échantillonnage à la station SHL2.

*La chlorophylle *a* était, comme au cours des trois dernières années (2003, 2004, 2005), le facteur prépondérant dans la modification de la transparence de l'eau.*

*L'analyse des données à long terme montre que la production primaire et la chlorophylle *a* présentent des évolutions inverses à celle du phosphore, ce qui suggère que le phosphore n'atteint pas encore des concentrations suffisamment faibles pour limiter sévèrement la croissance du phytoplancton. L'augmentation de la température des eaux (qui influence positivement la productivité du phytoplancton dans le lac) et la diminution des abondances de *Daphnies* observée dans l'une des études parallèles sont probablement parmi les raisons permettant d'expliquer ces évolutions.*

ABSTRACT

The chlorophyll biomass and primary production were measured in 2006 during 20 sampling campaigns at the SHL2 station.

*As in the three previous years (2003, 2004, 2005), chlorophyll *a* was the main factor influencing changes in water transparency.*

*Analysis of the long-term data shows that the primary production and the chlorophyll *a* biomass display opposite patterns to that of phosphorus, which suggests that phosphorus had not yet fallen to sufficiently low concentrations to limit phytoplankton growth seriously. The rise in water temperature (which has a positive influence on phytoplankton productivity in the lake) and the reduction in the abundance of *Daphnids* observed in one of the parallel studies, are probably two explanations that account for these trends.*

1. INTRODUCTION

Ce rapport présente les données de production primaire et de biomasse phytoplanctonique (estimée par la chlorophylle *a*) dans le lac Léman au cours de l'année 2006. Les relations entre les variables phytoplanctoniques (production, biomasse chlorophyllienne et l'indice de productivité) et les facteurs environnementaux (phosphore et température) sont examinées sur une longue série de données (pluriannuelles) afin de comprendre la réponse du phytoplancton à la réduction du phosphore entreprise depuis plusieurs décennies pour restaurer le lac.

2. MÉTHODES

L'échantillonnage a été réalisé au cours de cette année 2006 entre le 09 janvier et le 11 décembre aux profondeurs habituelles (0, 1, 2.5, 5, 7.5, 10, 15, 20 et 30 m). Les méthodes d'analyse mises en oeuvre sont les mêmes que celles utilisées depuis plus de 15 ans, à l'exception de celle du calcul de la production primaire journalière. Les détails sont présentés dans le rapport CIPEL 2004 (TADONLEKE 2005). La transparence de l'eau a été estimée à l'aide d'un disque de Secchi. La température dans la colonne d'eau a été mesurée à l'aide d'une sonde multiparamètres, celle de l'air par la station météorologique située dans le port INRA au bord du lac. La production primaire (PP) a été mesurée par l'incorporation du ¹⁴C par le phytoplancton, selon la méthode de STEEMAN-NIELSEN (1952).

La production journalière du phytoplancton est estimée en multipliant la quantité de carbone incorporée pendant l'incubation par le rapport de l'intensité lumineuse globale et de celle mesurée pendant l'incubation. Cette modification, par rapport à toutes les années antérieures, a été apportée après avoir constaté que le mode de calcul précédent, qui consistait à multiplier la quantité de carbone incorporée pendant l'incubation par le facteur conservatif de 2.22 (PELLETIER, 1983), surestimait, dans la presque totalité des cas, la production journalière (TADONLEKE, données non publiées).

La chlorophylle a (Chl a), utilisée ici comme estimateur de la biomasse phytoplanctonique, a été analysée au spectrophotomètre après extraction dans un mélange acétone/eau (90/10, v/v) (STRICKLAND et PARSONS, 1968). La production primaire et la Chl a par unité de surface dans la colonne d'eau ont été déterminées dans la zone 0-20 m, comme depuis 2005.

Dans le cadre du présent rapport, une analyse des données à long terme a également été réalisée. Elle consistait à (1) comparer les moyennes de Chl a et de production primaire calculées sur des périodes (années) correspondant aux grandes modifications des concentrations de phosphore (voir résultats, Tableau 2) et (2) rechercher les relations statistiques entre ces variables phytoplanctoniques et le phosphore. Les comparaisons inter-périodes ont été faites à l'aide du test de Kruskal-Wallis (K-W), suivi d'un test de comparaison multiple lorsque le K-W était significatif. Les relations statistiques ont été examinées à l'aide de régressions.

3. RÉSULTATS

3.1. Répartition verticale

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

La figure 1 montre que les valeurs de production primaire sont stratifiées dans la colonne d'eau tout le long de l'année, en dehors des 3 premières campagnes, au cours desquelles les températures de l'eau et de l'air sont encore très basses (-0.8 à 1.5°C pour l'air, figure 2b). La distribution verticale des valeurs de Chl a quant à elle montre une absence de stratification lors de 8 campagnes sur 20, soit le 15 mai, le 6 juin, le 4 septembre, le 20 novembre et le 11 décembre, en plus des 3 premières campagnes. Lorsque ces variables sont stratifiées, les fortes valeurs sont enregistrées dans la zone 1-5 m, à l'exception des campagnes du 12 juin et de juillet pendant lesquelles les pics sont observés un peu plus en profondeur (5-15 m).

3.2 Evolution saisonnière des variables mesurées

Les évolutions saisonnières de la transparence et de la température de l'eau (à 0 m), ainsi que de la chlorophylle a et de la production primaire intégrées dans la zone 0-20 m, sont présentées sur les figures 2a et 2b. Les valeurs minimales de la transparence de l'eau sont obtenues lors des campagnes d'avril, alors que les valeurs maximales sont observées pendant les 3 premières campagnes et au mois de juin. Cette évolution temporelle est inverse de celle de la Chl a et, comme lors des 3 dernières années (2003, 2004, 2005), une forte relation statistique négative est observée entre ces deux variables, mieux décrite pour cette année 2006 par un modèle exponentiel ($\text{Secchi} = 11.8 \cdot e^{-0.15 \text{ Chl a}}$, $R^2 = 0.78$). Cette relation est sans doute indicatrice, comme les années précédentes, du rôle majeur de la chlorophylle a dans l'atténuation de la lumière dans le lac.

Les pics de Chl a d'avril sont dus, le 18 avril, à l'important développement des petites diatomées, *Cyclotella* spp / *Stephanodiscus minutus* (~ 70 % de la biomasse du phytoplancton), et le 24 avril, essentiellement à l'assemblage entre ces petites diatomées et la Cryptophyte *Rhodomonas minuta* (DRUART, 2007). La chute considérable, en mai-juin, de la biomasse chlorophyllienne alors dominée par le nanophytoplancton (DRUART 2007), ainsi que l'augmentation concomitante de la transparence pendant cette période, marquent la phase des eaux claires. Les pics de Chl a du mois de juillet sont essentiellement dus aux assemblages *Rhodomonas minuta*-*Asterionella formosa* (4 juillet) ou *Fragilaria crotonensis*-*Cyclotella cyclopuncta* (18 juillet), alors que le pic du 20 novembre est grandement dû aux filamenteuses *Mougeotia gracilima* et *Planktothrix rubescens* (~ 50 % de la biomasse du phytoplancton pour les deux espèces) (DRUART, 2007).

L'évolution saisonnière de la production primaire est semblable à celle de la température (figure 2b). Les valeurs de la production augmentent globalement jusqu'à atteindre le maximum ($2'083 \text{ mgC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$) le 18 juillet et décroissent ensuite pour atteindre $311.4 \text{ mgC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$ le 11 décembre. Il est à noter que la 2^e plus forte valeur de production est enregistrée en avril (le 24), en accord avec les pics printaniers de production observés ces dernières années (2001 à 2005, LEBOULANGER, 2004; TADONLEKE 2005), et coïncidant avec la prépondérance du nanophytoplancton (DRUART 2007, figure 8, ce volume).

Ces pics du 24 avril et du 18 juillet coïncident avec les pics de Chl a, ce qui n'est pas le cas pour le 20 novembre où, contrairement à la Chl a, la production est faible (figures 2a et 2b). Il semble donc qu'à cette dernière date, les espèces filamenteuses qui dominaient le phytoplancton étaient peu productives.

La température semble jouer un rôle majeur dans la productivité du lac, comme le suggère la relation statistique significative et positive ($R^2 = 0.45$) entre la capacité photosynthétique du phytoplancton et la température de l'eau (figure 2c).

Tableau 1 : Principaux paramètres de la production primaire dans la zone 0-20 m. ΣA : production primaire totale lors de l'incubation ; PPj : production primaire journalière calculée ; Amax : production maximale lors de l'incubation correspondant à la biomasse Chl Amax ; Tds : profondeur de disparition du disque de Secchi. sv : pas de valeur.

Table 1 : Main primary production parameters in the 0-20 m zone. ΣA Total primary production during the incubation period ; PPj : calculated daily primary production ; Amax : maximal production during the incubation period, corresponding to Chl Amax biomass; Tds: Secchi depth.; sv = no value.

DATE	ΣA (mgC.m ⁻² .inc ⁻¹)	PPj (mgC.m ⁻² .j ⁻¹)	Amax (mgC.m ⁻³ .inc ⁻¹)	Chl Amax (mgC.m ⁻³)	Chl 0-20 (mgC.m ⁻²)	Tds (m)
09.01.2006	83.5	109.2	10.2	2.8	55.2	9.4
06.02.2006	104.9	159.2	7.0	10.1	19.9	10.1
15.03.2006	65.4	101.7	4.1	0.5	9.5	15.5
27.03.2006	452.6	745.5	42.5	1.31	19.5	9.0
13.04.2006	567.2	908.8	139.8			3.1
18.04.2006	809.8	1'261	183.0	17.9	201.4	2.4
24.04.2006	1'142	1'628	256.2	20	182.5	2.5
15.05.2006	546.3	883.8	65.6	1.5	29.1	6.2
06.06.2006	495.8	839.8	45.1	2.1	31.8	10.4
12.06.2006	925.4	1'576	93.3	7.4	99.3	8.4
04.07.2006	667.9	1'060	88.2	4.2	121.6	6.0
18.07.2006	1'217	2'083	184.2	10.1	117.7	4.8
17.08.2006	554.2	898.2	53.2	sv	sv	6.3
04.09.2006	601.7	921.3	58.0	3.5	76.6	5.4
20.09.2006	605.3	872.1	63.3	2.6	44.6	8.3
03.10.2006	371.6	431.3	65.3	8.2	96.9	4.7
17.10.2006	259.5	353.5	35.4	4.2	54.9	5.8
07.11.2006	430.6	550.4	52.6	5.1	88.9	5.6
20.11.2006	314.8	410.0	50.0	6.9	125.9	5.5
11.12.2006	243.4	311.4	31.6	4.5	83.5	6.3

3.3 Variations interannuelles

Dans le but de comprendre l'évolution à long terme du phytoplancton suite aux mesures de réduction du phosphore, une comparaison interannuelle de ces variables a été réalisée et les relations statistiques entre le phytoplancton et le phosphore ont été examinées.

- **Comparaison des moyennes** : Cette comparaison concerne la série allant de 1970 à 2006 et porte sur les valeurs moyennes obtenues sur différentes périodes correspondant à de forts changements de concentrations du phosphore, notamment 1970-1982, 1983-1990 et 1991-2006.

Le principal enseignement à tirer de cette analyse est qu'en dépit de la diminution significative des concentrations de phosphore depuis le début de la décennie 80, la production primaire et la chlorophylle a ont plutôt tendance à augmenter (Tableau 2).

- **Relation entre phytoplancton et le phosphore** : Les relations statistiques entre le phytoplancton et le phosphore indiquent que la production primaire et la Chl a sont plus liées au phosphore inorganique qu'au phosphore total (figure 3a-d), ce qui est en accord avec le fait que le phosphore inorganique est directement utilisable par les cellules algales. Toutefois, ces relations sont négatives, indiquant que les plus fortes valeurs de production et de Chl a sont enregistrées quand les concentrations de phosphore dans le milieu sont faibles. Cela confirme l'observation précédente (Tableau 2), à savoir que la diminution du phosphore dans le milieu n'est pas accompagnée de la baisse des concentrations du phytoplancton. La figure 3e indique que les périodes de faibles concentrations de phosphore dissous dans le milieu correspondent généralement aux périodes de température élevée, c'est-à-dire aux périodes estivales. Ces périodes estivales semblent aussi correspondre aux périodes de forte productivité (figure 3f), comme il a déjà été observé pour l'année 2006 (figure 2c); ce qui suggère un rôle important de la température dans le contrôle de la productivité du phytoplancton du lac Léman.

Plusieurs raisons non exclusives pourraient alors permettre d'expliquer ces évolutions inverses du phytoplancton et du phosphore :

- Etant donné l'apparente influence positive de la température sur la productivité (figures 2 et 3f), il est très probable que l'augmentation de température observée sur le long terme dans l'eau (LAZZAROTO et al., 2005, voir aussi Tableau 2 de ce rapport) contribue à augmenter la productivité de l'écosystème. Il est bien connu que l'augmentation de la température dans les limites du raisonnable accélère la croissance des micro-organismes.

- La diminution, depuis plusieurs décennies, des concentrations de Daphnies (test de Kendall, TADONLEKE et al., article en préparation ; PERGA et LAINE, 2007, ce volume). Il est bien connu que les Daphnies sont parmi les plus grands consommateurs du phytoplancton. Une baisse de leur abondance dans le lac pourrait donc avoir abouti à une réduction de la pression de prédation qu'elles exercent sur le phytoplancton.
- L'augmentation de l'intensité lumineuse incidente globale observée sur le long terme (TADONLEKE et al., article en préparation). La lumière est l'un des facteurs environnementaux qui déterminent les variations et l'intensité de la production primaire.

On peut alors émettre l'hypothèse que l'augmentation à long terme des variables phytoplanctoniques cessera lorsque les concentrations de phosphore seront suffisamment faibles pour avoir une action véritablement limitante sur la croissance des algues présentes, en dépit de l'augmentation des autres variables environnementales.

Tableau 2 : Comparaison des valeurs moyennes des variables sur les périodes correspondant aux changements importants des concentrations de phosphore. PP = production primaire ($\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$), Chl = chlorophylle a (en $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$), CV = coefficient de variation (en %), Amax comme dans le Tableau 1, TP = phosphore total, TN = azote total. Ni/Pi = azote inorganique sur phosphore inorganique. Ni/Pi et TN/TP = rapports atome/atome. Pour chaque variable, les moyennes ayant des exposants différents sont significativement différentes.

Table 2: Comparison of the mean values of the variables during the periods corresponding to the major changes in the concentrations of phosphorus. PP = primary production ($\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$), Chl = chlorophyll a (in $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$), CV = coefficient of variation (%), Amax as in Table 1, TP = total phosphorus, TN = total nitrogen. Ni/Pi = inorganic nitrogen over inorganic phosphorus. Ni/Pi and TN/TP = atom/atom ratios. For each variable, the mean values with different superscripts are significantly different.

	1970 - 1982 moyenne (CV)	1983 - 1990 moyenne (CV)	1991 - 2006 moyenne (CV)	P Test Kruskal- Wallis
PP (0-20 m)	551 ^a (87 %)	812.2 ^b (74 %)	836.5 ^b (81 %)	0.0001
Chl (0-20 m)	82.6 ^a (81 %)	79.8 ^a (75 %)	101 ^b (71 %)	0.0002
Amax / Chl	10.9 ^a (47 %)	14.7 ^b (51 %)	12.8 ^a (69 %)	< 0.0001
P-PO ₄ ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$)	31.1 ^a (62 %)	14.9 ^b (91 %)	7.9 ^c (96 %)	< 0.0001
TP ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$)	48.9 ^a (41%)	28.1 ^b (53 %)	17.8 ^c (44%)	< 0.0001
Ni / Pi	19.8 ^a (141 %)	61.1 ^b (91 %)	99.5 ^c (66 %)	< 0.0001
TN / TP	13.4 ^a (36 %)	27.8 ^c (46 %)	35.8 ^c (42 %)	< 0.0001
Température (°C)	12.3 ^a (44 %)	12.7 ^a (43 %)	13.5 ^a (42 %)	> 0.05
Daphnies ($\text{ind}\cdot\text{m}^{-3}$)	129'083 ^a (190 %)	167'726 ^a (200 %)	88'949 ^a (190 %)	0.09

^a, ^b, ^c : indice de différences statistiques entre les 3 colonnes.

4. CONCLUSIONS

Cette étude confirme l'existence d'un pic de production primaire au mois d'avril dans le Léman (dû au nanophytoplancton), puis l'apparition, après ce pic, de la phase des eaux claires et enfin le rôle majeur de la chlorophylle a dans l'atténuation de la lumière dans le lac.

L'analyse des données à long terme montre une tendance à l'augmentation des variables phytoplanctoniques depuis le début de la décennie 80 alors que les concentrations de phosphore ont été considérablement réduites. L'augmentation de la température et de la lumière incidente, ainsi que la diminution des abondances des Daphnies depuis plusieurs années sont probablement parmi les raisons permettant d'expliquer ces évolutions.

BIBLIOGRAPHIE

- DRUART, J.-C. (2007) : Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 83-92.
- LAZZAROTO, 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.
- LEBOULANGER, 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.
- PERGA, M. et LAINE, L. (2007) : Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot.eaux Léman contre pollut. Campagne 2006, 103-109.
- STEEMAN-NIELSEN, E. (1952) : The use of radioactive carbon (^{14}C) for measuring organic production in the sea. J. Cons. Int. Exploit. Mer, 18, 117-140.
- STRICKLAND, J.D.H. et PARSONS, T.R. (1968) : A practical handbook of seawater analysis. Bull. Fish. Res. Board Canada, 167, 311 p.
- TADONLEKE, R.D. (2005) : Production et biomasse phytoplanctoniques dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2004, 91-99.

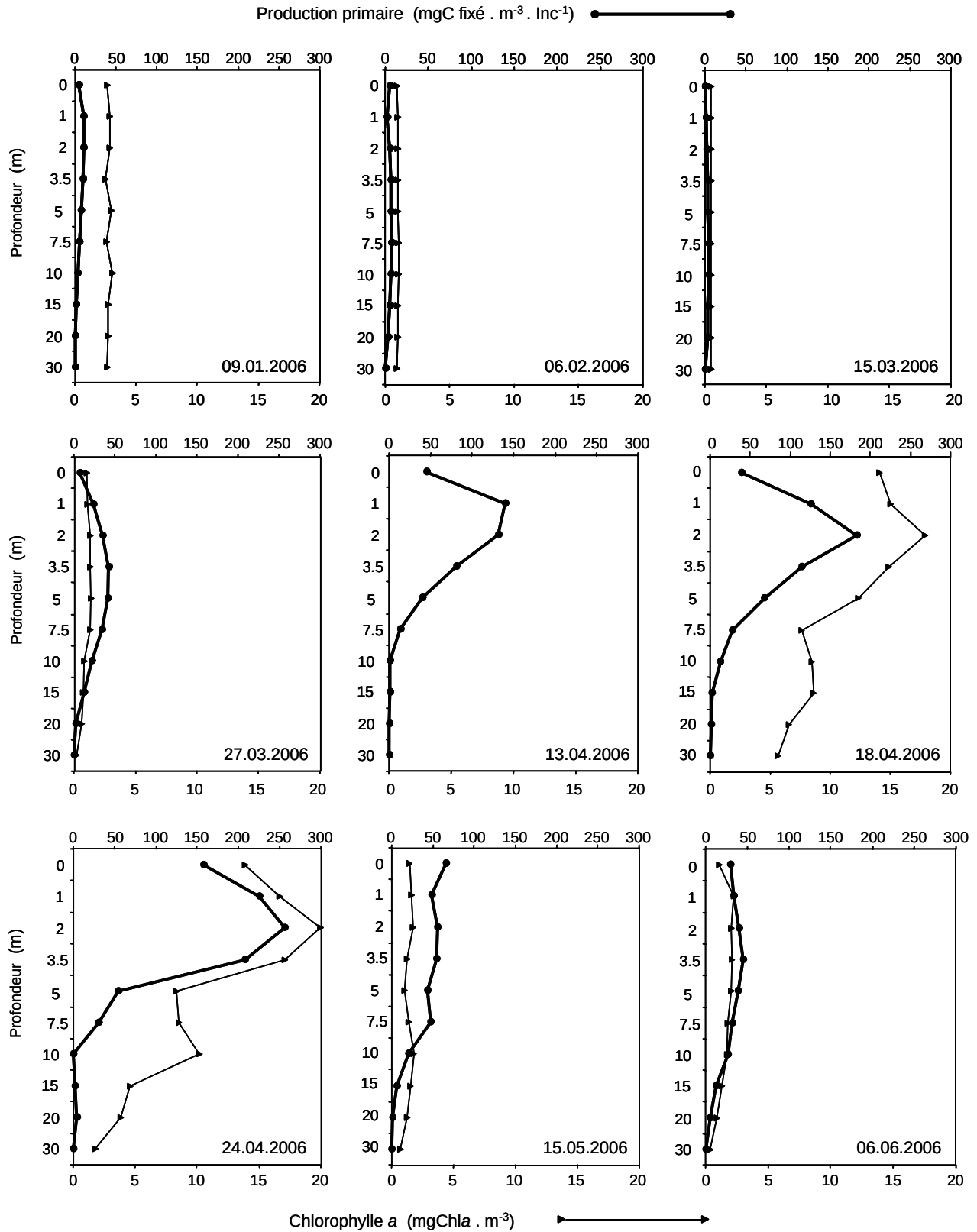


Figure 1: Profils verticaux de la production primaire (cercle) et de la biomasse exprimée en chlorophylle a (triangle) au point SHL2 du 09 janvier au 6 juin 2006.

Figure 1: Vertical profiles of the primary production (circle) and of the biomass expressed in terms of chlorophyll a (triangle) at point SHL2 from January 09 to June 06, 2006.

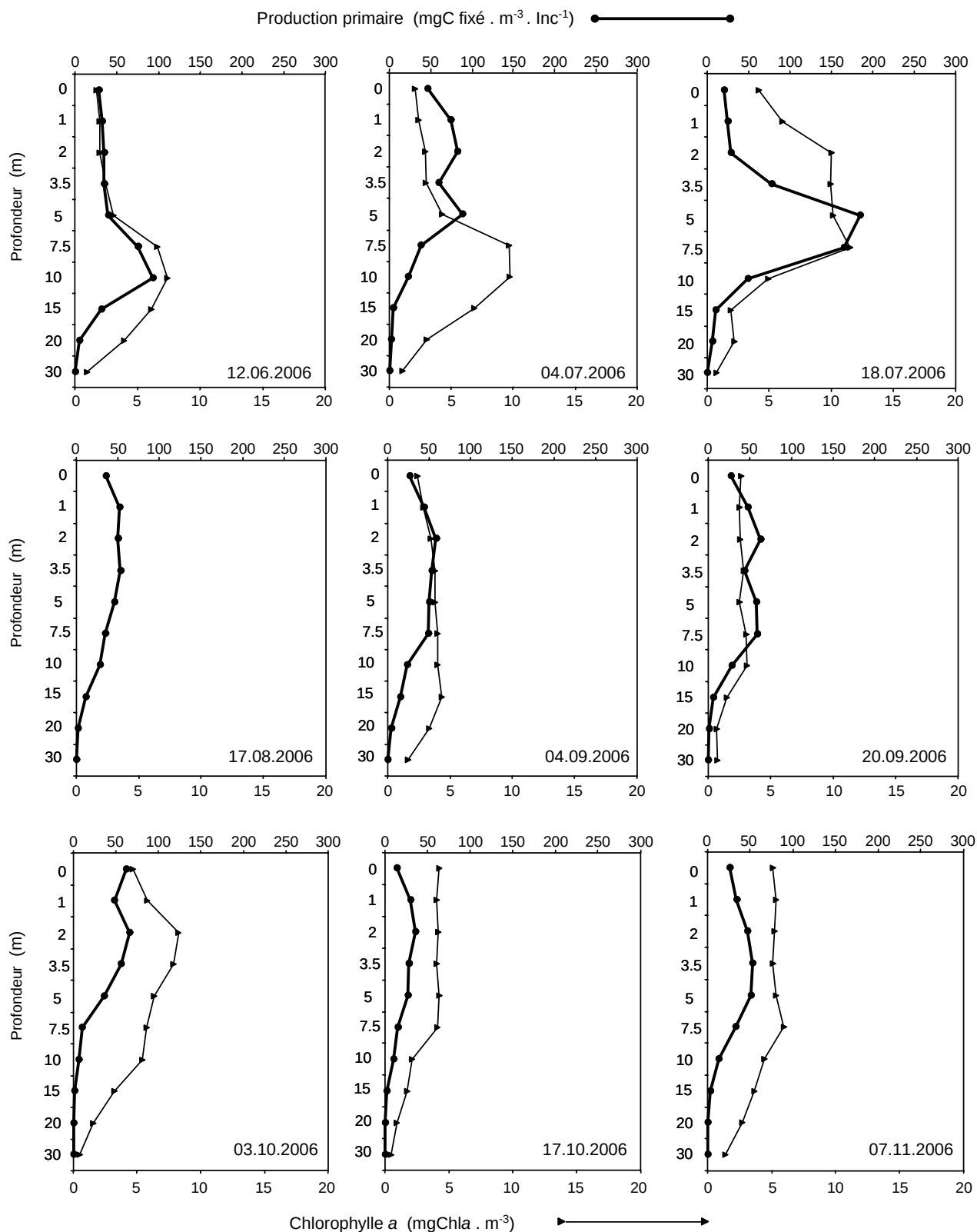


Figure 1 (suite) : Profils verticaux de la production primaire (cercle) et de la biomasse exprimée en chlorophylle a (triangle) au point SHL2 du 12 juin au 7 novembre 2006.

Figure 1 (continued) : Vertical profiles of the primary production (circle) and of the biomass expressed in terms of chlorophyll a (triangle) at point SHL2 from June 12 to November 07, 2006.

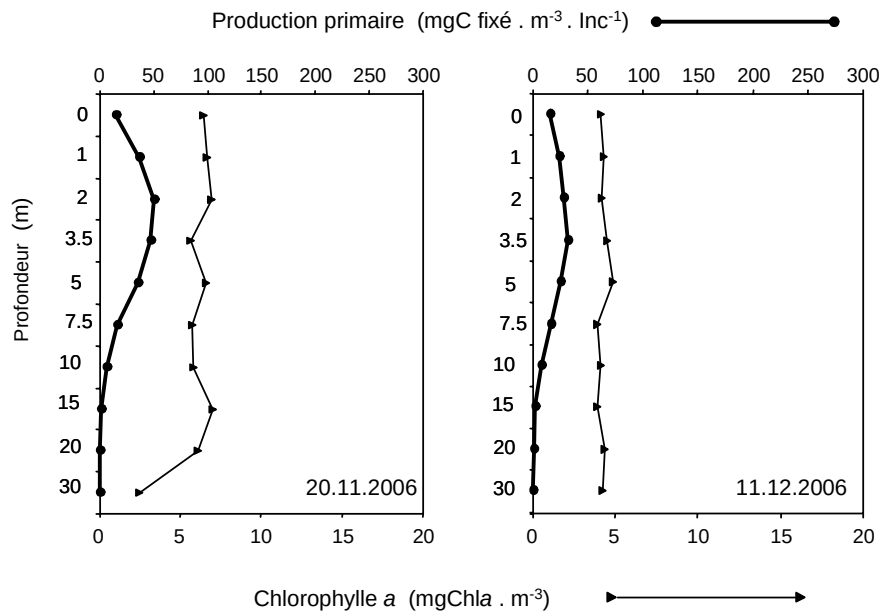


Figure 1 (suite et fin) : Profils verticaux de la production primaire (cercle) et de la biomasse exprimée en chlorophylle a (triangle) au point SHL2 du 22 novembre au 11 décembre 2006.

Figure 1 (end) : Vertical profiles of the primary production (circle) and of the biomass expressed in terms of chlorophyll a (triangle) at point SHL2 from November 22 to December 11, 2006.

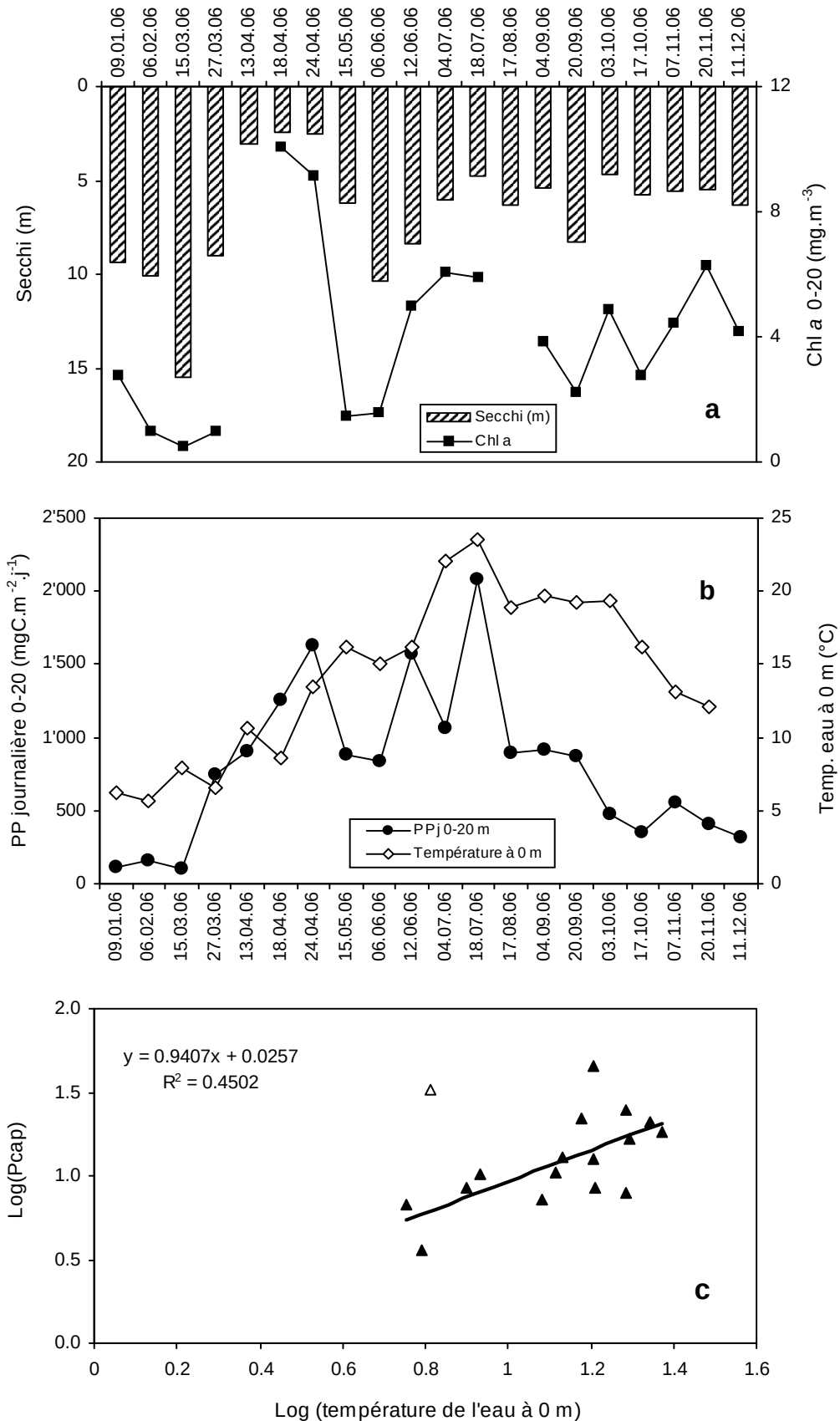


Figure 2 : (a) évolution temporelle de la chlorophylle a et de la transparence de l'eau; (b) variations saisonnières de la production primaire et de la température de l'eau à 0 m et (c) relation de la capacité photosynthétique du phytoplancton avec la température de l'eau à 0 m. Pour la (c), le point aberrant indiqué par le triangle vide n'a pas été utilisé dans la régression.

Figure 2: (a) change over time of Chlorophyll a and water transparency, (b) seasonal variations in the primary production and mean air temperature, and (c) relationship between the photosynthetic capacity of the phytoplankton and the mean water temperature (0 m).

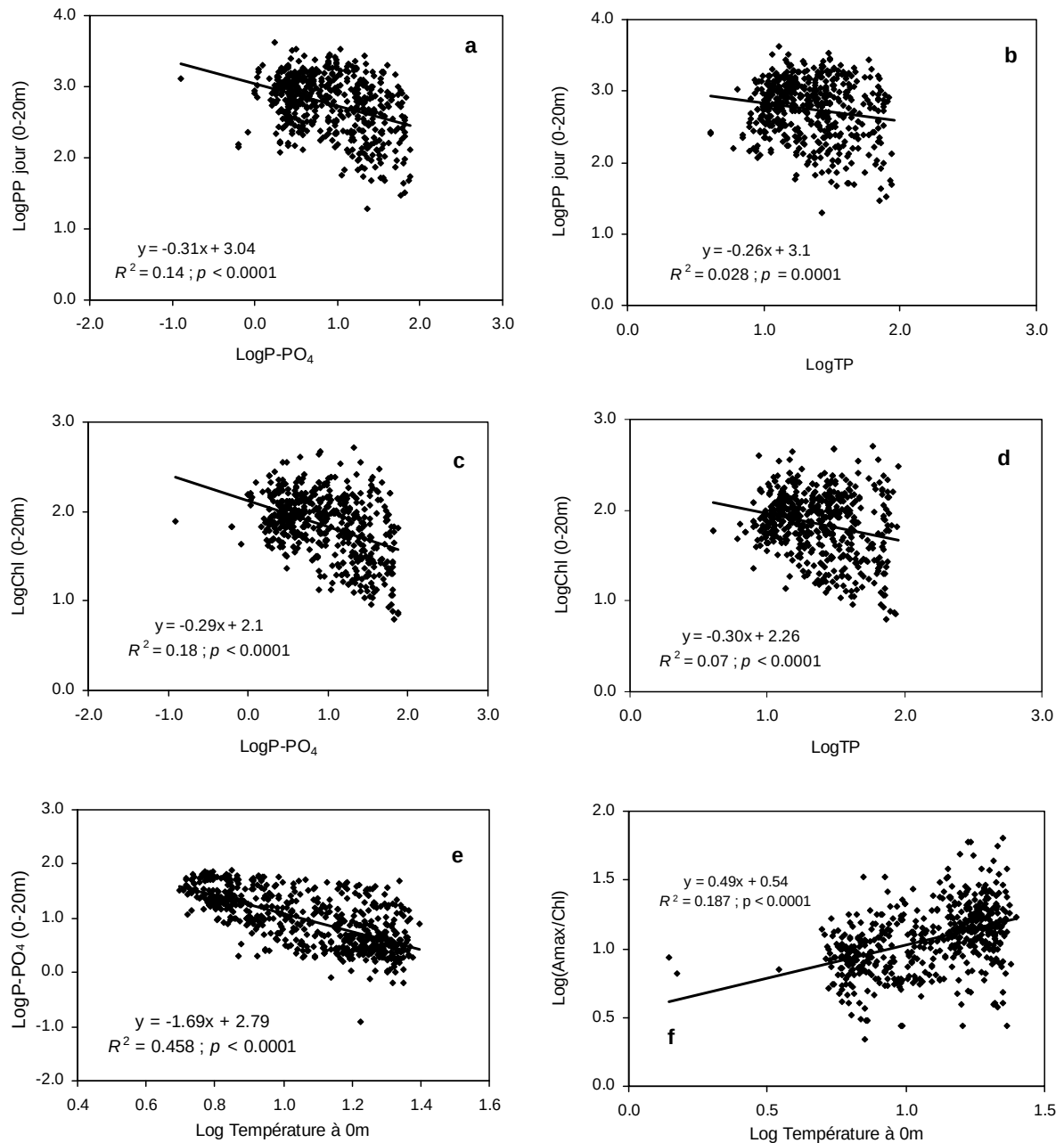


Figure 3 : Relations entre la production primaire, la chlorophylle a et le phosphore (a, b, c, d), entre le phosphore et la température (e) et entre la capacité photosynthétique du phytoplancton et la température (f) au cours de la période 1970-2006.

Figure 3 : Relationships between the primary production, chlorophyll a and phosphorus (a, b, c, d), between the phosphorus level and temperature (e), and between the photosynthetic capacity of the phytoplankton and temperature (f) during the period 1970-2006.

ÉVOLUTION DU ZOOPLANKTON DU LÉMAN

CHANGES IN THE ZOOPLANKTON OF LAKE GENEVA

Campagne 2006

PAR

Marie-Elodie PERGA et Leslie LAINÉ

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

RÉSUMÉ

Un nouveau protocole mis en place au cours de l'année 2006 a permis de s'affranchir du problème posé par la présence d'algues filamenteuses lors du comptage des échantillons. Ainsi, tous les prélèvements ont pu, cette année, être comptés.

L'évolution du zooplancton en 2006 a montré deux caractéristiques assez atypiques. D'une part, le copépode cyclopoïde *Cyclops prealpinus* a atteint un pic d'abondance exceptionnel à la mi-mai, avec des maxima proches de 1'800'000 ind·m⁻². D'autre part, les daphnies ont montré une dynamique différente du modèle pré-établi qui prévoit une dynamique bimodale comprenant un pic printanier et un pic automnal, séparés par une période estivale où les densités sont quasi nulles.

En 2006, les abondances de daphnies sont, au contraire, restées relativement élevées tout au long de l'été pour ne décroître progressivement qu'à partir de l'automne.

L'évolution interannuelle des abondances d'espèces confirme la diminution des abondances des daphnies et la recrudescence des prédateurs *Bythotrephes longimanus*.

ABSTRACT

A new protocol introduced in 2006 made it possible to get round the problem resulting from the presence of filamentous algae when counting the samples. As a result, this year it was possible to count all the samples.

Changes in the zooplankton in 2006 revealed two rather unusual characteristics. On the one hand, the cyclopoid copepod *Cyclops prealpinus* was unusually abundant in mid-May, with peaks of about 1'800'000 ind·m⁻². On the other hand, the daphnids displayed a dynamic pattern that differed from the established model, which predicts a bimodal pattern, with peaks in the Spring and Autumn/Fall, separated by a summer period during which the population densities are virtually zero.

In contrast, in 2006 the abundances of daphnids remained fairly high throughout the summer, and only declined gradually after the Autumn/Fall.

The interannual change in species abundance confirms the decline in the abundance of daphnids and the resurgence of predators *Bythotrephes longimanus*.

1. INTRODUCTION

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

Comme au cours des années précédentes, les algues filamenteuses ont été abondantes en hiver (ANNEVILLE et LAINÉ, 2005; ANNEVILLE et LAINÉ, 2006). La présence d'algues filamenteuses empêchant les comptages, les échantillons dans lesquels elles étaient présentes, jusqu'à présent, étaient exclus du suivi. En conséquence, en 2005, 8 des 19 échantillons avaient dû être éliminés.

Une réflexion méthodologique a donc été engagée dans l'objectif de résoudre le problème du nombre croissant d'échantillons présentant des algues filamenteuses. Au moment du prélèvement, il semblerait que ces algues filamenteuses ne conduisent pas au colmatage des filets puisque aucun refoulement n'a été observé à l'entrée des filets. La présence d'algues filamenteuses n'affecterait donc pas, par conséquent, la capturabilité des espèces zooplanctoniques lors des prélèvements. Elle poserait cependant une difficulté technique lors des processus de comptages au microscope.

Ce document traite de la composition spécifique de la communauté zooplanctonique en 2006, des dynamiques saisonnières des deux principales sous-classes des microcrustacés (branchiopodes et copépodes) et de leur évolution à long terme, puis des biovolumes sédimentés et des autres groupes planctoniques observés dans les échantillons.

2. MÉTHODOLOGIE

L'échantillonnage, mensuel puis bimensuel à partir du mois de mars, s'effectue à la station pélagique SHL2 située au milieu du lac à l'aide d'un filet de vide de maille de 200 µm, lors de traits verticaux réalisés depuis 50 mètres de profondeur jusqu'en surface. Le filet à zooplancton est jumelé avec un filet à phytoplancton de vide de maille de 64 µm.

Les échantillons sont fixés au formol à 5 % puis mis à décanter durant 24 heures dans des entonnoirs cylindro-coniques gradués, à l'abri des vibrations, afin de mesurer le biovolume sédimenté. Le volume du phytoplancton déposé au-dessus du zooplancton n'est pas pris en compte. Par la suite, les microcrustacés sont dénombrés par espèce et stade de développement. Le dénombrement est réalisé au microscope standard sur lame de comptage à partir d'un sous-échantillon. En raison de leurs faibles effectifs, les *Leptodora* et *Bythotrephes* ont été dénombrés sur la totalité de l'échantillon. Pour chaque catégorie taxonomique, le nombre d'individus a été ramené à l'unité de surface selon la formule suivante :

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

où : N_{ind} est le nombre d'individus dénombrés dans le sous-échantillon,
Vol.flacon est le volume de l'échantillon ajusté (en mL),
Vol.comp est le volume du sous-échantillon (en mL),
50 est la hauteur du prélèvement (en m) et
4.81, le volume filtré par le filet (en m³).

Un protocole de tamisage successif des échantillons saturés d'algues filamenteuses a été mis en place par Leslie LAINÉ. Les échantillons contenant des algues filamenteuses ont été tamisés sur des filtres de 200 µm de vide de maille avec brassage continu dans un grand volume d'eau jusqu'à élimination suffisante des algues. A chaque étape de tamisage, l'absence de zooplancton dans les fractions éliminées a été vérifiée. Le tamisage résulte en une élimination partielle des algues filamenteuses, suffisante pour permettre le comptage des échantillons mais encore pas totale. Pour les dates de prélèvements pour lesquelles le traitement de tamisage a dû être appliqué (09/01/06 ; 07/11/06 ; 20/11/06 et 11/12/06), les biovolumes sédimentés restent affectés par la présence résiduelle d'algues filamenteuses. Néanmoins, les 19 prélèvements de 2006 ont pu ainsi être comptés.

3. RÉSULTATS

3.1 Composition spécifique de la biocénose crustacéenne

Dans le Léman, la classe des branchiopodes est représentée par un unique ordre, celui des cladocères, qui en 2006 représente 23 % de la communauté zooplanctonique crustacéenne. Cet ordre comprend *Daphnia hyalina* et *D. galeata*, *Eubosmina longispina* et *E. mixta*, *Leptodora kindtii* et *Bythotrephes longimanus*.

La sous-classe des copépodes se compose quant à elle de l'ordre des cyclopoïdes et calanoïdes. Les cyclopoïdes dominent la communauté zooplanctonique (51 %) alors que les calanoïdes ne représentent que 25 %. En 2006, 3 espèces de cyclopoïdes ont été observées. Le plus abondant, *Cyclops prealpinus*, est observé tout au long de l'année. *C. vicinus* était présent uniquement en hiver et en début de printemps. *Macrocyclops albidus* n'a été observé qu'à une seule occasion, le 17/10/06. Dans le Léman les calanoïdes sont représentés par une unique espèce, *Eudiaptomus gracilis*.

3.2 Dynamique saisonnière du zooplancton en 2006

Les maxima des branchiopodes sont plus précoces par rapport à ceux des cyclopoïdes ou calanoïdes (figure 1). Le pic printanier d'abondance des branchiopodes apparaît dès le 18 avril avec 200'000 ind·m⁻². Ces abondances se maintiennent entre 100'000 et 200'000 ind·m⁻² de mi-mai à mi-juillet. Les abondances diminuent ensuite progressivement à partir de mi-août jusqu'à mi-novembre.

L'abondance des cyclopoïdes augmente très tôt au printemps, pour atteindre un maxima de 1'700'000 ind·m⁻² le 15/5. L'abondance diminue ensuite drastiquement dès le mois de juin pour stagner à des valeurs inférieures à 60'000 ind·m⁻² pour le reste de l'année.

La dynamique des calanoïdes est quant à elle, bimodale en 2006, avec un pic d'abondance automnal plus important que le pic printanier. Le maximum printanier d'abondance des calanoïdes est assez tardif, le 12/06, pour une valeur de 340'000 ind·m⁻². Après une décroissance estivale, l'abondance des calanoïdes augmente à nouveau en automne, avec une valeur maximum de 570'000 ind·m⁻².

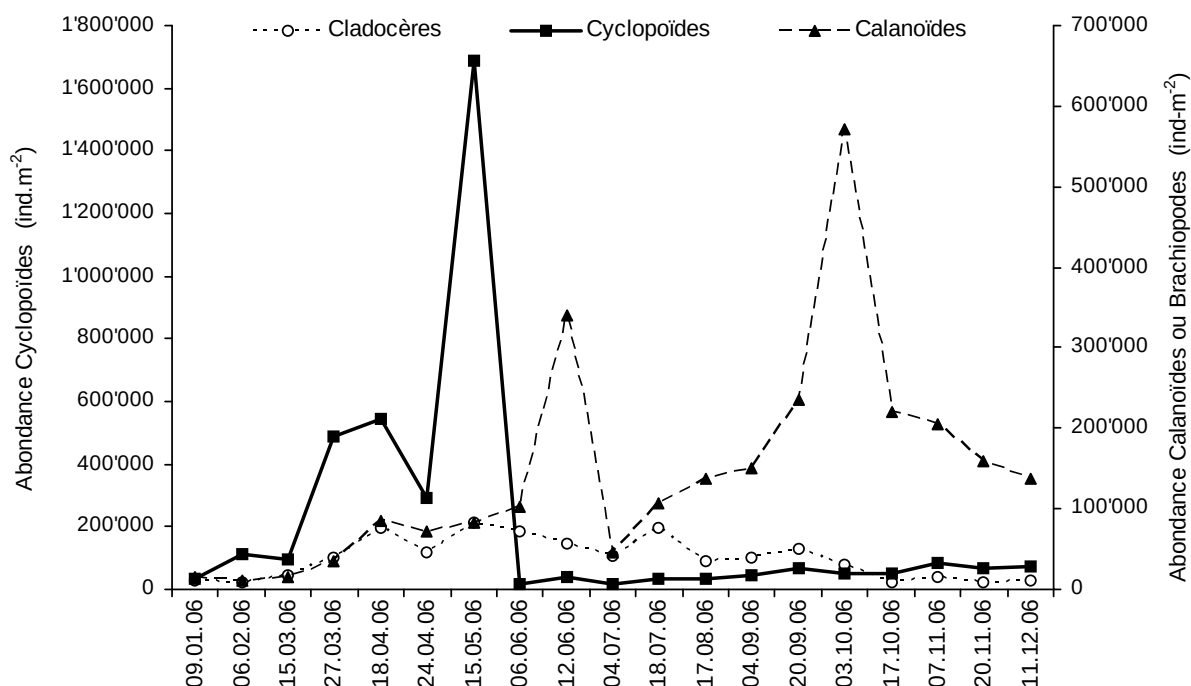


Figure 1 : Evolution saisonnière du peuplement crustacéen en 2006 (Léman, SHL2).

Figure 1 : Seasonal changes in the abundance of Crustacea in 2006 (Lake Geneva, SHL2).

Les Bosminidés présentent un pic printanier précoce, dès le mois d'avril, avec des abondances qui atteignent 200'000 ind·m⁻² (figure 2a). Les abondances diminuent ensuite rapidement pour devenir très faibles dès le mois de juillet. Les Daphniidés composés de *Daphnia hyalina* et *D. galeata*, se développent à partir de mi-mai, avec des abondances qui plafonnent à 200'000 ind·m⁻² au mois de juillet.

En 2006, la population de Daphnies se maintient cependant tout au long de l'été autour de 150'000 ind·m⁻² et ne décroît progressivement qu'à partir du mois d'octobre. Aucun pic automnal d'abondance n'a été observé contrairement aux années précédentes.

Les grands cladocères prédateurs, *Bythotrephes* et *Leptodora*, se caractérisent quant à eux par un développement en saison chaude (figure 2b). Leurs maxima sont décalés dans le temps, et apparaissent le 12 juin pour *Bythotrephes* et le 17 août pour *Leptodora*.

Les cyclopoides sont essentiellement représentés par le genre *Cyclops*. L'ensemble *C. prealpinus* + *C. spp* est dominant par rapport à *C. vicinus* (figures 1 et 3). La population de cyclopoides se développe tôt, dès le mois de mars. Le maximum printanier des Cyclopoides est atteint le 15 mai avec des abondances exceptionnelles de 1'800'000 ind·m⁻².

C. vicinus apparaît dès le mois de février et domine la population de cyclopoides jusqu'à mi-mars. *C. prealpinus* + *C. spp*. montrent ensuite un développement rapide et représentent la totalité du pic d'abondance printanier. Les abondances de cyclopoides diminuent rapidement ensuite et se maintiennent entre 20'000 et 100'000 ind·m⁻² le reste de l'année. Il n'y a pas de pic marqué d'abondance automnale.

La dynamique des calanoïdes, exclusivement représentés par *E. gracilis*, est clairement bimodale en 2006 (figures 1 et 4). Le pic d'abondance printanier est atteint plus tardivement (le 12 juin) que pour les cladocères herbivores et les copépodes, et culmine à 340'000 ind·m⁻². Les abondances estivales sont faibles mais un deuxième pic apparaît le 3 octobre, avec une abondance encore supérieure à celle du pic printanier, de l'ordre de 570'000 ind·m⁻². Les abondances, bien qu'en phase décroissante, restent relativement élevées jusqu'à la fin de l'année.

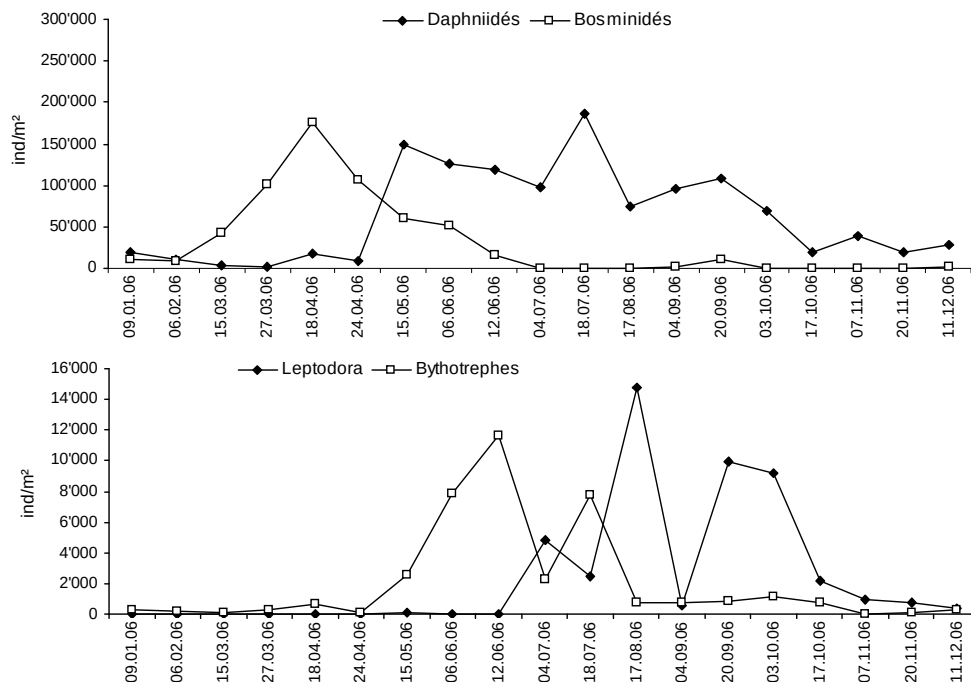


Figure 2 : Evolution saisonnière de l'abondance des Branchiopodes a) herbivores b) carnivores en 2006 (Léman, SHL2).

Figure 2 : Seasonal changes in the abundance of herbivorous and carnivorous Branchiopoda in 2006 (Lake Geneva, SHL2).

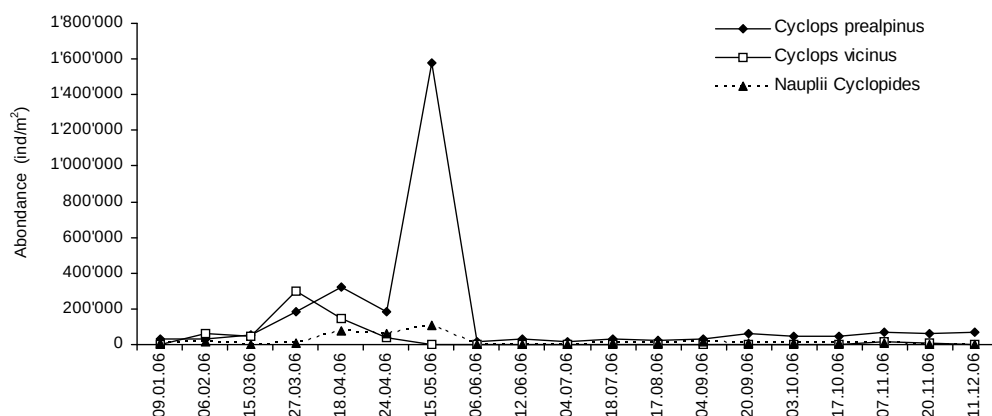


Figure 3 : Evolution saisonnière de l'abondance des cyclopoides en 2006 (Léman, SHL2).

Figure 3 : Seasonal changes in the abundance of cyclopoida in 2006 (Lake Geneva, SHL2).

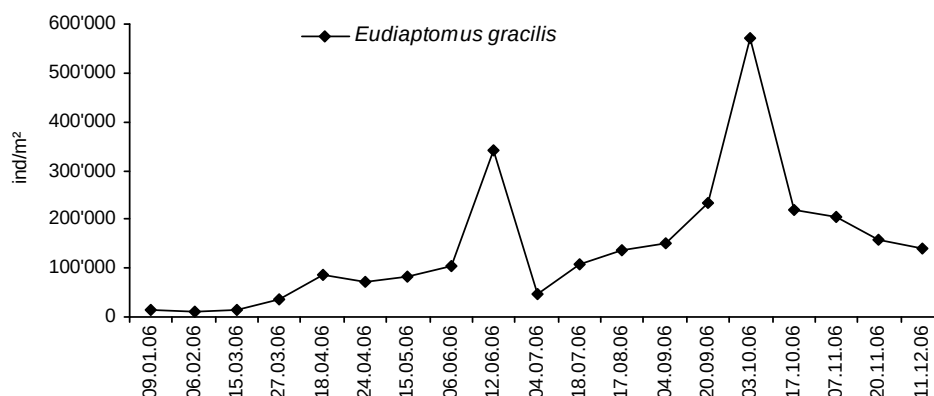


Figure 4 : Evolution saisonnière de l'abondance du calanoïde *Eudiaptomus gracilis* en 2006 (Léman, SHL2).

Figure 4 : Seasonal changes in the abundance of calanoïda *Eudiaptomus gracilis* in 2006 (Lake Geneva, SHL2).

3.3 Evolution à long terme du zooplancton

La figure 5 présente l'évolution interannuelle des moyennes estivales calculées sur la période de mai à septembre.

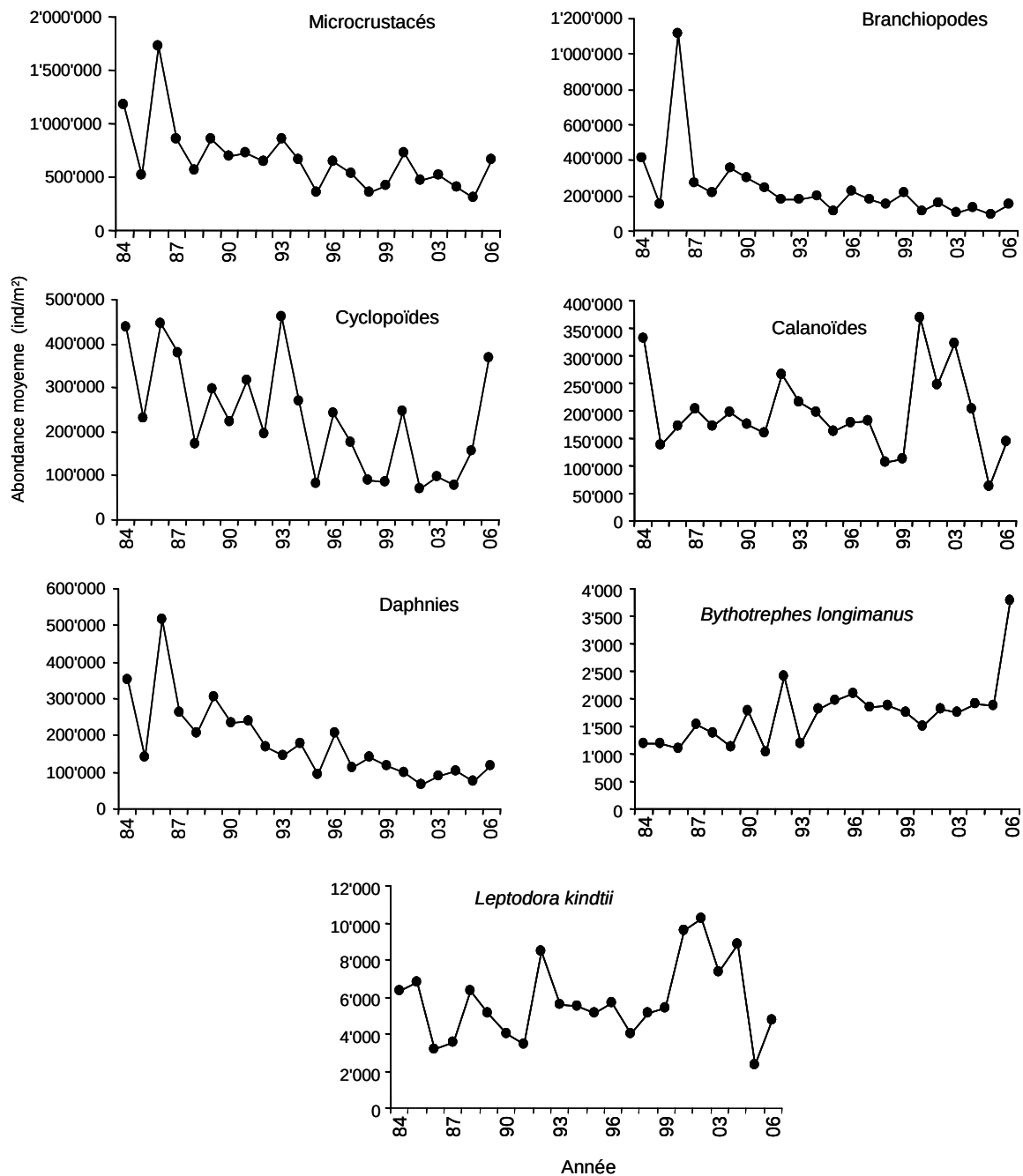


Figure 5 : Evolution interannuelle de l'abondance estivale des différentes catégories de zooplancton crustacéen (Léman, SHL2).

Figure 5 : Inter-annual changes in summer abundance of the crustacean zooplankton (Lake Geneva, SHL2).

La tendance à la baisse chez les microcrustacés, observée depuis 1984, se confirme encore en 2006. Elle est liée à la diminution de l'abondance des cyclopoides et des branchiopodes, en particulier des daphnies. Les tendances sont beaucoup moins claires pour les calanoïdes et *L. kindtii*. La tendance à l'augmentation des effectifs de *B. longimanus* depuis 1984 se confirme, avec des abondances particulièrement élevées en 2006.

A titre de comparaison, les abondances de daphnies avaient atteint un pic de 300'000 ind·m⁻² en juin 2005 puis avaient diminué rapidement en début d'été pour atteindre des valeurs inférieures à 50'000 ind·m⁻² de juillet à septembre 2005.

Des abondances de cyclopoides du même ordre de grandeur ont toutefois déjà été dénombrées aux printemps 1984, 1986, 1991, 1993 et 2000.

3.4 Biovolumes sédimentés et autres groupes planctoniques

Entre mars et octobre, le cycle d'abondance du biovolume sédimenté du zooplancton (figure 6) présente des variations saisonnières importantes, de $73 \text{ mL} \cdot \text{m}^{-2}$ (4 septembre) à $509 \text{ mL} \cdot \text{m}^{-2}$ (15 mai). Ces variations sont fortement corrélées à celles décrites pour les daphnies ($r = 0.689$, $p\text{-value} < 0.01$). Le profil temporel décrit une première phase avec des biovolumes forts au printemps qui ne décroissent que progressivement au cours de l'été. L'accroissement de la population des daphnies entraîne une consommation accrue du phytoplancton et par conséquent une augmentation importante de la transparence des eaux. Pour cette raison, on note une correspondance entre la date des maxima de transparence et les périodes à forts biovolumes sédimentés. La phase des eaux claires s'observe entre le 15 mai et le 6 juin. En 2005, la phase des eaux claires avait été établie au 20 juin.

En 2006, la transparence est restée relativement élevée tout l'été, ce qui pourrait être à relier avec les faibles biomasses nanoplanctoniques estivales (DRUART et TADONLEKE, 2007) ainsi qu'avec les abondances élevées de daphnies tout au long de l'été. En revanche, la transparence automnale est relativement plus faible et à relier avec le fort développement de *Planktothrix rubescens* observé à cette même période (DRUART et TADONLEKE, 2007). Le pic de biovolume sédimenté observé à la même date résulte plus probablement du pic automnal des calanoïdes que des effectifs de daphnies et reste relativement faible. En 2005, à la même date, la transparence était de l'ordre de 12 m.

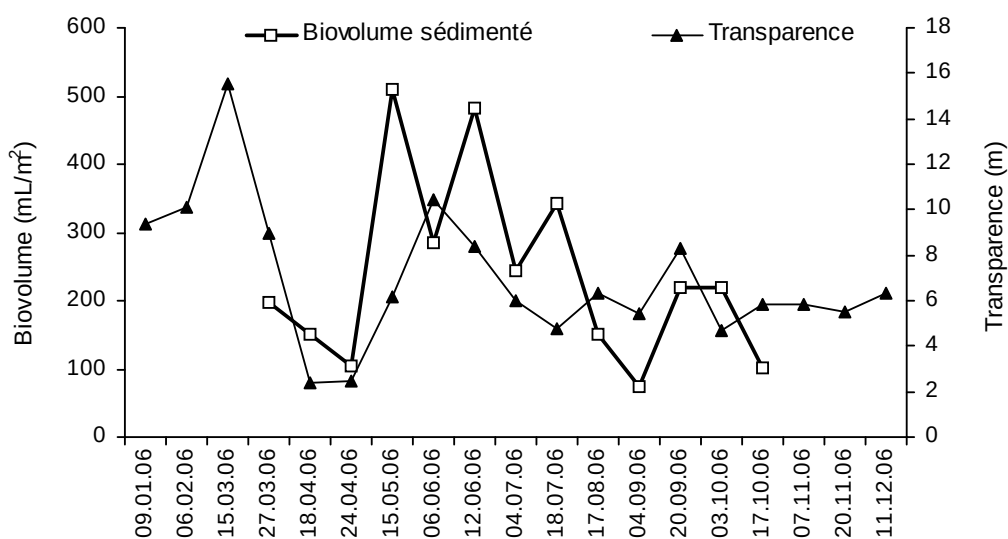


Figure 6 : Evolution saisonnière du biovolume sédimenté de zooplancton et de la transparence des eaux mesurée au disque de Secchi en 2006 (Léman, SHL2).

Figure 6: Seasonal changes in the settled biovolume and Secchi disk transparency values in 2006 (Lake Geneva, SHL2).

Les larves véligères de la moule zébrée ont été observées, conformément aux années précédentes en période estivale, de juin à septembre, avec un maximum de $29'500 \text{ ind} \cdot \text{m}^{-2}$ le 4/09. Le pic de densité est du même ordre de grandeur mais plus tardif qu'au cours des années précédentes. Des densités proches du millier d'individus au m^2 étaient encore observables en octobre et novembre 2006 (Tableau 1).

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

Table 1 : Seasonal changes in the abundance of the planktonic larvae of the zebra mussel *Dreissena polymorpha* (Lake Geneva, SHL2).

<i>Dreissena</i> ($\text{ind} \cdot \text{m}^{-2}$)	1998	1999	* 2000	2002	* 2003	* 2004	* 2005	* 2006
Maximum (date)	22'400 (04/08/06)	22'000 (02/08/06)	225'100 (17/07/06)	19'700 (19/08/06)	16'100 (2/07/06)	37'000 (23/08/06)	6'200 (04/07/06)	29'500 (04/09/06)

* année incomplète.

Aucune donnée disponible pour l'année 2001

Parmi les rotifères, aucun individu du genre *Notholca*, pourtant présent en 2004, n'a pu être observé en 2006. Parmi les trois taxa dénombrés, *Conochilus* est celui dont les abondances ont été les plus fortes en 2006 (figure 7). L'abondance de *Conochilus* montre un premier pic à $100'000 \text{ ind} \cdot \text{m}^{-2}$ en début d'été, puis un pic de fin d'été le 04/09/06 de près de $500'000 \text{ ind} \cdot \text{m}^{-2}$. A titre comparatif, l'abondance maximale de ce taxa était 10 fois inférieure au cours de l'année 2005. *Asplanchna* et *Kellicottia* ont atteint leur abondance maximale de façon synchrone, en fin d'été, avec respectivement $170'000$ et $120'000 \text{ ind} \cdot \text{m}^{-2}$ au 17/08/06.

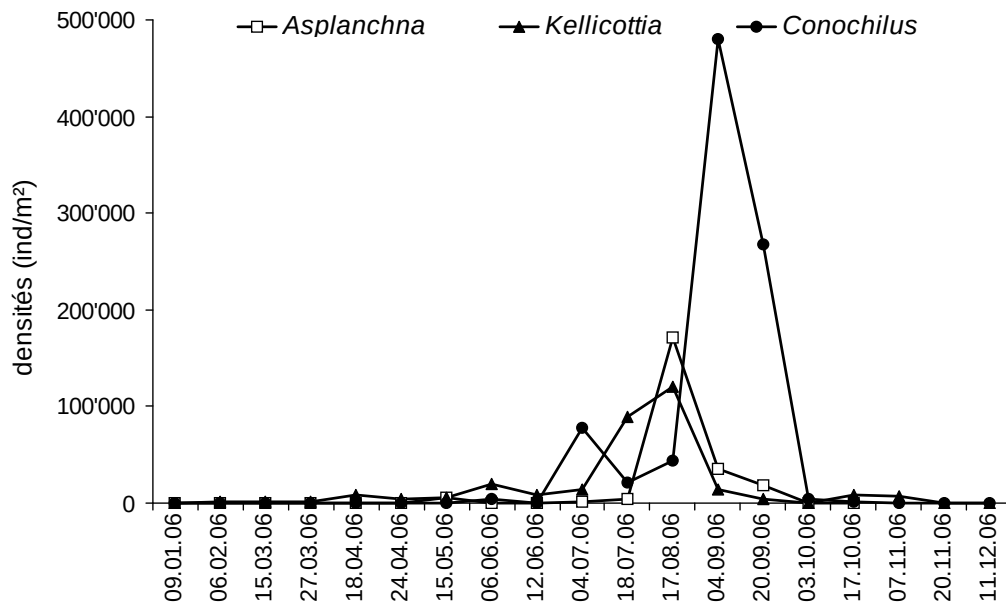


Figure 7 : Evolution saisonnière de quelques rotifères en 2006.

Figure 7 : Seasonal patterns of some Rotifera taxa in 2006.

4. DISCUSSION-CONCLUSION

La dynamique des crustacés a été atypique en 2006. D'une part, le copépode cyclopoïde *Cyclops prealpinus* a atteint un pic d'abondance exceptionnel à la mi-mai, avec des maxima proches de 1'800'000 ind.m⁻².

D'autre part, les abondances de daphnies sont restées relativement élevées tout au long de l'été, en dépit de faibles biomasses phytoplanctoniques, pour ne décroître progressivement qu'à partir de l'automne. Au cours des années précédentes, une dynamique modèle des populations des daphnies avait été établie (ANNEVILLE et LAINÉ, 2005). Ce modèle prévoit une dynamique bimodale comprenant un pic printanier et un pic automnal, séparés par une période estivale où les densités sont quasi nulles. Si l'abondance annuelle (calculée de mai à septembre) des branchiopodes, et en particulier des daphnies, est du même ordre de grandeur que celles mesurées entre 2001 et 2005, leur dynamique saisonnière ne suit pas, en 2006, le schéma bimodal observé assez classiquement sur les lacs méso-eutrophes. Cette dynamique atypique pourrait être mise en relation avec la dynamique du phytoplancton en 2006. La biomasse carbonée phytoplanctonique a été globalement faible mais dominée largement par les quatre taxons que sont *Planktothrix* (22 %), *Mougeotia* (12 %), *Ceratium* (12 %), *Aphanizomenon* (11 %). Ces quatre espèces sont difficilement broutables, limitant d'autant plus la ressource disponible pour les espèces zooplanctoniques herbivores. L'absence de pic automnal des daphnies en particulier pourrait être dû au développement massif de la cyanobactérie filamenteuse *P. rubescens* sous sa forme toxique à cette même période.

BIBLIOGRAPHIE

- ANNEVILLE, O. et LAINÉ, L. (2005) : Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2004, 101-109.
- ANNEVILLE, O. et LAINÉ, L. (2006) : Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2005, 127-132.
- DRUART, J.C. (2007) : Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 83-92.

RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE

WHITEFISH DIET IN THE PELAGIC ZONE OF LAKE GENEVA

Campagne 2006

PAR

Orlane ANNEVILLE, Daniel GERDEAUX et Caroline CRÉPEAU

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

RÉSUMÉ

Le régime alimentaire des corégones adultes a été étudié à partir des poissons capturés dans les filets dérivants de la pêche professionnelle selon le même protocole depuis 1999. La plupart des corégones mesuraient entre 37 à 44 cm. On note cette année encore une nette préférence alimentaire de cette espèce pour les cladocères et en particulier pour les Bythotrephes, ressource alimentaire prépondérante car présente dans les estomacs en quantité et tout au long de l'année. En été et automne, au moment des pics d'abondance de Leptodora, cette espèce contribue également à une part importante du régime alimentaire des corégones adultes. En 2006, on observe une forte contribution des nymphes de chironomes, ce qui pourrait être dû à une baisse de disponibilité du zooplancton.

ABSTRACT

The diet of adult whitefish was investigated in fish caught in drift nets by commercial fisheries using the same protocol as had been in use since 1999. Most of the fish measured between 37 and 44 cm. As in previous years, the main prey of these fishes are Cladocerans, with Bythotrephes being the preferred species. This species made a major contribution, and was found in whitefish stomachs all year round. In summer and autumn/fall, when Leptodora reaches its highest densities, this species becomes an important component of adult whitefish diet. In 2006, the contribution of Chironomes to the diet was important, and this could have reflected an overall decrease in the abundance of zooplankton in Lake Geneva.

1. INTRODUCTION

Les conséquences des fluctuations météorologiques sur la dynamique des écosystèmes aquatiques ont, depuis quelques décennies, fait l'objet d'un intérêt croissant. Il existe maintenant de nombreuses études montrant l'impact des modifications climatiques sur les communautés zooplanctoniques. Ces dernières sont affectées en terme d'abondance, de composition spécifique ou de dynamique saisonnière. De tels remodèlements dans les communautés zooplanctoniques sont susceptibles, par effet de cascade, d'affecter les maillons trophiques supérieurs tel le poisson.

Les suivis menés par la CIPEL ont permis de mettre en évidence d'importants changements dans les conditions physico-chimiques du Léman. Outre la sensibilité de ce lac aux fluctuations climatiques, on note également une baisse importante de la charge en phosphore censée réduire l'abondance phytoplanctonique. Diverses analyses spécifiques à ce lac ont par ailleurs souligné l'impact de ces changements environnementaux sur la communauté zooplanctonique (MOLINERO et al., 2007, ANNEVILLE et al., 2007). Des changements dans la disponibilité et la composition des proies sont supposés affecter le régime alimentaire des espèces piscicoles planctonophages et peuvent, à terme, affecter leur croissance, distribution spatiale ou abondance. La communauté piscicole du Léman étant essentiellement composée d'espèces planctonophages qui consomment du zooplancton une grande partie de leur vie (perches) voire toute leur vie (corégones, gardons), on peut à juste titre s'interroger sur les conséquences directes de ces changements au niveau du plancton. Ainsi, les connaissances relatives aux régimes alimentaires des poissons s'avèrent être importantes pour le suivi écologique d'un lac. L'étude du régime alimentaire des poissons du Léman a été entreprise par la CIPEL en 1999 et depuis 2002, cette étude est restreinte au corégone.

2. MÉTHODOLOGIE

Le régime alimentaire des corégones est étudié à partir d'individus mis à disposition par un pêcheur professionnel pendant la période de pêche (janvier-octobre). Les poissons sont pêchés avec des filets dérivants dont la maille est au moins égale à 48 mm de côté. Le pêcheur utilise au plus 8 filets de 120 m de long déployés en zone pélagique au large de Séchex (France). En janvier et février les poissons sont capturés à l'aide de filets de fond. Ces filets sont relevés très tôt en fin de nuit, ce qui rend ces poissons utilisables pour l'étude des contenus stomacaux (PONTON, 1986). Etant donné la faible variabilité inter-individuelle, un échantillon de 10 poissons peut être considéré comme représentatif (PONTON, 1986; MOOKERJI et al., 1998; GERDEAUX et al., 2002). Dans la mesure du possible, un nombre suffisant de poissons (en moyenne une quinzaine) est donc récolté pour avoir 10 estomacs suffisamment remplis. En 2006, 163 poissons ont ainsi été échantillonnés.

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

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

3. RÉSULTATS

3.1 Taille des poissons examinés

En 2006, les poissons échantillonnés présentaient une taille moyenne de 40.4 cm de longueur totale. Le plus grand poisson mesurait 52 cm. Sur l'ensemble de la période, 85% des poissons mesuraient de 37 à 44 cm. Les sujets examinés seraient donc en majorité des adultes en 3^e et 4^e année de vie. Cette répartition générale, analogue à celle des années précédentes, est liée à la sélectivité des filets employés (figure 1).

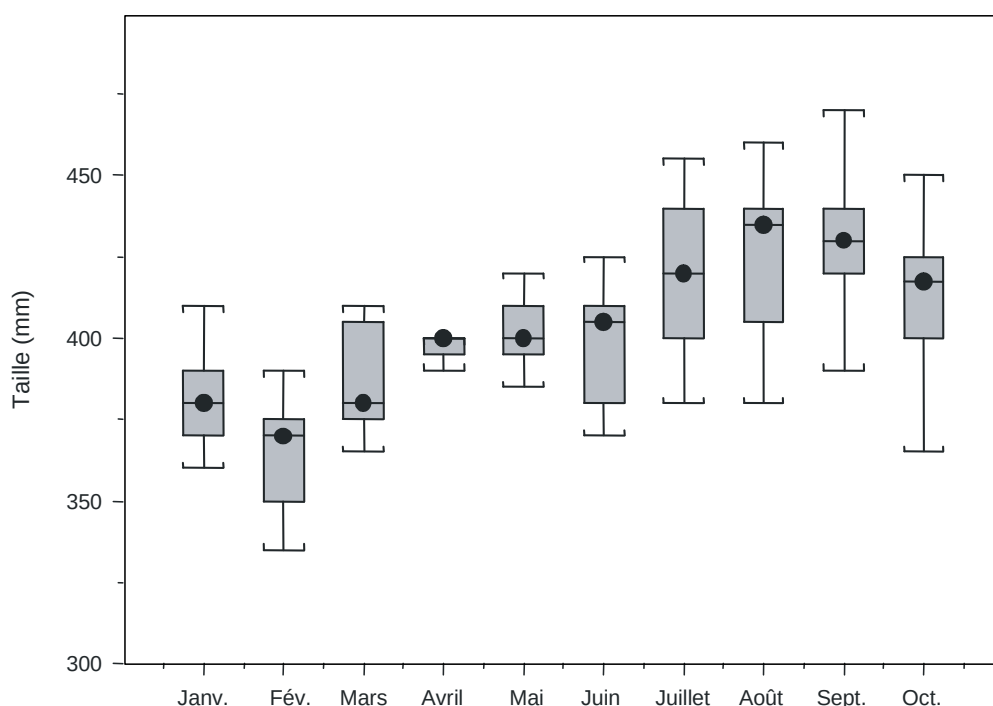


Figure 1 : Répartition des tailles des poissons dont l'estomac a été analysé en 2006. Représentation en " boîte à moustache " où le point au travers de la boîte est au niveau de la médiane, le bas et le haut de la boîte correspondent respectivement au premier et troisième quartiles. Les moustaches sont les lignes qui s'étirent du haut et du bas de la boîte jusqu'aux valeurs adjacentes, à savoir la plus petite et la plus grande observation encore 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 1: Distribution of the sizes of fish whose stomach contents were analysed in 2006. In the Whisker and Box-plot figure, the dot through the box is at the same level as the median, the bottom and top of the box are the first and third quartiles respectively. The whiskers are the lines that extend from the top and bottom of the box to the adjacent values, i.e. the lowest and highest values reported that are still within the zone defined by the lower limit of $Q1-1.5$ ($Q3-Q1$) and by the upper limit of $Q3+1.5$ ($Q3-Q1$).

3.2 Evolution mensuelle du taux de vacuité

Le pourcentage d'estomacs vides est maximal en janvier et début d'automne (50 %) (figure 2). Ceci s'explique par le fait qu'en hiver, les poissons sont moins actifs et le zooplancton disponible est également moins abondant (PERGA et LAINÉ, 2007). Le nombre d'estomacs vides par échantillon diminue fortement dès le mois de février et atteint alors 20 %. En mars et juin, tous les poissons s'étaient alimentés. En avril et mai, les taux de vacuité avoisinaient les 10 %. On note une recrudescence du nombre d'estomacs vides à partir du mois d'août où 27% des poissons ont un estomac vide. En 2006, le schéma saisonnier diffère légèrement de ceux observés les années précédentes dans le sens où les taux de vacuité sont moins forts en août mais plus importants en septembre et octobre.

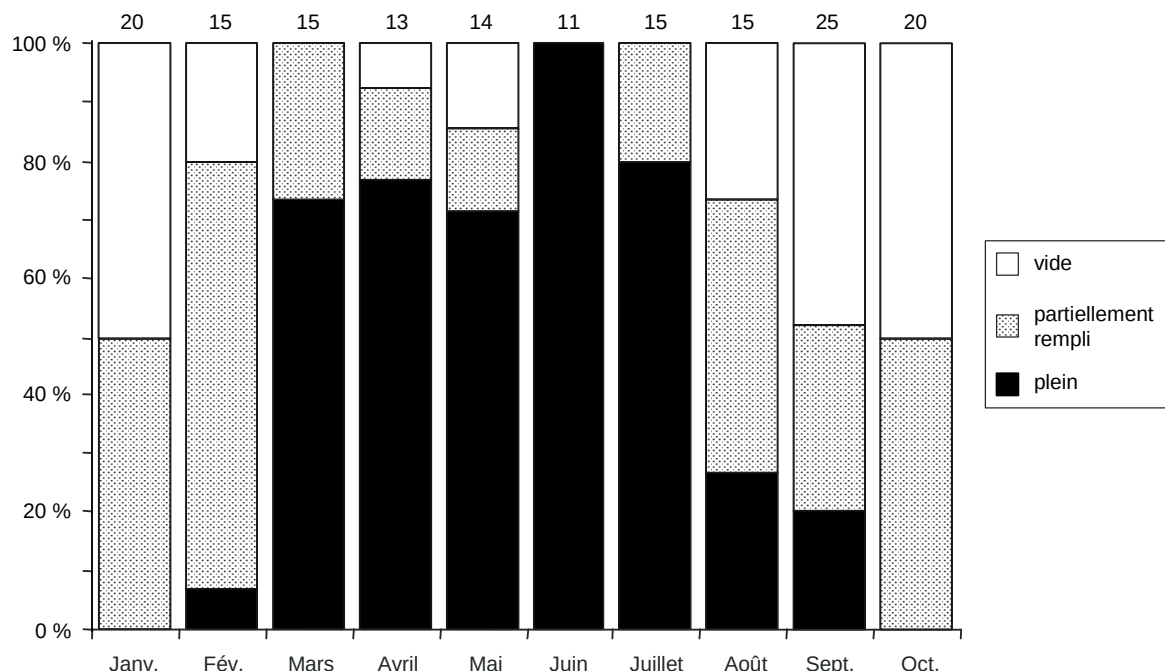


Figure 2 : Evolution mensuelle du taux de vacuité des estomacs analysés de corégone en 2006 au Léman. Le chiffre porté au-dessus de chaque barre représente le nombre d'estomacs prélevés.

Figure 2 : Monthly change in the degree of emptiness of the whitefish stomachs analyzed in 2006 in Lake Geneva. The number shown above each bar indicates the number of stomachs sampled.

3.3 Composition de régime alimentaire

Les daphnies, *Bythotrephes* et *Leptodora* représentent l'essentiel des proies ingérées par les corégones. Les nymphes de chironomes constituent également une part importante du régime alimentaire du corégone. A l'échelle de l'année, la composition du régime alimentaire présente des variations saisonnières (figure 3). De mars à juin, les daphnies représentent plus de 50 % du bol alimentaire des corégones, le reste étant les *Bythotrephes* et les nymphes de chironomes en avril. Les *Bythotrephes* sont présents dans les estomacs tout au long de l'année. Leurs contributions sont importantes en janvier et février, malgré leur faible abondance dans les échantillonnages de zooplancton (PERGA et LAINÉ, 2007). En juillet, les *Bythotrephes* représentent 99% du bol alimentaire. A partir du mois d'août le bol alimentaire devient plus varié, les daphnies sont pratiquement absentes alors que les *Leptodora* et nymphes de chironomes deviennent des composantes importantes. Les larves de chironomes ont été observées uniquement en février, lorsque les poissons étaient capturés exceptionnellement à l'aide de filets de fond.

La comparaison des contenus stomacaux avec le zooplancton échantillonné au filet, met en évidence une forte sélectivité des corégones envers les *Bythotrephes*, daphnies et *Leptodora*. Ces taxons qui ont une contribution moyenne à l'abondance du zooplancton crustacéen de 21 %, représentent pourtant 83 % du bol alimentaire. De plus, la date d'apparition des *Leptodora* dans les contenus stomacaux coïncide avec de fortes abondances observées dans les échantillons (PERGA et LAINÉ, 2007). La part relative de ce taxon au régime alimentaire du corégone au cours de l'année évolue conjointement avec son abondance dans le milieu et sa contribution à l'abondance des proies zooplanctoniques potentielles (Pearson p-value < 0.01). La contribution des chironomidés au régime alimentaire évolue indépendamment de l'abondance des proies potentielles. On note toutefois un fort synchronisme entre absence des chironomidés dans les estomacs et maxima estivaux d'abondance des proies potentielles.

La figure 4 montre l'évolution du régime alimentaire des corégones depuis 1999. Les nymphes constituent depuis 2003 une part non négligeable du régime alimentaire, traduisant une diminution de la ressource zooplanctonique, également constatée dans le suivi des densités de zooplancton (PERGA et LAINÉ, 2007). Comme pour les années précédentes, les *Leptodora* sont présents dans les estomacs à partir de l'été, ce qui correspond au pic d'abondance observé dans le lac pour ce taxon.

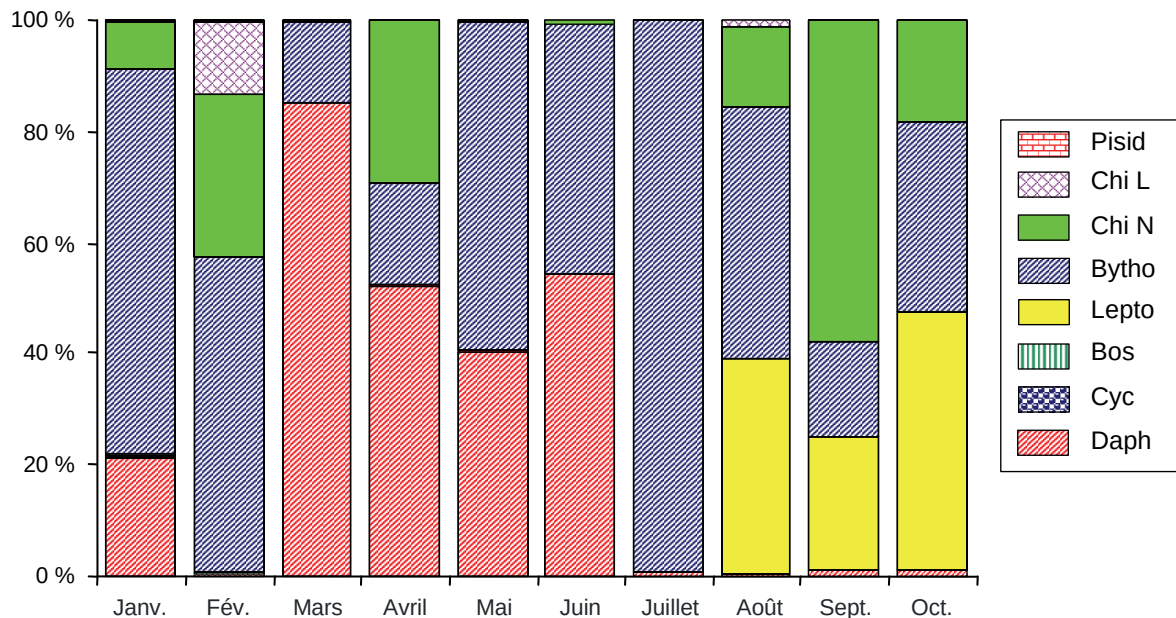


Figure 3 : Evolution mensuelle des pourcentages volumétriques dans les estomacs de corégone en 2006 au Léman.

Figure 3 : Monthly change in the percentages volume of the prey species in the stomachs of the whitefish in 2006 in Lake Geneva.

4. CONCLUSIONS

Les changements mensuels observés dans les contenus stomacaux témoignent une préférence alimentaire pour les cladocères. La contribution de *Leptodora* au régime alimentaire évolue de concert avec ses abondances mesurées dans l'échantillonnage de zooplancton.

Par ailleurs, on note un fort synchronisme entre les tendances à long terme observées chez le zooplancton prélevé au filet et dans les contenus stomacaux. Les changements inter-annuels observés dans les contenus stomacaux, reflètent clairement des changements dans la structure spécifique du zooplancton à savoir une baisse du zooplancton et en particulier des daphnies.

Remerciements : Nous remercions Monsieur Raphaël JORDAN, pêcheur professionnel, qui nous a facilité le travail de prélèvement des estomacs sur les poissons.

BIBLIOGRAPHIE

- ANNEVILLE, O., MOLINERO, J.C., SOUISSI, S., BALVAY, G., et GERDEAUX, D. (2007) : Long-term changes in the copepod community of Lake Geneva. *J. Plankton Res.*, 29, 49-59.
- GERDEAUX, D., BERGERET, S., FORTIN, J. et BARONNET, T. (2002) : Diet and seasonal patterns of food intake by *Coregonus lavaretus* in Lake Annecy, comparison with the diet of the other species of the fish community. *Arch. Hydrobiol.*, 57 (Spec. Iss. Advanc. Limnol.), 199-207.
- HYSLOP, E. J. (1980) : Stomach content analysis - a review of methods and their application. *J. Fish. Biol.*, 17, 411-429.
- MOLINERO, J.C., ANNEVILLE, O., SOUISSI, S., LAINÉ, L. et GERDEAUX, D. (2007) : Decadal changes in water temperature and ecological time-series in Lake Geneva, Europe - detecting relationships with the subtropical Atlantic climate variability. *Climate Research*, 34, 15-23.
- MOOKERJI, N., HELLER, C., MENG, H.J., BURGI, H.R. et MÜLLER, R. (1998) : Diel and seasonal patterns of food intake and prey selection by *Coregonus* sp. in re-oligotrophicated Lake Lucerne, Switzerland. *J. Fish. Biol.*, 52, 443-457.
- PERGA, M. et LAINÉ, L. (2007) : Evolution du zooplancton du Léman. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.*, Campagne 2006, 103-109.
- PONTON, D. (1986) : Croissance et alimentation de deux poissons planctonophages du lac Léman : le corégone (*Coregonus* sp.) et le gardon (*Rutilus rutilus*). Thèse Université Lyon 1, 156 pages + annexes.

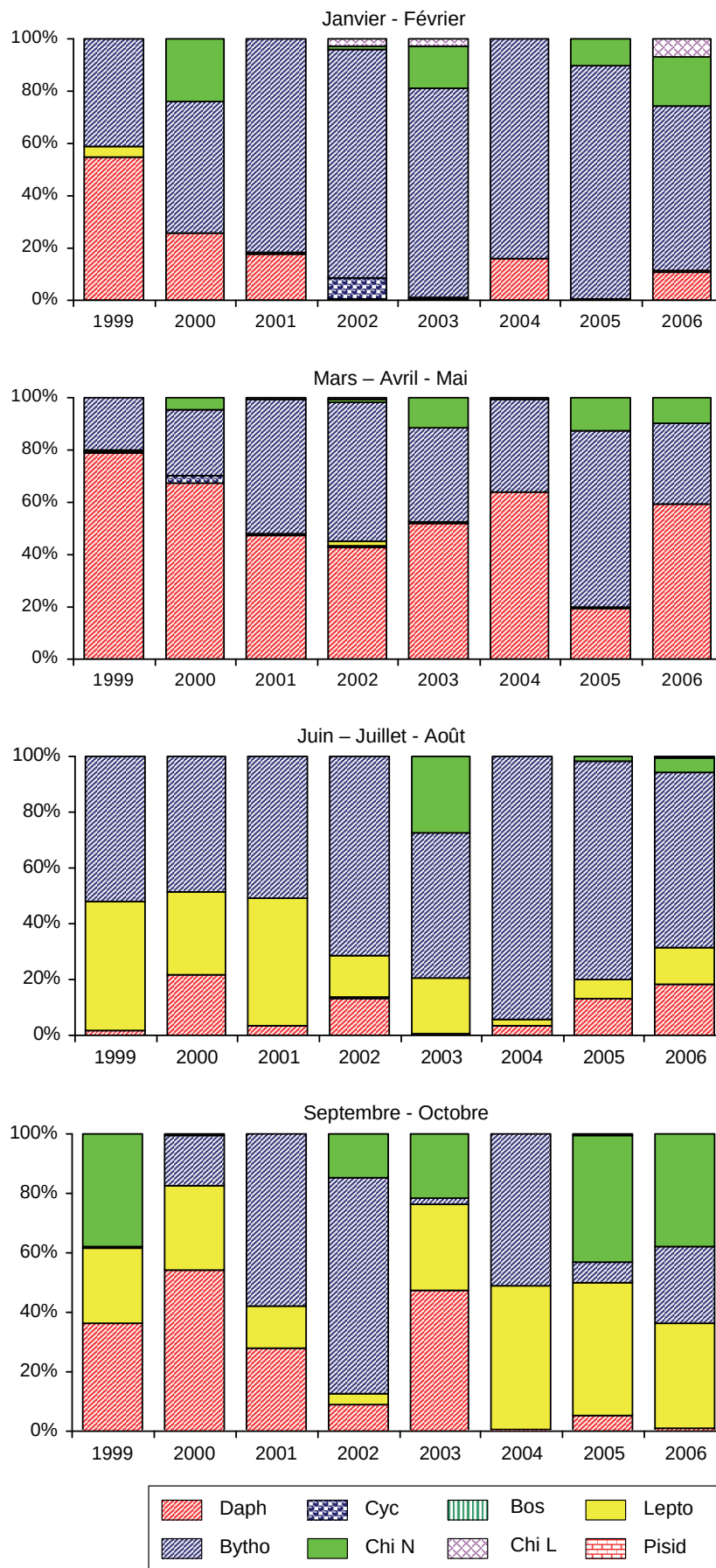


Figure 4 : Evolution saisonnière de 1999 à 2006 des contenus stomacaux de corégones au Léman. (Pour l'année 2003, le mois d'août n'a pas été pris en compte, pour les années 2004 et 2005, le mois de février).

Figure 4 : Seasonal changes from 1999 to 2006 in the whitefish stomach contents in Lake Geneva (the months of August in 2003, and January in 2004 and 2005 were not taken into account).

SYNTHÈSE DE L'ÉTUDE DES RIVES DU LÉMAN ET DE LEUR POTENTIEL DE RENATURATION

SUMMARY OF THE STUDY OF THE LAKE GENEVA'S SHORES AND THEIR POTENTIAL OF RENATURATION

Campagne 2005-2006

Groupement de bureaux d'études et groupe de suivi de la CIPEL

(voir préambule du rapport)

RÉSUMÉ

Partant du constat que seulement 3 % des rives du lac étaient encore entièrement naturelles, d'après une estimation de 1992, la CIPEL a voulu connaître le potentiel de renaturation des 97 % de rives restantes.

L'étude réalisée en 2005-2006 par un groupement de bureaux d'études spécialisés, a permis de poser les bases biologiques qui pourront servir de cadre à des projets de gestion, d'aménagement ou d'entretien des rives.

L'inventaire a mis en évidence **61 sites naturels** d'intérêt dont **4 majeurs, dits zones nodales** (Les Grangettes, le delta de la Dranse, le golfe de Coudrée et la Pointe à la Bise), et un grand nombre à **l'embouchure** des rivières, qui sont des milieux à fort potentiel biologique.

3 sous-réseaux (aquatique, amphibie et terrestre) ont été analysés, chacun possédant ses milieux et espèces caractéristiques, ainsi que son propre mode de fonctionnement. Un diagnostic reposant sur les exigences spécifiques des espèces-cibles associées a été posé, permettant de définir des objectifs ciblés et fondés biologiquement, en fonction des besoins des diverses composantes du réseau.

Des contrastes assez forts apparaissent d'un endroit à l'autre du pourtour du lac; certaines parties du rivage offrent un réel potentiel de renaturation, alors que dans d'autres, les perspectives sont plus limitées. Ces différences sont en partie liées au relief naturel, qui par endroits favorise le développement des milieux riverains et des milieux littoraux sur une large bande, et ailleurs, réduit la zone de transition à un étroit ruban de quelques mètres de large.

Les résultats détaillés de l'étude réalisée en 2005-2006 montrent que de nombreuses et diverses activités (navigation, baignade, ...) influencent près de 60% des rives du lac. Plus de 60 % d'entre elles sont artificielles (maisons, routes, etc.), emmurées ou enrochées et seules 26 % sont encore naturelles (plages, grèves, forêts, cordon littoral, etc.).

La CIPEL a adopté plusieurs recommandations et résolutions pour promouvoir la protection et la valorisation des rives lémaniques. La priorité doit être donnée à la protection et au renforcement des sites naturels existants et notamment à la valorisation des embouchures de rivières à caractère naturel. Elle espère avoir initié un processus de revalorisation des rives du Léman et reste maintenant intéressée à la mise en œuvre des mesures.

ABSTRACT

On the basis of the observation that only 3 % of the lake shore is still entirely natural, according to an estimation in 1992, CIPEL wanted to determine the potential for renaturing the other 97 % of the shore.

The study carried out in 2005-2006 by a group of specialist contract research companies, established the biological bases that can be used as a framework for projects for the management, adaptation or maintenance of the shores.

The inventory has identified 61 sites of natural interest including 4 major sites, known as nodal zones (Les Grangettes, the delta of the Dranse, the gulf of the Coudrée and the Pointe à la Bise), and numerous river estuaries, which constitute environments with a high biological potential.

3 sub-networks (aquatic, amphibian and terrestrial) were analysed, each having its own characteristic habitats and species, as well as its own functioning method. A diagnosis based on the specific requirements of the associated target-species has been reached, making it possible to define targeted and biologically-justified objectives, depending on the needs of the various components of the network.

Some fairly marked contrasts emerge between one place and another around the edge of the lake; some parts of the shoreline have a real potential for renaturing, whereas prospects in others are more limited. These differences are partly linked to the natural relief, which in places has encouraged the development of riverside and coastal habitats occupying a wide band, whereas in others the transition zone is reduced to a narrow strip a few meters wide.

The detailed results of the study carried out in 2005-2006 show that numerous and varied activities (boating, swimming, ...) have affected nearly 60 % of the lake shore. More than 60 % of them are artificial (houses, roads, etc.), surrounded by walls or rocks, and only 26 % are still natural (beaches, strands, forests, shoreline strip, etc.).

CIPEL has adopted several recommendations and resolutions to promote the protection and enhancement of the shores of Lake Geneva. Priority must be given to the protection and strengthening of existing natural sites and notably the natural enhancement of the river estuaries. CIPEL hopes that it has set in motion a process of enhancement of the shores of Lake Geneva, and is still interested in the implementation of measures.

PRÉAMBULE

Par son action en matière de protection des eaux, la CIPEL contribue à la coordination de la politique de l'eau à l'échelle du bassin versant lémanique, soit entre la France et la Suisse et plus particulièrement entre les départements de l'Ain et de la Haute-Savoie et les cantons de Vaud, Valais et Genève. Dans ce sens, elle suggère ou fait effectuer les études nécessaires pour déterminer la nature, l'importance et l'origine des pollutions, puis les actions pour y remédier. Elle exprime ensuite ses résolutions sous forme de délibérations, à l'intention des gouvernements français et suisse.

Le Plan d'action 2001-2010 de la CIPEL " Pour que vivent le Léman et ses rivières " a entre autres objectifs celui de maintenir ou rétablir les fonctions écologiques des rives lacustres en garantissant une bonne diversité et qualité du milieu physique (rives naturelles et diversifiées, végétation terrestre et aquatique, interconnexion des différents hydrosystèmes) et une protection des zones naturelles particulièrement importantes.

Selon une étude réalisée en 1992 (OFEFP, 1992), seules 3 % des 200 km de rives du Léman sont encore entièrement naturelles (marais côtiers) et 23 % semi-naturelles (prés, cultures). Près des ¾ des rives sont entièrement artificielles (40 % de murs et enrochements et 34 % de quais, ports et voies de communication). Pour contribuer à maintenir, améliorer et garantir à long terme la biodiversité des rives du Léman, la CIPEL a lancé une étude des rives du Léman et de leur potentiel de renaturation. Cette étude a été confiée à un groupement spécialisé.

Celle-ci vise avant tout les aspects biologiques des rives du lac. L'ensemble des différentes contraintes (zones de protection archéologiques, foncier, hydroélectricité, protection des biens et des personnes, etc) n'ont pas été prises en compte de manière détaillée mais devront être prises en compte dans tout projet d'aménagement ou de renaturation lié au rivage.

La CIPEL est en mesure de mettre à disposition des gestionnaires des rives du Léman les éléments suivants :

- Un concept de Réseau Ecologique Lémanique (REL) qui pourra servir de cadre à des projets globaux ou de détails de mise en réseau, de gestion, d'aménagement ou d'entretien de sites. Ainsi, les rives encore naturelles pourront être conservées et les rives potentiellement " renaturables " aménagées avec des objectifs cohérents et coordonnés sur l'ensemble du périmètre du lac;
- Des propositions de mesures de renaturation pour les sites prioritaires du REL, de même que pour les surfaces moins prioritaires en main des privés ou du public;
- Un outil SIG qui leur permettra de connaître le potentiel de renaturation de toute portion du littoral lémanique.

La synthèse de ces éléments vous est présentée dans ce document, de même que les propositions de recommandations qui en découlent pour la concrétisation du volet biodiversité des rives du Plan d'action 2001-2010 en faveur du Léman, du Rhône et de leurs affluents.

Auteurs de l'étude

Raymond DELARZE (Bureau d'études biologiques, chemin des Artisans 6, CH-1860 Aigle)

Catherine STREHLER PERRIN, Antoine GANDER, Christian CLERC, Michel ANTONNIAZA et Alexandre GHIRALDI (Groupe d'étude et de gestion Grande Carîçaille, Champ-Pittet, 1400 Yverdon-les-Bains)

Jean-François RUBIN et Pierre-André FROSSARD (Haute Ecole d'Ingénieurs, filière Gestion de la Nature, Centre de Lullier, rte de Pressinge, 1254 Jussy)

Groupe de suivi de la CIPEL

Romaine PERRAUDIN KALBERMATTER (projet Rhône-SFP-VS)

Audrey KLEIN (Secrétariat CIPEL)

Daniel GERDEAUX (INRA-Thonon)

Dominique LEDOUX (DDE 74-Annecy)

Brigitte LODS-CROZET (SESA-VD)

Jean PERFETTA (SECOE-GE)

Jean-François PERRIN (CEMAGREF-Lyon)

François RAPIN (Secrétariat CIPEL)

Daniel VON SIEBENTHAL (SAT-VD)

1. DÉMARCHE DE L'ÉTUDE

1.1 Approche réseau des rives lémaniques

L'étude des rives du Léman et de leur potentiel de renaturation s'inscrit dans une approche "réseau", pour laquelle l'organisation spatiale des éléments joue un rôle dans l'évaluation des objets et de leur potentiel. Ceci permet de mieux mesurer l'importance de chaque élément dans le fonctionnement du système.

L'élargissement du cadre d'évaluation à l'ensemble du Léman sera aussi l'occasion de mettre en évidence l'originalité et la valeur de certains sites uniques et irremplaçables.

Le but du mandat confié par la CIPEL était donc d'élaborer le concept directeur du réseau écologique lémanique (REL) en jetant les bases de projets de renaturation et de mise en réseau des rives.

Les rives du Léman sont soumises à une pression humaine très forte. C'est le cas depuis fort longtemps. On dispose par conséquent de peu de repères historiques permettant de fixer un "état de référence". Par ailleurs, la topographie naturelle empêche l'installation de milieux riverains étendus sur certaines portions du littoral. Ces contingences doivent être prises en compte lors de la restauration du réseau.

Il ne s'agit pas de faire exploser à tout prix des populations dont les effectifs ont toujours été modestes ni de permettre l'installation d'espèces qui n'ont jamais résidé sur les rives du lac, mais bien de respecter le caractère oligotrophe (pauvre en éléments nutritifs minéraux) du Léman, et même sa relative pauvreté naturelle. Il n'en reste pas moins que les déficits induits par les activités humaines méritent des mesures correctives si on veut éviter que les valeurs naturelles propres au littoral lémanique ne disparaissent.

1.2 Déroulement de l'étude

Cette étude a comporté plusieurs étapes, avec pour chacune d'entre elle l'élaboration d'un rapport :

- 1) Définition des bases de l'élaboration du réseau
- 2) Définition de la méthode de structuration du REL sur un secteur test
- 3) Extension à l'ensemble des rives lémaniques
- 4) Elaboration de recommandations pour la concrétisation du REL

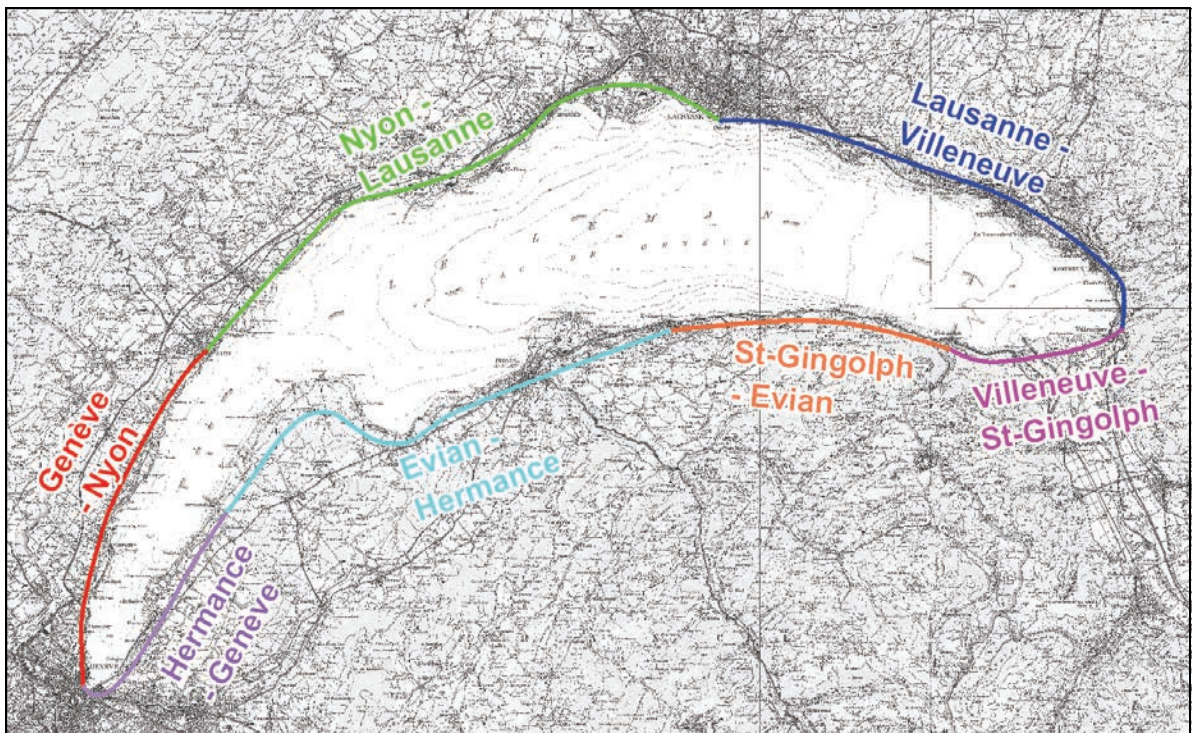


Figure 1 : Découpage des secteurs.

Figure 1 : Division into sectors.

2. SYNTHÈSE DES PRINCIPAUX RÉSULTATS

2.1 Diagnostic de la situation actuelle

Depuis la parution de la monumentale monographie de FOREL (1904), de nombreux travaux ont été consacrés au Léman, à sa flore, sa faune et ses biotopes riverains. Ces études fournissent non seulement une bonne image de la situation actuelle, mais permettent aussi de retracer l'évolution depuis la fin du 19^e siècle. Au cours du temps, une part importante des rives a été construite et artificialisée, ce qui a renforcé le degré d'isolement des biotopes riverains restants. La diminution et la fragmentation croissante des habitats naturels ont entraîné un appauvrissement de la diversité biologique du littoral lémanique. Déjà constaté du temps de Forel, le phénomène s'est aggravé au 20^e siècle.

Afin de faciliter le traitement, **3 sous-réseaux**, aquatique, amphibie et terrestre, sont analysés séparément dans un premier temps. Chaque sous-réseau possède ses milieux et espèces caractéristiques, ainsi que son propre mode de fonctionnement. Un diagnostic reposant sur les exigences spécifiques des espèces-cibles associées est posé, permettant de définir des objectifs ciblés et fondés biologiquement, en fonction des besoins des diverses composantes du réseau.

Afin de préciser la contribution des différentes régions à la richesse de l'ensemble, le pourtour lémanique a été découpé en **7 secteurs** (voir figure 1). La délimitation des secteurs tient compte de la morphologie des rives et des découpages existants dans les inventaires faunistiques et floristiques consultés.

- ▶ Evian-Hermance : rive S, partie centrale avec beine plus large
- ▶ Hermance - Genève : rive S, partie occidentale avec beine large
- ▶ Genève - Nyon : rive N, partie occidentale avec beine large et faibles pentes
- ▶ Nyon - Lausanne : rive N, partie centrale avec hauts-fonds de largeur plus variable
- ▶ Lausanne - Villeneuve : rive N, partie orientale avec beine étroite et fortes pentes
- ▶ Villeneuve - St-Gingolph : delta du Rhône, avec beine très large (secteur étendu jusqu'à la frontière pour faciliter le géocodage des données)
- ▶ St-Gingolph - Evian : rive S, partie orientale avec beine étroite et fortes pentes.

Situation des objets

Au total, l'analyse des principaux éléments existants met en évidence 61 objets et sous-objets répartis inégalement sur le pourtour lémanique. Un important hiatus, lié au relief naturel, s'observe du delta du Rhône jusqu'à la hauteur de Lausanne-Evian, sur les deux rives du lac.

La vue générale présentée sur la figure 2 montre la distribution géographique des sites d'intérêt particulier sur le pourtour du Léman. Elle met en évidence quatre sites d'importance majeure, tant par leur surface que par la richesse et la qualité de leurs éléments constitutifs. Les Grangettes (VD), le delta de la Dranse (F), le domaine de Coudrée (F) et la Pointe-à-la-Bise (GE). Chacun de ces quatre sites abrite des valeurs uniques et irremplaçables pour chaque sous-réseau et mérite le statut de zone nodale* polyvalente.

D'autres sites ont une importance nodale pour un seul des sous-réseaux, ou même pour quelques éléments seulement de ce sous-réseau. C'est le cas par exemple du site " Enrochements Cully-Rivaz (VD) ", dont l'inscription se justifie surtout par rapport à la couleuvre vipérine. Le concept adopté par le plan directeur vaudois des rives a été suivi, en accordant un poids exceptionnel aux espèces très rares et menacées.

Dans la plupart des cas cependant, les sites identifiés sont polyvalents. Ils conjuguent une certaine valeur à la fois pour les sous-réseaux terrestre, amphibie et aquatique. Ceci ne va pas de soi, car les contraintes écologiques des trois sous-réseaux sont fort différentes et les espèces exploitant plusieurs sous-réseaux sont minoritaires.

La corrélation est principalement due au fait que beaucoup de sites d'intérêt correspondent à des embouchures de rivières. Ces dernières offrent en général des biotopes terrestres intéressants (cordons boisés, alluvions exondées du delta) en même temps que des rivages localement peu aménagés (les crues et divagations du cours d'eau ayant eu un effet dissuasif), avec un peu de chance des vestiges de végétation amphibie, et des hauts-fonds élargis par les alluvions, favorables à l'expansion des herbiers lacustres. Enfin, les apports plus ou moins réguliers d'alluvions fraîches sur le mont* peuvent favoriser la reproduction de l'omble chevalier devant les embouchures.

La moitié orientale du lac, les zones comprises entre Lausanne et Villeneuve, respectivement entre Evian et le Bouveret, est presque dépourvue d'objet intéressant. Ceci s'explique évidemment par le relief des rives du lac dans ces secteurs. Pour les sous-réseaux terrestre et amphibie, on est forcé d'admettre qu'il n'existe pas réellement de continuum* naturel sur tout le pourtour du Léman. Toutefois, il est possible que ces tronçons aient par le passé abrité de petites taches de roselière ou d'autres milieux riverains ayant pu jouer le rôle de zones relais. Ces fragments ont certainement disparu très précocement sous l'action de l'homme, sans laisser aucune trace.

Dans la moitié occidentale du lac, les sites relais sont plus régulièrement répartis. Malgré une urbanisation très forte, leur degré d'isolement est moins prononcé.

* : voir dans le glossaire

En ce qui concerne le sous-réseau aquatique, on peut s'interroger sur l'existence d'un quelconque isolement des milieux. La rapidité avec laquelle les élodées et les écrevisses américaines ont colonisé le lac montre bien qu'on a affaire à un système quasiment panmictique*.

Situation des milieux

On constate que l'évolution et la situation actuelle des associations végétales varient fortement en fonction du sous-réseau considéré.

Les groupements subaquatiques ont subi d'importantes fluctuations suite à l'eutrophisation du lac. Après une tendance à la détérioration jusque vers 1980, un lent rétablissement s'est amorcé et se poursuit actuellement, avec le retour massif des herbiers de characées (algues de grande taille). Les mêmes phénomènes ont été observés sur l'ensemble du Léman et tendent à estomper les différences locales de composition des peuplements, qui restent peu marquées et mettent en jeu un nombre assez restreint de végétaux.

Les ceintures riveraines du sous-réseau amphibie présentent une distribution beaucoup plus fragmentaire et étriquée, tout en abritant un nombre d'espèces nettement plus grand. A l'échelle du Léman, le site des Grangettes apparaît d'emblée comme le plus important, par sa taille et par la diversité de ses milieux, même si sa végétation riveraine a subi un appauvrissement dramatique au cours des 50 dernières années. Un hiatus naturel sépare le site des Grangettes des autres sites riverains, beaucoup moins étendus, disséminés sur la moitié ouest du littoral entre Lausanne et Thonon. Il s'agit principalement de roselières, mais d'autres milieux plus rares sont présents localement, en particulier les derniers vestiges lémaniques du Littorellion devant Yvoire (plantes amphibies typiques des grèves lacustres oligotrophes périodiquement inondées).

Enfin, divers types intéressants de végétation terrestre se rencontrent à proximité du rivage. Il s'agit en partie de milieux sans lien avec le lac, comme les boisements riches en vieux arbres et les prés maigres à orchidées des grandes propriétés. Mais les plus précieux sont sans conteste les derniers vestiges du système dunaire lacustre unique en Europe de la région de Sciez-Excenevez.

2.2 Objectifs : milieux et espèces cibles

Une sélection de milieux et d'espèces cibles dont les exigences permettront de préciser les conditions que doit remplir le réseau pour être biologiquement fonctionnel, a été faite.

Milieux cibles

Compte tenu du degré d'artificialisation des rives lémaniques, on peut être tenté de dire que tout milieu semi-naturel, quel qu'il soit, constitue une amélioration et peut figurer comme milieu-cible. Certains milieux méritent cependant d'être considérés comme prioritaires. On peut par exemple citer les milieux historiquement les plus représentatifs (même disparus), les habitats d'espèces propres au bassin lémanique ou particulièrement rares et menacées, ainsi que les groupements oligotrophes. Ces derniers présentent un intérêt particulier dans la mesure où l'amélioration de la qualité de l'eau du lac contribuerait à en augmenter les potentialités biologiques.

Pour autant que le choix se présente entre plusieurs options, l'étude a suivi la hiérarchisation suivante :

a) Sous-réseau terrestre

- 1) dunes et surfaces sablonneuses pionnières (végétation herbacée xérophile)
- 2) prairies à litière (*Molinion*)
- 3) forêts riveraines de bois tendres (*Alnion incanae*, *Salicion albae*)
- 4) forêts riveraines de bois dur (*Fraxinion*)
- 5) prairies maigres (*Mesobromion*), pseudoroselières (*Phalaridion*), etc.

b) Sous-réseau amphibie

- 1) végétation des grèves inondables (*Littorellion*)
- 2) végétation à feuilles flottantes (*Nymphaeion*)
- 3) végétation pionnière hygrophile annuelle (*Nanocyperion*, *Bidenton*)
- 4) roselière lacustre (*Phragmiton*)
- 5) magnocariçaie (*Magnocaricion*)

c) Sous-réseau aquatique

- 1) lagunes communicant avec le lac
- 2) embouchures de rivières (renaturation)
- 3) herbiers de beine à characées (*Charion*)
- 4) frayères à ombles (omblières)
- 5) beines caillouteuses (tenevières)
- 6) herbiers de beine à potamots (*Potamion*)
- 7) bancs de *Dreissena*.

Cette énumération sert surtout à fixer des principes généraux. Dans la pratique, il est évident qu'il faut s'inspirer des potentialités et des contraintes locales pour opérer un choix.

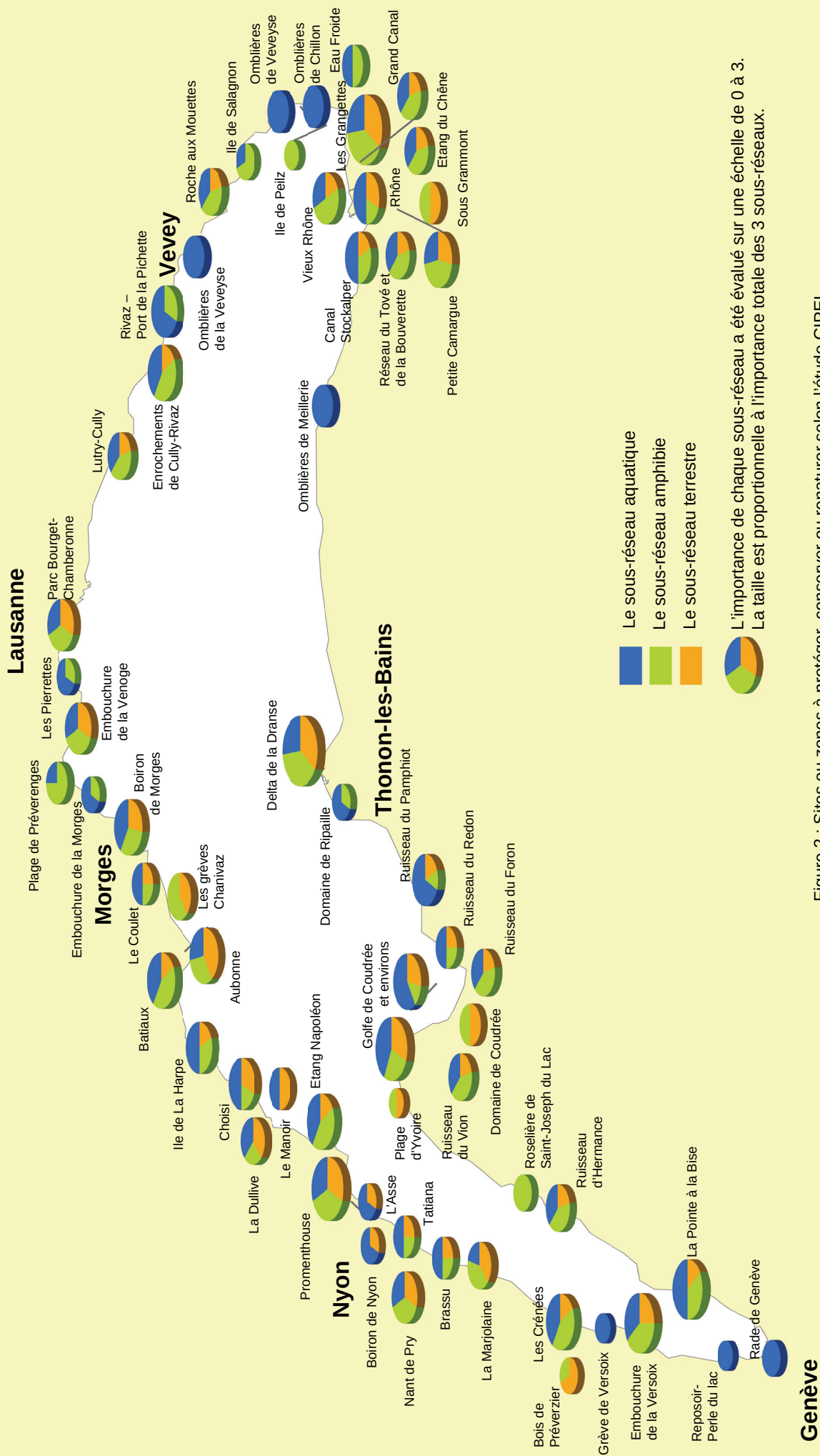


Figure 2 : Sites ou zones à protéger, conserver ou renaturer selon l'étude CIPEL

Figure 2 : Sites or zones to be protected, conserved or renatured according to the CIPEL study.

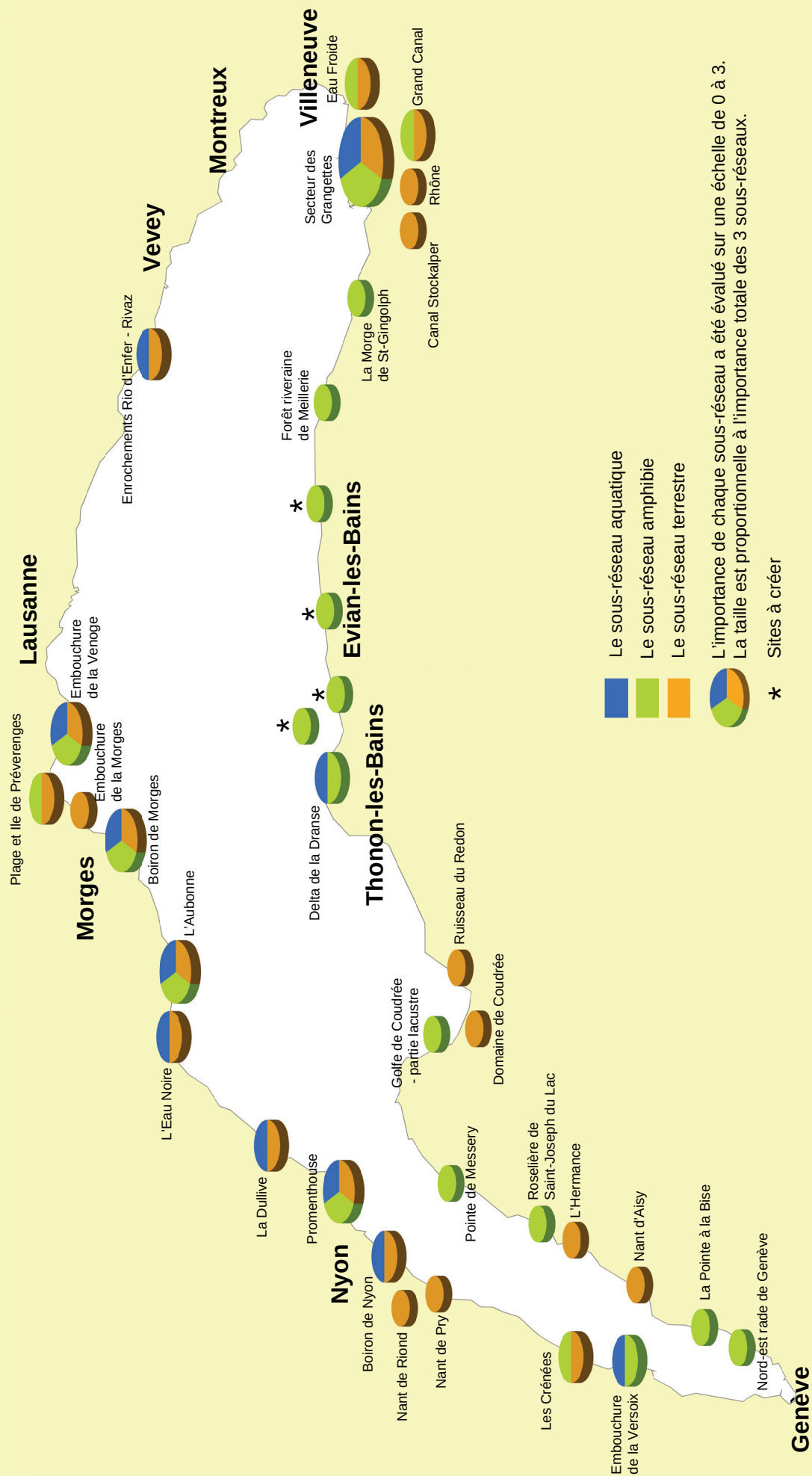


Figure 3 : Sites visés par des mesures de priorité 1.

Figure 3 : Sites subject to top priority measures.

Espèces cibles*

Pour chaque sous-réseau, l'étude a établi une liste d'espèces-cibles. Il s'agit en partie d'espèces menacées (espèces-cibles sensu stricto), mais aussi d'espèces dont les exigences recouvrent celles de nombreuses autres espèces (espèces parapluie) ou d'espèces plus faciles à médiatiser (espèces emblématiques). Une partie de ces espèces sont prises en compte indirectement par la désignation d'un milieu-cible. Toutefois, certaines d'entre elles ont des exigences particulières, qu'il s'agit de prendre en compte. Pour les besoins de l'étude, les espèces retenues comme espèces-cibles seront donc en priorité celles dont les besoins spécifiques apportent des indications supplémentaires par rapport aux milieux-cibles, notamment en termes d'espace vital et de structure particulière de l'habitat.

Les espèces retenues sont les suivantes :

a) Sous-réseau terrestre

Nom latin	Nom français	Exigences particulières
<i>Holoschoenus vulgaris</i>	Scirpe vulgaire	Pannes sablonneuses humides. Multiplication ex situ et réintroduction
<i>Scabiosa canescens</i>	Scabieuse cendrée	Dunes fixées. Multiplication ex situ ?
<i>Cicindela flexuosa</i>	Cicindèle flexueuse	Plages sablonneuses avec végétation éparse

b) Sous-réseau amphibie

Nom latin	Nom français	Exigences particulières
<i>Choroterpes picteti</i>	Ephémère de Pictet	Bancs de gravier
<i>Mergus merganser</i>	Harle bièvre	Connectivité des cours d'eau, arbres à cavités
<i>Sterna hirundo</i>	Sterne pierregarin	Îles et glariers de nidification
<i>Charadriidae</i> spp.	Limicoles	Grèves exondées, vasières
<i>Castor fiber</i>	Castor	Sites-relais sur le rivage entre affluents colonisables
<i>Natrix maura</i>	Couleuvre vipérine	Enrochements non jointoyés, Hibernaculum
<i>Littorella uniflora</i>	Littorelle	Substrat et régime des vagues adapté (mal connu, expérimentation nécessaire). Multiplication ex situ et réintroduction
<i>Nuphar lutea</i>	Nénuphar jaune	Régime des vagues très atténué ; pas de bois flottants

c) Sous-réseau aquatique

Nom latin	Nom français	Exigences particulières
<i>Ancylus fluviatilis</i>	Ancyle	Substrats durs
<i>Unio</i> spp.	Mulettes	Haut-fonds à substrat meuble
<i>Podiceps cristatus</i>	Grèbe huppé	Surface minimale de roselière
<i>Anatidae</i> spp.	Canards	Ressources alimentaires, tranquillité
<i>Perca fluviatilis</i>	Perche	Herbiers abrités
<i>Alburnus alburnus</i>	Ablette	Surfaces de galets à faible profondeur
<i>Phoxinus phoxinus</i>	Vairon	Grèves non colmatées
<i>Esox lucius</i>	Brochet	Lagunes, haut-fonds herbeux
<i>Gobio gobio</i>	Goujon	Hauts-fonds de galets

Dès les premières phases d'analyse, il est apparu que les échanges des organismes lacustres et riverains avec l'arrière-pays étaient limités à quelques cas précis, concentrés le long des cours d'eau. Cette constatation a conduit à définir un **périmètre d'étude** s'écartant peu de la ligne de rive. Côté terre, le périmètre d'étude se limite à la frange littorale directement influencée par le lac. L'analyse détaillée des milieux et des valeurs biologiques s'étend jusqu'à la cote 380 m et au maximum à une distance de 500 m de la ligne de rive. Mais il est évident que les limites du périmètre d'étude ne constituent pas un carcan et qu'elles seront élargies selon les besoins thématiques, notamment pour l'analyse de l'avifaune.

2.3 Mesures de renaturation et revitalisation

Les mesures génériques sont détaillées dans des fiches qui décrivent succinctement les caractéristiques des mesures préconisées, selon un schéma-type applicable - moyennant adaptations au contexte local. Les mesures envisagées sont les suivantes :

Pour le sous-réseau aquatique

- restauration de conditions favorables pour les poissons dans les embouchures
- aménagement d'ouvrages techniques et suppression de corps morts dans le Petit Lac.

Pour le sous-réseau amphibie

- conservation et développement de stations à littorale
- revitalisation et restauration de lagunes
- développement ou création de roselières
- amélioration des sites d'escales pour les limicoles (oiseaux vivant dans les marécages)
- création d'îlots de nidification pour anatidés (canards)
- installation de plate-formes à sternes.

Pour le sous-réseau terrestre

- conservation de la végétation riveraine
- conservation d'habitats favorables pour le harle bièvre
- conservation ou aménagement d'habitats favorables pour le castor
- conservation ou aménagement d'habitats pour la couleuvre vipérine
- restauration ou conservation d'habitats cibles ou particuliers (pionniers)
- restauration ou conservation d'espèces floristiques cibles.

Les mesures envisagées pour répondre aux exigences des milieux et espèces cibles couvrent un large gradient de **naturalité**, allant du rétablissement de processus naturels (îlots de gravier constitués naturellement par alluvionnement à l'embouchure des cours d'eau) à la mise en place de structures artificielles (plate-forme de nidification).

La position adoptée par le groupe de suivi de la CIPEL ne privilégie pas les mesures introduisant des éléments exogènes dans le milieu naturel. Cette option a certes le mérite de privilégier les mesures les plus robustes, c'est-à-dire celles qui s'appuient sur la dynamique naturelle (renaturation), plutôt que celles qui mettent en jeu des interventions techniques complexes et difficiles à contrôler sur le long terme (revitalisation). Il n'en reste pas moins que la concrétisation des objectifs fixés suppose des compromis avec de multiples contraintes, et il faudra bien dans certains cas se contenter de mesures palliatives, en général préférables à un renoncement pur et simple. Certaines de ces mesures palliatives, telles que les plates-formes de nidification, pourraient d'ailleurs constituer des mesures transitoires, qui seraient mises en place, en quelque sorte à titre d'essai. Si elles atteignent leurs objectifs et permettent la constitution de nouvelles colonies de reproduction, elles pourraient alors être remplacées en deuxième étape par des aménagements plus naturels comme des îlots de gravier, qui nécessitent un investissement plus lourd. Cette question est à évaluer selon les circonstances, de manière pragmatique, en gardant à l'esprit les objectifs et priorités biologiques qui motivent les mesures.

Des mesures sont préconisées par sous-réseau (AM amphibie, AQ aquatique, TE terrestre), pour chacun des objets inventoriés. Elles sont classées par ordre de priorité (1. conservation, 2. amélioration, 3. création). La figure 3 présente une synthèse des mesures de priorité 1.

2.4 Structuration du Réseau Ecologique Lémanique

Les 7 secteurs du pourtour lémanique ont été étudiés selon une méthodologie développée dans le secteur-test Evian - Hermance, qui n'est pas présentée ici mais qui est détaillée dans le rapport d'étape 2.

Le secteur Evian - Hermance est caractérisé par un fort taux d'urbanisation (près de 50 % des surfaces terrestres) et un degré d'artificialisation des rives modéré (37 % avec mur ou enrochement). Le delta de la Dranse et le domaine de Guidou (Sciez) constituent 2 zones nodales abritant la majorité des milieux-cibles et espèces-cibles dans ce secteur. Pour cette raison, la priorité doit être donnée au renforcement de la protection de ces objets et à la poursuite des efforts entrepris pour les gérer et les conserver. Par ailleurs, 8 sites aquatiques d'importance sont répertoriés (herbiers lacustres, embouchures, zone de galet et omblières). Il est recommandé de renforcer la fonctionnalité des embouchures, car elles jouent un rôle majeur dans le fonctionnement du système riverain.

Le secteur Hermance - Genève présente un taux d'urbanisation élevé (78 % sur le périmètre terrestre) et les milieux naturels subsistants n'occupent que de petites surfaces. Le seul objet d'importance est le site de la Pointe-à-la-Bise, avec ses composantes amphibie et aquatique. Les principales propositions visent à consolider ce site. D'autre part, il est recommandé de renforcer la continuité de quelques nants (cours d'eau et leur végétation riveraine) et de créer des biotopes humides dans des espaces verts urbains, dans un but conservatoire et didactique.

Le secteur Genève - Nyon est un peu moins urbanisé (64 %) mais ses rives restent très artificialisées. Les Crénées et La Versoix, y compris sa zone alluviale d'importance nationale, constituent les enjeux principaux de ce secteur. Les mesures proposées visent à améliorer la fonctionnalité de la Versoix, notamment au niveau de son embouchure (suppression de port, etc.) et à étoffer la palette des habitats aux Crénées en améliorant la connexion avec le lac. Une autre mesure importante vise à rétablir des milieux pionniers sur le site historique des grèves de Versoix.

Dans le secteur Nyon - Lausanne, le taux d'urbanisation est plus faible (43 %) et plusieurs espaces relativement peu transformés offrent de belles perspectives de mise en valeur, même pour des espèces sensibles au dérangement, comme les limicoles. Il s'agit notamment des embouchures de la Promenthouse, de l'Aubonne, du Boiron de Morges et de la Venoge. Les deux premières offrent même un potentiel suffisant pour jouer à terme un rôle de zones nodales. Plus limité côté terre, le potentiel amphibie et aquatique de la Venoge reste élevé.

Le secteur Lausanne - Villeneuve est marqué par une artificialisation presque totale du rivage (87 %) et par une topographie très pentue, qui limite naturellement l'extension potentielle des milieux riverains. Son principal intérêt réside dans la présence de plusieurs omblières proches du rivage et d'une importante population de couleuvre vipérine. La nidification des anatidés pourrait aussi être favorisée localement par des mesures ponctuelles. En dehors de ces objectifs qui requièrent des mesures ciblées, aucune proposition n'est faite pour ce secteur.

Le secteur Villeneuve - St-Gingolph est le moins urbanisé (14 %) et le plus riche en milieux naturels. Le site des Grangettes y joue un rôle essentiel de refuge et de réservoir pour tout le bassin lémanique. Cette situation justifie à la fois la protection dont le site jouit et la poursuite des efforts de mise en valeur de son potentiel biologique, qui reste élevé. Les mesures proposées concordent largement avec la gestion actuelle des réserves. Dans une perspective lémanique, il est important de mettre l'accent sur la qualité du contact terre-eau, par le biais de l'aménagement de nouvelles lagunes et la restauration des ceintures d'atterrissement (successions de groupements végétaux répartis en bandes contiguës parallèles au rivage : roselières, nupharaies).

Le secteur St-Gingolph - Evian présente une topographie comparable à celle du secteur Lausanne - Villeneuve; il subit aussi une forte artificialisation du rivage (66 %). La principale mesure a trait à la conservation des omblières de Meillerie. La mise en valeur du potentiel biologique de la forêt dans ce secteur relativement boisé est aussi préconisée.

Le Réseau Ecologique Lémanique ne correspond que partiellement à l'image conventionnelle d'un réseau écologique constitué de nœuds répartis dans un espace bidimensionnel et plus ou moins interconnectés par des liaisons biologiques. Ce modèle s'applique difficilement aux habitats amphibies, par essence alignés sur une interface terre-eau unidimensionnelle, et encore moins au milieu aquatique, pour lequel tout porte à penser que le lac doit être considéré comme un continuum unique. Ces raisons font que les problèmes de connectivité, qui jouent en général un rôle central dans l'analyse des réseaux écologiques, ont ici une importance mineure et concernent surtout le réseau hydrographique aboutissant au Léman.

Dans le cas présent, le principal intérêt de l'approche réseau est de prendre en compte le fonctionnement du système à l'échelle du lac entier, ce qui met en évidence l'importance particulière de certains éléments et permet de mieux dégager la valeur et le potentiel de chaque portion de rivage. Cette analyse confirme, en la soulignant, l'importance cruciale des zones nodales comme les Grangettes, le secteur de Coudrée, le delta de la Dranse ou la Pointe-à-la-Bise, ainsi que la fonction essentielle des embouchures. Ce sont bien ces objets qui recèlent les principaux enjeux biologiques, par leur dimension ou par leur potentiel évolutif ; ceux qui méritent d'être conservés et revitalisés en priorité.

En résumé, l'analyse détaillée par secteur met encore une fois en exergue l'importance prépondérante des embouchures de cours d'eau dans le réseau écologique lémanique, et ceci pour toutes les composantes du réseau. Il y a ainsi une forte convergence dans le choix des sites à mettre en valeur, de la part des spécialistes des trois sous-réseaux qui ont travaillé sur cette étude.

De manière générale, les mesures proposées visent surtout à renforcer les pôles existants. Ce sont ces mesures groupées qui offrent les meilleures chances de succès et les meilleures synergies. Ainsi, plusieurs grands objets (Versoix, Promenthouse, Aubonne) sont appelés à devenir de nouvelles zones nodales pour renforcer le réseau sur la rive nord du lac.

A côté de ces interventions clairement localisées, des mesures ponctuelles, à distribuer principalement le long des rives urbanisées, sont également préconisées : plantation de végétaux emblématiques, pose de nichoirs, reconstitution de bosquets de bois doux, etc. Ces mesures auront à la fois une vocation biologique et de sensibilisation. Elles pourraient par exemple être mises en œuvre dans le cadre d'agenda 21 locaux de communes riveraines du lac. Faciles à mettre en œuvre, elles pourraient en effet être portées par des jeunes ou d'autres groupes de la société civile.

Le tableau 1 récapitule les objectifs et les mesures correspondantes dans chaque secteur.

On distingue 2 niveaux de priorité (1 ou 2) selon l'importance du site et l'urgence des mesures à prendre.

Tableau 1 : Mesures de conservation et d'aménagement proposées pour les secteurs des rives du lac.

Table 1 : Conservation and enhancement measures proposed for the sectors of the lake shore.

O : objectifs
O : objectives
M : mesures
M : measures
En gras : mesures de priorité 1
In bold : top priority measures

		sous-réseau terrestre	sous-réseau amphibie	sous-réseau aquatique
Evian - Hermance	O	Assurer la survie des espèces-cibles liées aux anciennes dunes (<i>Holoschoenus vulgaris</i>, <i>Scabiosa canescens</i>, etc.) Favoriser la dynamique alluviale naturelle de la Dranse, ou en tout cas la persistance de milieux ouverts pionniers, site de nidification des laridés, etc. Favoriser les espèces indigènes peu communes sur le littoral Assurer la continuité biologique des corridors formés par les cours d'eau	Assurer la conservation du Littorellion sur le site de Messery Etendre les roselières dans les sites potentiellement favorables Offrir des sites d'escale aux limicoles en migration Favoriser la reproduction des sternes et des mouettes Renaturer l'embouchure de l'Hermance	Favoriser la reproduction naturelle de la faune piscicole : omble, ablette, etc. Créer ou permettre l'extension des herbiers existants Renforcer la fonctionnalité des embouchures pour la faune aquatique (transit, zone de grossissement, refuge temporaire, etc.) Renaturer l'embouchure de l'Hermance
	M	Décaper et remodeler des terrains sablonneux sur le domaine de Guidou Rétablir un régime alluvial naturel et débroussailler les terrasses hautes du delta de la Dranse Promouvoir l'utilisation d'essences de station pour la végétalisation des espaces verts riverains Conservser ou rétablir un cordon de végétation riveraine le long des affluents	Poursuivre le programme de sauvegarde de la station de Littorella, effectuer des transplantations sur d'autres sites Réduire le dérangement des hauts-fons exondés de la baie de Coudrée en période de migration, créer de petites îles graveleuses Renforcer les roselières existantes et aménager la rive pour permettre l'installation de nouvelles colonies de roseaux Assurer la tranquillité des îles graveleuses du delta de la Dranse; créer des îlots artificiels devant le rivage.	Supprimer les amarrages et renaturer les berges des zones d'embouchure Protéger et conserver les ombrières actives actuelles (Ripaille et Dranse) Favoriser le dépôt de gravier sur certains secteurs favorables à la reproduction de l'ablette
Hermance - Genève	O	Restaurer continuité des nants Reconstituer biotopes-témoins dans espaces verts	Favoriser Sterne pierregarin et anatidés Renforcer végétation aquatique et amphibie vers la Pointe-à-la-Bise (anatidés, cyprinidés, perche et brochet) Créer îlots-relais sur le reste du rivage (castor, harle) Renaturer l'embouchure de l'Hermance	
	M	Revitaliser les nants : Nant d'Aisy Création d'un site-témoin en milieu urbain Encourager la culture de plantes indigènes	Poser des palissades pour étendre la roselière et les herbiers abrités et créer des îlots à canards à la Pointe-à-la-Bise Planter des bosquets de bois doux dans la partie est de la rade	

O : objectifs

M : mesures

En gras : mesures de priorité 1

		sous-réseau terrestre	sous-réseau amphibie	sous-réseau aquatique
Genève - Nyon	O	Améliorer continuité biologique de la Versoix (castor) Restauration de milieux ouverts pionniers et marais côtiers Embouchures et cours aval des nants à améliorer	20 couples de sternes; nidification Morillon et Nette rousse Améliorer communication de l'étang des Crénées avec le lac Étendre la roselière aux Crénées Mettre en valeur les embouchures pour le castor et pour les limicoles Créer îlots-relais sur le reste du rivage (Castor, Harle)	Embouchures laissées à leur dynamique naturelle, avec : libre circulation vers l'amont (truite), formation de plages de galets sur le delta (ablette) Extension et amélioration qualitative des herbiers existants
	M	Étendre marais aux Crénées Espace riverain à réserver le long de la Versoix (15 m) et des autres cours d'eau (10 m) Restauration de biotope humide pionnier (emplacement?)	Aménagements ciblés pour l'avifaune sur les sites principaux (Crénées, Versoix) : îlots, radeaux, etc. Entretien chenal aux Crénées Améliorer la continuité biologique entre l'embouchure et la zone alluviale d'importance nationale Permettre l'alluvionnement naturel devant les embouchures des petits cours d'eau Planter des bosquets de bois doux dans les secteurs avec entrochements Conservier et protéger la roselière des Fourches	Plan de fauconnage à renforcer; adaptation des systèmes d'amarrage en eau libre (corps morts et chaînes) Suppression des boucles d'amarrage dans les embouchures des autres cours d'eau Améliorer la continuité biologique entre l'embouchure et la zone alluviale d'importance nationale Permettre l'alluvionnement naturel devant les embouchures des petits cours d'eau Dans l'embouchure de la Versoix, tenir compte de la présence d'ombre
Nyon - Lausanne	O	Mise en valeur des embouchures et des deltas lacustres peu construits Restauration de milieux ouverts pionniers (Nanocypéron, Bidenton) et marais côtiers (Magnocaricion) Amélioration qualitative des forêts riveraines (Fraxinon)	Renforcer populations de Castor 2 sites d'escaliers supplémentaires pour les limicoles 2 nouvelles colonies de la Sterne pierregarin. Nidification des anatides (Morillon, Nette rousse) Restaurer des lagunes	Restaurer les fonctions biologiques particulières des zones d'embouchure: reproduction et migration des poissons, zone de biodiversité particulière des invertébrés (microhabitats, galets, décolmatage, régénération des habitats lors des crues, etc.)
	M	Cf. mesures du plan directeur vaudois: réduire dérangements, renforcer la protection, revitaliser les sites principaux (Aubonne, Promenthouse, Boiron de Morges, Venoge) Suppression essences exotiques dans forêt riveraine Espace cours d'eau des nants à renforcer/sécuriser: Dullive, Eau Noire Restauration de sites humides pionniers (Coulet)	Rétablir liaison du marais des Batiaux et de l'Etang Napoléon avec le lac Permettre l'alluvionnement naturel devant les embouchures des petits cours d'eau (éventuellement mettre en place des structures favorisant la formation de bancs de sable ainsi que la formation de petites roselières. Créer une lagune à l'embouchure de la Venoge Planter des bosquets de bois doux et protéger les arbres à cavités sur la rive	Supprimer pontons d'amarrage dans les embouchures (Dullive, Eau Noire, etc.) Réglementer les dragages sur les deltas lacustres (en particulier la Morge) Favoriser le développement de roselières en bordure des embouchures

3. RECOMMANDATIONS / RÉOLUTIONS

Le modèle proposé constitue une vision de ce que pourrait ou devrait être le Réseau Ecologique Lémanique (REL) pour remplir les exigences des espèces associées aux rives du lac. Des recommandations ont été proposées à la CIPEL afin d'inciter les entités qui la composent d'en tenir compte dans leurs différentes tâches pour contribuer à la consolidation et au développement du REL. Ci-après sont développées les recommandations et résolutions adoptées par la CIPEL pour promouvoir la protection et la valorisation des rives lémaniques. Dans l'esprit du développement durable, une juste pesée de tous les intérêts en présence (environnemental, économique et social) est nécessaire :

- **Mettre en oeuvre les mesures proposées pour la consolidation du REL en hiérarchisant les priorités d'intervention.**
- **Valoriser les embouchures des cours d'eau à caractère naturel, qui jouent un rôle majeur dans le fonctionnement du système riverain.**
- **Etudier la faisabilité d'une modification de la régulation actuelle du niveau des eaux du Léman.**
- **Valoriser les rives du lac qui ne figurent pas comme sites prioritaires du REL.**

Ces recommandations / résolutions sont justifiées et approfondies ci-après.

3.1 Mettre en oeuvre les mesures proposées pour la consolidation du REL

3.1.1 Priorités biologiques

La consolidation du réseau passera par un certain nombre de mesures plus ou moins ambitieuses et complexes. La plupart sont formulées au niveau des principes dans ce rapport, mais elles nécessiteront toutes des études de détail avant de se concrétiser. Il s'agira notamment de choisir les meilleurs emplacements ou, à un emplacement donné, la meilleure option d'aménagement. Il importe surtout que le choix des options et variantes à l'échelle locale s'intègre dans la logique générale du réseau, en visant une mise en valeur optimale du potentiel.

Dans ce contexte, il est nécessaire de définir quelques règles de décision fixant un ordre de priorité et des préférences parmi les différentes options possibles dans des cas concrets.

Les principes à respecter dans le choix des options sont les suivants :

1) Conserver les éléments naturels existants

Seule une faible fraction des valeurs naturelles d'origine subsiste aujourd'hui sur les rives du Léman. L'expérience montre qu'il est très difficile et souvent impossible dans la pratique de reconstituer de tels biotopes. Ces derniers sont en général liés à des paramètres locaux mal connus ou difficiles à maîtriser (dynamique hydraulique locale, type de substrat, etc.). Le déplacement de populations, animales ou végétales, se solde lui aussi très souvent par un échec. Par conséquent, la conservation in situ des éléments existants peut être considérée comme prioritaire, tel que le maintien et la mise en valeur des forêts riveraines par exemple.

Corollaire de cette règle, il est en général préférable de renforcer un noyau existant plutôt que de créer un nouveau biotope ex nihilo.

2) Eviter le déclin

De nombreuses espèces encore présentes sur les rives du Léman possèdent des populations réduites et en diminution. Il est justifié de prendre pour ces espèces des mesures ciblées destinées à enrayer leur déclin, car leurs chances de succès sont nettement meilleures que celles d'une réintroduction après extinction.

A noter que les mesures destinées à prévenir l'introduction et l'expansion des espèces exotiques envahissantes peuvent aussi aider à éviter le déclin des espèces indigènes rares. Il est évident que les nombreuses espèces exotiques aujourd'hui naturalisées sur les rives du Léman (écrevisses américaines, couleuvre tesselée, renouée du Japon, élodée de Nuttall, etc.), exercent une certaine pression sur les espèces indigènes, indépendamment de la structure du réseau écologique traitée dans la présente étude.

3) Suivre les traces historiques

Des documents historiques permettent souvent de retracer l'évolution des sites et de connaître les éléments naturels qui s'y trouvaient autrefois. Dans la mesure où une restauration est possible, ces données anciennes doivent guider le choix des types de biotopes à recréer. En effet, elles reflètent la vocation naturelle du site et correspondent en général au meilleur potentiel local.

3.1.2 Recommandation

Concrètement, l'application des principes ci-dessus amène à énoncer pour la consolidation et la durabilité du REL **une recommandation prioritaire concernant la protection des sites d'intérêts existants et plus particulièrement les zones nodales**, ainsi que le maintien et la mise en valeur des forêts riveraines.

En effet, l'étude du REL confirme en la soulignant, **l'importance cruciale des zones nodales comme les Grangettes, le secteur de Coudrée, le delta de la Dranse ou la Pointe-à-la-Bise, ainsi que la fonction essentielle des embouchures**. Ce sont bien ces objets qui recèlent les principaux enjeux biologiques, par leur dimension ou par leur potentiel évolutif; **ceux qui méritent d'être conservés et revitalisés en priorité**.

Plusieurs grands objets sont appelés à devenir de nouvelles zones nodales pour renforcer le réseau sur la rive Nord du lac (Versoix, Promenthouse, Aubonne). De manière générale, les mesures proposées visent surtout à **renforcer ces pôles existants**. Ce sont des mesures groupées qui offrent les meilleures chances de succès et les meilleures synergies.

La CIPEL recommande de promouvoir par toutes voies possibles (réglementaire, contractuelle, incitative...), la protection et la valorisation des rives du Léman en renforçant et mettant en valeur les sites existants ayant un fort intérêt biologique et de prendre en compte les mesures préconisées dans tous les projets attenants aux rives.

3.2 Valorisation des embouchures

3.2.1 Contexte

Les embouchures sont le théâtre des migrations annuelles de plusieurs espèces de poissons vers les lieux de frai : la truite migratrice en hiver et le chevineau au printemps. De ce fait, la problématique des obstacles à la migration est cruciale. Ce point est traité par un groupe spécifique de la CIPEL et n'est donc pas repris ici. L'inventaire des obstacles à la migration, de la truite lacustre en particulier, et des potentialités de migration, figure dans le Tableau de bord 2006 de la CIPEL (CIPEL, 2006).

En outre, par le fait que les embouchures constituent souvent des zones d'eau calme, elles peuvent aussi servir de refuge à plusieurs espèces de poissons, ceci d'autant plus si une végétation aquatique s'y implante. Cependant, la présence d'herbiers aquatiques y est souvent compromise par le fait que les embouchures servent également de ports dans lesquels les bateaux s'amarront sur une ou l'autre des berges, voire sur les deux. La présence de bateaux est généralement incompatible avec le développement d'herbiers aquatiques ou palustres, puisque des chenaux doivent régulièrement être faucardés pour permettre le déplacement des bateaux et les berges aménagées avec des enrochements et/ou des pontons pour permettre l'accostage. De plus, les alluvions déposées par les crues doivent être régulièrement draguées pour les besoins de la navigation, ce qui perturbe également le milieu.

Il faut souligner que la multitude de petites places d'amarrages disséminées dans les embouchures tout autour du lac induisent des nuisances disproportionnées.

3.2.2 Enjeux et priorités

Un arrêt de l'utilisation des embouchures pour des activités liées à la navigation serait essentiel puisqu'il permettrait de facto de restaurer, partiellement en tout cas, la dynamique alluviale en laissant se développer des bancs de gravier. Tout ou partie des dragages deviendrait en effet inutile. Il faudra toutefois veiller aux variations des lignes d'eau qu'engendreront peut-être ces accumulations de matériaux. En effet, s'il existe des installations importantes en amont, les risques accrus de dégâts dus aux crues devront être finement analysés.

Ces dépôts seront favorables pour diverses espèces de poissons se reproduisant sur des galets comme l'ablette, voire pour les ombles chevaliers si les graviers parviennent en profondeur le long du delta lacustre.

Toutes les espèces fréquentant les herbiers seront de même favorisées si elles parviennent à se développer lorsque l'on supprimera le faucardage.

Enfin, une bonne dynamique d'alluvionnement naturel est susceptible de créer un réseau permanent de bancs de sable et de graviers périodiquement exondés. Si l'alluvionnement est suffisant, ces biotopes pourront être laissés à leur libre évolution. Constamment remaniés par le lac et les nouveaux apports de matériaux, ils ne demanderont alors quasi aucun entretien. Ceci leur donne un intérêt supplémentaire par rapport aux îlots artificiels qui doivent être protégés de l'érosion ou munis de dispositifs destinés à accumuler les matériaux (digues, palissades, barrière de pieux jointifs). Ces derniers sont condamnés à la stabilité et doivent alors être régulièrement entretenus pour éviter leur végétalisation, voire leur boisement.

Il y a lieu de veiller en priorité à la qualité des milieux terrestres et amphibies aux embouchures des cours d'eau, car il s'agit de nœuds essentiels pour le transit de la faune le long des rives du lac et vers l'intérieur des terres. Les cours d'eau et leurs rives boisées représentent en effet quasi les seules voies de liaison possibles entre le lac et son arrière-pays. La présence de peuplements de bois doux, facilement accessibles depuis l'eau, est essentielle pour le castor, alors que de gros fûts matures ou sénescents offriront des sites de reproduction au harle bièvre. De plus, les zones de delta offrent à cet oiseau des milieux particulièrement propices à l'élevage des jeunes et de bons sites de mue estivale.

3.2.3 Exemples

A cet égard, le projet de suppression du port de l'Institut Forel à l'embouchure de la Versoix et la renaturation générale mise en place dans la partie aval de la rivière vont exactement dans le sens préconisé et peuvent être considérés comme des modèles.

3.2.4 Recommandation

De manière générale, il s'agit de redonner à toutes les embouchures existantes leur vocation naturelle.

Il est conseillé d'étudier parallèlement les solutions de substitution pour les points d'amarrage supprimés. Une option pourrait être de regrouper ces bateaux en agrandissant des ports existants situés dans des sites moins sensibles, ou encore mieux d'organiser leur stockage à terre.

Dans un premier temps, il est proposé de choisir quelques embouchures aujourd'hui dégradées, d'y appliquer les mesures présentées, d'étudier les effets sur les biocénoses et d'ajuster si besoin les méthodes avant de les appliquer à d'autres sites.

La CIPEL recommande de valoriser les embouchures de cours d'eau à caractère naturel, qui jouent un rôle majeur dans le fonctionnement du système riverain, afin de permettre le rétablissement des processus naturels d'écoulement, d'alluvionnement et de dynamique de la végétation (cela impliquerait en priorité la suppression des points d'amarrage situés dans ces secteurs), tout en tenant compte notamment des contraintes de la protection contre les crues.

3.3 Etude de faisabilité de la régulation des eaux du Léman

3.3.1 Contexte

Jusqu'en 1713, le Léman était une vaste étendue d'eau libre, dont le niveau fluctuait considérablement en fonction des conditions climatiques. Ces variations atteignant plusieurs mètres rendaient difficile la colonisation des rives du Léman, les terrains étant alternativement à sec ou sous l'eau. Dès le XVIII^e siècle, Genève commence à construire des barrages sur le Rhône émissaire pour l'alimentation en eau de machines hydrauliques et pour la production de force motrice. Ces installations, plus ou moins performantes, induisaient des variations importantes des eaux, ce qui conduisit l'Etat de Vaud à porter plainte contre Genève auprès du Tribunal fédéral au cours du procès du Léman de 1884. L'issue de ce procès fut la signature, le 17 décembre 1884, de la convention intercantonale, puis du règlement fédéral du 7 octobre 1892 pour la régulation des eaux du Léman, qui se traduisit pratiquement par la construction d'un barrage à rideaux mobiles au pont de la machine au bout de la rade de Genève. Le niveau du lac pouvait désormais être artificiellement régulé, fixé en moyenne à la cote 372 m au-dessus de la mer. Dès lors, le Rhône pouvait être exploité industriellement afin de produire de l'énergie hydraulique. Ainsi les barrages de Verbois, de Chancy-Pougny et du Seujet se sont peu à peu érigés pour produire une partie de l'électricité nécessaire à la région.

Aujourd'hui, le niveau du Léman est régulé grâce au barrage du Seujet à Genève, à la suite d'un acte intercantonal de régularisation ratifié en 1984 par les cantons de Genève, Vaud et Valais, sous l'égide de la Confédération. Par cet accord, le niveau maximal normal est de 372.3 m en été et le niveau minimal de 371.6 m en mars-avril. Chaque année bissextile, le niveau est abaissé artificiellement à 371.45 m afin de permettre divers travaux d'entretien. Jusqu'à aujourd'hui la régulation des eaux du Léman a été essentiellement définie par rapport à des besoins de lutte contre les inondations, de gestion de berges et des installations riveraines, l'aspect écologique lié à cette régulation n'est peu, voire pas du tout, entré en ligne de compte.

3.3.2 Enjeux et priorités

Augmenter le marnage du Léman serait certainement une action favorable essentiellement pour une partie de la flore (les roselières notamment) et pour certains oiseaux, les limicoles en particulier, qui apprécient les bancs de sable exondés pour s'y nourrir. Un marnage plus fréquent sur le Léman sur une période de l'année à bien définir aurait sans doute un effet totalement différent du marnage journalier que l'on observe sur les lacs de barrage et qui est très dommageable pour la faune et la flore.

Parmi les organismes susceptibles de réagir positivement à une augmentation des variations de niveau, les plantes spécialistes des grèves périodiquement exondées figurent naturellement en première place. La littorelle, espèce emblématique de cette communauté (Littorellion) aujourd'hui quasiment disparue, pourrait sans doute se rétablir sur les hauts-fonds qu'elle occupait autrefois (Grangettes, etc.). On peut même espérer que des espèces disparues depuis près d'un siècle, comme *Eleocharis atropurpurea* (autrefois aux Pierrettes près St-Sulpice VD), fassent leur réapparition (graines dormantes ?).

Le marnage du Léman peut avoir une influence directe sur les roselières. A titre d'exemple, les diverses études qui ont été réalisées dans le cadre du renouvellement de la concession de dragage de Sagrave SA à l'embouchure du Rhône, ont démontré que le maintien d'une cote uniforme était très dommageable pour les roselières des Grangettes. En effet, de nombreux bois flottants s'amassent en périphérie de la roselière. Mis en mouvement par l'action des vagues, ils cassent les jeunes pousses et ainsi rendent difficile le développement des roseaux. A l'inverse, un marnage régulier permettrait la dispersion de cet impact sur une plus grande frange de la roselière, diminuant d'autant l'intensité des dommages. Il est aussi possible que le nénuphar jaune (*Nuphar lutea*), qui formait autrefois une ceinture devant les roselières des Grangettes soit favorisé par une plus grande amplitude de niveaux du lac.

Un effet positif est aussi à attendre pour les oiseaux d'eau en migration. Les possibilités d'escale sont actuellement très limitées pour ces oiseaux des rivages, car ils font précisément halte sur les grèves situées dans la zone de battement. Un marnage plus important permettrait sans aucun aménagement particulier de renforcer le nombre et l'étendue de ces grèves et d'améliorer sensiblement les rares biotopes existants aux embouchures des cours d'eau.

Il faut néanmoins signaler que le marnage peut avoir un impact négatif dans quelques cas. Si une brusque remontée des eaux a lieu durant la phase de nidification, de nombreuses couvées peuvent être détruites. On peut aussi suspecter un effet négatif sur les invertébrés benthiques (Unionidés, etc.) pendant la phase exondée, mais cela reste à quantifier.

La période de basses eaux a aussi son importance. Pour les plantes du Littorellion, il est préférable qu'elle ait lieu durant l'été. Pour l'avifaune migratrice, l'idéal est que le niveau du lac s'abaisse en mars-avril et de fin-août à mi-octobre.

Dans l'état actuel des connaissances, on ne dispose pas d'éléments permettant de penser que le rétablissement des marnages de grande amplitude correspondant au régime naturel aurait un effet très positif. Le bilan pourrait même être négatif si les basses eaux ont lieu durant la saison de végétation et provoquent un rabattement de la nappe sous les marais côtiers (Grangettes).

3.3.3 Résolution

La mise en place d'un marnage régulier à un rythme plus fréquent que celui pratiqué aujourd'hui serait certainement un avantage écologique pour une partie de la faune et de la flore. C'est une piste qu'il convient sans doute d'étudier plus en détail. Toutefois, à ce stade, il n'est pas possible d'identifier de manière formelle quel rythme et quelle intensité il conviendrait de pratiquer à l'avenir. Il existe en effet de nombreuses autres contraintes à prendre en compte comme l'abaissement du niveau du lac en hiver pour absorber la fonte des neiges et écréter les crues de printemps pour la protection des biens et des personnes, la qualité des eaux à l'aval du Léman en période d'étiage, la gestion des ports et des accès, ainsi que divers effets locaux, sur les marais côtiers notamment, autant d'éléments qu'il conviendra de préciser avant de proposer un nouveau mode de régulation des eaux lémaniques.

Un premier essai pourrait être effectué, portant sur l'augmentation de la fréquence des basses eaux, par exemple en alternant les basses eaux printanières des années bissextiles, avec de nouvelles basses eaux en fin d'été (cote 371.40 en septembre), et ce avec une périodicité annuelle ou bisannuelle.

Ce régime expérimental serait testé pour une durée minimale de 12 ans, durant laquelle ses effets seraient suivis et analysés. Au terme de cette période, un bilan serait dressé, et si besoin la régulation adaptée.

Il pourrait être envisagé de faire réaliser une étude sur les avantages et inconvénients d'une modification de la gestion actuelle des niveaux du lac, en intégrant les fonctions écologiques.

3.4 Valoriser les rives non prioritaires du REL

3.4.1 Potentiels et contraintes

Le relevé écomorphologique de la ligne de rive réalisé sur la base des photos aériennes et des prises de vue obliques mises à disposition par la CIPEL et réalisées par Jean-Michel ZELLWEGGER du Service des eaux sols et assainissement du canton de Vaud (2004-2005) a permis de développer un système d'aide à la décision applicable de façon homogène à l'ensemble du pourtour lémanique. Cet outil tient compte de divers descripteurs de la rive et de ses abords immédiats et distingue :

- une frange de terrain de 10 m de large à l'arrière de la rive, dite "arrière", qui constitue une zone du sous-réseau terrestre participant à l'interface terre-eau)
- la ligne de rive, dite "ligne", définie comme la ligne séparant les surfaces immergées des surfaces émergées, exception faite des massifs de roselières et des embouchures où une ligne arbitraire prolongeant le bord de la rive a été tiré
- la beine, dite "avant", partie riveraine du sous-réseau aquatique

Cinq à six catégories sont proposées exprimant pour l'arrière et la ligne : leur degré d'artificialisation et la nature de celle-ci, pour l'avant : l'étendue de la beine et la présence ou l'absence de macrophytes visibles sur la photo aérienne. L'ensemble de ces catégories ne permet pas de révéler toute la complexité de la rive mais permet par combinaison de situer et d'illustrer de façon cartographique les zones de contrainte et de potentiel pour les milieux et espèces-cibles.

La figure 4 suivante représente à titre d'exemple la situation écomorphologique d'une portion du rivage (Delta de la Dranse).

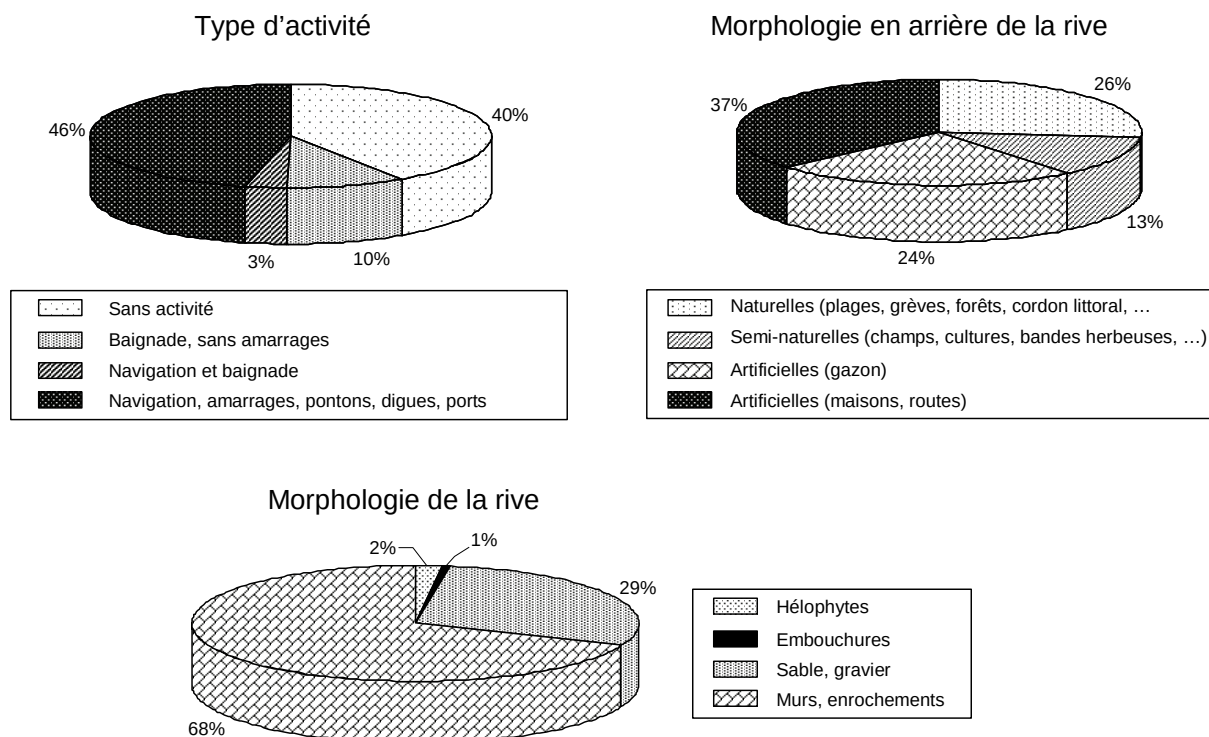


Figure 4 : Diagnostic écomorphologique de la rive.

Figure 4: Ecomorphological diagnosis of the shore.

En fonction des paramètres locaux et des exigences spécifiques d'un type donné de mesure, l'outil permet de localiser les portions du rivage offrant les meilleures potentialités pour ladite mesure. Par exemple :

- les portions de rivage potentiellement favorables à l'installation du Littorellion. La requête effectuée vise à mettre en évidence les rivages caractérisés par la présence d'une berge lacustre large abritant des macrophytes et d'une ligne de rive sableuse-graveleuse sans cordon boisé. Ces caractéristiques traduisent un contexte écologique favorable à la Littorelle, soit une stabilité topographique, une pente faible en eaux peu profondes (surfaces de marnage étendues), une granulométrie relativement fine et un ensoleillement important. D'autres portions de rivage favorables à d'autres espèces-cibles tels que le castor, le harle bièvre, les limicoles, le gomphe (libellule) mais aussi des milieux-cibles comme les roselières peuvent être mis en évidence à l'aide de différentes requêtes.

Cet outil permet aussi de faire l'inventaire des potentiels d'un site, comme base pour la sélection d'une mesure appropriée.

Il faut préciser que toutes les contraintes liées au foncier et à l'affectation du sol n'ont pas été prises en compte pour l'instant. Elles peuvent cependant sans difficulté majeure être intégrées au SIG pour affiner la sélection des sites favorables si nécessaire. Le système expert est conçu comme un outil évolutif, permettant à ses utilisateurs de corriger et de compléter en tout temps les couches de base, ou de créer de nouveaux profils de mesures si souhaité.

3.4.2 Recommandation

Un des avantages de cet outil est qu'il offre un traitement uniforme de l'ensemble des rives lémaniques, ce qui permet aux acteurs locaux de mieux apprécier les vocations et les spécificités de leur région. Il a été mis au point avec le logiciel Arcview® et disponible en format Geodatabase. Cet outil peut facilement être rendu compatible avec d'autres logiciels tel que MapInfo.

Cet instrument sera mis à disposition des acteurs concernés pour qu'ils puissent évaluer les futurs projets touchant les rives du Léman, ce qui devrait permettre de mieux tenir compte des incidences sur le potentiel local et de veiller à un bilan équilibré.

La CIPEL recommande d'évaluer les futurs projets d'aménagement sur le rivage du Léman à l'aide de l'outil SIG mis à disposition par la CIPEL auprès des décideurs et des gestionnaires.

3.5 Autres conditions cadre

D'autres conditions sont nécessaires pour que les mesures prises et les aménagements consentis par les entités de la CIPEL soient valorisés :

– ***Poursuivre la lutte contre les apports polluants de toutes origines***

Quelles que soient les options retenues, il faut préciser que les mesures d'aménagement et de gestion proposées sur le pourtour du lac n'atteindront pleinement leur but que si l'assainissement trophique se poursuit. La qualité des eaux du Léman a une influence prépondérante sur l'évolution des roselières et des herbiers lacustres, indépendamment de toutes les mesures qui peuvent être prises localement pour favoriser ces milieux. Ceci confirme, le bien-fondé d'une lutte incessante menée depuis les origines de la CIPEL, contre les apports polluants de toutes origines et plus particulièrement les efforts menés pour réduire l'eutrophisation des eaux du lac.

– ***Permettre la pratique d'activités de loisirs dans des conditions optimales, et ce, dans le respect des espaces sensibles***

Le succès des aménagements et revitalisations de biotopes en faveur d'espèces sensibles sera également tributaire de la tranquillité pouvant être garantie à ces habitats par la suite. Il est évident que la plus belle aire d'escale pour limicoles sera inutile si elle est soumise à des dérangements répétés. La pression des activités de détente est une contingence incontournable ; elle devra être prise en compte lors de l'élaboration de tout projet visant des espèces sensibles au dérangement, en intégrant leurs distances de fuite respectives.

– ***Protéger les roselières et autres lagunes des effets néfastes des corps morts (bois mort, objets indésirables, etc.).***

4. CONCLUSIONS

L'étude réalisée en 2005-2006 plus détaillée que celle de 1992 (OFEFP, 1992) a permis une interprétation plus précise de l'ensemble des 200 km de rive grâce notamment à l'utilisation de photos aériennes et obliques à haute résolution couvrant l'ensemble des rives du lac. Elle a mis en évidence des contrastes assez forts d'un endroit à l'autre du pourtour du lac. Certaines parties du rivage offrent un réel potentiel de revitalisation, alors que dans d'autres les perspectives sont nettement plus limitées.

Ces différences sont en partie liées au relief naturel, qui par endroits favorise le développement des milieux riverains et des milieux littoraux sur une large bande et ailleurs réduit la zone de transition à un étroit ruban de quelques mètres de large.

De nombreuses et diverses activités (navigation, baignade, ...) influencent près de 60% des rives du lac. Plus de 60% d'entre elles sont artificielles (maisons, routes, etc.), emmurées ou enrochées et seules 26% sont encore naturelles (plages, grèves, forêts, cordon littoral, etc.).

Malgré ce constat, les rives du lac recèlent encore de milieux biologiques riches et diversifiés puisque :

- 61 sites de taille et d'importance variable ont été identifiés, dont un grand nombre à l'embouchure des cours d'eau, qui sont des milieux à fort potentiel biologique,
- 4 sites présentent un intérêt majeur, car ils offrent des milieux d'une grande qualité pour le développement d'une flore et d'une faune stables et diversifiées. Il s'agit des Grangettes, le plus grand des quatre, à l'embouchure du Rhône, et de trois sites sur la rive gauche du Léman : le delta de la Dranse, à Thonon-les-Bains, le golfe de Coudrée entre Yvoire et Thonon, et la Pointe à la Bise, en terre genevoise.

Parmi ces sites, la priorité consiste à conserver et à renforcer les milieux d'intérêt existants, en particulier toutes les embouchures de rivières à caractère naturel, qui sont ou qui pourraient devenir des milieux à fort potentiel biologique. Une des entraves majeures au développement de la biodiversité dans les embouchures, sont les innombrables petites places d'amarrage qui induisent des nuisances disproportionnées. Leur déplacement dans des ports existants dans des milieux moins sensibles, ou leur mise à terre constitueraient des mesures propres à rétablir des milieux de bonne qualité.

La CIPEL espère ainsi avoir amené sa pierre à l'édification du Réseau Ecologique Lémanique en ayant initié un processus de revalorisation des rives du Léman. Elle reste maintenant intéressée à la mise en œuvre des mesures, se met à disposition des entités au cas où il fallait apporter d'autres développements attendus à l'échelle de l'ensemble des entités qui la composent. Grâce aux indicateurs qu'elle a introduit dans le Tableau de Bord 2006 de son plan d'action (CIPEL, 2006), la CIPEL va pouvoir suivre l'évolution de ce processus.

GLOSSAIRE

- beine : fond lacustre à faible pente, le plus proche de la rive, de largeur variable, parfois avec des dépressions envahies par des graviers et des galets.
- continuum : milieu du réseau écologique non directement exploitable comme habitat mais garantissant une continuité satisfaisante pour le déplacement des espèces.
- espèce-cible : espèce visée par des mesures, en général, espèce menacée devant être sauvegardée
- mont : partie du lac située plus bas que la beine* avec une pente plus abrupte
- panmictique : libre échange de gènes entre les individus d'une population
- zone nodale : secteur dans lequel les espèces et écosystèmes principaux d'un sous-réseau sont présents et où leurs conditions vitales sont réunies

BIBLIOGRAPHIE

CIPEL (2006) : Tableau de bord technique 2006. CIPEL - Plan d'action 2002-2010, 16-17.

CIPEL et *al.* (2006) : Etude des rives du lac et de leur potentiel de renaturation. Rapport d'étude.

OFEFP (1992) : Intégration des considérations d'environnement dans la gestion des zones côtières du Léman. Cahier de l'environnement N° 188, Nature et paysage, Office féd. de l'environ., Berne, 197 p.

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 2006

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 sur sept affluents complémentaires. Les exportations du lac sont contrôlées sur le Rhône émissaire à Genève. Enfin, les apports du bassin versant du Rhône entre sa sortie du Léman et son entrée sur le territoire français sont calculés à partir des analyses sur le Rhône aval (à Chancy), de l'Arve et de l'Allondon.

2006 est une année à pluviométrie normale. La somme des débits moyens de l'ensemble des affluents contrôlés est de 212 m³/s. Le débit moyen à la sortie du lac (émissaire à Genève) est de 230 m³/s.

Les apports en phosphore total au lac par les onze rivières suivies ont été de 1'405 tonnes. Le Rhône amont représente 95 % de ces apports. Il sort du lac 122 tonnes. Pour le phosphore dissous, les apports sont de 62 tonnes, et 38 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 les flux exportés par 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.

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 présente une légère augmentation des apports.

En ce qui concerne la qualité des eaux, on constate très nettement pour l'évolution des concentrations en P-PO₄, ces 20 dernières années, 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, ainsi que de 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. On constate une certaine stabilité des valeurs moyennes.

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

Inputs into Lake Geneva from the rivers were calculated from analyses of continuous water sampling (proportional to the rate of flow) from the four main tributaries (upstream Rhône, Dranse, Aubonne and Venoge), and samples taken from another seven minor tributaries. Outflows from the Lake were determined in the Rhône outflow at Geneva. Finally, inputs from the catchment area of the Rhône between where it emerges from Lake Geneva and where it enters French territory were calculated from analyses on the downstream Rhône (at Chancy), the Arve and the Allondon.

2006 was a year with normal rainfall. The sum of the mean flows in all the tributaries tested was 212 m³/s. The mean flow where it emerges from the Lake (the Geneva outflow) was 230 m³/s.

The total phosphorus fed into the Lake by the eleven Swiss rivers was 1'405 metric tonnes. The upstream Rhône provides 95 % of these inputs. 122 metric tonnes were discharged. For the dissolved phosphorus, the inputs were 62 metric tonnes and 38 metric tonnes were removed by the outflow.

For the total phosphorus, the inflows carried by the upstream Rhône have been increasing since measurements began. In contrast, the Dranse, the Venoge and the Aubonne display a downward trend. The same was true for the flows removed by the Rhône downstream of Chancy. The Arve and the Allondon did not display any clear pattern.

For the dissolved phosphorus, all the eleven Swiss rivers that flow into the Lake, plus the Rhône upstream of Chancy, have displayed a clear decline in inputs over the past twenty years. The same is not true of the Arve and the Allondon, which do not display any downward trend.

For the total inorganic nitrogen, all the rivers tested had stable inputs over the years.

For chloride, all the rivers displayed a slight increase in inputs.

With regard to water quality, the changes in $PO_4\text{-P}$ concentrations over the last 20 years clearly reflect the introduction of dephosphatation at the waste water treatment plants, and the prohibition in Switzerland of phosphate in textile detergents as well as the reduction of levels of these compounds in France. There has indeed been a clear fall in concentrations of dissolved phosphorus in the water of the various rivers, though with the exception of the Arve and the Allondon, where the change is not clear.

The change in ammoniacal nitrogen ($NH_4\text{-N}$) is much less significant, and the mean values are fairly stable.

The mean dissolved organic carbon (DOC) levels remained stable. However, there has been a slight decrease in the maximum levels.

1. GÉNÉRALITÉS ET MÉTHODES

En 2006, 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).

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

Plusieurs affluents secondaires, 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, l'Allondon ainsi que la Couchefatte.

Les prélèvements et les analyses chimiques sont effectués par les laboratoires suivants :

- Service cantonal de l'écologie de l'eau, Genève
- Laboratoire du Service des eaux, sols et assainissement du canton de Vaud, Epalinges
- Laboratoire du Service de la protection de l'environnement du canton du Valais, Sion
- Station d'Hydrobiologie Lacustre (INRA), Thonon-les-Bains
- Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux (EAWAG), Dübendorf, programme NADUF.

La validité des résultats est périodiquement testée par des analyses interlaboratoires organisées dans le cadre de la CIPEL auxquelles participent environ 20 laboratoires (STRAWCZYNSKI, 2007).

La plupart des analyses sont effectuées sur des échantillons d'eau filtrée (maille de $0.45\text{ }\mu\text{m}$). 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. 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.

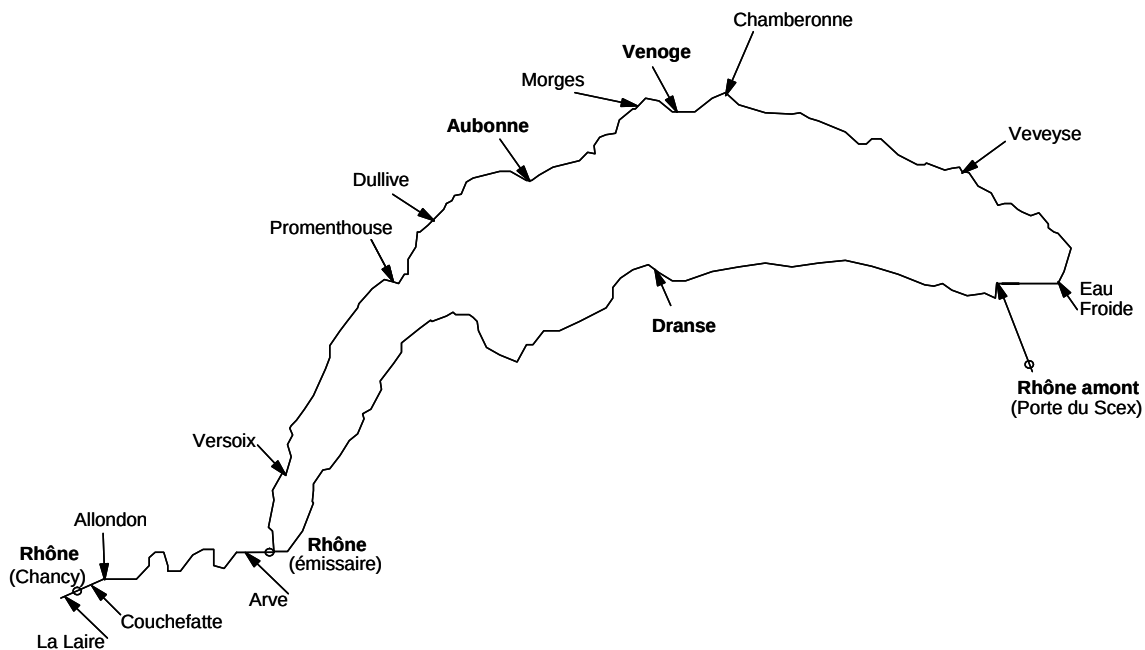


Figure 1 : Situation des diverses rivières étudiées.

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
Couchefatte				x
Rhône à Chancy	x ²			
La Lare				x

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)**

$$Fa = \sum_{1}^s Ch \cdot Qh \quad C_{moy} = \frac{Fa}{\sum_{1}^s Qh}$$

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**

$$F_{moy} = \frac{\sum_{1}^n Ci \cdot Qi}{n} \quad C_{moy} = \frac{F_{moy}}{Q_{moy}}$$

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 PRINCIPAUX ET DE L'ÉMISSAIRE (figure 2)

L'année 2006 est une année à pluviométrie normale avec une lame d'eau précipitée au niveau des inter-stations du Léman de l'ordre de 1'069 mm (QUETIN, 2007). A part l'Aubonne et dans une moindre mesure la Venoge, les débits moyens annuels des affluents principaux ainsi que celui de l'émissaire sont légèrement inférieurs à leur moyenne sur quarante ans, tandis que ceux des affluents complémentaires sont égaux à leur moyenne.

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
1986	194.9	23.2	5.3	3.9		259.1
1987	194.0	26.3	6.9	4.7		276.6
1988	202.7	22.4	6.7	5.4		278.9
1989	167.4	21.7	2.9	2.2	8.8	207.2
1990	164.8	33.0	3.7	2.9	13.3	238.6
1991	171.9	14.8	5.9	3.1	10.1	201.5
1992	177.5	21.2	7.2	4.1	13.8	224.7
1993	190.9	17.3	5.8	4.1	13.4	243.2
1994	214.6	20.7	6.3	4.7	11.6	297.4
1995	208.2	27.2	6.6	5.3	13.6	303.4
1996	145.2	15.4	4.4	3.5	9.7	192.5
1997	183.3	18.8	5.8	3.9	10.9	234.0
1998	168.8	17.2	5.0	3.3	10.9	216.4
1999	215.7	24.7	5.9	5.0	15.9	302.2
2000	187.3	19.7	6.1	4.2	13.4	246.6
2001	196.7	26.2	6.8	5.6	14.8	308.5
2002	176.9	20.9	6.0	4.8	12.7	249.1
2003	195.2	15.0	3.9	2.4	8.9	231.4
2004	163.3	13.7	4.9	3.6	12.2	221.2
2005	157.7	11.3	3.7	2.6	8.8	198.0
2006	171.7	17.8	6.6	4.8	11.9	229.9
Moyenne *	184.1	20.9	5.4	4.7	11.9	244.3

* : moyenne 1963-2006 (sauf pour les rivières complémentaires 1989-2006)

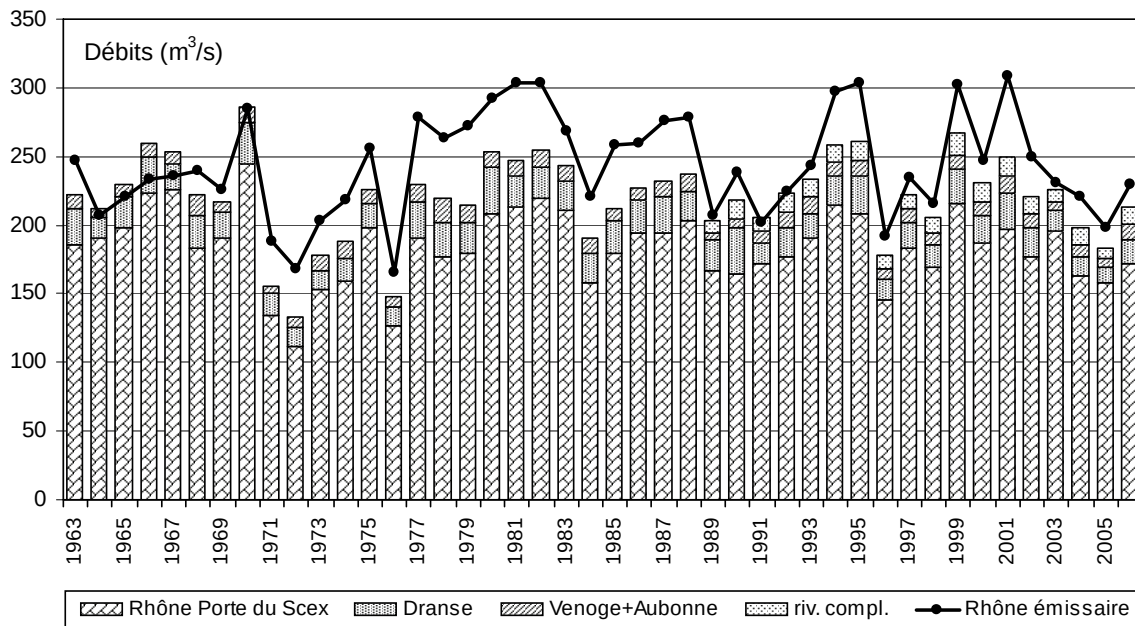


Figure 2 : Débits moyens annuels.

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 dissous 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 (figure 3) sont de 1'371 tonnes pour l'année 2006, dont 1'301 tonnes par le Rhône amont (figure 5), soit 95 % des apports des quatre affluents. 42.6 tonnes sont apportées par les rivières complémentaires, soit pour l'ensemble des rivières contrôlées 1'405 tonnes.

Le phosphore total dans le Rhône amont, après deux ans de baisse, reprend son évolution à l'augmentation enregistrée depuis le début des mesures à 21 tonnes de P/an ($R^2 = 0.64$).

Le phosphore total dans le Rhône émissaire suit depuis 1980 une courbe de tendance à décroissance logarithmique ($R^2 = 0.86$) (figure 3).

La Dranse (figure 6) et la Venoge (figure 7) retrouvent leurs valeurs de 2004, malgré un débit moyen annuel supérieur à cette année-là.

L'Aubonne (figure 8), à débit moyen équivalent, retrouve les valeurs de 1999.

► **Phosphore dissous (orthophosphate)**

En 2006, le total des apports en phosphore dissous (orthophosphate) par les affluents est de 61.6 tonnes avec 56.4 tonnes sur les 4 affluents principaux (figure 4). Les apports du Rhône amont représentent près de 70 %.

La valeur de la Dranse en 2006 est supérieure à sa moyenne depuis 1991 (5.8 tonnes de P - figure 6).

Pour la Venoge, (figure 7) les apports relevés en 2006 sont le maximum de ces 10 dernières années, ce qui a pour conséquence la légère élévation de sa valeur moyenne depuis 1989 à 4.2 tonnes.

L'Aubonne, depuis sa stabilisation en 1985, a une valeur de 2.8 tonnes. On peut émettre une relation phosphore dissous - débit, de 0.4 tonnes P-PO₄/an/m³/s avec un R² de 0.42 (figure 8).

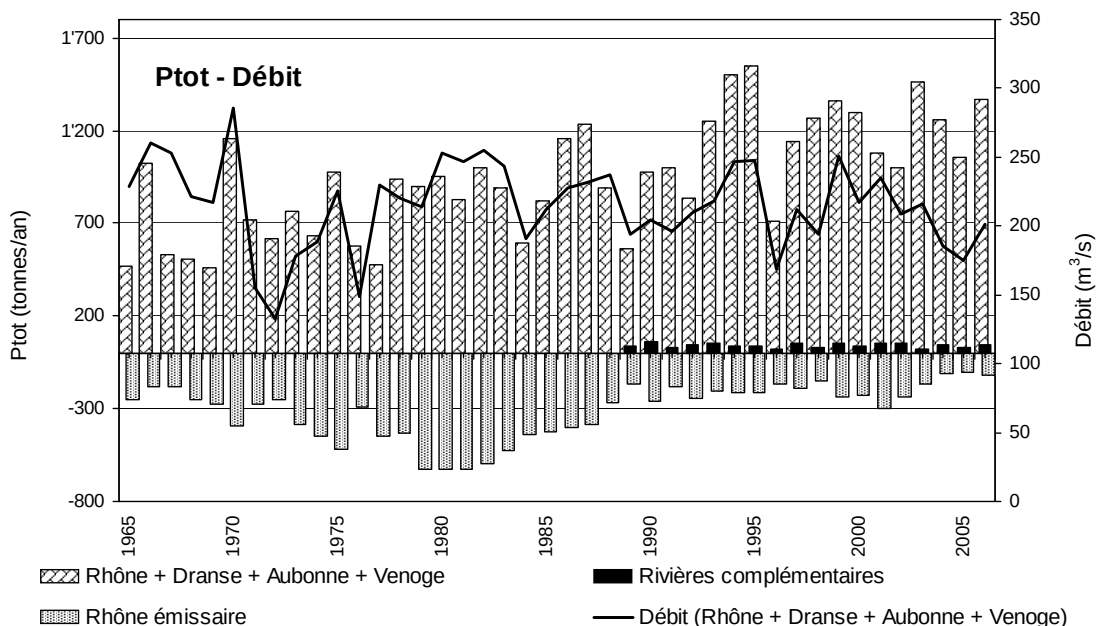


Figure 3 : Phosphore total - Apports annuels par les affluents principaux et complémentaires et perte annuelle par l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

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).

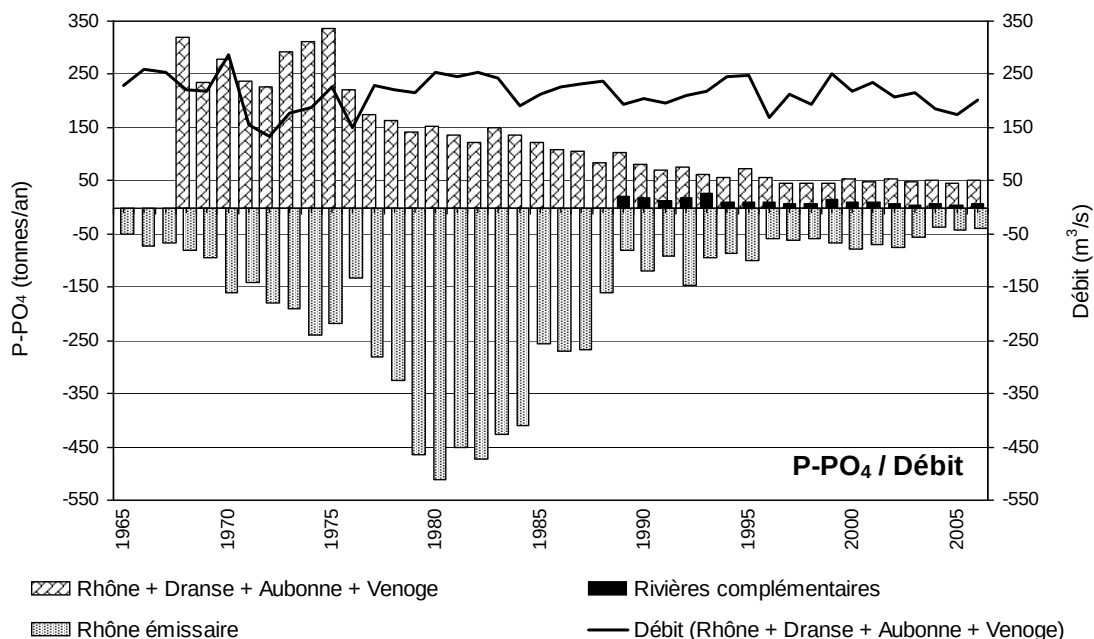


Figure 4 : Phosphore dissous (P-PO₄) - Apports annuels par les affluents principaux et complémentaires et perte annuelle par l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

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).

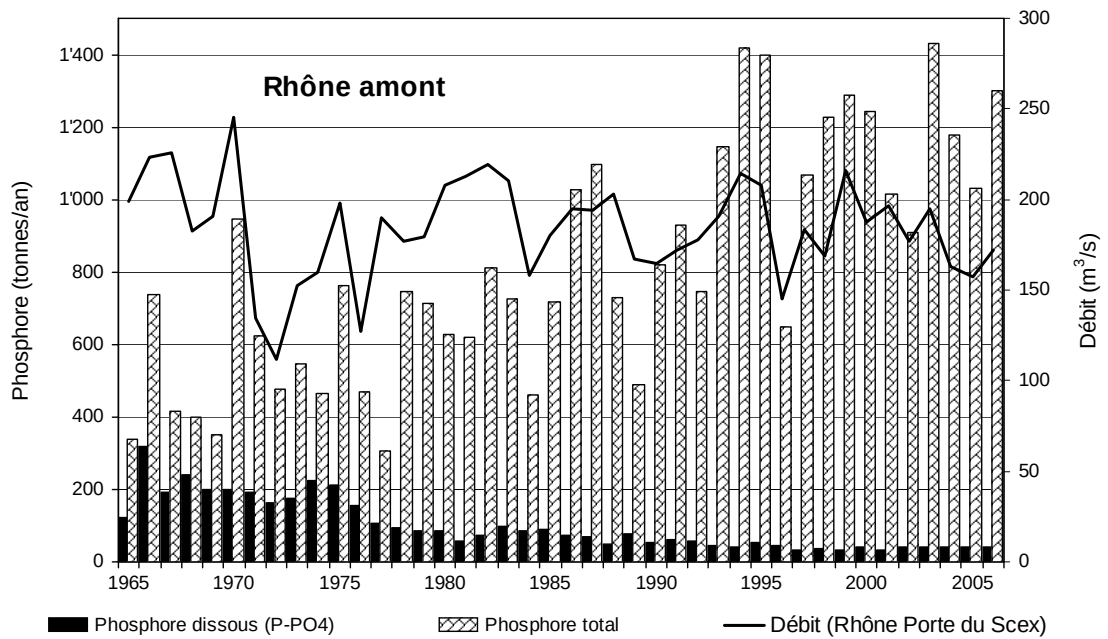


Figure 5 : Phosphore total et phosphore dissous (P-PO₄) - Apports annuels par le Rhône amont (Porte du Scex).

Figure 5 : Total phosphorus and Dissolved phosphorus (P-PO₄) - Annual inflow from the upstream segment of the Rhône (Porte du Scex).

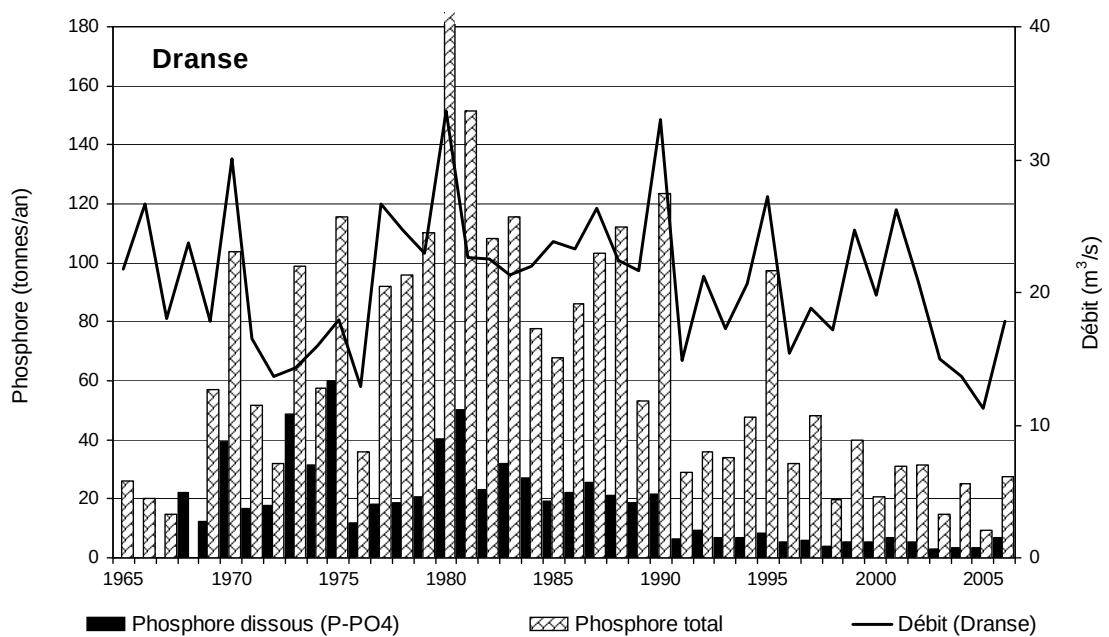


Figure 6 : Phosphore total et phosphore dissous (P-PO₄) - Apports annuels par la Dranse.

Figure 6 : Total phosphorus and dissolved phosphorus (P-PO₄) - Annual inflow from the Dranse.

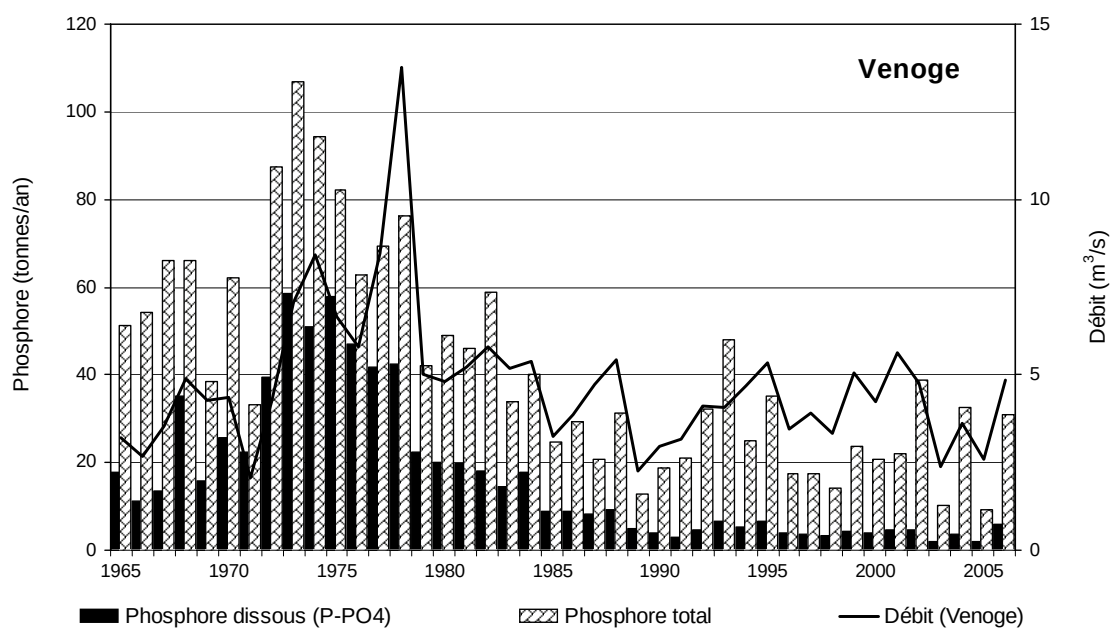


Figure 7 : Phosphore total et phosphore dissous (P-PO₄) - Apports annuels par la Venoge.

Figure 7 : Total phosphorus and dissolved phosphorus (P-PO₄) - Annual inflow from the Venoge.

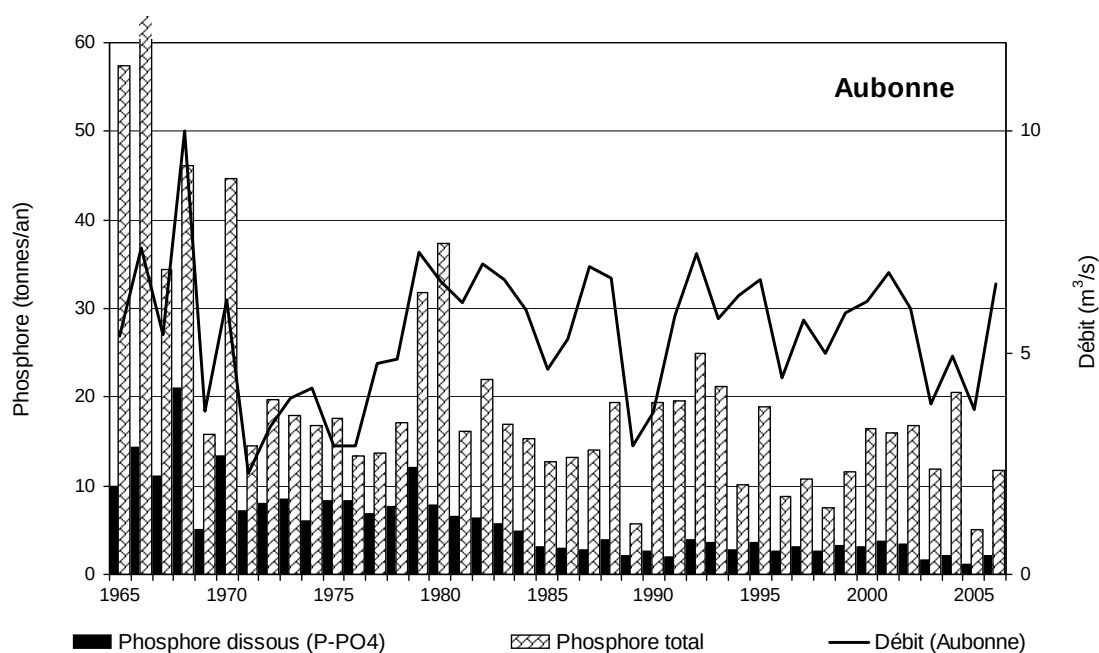


Figure 8 : Phosphore total et phosphore dissous (P-PO₄) - Apports annuels par l'Aubonne.

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 2006 sont de 5'310 tonnes.

Les apports pour le Rhône amont sont légèrement inférieurs à leur moyenne calculée depuis 1965 (3'344 tonnes).

Le Rhône émissaire a une relation temporelle cyclique (relation azote /débit de 14 tonnes N/ m³/s avec un R² de 0.53).

Les apports par la Dranse sont légèrement supérieurs à la normale relevée entre 1977-2006 (412 tonnes). La relation azote-débit, avec un R² de 0.46 est de 13.7 tonnes N/an/m³/s.

Pour la Venoge, depuis 1979, les apports sont relativement stables avec une moyenne annuelle de 554 tonnes. La relation azote - débit, avec un R² de 0.66, est de 86 tonnes N/an/m³/s.

Pour l'Aubonne, sa relation azote-débit est avec un R² de 0.58, de 33.6 tonnes N/an /m³/s.

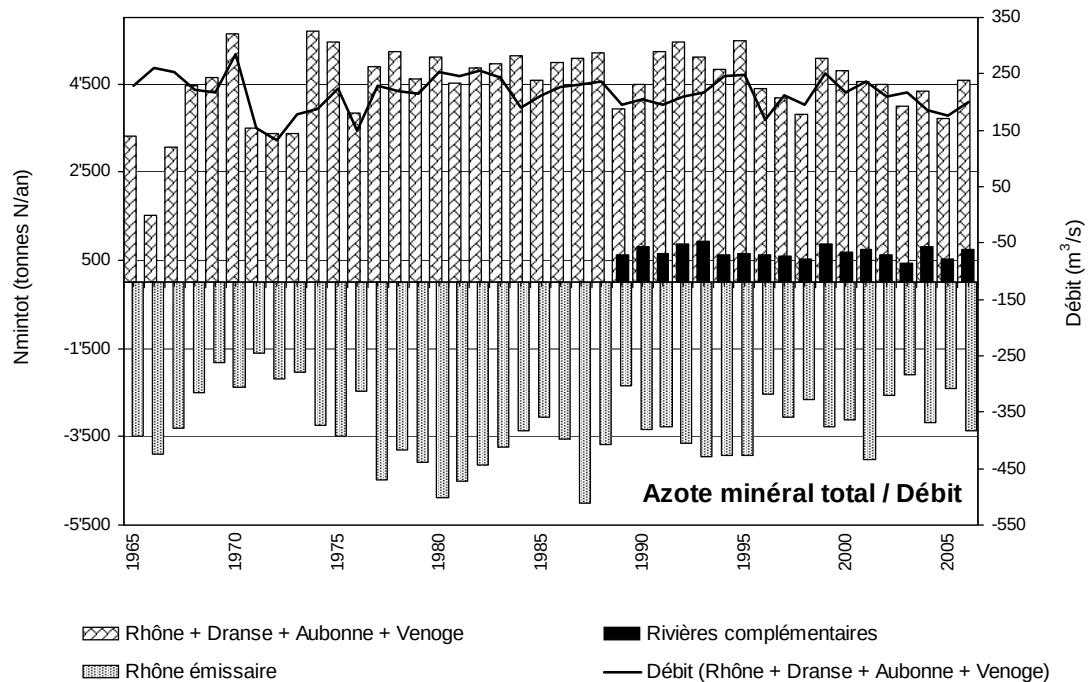


Figure 9 : Azote minéral total - Apports annuels par les affluents principaux et complémentaires et perte annuelle par l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

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).

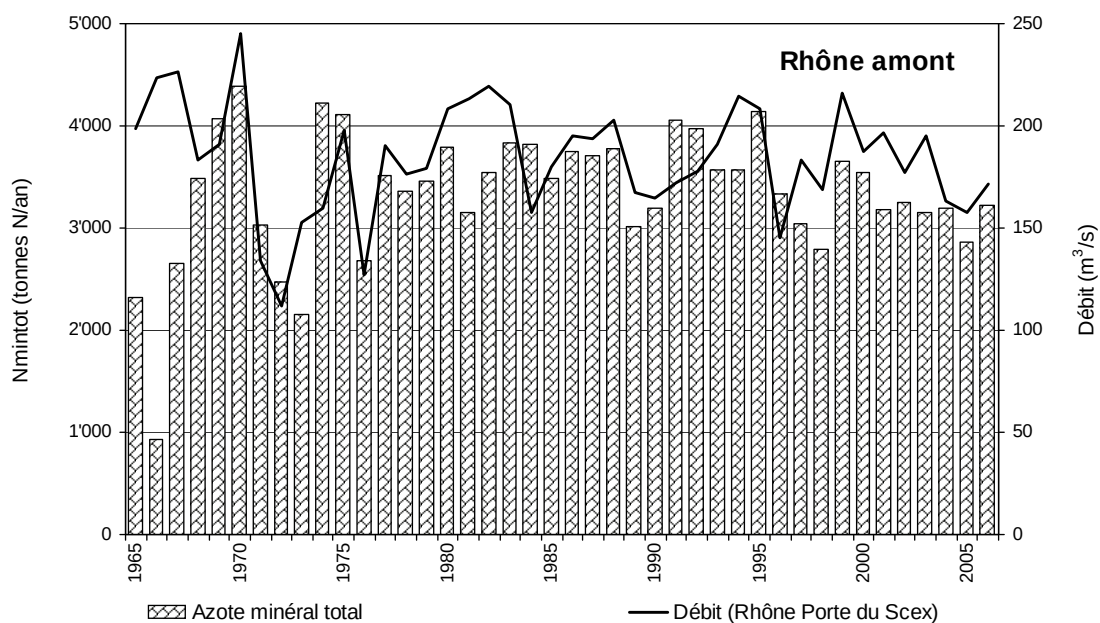


Figure 10 : Azote minéral total - Apports annuels par le Rhône amont (Porte du Scex).

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

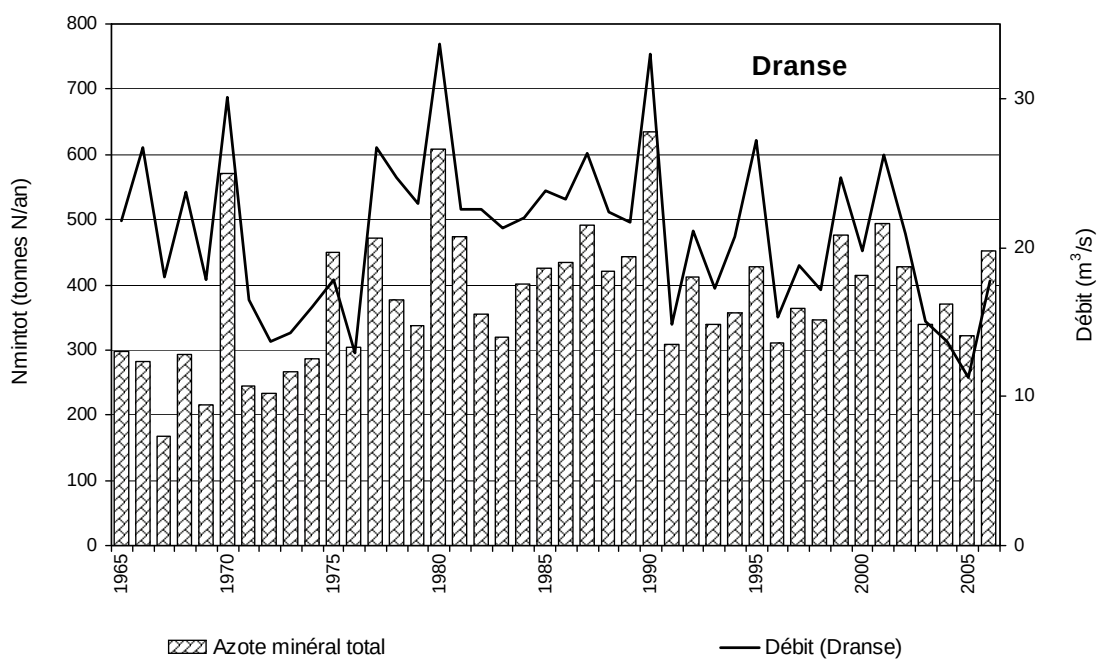


Figure 11 : Azote minéral total - Apports annuels par la Dranse.

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

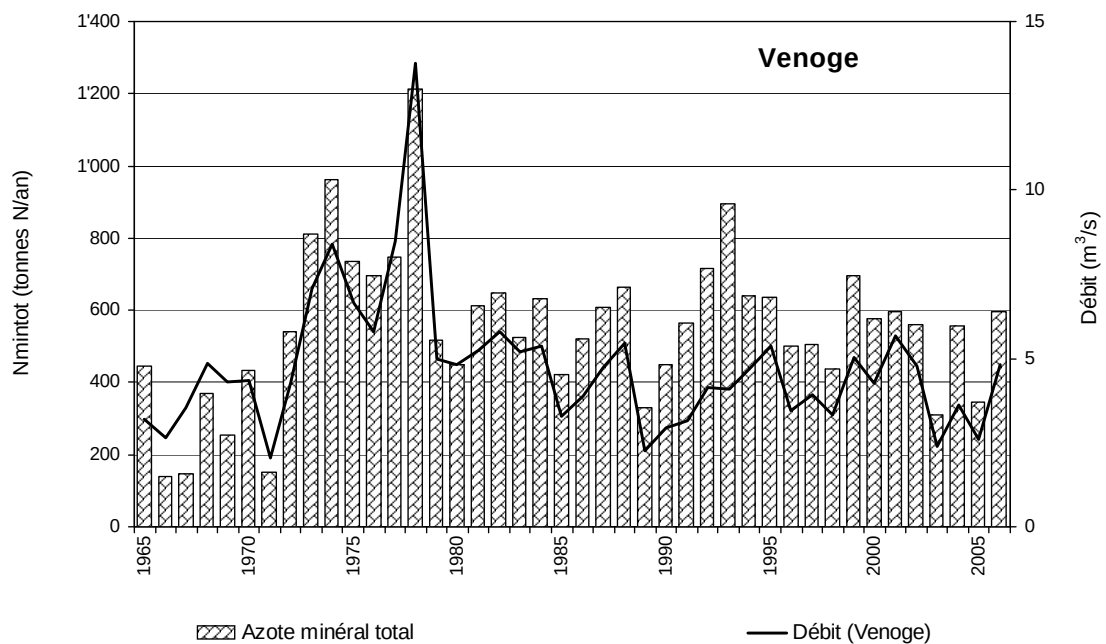


Figure 12 : Azote minéral total - Apports annuels par la Venoge.

Figure 12 : Total inorganic nitrogen - Annual inflow from the Venoge.

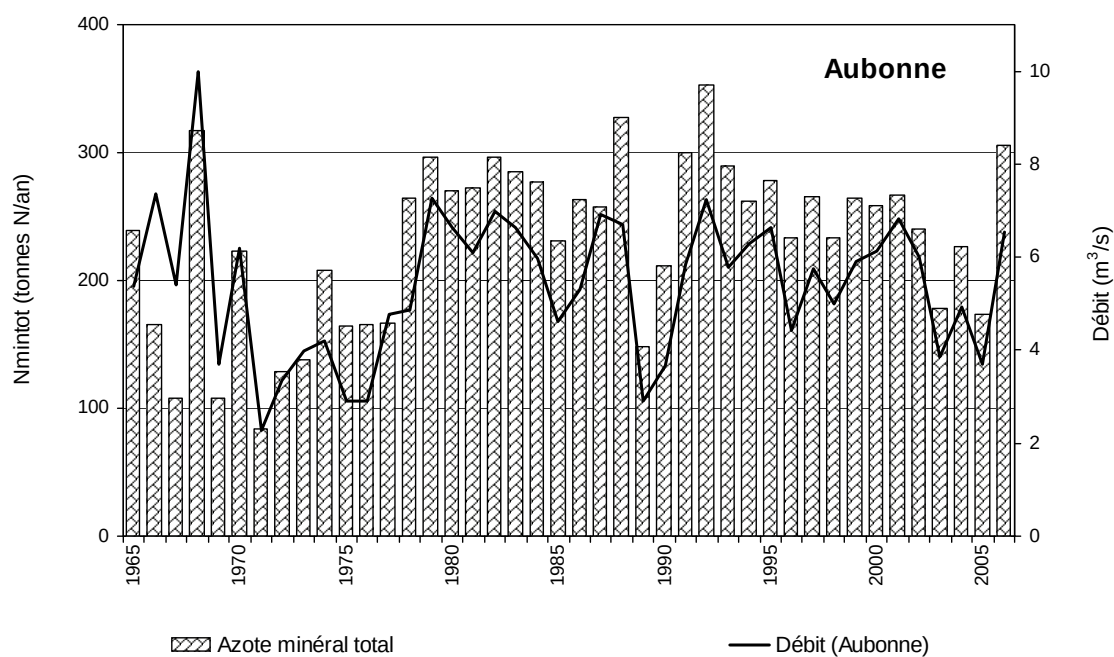


Figure 13 : Azote minéral total - Apports annuels par l'Aubonne

Figure 13 : Total inorganic nitrogen - Annual inflow from the Aubonne.

3.3 Chlorure (figures 14 à 18)

Pour 2006, les apports totaux par les rivières atteignent 66'100 tonnes de chlorure. L'évolution depuis 1965 des apports du Rhône amont montre une augmentation de 700 tonnes Cl/an avec un R^2 de 0.75. Par rapport à l'ensemble des rivières, les apports du Rhône amont représentent en moyenne 81 %.

Pour les exportations par le Rhône émissaire, l'augmentation annuelle est légèrement plus élevée à 1'080 tonnes Cl/an avec un R^2 de 0.84 sur la période 1965-2006.

Pour la Dranse, l'augmentation est de 54 tonnes Cl/an avec un R^2 de 0.39.

Les apports par la Venoge sont relativement stables depuis 1979 à environ 2'200 tonnes.

Les apports de l'Aubonne pour l'année 2006 sont 75 % plus forts que la moyenne 1965-2005, mais sans toutefois atteindre le maximum relevé en 1979 de 1'633 tonnes.

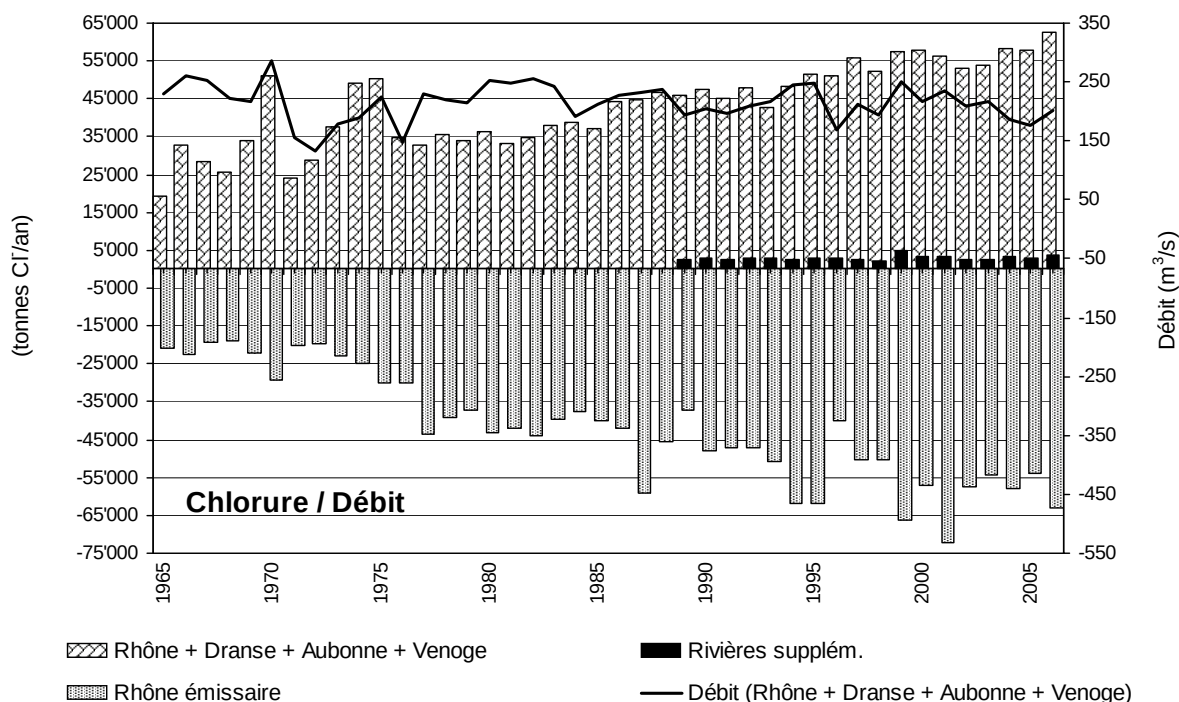


Figure 14 : Chlorure - Apports annuels par les affluents principaux et complémentaires et perte annuelle par l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

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).

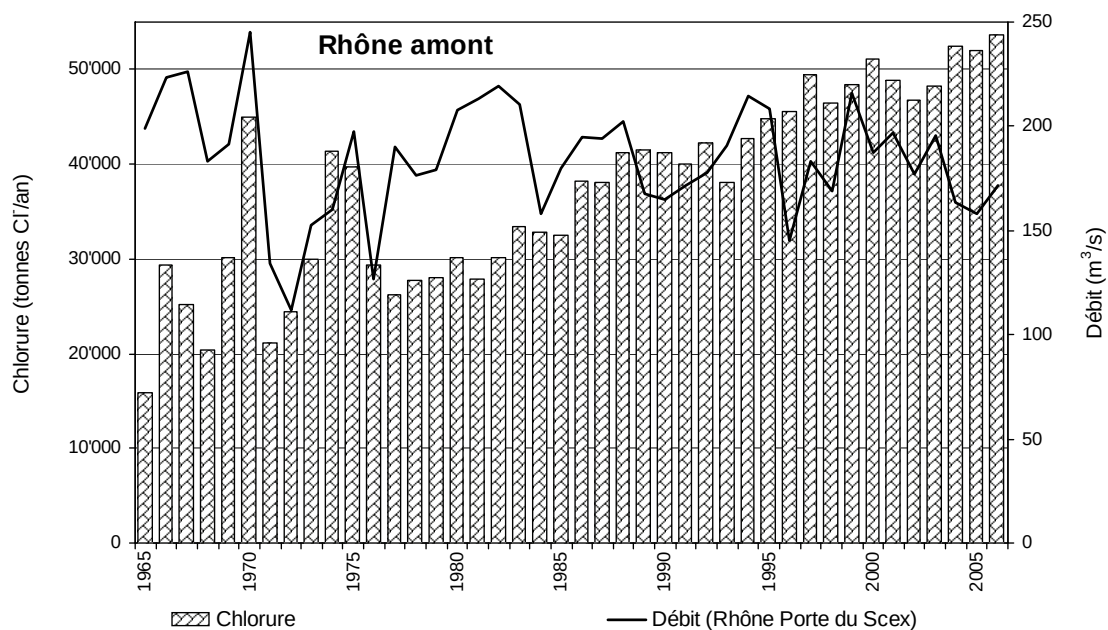


Figure 15 : Chlorure - Apports annuels par le Rhône amont (Porte du Scex).

Figure 15 : Chloride - Annual inflow from the upstream segment of the Rhône (Porte du Scex).

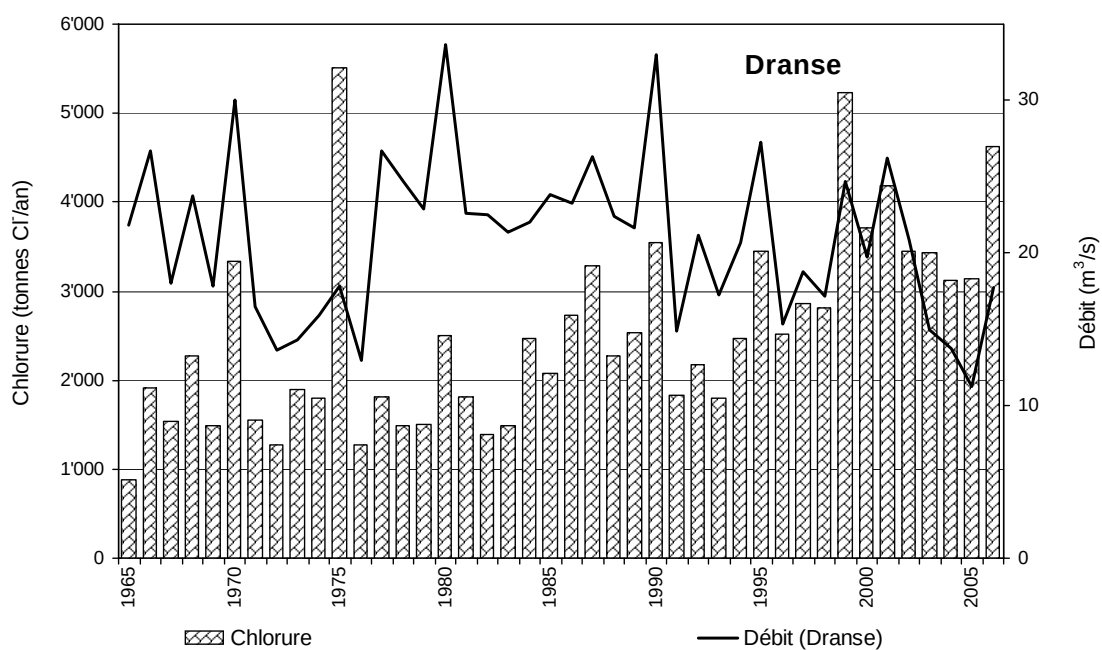


Figure 16 : Chlorure - Apports annuels par la Dranse.

Figure 16 : Chloride - Annual inflow from the Dranse.

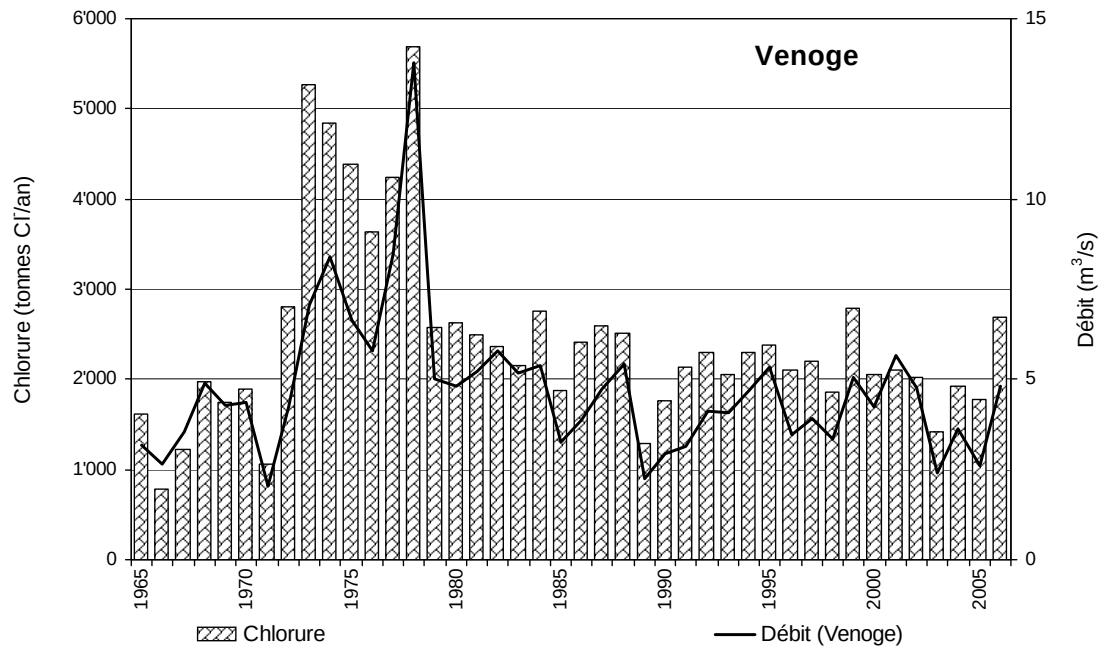


Figure 17 : Chlorure - Apports annuels par la Venoge.

Figure 17 : Chloride - Annual inflow from the Venoge.

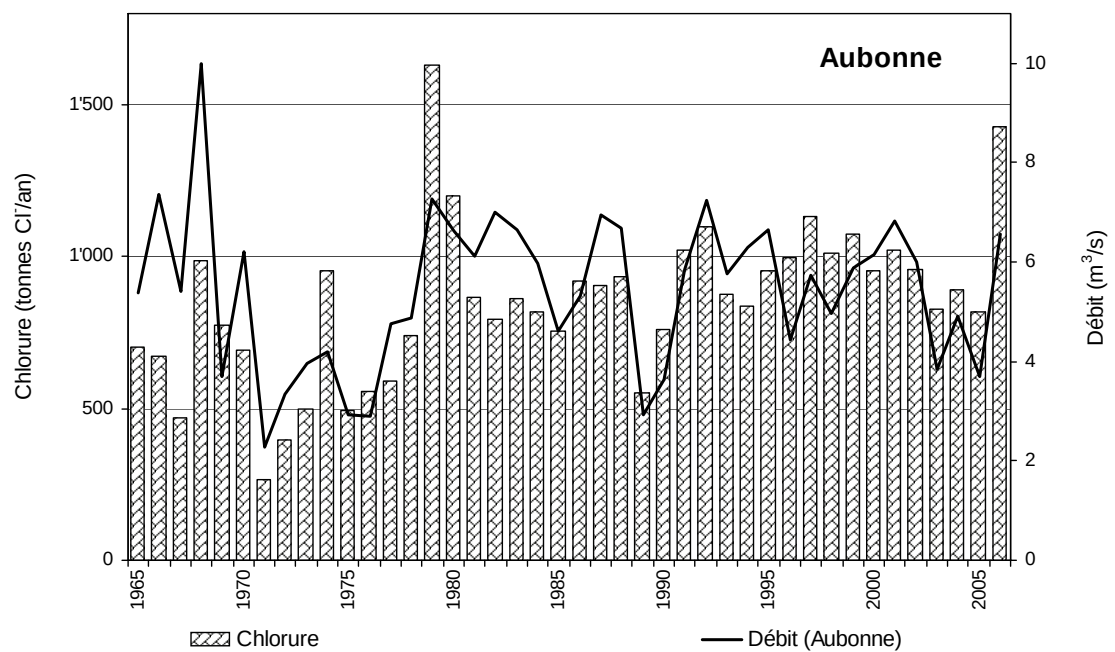


Figure 18 : Chlorure - Apports annuels par l'Aubonne.

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 pour 2006 est 1.4 fois la valeur de la normale 1997-2006. Les valeurs maximales sont du même ordre de grandeur que l'année 1996. Au niveau de l'azote ammoniacal, cela fait 4 ans de suite que les maximales sont supérieures à 0.22 mgN/L. Pour le COD, il n'y a pas d'évolution particulière et sa valeur est relativement stable à 0.98 mg/L.

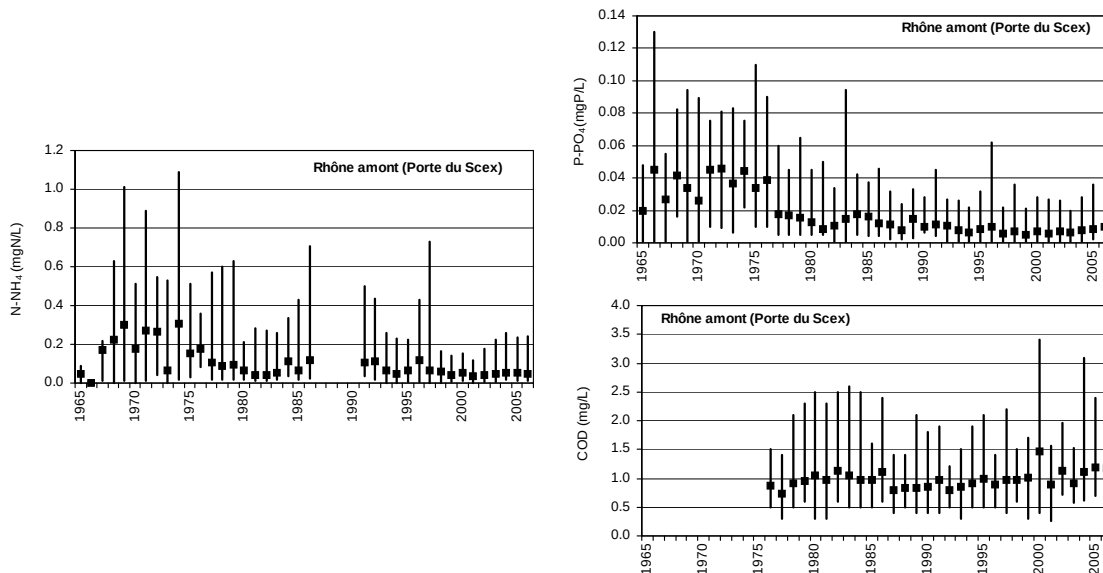


Figure 19 : Evolution des concentrations minimale, maximale et moyenne annuelles du phosphore dissous (P-PO₄), de l'azote ammoniacal (N-NH₄) et du carbone organique dissous (COD) - Rhône amont (Porte du Scex).

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, depuis 2003, on a une évolution à la hausse de sa valeur moyenne. Il en est de même pour ses valeurs maximales. La concentration moyenne d'azote ammoniacal est stable à 0.047 mgN/L. Le maximum a été 22 fois supérieur à 0.2 mgN/L en 41 ans.

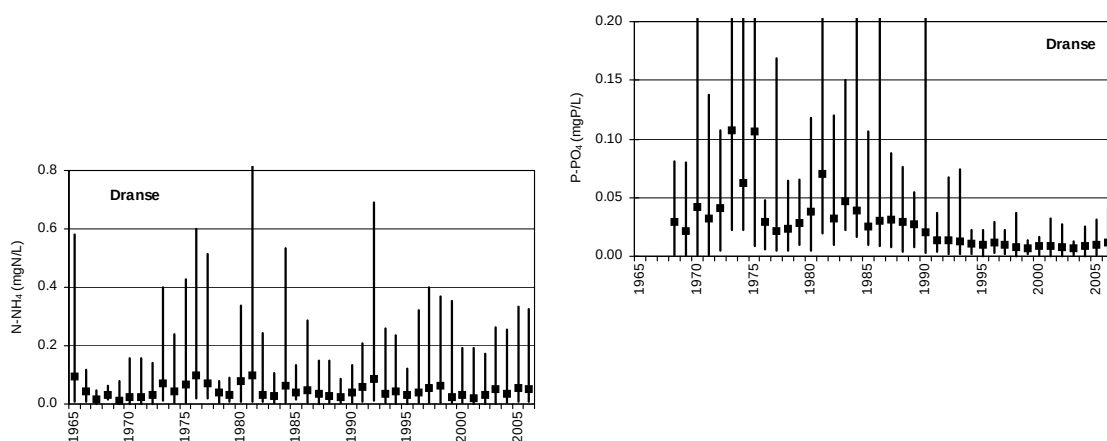


Figure 20 : Evolution des concentrations minimale, maximale et moyenne, annuelles du phosphore dissous (P-PO₄) et de l'azote ammoniacal (N-NH₄) - Dranse.

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, depuis 1990, la valeur moyenne est de l'ordre de 0.033 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, cela fait 2 ans que le maximum dépasse 0.77 mgN/L. Les maxima de COD montrent une tendance à la baisse. La valeur de la normale (1977-2006) est de 4.8 mg/L.

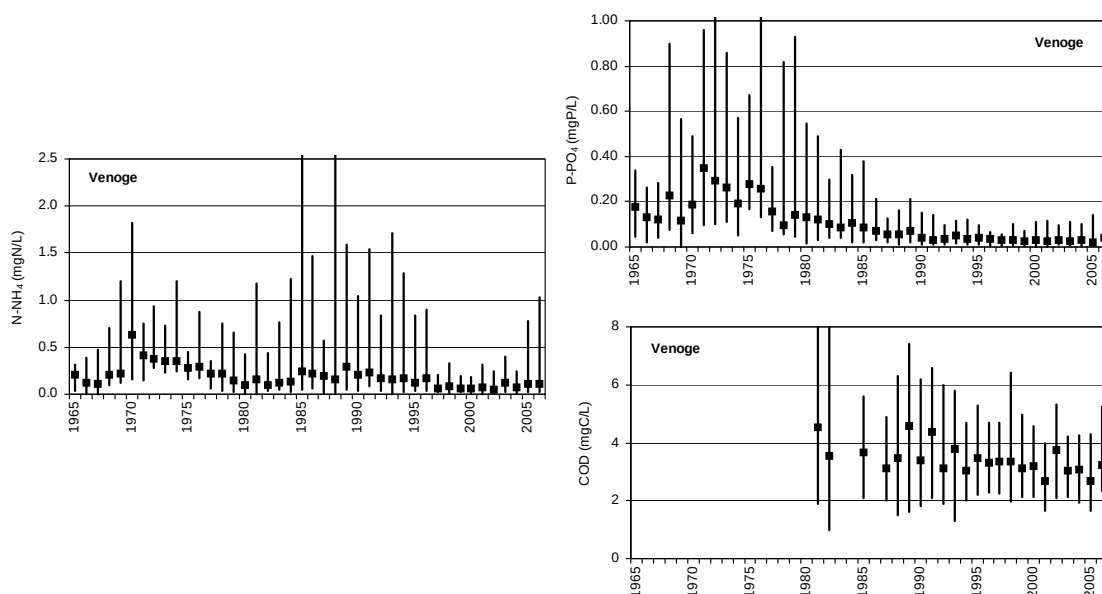


Figure 21 : Evolution des concentrations minimale, maximale et moyenne, annuelles du phosphore dissous ($P-PO_4$), de l'azote ammoniacal ($N-NH_4$) et du carbone organique dissous (COD) - Venoge.

Figure 21 : Change in the minimum, maximum and mean annual concentrations of dissolved phosphorus ($P-PO_4$), ammoniacal nitrogen ($N-NH_4$) and dissolved organic carbon (DOC) - Venoge.

4.4 Aubonne (figure 22)

Le phosphore dissous est en très nette baisse dès les années 80. Depuis 1985, la valeur moyenne est stable, avec environ 0.017 mgP/L. L'azote ammoniacal moyen est depuis 1965 de 0.05 mgN/L. Le COD montre une évolution similaire à la Venoge.

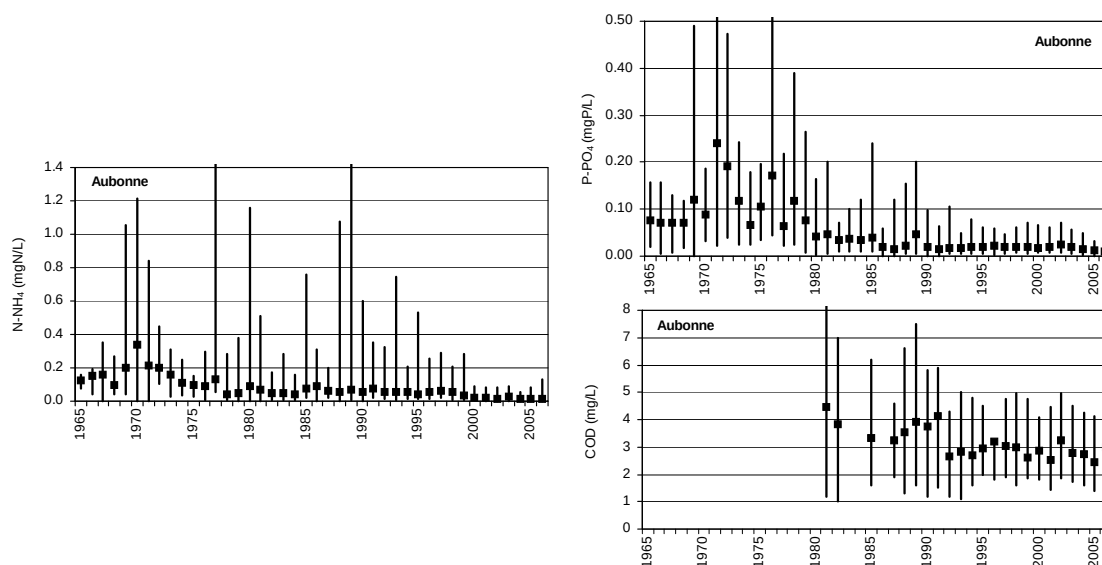


Figure 22 : Evolution des concentrations minimale, maximale et moyenne, annuelles du phosphore dissous ($P-PO_4$), de l'azote ammoniacal ($N-NH_4$) et du carbone organique dissous (COD) - Aubonne.

Figure 22 : Change in the minimum, maximum and mean annual concentrations of dissolved phosphorus ($P-PO_4$), ammoniacal nitrogen ($N-NH_4$) and dissolved organic carbon (DOC) - Aubonne.

4.5 Versoix (figure 23)

Le phosphore dissous montre une tendance à la baisse dès 1993. Depuis 2003, la valeur moyenne est de l'ordre de 0.017 mgP/L. Avant 1993, les valeurs maximales dépassaient fréquemment 0.200 mgP/L. Pour l'azote ammoniacal, il n'y a pas d'évolution notable. Pour le COD, depuis 1986, cela fait 10 fois que la moyenne est supérieure à 2 mg/L et 11 fois que la valeur maximum est supérieure à 3 mg/L.

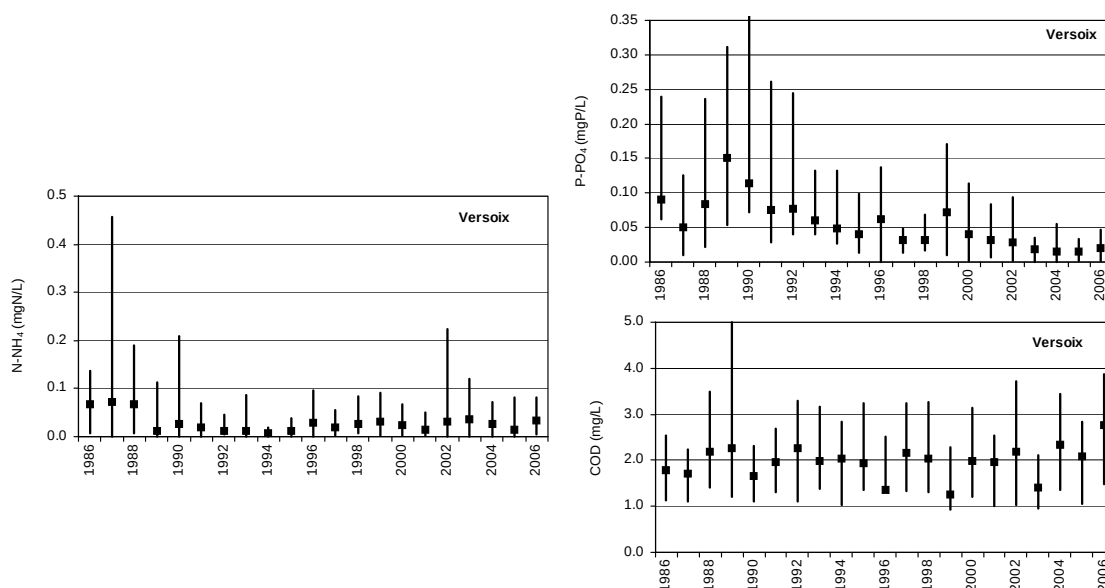


Figure 23 : Evolution des concentrations minimale, maximale et moyenne, annuelles du phosphore dissous ($P-PO_4$), de l'azote ammoniacal ($N-NH_4$) et du carbone organique dissous (COD) - Versoix.

Figure 23 : Change in the minimum, maximum and mean annual concentrations of dissolved phosphorus ($P-PO_4$), ammoniacal nitrogen ($N-NH_4$) and dissolved organic carbon (DOC) - Versoix.

5. APPORTS ANNUELS : BASSIN VERSANT DU RHÔNE 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 73 m³/s) et l'Allondon (débit moyen 3.5 m³/s). Les débits du Rhône émissaire et de l'Arve constituent 93 % 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.

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 2006, elle atteint 470 tonnes. Pour l'Arve, il n'y a pas d'évolution très nette. La valeur moyenne est stable avec environ 205 tonnes de P/an, sauf un pic en 1999. Pour l'Allondon, il est noté une relation avec le débit de 3.8 tonnes P/an / m³/s, avec un R² de 0.65.

► **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 178 tonnes en 2006. Pour l'Arve, les apports sont relativement stables avec une moyenne de 131 tonnes. La valeur moyenne pour l'Allondon est de 10.9 tonnes; avec comme pour le phosphore total une relation avec le débit de 1.89 tonne $P-PO_4$ /an / m³/s avec un R² de 0.61. C'est le seul affluent qui a un rapport $P-PO_4$ / P total aussi élevé (0.72).

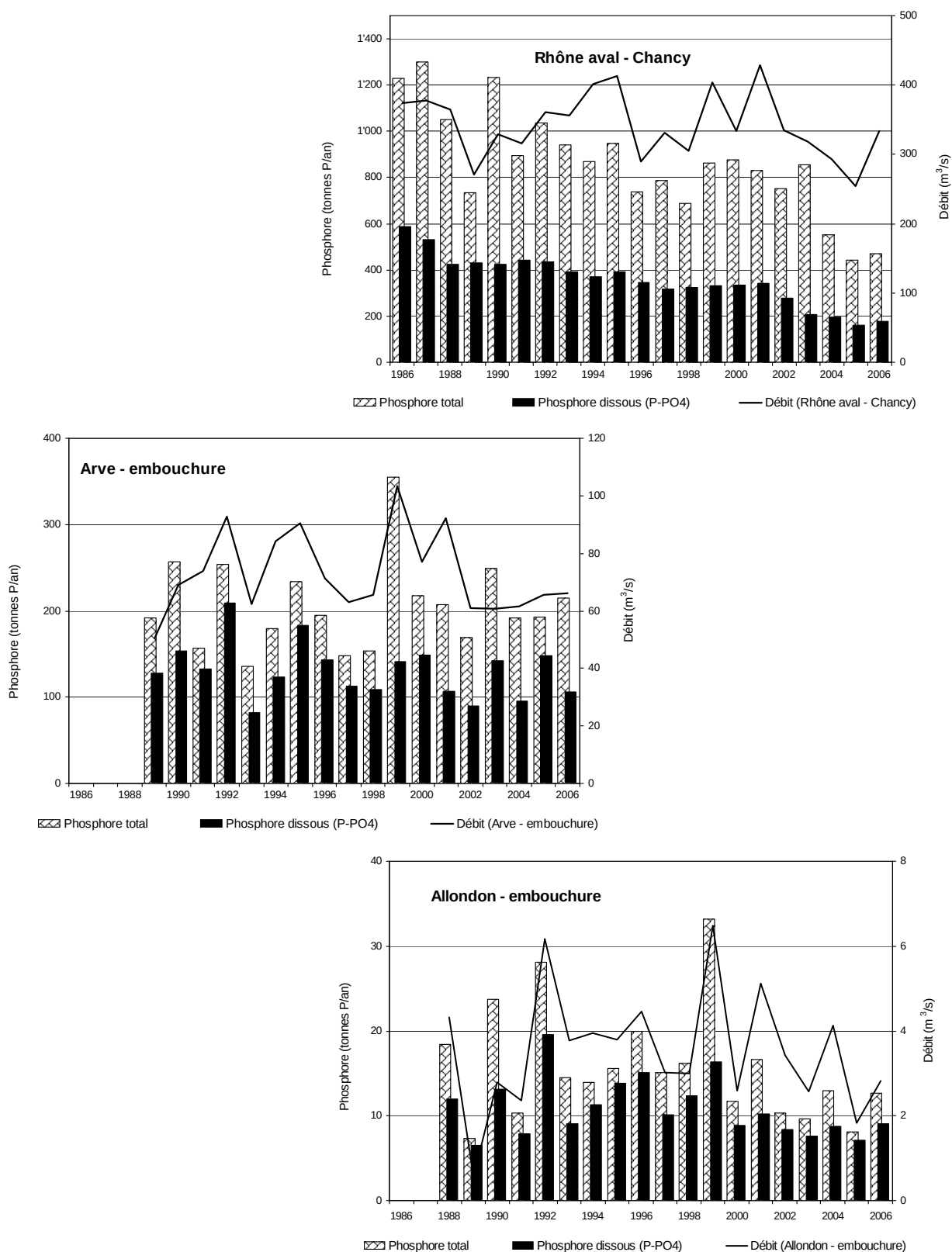


Figure 24 : Phosphore total et phosphore dissous (P-PO₄) - Apports annuels par le Rhône à Chancy, l'Arve et l'Allondon.

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)

Le flux annuel moyen pour le Rhône aval à Chancy est de l'ordre des 10'630 tonnes. Pour l'Arve, le flux annuel moyen est de 1'880 tonnes. L'Allondon a une relation avec le débit de 52.7 tonnes N/an / m³/s, avec un R² de 0.74.

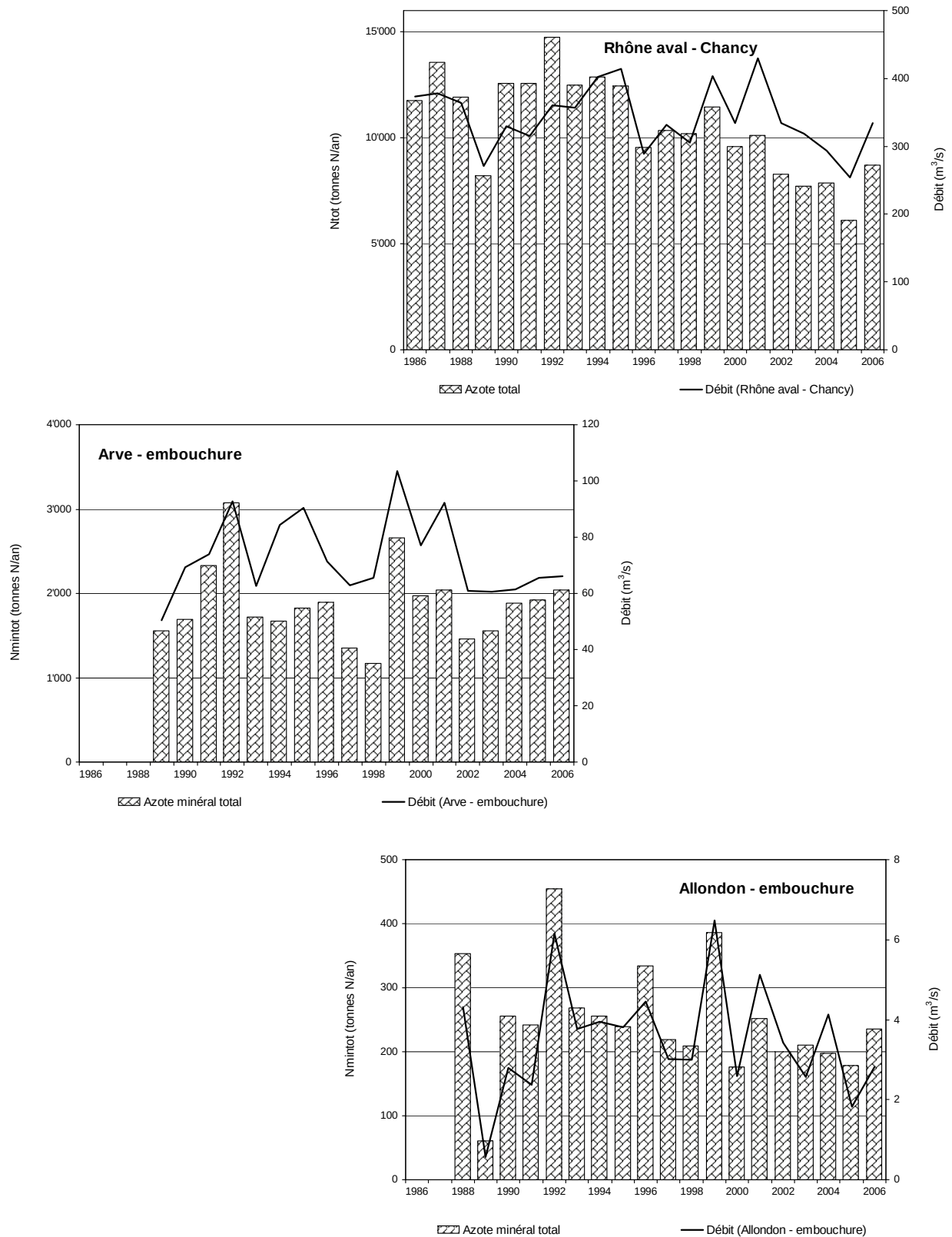


Figure 25 : Azote total ou azote minéral total - Apports annuels par le Rhône à Chancy, l'Arve et l'Allondon.
 Figure 25 : Total nitrogen or total inorganic nitrogen - Annual inflow from the Rhône (Chancy), the Arve and the Allondon.

5.3 Chlorure (figure 26)

C'est la troisième fois depuis le début des mesures (1986) que les apports en chlorure du Rhône aval à Chancy dépassent les 100'000 tonnes. Pour l'Arve, le flux annuel moyen est de 15'240 tonnes. Pour l'Allondon, il y a une évolution reliée au débit de 145 tonnes Cl/an /m³/s avec un R² de 0.70.

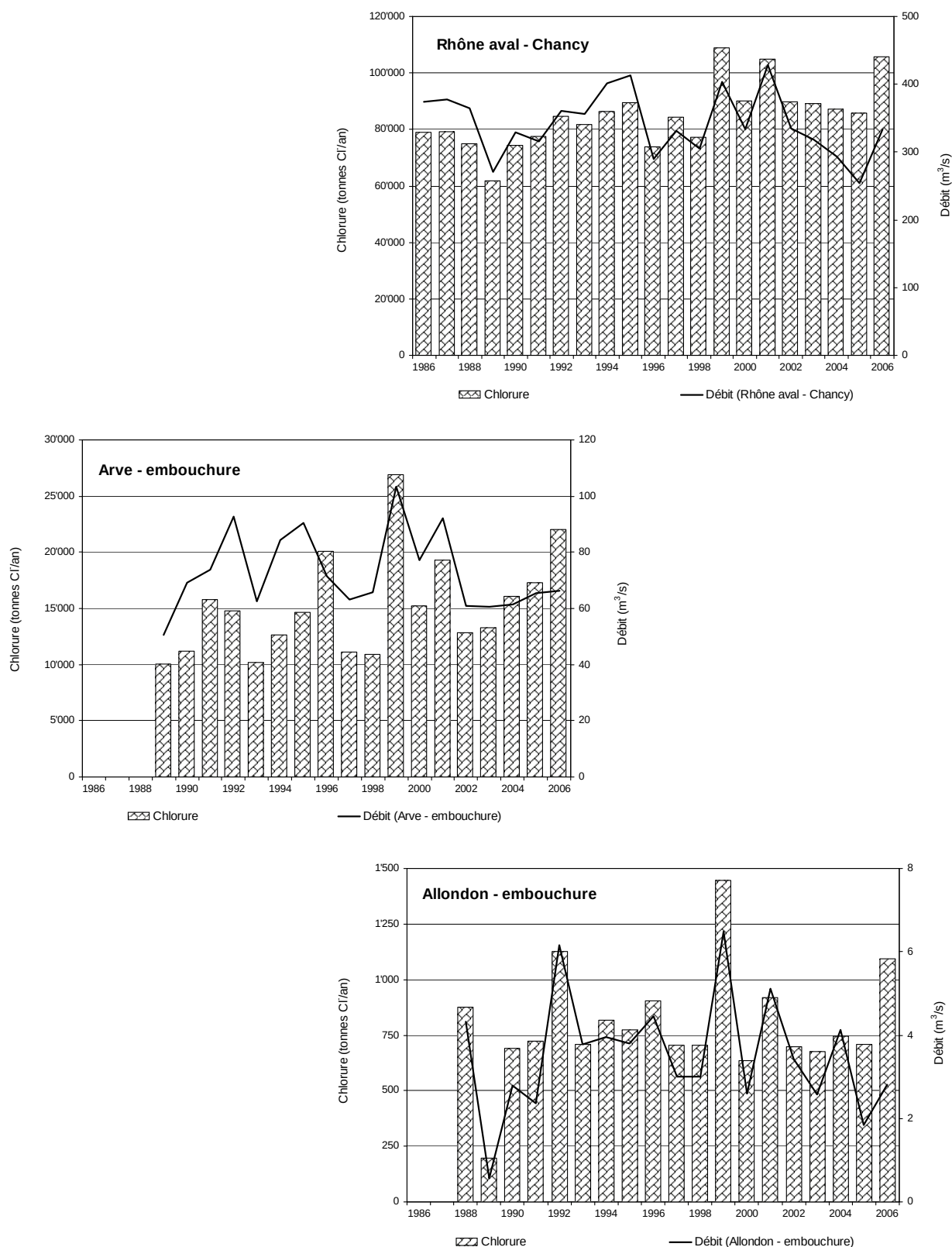


Figure 26 : Chlorure - Apports annuels par le Rhône à Chancy, l'Arve et l'Allondon.

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 de 0,0014 mgP/L /an avec un R^2 de 0.84. Pour l'azote ammoniacal, les valeurs maximales sont en nette baisse depuis 2002. La concentration moyenne du COD est de 1.53 mgC/L.

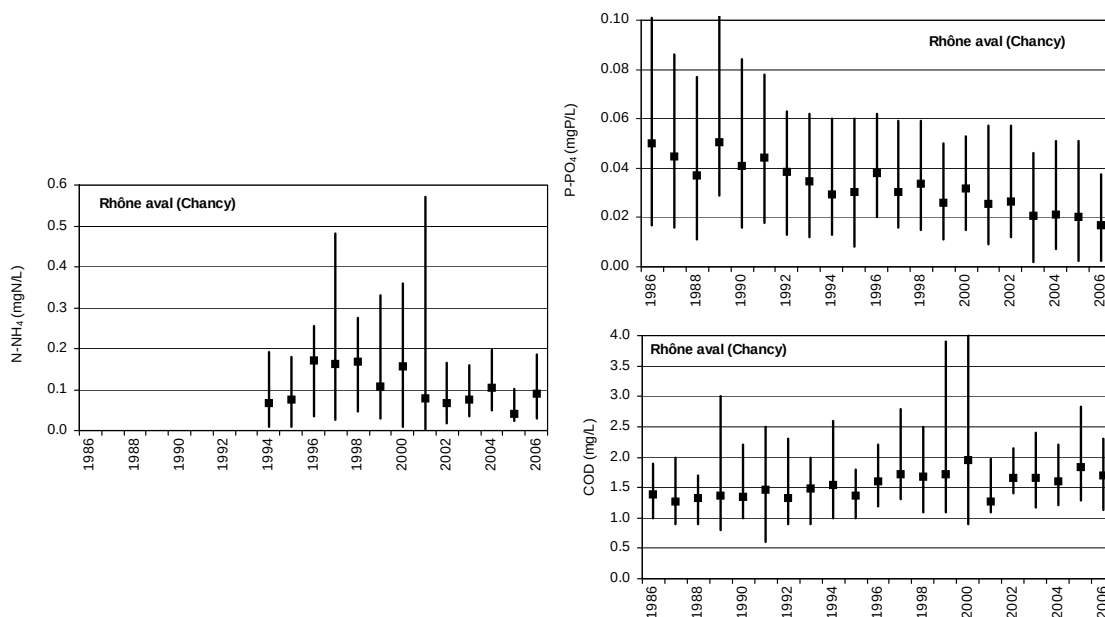


Figure 27 : Evolution des concentrations minimale, maximale et moyenne annuelles du phosphore dissous (P-PO₄), de l'azote ammoniacal (N-NH₄) et du carbone organique dissous (COD) - Rhône aval (Chancy).

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 downstream (Chancy).

6.2 Arve (figure 28)

Pour les 3 paramètres, il y a une certaine stabilité dans le temps. La concentration moyenne en phosphore dissous est de 0.056 mgP/l. Pour l'azote ammoniacal, la moyenne est de 0.097 mgN/L. A part en 1994, tous les maximums sont supérieurs à 0.2 mgN/L. La moyenne du COD est de 1.17 mg/L.

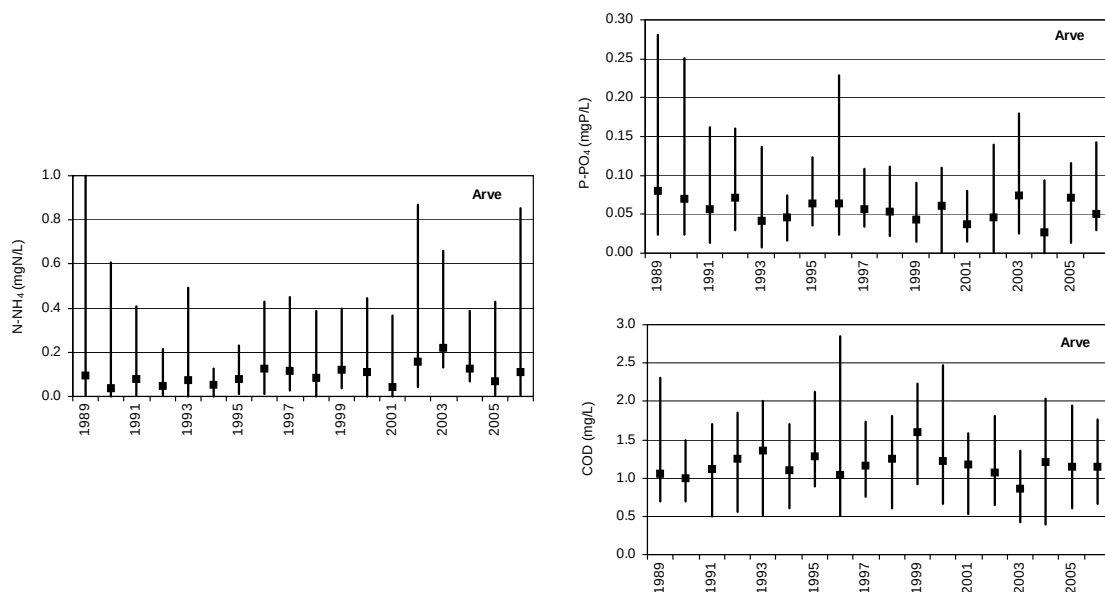


Figure 28 : Evolution des concentrations minimale, maximale et moyenne annuelles du phosphore dissous (P-PO₄), de l'azote ammoniacal (N-NH₄) et du carbone organique dissous (COD) - Arve.

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)

La valeur moyenne pour le phosphore dissous est de 0.114 mgP/L. Les valeurs maximales de l'azote ammoniacal dépassent fréquemment 0.400 mgN/L comme cette année. Le COD montre une stabilité de la concentration moyenne (valeur moyenne : 1.9 mg/L).

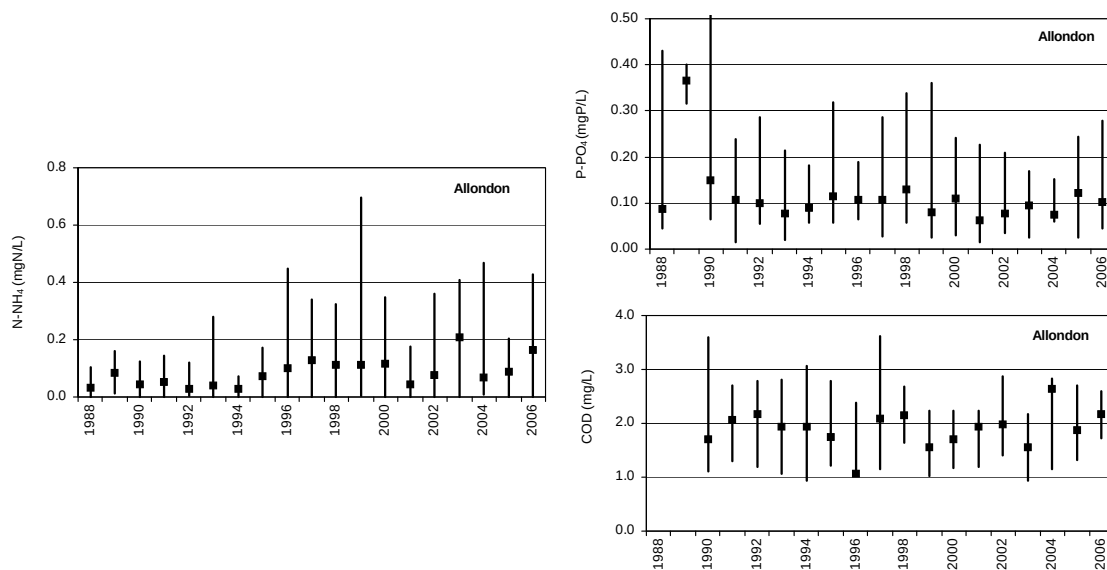


Figure 29 : Evolution des concentrations minimale, maximale et moyenne, annuelles du phosphore dissous (P-PO₄), de l'azote ammoniacal (N-NH₄) et du carbone organique dissous (COD) - Allondon.

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 1'069 mm sur le bassin versant proche du Léman, 2006 est une année à pluviométrie normale. 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 213 m³/s. Le débit moyen à la sortie du lac (émissaire à Genève) est de 230 m³/s.

En 2006, les apports en phosphore total au lac par les onze rivières suivies ont été de 1'405 tonnes. Le Rhône amont représente 95 % de ces apports. Il sort du lac 122 tonnes. Pour le phosphore dissous, les apports sont de 61.6 tonnes et 38.4 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.

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 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 2006 ont été de 66'100 tonnes. L'exportation par l'émissaire s'est élevée à 63'070 tonnes.

En ce qui concerne la qualité chimique des eaux (évolution des concentrations en P-PO₄, N-NH₄ et COD), 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 (bassin versant sans obligation de déphosphatation dans les STEP) 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.

BIBLIOGRAPHIE

QUETIN, P. (2007) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 21-32.

STRAWCZYNSKI, A. (2007) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 225-233.

Tableau 3 : Concentrations moyennes en 2006.

Table 3 : Mean concentrations in 2006.

Nom Rivière	Débit	N-NH ₄	N-NO ₂	N-NO ₃	Nmintot	NtotBrut	P-PO ₄	ProtBrut	Ppartic	Cl	SO ₄	Ca	Mg	Na	K	SiO ₂	DOC	TOC	MES
	(m ³ /sec)	(mgN/L)	(mgN/L)	(mgN/L)	(mgN/L)	(mgN/L)	(mgP/L)	(mgP/L)	(mgP/L)	(mg/L)	(mg/L)	(méq/L)	(méq/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
Concentrations moyennes																			
Bassin versant Léman																			
Rhône amont	171.7	0.046		0.549		0.625	0.010	0.240		9.92	51.74	2.01	0.44	6.31	1.51	2.91	1.17	2.39	171.0
Dranse	17.8	0.049	0.008	0.751	0.808	0.767	0.012	0.049	0.033	8.27	53.29	3.39	0.74	4.72	0.91	3.38	1.34		36.9
Aubonne	6.55	0.015	0.010	1.455	1.480		0.010	0.057	0.042	6.92	5.71	3.51	0.49	4.21	1.36	2.70	2.99		30.2
Venoge	4.83	0.110	0.030	3.782	3.922		0.039	0.203	0.156	17.63	19.17	4.12	0.62	9.03	2.90	4.22	3.25		130.2
Versoir	2.75	0.033	0.018	1.257	1.308	1.478	0.021	0.049		11.92	7.78	3.44	0.48	6.41	0.87	3.15			
Veveyse	2.31	0.043	0.005	0.965	1.012		0.003	0.167		12.38	14.28	3.31	0.56	8.49	1.92	4.20	2.74		183.9
Promenthouse	1.91	0.041	0.005	2.258	2.304		0.011	0.082		8.99	6.70	3.98	0.59	4.87	1.79	3.85	2.44		71.4
Chamberonne	1.00	0.084	0.028	3.031	3.143		0.047	0.253		21.08	37.04	3.91	0.71	12.62	3.32	5.61	2.81		220.1
Eau Froide	0.70	0.042	0.011	4.086	4.139		0.008	0.040		5.53	26.34	3.14	0.50	8.41	2.43	3.78	2.61		35.7
Morges	0.50	0.074	0.027	5.932	6.034		0.042	0.193		20.34	30.16	4.91	0.95	9.91	4.15	8.24	3.67		123.1
Dullive	0.19	0.027	0.014	3.076	3.116		0.026	0.106		12.45	21.90	4.60	0.93	7.77	3.05	7.28	3.06		32.3
Bassin versant du Rhône aval																			
Rhône émissaire	229.9	0.021	0.012	0.432	0.465	0.656	0.005	0.017		8.70	46.13	2.07	0.49	5.91	1.33	0.96			
Arve	66.2	0.113	0.072	0.791	0.975	1.068	0.051	0.103		10.56	46.02	2.72	0.48	6.62	1.13		1.14		
Couchefatte	2.82	0.164	0.036	2.448	2.648	3.033	0.102	0.143		12.30	9.44	3.87	0.49	6.99	1.15		2.17		
Allondon	0.03	0.064	0.038	10.480	10.582	12.808	0.037	0.117		21.27	54.57	6.69	0.88	8.15	2.56		2.63		
Rhône Chancy	333.6	0.089	0.022	0.712	0.823	0.745	0.045			10.04	45.09	2.34	0.51	6.14	1.58	1.63	1.70	2.16	24.6
La Loire	0.35	0.043	0.034	4.535	4.612	5.348	0.147			29.82	31.80	4.54	0.79	16.44	2.44		3.55		

Tableau 4 : Flux en 2006.
Table 4 : Flow in 2006.

Nom Rivière	Débit	N-NH ₄	N-NO ₂	N-NO ₃	Nmintot	NtotBrut	P-PO ₄	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	171.7	249.9		2'973		3'383	41.6	1'301		53'694	280'165	218'214	29'263	34'179	8'155	15'747	6'357	12'923	925'782
Dranse	17.8	27.66	4.30	421	453	430	6.8	27.3	18.59	4'632	29'862	38'113	5'051	2'646	512	1'892	753		20'651
Aubonne	6.55	3.07	2.02	301	306		2.1	11.7	8.63	1'429	1'180	14'539	1'240	870	280	558	617		6'246
Venoge	4.83	16.69	4.60	576	597		5.9	31.0	23.69	2'685	2'919	12'581	1'149	1'375	442	643	495		19'826
Versoir	2.75	2.88	1.56	109	113	128	1.8	4.3		1'034	675	5'979	505	555	76	273			
Veveyse	2.31	3.14	0.35	70	74		0.2	12.2		903	1'042	4'835	496	620	140	307	200		13'422
Promenthouse	1.91	2.48	0.33	136	139		0.7	4.9		541	403	4'795	432	293	108	232	147		4'298
Chamberonne	1.00	2.63	0.89	95	99		1.5	7.9		662	1'164	2'460	269	396	104	176	88		6'914
Eau Froide	0.70	0.93	0.23	90	91		0.2	0.9		121	578	1'380	133	185	53	83	57		784
Morges	0.50	1.17	0.43	94	95		0.7	3.0		321	476	1'553	182	156	65	130	58		1'943
Dullive	0.19	0.16	0.08	18	18		0.2	0.6		73	129	543	67	46	18	43	18		190
Total BV Léman	210.2	310.7		4'882			61.6	1'405		66'096	318'594	304'992	38'787	41'321	9'954	20'086	8'790		
Bassin versant du Rhône aval																			
Rhône émissaire	229.9	152.3	84.3	3'135	3'371	4'755	38.4	122		63'070	334'418	300'204	42'752	42'842	9'630	6'980			
Arve	66.2	234.9	150.2	1'651	2'036	2'231	105.8	215		22'049	96'078	113'778	12'146	13'818	2'369		2'381		
Allondon	2.8	14.6	3.21	217	235	269	9.0	12.7		1'093	839	6'895	532	621	102		193		
Couchefatte	0.03	0.06	0.04	10	10	13	0.0	0.1		21	53	131	10	8	3		3		
Rhône Chancy	333.6	986.5	246.1	7'490	8'723	7'842	177.8	471		105'608	474'283	492'691	65'826	64'603	16'568	17'153	17'923	22'773	258'584
La Laitre	0.35	0.48	0.38	50.6	51	59.7	0.76	1.65		333	355	1'016	109	184	27		40		

MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE

MICROPOLLUTANTS IN THE WATER OF THE RIVER RHÔNE

Campagne 2006

PAR

Marc BERNARD et Cédric ARNOLD

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

Patrick EDDER et Didier ORTELLI

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

RÉSUMÉ

Le suivi régulier des produits phytosanitaires ainsi que de quelques médicaments dans les eaux du Rhône en amont du lac Léman a permis de confirmer la présence de près de 80 substances. Huit pesticides ont été retrouvés à des concentrations supérieures à 0.1 µg/L sur des échantillons moyens de 14 jours.

En terme de flux annuels, les 9 principaux produits phytosanitaires présents proviennent de rejets d'industriels. On trouve ensuite des pesticides utilisés notamment en agriculture. Deux substances pharmaceutiques (Carbamazépine et Mepivacaïne) également synthétisées en Valais ont aussi été détectées à des concentrations élevées (1 µg/L).

Sur l'ensemble de l'année 2006, on observe une diminution des concentrations de divers pesticides. Cette réduction s'explique pour une large part du fait de la mise en place de mesures de gestion et de réduction des rejets sur les sites industriels de chimie. Le suivi analytique systématique instauré en 2006 se poursuit, il permettra de vérifier l'efficacité des actions entreprises à la source.

ABSTRACT

Regular monitoring of pesticides and of some drugs in the water of the Rhône upstream of Lake Geneva confirmed that it contained nearly 80 substances. Eight pesticides were found at concentrations in excess of 0.1 µg/L in the mean 14-day samples.

In terms of the annual input, the 9 main pesticides present originated as industrial waste, followed by pesticides used mainly in agriculture. High concentrations (1 µg/L) of two pharmaceuticals (carbamazepine and mepivacaine), which are also synthesized in the Valais, were also detected.

Over 2006 as a whole, a fall was observed in the concentrations of various pesticides. This reduction can, to a large extent, be explained by the introduction of waste management and the reduction of discharges from chemical industry sites. The systematic analytical monitoring introduced in 2006 has been continued; this will make it possible to check the effectiveness of measures taken at the source of the pollution.

1. INTRODUCTION

En 2004, les investigations et les analyses réalisées par la CIPEL sur les eaux du Léman ont permis de mettre évidence la présence de différents produits phytosanitaires et autres micropolluants qui n'avaient pas été analysés jusqu'à présent dans les eaux du lac. Un groupe de travail spécifique a été créé par la CIPEL. En 2005, plus de trente pesticides, essentiellement des herbicides et fongicides ont été quantifiés dans les eaux du Léman. La somme des concentrations des composés phytosanitaires variait entre 0.35 et 0.45 µg/L (EDDER et al., 2006). Le Foramsulfuron (herbicide) était la substance présente avec la concentration individuelle la plus élevée des différents produits phytosanitaires (0.07 à 0.11 µg/L).

Ces contrôles avaient montré qu'une part importante des apports en produits phytosanitaires dans le lac était amenée par le Rhône et provenait dans une très large mesure des rejets de plusieurs industries chimiques produisant ou formulant ces substances (EDDER et al., 2006).

Afin de renforcer la surveillance de la qualité des eaux alimentant le Léman, le Service de la protection de l'environnement du canton du Valais (SPE), en collaboration avec le Service genevois de la protection de la consommation (SPCo), a mis en place un protocole de prélèvements et d'analyses systématiques des eaux du Rhône à la Porte du Scex. En outre, des campagnes d'analyses ponctuelles des eaux du Rhône en amont et aval des sites valaisans de production chimique ont été réalisées en 2006. Cet article présente les résultats des investigations réalisées en 2006.

2. ÉCHANTILLONNAGE

2.1 Rhône amont - Porte du Scex

La station de prélèvement et d'échantillonnage automatique de la Porte du Scex est intégrée dans le réseau NADUF de la Confédération suisse. Depuis janvier 2006 (en continu), le SPE a fait modifier le système d'échantillonnage de manière à collecter un échantillon moyen de 2 litres sur 14 jours. L'échantillon est récolté directement dans un flacon en verre placé dans une enceinte réfrigérée à 5°C. Le SPCo a été mandaté pour les analyses des micropolluants et plus particulièrement des produits phytosanitaires dans ces eaux.

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

Le 8 mars et le 30 novembre 2006 des échantillons moyens 24 heures ont été prélevés en amont et aval des rejets des STEP des sites industriels de Viège et Monthey par le SPE. Ces deux périodes de prélèvement correspondent à des périodes d'étiage sur le Rhône. Les échantillons ont également été envoyés pour analyses au laboratoire du SPCo.

3. MÉTHODOLOGIE

La liste des pesticides recherchés dans les eaux du Rhône est à peu près la même que celle des produits recherchés dans les eaux du Léman en 2005 (EDDER et *al.*, 2006). La liste complète des substances recherchées est donnée à l'annexe 1 de l'article consacré aux micropolluants dans le lac (EDDER et *al.*, 2007) et comprend 80 herbicides et 108 fongicides, insecticides et acaricides. A partir d'août 2006, cinq médicaments et le Chloridazon (herbicide) sont venus compléter cette liste.

3.1 Analyse des phytosanitaires

La recherche des pesticides est effectuée sur l'eau brute : ils sont préconcentrés à partir d'un échantillon de 500 mL d'eau passé sur une phase solide (support Oasis HLB). Après élution à l'aide d'un solvant et concentration de ce dernier, l'extrait est analysé par chromatographie en phase liquide couplée à un détecteur de spectrométrie de masse en mode tandem (HPLC/MS-MS). Le principe de cette méthode, appliquée aux contrôles des résidus de pesticides dans les fruits et légumes, a été décrit plus en détail par ORTELLI et *al.* (2004 et 2006). Cette manière de procéder est préconisée aujourd'hui dans divers documents officiels (par exemple la directive européenne EEC/657/2002) concernant les performances analytiques des méthodes.

3.2 Contrôles

Le laboratoire du SPCo est accrédité EN 45000.

La qualité des résultats est assurée par l'accréditation du laboratoire (ISO 17025) ainsi que par la participation du SPCo à toutes les procédures d'intercalibrations organisées par la CIPEL (pesticides, métaux, etc.). Les résultats des intercalibrations organisées en 2005 et 2006 par la CIPEL font l'objet des rapports de STRAWCZYNSKI (2006 et 2007). De plus, le laboratoire participe (2-3 fois par an) à des tests interlaboratoires internationaux consacrés aux recherches de pesticides dans les denrées alimentaires.

Les charges calculées sur la base des analyses des eaux du Rhône correspondent généralement bien aux charges calculées sur la base des analyses réalisées par les industries chimiques sur les eaux en sortie de STEP et rejetées au Rhône.

4. RÉSULTATS

4.1 Concentrations des produits phytosanitaires dans les eaux du Rhône

Les figures 1 et 2 présentent les résultats analytiques des 25 échantillons du Rhône prélevés à la Porte du Scex. Les résultats détaillés sont présentés dans un tableau en annexe. Au total 82 produits phytosanitaires et 4 produits pharmaceutiques ont été identifiés dans un ou plusieurs échantillons.

Deux substances montrent des pics en avril, correspondant à leur période d'application en agriculture : le Diuron (0.12 µg/L) et la Simazine (0.10 µg/L). D'après l'inventaire des pesticides utilisés en agriculture dans le bassin versant lémanique les quantités épandues sur le bassin versant du Rhône en amont de la Porte du Scex s'élèvent à 7.6 t/an pour le Diuron et à 6.2 t/an pour la Simazine (KLEIN et *al.*, 2007). Malgré une utilisation en quantité supérieure, le Boscalid (fongicide, 18.8 t/an) et la Terbutylazine (herbicide, 12.6 t/an) ne sont retrouvés que sous forme de traces dans les eaux du Rhône avec une concentration maximale de 0.02 µg/L. D'autres produits utilisés en moindre quantité comme le Linuron (herbicide, 3.6 t/an) ou l'Atrazine (herbicide, 1.2 t/an) sont également décelés sous forme de traces ou de leurs métabolites avec des concentrations respectivement de 0.05 et 0.03 µg/L. Ces résultats pour les substances utilisées en agriculture montrent clairement que les quantités de produits lessivés dépendent non seulement des charges appliquées en agriculture mais également du mode d'application et des caractéristiques physico-chimiques des produits phytosanitaires, notamment de leur sorption sur les sols et de leur dégradation. Aucune de ces substances n'est fabriquée en Valais. Notons que le Diuron est utilisé également dans des applications non agricoles (peinture, vernis...).

Les autres substances mises en évidence dans le Rhône proviennent majoritairement des rejets d'eaux des STEP de l'industrie chimique. Outre la Simazine et le Diuron, les 8 produits phytosanitaires suivants ont été retrouvés à une ou plusieurs reprises à des concentrations proches ou dépassant les exigences (0.1 µg/L) de l'ordonnance sur la protection des eaux (OEaux).

Pymétrozine	Insecticide	1.20 µg/L
Amidosulfuron	Herbicide	0.97 µg/L
Chloridazon	Herbicide	0.19 µg/L
Métalaxyl	Fongicide	0.12 µg/L
Ethoxysulfuron	Herbicide	0.11 µg/L
Iodosulfuron-méthyle	Herbicide	0.10 µg/L
Métolachlor	Herbicide	0.08 µg/L
Fluoroxypyr	Herbicide	0.08 µg/L

Six substances dépassent les exigences fixées dans l'OEaux, dont deux avec des pics environ 10 fois supérieurs. Comme, il s'agit d'échantillons moyens prélevés sur 15 jours, Il est vraisemblable que les concentrations soient ponctuellement plus élevées.

La Pymétrozine et l'Amidosulfuron sont les deux substances dont les concentrations dans le Rhône ont été les plus élevées durant l'année 2006. Notons qu'une substance comme l'Amidosulfuron est considérée comme relativement stable dans l'environnement avec une période de demi-vie d'environ un an, peu toxique pour les poissons et les invertébrés ($EC_{50} > 1$ mg/L), mais qui pourrait comme d'autres sulfonylurées (metsulfuron, foramsulfuron) avoir un effet sur les plantes aquatiques à des concentrations de 0.4 µg/L (CHÈVRE, 2007). Par ailleurs, l'Amidosulfuron est le seul pesticide dont la concentration dans le lac a notablement augmenté en 2006 (EDDER et al., 2007). Il faut relever que si les concentrations d'Amidosulfuron étaient très élevées en début d'année, elles ont fortement diminué au cours du deuxième semestre 2006. La Pymétrozine n'est retrouvée qu'en très faibles concentrations dans les eaux du Léman (~0.005 µg/L) ce qui pourrait s'expliquer par une photo-dégradation rapide en milieu aqueux. Il convient de mentionner que les concentrations de Pymétrozine retrouvées dans les eaux du Rhône sont contestées par l'industrie concernée, car elle estime que l'activité de production ne peut engendrer de tels rejets.

Le Foramsulfuron est une substance préoccupante car détectée en concentration élevée dans le lac en 2005. Bien que produite en 2006, elle n'a plus été détectée en concentration élevée dans le Rhône. Les mesures mises en place par l'entreprise concernée semblent ainsi porter leurs fruits. Cette baisse des apports en Foramsulfuron dans le Rhône s'est traduite par une diminution de moitié de sa teneur dans le lac (EDDER et al., 2007).

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

Les résultats obtenus montrent que la valeur de tolérance OSEC de 0.5 µg/L est dépassée dans le quart des analyses. Une comparaison des figures 1 et 3 montre que les échantillons dans lesquels la somme des pesticides excède 0.5 µg/L correspondent systématiquement à des échantillons pour lesquels un composé dépasse fortement les exigences de l'OEaux (fixée à 0.1 µg/L par substance).

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

Les charges des substances phytosanitaires ayant transité par le Rhône en 2006 ont été calculées sur la base des concentrations mesurées et des débits moyens durant la période de prélèvement. Lorsque les données analytiques n'étaient pas disponibles pour l'ensemble de l'année, les charges ont été extrapolées sur la base de la période de mesure, en tenant cependant compte des périodes de productions communiquées par les industries concernées. Dans les cas où l'analyse n'a pas permis de détecter une substance, la charge a été considérée comme nulle. Les charges ainsi calculées sont présentées à la figure 4.

Les charges les plus importantes sont obtenues pour les produits suivants : Pymétrozine 488 kg/an (chiffre contesté par l'industrie concernée, voir paragraphe 4.1), Amidosulfuron 289 kg/an, Métalaxyl 140 kg/an, Etroxsulfuron 99 kg/an, Métolachlor 79 kg/an, Iodosulfuron-méthyle 65 kg/an, Chloridazone 60 kg/an. Ces substances sont toutes produites ou formulées sur les sites industriels chimiques du canton du Valais (Viège, Evionnaz et Monthey).

Les charges des substances provenant exclusivement d'une utilisation agricole sont inférieures à 60 kg/an, avec des valeurs maximales pour le Diuron (59 kg/an) et la Simazine (34 kg/an).

Vu l'importance des rejets industriels ponctuels par rapport aux rejets diffus en provenance de l'agriculture, deux nouvelles campagnes de prélèvements et d'analyses ont été réalisées en 2006 les 8 mars et 30 novembre, en amont et en aval de Viège et Monthey. Les figures 5 et 6 présentent la concentration et le débit massique de la somme des produits phytosanitaires aux différents emplacements.

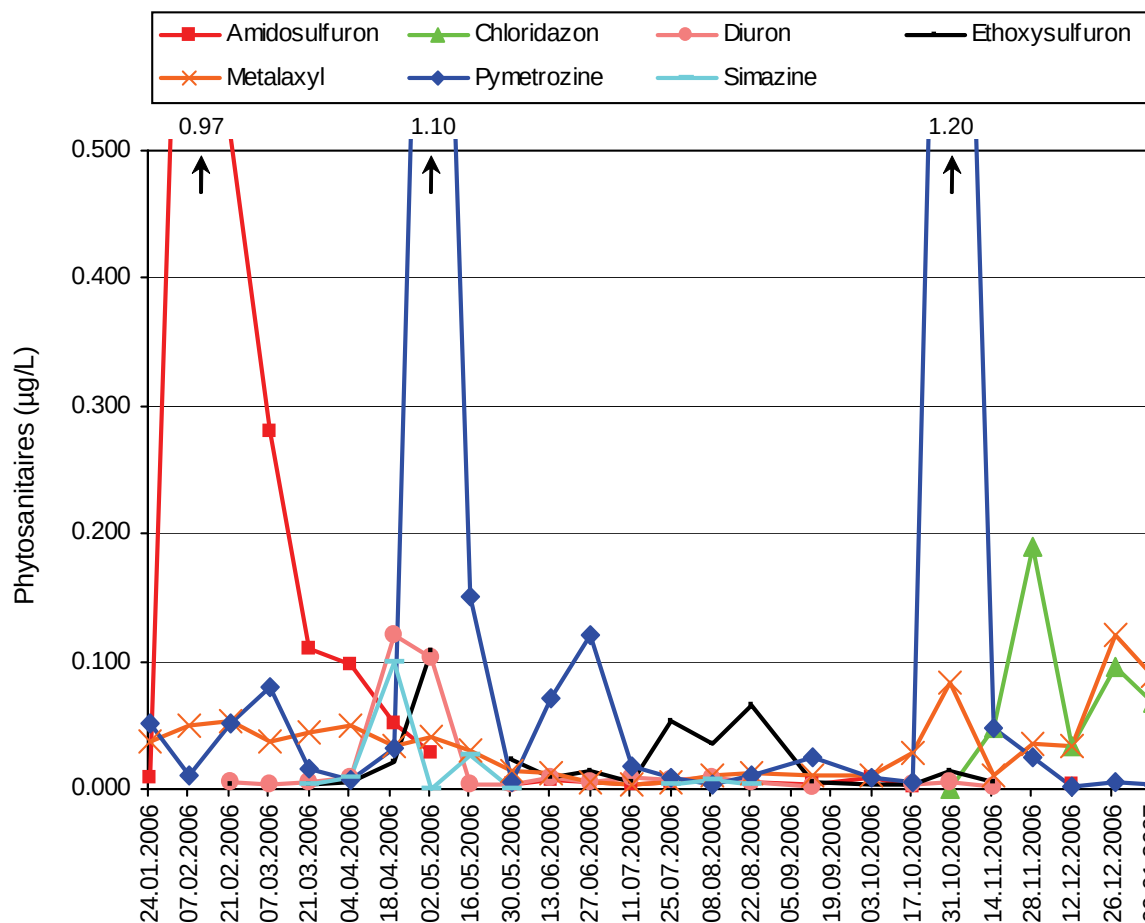


Figure 1 : Evolution des concentrations des substances détectées dans le Rhône à la Porte du Scex en 2006.

Figure 1 : Changes in the concentrations of substances detected in the River Rhône at the Porte du Scex in 2006.

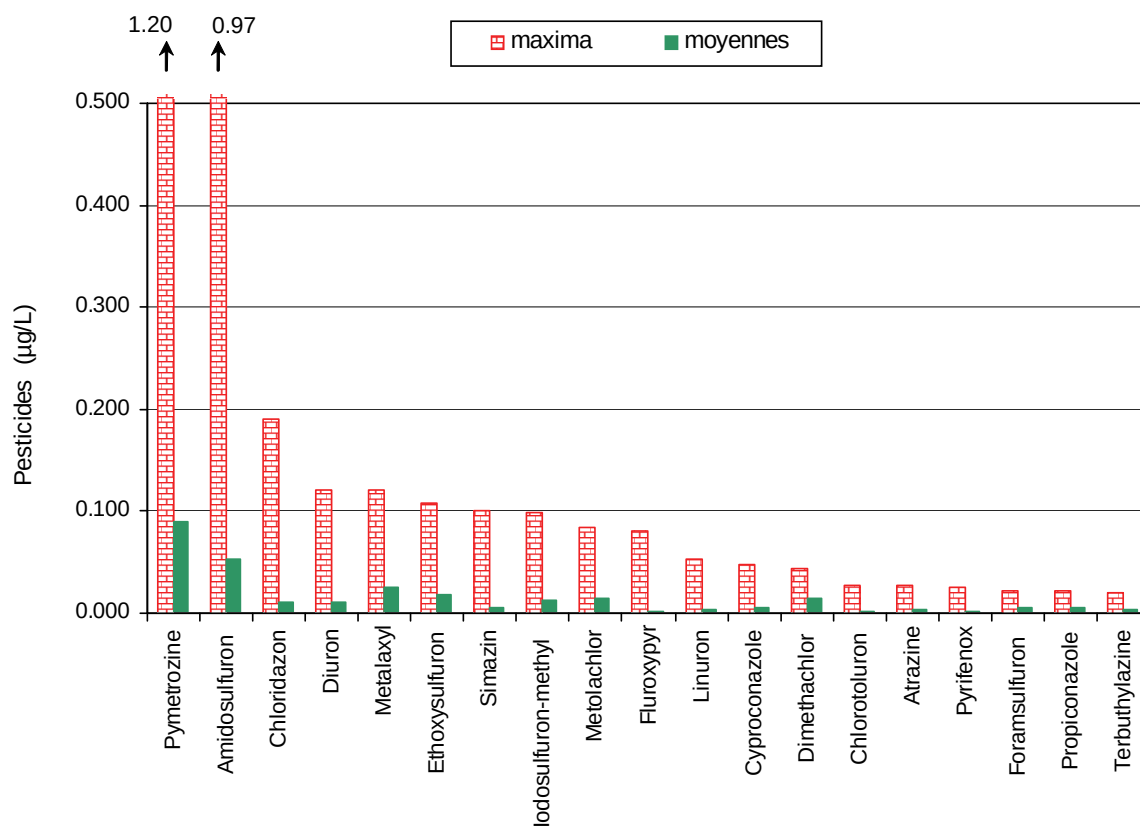


Figure 2 : Concentrations maximales et moyennes des principales substances phytosanitaires détectées dans les eaux du Rhône en 2006 à la Porte du Scex.

Figure 2 : Maximum and mean concentrations of the main pesticides detected in the River Rhône in 2006.

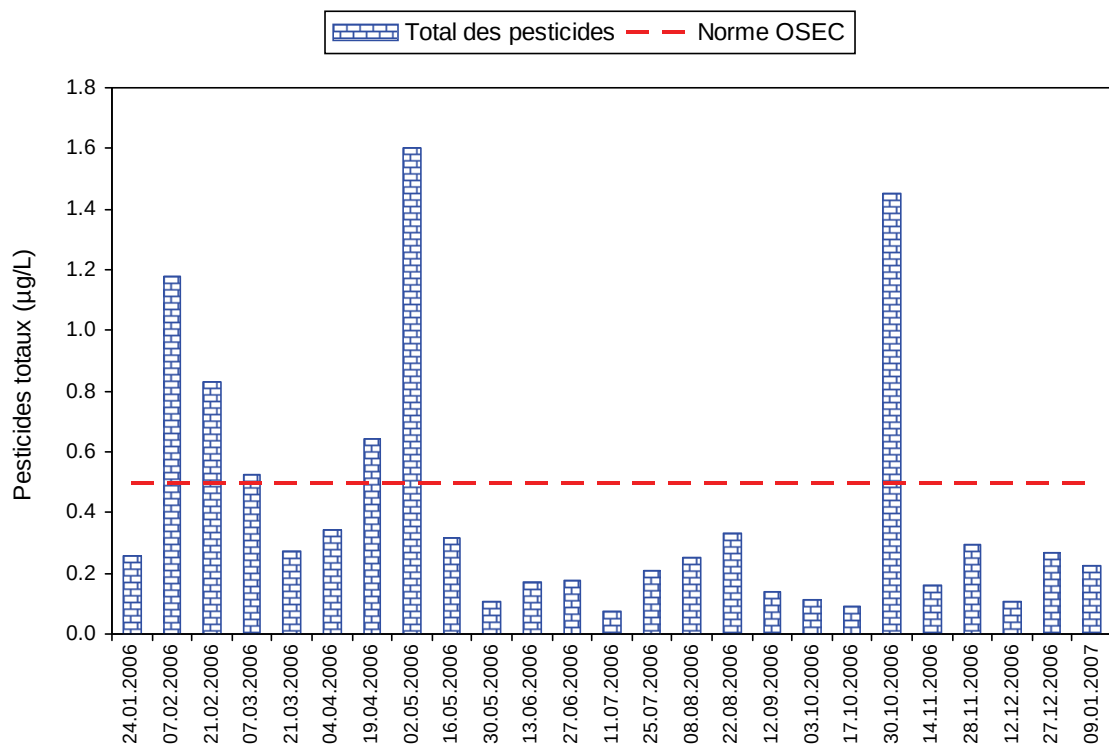


Figure 3 : Somme des concentrations en produits phytosanitaires décelés dans le Rhône à la Porte du Scex au cours de l'année 2006.

Figure 3 : Sum of pesticide concentrations detected in the River Rhône at the Porte du Scex during the year 2006.

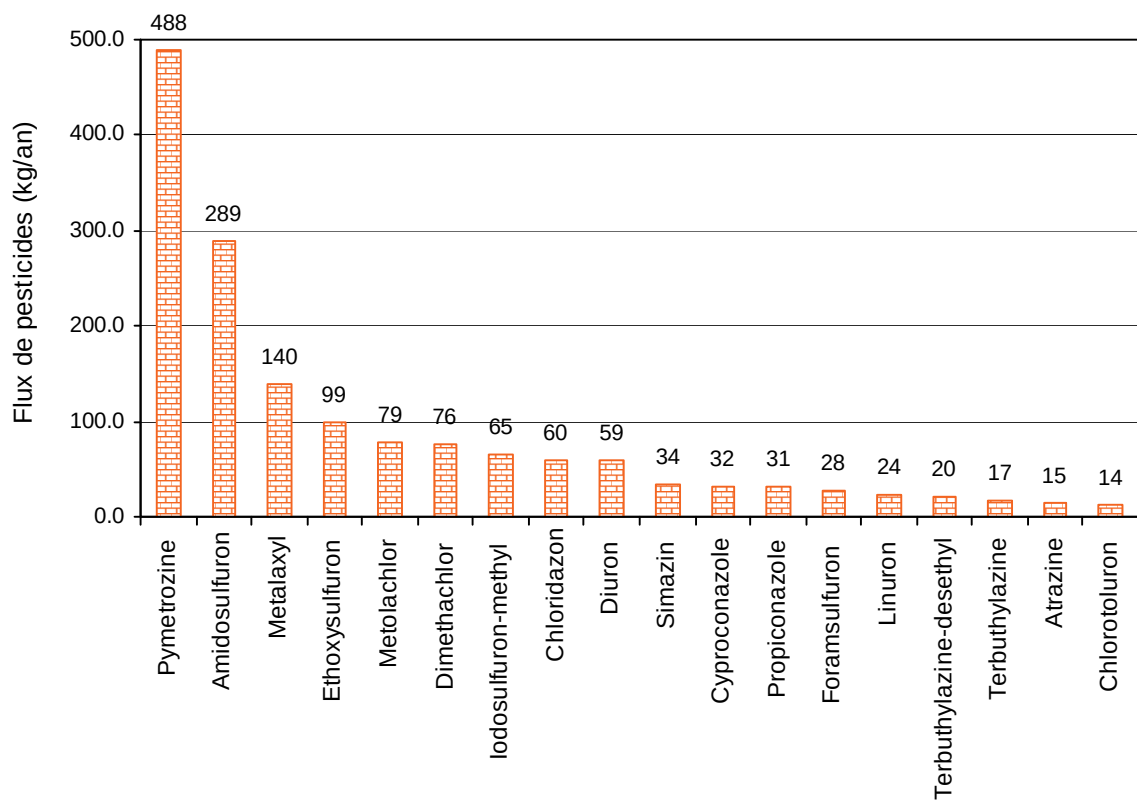


Figure 4 : Charges annuelles en pesticides ayant transité dans le Rhône en 2006.

Figure 4 : Annual pesticide loads carried by the River Rhône in 2006.

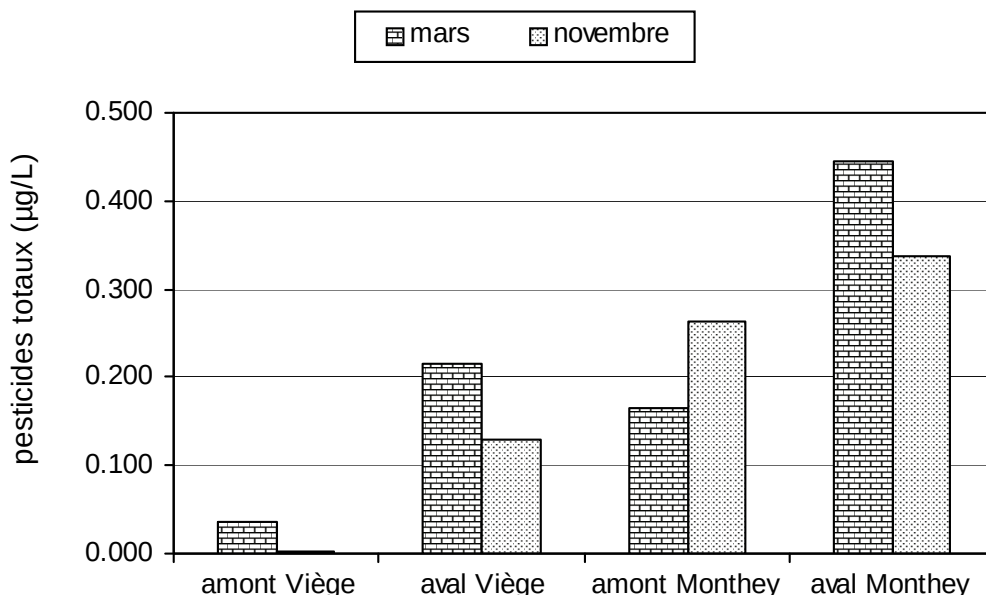


Figure 5 : Somme des concentrations en pesticides présents dans le Rhône en amont et aval des sites industriels de Viège et Monthey le 8 mars et le 30 novembre 2006.

Figure 5 : Sum of pesticide concentrations detected in the River Rhône up- and down-stream of the industrial manufacturing sites at Viege and Monthey on 8th March and 30th November 2006.

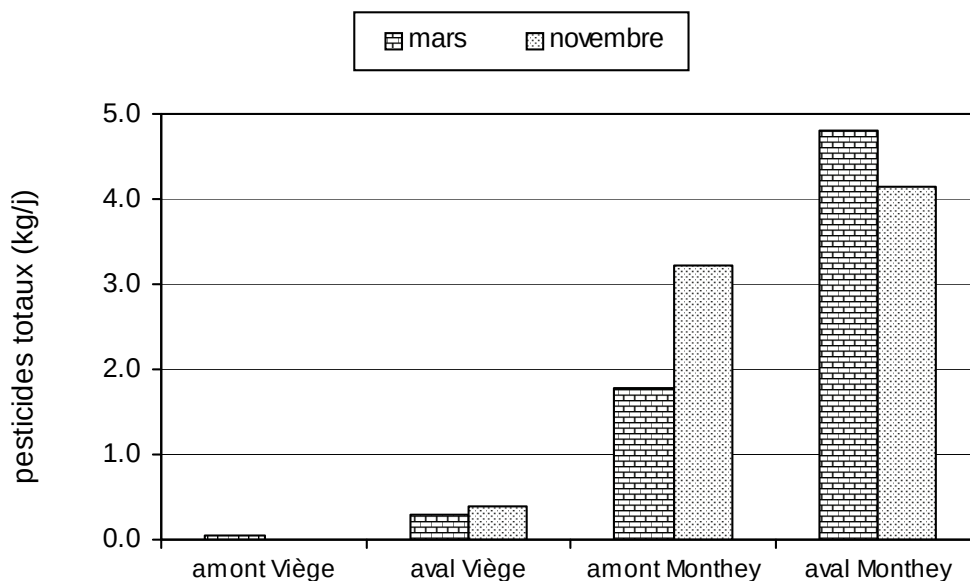


Figure 6 : Charges en pesticides calculées dans le Rhône en amont et aval des sites industriels de Viège et Monthey le 8 mars et le 30 novembre 2006

Figure 6 : Calculated pesticide loads detected in the River Rhône up- and down-stream of the industrial manufacturing sites at Viege and Monthey on 8th March and 30th November 2006.

Une augmentation des charges en pesticides dans le Rhône est toujours observée de l'amont vers l'aval. L'augmentation des charges calculée en mars 2006 entre l'aval de Viège et l'amont de Monthey pourrait s'expliquer partiellement par un échantillonnage non représentatif en aval de Viège (mauvaise homogénéisation du flux du Rhône), les charges en Amidosulfuron sont en gros multipliées par 10 entre Viège et Monthey alors que les apports sont considérés comme nuls. L'augmentation des charges entre l'aval de Viège et l'amont de Monthey en novembre 2006 est expliquée essentiellement par des rejets de Chloridazon fabriqué par une industrie située entre Viège et Monthey et représentant à lui seul 87% de la charge en amont de Monthey.

4.3 Produits pharmaceutiques

Suite aux recherches de principes actifs de médicaments menées en 2005 dans le lac et à l'observation d'importants rejets industriels de Mèpivacaïne (EDDER et *al.*, 2006), un anesthésiant, quelques produits pharmaceutiques ont été suivis à partir de septembre 2006 soit 9 échantillons. Les concentrations maximales retrouvées s'élèvent à environ 1 µg/L pour la Carbamazépine (anti-épileptique) et la Mèpivacaïne (anesthésiant).

Mèpivacaïne	Anesthésiant	0.97 µg/L
Carbamazépine	Anti-épileptique	1.10 µg/L
Bupivacaïne	Anesthésiant	0.55 µg/L
Prilocaine	Anesthésiant	0.04 µg/L
Chloroprocaine	Anesthésiant	non décelé

Les récentes investigations de l'industrie générant ces substances montrent que les rendements d'épuration sont de l'ordre de 70% pour la Mèpivacaïne et que les charges retrouvées dans le Rhône pour cette substance correspondent aux charges rejetées avec les eaux de la STEP.

Les connaissances actuelles sur la Carbamazépine (GARRIC et COQUERY, 2006 ; EUSEBE et *al.*, 2006) montrent que cette substance est peu ou pas biodégradable (< 10 %) dans une STEP classique. Comme pour d'autres substances pharmaceutiques, elle peut constituer un risque pour l'environnement si la concentration dépasse les 1 µg/L dans les eaux de surface (FENT et *al.*, 2006). Leurs effets sur l'environnement à plus faibles concentrations demeurent encore mal connus et de nombreuses études écotoxicologiques sont encore nécessaires afin de pouvoir évaluer le risque que représentent ces substances pharmaceutiques dans les milieux naturels.

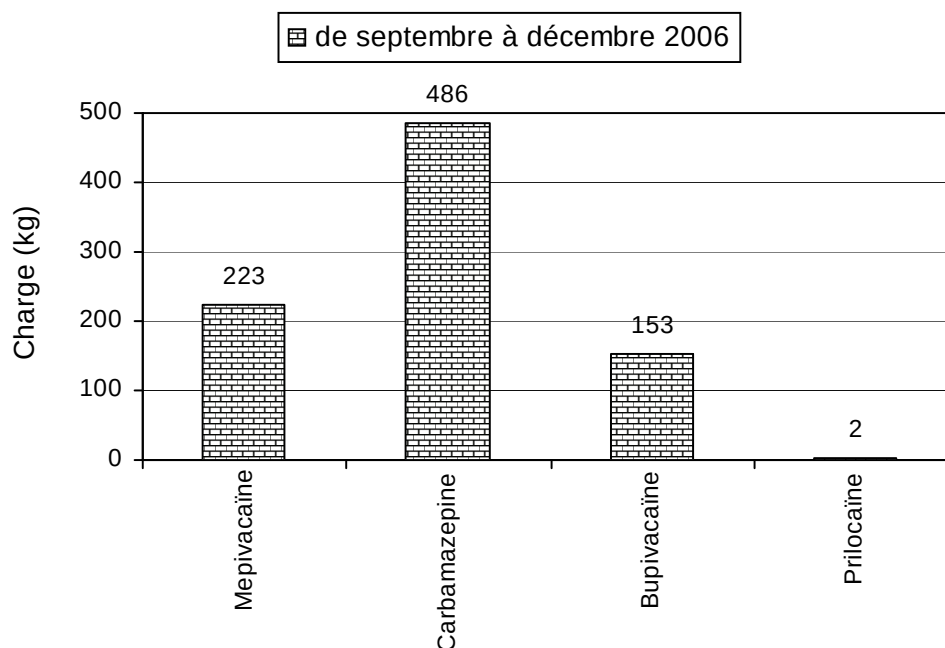


Figure 7 : Charges calculées en produits pharmaceutiques retrouvées dans les eaux du Rhône entre septembre 2006 et le 9 janvier 2007.

Figure 7 : Calculated loads of the pharmaceuticals detected in River Rhône between September 2006 and 9th January 2007.

La figure 7 donne la valeur des charges calculées en kg depuis le début de l'analyse, soit septembre 2006.

Les charges de substances pharmaceutiques retrouvées dans les eaux du Rhône pour une période de 4 mois soit du 23 août 2006 au 9 janvier 2007 sont très importantes : Carbamazépine (486 kg), Mèpivacaïne (223 kg), Bupivacaïne (153 kg). Ces charges sont aussi importantes que celles affichées à la figure 4, mais pour l'ensemble de l'année. En l'état actuel et à l'exception de la Mèpivacaïne, il n'est pas possible de quantifier les parts provenant de l'utilisation domestique de ces médicaments de celles issues de leur production industrielle.

5. CONCLUSIONS

Le suivi analytique des produits phytosanitaires dans les eaux du Rhône en 2006 a permis de mettre en place un système de contrôle efficace des rejets de l'industrie chimique.

Une légère amélioration de la qualité des eaux du Rhône a pu être observée au cours de l'année 2006 et par rapport aux pointages réalisés en 2005. Les mesures prises par différentes industries ont contribué largement à ce progrès. Les analyses montrent cependant que les exigences de l'OEaux (0.1 µg/L) sont encore périodiquement dépassées pour différents produits phytosanitaires. De plus et alors même que les données disponibles sur leur écotoxicité sont très limitées, des charges importantes de produits pharmaceutiques transitent par les eaux du Rhône. Ces constats indiquent clairement la nécessité de mesures supplémentaires afin de réduire les concentrations dans le Rhône et le Léman.

Un groupe de travail " Stratégie micropolluant VS " a été constitué fin 2006 à cet effet par le Service valaisan de la protection de l'environnement en partenariat avec les principales industries chimiques du canton. Ce groupe a pour objectifs : d'identifier les substances prioritaires, d'examiner les mesures techniques pouvant être mises en place et de définir les critères permettant de fixer des seuils maxima pour les rejets de micropolluants. Cette plate-forme permet également aux industries de présenter les mesures mises en œuvre ou planifiées et d'être informées sur les résultats d'analyses des eaux du Rhône et du lac Léman.

Substances recherchées

Pesticides : Voir liste dans : EDDER et al., 2007, Annexe 1, page 74.

Médicaments : Mépivacaïne, Carbamazépine, Bupivacaïne, Prilocaine, Chloroprocaine.

BIBLIOGRAPHIE

CHÈVRE, N. (2007) : Estimation de l'écotoxicité des substances retrouvées dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 173-186.

EDDER, P., ORTELLI, D. et RAMSEIER, S. (2006) : Métaux et micropolluants organiques. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2005, 65-87.

EDDER, P., ORTELLI, D. RAMSEIER, S. et CHÈVRE, N. (2007) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 59-81.

EUSEBE, M., MIEGE, C., CHOUBERT, J.M. et COQUERY, M. (2006) : Efficacité de différents procédés de traitement des eaux usées pour l'élimination des composés d'origine pharmaceutique. Synthèse bibliographique. Communication à un congrès, Proposition d'étude sur les médicaments à usage humain, risque d'exposition et d'effet sur les milieux récepteurs, Lyon 2006.

FENT, K., WESTON, A. A. et CAMINADA, D. (2006) : Ecotoxicology of human pharmaceuticals. Aquatic Toxicology, vol. 76, no 2, p. 122-159.

GARRIC, J. et COQUERY, M. (2006) : Caractérisation des substances médicamenteuses et contamination des milieux récepteurs. Communication à un congrès, Eaux pluviales et assainissement : nouvelles préoccupations sanitaires, Lyon 2006, 79-85.

KLEIN, A., CHARLES, R., et MANCO, F. (2007) : Inventaire des pesticides utilisés en agriculture dans le BV lémanique. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 187-201.

OEaux (1998) : Ordonnance sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (Suisse).

ORTELLI, D., EDDER, P. et COGNARD, E. (2006) : Recent advances in pesticides residues analysis in food and in environmental samples. Trav. Chim. Alim. Hyg., 97, 275-287

ORTELLI, D., EDDER, P. et CORVI, C., (2004) : Multiresidue analysis of 74 pesticides in fruits and vegetables by liquid chromatography-electrospray-tandem mass spectrometry. Anal chim.act, 520, 33-45.

OSEC (1995) : Ordonnance sur les substances étrangères et les composants du 26 juin 1995 (OSEC RS 817.021.23).

STRAWCZYNSKI, A. (2006) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2005, 189-196.

STRAWCZYNSKI, A. (2007) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 225-233.

Concentrations en µg/L					
Pesticides					
Isoproturon	Herbicide				
Lenacil	Herbicide	0.007			
Linuron	Herbicide				
Lufenuron	Insecticide				
Mecoprop	Herbicide	0.003			
Mepanipyrim	Fongicide				
Metalaxyl	Fongicide	0.038	0.049	0.054	0.054
Melanitron	Herbicide				
Methoxyfenoside	Insecticide			0.001	0.002
Metidromuron	Herbicide				
Metolachlor	Herbicide	0.010	0.016	0.084	0.084
Metoxuron	Herbicide				
Metsulfuron-methyl	Herbicide				
Oryzalin	Herbicide	0.001			
Oxadixyl	Fongicide	0.009	0.008	0.006	
Penconazole	Fongicide				
Pirimicarb	Insecticide				
Prometryn	Herbicide		0.001	0.001	
Propachlor	Herbicide		0.001		
Propanoicarb	Fongicide				
Propiconazole	Fongicide	0.020	0.005	0.010	
Propoxur	Insecticide				
Pymetrozine	Insecticide	0.052	0.010	0.051	
Pyflénorx	Fongicide		0.026	0.006	
Pyriflald	Herbicide				
Sinazine	Herbicide	0.001	0.002	0.002	
Sinazine-2-hydroxy	Herbicide				
Spinosad	Insecticide	0.002			
Tebuconazole	Fongicide	0.005	0.004	0.002	
Tebufenpyrad	Acanicide	0.002			
Tebutam	Herbicide				
Teflubenzuron	Insecticide	0.001			
Terbutoniston	Herbicide				
Terbufuthiazine	Herbicide	0.001	0.001	0.002	
Terbutylazine-2-hydroxy	Herbicide		0.002	0.001	
Terbutylazine-desethyl	Herbicide	0.003	0.006	0.003	
Terbutryn	Herbicide				
Thiabentazole	Fongicide	0.001			
Thiocyclam hydrogen oxalate	Insecticide			0.002	
Triasulfuron	Herbicide	0.001		0.002	
Trifloxystrobin	Fongicide	0.001			
Triflunoron	Insecticide	0.001			
Total (pesticides)		0.282	1.190	0.849	0.529
Produits pharmaceutiques					
Méprivaïne	Anesthésiant				
Carbamazépène	Anti-épileptique			0.020	
Bupivacaïne	Anesthésiant				
Pilocopaïne	Anesthésiant				
Chloroprocaïne	Anesthésiant				

ESTIMATION DE L'ÉCOTOXICITÉ DES SUBSTANCES RETROUVÉES DANS LE LÉMAN

ECOTOXICITY ASSESSMENT OF SUBSTANCES DETECTED IN LAKE OF GENEVA

Campagne 2006

PAR

Nathalie CHÈVRE

IPTEH, FACULTÉ DES GÉOSCIENCES ET DE L'ENVIRONNEMENT, UNIVERSITÉ DE LAUSANNE, CH - 1015 LAUSANNE

RÉSUMÉ

Différents micropolluants ont été analysés dans le Léman lors de plusieurs campagnes de mesures entre 2004 et 2005 (4 campagnes pour les pesticides, 3 pour les médicaments et 2 pour le benzotriazole). De plus, une campagne a également été effectuée sur les effluents de différentes stations d'épuration. Ces campagnes ont mis en évidence la présence de nombreuses substances dans les eaux du Léman à des concentrations pouvant atteindre plusieurs dizaines de ng/L. L'étude présentée dans ce rapport vise à déterminer le danger de certaines de ces substances pour l'écosystème du lac, ceci en utilisant les méthodes d'évaluation du risque environnemental classiquement utilisées en écotoxicologie. Les résultats montrent que la présence de sulfonilurées dans le lac est préoccupante. En effet, ces substances sont relativement toxiques, notamment pour les plantes aquatiques. Les concentrations mesurées dans le lac pourraient présenter un danger pour sa flore. De plus, comme ces substances sont stables, elles pourraient représenter un danger à long terme. Pour les autres substances, il est plus difficile de se prononcer. En effet, il manque des données d'écotoxicité, notamment sur les espèces potentiellement les plus sensibles. Il est donc absolument nécessaire de générer de nouvelles données d'écotoxicité, afin d'évaluer le potentiel écotoxique des substances détectées et le danger qu'elles représentent pour les milieux aquatiques. En particulier, il est important de générer des données quant aux effets des antibiotiques sur les bactéries et les cyanobactéries, et des tests sur l'influence des médicaments sur la reproduction de divers organismes, car ces substances semblent avoir des effets à long terme. Sans cet effort de production de données, il est impossible d'évaluer l'impact de toutes ces substances sur l'écosystème. Notons que nous n'avons pas tenu compte des effets des mélanges de ces micropolluants. A ce jour, il n'existe en effet que peu d'études sur les effets de ces mélanges.

ABSTRACT

Several micropollutants were analysed in 2004 and 2005 during field measurements in Lake Geneva (4 studies of pesticides, 3 of pharmaceuticals and 2 of benzotriazole). Another study was conducted on effluents from various waste water treatment plants. The results of these studies highlight the presence of many substances in Lake Geneva, and their concentrations reached tens of ng/L. The aim of this study was to assess the threat to the aquatic ecosystem posed by a number of these substances. To do this, we used conventional ecotoxicological risk assessment methods. The results highlight that the worrying presence of sulfonilurea herbicides in the lake. These substances are highly toxic, especially to water plants, and therefore the concentrations detected in the lake could threaten its flora. Furthermore, these substances are stable, and could therefore constitute a long-term hazard. The environmental hazard resulting from the other substances detected is difficult to ascertain, as there is a lack of ecotoxicology data, especially for sensitive species. This makes it crucial to provide new ecotoxicological data in order to evaluate the environmental hazard posed by the substances that have been detected in the lake. It is particularly important to focus on the data for the toxic effects of antibiotics on bacteria and cyanobacteria, and on the reproductive impairment of various species induced by pharmaceuticals. Pharmaceuticals do indeed seem to induce long-term effects in organisms. If no attempt is made to produce more data, it will be impossible to estimate the pressure to which these substances subject the aquatic environment. Furthermore, it is important to make it clear that we did not consider the effects of mixtures of these micropollutants in this study. To date, there have been only a few studies of this topic.

1. MÉTHODOLOGIE

Classiquement, l'évaluation du risque d'une substance se fait en comparant deux valeurs : une valeur de concentration d'une substance dans l'environnement (Measured environmental concentration : MEC) et un critère de qualité pour cette substance.

Ce critère de qualité est basé sur les données d'écotoxicité à disposition pour la substance, données que l'on peut trouver dans la littérature et dans les bases de données. Généralement, le critère de qualité correspond à une PNEC (Predicted no-effect concentration) et est calculé sur la base de la plus petite valeur d'écotoxicité trouvée et d'un facteur de sécurité dépendant de la quantité et de la qualité des données. Ce facteur prend en compte l'extrapolation d'une valeur aigue à une valeur chronique, d'une espèce à plusieurs espèces et du laboratoire à l'environnement (Tableau 1 ; pour plus de détails voir "The Technical Guidance Document for Risk Assessment"; European Commission, 2003). Une autre méthode consiste à utiliser la courbe de distribution de sensibilité des espèces (CHÈVRE et *al.*, 2004), mais elle n'a pas pu être appliquée dans ce travail en raison du manque de données d'écotoxicité à disposition.

Tableau 1 : Valeurs indicatives de facteurs de sécurité proposées dans The Technical Guidance of Risk Assessment (European Commission, 2003).

Table 1 : Indicative values of safety factors proposed by The Technical Guidance of Risk Assessment (European Commission, 2003).

	Facteurs de sécurité
EC50 pour au minimum 3 niveaux trophiques	1'000
1 NOEC (chronique)	100
2 NOECs pour 2 niveaux trophiques	50
3 NOECs pour 3 niveaux trophiques	10
Etudes en champ, micro-mésocosmes	Cas par cas

Les valeurs de concentrations (MEC) utilisées dans ce rapport proviennent des campagnes CIPEL effectuées entre 2004 et 2005 sur le Léman. Les échantillons analysés ont été collectés deux fois par année, en avril, après circulation des eaux, et en octobre, en période de stratification. Les détails de ces études peuvent être trouvés dans le rapport de campagne 2005 de la CIPEL (EDDER et *al.*, 2006).

Les critères de qualité, lorsqu'il était possible de les définir, ont été calculés comme des PNEC suivant la méthode contenue dans "The Technical Guidance Document for Risk Assessment" (European Commission, 2003). Pour récolter les données d'écotoxicité, les bases de données suivantes ont été consultées :

- ▶ **ECOTOX** : www.epa.gov/ecotox (base de données générale)
- ▶ **AGRITOX** : www.inra.fr/agritox (base de données pesticides)
- ▶ **IPM Center** : www.ipmcenters.org/ECotox/DataAccess.cfm (base de données homologation pesticides, USA)
- ▶ **Base de données du Cemagref pour les médicaments** (base de données non publique www.cemagref.fr).

La littérature a également été consultée :

- ▶ **Web of Science** : <http://wok.consortium.ch/portal.cgi?Init=Yes&SID=A32gDgkm2hN@HK6iLIA>

Dans la mesure du possible, les données des bases de données ont été contrôlées dans la littérature originale. C'est cette dernière qui est citée dans la bibliographie.

Enfin, pour définir les modes d'action des différentes substances, nous avons utilisé deux bases de données :

- Herbicides : www.plantprotection.org/hrac/Bindex.cfm?doc=moa2002.htm
www.hclrss.demon.co.uk/class_pesticides.html
- Médicaments: www.biam2.org/accueil.html

Notons encore que la bibliographie est donnée après chaque évaluation de substance.

Substances prises en compte :

Pesticides :	Foramsulfuron Amidosulfuron Metsulfuron-méthyl Métalaxyl	Agent anti-corrosion :	Benzotriazole
Antibiotiques :	Ciprofloxacine Norfloxacine Sulfamethoxazole	Médicaments divers :	Carbamazépine Acide méfénamique Produits de contraste iodés

Glossaire :

- ECx : Effect concentration x %; concentration ayant un effet de x %
- MEC : Measured environmental concentration; concentration mesurée dans l'environnement
- NOEC : No-observed effect concentration; concentration sans effet observé
- PNEC : Predicted no-effect concentration; concentration prédite sans effet.

2. SULFONYLURÉES : AMIDOSULFURON, FORAMSULFURON, METSULFURON-MÉTHYL

2.1 Généralités

Les sulfonyleurées sont des substances récentes, commercialisées depuis les années 1980. Ces substances sont très actives et de ce fait, appliquées en quantités plus faibles que les autres herbicides (< 0.6 kg/ha). Elles sont relativement rapidement dégradées dans le sol et les plantes (quelques jours à quelques semaines). La dégradation est plus lente dans des sols froids et secs [1].

2.2 Mode d'action

Les sulfonyleurées agissent principalement en bloquant l'enzyme acetolactate synthase, ce qui stoppe la production d'acides aminés (valine, leucine et isoleucine). L'effet se fait ressentir au niveau de la croissance, notamment au niveau de méristèmes. Il est à noter que les différentes substances actives ont un potentiel d'action différent sur les différentes plantes, en fonction notamment du site de liaison avec l'enzyme et de la réaction en chaîne qui en découle. Il est à noter que les animaux ne possèdent pas ce type d'enzymes. De ce fait, les sulfonyleurées ne sont pas toxiques pour ces derniers. Il faut cependant souligner que certaines substances de la famille des sulfonyleurées semblent aider le pancréas à produire plus d'insuline, et donc peuvent être utilisés contre le diabète [1].

2.3 Sulfonyleurées homologuées en Suisse et en France

Les substances actives suivantes sont homologuées en Suisse (référence 2004 [2]) :

amidosulfuron, flazasulfuron, flupyrsulfuron-méthyl-Na, foramsulfuron, iodosulfuron, metsulfuron, nicosulfuron, rimsulfuron, sulfosulfuron, thifensulfuron-méthyl, tribenuron-méthyl, trifloxysulfuron, trisulfuron-méthyl.

En France, les substances actives suivantes sont inscrites dans le base de données AGRITOX [3] :

amidosulfuron, azimsulfuron, bensulfuron-méthyl, chlorsulfuron, flazasulfuron, flupyrsulfuron-méthyl-Na, foramsulfuron, iodosulfuron, metsulfuron, nicosulfuron, prosulfuron, rimsulfuron, sulfosulfuron, thifensulfuron-méthyl, triasulfuron, tribenuron-méthyl, trisulfuron-méthyl.

2.4 Caractéristiques physico-chimiques dans l'eau

L'amidosulfuron, le foramsulfuron et le metsulfuron-méthyl sont généralement stables dans l'eau (faible photolyse, faible hydrolyse) :

- Amidosulfuron : stable, demi-vie 365 jours à pH7 (hydrolyse)
- Foramsulfuron : stable, demi-vie 128 jours à pH7 (hydrolyse)
- Metsulfuron-méthyl : stable, demi-vie > 30 jours à pH7 (hydrolyse)

(source [1,2])

2.5 Ecotoxicité

De par leur mode d'action, les sulfonyleurées sont peu toxiques pour les poissons, les invertébrés et les algues. En revanche, ces substances sont très toxiques pour les plantes aquatiques (figure 1).

- Amidosulfuron : EC50 algues, daphnies, poissons > 1 mg/L
Pas de données sur les plantes aquatiques
- Foramsulfuron : EC50 algues, daphnies, poissons > 1 mg/L
EC50 *Lemna gibba*, 7j : 0.65 µg/L (Lentille d'eau)
EC50 *Lemna gibba*, 7j : 0.4 µg/L (Lentille d'eau)
- Metsulfuron-méthyl : EC50 daphnies, poissons > 1 mg/L
EC50 *P. subcapitata*, 72h : 45 µg/L
EC50 *Lemna minor*, 14j : 0.36 µg/L (Lentille d'eau)
EC50 *Lemna gibba*, 7j : 0.41 µg/L (Lentille d'eau)

(source : [3,6])

2.6 Calcul de la PNEC

- Amidosulfuron : pas de calcul possible car les espèces les plus sensibles n'ont pas été testées.
- Foramsulfuron : **PNEC : 0.004 µg/L** (facteur 100 utilisé au lieu de 1'000 [5] car les espèces les plus sensibles ont été testées).
- Metsulfuron-méthyl : **PNEC : 0.004 µg/L** (facteur 100 utilisé au lieu de 1'000 [5] car les espèces les plus sensibles ont été testées).

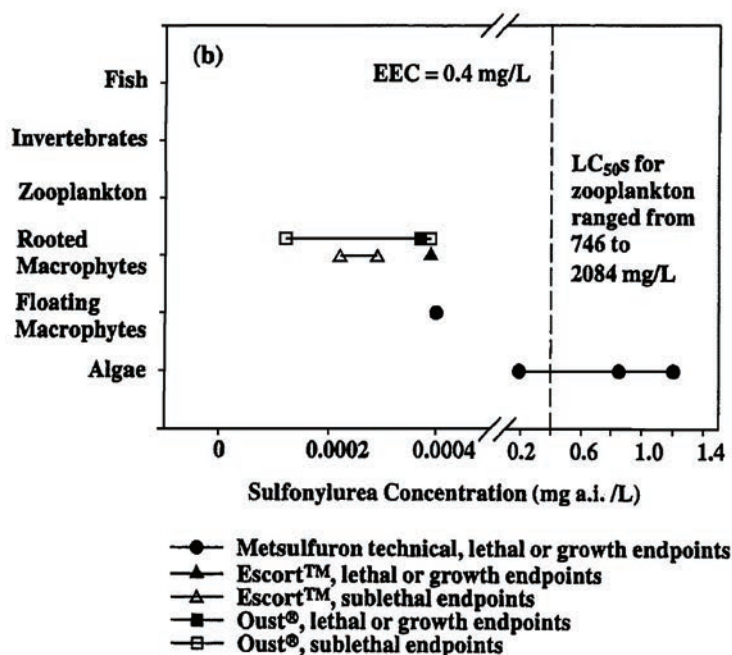


Figure 1 : Différence de sensibilité des groupes taxonomiques au metsulfuron. Les plantes aquatiques sont nettement plus sensibles que les autres espèces [4].

Figure 1: Differences in sensitivity to metsulfuron between taxonomic groups. The water plants are clearly more sensitive than other species [4].

2.7 Evaluation du danger par rapport aux concentrations mesurées dans le Léman

- Amidosulfuron : pas de calcul possible.
- Foramsulfuron :

MEC :	26.04.04 :	0.037 µg/L
	06.09.04 :	0.056 µg/L
	26.04.05 :	0.080 µg/L
	10.10.05 :	0.080 µg/L
PNEC :		0.004 µg/L
Danger :		10-20
- Metsulfuron-méthyl : non détecté.

2.8 Conclusion

Dans le cas du foramsulfuron, la situation est préoccupante. En effet, les concentrations mesurées sont 10 à 20 fois supérieures à la PNEC. Comme les plantes sont continuellement exposées à cette substance, on peut s'attendre à des effets sur les plantes aquatiques du lac les plus sensibles. Cela serait à vérifier sur le terrain. Ces substances étant relativement stables, il faut considérer ce problème avec circonspection.

A priori, le problème devrait être le même pour l'amidosulfuron et il serait urgent de déterminer sa toxicité sur les plantes aquatiques. En revanche, le metsulfuron-méthyl n'a pas été détecté et ne semble donc pas être problématique actuellement.

Notons encore que ces différentes substances peuvent agir en mélange, ce qui peut augmenter le danger pour la flore du lac.

Bibliographie pour les Sulfonyleurées

1. Ferenc, S.A. (2001) : Impacts of low-dose, high-potency herbicides on nontarget and unintended plant species. SETAC: Pensacola, FL, US.
2. http://www.blw.admin.ch/pflanzenschutzverz/pb_home_d.html
3. <http://www.inra.fr/agritox>
4. ROSHON, R.D., McCANN, J.H., THOMPSON, D.G. et STEPHENSON, G.R. (1999) : Effects of seven forestry management herbicides on *Myriophyllum sibiricum*, as compared with other nontarget aquatic organisms. Can. J. For. Res. 29, 1158-1169.
5. European Commission (2003) : Technical Guidance Document on Risk Assessment. TGD Part II. Institute for Health and Consumer Protection, European Chemicals Bureau, European Commission (EC): Ispra, Italy.
6. <http://www.ipmcenters.org/Ecotox/DataAccess.cfm>

3. MÉTALAXYL

3.1 Généralités

Le métalaxyl est un fongicide systémique de la famille des acylalanines utilisé pour contrôler différentes maladies des plantes liées à des champignons. Son mode d'action déclaré est le blocage de l'enzyme RNA-polymérase I [1]. Il est généralement commercialisé sous forme racémat-R, la forme active de la substance.

3.2 Paramètres physico-chimiques

Le métalaxyl est modérément stable dans des conditions environnementales normales, et stable à la photodégradation. Son temps de demi-vie dans l'eau est de plus de 200 jours à 25°C. Il est très soluble dans l'eau (26 g/L) et son log K_{ow} est bas (1.71), n'indiquant pas un grand risque de bioaccumulation [3]. En raison de ses caractéristiques physico-chimiques, notamment sa mobilité dans le sol et sa persistance, l'US-EPA souligne qu'il est régulièrement détecté dans les eaux souterraines [4].

3.3 Concentrations mesurées

Les concentrations mesurées dans le Léman se situent entre 0.028 et 0.066 µg/L, suivant la date de prélèvement et la profondeur.

3.4 Ecotoxicité

Globalement, toutes les EC50 trouvées dans la littérature sont supérieures à 690 µg/L et les NOEC à 390 µg/L (tableaux 1 et 2). Il faut cependant noter que les espèces les plus sensibles aux fongicides, soit les bactéries, les champignons et les levures n'ont pas été testées.

Tableau 1 : Valeurs d'écotoxicité aiguë pour le métalaxyl.

Table 1 : Acute ecotoxicity values for metalaxyl.

Type	Espèce	EC50 [µg/L]	Durée [h]	Référence
Mollusque	<i>Crassostrea virginica</i>	690	96	[5]
Mollusque	<i>Crassostrea virginica</i>	4'400	96	[5]
Mollusque	<i>Crassostrea virginica</i>	4'600	96	[5]
Algue	<i>Scenedesmus obliquus</i>	7'479	96	[6]
Mollusque	<i>Crassostrea virginica</i>	9'700	96	[3]
Algue	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	21'000	96	[6]
Crustacé	<i>Mysidopsis bahia</i>	25'700	96	[5]
Crustacé	<i>Daphnia magna</i>	28'000	48	[5]
Crustacé	<i>Daphnia sp</i>	28'000	48	[7]
Crustacé	<i>Daphnia magna</i>	29'000	non définie	[4]
Crustacé	<i>Daphnia magna</i>	29'300	48	[5]
Algue	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	36'000	72	[3]
Algue	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	43'000	96	[7]
Lentille d'eau	<i>Lemna gibba</i>	85'000	336	[5]
Lentille d'eau	<i>Lemna gibba</i>	92'000	non définie	[4]
Insecte aq.	<i>Amenurus melas</i>	100'000	96	[4]
Crustacé	<i>Daphnia magna</i>	121'000	48	[5]
Poisson	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	130'000	96	[5]
Poisson	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	132'000	96	[5]
Poisson	<i>Lepomis macrochirus</i>	139'000	96	[5]
Algue	<i>Selenastrum capricornutum</i>	140'000	336	[5]
Poisson	<i>Lepomis macrochirus</i>	150'000	96	[5]

3.5 PNEC

Sur la base des données à disposition, il ne paraît pas judicieux de définir une PNEC car les espèces potentiellement les plus sensibles n'ont pas été testées.

3.6 Evaluation du danger par rapport aux concentrations mesurées dans le Léman

Aucune évaluation du danger n'est possible puisque la PNEC ne peut être calculée.

3.7 Conclusion

Sur la base des données à disposition, il n'est pas possible, à notre avis, d'évaluer le danger du métalaxyl pour le Léman. C'est pour cette même raison qu'aucun critère de qualité n'est proposé pour cette substance par CHÈVRE et al. [8]. Il serait donc important de générer de nouvelles données sur les espèces potentiellement les plus sensibles, soit les bactéries, les champignons et les levures.

Tableau 2 : Valeurs d'écotoxicité chronique pour le métalaxyl.

Table 2 : Chronic ecotoxicity values for metalaxyl.

Type	Espèce	NOEC [µg/L]	Durée [h]	Référence
Mollusque	<i>Crassostrea virginica</i>	390	96	[5]
Crustacé	<i>Daphnia magna</i>	1'200	1'008	[3]
Crustacé	<i>Daphnia magna</i>	1'200	504	[7]
Crustacé	<i>Daphnia magna</i>	1'200	42	[5]
Crustacé	<i>Daphnia magna</i>	1'270	non définie	[4]
Mollusque	<i>Crassostrea virginica</i>	1'400	96	[5]
Mollusque	<i>Crassostrea virginica</i>	1'800	96	[5]
Crustacé	<i>Daphnia magna</i>	8'200	48	[5]
Poisson	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	9'100	504	[3]
Poisson	<i>Pimephales promelas</i>	9'100	720	[3]
Crustacé	<i>Mysidopsis bahia</i>	11'000	96	[5]
Crustacé	<i>Daphnia magna</i>	26'000	48	[5]
Poisson	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	45'000	96	[5]
Lentille d'eau	<i>Lemna gibba</i>	56'000	336	[5]
Poisson	<i>Lepomis macrochirus</i>	90'000	96	[5]
Algue	<i>Selenastrum capricornutum</i>	100'000	336	[5]

Bibliographie pour le Métalaxyl

1. Fungicide Resistance Action Committee : [http:// www.frac.info/frac](http://www.frac.info/frac). Etat 2003.
2. http://www.blw.admin.ch/pflanzenschutzverz/pb_home_d.html
3. <http://www.inra.fr/agritox>
4. US EPA. R.E.D. Facts. Pesticides Reregistration. EPA-738-F-94-013. September 1994.
5. IPM Center : <http://www.ipmcenters.org/Ecotox/DataAccess.cfm>
6. MA, J. et al. (2002) : Differential Sensitivity of Two Green Algae, *Scenedesmus obliquus* and *Chlorella pyrenoidosa*, to 12 Pesticides. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 52(1), 57-61.
7. Ciba-Geigy, AG. Dossier d'homologation.
8. CHÈVRE, N., LOEPFE, C., FENNER, K., SINGER, H., ESCHER, B. et STAMM, C. (2006) . Pestizide in Schweizer Oberflächengewässern. Wirkungsorientierte Qualitätskriterien. *GWA*, 4, 297-307.

4. BENZOTRIAZOLE ET TOLYLTRIAZOLE

4.1 Généralités

Le benzotriazole (BT) et le tolyltriazole (TT) sont utilisés couramment comme agents anti-corrosion (par exemple dans les fluides hydrauliques et de refroidissement, dans les liquides anti-gel ou de déglacage des avions, dans les liquides de lavage de vaisselle pour la protection de l'argent,...). Ils sont également utilisés comme produits intermédiaires pour les teintures, les produits pharmaceutiques, les fongicides, etc... [1].

4.2 Paramètres physico-chimiques

Ces composés sont caractérisés par une solubilité dans l'eau élevée, une faible pression de vapeur et un faible coefficient octanol-eau ($\log K_{ow}$: 1.23 - 1.89) indiquant un faible potentiel de bioaccumulation. En revanche, ils sont relativement persistants et peu biodégradables [1].

4.3 Concentrations mesurées

Les concentrations mesurées dans le grand lac se situent entre 0.17 et 0.2 µg/L pour le benzotriazole et entre 0.04 et 0.05 µg/L pour le tolyltriazole. Par comparaison, la valeur moyenne dans la rivière Limmat (ZH) sur 6 semaines (échantillons moyens sur quelques jours) a été mesurée à 0.35 µg/L (minimum 0.21 et maximum 0.53 µg/L; [2]). Dans la rivière Glatt (ZH), des échantillons isolés ont été pris régulièrement entre juin et octobre 2004. Les concentrations mesurées se situent entre 0.7 et 3.5 µg/L pour le benzotriazole et 0.12 et 0.63 µg/L pour le tolyltriazole [1].

4.4 Ecotoxicité

– Benzotriazole :	EC50 poisson <i>P. promelas</i> ,	96h : 65 mg/L
	EC50 crustacé <i>C. dubia</i> ,	48h : 102 mg/L
	NOEC poisson <i>P. promelas</i> ,	96h : 46 mg/L
	NOEC crustacé <i>C. dubia</i> ,	48h : 92 mg/L

(source [3])

- Tolytriazole : Il n'y a pas de données d'écotoxicité.

Notons que certains dérivés du benzotriazole, tel le butylbenzotriazole, sont de 10 à 100 fois plus toxiques que le benzotriazole [3].

Le benzotriazole est suspecté d'avoir des effets cancérogènes (Dutch Health Committee, 2000) et est actuellement testé pour des effets anti-oestrogènes.

4.5 PNEC

Considérant les données à disposition pour le benzotriazole (soit uniquement des données aiguës), la PNEC sera estimée sur la base de la plus faible valeur de EC50 à disposition et d'un facteur de sécurité de 1000.

- | | |
|-------------------|-------------------------------|
| – Benzotriazole : | PNEC : 65 µg/L |
| – Tolytriazole : | Aucune PNEC n'est calculable. |

STEBER et al. [4] propose une PNEC de 30 µg/L pour les deux substances, mais le calcul menant à ce résultat n'est pas clair.

4.6 Evaluation du danger par rapport aux concentrations mesurées dans le Léman

- | | | |
|-------------------|-----------------|---------------|
| – Benzotriazole : | MEC : | 0.17-0.2 µg/L |
| | PNEC : | 65 µg/L |
| | Danger : | 0.003 |

4.7 Conclusion

Le danger lié au benzotriazole dans le Léman est faible, de même que pour le tolyltriazole si on se réfère à la PNEC proposée par STEBER et al. [4]. Les concentrations en elles-mêmes sont plus faibles que celles mesurées dans la Glatt (facteur 10) ou dans la Limmat (facteur 2).

En revanche, si les effets cancérogènes sont confirmés, il faudrait évaluer si les concentrations mesurées peuvent générer ce type d'effets.

De plus, il serait peut-être intéressant de mesurer certains dérivés du benzotriazole qui sont jusqu'à 100 fois plus toxiques que ce dernier.

Bibliographie pour le benzotriazole et le tolyltriazole

1. VOUTSA, D. et al. (2006) : Benzotriazoles, alkylphenols and bisphenol A in municipal wastewaters and in the Glatt river, Switzerland. Environmental Science and Pollution Research, on line.
2. BLUM, W. et al. (2005) : Organische Spurenstoffe im Grundwasser des Limmatlaes - Ergebnisse der Untersuchungskampagne 2004. AWEL (Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft): Zürich.
3. PILLARD, D.A. et al. (2001) : Toxicity of benzotriazole and benzotriazole derivatives to three aquatic species. Water Research. 35(2), 557-560.
4. STEBER, J., HATER, W. and HENKEL (1997) : VGB-Konferenz "Chemie im Kraftwerk 1997". VBG-Kraftwerkstechnik GmbH, Essen, Germany.

5. FLUOROQUINOLONES : CIPROFLOXACINE ET NORFLOXACINE

5.1 Généralités

Les fluoroquinolones représentent une classe d'antibiotiques importante utilisée largement pour de nombreuses affections bactériennes chez l'homme et chez l'animal. La ciprofloxacine est par exemple utilisée pour lutter contre les infections urinaires, les infections bronchopulmonaires, les dysenteries, sinusites, otites, etc...

Ces substances sont rejetées dans les urines et les excréments et rejoignent la station d'épuration avec les eaux usées. Entre 80 et 90 % des quantités entrant sont généralement traitées par la station d'épuration, la petite quantité restante rejoint les eaux de surface [1]. La caractéristique principale de cette pollution est que les substances sont émises en continu; il en résulte une détection constante de faibles concentrations dans le milieu aquatique.

5.2 Paramètres physico-chimiques

Il n'existe pas beaucoup d'indications sur le comportement dans l'environnement de ces substances, mais elles sont déclarées peu biodégradables [2].

5.3 Concentrations mesurées

Les concentrations mesurées dans le Léman (Grand Lac) sont de 97 ng/L pour la ciprofloxacine et de 30 ng/L pour la norfloxacine en juin 2005. Dans le Petit Lac, elles sont en dessous de 10 ng/L en septembre 2005 et février 2006. Dans le Rhône à la Porte du Scex, les concentrations sont de 300 ng/L pour la ciprofloxacine et de 94 ng/L pour la norfloxacine. Par comparaison, les valeurs trouvées par GOLET et al. [1] dans la rivière Glatt sont comprises entre 8 et 20 ng/L pour la ciprofloxacine et la norfloxacine (mesures 2001). En comparaison, les concentrations dans le Rhône et le lac peuvent donc être considérées comme assez élevées. Attention, il s'agit cependant d'un seul échantillon.

Les concentrations maximales mesurées en sortie de station d'épuration sont de 1'100 ng/L pour la ciprofloxacine et de 210 ng/L pour la norfloxacine. En sortie de STEP, GOLET et al. [1] trouvent des concentrations comprises entre 50 et 100 ng/L pour la ciprofloxacine et la norfloxacine (mesures 2001). Les valeurs très élevées de la STEP de Lausanne pourraient s'expliquer par la présence d'un hôpital universitaire dans le bassin versant. A nouveau, il s'agit d'un seul échantillon.

5.4 Ecotoxicité

Tableau 3 : Données d'écotoxicité pour la ciprofloxacine.

Table 3 : Acute ecotoxicity values for ciprofloxacin

Organisme	Espèce	EC50	NOEC	Référence
Bactérie	Bactéries de boues activées	610 µg/L		[3]
Bactérie	<i>Pseudomonas putida</i>	80 µg/L		Base de données CEMAGREF
Algue verte	<i>Selenastrum capricornutum</i>	2'970 µg/L		[3]
Cyanobactérie	<i>Microcystis aeruginosa</i>	5 µg/L		[3]
Bactérie	<i>Pseudomonas putida</i>		EC0 = 10 µg/L	Base de données CEMAGREF
Crustacé	<i>Daphnia magna</i> - 48h		60'000 µg/L	[3]
Poisson	<i>Danio rerio</i> - 72h		100'000 µg/L	[3]

Note : les données sur *Pseudomonas* proviennent du même test

Tableau 4 : Données d'écotoxicité pour la norfloxacine

Table 4 : Chronic ecotoxicity values for norfloxacin

Organisme	Espèce	EC50	NOEC	Référence
Bactérie	<i>Vibrio fischeri</i> - 24h	22 µg/L		Base de données CEMAGREF
	<i>Vibrio fischeri</i> - 24h		EC01= 5.21 µg/L	Base de données CEMAGREF
	<i>Vibrio fischeri</i> - 24h		EC10=11.5 µg/L	Base de données CEMAGREF
	<i>Vibrio fischeri</i> - 24h		10.38 µg/L	Base de données CEMAGREF

Note : les données proviennent du même test

5.5 PNEC

Pour la ciprofloxacine, la plus basse donnée de toxicité chronique est de 10 µg/L, valeur déterminée sur une bactérie. Cette valeur est plus haute que la EC50 la plus basse qui est de 5 µg/L, valeur déterminée sur une cyanobactérie. L'utilisation de la valeur chronique la plus faible, tel que recommandé dans "The Technical Guidance Document for Risk Assessment" pour le calcul de la PNEC, est donc sujette à discussion. Il est ainsi difficile de déterminer une PNEC. En effet, si on choisit la donnée chronique la plus basse, soit 10 µg/L et un facteur de sécurité de 10, la PNEC serait fixée à 1 µg/L. Si on se base sur la valeur aiguë et un facteur de 100 (10 pour l'extrapolation chronique-aigu et 10 pour l'extrapolation à l'environnement), on obtient une valeur de 0.05 µg/L, soit 20 fois inférieure.

Il n'est pas possible de déterminer une PNEC pour la norfloxacine, car il n'y a qu'un test sur *Vibrio fischeri*.

5.6 Evaluation du danger par rapport aux concentrations mesurées dans le Léman

Pour la ciprofloxacine, la valeur maximale mesurée dans le lac est de 0.097 µg/L, soit dans l'ordre de grandeur de la PNEC de 0.05 µg/L calculée avec la valeur aiguë. Il serait donc important de tester d'autres espèces de bactéries et cyanobactéries pour déterminer plus précisément les effets de cette substance et le danger pour les eaux de surface. Il serait également important de déterminer si la valeur maximale mesurée représente bien la contamination du Léman étant donné que les mesures faites en septembre 2005 et février 2006 sur le petit lac sont inférieures à 10 ng/L.

5.7 Conclusion

Sur la base des données à disposition, il est difficile de déterminer si ces deux antibiotiques présentent un danger pour le Léman. Comme écrit ci-dessus, il serait important de générer de nouvelles données sur des bactéries et des cyanobactéries.

Notons également que les antibiotiques peuvent engendrer des résistances bactériennes. Cet aspect n'a pas été pris en compte dans cette analyse, du fait du peu de données à disposition sur le sujet.

Bibliographie pour les Fluoroquinolones

1. GOLET, E., ALDER, A.C. et GIGER, W. (2002) : Environmental exposure and risk assessment of fluoroquinolone antibacterial agents in wastewater and river water of the Glatt valley watershed, Switzerland. *Environmental Science and Technology*, 36(17), 3645-3651.
2. GARRIC, J. et FERRARI, B. (2004) : Les substances pharmaceutiques dans les écosystèmes aquatiques: présence, comportement et impact. *TSM*. 99(11), 47-58.
3. HALLING-SØRENSEN, B. et *al.* (2000) : Environmental risk assessment of antibiotics: comparison of mecillinam, trimethoprim and ciprofloxacin. *Journal of Antimicrobial Chemotherapy*, 46 (Suppl. S1), 53-58.

6. SULFAMÉTHOXAZOLE

6.1 Généralités

Le sulfaméthoxazole est un antibiotique de la classe des sulfamides ou sulfonamides. Il est utilisé largement pour de nombreuses affections bactériennes chez l'homme et chez l'animal. Le sulfaméthoxazole est par exemple utilisé pour lutter contre les infections urinaires, les prostatites, les sinusites, les otites, le paludisme, etc...

Ces substances sont rejetées dans les urines et les excréments et rejoignent la station d'épuration avec les eaux usées.

6.2 Paramètres physico-chimiques

Il n'existe pas beaucoup d'indications sur le comportement dans l'environnement de ces substances, mais elles sont déclarées peu biodégradables [2].

6.3 Concentrations mesurées

Les concentrations mesurées dans le Petit Lac en automne 2005 et en hiver 2006, de même que dans le Rhône sont inférieures à 14 ng/L. Dans les stations d'épuration d'Aire, de Nyon et de Lausanne, des concentrations entre 200 et 300 ng/L ont été mesurées. Il s'agit cependant d'un seul échantillon par station. Aucune publication donnant des résultats de mesures pour d'autres rivières ou lacs n'a pu être obtenue.

En comparaison, ALDER et *al.* [3] ont détecté le sulfaméthoxazole à une concentration maximale de 32 ng/L dans les eaux de surface, alors que BLUM et *al.* [4] ont détecté une concentration maximale de 29 ng/L dans la Limmat (ZH). GÖBEL et *al.* [5] ont mesuré des concentrations médianes de 280 ng/L dans les effluents après traitement classique (boues activées) en station d'épuration.

6.4 Ecotoxicité

Tableau 5 : Données d'écotoxicité aiguë pour le sulfaméthoxazole.

Table 5 : Acute ecotoxicity values for sulfamethoxazole.

Organisme	Espèce	EC50	Référence
Bactérie	<i>Vibrio fischeri</i> - 30 min	> 84'000 µg/L	[1]
Algue verte	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> - 96h	146 µg/L	[1]
Diatomée	<i>Cyclotella meneghiniana</i> - 96h	2'400 µg/L	[1]
Algue bleue-verte	<i>Synechoccus leopoldensis</i> - 96h	26.8 µg/L	[1]
Plante aquatique	<i>Lemna gibba</i> - 7j	81 µg/L	[2]*
Crustacé	<i>Daphnia magna</i> - 48h	> 10'000 µg/L	[1]
Crustacé	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	> 10'000 µg/L	[1]

* Valeur pour le paramètre le plus sensible, soit le poids mouillé

Tableau 6 : Données d'écotoxicité chronique pour le sulfaméthoxazole.

Table 6 : Chronic ecotoxicity values for sulfamethoxazole.

Organisme	Espèce	EC50	Référence
Algue verte	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> - 96h	90 µg/L	[1]
Diatomée	<i>Cyclotella meneghiniana</i> - 96h	1250 µg/L	[1]
Algue bleue-verte	<i>Synechoccus leopoldensis</i> - 96h	5.9 µg/L	[1]
Rotifère	<i>Brachionus calyciflorus</i> - 48h	25'000 µg/L	[1]
Crustacé	<i>Ceriodaphnia dubia</i> - 7j	250 µg/L	[1]
Poisson	<i>Danio rerio</i> - 10j	> 8'000 µg/L	[1]

6.5 PNEC

La valeur la plus basse du set de données est de 5.9 µg/L, NOEC mesurée sur une cyanobactérie. Avec un facteur de sécurité de 10, on arriverait à une PNEC de 0.6 µg/L. Il serait cependant intéressant d'avoir des valeurs pour d'autres cyanobactéries et bactéries, qui semblent sensibles aux antibiotiques (voir fluoroquinolones).

6.6 Evaluation du danger par rapport aux concentrations mesurées dans le Léman

Le sulfaméthoxazole n'a pas été détecté dans le lac ou dans le Rhône en dessus de 14 ng/L. Les concentrations sont donc en dessous de la PNEC.

6.7 Conclusion

Sur la base des données à disposition, il semble qu'il y ait peu de danger lié à cette substance pour le Léman. Il faut cependant noter que seules trois mesures ponctuelles ont été effectuées. De plus, comme elle est détectée en concentrations élevées dans les STEPs, il serait intéressant d'étudier son comportement dans le lac (dégradation ? sédimentation ?).

Comme écrit ci-dessus, il serait également important de générer de nouvelles données sur des bactéries et des cyanobactéries.

Notons également que les antibiotiques peuvent engendrer des résistances bactériennes. Cet aspect n'a pas été pris en compte dans cette analyse, du fait du peu de données à disposition sur le sujet.

Bibliographie pour la Sulfaméthoxazole

1. FERRARI, B. et al. (2004) : Environmental risk assessment of six human pharmaceuticals: are the current environmental risk assessment procedures sufficient for the protection of the aquatic environment? *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23(5), 1344-1354.
2. BRAIN, R.A., et al. (2004) : Microcosm evaluation of the effects of an eight pharmaceutical mixture to the aquatic macrophytes *Lemna gibba* and *Myriophyllum sibiricum*. *Aquatic Toxicology*, 70, 23-40.
3. ALDER, A.C. et al. (2001) : Occurrence and fate of fluoroquinolone, macrolide, and sulfonamide antibiotics during wastewater treatment and in ambient waters in Switzerland. *ACS Symposium Series 791*, Chapter 3, p.56-69. American Chemical Society, Washington, D.C.
4. BLUM, W. et al. (2005) : Organische Spurenstoffe im Grundwasser des Limmatals - Ergebnisse der Untersuchungskampagne 2004. AWEL (Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft): Zürich.
5. GÖBEL, A. et al. (2005) : Occurrence and sorption behavior of sulfonamides, macrolides, and trimethoprim in activated sludge treatment. *Environmental Science and Technology*. 39, 3981-3989.

7. CARBAMAZÉPINE

7.1 Généralités

La carbamazépine est un médicament anti-épileptique de la famille des dibenzoazépines. Elle a des propriétés relaxantes et est également utilisée comme anti-névralgique, notamment dans le traitement des migraines [1]. Elle est rejetée principalement par les urines et rejoint la station d'épuration avec les eaux usées.

7.2 Paramètres physico-chimiques

La carbamazépine est relativement soluble (112 mg/L) et son $\log K_{ow}$ est de 2.45, n'indiquant pas de risque de bioaccumulation [2]. La substance n'est que peu biodégradée dans les stations d'épuration (env. 7 %, [2,3]).

7.3 Concentrations mesurées

La carbamazépine a été détectée dans chacun des échantillons du lac jusqu'à une concentration de 45 ng/L. En comparaison, des concentrations de l'ordre de 35 à 40 ng/L ont été détectées dans le lac Greifen [4]. En rivière, des concentrations atteignant 350 ng/L ont été mesurées en Suisse [5] et de 1 à 2 µg/L en Allemagne (résumé dans [2]). Dans les effluents des stations d'épuration, des concentrations atteignant 1'000 ng/L ont également été mesurées [5,6].

7.4 Ecotoxicité

Les seules valeurs d'écotoxicité trouvées proviennent du résumé de FERRARI et al. [1]. Le tableau 7 résume ces valeurs.

Tableau 7 : Valeurs de EC50 et de NOEC pour la carbamazépine avec différentes espèces.

Table 7 : EC50 and NOEC values for carbamazepine with different species.

Organisme	Espèce	Test	Durée	EC50
Bactérie	<i>Vibrio fischeri</i>	Luminescence	30 min	> 81'000 µg/L
Algue verte	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Croissance	96 h	> 100'000 µg/L
Diatomée	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	Croissance	96 h	31'600 µg/L
Algue	<i>Synechoccus leopoldensis</i>	Croissance	96 h	33'600 µg/L
Crustacé	<i>Daphnia magna</i>	Mortalité	48 h	> 13'800 µg/L
Crustacé	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Mortalité	48 h	77'700 µg/L

Organisme	Espèce	Test	Durée	NOEC
Algue verte	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Croissance	96 h	> 100'000 µg/L
Diatomée	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	Croissance	96 h	10'000 µg/L
Algue	<i>Synechoccus leopoldensis</i>	Croissance	96 h	17'500 µg/L
Rotifère	<i>Brachionus calyciflorus</i>	Reproduction	48 h	377 µg/L
Crustacé	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Reproduction	7 j	25 µg/L
Poisson	<i>Danio rerio</i>	Mortalité	10 j	25'000 µg/L

Les algues testées semblent moyennement à peu sensibles à la carbamazépine, à court et à long terme (NOEC > 10 mg/L). Pour les autres espèces, deux tests seulement sont véritablement des tests de toxicité à long terme (tests durant un certain temps par rapport à la durée de vie de l'organisme). Il s'agit du test sur rotifère et sur le crustacé *Ceriodaphnia dubia*. Ces deux tests montrent que la reproduction est assez sensible à cette substance, puisque la NOEC la plus basse est de 25 µg/L. En comparaison, la EC50 sur le même organisme est de 77'700 µg/L, soit environ 3'000 fois plus élevée.

7.5 PNEC

La valeur de NOEC la plus basse est de 25 µg/L. Avec un facteur de sécurité de 10, on peut estimer la PNEC à 2.5 µg/L.

7.6 Evaluation du danger par rapport aux concentrations mesurées dans le Léman

La concentration maximum mesurée dans le lac est de 0.045 µg/L. Avec une PNEC de 2.5 µg/L, le facteur de danger est de 0.02, soit inférieur à la valeur maximum acceptable de 1. Sur la base de ces résultats, il semble que la substance présente peu de danger pour les organismes du lac.

7.7 Conclusion

Sur la base des données à disposition, il semble qu'il y ait peu de danger lié à cette substance pour le Léman. Notons cependant que seules trois mesures ponctuelles ont été effectuées. De plus, comme elle est détectée en concentrations élevées dans les stations d'épuration, il serait intéressant de mesurer les concentrations aux abords des rejets de ces stations.

Il serait également important de générer de nouvelles données sur la toxicité à long terme de ces substances, paramètre nettement plus sensible que la toxicité à court terme.

Bibliographie pour la Carbamazépine

1. <http://www.biam2.org/accueil.html>
2. FERRARI, B. et al. (2004) : Environmental risk assessment of six human pharmaceuticals: are the current environmental risk assessment procedures sufficient for the protection of the aquatic environment? *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23(5), 1344-1354.
3. ANDREOZZI, R. et al. (2002) : Carbamazepine in water: persistence in the environment, ozonation treatment and preliminary assessment on algal toxicity. *Water Research*, 36, 2869-2877.
4. ÖLLERS, S. et al. (2001) : Simultaneous quantification of neutral and acidic pharmaceuticals and pesticides at the low-ng/L level in surface and waste water. *Journal of Chromatography, A*, 911, 225-234.
5. TIXIER, C. et al. (2003) : Occurrence and fate of carbamazepine, clofibric acid, diclofenac, ibuprofen, ketoprofen, and naproxen in surface waters. *Environmental Science and Technology*, 37(6), 1061-1068.
6. JOSS, A. et al. (2005) : Removal of pharmaceuticals and fragrances in biological wastewater treatment. *Water Research*, 39, 3139-3152.

8. ACIDE MÉFÉNAMIQUE

8.1 Généralités

L'acide méfénamique est un analgésique et anti-inflammatoire utilisé pour les rhumatismes, l'arthrose, les dysménorrhées, etc...

Il est vendu en Suisse (médicament Ponstan par exemple), mais pas en France. Il est rejeté principalement par les urines et rejoint la station d'épuration avec les eaux usées.

8.2 Paramètres physico-chimiques

L'acide méfénamique est moyennement soluble (4 mg/L) et son log K_{ow} est de 5.12, indiquant un risque de bioaccumulation dans les organismes [1]. TAUXE WÜRSCH [1] calcule un taux d'élimination de 30 à 70 % suivant les stations d'épuration. Les concentrations dans les effluents varient entre 800 et 2400 ng/L également suivant les STEPs.

8.3 Concentrations mesurées

L'acide méfénamique n'a été recherché et détecté que dans un échantillon du Petit Lac jusqu'à une concentration de 7 ng/L. Dans les effluents de STEPs, les concentrations sont du même ordre de grandeur que les valeurs mesurées par TAUXE WÜRSCH[1].

8.4 Ecotoxicité

Aucune donnée d'écotoxicité n'a été trouvée pour cette substance active.

8.5 Conclusion

Aucune donnée d'écotoxicité n'existant pour cette substance, il serait important d'en générer pour pouvoir évaluer l'impact. Il serait également important d'évaluer le potentiel de bioaccumulation de la substance étant donné son log K_{ow} élevé. Il pourrait également être intéressant d'analyser les concentrations dans les sédiments.

Bibliographie pour l'acide méfénamique

1. TAUXE WÜRSCH, A. (2005) : Wastewaters : occurrence of pharmaceutical substances and genotoxicity. Thèse no 3280. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Lausanne, CH, 233 p.

9. PRODUITS DE CONTRASTE IODÉS

9.1 Généralités

Les produits de contraste iodés analysés comprennent : iopamidol, amidotrizoic acid, iotalamic acid, iopromide, iodipamide, ioxaglic acid, iomeprol, iohexol, ioxitalamic acid. Ces substances sont utilisées en imagerie médicale pour augmenter le contraste, par exemple pour l'examen des vaisseaux sanguins, du conduit urinaire ou du colon. Ils sont utilisés principalement dans les hôpitaux et les centres de radiologie. Après absorption, les produits comme l'iopromide sont excrétés à plus de 80 %, principalement par les urines. Ces composés sont optimisés pour avoir une toxicité humaine très faible et pour être stables lors des examens médicaux [1].

9.2 Paramètres physico-chimiques

Du fait de leur stabilité optimisée pour les examens médicaux, on peut s'attendre à ce que ces substances soient peu dégradables. Cependant, nous n'avons trouvé aucune publication résumant les paramètres physico-chimiques de ces substances, mis à part pour l'iopromide [1].

Cette substance est donnée comme très soluble avec un K_{ow} de -2.33. Elle peut être classée comme " pas facilement biodégradable " selon les critères de OECD (OECD Guideline 301E).

Notons que les produits de contraste iodés semblent contribuer significativement à l'augmentation de la charge en AOX (composés organohalogénés adsorbables) dans les effluents municipaux [1].

9.3 Concentrations mesurées

Plusieurs substances de contraste ont été détectées en concentrations élevées dans les effluents de stations d'épuration (max : iopromide, 8.9 µg/L, station d'épuration d'Aïre), mais seul l'iohexol a été détecté dans l'échantillon du Léman légèrement au dessus de la limite de détection de 10 ng/L (13 ng/L). Du fait des concentrations très élevées dans les effluents, les concentrations dans le lac pourraient cependant être plus élevées directement aux abords des rejets de stations d'épuration. En comparaison, JOSS et al. [2] ont détecté des concentrations de l'ordre de 80 ng/L pour l'iopromide dans des effluents de stations d'épuration d'autres régions de Suisse. HIRSCH et al. [3] ont détecté l'iopromide à une concentration maximum de 3.1 µg/L dans des effluents de stations d'épuration en Allemagne. Dans le Rhin, les concentrations étaient de 0.01 µg/L pour l'iothalamic acid, de 0.04 µg/L pour l'ioxithalamic acid et l'iomeprol, de 0.15 µg/L pour l'iopromide et de 0.18 µg/L pour l'iopamidol [3].

9.4 Ecotoxicité

Seules des valeurs pour l'iopromide ont été trouvées [1].

Tableau 8 : Valeurs d'écotoxicité pour l'ipromide.

Table 8 : Ecotoxicity values for ipromide.

Organisme	Espèce testée	Paramètre	Effet
Bactérie	<i>Vibrio fischeri</i>	Inhibition de la luminescence	EC50 - 30 min > 10 g/L
Bactérie	<i>Pseudomonas putida</i>	Inhibition de la croissance	EC10 - 16h > 10 g/L
Algue verte	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Inhibition de la croissance	EC50 - 72h > 10 g/L
Crustacé	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisation	EC50 - 24h > 10 g/L
Crustacé	<i>Daphnia magna</i>	Reproduction	NOEC - 22j > 1 g/L
Poisson	<i>Danio rerio</i>	Mortalité	LC50 - 96h > 10 g/L
Poisson	<i>Leuciscus idus</i>	Mortalité	LC50 - 48h > 10 g/L

L'iopromide peut être considéré comme peu toxique au regard de ces données d'écotoxicité, ce qui est en accord avec le fait que cette substance est bien tolérée, notamment par l'être humain. Il faut cependant noter qu'aucun test chronique n'a été fait sur les poissons.

9.5 PNEC

STEGE-HARTMANN et al. [1] ont calculé pour l'iopromide une PNEC de 10 mg/IL (NOEC = 1g/L / Facteur de sécurité =100).

9.6 Evaluation du danger par rapport aux concentrations mesurées dans le Léman

Pour l'iopromide, les concentrations dans le lac sont inférieures à 10 ng/L. Le danger est donc très faible. Même si on dilue l'effluent d'un facteur 10 (8900/10 = 0.89 µg/L), le danger reste très faible (0.000089).

Pour les autres substances, il n'est pas possible d'évaluer un danger, ceci est dû au manque de données de toxicité.

9.7 Conclusion

Le danger de l'iopromide pour l'environnement aquatique est donc faible. Pour les autres substances, il serait important de générer des données, ceci afin de vérifier si, comme l'iopromide, elles présentent un risque faible pour l'écosystème aquatique. Enfin, étant donné les concentrations élevées en sortie de station d'épuration, il pourrait être intéressant d'analyser ces substances aux alentours des rejets de ces stations dans le lac.

Bibliographie pour les produits de contraste iodés

1. STEGER-HARTMANN, T. et al. (1999) : Environmental risk assessment for the widely used iodinated X-Ray contrast agent iopromide (Ultravist). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 42, 274-281.
2. JOSS, A. et al. (2005) : Removal of pharmaceuticals and fragrances in biological wastewater treatment. *Water Research*, 39, 3139-3152.
3. HIRSCH, R. et al. (2000) : A sensitive method for the determination of iodine containing diagnostic agents in aqueous matrices using LC-electrospray-tandem-MS detection. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, 366, 835-841.

10. SYNTHÈSE RÉCAPITULATIVE

Dans le tableau 9 sont regroupées les différentes PNEC estimées, ainsi qu'une évaluation, sur avis d'experts, de la fiabilité de ces valeurs.

Tableau 9 : Résumé des valeurs de PNEC et évaluation de leur fiabilité.

Table 9 : Summary of PNEC values and assessment of their accuracy.

Substances	PNEC [µg/L]	Evaluation de la fiabilité de la PNEC	Remarques
Foramsulfuron	0.004	+	Données sur les espèces les plus sensibles disponibles, mais pas de NOEC
Amidosulfuron	Non calculée		Pas de données sur les espèces les plus sensibles
Metsulfuron-methyl	0.004	+	Données sur les espèces les plus sensibles disponibles, mais pas de NOEC
Metalaxyl	Non calculée		Pas de données sur les espèces les plus sensibles
Benzotriazole	65	-	Pas de données chroniques disponibles
Ciprofloxacine	0.05	-	Difficulté d'interprétation des données : NOEC > EC50
Norfloxacine	Non calculée		Manque de données
Sulfamethoxazole	0.6	+	Pas de données sur les espèces les plus sensibles aux antibiotiques
Carbamazépine	2.5	++	Nécessité de générer plus de données chroniques
Acide méfénamique	Non calculée		Pas de données d'écotoxicité disponibles
Iopromide	10'000	++	Pas de données chroniques sur les poissons

Fiabilité :
 - : valeur peu fiable
 + : valeur moyennement fiable
 ++ : valeur assez fiable
 +++ : valeur fiable

BIBLIOGRAPHIE GÉNÉRALE

CHÈVRE, N., SINGER, H., MÜLLER, S., et MÜLLER, E. (2004) : Evaluation du risque des pesticides dans les eaux courantes en Suisse. *GWA*, 10, 739: p 739-751.

EDDER, P., ORTELLI, D. et RAMSEIER, S. (2006) : Métaux et micropolluants organiques. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.*, Campagne 2005, 65-87.

EUROPEAN COMMISSION (2003) : Technical Guidance Document on Risk Assessment. *TGD Part II.*, Institute for Health and Consumer Protection, European Chemicals Bureau, European Commission (EC), Ispra, Italy.

PESTICIDES D'ORIGINE AGRICOLE DANS LE BASSIN VERSANT SUISSE DU LÉMAN

AGRICULTURAL PESTICIDES IN THE SWISS CATCHMENT AREA OF LAKE GENEVA

Campagne 2006

PAR

Audrey KLEIN

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

Fabrizio MANCO

SP - 29005 MALAGA

Raphaël CHARLES

STATION DE RECHERCHE, AGROSCOPE CHANGINS-WÄDENSIL ACW, CP 1012, CH - 1260 NYON 1

RÉSUMÉ

Les résultats d'analyses des eaux du Léman montrent une augmentation du nombre de pesticides détectés. Ces pesticides proviennent de l'agriculture pour la plupart, mais aussi d'activités de production industrielle, d'utilisations non agricoles ou urbaines.

Le travail réalisé a consisté à réaliser une base de données Access couplée à un Système d'information géographique (SIG). Ont été rassemblées, pour le bassin lémanique suisse, des informations sur les matières actives utilisées pour le traitement des cultures, les quantités consommées et les périodes d'application ainsi que leurs caractéristiques physico-chimiques et écotoxicologiques. Les analyses d'eau du lac et des rivières figurent également dans cette base.

L'étude réalisée vise à une première interprétation de la présence des pesticides dans le bassin versant lémanique en fonction des activités agricoles et à localiser les zones prioritaires nécessitant un suivi et un assainissement.

Les quantités de pesticides utilisées en agriculture révèlent de grandes différences selon les cultures et les régions du bassin lémanique. Au total, 182 matières actives différentes sont utilisées à hauteur de 830 tonnes par an. Les principales cultures les plus consommatrices du bassin lémanique suisse sont la viticulture et l'arboriculture (fruits à pépins et fruits à noyaux) avec près de $60 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ de matières actives utilisées pour le traitement de la vigne soit au total 522 t/an, près de $80 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ (266 t/an) pour les fruits à pépins et $56 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ pour les fruits à noyaux (32 t/an). Le blé d'automne est la 4^e culture la plus consommatrice du bassin lémanique avec plus de 15 t/an et une quantité appliquée par ha de culture de $2.35 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$.

Une liste des 20 principales matières actives utilisées dans ces 4 cultures a été dressée dans le but d'actualiser les listes des substances à rechercher dans les eaux du lac et des rivières.

Pour un grand nombre des 182 substances utilisées en agriculture, un lien existe entre les pratiques agricoles et leur présence dans l'eau. A l'inverse, certaines substances paraissent peu utilisées par l'agriculture, mais montrent cependant une présence marquée dans l'eau. Pour ces dernières, d'autres sources de pollution seront donc à rechercher prioritairement.

Les efforts effectués pour limiter l'utilisation des produits phytosanitaires en agriculture doivent être encouragés et poursuivis, mais encore complétés par des efforts de lutte contre toutes les autres sources de pollution potentielles.

ABSTRACT

The findings of analyses of the water of Lake Geneva reveal an increase in the number of pesticides detected. Most of these pesticides are of agricultural origin, although some result from industrial manufacturing, and non-agricultural or urban use.

The work done consisted of producing an Access database coupled to a geographical information system (GIS). Information was gathered about the active substances used to treat crops, the quantities consumed, when they are applied, and their physical, chemical and ecotoxicological characteristics. This database also includes analyses of water from the lake and rivers.

The study performed was intended to provide an initial interpretation of the presence of pesticides in the catchment area of Lake Geneva in the light of agricultural activity, and to pinpoint priority zones for follow-up and treatment.

The quantities of pesticides used in agriculture reveal major differences depending on the crops grown and the different regions within the catchment area. A total of 182 different active substances are used, amounting to 830 metric tonnes per year. The crops that use most pesticides in the Swiss catchment area are vineyards and fruit orchards (fruits with pips or stones) with about $60 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ of active substances used to treat vines, or a total of 522 t/year, nearly $80 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ (266 t/year) for fruits with pips, and $56 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ for fruit with stones (32 t/year). Winter wheat is the crop with the fourth highest pesticide use, with more than 15 t/year and with $2.35 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ being applied per hectare cultivated.

A list of the 20 main active substances used for these 4 crops has been compiled in order to update the lists of substances to be tested for in the water of the lake and of the rivers.

The presence of many of these 182 substances used in agriculture in the water is linked to agricultural practices. In contrast, some substances appear to be little used in agriculture, but are found at high levels in the water. Identifying the other sources of pollution with these substances is therefore a priority.

Efforts made to limit the use of pesticides in agriculture must be encouraged and continued, but also completed by efforts to combat all other potential sources of pollution.

1. INTRODUCTION

Les résultats d'analyse des eaux du Léman montrent une augmentation du nombre de pesticides détectés. L'avènement de techniques analytiques plus performantes explique pour une part la mise en évidence de ces nouvelles substances. Ces pesticides proviennent de l'agriculture pour la plupart, mais aussi d'activités de production industrielle, d'utilisations non agricoles ou urbaines (jardins privés, surfaces vertes publiques, biocides utilisés dans les peintures, revêtement de façades, voies de chemin de fer, bord de route, ...). Une interprétation fine des résultats d'analyses obtenus pour le lac et ses affluents est nécessaire afin d'envisager toutes les mesures d'assainissement, mais aussi pour anticiper une évolution possible de la situation actuelle.

Cette interprétation doit viser à mettre en relation les substances retrouvées avec les activités responsables de leur émission et leur localisation géographique. Elle doit aussi permettre de confirmer, voire d'affiner la liste et le mode d'identification des substances à surveiller, sur la base notamment des quantités utilisées dans le bassin versant, voire plus généralement des risques liés à leur comportement environnemental (caractéristiques physico-chimiques et écotoxicologiques).

2. OBJECTIF ET DÉMARCHE

L'objectif principal de cette étude, réalisée dans le cadre d'un travail de stage, vise à une première interprétation de la présence des pesticides dans le bassin versant lémanique en fonction des activités agricoles et à localiser les zones prioritaires nécessitant un suivi et un assainissement. Les données disponibles concernant l'utilisation des matières actives en agriculture proviennent du bassin versant suisse du Léman. La partie française du bassin versant du Léman devrait être complétée pour 2007.

La CIPEL et ACW - Changins se sont principalement intéressés à réunir des sources de données concernant l'utilisation de pesticides en agriculture (matières actives, quantités appliquées, périodes d'application, cultures traitées) dans le bassin versant du Léman, ainsi que les résultats d'analyses de pesticides dans les eaux du lac et des rivières du bassin lémanique.

Pour répondre à cet objectif, la démarche suivante a été adoptée :

- Recensement des surfaces par type de culture et par commune dans le bassin versant du Léman (données sources : statistiques agricoles suisses).
- Pour ces différents types de cultures, calcul des quantités de substances actives utilisées par hectare (ha) avec éventuellement connaissance du nombre et des périodes d'application, pour mieux cibler les périodes de suivi des campagnes d'analyses de la qualité des cours d'eau.
- Calcul des quantités de substances actives utilisées sur ces surfaces agricoles pour établir des bilans par commune et par bassin versant.
- Localisation des zones de suivi et d'assainissement prioritaires dans le bassin lémanique à partir de la connaissance des cultures les plus consommatrices en pesticides.
- Actualisation de la liste de la CIPEL des substances à surveiller dans le lac et ses affluents par comparaison avec la liste des substances appliquées en agriculture.

3. CONTENU DE PESTIBASE

Pour améliorer la connaissance de l'utilisation des pesticides d'origine agricole dans les cultures du bassin lémanique, un important travail de rassemblement et de compilation d'informations a été réalisé. Un outil a été ensuite élaboré se composant d'une base de données Access intitulée PestiBase couplée à un système d'information géographique (ArcGIS 9.1) pour la représentation cartographique des zones les plus sensibles par leur consommation en pesticides et les plus documentées en résultats d'analyses. Les données qui ont été rassemblées concernent :

- les mesures de pesticides dans les eaux du lac et des rivières (sources : CIPEL, SPE VS, SESA VD, DomEau GE, AERM&C, DIREN);
- les utilisations de matières actives (source : réseau d'exploitations pilotes), leurs caractéristiques physico-chimiques et écotoxicologiques lorsqu'elles existent (sources : bases de données : OCDE, Agritox, Agroscope-Changins-Wädenswil (R. CHARLES) et CHÈVRE, 2007);
- les statistiques agricoles d'occupation du sol (source : Office fédéral de la statistique : données statistiques par commune (année 2003) et données géographiques et spatiales Geostat 1997).

Le contenu de ces informations est détaillé ci-après.

La PestiBase se présente sous la forme d'une interface conviviale (figure 1), facile d'utilisation, présentant plusieurs boutons d'entrées :

1. Matières actives : pour chaque matière active est renseigné son usage, sa formule et sa famille chimique ainsi que les caractéristiques physico-chimiques et écotoxicologiques lorsqu'elles existent.
2. Mesures pesticides : permet de voir sous forme graphique ou tabulaire l'évolution des concentrations en pesticides dans le lac et les rivières.
3. Cultures : présente le détail des cultures par commune, le nombre et les quantités de matières actives appliquées.
4. Communes : autre moyen d'entrée présentant le même contenu que l'onglet précédent.
5. Météo : données pluviométriques utiles pour le modèle de l'OCDE testé sur le bassin lémanique dans le cadre du travail de stage. Celui-ci n'est pas détaillé dans le cadre de ce rapport.
6. Résumé : cette entrée est intéressante car elle permet d'avoir une synthèse des substances les plus mesurées, les plus utilisées, les calendriers d'utilisation ainsi que les cultures et les communes les plus consommatrices en pesticides.
7. Modèle : en lien avec le modèle de l'OCDE qui se présente également sous forme Access (guide d'utilisation : GUTSCHE et CARLEY, 2006).
8. Cartographier : en lien avec le SIG ; il s'agit de choisir les substances, les cultures et les stations de mesures de la qualité des eaux que l'on souhaite représenter de manière cartographique, comme par exemple, les quantités de diuron appliquées pour le traitement de la vigne et les stations de mesures ayant des résultats analytiques pour le diuron.

3.1 Mesures de pesticides

	Lac	Rivières
Nombre de stations	1	114
Nombre de campagnes par station	37	de 1 à 71
Résultats analytiques	1989-2006	1998-2007

Le suivi analytique du Léman (Grand Lac) est réalisé en un seul lieu au milieu du lac entre Lausanne et Evian (point SHL2), avec deux campagnes annuelles (10 niveaux de prélèvements), l'une au printemps et l'autre en automne, soit au total 37 campagnes de prélèvements effectués entre 1989 et 2006 (dont 3 en 2006). Jusqu'en 2004, seules 4 substances étaient détectées : atrazine, simazine, terbuthylazine et metolachlore. Depuis, ce sont plus de 200 matières actives qui sont recherchées dans le lac grâce à l'avènement de techniques analytiques plus performantes, dont plus de 30 ont pu être mises en évidence (EDDER et al., 2006).

72 rivières du bassin lémanique (bassins versants du Léman et Rhône aval jusqu'à Chancy) sont suivies grâce à 114 stations de mesures. Certaines font l'objet d'un suivi plus régulier, comme l'embouchure de l'Allondon (bassin Rhône aval) avec 71 campagnes d'analyses depuis 1998, ou encore le Rhône amont à la Porte du Scex (bassin du Léman) avec une fréquence d'échantillonnage plus élevée depuis début 2006 (26 échantillons par an intégrés sur 15 jours).

Ces suivis sont généralement réalisés par les services cantonaux en charge de la protection de l'environnement dans différents laboratoires. Ces derniers utilisent des méthodes différentes ne comprenant pas forcément la recherche des mêmes substances. De plus, la connaissance des limites de détection est importante pour pouvoir identifier l'ensemble des substances recherchées par les laboratoires qui analysent les eaux du lac et des rivières du bassin lémanique. Pour les résultats analytiques du lac, la CIPEL ne dispose de cette information dans sa banque de données que depuis 2006. C'est pourquoi, la comparaison des résultats des suivis du lac et des rivières, ainsi qu'entre les rivières des différents cantons reste délicate. De fait, les interprétations et conclusions qui en découlent doivent être considérées avec prudence.

3.2 Utilisation des matières actives

L'inventaire des matières actives utilisées dans le bassin versant suisse du Léman est basé sur différentes sources d'information selon les types de cultures :

- grandes cultures et herbages : réseau d'exploitations pilotes, Agridea, Lausanne, année 2000;
- viticulture : Agridea, Lausanne, année 2004;
- arboriculture : Service de protection des plantes du Valais, année 2000.

Ces différentes sources d'informations et notamment le réseau d'exploitations pilotes ont permis d'inventorier un grand nombre de matières actives utilisées en agriculture et de connaître les périodes d'application, les quantités utilisées et les cultures traitées par ces substances. A noter que pour ce qui concerne la viticulture et l'arboriculture, les données sont plus générales et ne tiennent pas compte de spécificités régionales.

Toutes ces sources relatives à l'utilisation des pesticides concernent la partie suisse du bassin versant. Elles ont permis d'identifier les matières actives utilisées dans 93 types de cultures différentes.

Si l'on considère les substances utilisées dans l'agriculture et celles détectées par les analyses des eaux du lac et des cours d'eau, ce sont au total plus de 450 matières actives d'origine agricole, industrielle ou urbaine qui ont été inventoriées. L'étude s'est intéressée uniquement à la part d'origine agricole. Cependant, la PestiBase a pu mettre en évidence que certaines substances, retrouvées dans les eaux du Léman, comme le foramsulfuron, ne sont pas ou peu utilisées en agriculture.

3.3 Occupation du sol

Deux sources d'informations ont été utilisées pour renseigner le type d'occupation du sol dans cette étude :

1. pour la base de données Access : les données des statistiques agricoles suisses (année 2003) ont été utilisées. Elles distinguent 41 types de cultures et sont agrégées par commune. Ceci constitue un bon niveau de détail qui permet d'extrapoler au bassin lémanique les données d'utilisation de substances par culture de manière relativement précise. Les 93 types de cultures du réseau d'exploitations pilotes ont donc été regroupés selon ces 41 types. Cette représentation peut engendrer des erreurs de localisation spatiale comme c'est le cas pour certaines exploitations agricoles de la plaine du Rhône dont le siège est parfois localisé dans des communes d'altitude sans surface agricole.
2. pour le SIG : les données Geostat (année 1997) référencées géographiquement ont été utilisées. Elles distinguent seulement 5 grandes catégories de cultures : viticulture, arboriculture, horticulture, grandes cultures et pâturages. Pour pouvoir représenter les quantités de matières actives appliquées dans les différentes cultures du bassin lémanique, il a fallu regrouper les 41 grands types de cultures définis par les statistiques agricoles suisses en 5 grands types de cultures référencées géographiquement. Cette agrégation, notamment pour ce qui concerne les grandes cultures, ne permet cependant pas de savoir si les teneurs en pesticides observées dans une partie du bassin lémanique suisse sont imputables à l'intensité d'utilisation des matières actives ou à l'intensité d'une culture présente dans ce secteur. En effet, deux communes du bassin, ayant toutes deux des grandes cultures, peuvent représenter des utilisations de pesticides similaires alors que la première aura des cultures moins consommatrices en pesticides mais des surfaces cultivées importantes, et la seconde aura une surface cultivée plus faible mais une culture très consommatrice en produits phytosanitaires.

4. APPLICATIONS PRATIQUES DE PESTIBASE

4.1 Connaissance des pesticides utilisés en agriculture : quantités et matières actives

► *Matières actives les plus utilisées*

Pour traiter les différentes cultures du bassin lémanique suisse, 182 matières actives sont utilisées, totalisant plus de 830 tonnes par an. Le tableau 1 représente les 25 matières actives les plus utilisées par hectare de culture.

Tableau 1 : Liste des 25 substances les plus intensément utilisées dans les cultures concernées en kg·ha⁻¹·an⁻¹

Table 1 : List of the 25 most intensively used substances for the crops concerned in kg·ha⁻¹·year⁻¹.

Nom de la matière active	kg·ha ⁻¹ ·an ⁻¹	Cultures
Captane	9.49	arboriculture, viticulture
Phosalone	6.66	arboriculture
Boscalid	4.39	viticulture
Soufre	3.91	arboriculture, viticulture
Dichlobenil	3.05	viticulture
Mancozeb	3.03	arboriculture, viticulture, pomme de terre, tabac
Metirame	2.80	arboriculture, viticulture
Oryzalin	2.65	arboriculture, viticulture
Maneb	2.60	Pomme de terre, tabac
Propineb	2.50	viticulture
Sulfosat	2.25	viticulture
Oxychlorure de cuivre	2.23	arboriculture, viticulture
Amitraz	2.19	arboriculture
Iprodione	2.00	arboriculture
Triflumizole	1.97	arboriculture
Folpet	1.80	arboriculture, viticulture
Bromopropylate	1.74	arboriculture, viticulture
Oxyde de silicium	1.70	viticulture
Diuron	1.66	arboriculture, viticulture
Terbuthylazin	1.66	arboriculture, viticulture, blé d'automne, pomme de terre
Cyprodinil	1.63	arboriculture, viticulture, blé automne, triticales, orge automne
Asulam	1.60	Prairie temporaire mi-intensive
Oxyfluorène	1.54	arboriculture
Glyphosate	1.52	arboriculture, viticulture, grandes cultures

► **Cultures les plus consommatrices**

Le tableau 2 représente les cultures du bassin lémanique les plus consommatrices en pesticides.

Tableau 2 : Cultures les plus consommatrices en pesticides.

Table 2 : The crops with the highest pesticide use.

Année	Nom culture	kg·ha ⁻¹ ·an ⁻¹	kg totaux / an
2004	Vigne	59.46	522'369
2000	Fruits pépins	79.39	205'777
2000	Fruits noyaux	56.41	32'075
2000	Blé automne	2.35	15'315
2000	Pomme de terre conservation	12.58	9'856
2000	Tournesol	3.87	7'261
2000	Colza	2.68	6'734
2000	Pois	4.37	5'482
2000	Betterave sucrière	3.87	5'246
2000	Maïs grain	1.38	4'071
2000	Maïs plante	1.46	3'677
2000	Orge automne	2.76	3'189
2000	Triticale	4.15	2'543
2000	Prairie permanente extensive	0.51	2'130
2000	Blé printemps	3.84	1'832
2000	Soja	1.86	1'198
2000	Seigle automne	5.53	916
2000	Betterave fourragère	3.31	287
2000	Prairie temporaire extensive	0.05	224
2000	Avoine printemps	1.08	113
2000	Tabac	6.89	47
2000	Prairie temporaire mi-intensive	4.84	45
2000	Chanvre	1.13	25
2000	Orge printemps	0.02	1

Les quantités de pesticides utilisées à l'hectare pour le traitement des cultures sont très élevées, notamment dans la viticulture et l'arboriculture, par comparaison avec les grandes cultures.

► Bilans

Des bilans par commune et par bassin versant peuvent être établis et représentés de manière cartographique. Le tableau 3 présente un échantillon de communes suisses du bassin versant avec leurs consommations en pesticides totaux par année et la figure 2 illustre les résultats pour les communes suisses du bassin lémanique.

Tableau 3 : Quantités de matières actives totales utilisées par commune ou par culture en kg/ha et par an.

Table 3 : Quantities of total active substances used per commune or per crop in kg/ha and per year.

Canton	Nom Commune	Qté épandue par ha de surface communale (kg/ha de commune)	Qté épandue par ha de surface cultivée (kg/ha de culture)	Qté totale épandue dans la commune (kg)	Bassin versant (BV)
Genève	Dardagny	16.79	27.32	13'950	Rhône aval
Genève	Satigny	14.59	25.41	27'500	Rhône aval
Genève	Russin	10.26	20.14	5'120	Rhône aval
Genève	Soral	21.95	15.10	6'275	Rhône aval
Genève	Cologny	1.30	12.72	490	Léman
Valais	Saxon	10.86	64.65	25'220	Léman
Valais	Riddes	6.73	62.04	16'110	Léman
Valais	Fully	15.65	60.71	59'300	Léman
Valais	Veyras	20.16	59.46	2'975	Léman
Valais	Saillon	9.88	58.87	13'600	Léman
Vaud	Tolochenaz	3.67	65.74	590	Léman
Vaud	Morges	21.77	64.25	8'450	Léman
Vaud	Corseaux	13.98	59.46	1'525	Léman
Vaud	Vevey	1.12	59.46	265	Léman
Vaud	Veytaux	0.11	59.46	70	Léman
Vaud	Rivaz	101.33	58.86	2'965	Léman

Ces résultats montrent une différence selon que l'on calcule les quantités appliquées par ha de surface communale ou par ha de surface cultivée.

On peut noter que les résultats sont fortement influencés par la taille de la commune. En effet, si 2 communes de taille différente, ont la même surface agricole utile et le même type de culture, celle qui aura la plus grande superficie présentera une quantité par ha plus faible que la petite commune, alors que les quantités appliquées par ha de culture seront identiques.

Dans certaines communes (par exemple : Soral, Rivaz), les quantités appliquées par ha de surface communale sont plus importantes que celles qui sont appliquées par ha de culture. Cette différence vient de l'utilisation des statistiques agricoles qui sont des données communales basées sur le siège de l'exploitation qui n'est pas toujours celui de l'emplacement des cultures. Les quantités appliquées dans les communes où se trouvent ces cultures sont par conséquent également sous-estimées.

Les quantités totales de matières actives appliquées par commune permettent de localiser les secteurs qui consomment le plus de produits phytosanitaires. Mais il faut être prudent avec l'interprétation de ces valeurs car les quantités dépendent à la fois du type de culture et de l'importance des surfaces cultivées. Ainsi une commune fortement agricole pourra avoir la même quantité d'utilisation de matières actives qu'une commune moins agricole mais ayant des cultures plus consommatrices en produits phytosanitaires.

Cette carte montre que les régions du bassin lémanique suisse les plus consommatrices en pesticides (en $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$) se concentrent principalement dans la vallée du Rhône entre Sierre et Martigny ainsi que sur les coteaux en rive droite du Léman. Il s'agit de secteurs à dominante viticole et arboricole, et comme le montre le tableau 2, ces cultures sont les plus consommatrices en produits phytosanitaires. A noter que l'absence de couleur pour la partie française du bassin versant est liée à l'absence de données.

L'outil développé dans le cadre du travail de stage permet de représenter une ou plusieurs matières actives, utilisées et appliquées sur une ou plusieurs cultures du bassin. Deux types de cultures différentes ont été choisies pour illustrer l'utilisation de PestiBase : la vigne et le blé d'automne.

► **Exemple de la vigne**

Pour le traitement des vignes du bassin lémanique suisse, 75 matières actives différentes sont utilisées, totalisant une quantité appliquée de plus de 522 tonnes par an. 26 d'entre elles représentent plus de 80% des quantités appliquées (tableau 4). Le diuron qui est souvent détecté dans les analyses d'eau du lac et des rivières et qui est aussi souvent cité dans les produits de traitement de la vigne, arrive en 26^e position et est appliqué à hauteur de 3'700 kg. La figure 3 représente les régions du bassin les plus consommatrices en diuron. Elles correspondent globalement aux mêmes régions que celles de la figure 2. Pour le diuron, les quantités varient de moins de 0.05 à 0.72 kg/ha de vigne/an. Si l'on considère l'ensemble des matières actives utilisées pour le traitement de la vigne, ces quantités varient entre 0.01 et 60 kg/ha de vigne/an. A noter que le soufre, est appliqué en grande quantité (30 tonnes soit un peu plus de 5 % des quantités totales de substances appliquées) mais est considéré comme une substance peu toxique pour l'environnement. Avec cet exemple, on peut rappeler le danger de substituer des substances utilisées en grande quantité mais peu toxiques pour l'environnement, par des substances plus efficaces à petite dose mais très nocives pour l'environnement. Ceci souligne l'importance de mieux connaître l'écotoxicité des substances et de ne pas raisonner qu'en terme de quantité lorsqu'il s'agit d'utiliser des produits de traitement phytosanitaires. Cette connaissance permettra notamment de mieux conseiller les agriculteurs vis-à-vis de l'utilisation des produits phytosanitaires.

Tableau 4 : Utilisation des 26 matières actives les plus importantes pour le traitement de la vigne en kg/an.

Table 4 : Use of the main 26 active substances used to treat vines in kg/year.

Nom de la matière active (MA)	Quantités appliquées (kg/an)
Kresoxim-Methyl	49'107
Metirame	48'271
Boscalid	38'602
Soufre	30'425
Dichlobenil	26'771
Oryzalin	22'226
Propineb	21'927
Sulfosat	19'762
Mancozeb	16'144
Oxyde de silicium	14'931
Dichlofluanid	12'738
Glyphosate	12'463
Pyrimethanil	11'392
Folpet	11'368
Fesetyl-Aluminium	11'332
Tolyfluanide	10'981
Oxychlorure de cuivre	10'748
Indoxacarbe	8'999
Oxysulfate de cuivre	8'713
Chlorothalonil	8'122
Flusilazole	6'458
Fénhexamide	5'907
Oxyde d'aluminium	5'335
Hydroxide de cuivre chlorocalcique	5'285
Acephate	5'225

Pestibase - [For_MenuPrincipal : Formulaire]

Quitter

PestiBase NomMA:

Mat. actives

Mesures Pesticides

Cultures

Communes

Météo

Résumé

Modèle

Cartographe

INSERER DONNEES

Entrez le mot de passe pour déverrouiller la base de données:

Modifiable

N Cas:

Usage:

FamChimique:

Données physico-chimiques - Ecotox

Utilisation réseau

Analyses

Statistiques ventes (F)

Nouvelle MA

Formule Brute:

Données physico-chimiques

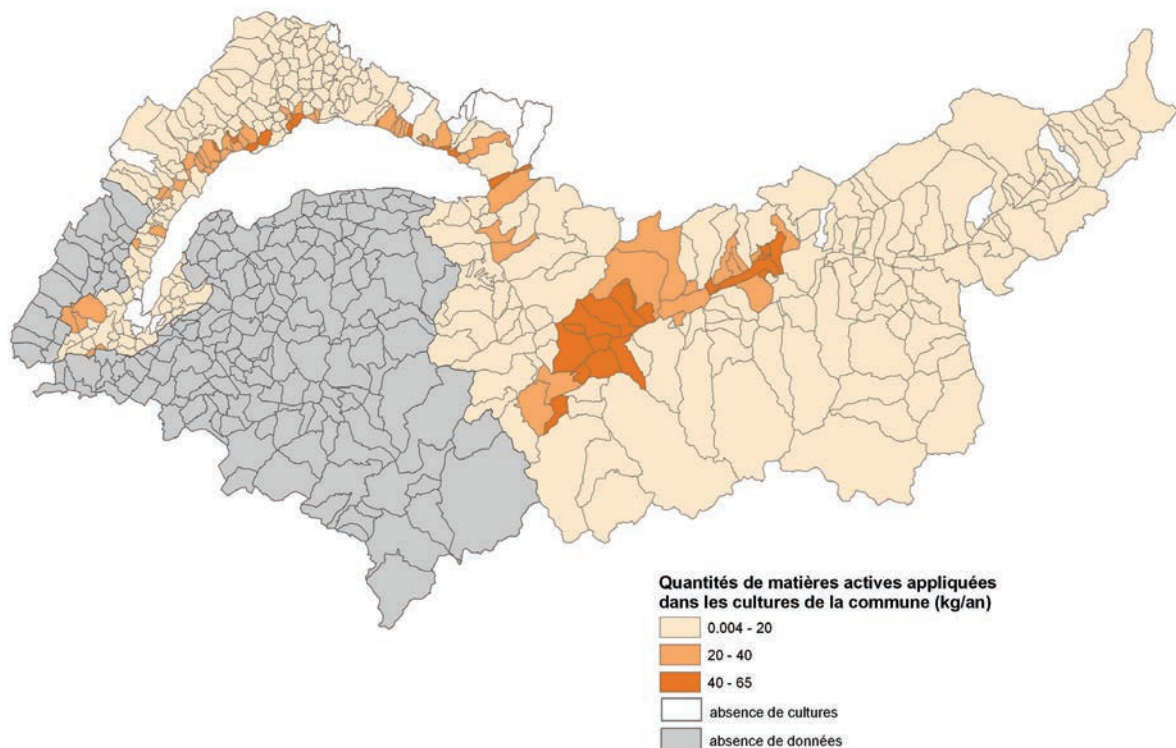
	Source: R. Charles	Source: OCDE	Source: Wädenswil	Source: DiversWeb	Val. de référence	Min	Max
MolMass:	216.00			215.69			
Log Kaw:	-6.98						
Log Kow:	2.34	2.34	3.50		2.34	2.34	3.50
Log Koc:	1.88			2.00	1.88	1.88	2.00
MolVol:	162.00						
GasDegrad:	0.59						
TropoDegrad:	0.61						
WaterDegrad:	60.00	DT50w: 123.90	150.00		123.90	60.00	150.00
SoilRootDegrad:	68.33	DT50s: 100.00	46.00	60.00	100.00	46.00	100.00
Photolysis:	2.60	50.00			2.60	2.60	50.00
Solubility:	33.00	28.60	30.50		33.00	28.60	33.00

Ecotoxicité

		Source: OCDE	Source: Wädenswil	Source: DiversWeb			
Aigue	Algal	0.04	2.40		0.04	0.04	2.40
	Daphnid	115.00	0.59		115.00	0.59	115.00
	Fish	15.70	3.75		15.70	3.75	15.70
Long terme	Algal	0.00	0.02		0.00	0.00	0.02
	Daphnid	0.12	0.01		0.12	0.01	0.12
	Fish	0.06	0.04		0.06	0.04	0.06
PNEC							

Figure 1 : Interface PestiBase - exemple d'entrée par matières actives.

Figure 1 : PestiBase interface - exemple of entries by active substances.

Figure 2 : Quantités totales de matières actives appliquées sur l'ensemble des cultures traitées sur la partie suisse du bassin lémanique en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ Figure 2 : Total quantities of active substances applied to all the crops treated in the Swiss part of the catchment area of Lake Geneva in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{year}^{-1}$.

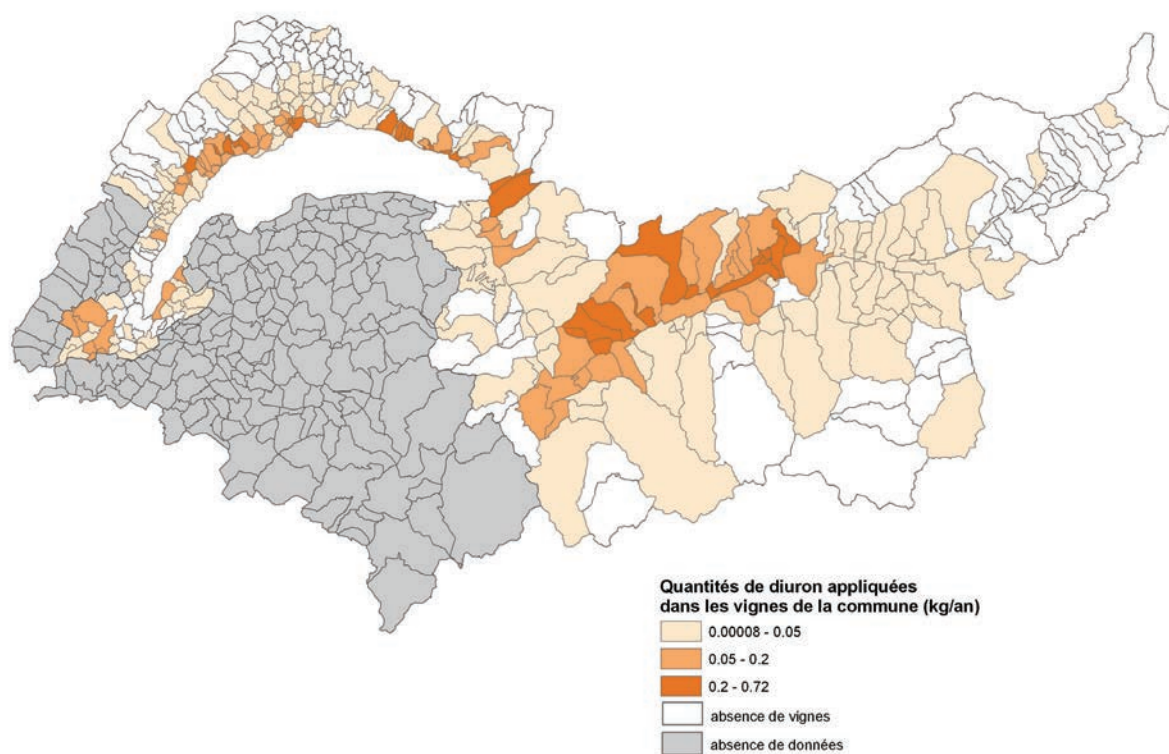


Figure 3 : Quantités de diuron appliquées pour le traitement de la vigne dans le bassin lémanique suisse en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$.

Figure 3 : Quantities of diuron applied to treat vines in the Swiss catchment area in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{year}^{-1}$.

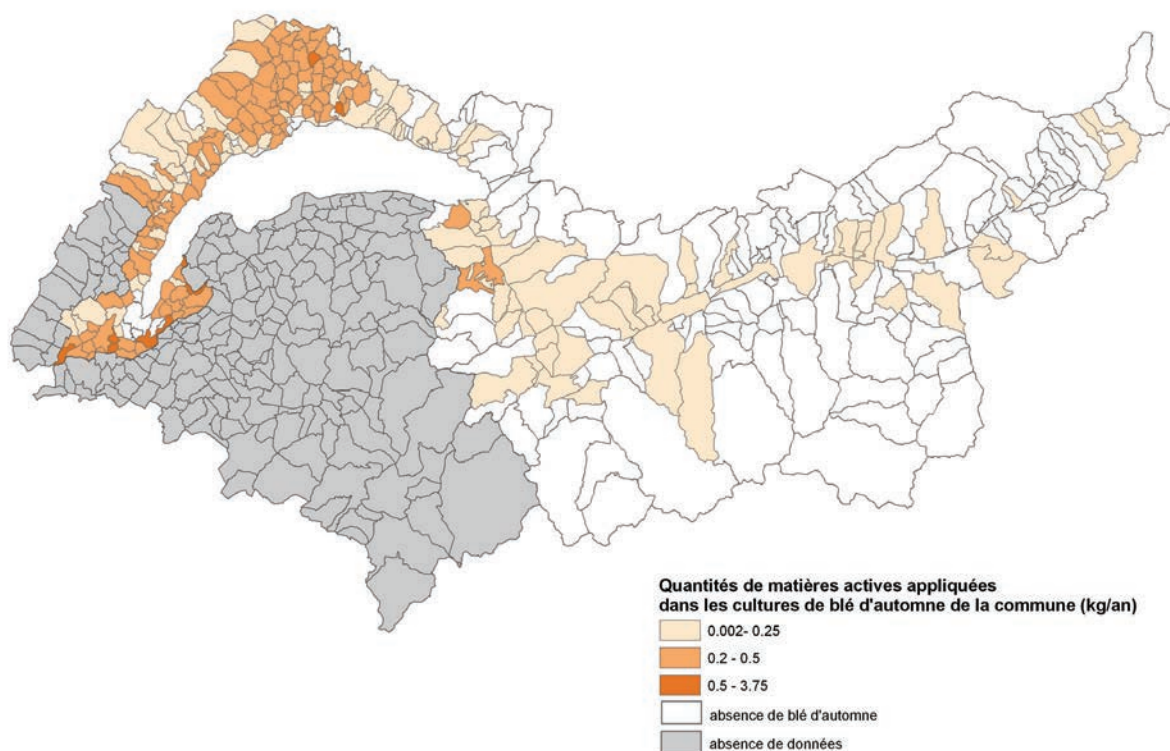


Figure 4 : Quantités de matières actives appliquées pour le traitement du blé dans le bassin lémanique suisse en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$.

Figure 4 : Quantities of active substances applied to treat wheat in Swiss catchment area in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{year}^{-1}$.

► **Exemple du blé d'automne**

Pour le traitement du blé d'automne dans le bassin lémanique suisse, 49 matières actives différentes sont utilisées, totalisant une quantité appliquée de plus de 15 tonnes par an. 15 d'entre elles représentent près de 80% des quantités totales (tableau 5) et l'isoproturon, principale matière active utilisée pour le désherbage des céréales, représente à lui seul un tiers des quantités appliquées. La figure 4 localise les cultures de blé d'automne et les quantités de matières actives appliquées. Celles-ci sont surtout situées dans la partie ouest du bassin lémanique. Les quantités de pesticides appliquées pour traiter le blé d'automne varient entre moins de 0.25 et 3.75 kg/ha de blé/an.

Tableau 5 : Utilisation des 15 matières actives les plus importantes pour le traitement du blé d'automne.

Table 5 : Amounts of the 15 main active substances used to treat winter wheat.

Nom de la Matière active (MA)	Quantités appliquées (kg/an)
Isoproturon	5'344
ioxynil	841
MCP-P	742
Glyphosate	646
Trinexapac-ethyl	617
Prochloraz	518
Mecoprop	492
MCPA	443
Trifloxystrobin	427
Chlortoluron	422
Ethephon	364
Cyprodinil	326
Bifenox	288
Azoxystrobin	288
Metaldehyde	287

4.2 Intérêts de PestiBase pour le suivi du lac et des rivières

► **Actualisation des listes de substances à surveiller dans le lac et les rivières**

La PestiBase a pour principal intérêt de mettre en évidence la quasi-totalité des matières actives d'origine agricole pour avoir un suivi du lac et des rivières aussi exhaustif que possible (cf. 4.1).

Le tableau 6 ci-dessous représente les volumes des 20 principales matières actives appliqués dans les 4 cultures les plus consommatrices en pesticides (> 10'000 kg/an) : blé d'automne, fruits à pépins, fruits à noyaux et viticulture. A partir de ces informations, les laboratoires pourront actualiser et compléter leurs listes de substances à rechercher. Il s'agira de sélectionner en fonction de différents paramètres d'utilisation agricole, de comportement et d'effet (caractéristiques physico-chimiques et écotoxicologiques), les substances qu'il conviendrait de rajouter en priorité dans le suivi analytique du lac et des rivières. A noter que le lac et les rivières ne font pas l'objet du même suivi, le Léman bénéficiant de recherches plus approfondies, ceci notamment pour son rôle de ressource en eau potable.

► **Amélioration du réseau de surveillance des rivières**

La qualité des eaux des rivières du bassin lémanique suisse est suivie par le Service des sols, eaux et assainissement du canton de Vaud, le Service de protection de l'environnement du Valais et le Domaine de l'eau du canton de Genève. Ces données sont transmises chaque année à la CIPEL qui en fait la synthèse. Elles ont notamment été utilisées dans le cadre de cette étude.

La PestiBase est couplée à un SIG, ce qui a l'avantage de pouvoir positionner les stations de mesures de la qualité des cours d'eau traversant les secteurs cultivés du bassin.

Globalement, on peut considérer qu'à l'échelle du bassin lémanique le réseau de surveillance est suffisant comme le montre la figure 5. Tous les secteurs du bassin à forte consommation en pesticides font l'objet de mesures dans les cours d'eau. Plus localement, le réseau pourrait éventuellement être complété pour essayer de mettre en évidence des relations plus fines entre l'utilisation des pesticides, certaines substances en particulier, et les concentrations mesurées dans les cours d'eau.

Tableau 6 : 20 principales matières actives utilisées dans les cultures les plus consommatrices en pesticides en kg/an.

Table 6 : 20 main active substances used for the crops that consume the most pesticides in kg/year.

	Nom (MA)	Quantités appliquées (kg/an)		Nom (MA)	Quantités appliquées (kg/an)
Blé automne	Isoproturon	5'344	Fruits noyaux	Captane	7'221
	Ioxynil	841		Phosalone	6'356
	MCPP-P	742		Cyprodinil	4'434
	Glyphosate	646		Mancozeb	2'630
	Trinexapac-ethyl	617		Triflumizole	2'007
	Prochloraz	518		Glyphosate	1'691
	Mecoprop	492		Iprodione	1'137
	MCPA	443		Chlorpyriphos éthyl	1'092
	Trifloxystrobin	427		Diazinon	793
	Chlortoluron	422		Azoxystrobin	734
	Ethephon	364		Dithianon	489
	Cyprodinil	326		Pirimicarb	474
	Bifenox	288		Fenoxycarbe	320
	Azoxystrobin	288		Pyrifénox	199
	Metaldehyde	287		Téflubenzuron	193
	Pendimethalin	283		Diflubenzuron	158
	Bromoxynil	268		Chlorfenvinphos	114
	2,4-D	234		Myclobutanyl	60
	Diflufenican	224		Difenoconazol	55
	Fluroxypyr	220		Prochloraz	33
Fruits pépins	Captane	16'262	Viticulture	Kresoxim-Methyl	49'107
	Terbuthylazin	15'936		Metirame	48'271
	Glyphosate	9'196		Boscalid	38'602
	Bromopropylate	8'594		Dichlobenil	26'771
	Diuron	7'491		Oryzalin	22'226
	Oryzalin	7'162		Propineb	21'927
	Mecoprop	6'401		Sulfosat	19'762
	Glufosinat	6'189		Mancozeb	16'144
	Folpet	5'998		Dichlofluanid	12'738
	Amitraz	5'675		Glyphosate	12'463
	Phosalone	5'530		Pyrimethanil	11'392
	Chlorpyriphos méthyl	5'488		Folpet	11'368
	Carbendazim	4'820		Fesetyl-Aluminium	11'332
	Linuron	4'730		Tolyfluanide	10'981
	Chlorpyriphos éthyl	4'337		Indoxacarbe	8'999
	Chlorfenvinphos	4'303		Chlorothalonil	8'122
	Oxyfluorène	3'997		Flusilazole	6'458
	Simazine	3'810		Fénhexamide	5'907
	Dithianon	3'673		Acephate	5'225
	Diazinon	2'948		Simazine	4'534

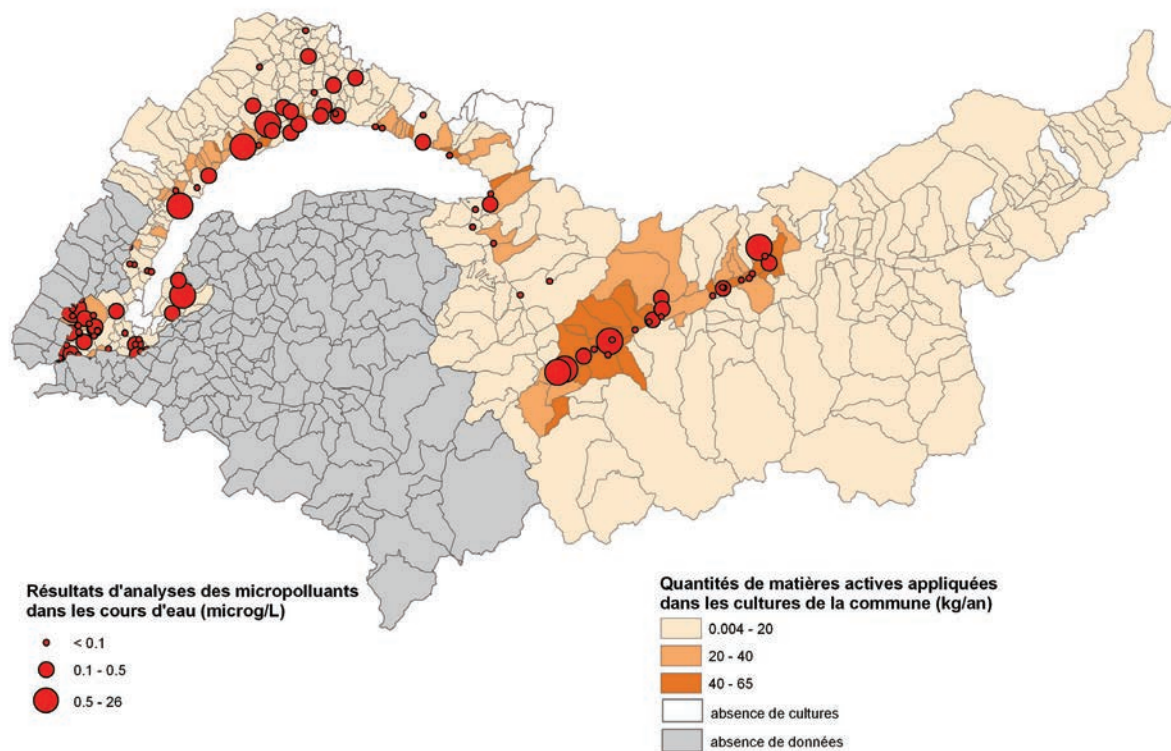


Figure 5 : Réseau de surveillance de la qualité des eaux des rivières du bassin lémanique pour le suivi des micropolluants.

Figure 5 : Water quality monitoring network for rivers in the catchment area of Lake Geneva - micropollutant monitoring.

► **Amélioration des périodes de suivi**

La PestiBase contient des informations sur les dates de traitements des différentes cultures du bassin lémanique. Ceci permet d'inclure une donnée de saisonnalité qui peut être importante pour le choix de la période de prélèvements pour les suivis analytiques des rivières.

► **Priorisation des mesures d'assainissement**

La PestiBase permet d'identifier dans certains cas la nature des pollutions.

Certaines matières actives détectées dans le lac et le Rhône amont à la Porte du Scex sont propres aux activités industrielles du Valais, car elles n'ont pas été identifiées comme des substances utilisées de manière importante en agriculture. La PestiBase renforce donc les constats analytiques qui ont été faits dans le Léman et le Rhône à la Porte du Scex. Ceux-ci ont été identifiés dans des rapports antérieurs et ne sont donc pas détaillés dans le présent rapport.

A noter que chaque substance détectée dans le Rhône amont a une origine industrielle ou/et agricole, ou/et urbaine, mais il est souvent difficile de connaître la part de chacune d'entre elles.

Le tableau 7 présente dans leur ordre pondéral d'importance d'utilisation, les pesticides les plus utilisés sur le bassin du Rhône et à titre indicatif leurs quantités respectives épandues chaque année.

Malgré le recours à l'utilisation de certains pesticides dans différents domaines d'activités, il est très important d'identifier au mieux l'origine des substances présentes dans les milieux aquatiques afin de cibler judicieusement les actions d'assainissement à mener.

En revanche, il est dangereux de comparer des quantités de matières actives utilisées en agriculture avec des flux mesurés dans les milieux aquatiques. En effet, certaines substances d'origine industrielle sont rejetées dans le milieu naturel directement après la STEP (quantité mesurée dans le milieu aquatique = quantité rejetée par l'industrie après la STEP), alors que ces mêmes substances utilisées en agriculture vont subir un abattement entre les quantités appliquées et mesurées dans le milieu naturel, variable selon les propriétés physico-chimiques (solubilité, stabilité, etc) de la substance et les conditions du milieu (type de culture, type de sol, relief du terrain, météo, etc). En clair, la quantité mesurée dans le milieu aquatique ne représente généralement qu'un faible pourcentage des quantités appliquées.

Les analyses réalisées en 2006 dans le Rhône à la Porte du Scex ont permis de mesurer des flux de pollution pour différentes matières actives et ont mis en évidence des substances qui ne sont pas d'origine agricole. Le tableau 8 présente, dans leur ordre pondéral d'importance, les pesticides mesurés dans les eaux du Rhône à la Porte du Scex et les flux calculés pour l'année 2006.

Il est toutefois extrêmement dangereux de comparer ces flux avec les quantités appliquées en agriculture, pour les raisons évoquées ci-dessus. Pour l'instant, on peut constater d'après les deux tableaux 7 et 8 ci-dessous, que pour un grand nombre de substances, un lien existe entre les pratiques agricoles et leur présence dans l'eau. A l'inverse, certaines substances paraissent peu utilisées par l'agriculture, mais montrent cependant une présence marquée dans l'eau. Pour ces dernières, d'autres sources de pollution sont donc à rechercher prioritairement. Par ailleurs, parmi les flux les plus élevés dans le Rhône, l'origine de certaines substances a clairement été identifiée comme étant de la pollution industrielle (BERNARD *et al.*, 2007).

Une meilleure connaissance pour chaque substance, des différentes sources potentielles d'émission dans les milieux aquatiques, permettrait de mieux identifier dans quels cas l'agriculture doit intervenir pour limiter les pertes de substances vers le milieu naturel. Il serait donc nécessaire de mieux connaître les mécanismes de transfert des pesticides pour pouvoir comparer la part de pollution d'origine industrielle, agricole et urbaine.

Tableau 7 : Quantités de matières actives épandues dans le BV Rhône amont en kg/an.

Table 7 : Quantities of active substances discharged into the BV of the upstream Rhône.

	Quantité épandue par an (base de données 2000-2004) BV Rhône Porte du Scex (kg/an)
Boscalid	18'855
Terbuthylazine	12'630
Cyprodinil	9'058
Fenhexamide	7'635
Diuron	7'616
Simazin	6'225
Mecoprop	3'796
Linuron	3'652
Carbendazim	2'979
Azoxystrobin	2'769
Fludioxonil	2'532
Fenpropidin	2'080
Diméthomorph	1'325
Atrazine	1'218
Tebuconazole	1'061
Pyrifenox	923
Foramsulfuron	nouvelle substance - max 760
Metalaxyl	570
Isoproturon	492
Difenoconazol	396
Penconazole	379
Dimethachlor	nouvelle substance - max 300
Metolachlor	228
Dinoseb	212
Chlorotoluron	206
Propamocarb	80.4
Chloridazon	55.3
Tebutam	27.6
Fluroxypyr	20.5
Cyproconazole	13.2
Propiconazole	7.9
Oxadixyl	5.8
Amidosulfuron	1.7
Metsulfuron-methyl	0.8
Pymetrozine	0.6

Tableau 8 : Flux mesurés dans le Rhône à la Porte du Scex en kg/an.

Table 8 : Flows measured in the River Rhône at the Porte du Scex in kg/year.

	Flux Rhône Porte du Scex - 2006 kg/an		Flux Rhône Porte du Scex - 2006 kg/an
Pymetrozine	488	Fenhexamide	8.3
Carbamazepine	486	Fenarimol	8.0
Amidosulfuron	289	Terbuthylazine-2-hydroxy	7.4
Mepivacaïne	223	Carbendazim	7.0
Bupivacaïne	153	Atrazine-2-hydroxy	6.6
Metalaxyl	140	Difenoconazol	6.6
Ethoxysulfuron	98.6	Pyrifenox	6.4
Metolachlor	79.0	Tebuconazole	6.3
Dimethachlor	75.8	Cyprodinil	5.9
Iodosulfuron-methyl	65.4	Oxadixyl	5.7
Chloridazon	60.0	Mecoprop	5.6
Diuron	59.4	Fenuron	4.3
Simazin	34.2	Metsulfuron-methyl	3.9
Cyproconazole	32.3	Dimethoate	3.6
Propiconazole	31.4	Diméthomorph	3.6
Foramsulfuron	27.6	Simazine-2-hydroxy	2.7
Linuron	24.2	Penconazole	2.5
Terbuthylazine-desethyl	20.4	Boscalid	2.5
Terbuthylazine	17.2	Tebutam	2.4
Atrazine	15.4	Dinoseb	2.3
Chlorotoluron	13.6	Isoproturon	2.0
Atrazine-desethyl	12.3	Prilocaine	1.9
Fluroxypyr	12.1	Metoxuron	1.8
Atrazine-desisopropyl	10.2	Propamocarb	1.6
Dinoterb	9.6	Difenoxyuron	1.5
Azoxystrobin	9.4	Thiabendazole	1.1
Fludioxonil	8.8	Fenpropidin	1.1

Globalement, la PestiBase permettrait d'améliorer le suivi et la connaissance des pesticides dans le bassin lémanique en :

- identifiant et localisant les secteurs du bassin susceptibles d'engendrer des pollutions diffuses d'origine agricole;
- complétant les listes de substances à surveiller et en ciblant celles qui peuvent être problématiques pour l'environnement;
- en choisissant les meilleures périodes de l'année pour les suivis analytiques des rivières.

5. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Les quantités de pesticides utilisées en agriculture révèlent de grandes différences selon les cultures et les régions du bassin lémanique.

Les résultats de ce travail ont permis de localiser les secteurs prioritaires du bassin lémanique par rapport à l'utilisation de pesticides et qui devront être étudiés localement plus en détails afin d'envisager des solutions d'assainissement.

De plus, ils ont permis de proposer des substances qu'il conviendrait de rechercher dans le lac et les rivières du bassin.

Enfin, ils montrent toute l'importance de la lutte pour limiter l'utilisation des produits phytosanitaires et soulignent la nécessité de poursuivre les efforts engagés par les agriculteurs et les services de protection de l'environnement. Une meilleure connaissance des sources non agricoles de substances est toutefois nécessaire pour rendre plus crédibles les efforts demandés aux agriculteurs.

En terme de perspectives, il s'agira de mettre en évidence des relations entre les quantités de substances actives retrouvées dans les eaux et celles qui sont appliquées sur les bassins versants et d'identifier quels sont les paramètres liés aux cultures et à la nature des substances qui sont susceptibles de favoriser les apports au milieu naturel. Ceci permettra, en fonction des quantités retrouvées dans les cours d'eau, de cibler les substances et les cultures à risques en fonction des quantités utilisées et des caractéristiques des différentes zones du bassin versant (pente, relief, érosion des sols, ruissellement, ...). Une première étude a été entreprise dans ce sens. Il s'agit d'une modélisation des risques d'exposition des eaux de surface aux pesticides agricoles à l'aide d'un logiciel développé par l'OCDE (guide d'utilisation : GUTSCHE et CARLEY, 2006). Dans ce travail, l'indicateur REXTOX (Ratio of Exposure to Toxicity) a été retenu. Les premiers résultats montrent l'intérêt de ce type de modèle comme outil d'aide à la décision.

BIBLIOGRAPHIE

- BERNARD, M., ARNOLD, C., EDDER, P., ORTELLI, D. (2007) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 163-172.
- CHÈVRE, N. (2007) : Estimation de l'écotoxicité des substances retrouvées dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 173-186.
- EDDER, P., ORTELLI, D., RAMSEIER, S. (2006) : Métaux et micropolluants organiques. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2005, 65-87.
- GUTSCHE, V., CARLEY, J., (2006) : OECD Aquatic Risk Indicators Computer System : User Guide. 1-28.
- MANCO, F. (2007) : Pour le bassin lémanique, inventaire des pesticides utilisés dans l'agriculture et relations avec les eaux du lac et des rivières. Rapport de stage, Université de Genève, 66 p.

Rapport technique

Campagne 2006

CONTRÔLE DES STATIONS D'ÉPURATION (STEP)

MONITORING OF WASTE WATER TREATMENT PLANTS (WWTP)

Campagne 2006

PAR

Audrey KLEIN et François RAPIN

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

RÉSUMÉ

En 2006, 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 4'143'136 équivalents-habitants. 172 d'entre elles étaient contrôlées et ont transmis leurs données (contre 155 STEP en 2004 et 165 en 2005), représentant plus de 96 % de la capacité de traitement du bassin.

La pluviométrie de l'année 2006, plus élevée qu'en 2005, influence nettement les débits déversés qui ont augmenté de 24 % par rapport 2005.

A l'échelle du bassin CIPEL, la valeur du débit spécifique de 344 L/hab.j reste encore médiocre, car nettement supérieure à la consommation d'eau journalière par personne. Les réseaux d'assainissement transportent encore une quantité non négligeable d'eaux claires permanentes.

Globalement, les rendements d'épuration pour les paramètres DBO₅ et P_{tot} sont plus élevés qu'en 2005. Mais au rythme avec lequel s'améliore le rendement d'épuration pour le phosphore total, l'objectif fixé pour 2010 (95 %) risque de ne pas être atteint.

Le nombre d'analyses sur le phosphore dissous a diminué par rapport à 2005. Or ce paramètre est directement responsable de l'eutrophisation du lac et doit être mesuré pour mieux connaître l'impact des rejets de STEP sur les milieux aquatiques.

L'impact du rejet des STEP dans les rivières du bassin versant CIPEL est évalué grâce à l'azote. 65 % des STEP respectent l'objectif de rejet qui leur a été fixé. Pour celles qui ne les respectent pas, des efforts devront être réalisés pour atteindre les objectifs. Pour celles qui n'ont pas d'objectif, des études d'incidences devraient être réalisées pour définir des objectifs de rejets acceptables pour les milieux sensibles.

La pollution domestique dite classique (pollution organique) semble maîtrisée dans le bassin CIPEL et doit au moins être maintenue à ce niveau. De nouveaux défis devront par contre être relevés à l'avenir avec la lutte contre les micropolluants.

ABSTRACT

In 2006, 221 waste water treatment plants (WWTPs) were operating in the CIPEL catchment area (hydrographic catchment areas of Lake Geneva and the River Rhône downstream from its outflow from the Lake down to the Swiss-French border at Chancy) totalling 4,143,136 equivalent-inhabitants. 172 of these plants were checked and transmitted their data (compared to 155 WWTPs in 2004 and 165 in 2005), corresponding to more than 96% of the processing capacity of the catchment area.

Rainfall was heavier in 2006 than in 2005, and this had a clear impact on the outflow volumes, which were 24 % greater than in 2005.

At the level of the CIPEL catchment area, the value of 344 L/inhab. is still poor, since this is clearly higher than the daily water consumption per person. The water treatment networks still carry a non-negligible quantity of permanent clear water.

Overall, the water treatment yields for the DBO₅ and P_{tot} parameters were higher than in 2005, but at the rate at which the water treatment yield is improving for total phosphorus, the target set for 2010 (95 %) may well not be met.

The number of dissolved phosphorus analyses has fallen compared to 2005. Yet this parameter is directly responsible for the eutrophication of the Lake, and must be measured to give us a better understanding of the impact of WWTP effluents on the aquatic media.

The real impact of WWTP discharges into the rivers of the CIPEL catchment area was assessed from the nitrogen levels. 65 % of WWTPs comply with the target discharge they have been set. For those which don't reach the target, attempts must be made to do so, and for the others, impact studies should be carried out to establish acceptable discharge targets for aquatic habitats.

Conventional domestic pollution (organic pollution) seems to have been controlled in the CIPEL catchment area, and must at least be maintained at this level. However, in the future we will have to face new challenges in the fight against micropollutants.

1. INTRODUCTION

La CIPEL réalise chaque année le bilan global du fonctionnement des stations d'épuration du bassin hydrographique du Léman et du Rhône aval (depuis l'émissaire du lac jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy). Il est effectué sur la base des résultats de mesures de débits et de concentrations transmis par les services compétents des entités faisant partie de la CIPEL : départements de l'Ain et de la Haute-Savoie, cantons de Vaud, Valais et Genève.

Le bilan de l'épuration consiste à calculer chaque année les débits (déversés et spécifique par habitant), les flux de pollution ainsi que les rendements d'épuration pour le phosphore (total et dissous) et la DBO₅ (demande biochimique en oxygène), pour les stations d'épuration (STEP) pour lesquelles on dispose d'informations, ce qui représente 92 % de la capacité de raccordement du bassin versant couvert par la CIPEL. Ces paramètres permettent de suivre l'évolution de l'assainissement et de mesurer les efforts entrepris pour lutter contre les pollutions d'origine domestique. La mise à jour de l'état des raccordements est effectuée tous les 3 ans environ.

Les paramètres classiques de pollution (DBO₅ et phosphore total) ainsi que l'impact des eaux claires sur les rendements d'épuration sont suivis par la CIPEL depuis le début des années 80. Cette pollution est identifiée depuis maintenant plus de 20 ans et semble désormais contrôlée voire maîtrisée. Mais l'impact des rejets d'eaux usées ne peut se limiter qu'à ces 2 seuls paramètres et doit inclure d'autres types de polluants, notamment l'ammonium pour son impact sur les écosystèmes des milieux aquatiques courants (rivières) et les micropolluants. Ces derniers nécessitent une attention particulière de la part de tous les acteurs de l'eau, y compris les gestionnaires et responsables de l'assainissement.

2. ÉTAT DES STEP

2.1 Nombre, capacité et populations raccordées

L'inventaire des STEP a été actualisé au 1^{er} janvier 2007. Le tableau 1 donne pour chaque entité suisse et française du bassin lémanique, le nombre de stations d'épuration, ainsi que leur capacité nominale et les populations qui y sont raccordées. En 2006, 221 STEP étaient en service dans le bassin versant étudié par la CIPEL totalisant une capacité de 4'143'136 équivalents-habitants (EH). La différence par rapport à 2005 (4'287'241 EH) est principalement liée à la valeur de la capacité nominale de traitement de la STEP d'Aire dans le canton de Genève qui a été corrigée (600'000 EH au lieu de 700'000 EH). Avec cette correction, la capacité de traitement des STEP du bassin CIPEL est stable par rapport à 2004 et 2005.

L'état des raccordements a été actualisé au 1^{er} janvier 2007 pour les 3 cantons suisses uniquement. Les résultats d'enquêtes effectuées dans les communes concernées de Haute-Savoie devraient être disponibles pour la fin de l'année 2007. Les données 2003 ont donc été prises en compte pour la Haute-Savoie. Pour le département de l'Ain (Pays de Gex), les données datent de 2004-2005. Toutefois, il a été souligné par les entités que la mise à jour de l'état des raccordements est de plus en plus difficile à mettre en œuvre. En effet, les plus importants raccordements ont été réalisés dans le bassin lémanique lors de la mise en service des STEP, et ce, jusqu'à la fin des années 90. Il est aujourd'hui plus difficile de connaître de manière précise les nouveaux raccordements. Les résultats 2006 ne donnent qu'un aperçu global de la situation.

2.2 Contrôles

La fréquence à laquelle ont lieu les contrôles et/ou les autocontrôles des STEP (avec analyse simultanée des eaux et mesure des débits) influence la qualité des résultats obtenus pour ce qui concerne les flux de pollution et les rendements d'épuration. A noter que le nombre de contrôles varie selon les paramètres mesurés.

Dans le bassin CIPEL, 172 des 221 STEP ont été contrôlées en 2006 et ont transmis leurs données, représentant plus de 96 % de la capacité totale de traitement (en EH) du bassin versant CIPEL. A noter que le nombre de STEP contrôlées a bien progressé ces 3 dernières années (155 STEP en 2004, 165 en 2005 et 172 en 2006).

Tableau 1 : Etat des STEP et des populations raccordées à fin 2006.

Table 1 : State of the WWTPs and the numbers of people connected at the end of 2006.

Bassin versant (BV)	Canton / Département	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	21'300	97.7 %	9'666	97.1 %	5'500	100.0 %
	Genève	2	7'625	100.0 %	6'104	100.0 %	183	100.0 %
	Hte-Savoie	20	215'940	95.8 %	75'127	97.7 %	130'448	98.4 %
	Valais	70	1'422'977	97.8 %	284'363	99.6 %	340'960	98.2 %
	Vaud	73	1'018'902	100.0 %	528'437	100 %	60'162	100 %
Total BV Léman		168	2'686'744	98.5 %	903'697	99.6%	537'253	98.5 %
Rhône aval	Ain	9	53'100	0.0 %	34'230	0.0 %	50	0.0 %
	Genève	13	916'177	65.5 %	468'178	82.7 %	22'721	86.6 %
	Hte-Savoie	31	487'115	38.2 %	185'780	36.4 %	194'178	41.2 %
Total BV Rhône aval		53	1'456'392	54.0 %	688'188	66.1 %	216'949	50.3 %
Total bassin CIPEL		221	4'143'136	82.8 %	1'591'885	85.0 %	754'202	84.6 %

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

3. BILAN DU FONCTIONNEMENT DES STEP

3.1 Débits

Le tableau 2 présente les débits mesurés dans les stations d'épuration en 2006. Pour le bassin CIPEL, le débit global entrant est plus élevé qu'en 2005 avec 804'807 m³/j. Le débit des eaux effectivement traitées par les stations d'épuration, sur la base des volumes déversés, serait de 743'008 m³/j, soit un peu plus de 92 % du débit entrant. Comme toutes les STEP ne mesurent pas les déversements, un volume journalier vraisemblablement plus faible a été traité par les STEP du bassin.

En 2006, les débits déversés mesurés en entrée et/ou en cours de traitement dans les installations disposant de débitmètres, représentent près de 8 % du débit total entrant. Globalement, les débits déversés ont augmenté de 24 % par rapport à 2005, dont environ 3 % sont liés au nombre plus important de STEP mesurant les déversements en 2006. A noter que ceux-ci ne tiennent pas compte des déversements situés encore plus en amont sur les réseaux et sont donc sous-estimés.

L'évaluation des débits déversés depuis 2003, montre une bonne corrélation avec la pluviométrie annuelle : 2003 et 2005 avec une pluviométrie faible (environ 700 mm/an) ont des déversements relativement faibles (environ 43'000 m³/j); 2004 et 2006 avec une pluviométrie plus élevée (910 et 1'065 mm/an) ont des déversements nettement plus élevés (71'400 et 63'200 m³/j). A noter que les déversements sont influencés par la pluviométrie mais surtout par l'intensité des événements pluvieux. La baisse des débits déversés en 2006 par rapport à 2004 malgré une pluviométrie plus élevée n'est pas assez significative pour supposer une meilleure séparation des eaux usées et des eaux pluviales. Il s'agira de vérifier cette hypothèse l'année prochaine.

Ces résultats montrent l'influence de la pluviométrie sur les débits déversés et soulignent l'importance des dispositifs de séparation des eaux. En effet, lors d'événements pluvieux, les eaux claires surchargent les réseaux d'égouts unitaires et entraînent leur déversement par les déversoirs d'orage. Compte tenu des variations de la pluviométrie il est délicat de comparer d'une année à l'autre les rendements d'épuration qui tiennent compte des déversements.

Les débits spécifiques (par temps sec) indiquent le niveau de dilution des eaux usées par des eaux claires permanentes (ECP), telles que 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, ayant un impact non négligeable pour l'environnement.

En 2006, une nouvelle méthode de calcul a été adoptée par le groupe de travail "Pollutions domestiques" de la CIPEL. Celle-ci se base sur les recommandations de septembre 2006 du VSA (Association suisse des professionnels de la protection des eaux) qui figurent dans le rapport intitulé "Définition et standardisation d'indicateurs pour l'assainissement". Le débit spécifique est calculé à l'aide de la formule suivante :

$$Q_{spe} = 1/2 (Q_j 20 + Q_j 50) / EH \text{ calculés à partir de la charge en entrée}$$

avec : Qj 20 : débit par temps sec qui n'est pas dépassé 20 % des jours de l'année

Qj 50 : débit par temps sec qui n'est pas dépassé 50 % des jours de l'année

EH : équivalents-habitants calculés à partir de la charge en entrée en DBO₅ (avec 1 EH = 60 g/j de DBO₅) et la charge d'entrée en phosphore total (avec 1 EH = 2.2 g/j de Ptot)

L'intérêt de cette méthode de calcul est double :

- 1) Réduire l'effet des eaux pluviales des systèmes unitaires (qui dans certains cas sont prévus de le rester) en utilisant la partie basse de la courbe des débits classés (Qj 20) ayant pour effet de donner plus de poids aux eaux claires parasites par temps sec.
- 2) Prendre en compte les charges réelles arrivant à la STEP et donc tenir compte de manière simple des équivalents-habitants réels (prise en compte des pendulaires, de la répartition saisonnière touristique, des rejets industriels).

Etant donné la différence de méthode de calcul entre 2005 et 2006, les résultats 2005 ne figurent qu'à titre indicatif mais globalement on constate que les réseaux d'assainissement sont de meilleure qualité dans le bassin du Rhône aval que dans le bassin du Léman, avec respectivement 270 et 363 L/hab.j en 2006.

Avec cette nouvelle méthode, les classes de qualité ont pu ainsi être révisées à la baisse :

- classe 1 (bonne qualité) : < 250 L/hab.j au lieu de 300
- classe 2 (qualité moyenne) : entre 250 et 450 L/hab.j au lieu de 300 à 500
- classe 3 (mauvaise qualité) : > 450 L/hab.j au lieu de 500

Les débits spécifiques mesurés dans le bassin CIPEL varient de moins de 100 L/hab-jour à plus de 1'000 L/hab-jour mais globalement, 31 % de la capacité totale des STEP du bassin CIPEL ont un débit spécifique inférieur à 250 L/hab.j.

A l'échelle du bassin CIPEL, la valeur de 344 L/hab.j reste encore médiocre, car nettement supérieure à la consommation d'eau journalière par personne qui est en moyenne de 160 à 200 litres. Les réseaux d'assainissement transportent encore une quantité non négligeable d'eaux claires.

Débit spécifique en L/hab.jour :	en 2005	en 2006
BV Léman	307	363
BV Rhône aval	264	270
BV CIPEL	300	344

L'amélioration des réseaux d'égouts est un travail de longue haleine mais seul un meilleur contrôle des réseaux et des déversements permettra de connaître l'origine des eaux claires permanentes et des eaux pluviales et de les séparer.

La séparation des eaux usées et pluviales lorsqu'elle peut techniquement être envisagée, l'optimisation du fonctionnement des ouvrages et l'entretien correct des réseaux, sont autant d'actions qui permettent d'agir très concrètement pour diminuer les déversements et qui doivent être soutenues par tous les services compétents en matière d'assainissement.

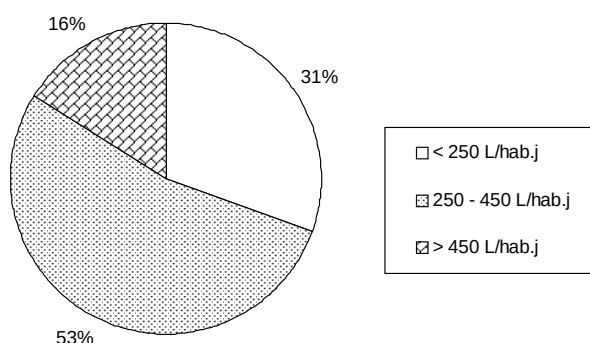


Figure 1 : Qualité des réseaux d'assainissement en pourcentage de la population raccordée

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

3.2 Phosphore

3.2.1 Phosphore total (bassin versant du Léman)

En Suisse et pour les bassins versants des lacs, pour lesquels la déphosphatation a été rendue obligatoire, les normes sont définies par l'Ordonnance fédérale sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (OEaux, 1998) : concentration du rejet de 0.8 mgP/L et rendement de 80 %. L'autorité peut renforcer ou compléter les exigences suivant les situations.

En France, l'arrêté ministériel du 22 décembre 1994 indique pour les stations d'épuration situées en zone sensible 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.

Tableau 2 : Débits journaliers mesurés dans les STEP du bassin CIPEL en 2006.
Table 2 : Daily flows through the WWTPs of the CIPEL basin in 2006.

Bassin versant (BV)	Canton / Département	Nombre total de STEP	Nombre de STEP contrôlées	Capacité (EH)	en % de la capacité totale	Population raccordée contrôlée en % de la population totale	Débit journalier mesuré (m³/j)				Débit spécifique 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	97.6 %	97.6 %	44	8'302		8'021	537
	Genève	2	2	7'625	100.0 %	100.0 %		4'642	22	4'619	621
	Hte-Savoie	20	7	204'550	94.7 %	97.1 %	535	32'767	1	32'777	206
	Valais	70	55	1'324'081	93.0 %	91.9 %	401	182'497	6'172	176'325	429
	Vaud	73	73	1'018'902	100.0 %	100.0 %	9'956	253'614	19'836	233'768	321
Total BV Léman		168	139	2'575'958	95.8 %	96.3 %	10'936	481'822	26'031	455'110	363
Rhône aval	Ain	9	4	48'310	90.9 %	92.0 %	1'883	12'081		12'081	436
	Genève	13	11	915'177	99.8 %	99.8 %	8'286	210'566	11'659	199'060	274
	Hte-Savoie	31	20	468'200	96.1 %	73.0 %	1'181	78'052	3'201	76'756	235
Total BV Rhône aval		53	35	1'431'687	98.2 %	85.6 %	11'350	300'699	14'860	287'897	270
Total bassin CIPEL		221	174	4'007'645	96.7 %	92.0 %	22'286	782'521	40'892	743'008	344

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.

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 du bassin du Léman. Le tableau 3 présente le bilan de l'épuration du phosphore total pour l'année 2006 et montre que ce rendement, sur les eaux traitées, atteint 90.2 %. En tenant compte des déversements en entrée et en cours de traitement, ce rendement atteint 87.0 %. Le flux de pollution rejeté après traitement est de 80 tP/an et 25 tP/an sont déversées au milieu naturel après éventuellement un traitement partiel. La concentration moyenne de sortie est stable par rapport à 2005 avec 0.5 mgP/an.

La figure 2 représente l'évolution progressive du rendement d'abattement du phosphore total pour le bassin versant du Léman entre 1990 et 2006.

La figure 3 montre l'évolution entre 1990 et 2006 des charges en phosphore total rejetées dans le bassin du Léman. En 2006, 80 tonnes de phosphore total étaient rejetées après traitement dans le bassin du Léman et les déversements en entrée et au décanteur primaire totalisent 25 tonnes au lieu de 16 tonnes en 2005. 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 du bassin versant du Léman qui ont mesuré les débits déversés en 2006; il est de 7.75 % du débit total traité. Les quantités de phosphore déversées dans le bassin du Léman ont été estimées à environ 35 tonnes en 2006, au lieu de 40 tonnes en 2005 et 31 tonnes en 2004.

La figure 4 confirme la baisse du flux de pollution en phosphore total en sortie des STEP grâce à l'augmentation du rendement d'épuration, même si celui-ci progresse lentement ces dernières années.

La figure 5 illustre la répartition entre le flux retenu, déversé, et rejeté après traitement pour chacune des STEP de plus de 1'000 EH mesurant le phosphore total.

Les figures 6 et 7 représentent l'évolution des rendements d'épuration sur les eaux traitées et des flux de pollution en sortie de STEP depuis 1990. La figure 6 montre que si l'évolution du rendement d'épuration se poursuit au même rythme que ces 16 dernières années, l'objectif de 95 % de rendement sur les eaux traitées fixé par le Plan d'action 2001-2010, pourrait être atteint en 2014 (figure 6 : $y = 120.07 x + 1894.5$). L'objectif fixé pour 2010 ne serait donc pas atteint.

Avec un tel rendement, le flux de sortie après traitement serait presque réduit de moitié par rapport à 2006 et atteindrait un peu plus de 46 tP/an (figure 7 : $y = -713.76 x + 724.56$). Mais ce flux de sortie doit être pondéré par l'augmentation du flux de pollution en entrée, liée à celle de la population et des raccordements. Ces calculs théoriques ont pour but de donner une tendance, de simuler l'évolution des rendements d'épuration et des flux de pollution. Il est évident que dans la réalité l'assainissement ne suit pas une loi mathématique.

3.2.2 Phosphore dissous (P-PO₄)

Le phosphore dissous, et en particulier l'orthophosphate (P-PO₄), forme directement biodisponible, joue un rôle important dans le phénomène d'eutrophisation du lac. Or ce paramètre n'est pas analysé systématiquement lors des contrôles, mais pour seulement 35 % de la capacité totale de traitement en EH des 169 STEP astreintes à la déphosphatation. De plus, le nombre de STEP analysant le phosphore dissous et transmettant leurs résultats a diminué de moitié par rapport à 2005, alors qu'il avait bien augmenté par rapport à 2004 (42 STEP en 2004, 66 en 2005 et 33 en 2006). Cette baisse peut être attribuée à une baisse du nombre d'analyses sur le P-PO₄ et/ou à l'absence de transmission de certains résultats. Pour le bassin du Léman et pour les STEP ayant effectué ces contrôles, le rendement moyen d'abattement de P-PO₄ est de 95 % sur les eaux traitées et de 90 % en tenant compte des déversements, au lieu de 93 % en 2005 et 92 % en 2004.

3.3 Demande biochimique en oxygène (DBO₅)

En Suisse, les normes de rejet pour la matière organique représentée par la DBO₅ et définies par l'OEaux sont les suivantes : 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. A noter que les installations à faible charge ont généralement des abattements de la DBO₅ très supérieurs à 90 % et des concentrations inférieures à 10 mgO₂/L. En France, un arrêté ministériel du 22 décembre 1994 fixe la concentration maximale du rejet à 25 mgO₂/L de DBO₅ ou un rendement minimal de 70 à 80 % suivant la charge de pollution organique reçue.

Le tableau 4 présente le bilan de l'épuration pour la matière organique exprimée par la demande biochimique en oxygène (DBO₅) et montre que le rendement d'épuration dans le bassin versant CIPEL est stable par rapport à 2005 et atteint 95.4 % sur les eaux traitées et 92.0 % en tenant compte des déversements en entrée et en cours de traitement. Le flux de pollution de la matière organique, représenté par la DBO₅, est de 2'795 tonnes d'O₂ par an après traitement et de 2'254 tonnes d'O₂ par an déversées au milieu naturel après un éventuel traitement partiel. La concentration moyenne de sortie est de 10.3 mgO₂/L, au lieu de 12.0 mgO₂/L en 2005.

La figure 8 illustre la répartition entre le flux retenu, déversé, et rejeté après traitement pour chacune des STEP de plus de 1'000 EH mesurant la DBO₅.

Tableau 3 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour le phosphore total pour les STEP des différentes entités en 2006.
Table 3 : Assessments of loads, concentrations and yields of total phosphorus for the WWTPs of the various entities in 2006.

Bassin versant (BV)	Canton / Département	Nombre de STEP contrôlées	STEP contrôlées en % de la capacité totale	Population raccordée contrôlée en % de la population totale	Flux en tonnes par an				Concentrations Ptot (mgP/L)		Rendements ¹		
					déversé en entrée	en entrée de STEP	déversé en cours de traitement	en sortie après traitement	en entrée de STEP	en sortie après traitement	après traitement	après trait. yc dév. en cours de traitement	après trait. yc dév. entrée + en cours de traitement
Léman	Ain	2	97.6 %	97.6 %		7		1	2.2	0.3	85.7	85.7	85.7
	Genève	2	100.0 %	100.0 %		7		2	4.1	1.1	71.4	71.4	71.4
	Hte-Savoie	7	94.7 %	97.1 %	1	89		9	7.4	0.7	89.8	89.8	88.7
	Valais	54	93.0 %	91.9 %	1	324		38	4.8	0.5	88.3	88.3	87.9
	Vaud	73	100.0 %	100.0 %	8	391	15	30	4.1	0.3	92.3	88.5	86.4
Total BV Léman		138	95.8 %	96.3 %	10	818	15	80	4.4	0.5	90.2	88.4	87.1
Rhône aval	Ain	4	90.9 %	92.0 %		20		13	3.9	2.9	35.0	35.0	35.0
	Genève	10	99.8 %	99.8 %	10	423	22	70	5.4	0.9	83.5	72.3	75.9
	Hte-Savoie	19	96.1 %	73.0 %	8	215	3	75	7.7	2.6	65.1	63.7	60.5
Total BV Rhône aval		33	98.2 %	85.6 %	19	659	25	158	5.3	1.5	76.0	58.6	69.3
Total bassin CIPEL		171	96.7 %	92.0 %	29	1'477	40	238	5.0	0.9	83.9	81.2	79.2

¹⁾ : Seules les STEP du bassin du Léman sont astreintes à la déphosphatation, ce qui explique les plus faibles pourcentages pour le bassin du Rhône aval.

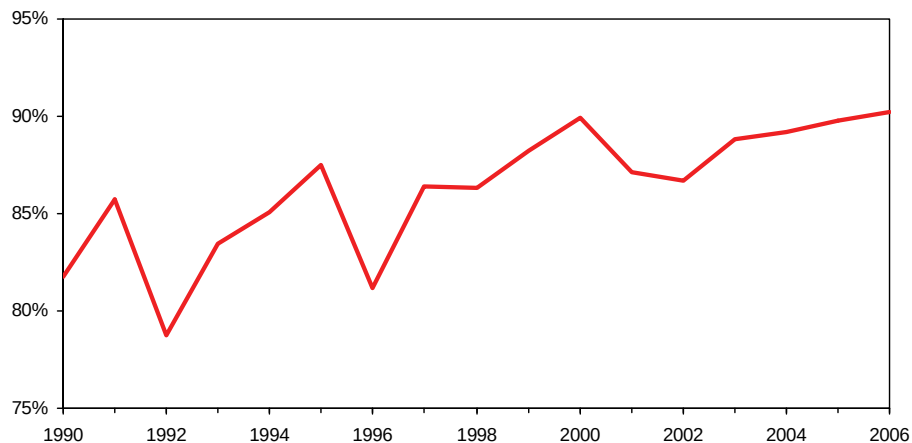


Figure 2 : Evolution entre 1990 et 2006 du rendement d'abattement du phosphore total sur les eaux traitées des STEP du bassin du Léman (source : données CIPEL).

Figure 2 : Change between 1990 and 2006 in the elimination yield of total phosphorus in the treated water from the WWTPs of the Lake Geneva basin (source: CIPEL data).

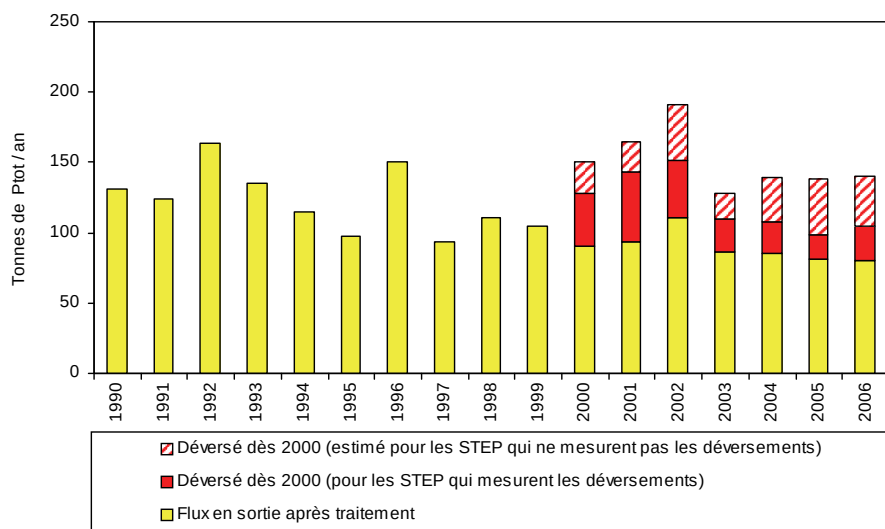


Figure 3 : Evolution des charges en phosphore total rejetées dans le bassin du Léman entre 1990 et 2006.

Figure 3 : Change in the total phosphorus loads discharged into the Lake Geneva basin between 1990 and 2005.

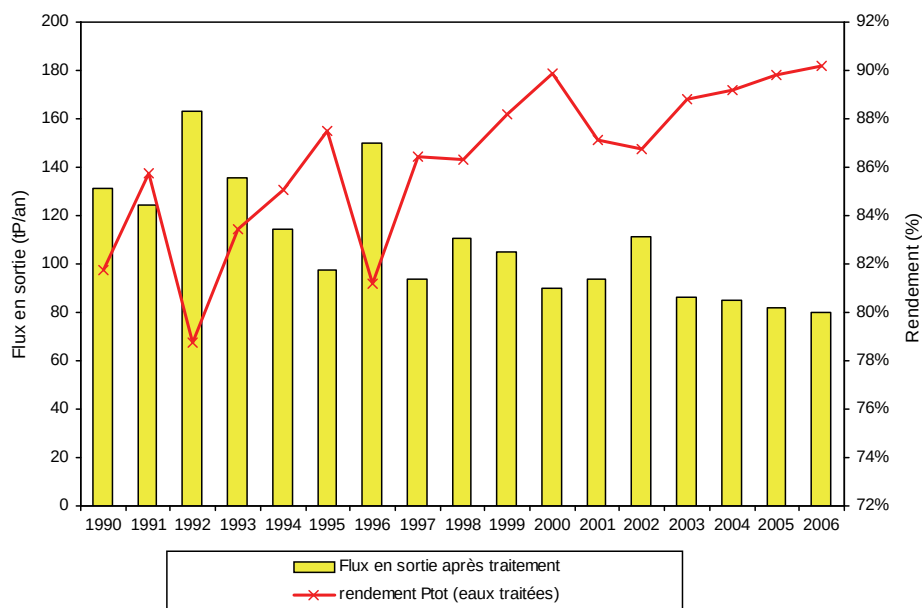


Figure 4 : Evolution du flux de sortie en phosphore après traitement et du rendement d'épuration entre 1990 et 2006

Figure 4 : Changes in the phosphorus input after treatment, and the water treatment yield between 1990 and 2006.

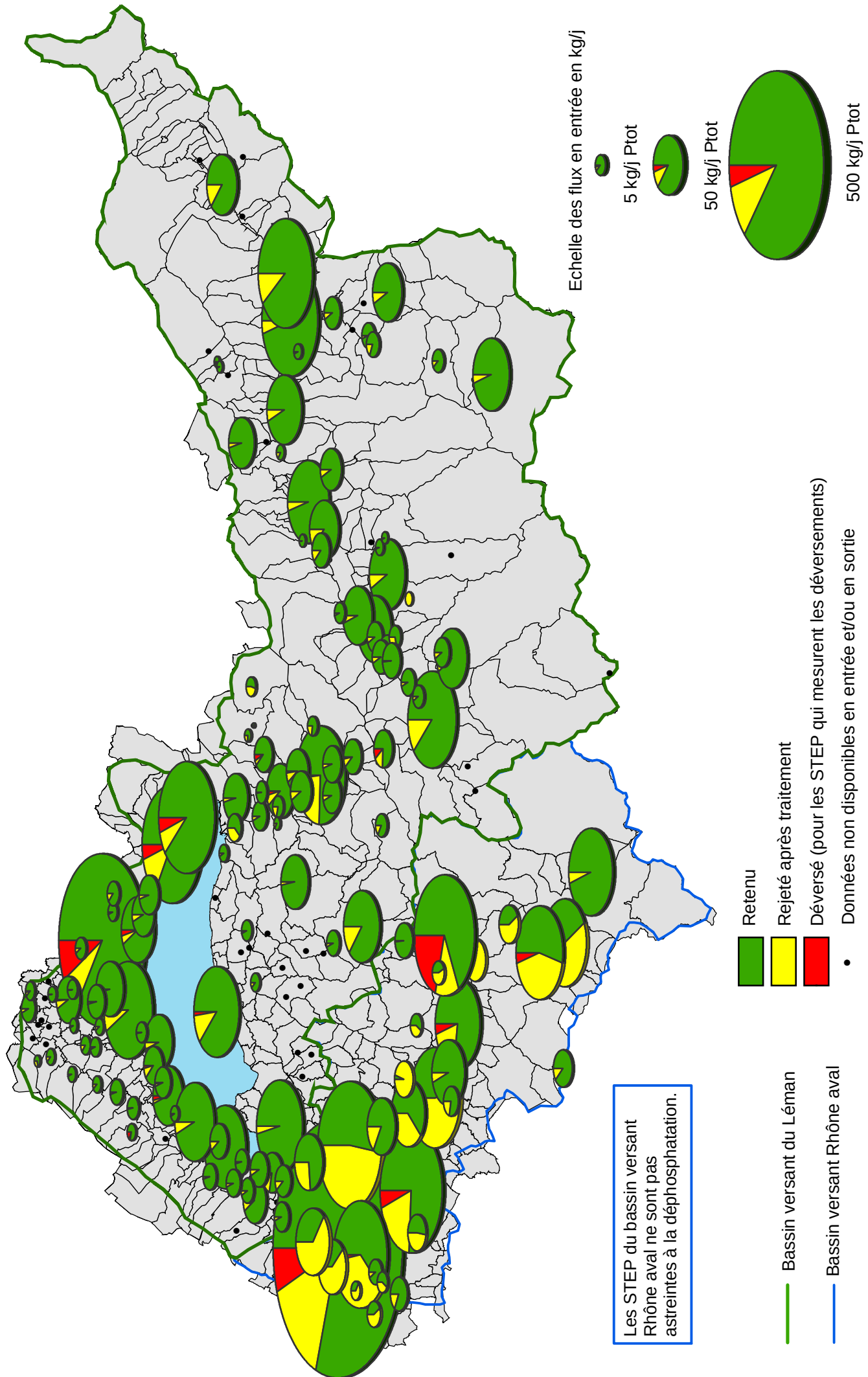


Figure 5 : Flux de phosphore total (Ptot) retenu, déversé mesuré et rejeté après traitement pour les STEP de plus de 1'000 EH.
Figure 5 : Load of total phosphorus retained, discharged measured and output after processing for the WWTPs serving an area equivalent to more than 1'000 inhabitants.

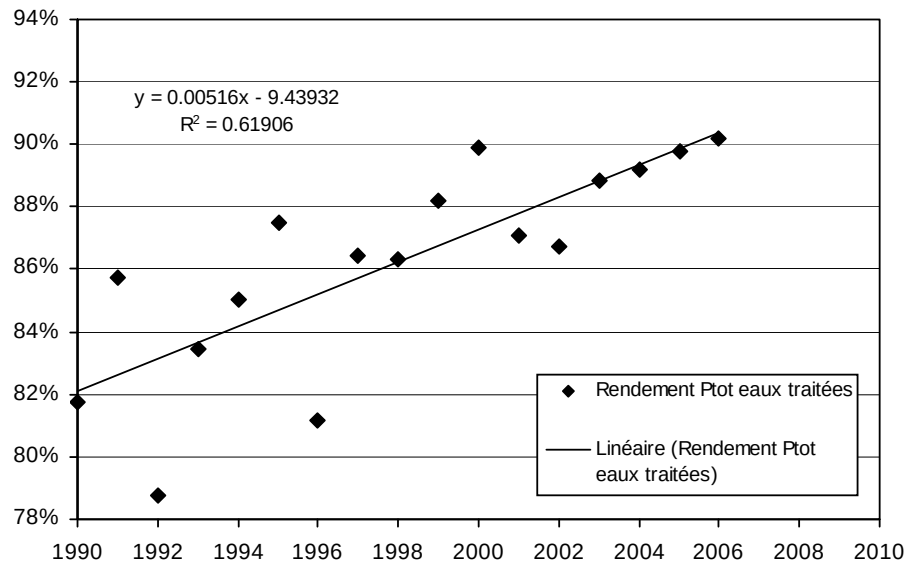


Figure 6 : Evolution du rendement d'épuration sur le phosphore total en fonction du temps.
 Figure 6 : Change in the water treatment yield with regard to total phosphorus as a function of time.

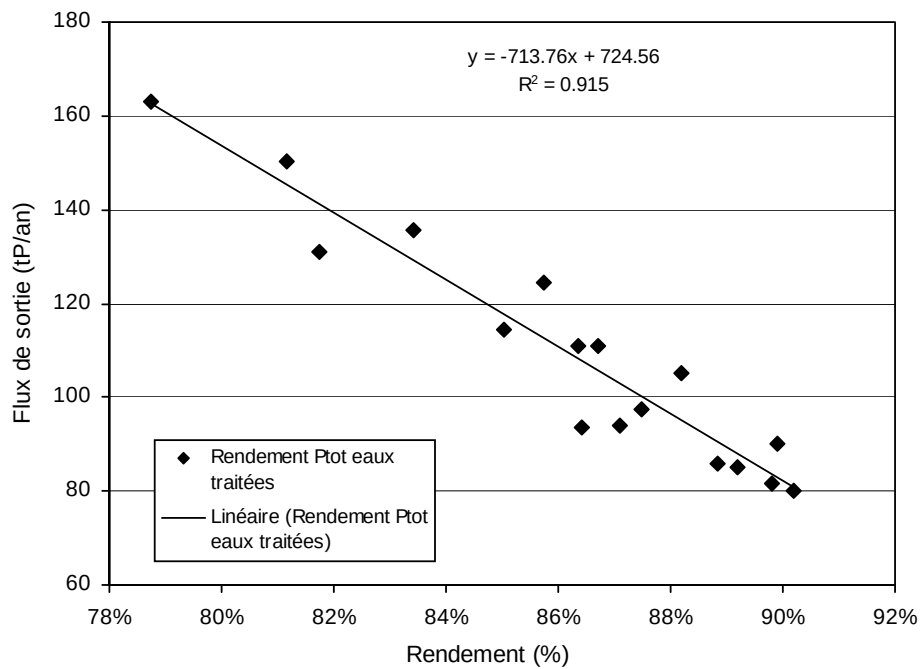


Figure 7 : Flux en phosphore mesuré en sortie de STEP en fonction du rendement d'épuration.
 Figure 7 : Phosphorus discharge measured in the outflow from the WWTP as a function of the treatment yield.

3.4 Azote

La concentration en azote (Kjeldahl ou ammoniacal) dans les rejets d'eaux usées des STEP, a un impact sur la qualité des écosystèmes des rivières. Des objectifs de rejet ont été fixés pour certaines STEP du bassin CIPEL, et plus particulièrement pour celles qui rejettent leurs eaux traitées dans les cours d'eau.

La figure 9 représente l'atteinte des objectifs fixés pour l'azote et montre que très peu de STEP doivent répondre à un objectif de rejet pour ce qui concerne l'azote. Pour celles qui ont un objectif, 65 % d'entre elles sont conformes à la réglementation.

Tableau 4 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour la DBO₅ pour les STEP des différentes entités en 2006.
Table 4 : Assessment of the loads, concentrations and yields of DBO₅ for the WWTPs of the various entities in 2006.

Bassin versant (BV)	Canton / Département	Nombre de STEP contrôlées	STEP contrôlées en % de la capacité totale	Population raccordée contrôlée en % de la population totale	Flux en tonnes par an				Concentrations DBO ₅ (mgO ₂ /L)		Rendements		
					déversé en entrée	en entrée de STEP	déversé en cours de traitement	en sortie après traitement	en entrée de STEP	en sortie après traitement	après traitement	après trait. yc dév. en cours de traitement	après trait. yc dév. + en cours de traitement
Léman	Ain	2	97.6 %	97.6 %	4	222		14	74.1	4.7	93.7 %	93.7 %	91.9 %
	Genève	2	100.0 %	100.0 %		211	1	31	124.5	18.3	85.3 %	85.2 %	85.2 %
	Hte-Savoie	7	94.7 %	97.1 %	19	2'303		215	191.0	17.9	90.6 %	90.6 %	89.8 %
	Valais	50	93.0 %	91.9 %	104	20'912		506	314.8	7.8	97.6 %	97.6 %	97.1 %
	Vaud	73	100.0 %	100.0 %	173	11'148	410	908	117.6	10.6	91.8 %	88.2 %	86.6 %
Total BV Léman		134	95.8 %	96.3 %	300	34'794	411	1'674	189.3	10.1	95.2 %	94.0 %	93.1 %
Rhône aval	Ain	4	90.9 %	92.0 %	30	571		50	117.9	11.3	91.2 %	91.2 %	86.0 %
	Genève	11	99.8 %	99.8 %	377	19'370	925	697	247.2	9.5	96.4 %	91.6 %	89.7 %
	Hte-Savoie	20	96.1 %	73.0 %	111	5733	99	375	202.0	13.3	93.5 %	91.7 %	89.8 %
Total BV Rhône aval		35	98.2 %	85.6 %	519	25'674	1'024	1'121	227.4	10.6	95.6 %	91.6 %	89.6 %
Total bassin CIPEL		169	96.7 %	92.0 %	819	60'469	1'435	2'795	203.9	10.3	95.4 %	93.0 %	91.6 %

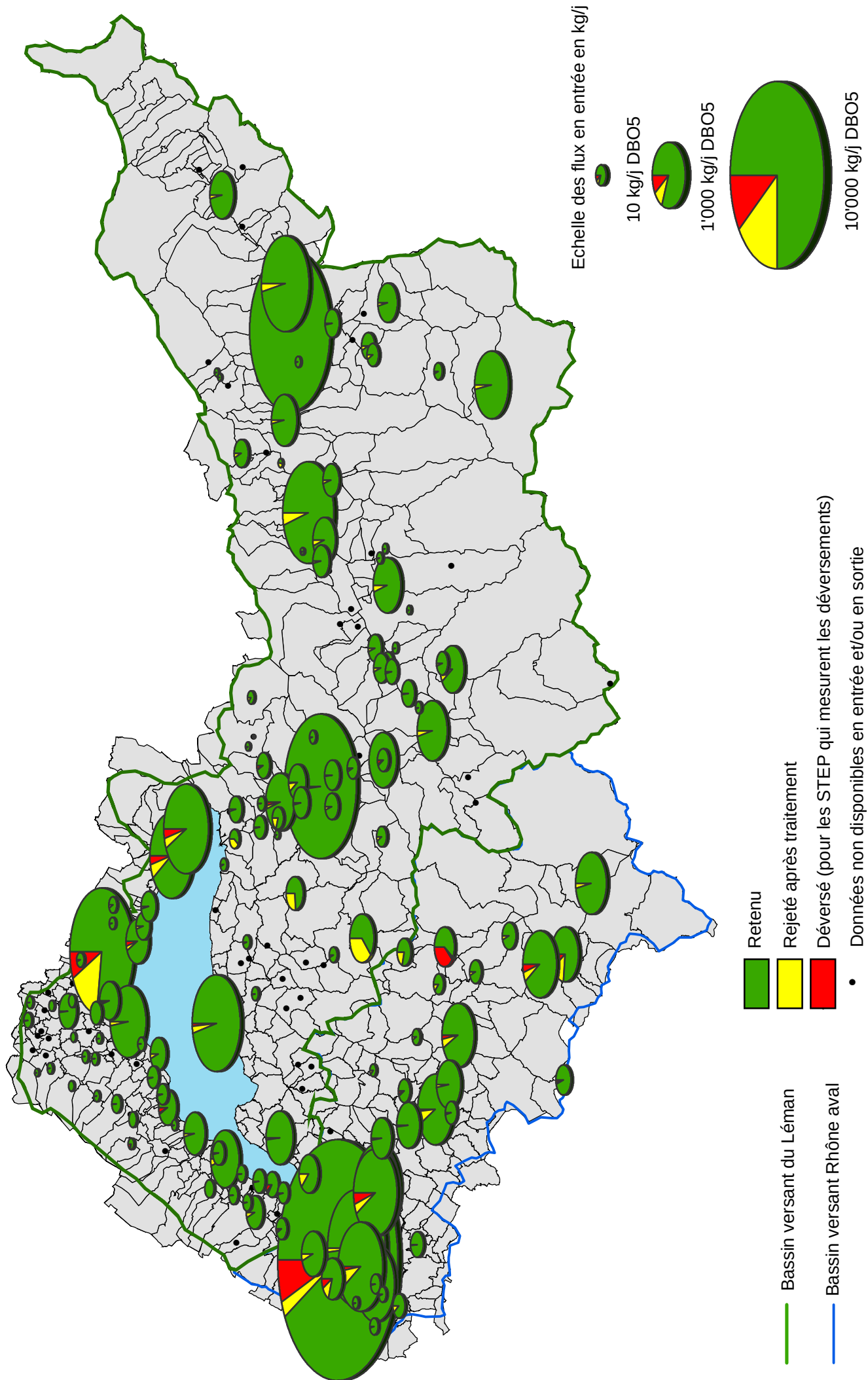


Figure 8 : Flux de DBO5 retenu, déversé mesuré et rejeté après traitement pour les STEP de plus de 1'000 EH.
 Figure 8 : Load of BOD5 retained, discharged measured and output after processing from de WWTPs serving an area equivalent to more than 1'000 inhabitants.

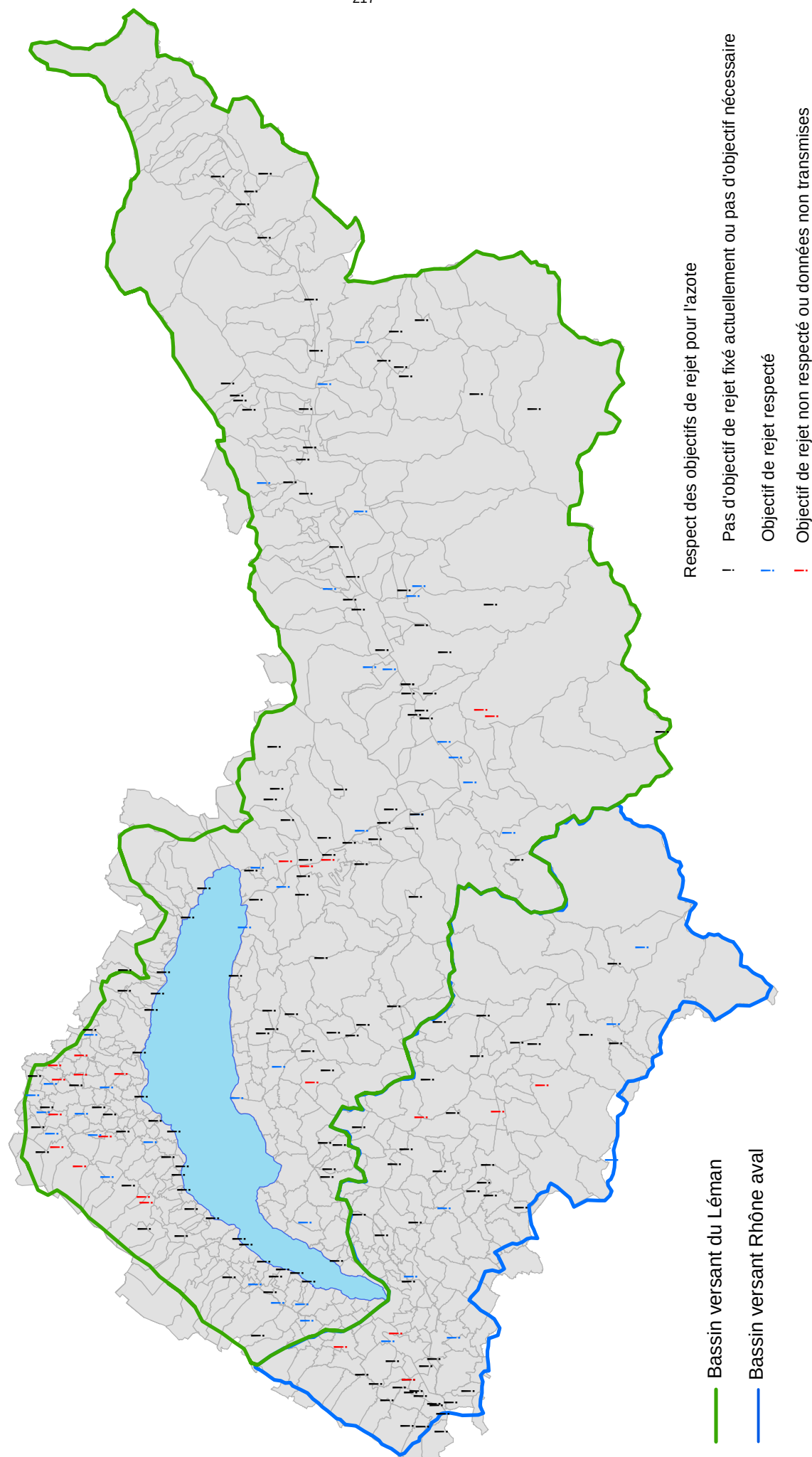


Figure 9 : Respect des objectifs de rejet pour l'azote.
Figure 9 : Compliance with the nitrogen discharge targets.

4. ÉVOLUTION DES APPORTS EN PHOSPHORE AU LÉMAN

Les apports en phosphore au Léman (total et dissous) sont calculés depuis 1965 par des analyses sur des prélèvements d'eau pour 4 affluents principaux (Rhône amont, Dranse, Aubonne et Venoge) et depuis 1989 pour 7 autres rivières complémentaires (QUETIN, 2007). Dans les rivières du bassin du Léman, le phosphore particulaire représente 95 % du phosphore total et le phosphore dissous à peine 5 %. Dans ce phosphore particulaire, 80 % est sous forme apatitique, ceci est principalement dû aux apports du Rhône (BURRUS, 1984; RAPIN et al., 1989). Cette forme de phosphore n'est pas susceptible d'être solubilisée et elle ne participe donc pas aux phénomènes de remobilisation.

Pour les apports diffus en phosphore, l'estimation faite par la CIPEL en 1997 (CIPEL - Tableau de bord, 2006) est basée sur le phosphore biodisponible (phosphore dissous et phosphore particulaire non-apatitique). Ces apports moyens s'élèvent à environ 169 tonnes par an, avec 35 tP/an apportées par l'érosion des surfaces agricoles, 4 tP/an par la pluie sur le lac et 130 tP/an liées à des apports naturels. Les apports directs provenant des rejets des stations d'épuration (domestiques et industrielles) représentent environ 250 tP/an (moyenne 2003-2005, CIPEL - Tableau de bord, 2006).

Dans les rejets de STEP, la part du phosphore biodisponible est prépondérante et représente plus de 80 % du phosphore total (RAPIN, 1987). Par conséquent, pour ce qui concerne les rejets des STEP et des déversoirs, nous considérerons le phosphore total.

La figure 10 montre que la concentration en phosphore dissous ($P-PO_4$) mesurée dans le lac suit la baisse des apports en $P-PO_4$ par les rivières, elle même en lien avec la baisse des flux de pollution en phosphore issus des rejets de STEP. En revanche, les apports en $P-PO_4$ par les affluents ont légèrement augmenté en 2006. Cette augmentation entre 2005 et 2006 pourrait être liée à la hausse des déversements des STEP en 2006 dans les milieux aquatiques.

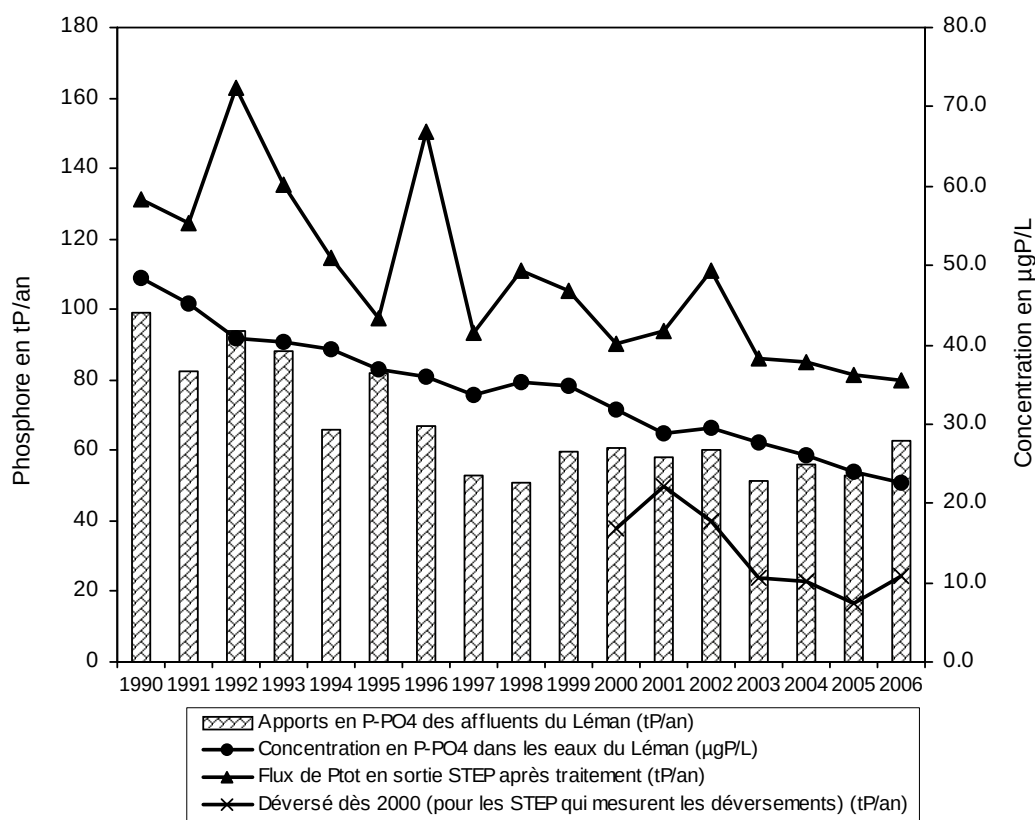


Figure 10 : Evolution des apports en phosphore dissous par les affluents (tP/an) et de la concentration mesurée dans le Léman entre 1990 et 2006 (µgP/L); évolution des rejets des STEP (eaux traitées - tP/an) et des déversements des eaux non-traitées ou partiellement traitées (tP/an).

Figure 10 : Changes in dissolved phosphorus input from the inflows (tP/year) and the concentration measured in Lake Geneva between 1990 and 2006 (µgP/L); change in the discharges from the WWTPs (treated water - tP/year) and the discharges of untreated or partially-treated water (tP/year).

5. ÉTAT DE LA SITUATION PAR RAPPORT AUX MICROPOLLUANTS - RÉSIDUS MÉDICAMENTEUX

Face à l'émergence du problème des résidus médicamenteux, la CIPEL et le canton de Genève ont réalisé en 2005 et 2006 trois campagnes d'analyses (échantillons-24 heures) uniquement sur des rejets de STEP : Aïre, Nant d'Avril et Villette dans le canton de Genève; Lausanne (Vidy) et Nyon dans le canton de Vaud. Ces STEP reçoivent des effluents hospitaliers ou de cliniques. Ces analyses ponctuelles ont eu principalement pour intérêt de faire un premier inventaire du type de substances médicamenteuses détectées dans des rejets d'eaux usées de STEP domestiques du bassin CIPEL. Les résultats obtenus ne nous permettent pour l'instant que de faire un état des lieux de la situation pour quelques rejets de STEP.

La figure 11 représente la somme des concentrations mesurées par famille de substances et par STEP pour différentes campagnes d'analyses.

La figure 12 représente les flux de pollution correspondants, calculés à partir des valeurs de concentrations et de débits mesurés en sortie. Il est délicat d'interpréter des flux de pollution calculés sur la base de 3 campagnes d'analyses ponctuelles. Ces chiffres ne sont donnés qu'à titre indicatif mais nous pouvons tout de même constater que les flux de pollution varient entre moins de 1 kg/j et près de 8 kg/j.

Les variations constatées peuvent être liées à différents phénomènes notamment comme la dilution, mais également les types d'activités hospitalières et/ou les performances d'épuration des STEP.

A la lecture de la figure 11, nous pouvons faire les constations suivantes et émettre quelques hypothèses :

1) Influence de l'activité d'hospitalisation et de la capacité nominale des STEP

Avec une activité d'hospitalisation relativement comparable pour les 2 principaux hôpitaux raccordés sur les STEP de Vidy (Lausanne) et d'Aïre (Genève) (Tableau 5), nous supposons que la charge produite est du même ordre de grandeur. Or, il est constaté que les concentrations mesurées en sortie de STEP sont inversement proportionnelles à leur capacité nominale. Le même constat est établi pour les STEP de Nyon et du Nant d'Avril. Nous pouvons supposer que dans les STEP de plus grande taille, les effluents hospitaliers vont être dilués par les effluents domestiques et industriels.

La STEP de Villette reçoit notamment les effluents de la clinique des Grangettes. Aucune statistique n'ayant pu être obtenue pour cet établissement, les résultats ne seront pas comparés dans le cadre de ce rapport.

Tableau 5 : Capacité nominale des STEP et principaux établissements hospitaliers raccordés.

Table 5 : Nominal capacity of the WWTPs and the main hospitals supplied.

STEP	Principaux établissements hospitaliers	Activité (nombre de patients / an)	Capacité nominale (EH)	Source de données
Vidy (Lausanne)	CHUV	37'318	412'500	http://files.chuv.ch/internet-docs/chuv/qui/huv_ran05.pdf
Aïre (Genève)	HUG	48'073	600'000	http://www.hug-ge.ch/hug_enbref/chiffres-cles.html
Nyon	GHOL	6'393	50'000	http://www.ghol.ch/index/noscompetences/gholenchiffres/evolutionactivite.html
Nant d'Avril	La Tour	7'615	37'500	http://www.latour.ch/latour/tou_presenta_accres.html

2) Influence de la spécificité des hôpitaux et cliniques raccordés aux STEP sur la composition des rejets de STEP

Le type de substances susceptibles d'être rejetées par les STEP va dépendre de la spécificité de chacun des établissements hospitaliers raccordé aux réseaux d'eaux usées. Une étude plus détaillée est donc nécessaire pour identifier l'ensemble des hôpitaux et cliniques raccordés aux réseaux d'eaux usées. Il est également important de connaître la part des traitements hospitaliers et des traitements ambulatoires.

Il conviendra aussi de bien quantifier les médicaments administrés aux patients (DDD : Defined Daily Dose ou la dose journalière usuelle pour un adulte de 70 kg), leur composition (quantité de principe actif), le pourcentage d'excrétion dans les urines et les selles (ou biodégradabilité dans le corps humain), les composés issus de la dégradation, etc.

3) Influences des périodes d'analyses et du type de traitement de la STEP sur la composition et la concentration des rejets de STEP

Les résultats des 3 campagnes d'analyses montrent quelques tendances, par exemple la présence de 3 familles de substances uniquement lors de la campagne d'hiver du 17.02.2006. Il s'agit des anti-histaminiques, des médicaments psychiatriques et des bêta-bloquants. Il est constaté que pour d'autres familles de substances, les concentrations mesurées dans les rejets de STEP sont plus élevées lors de la campagne d'hiver du 17.02.2006 que lors des prélèvements des mois de juin et septembre de l'année 2005.

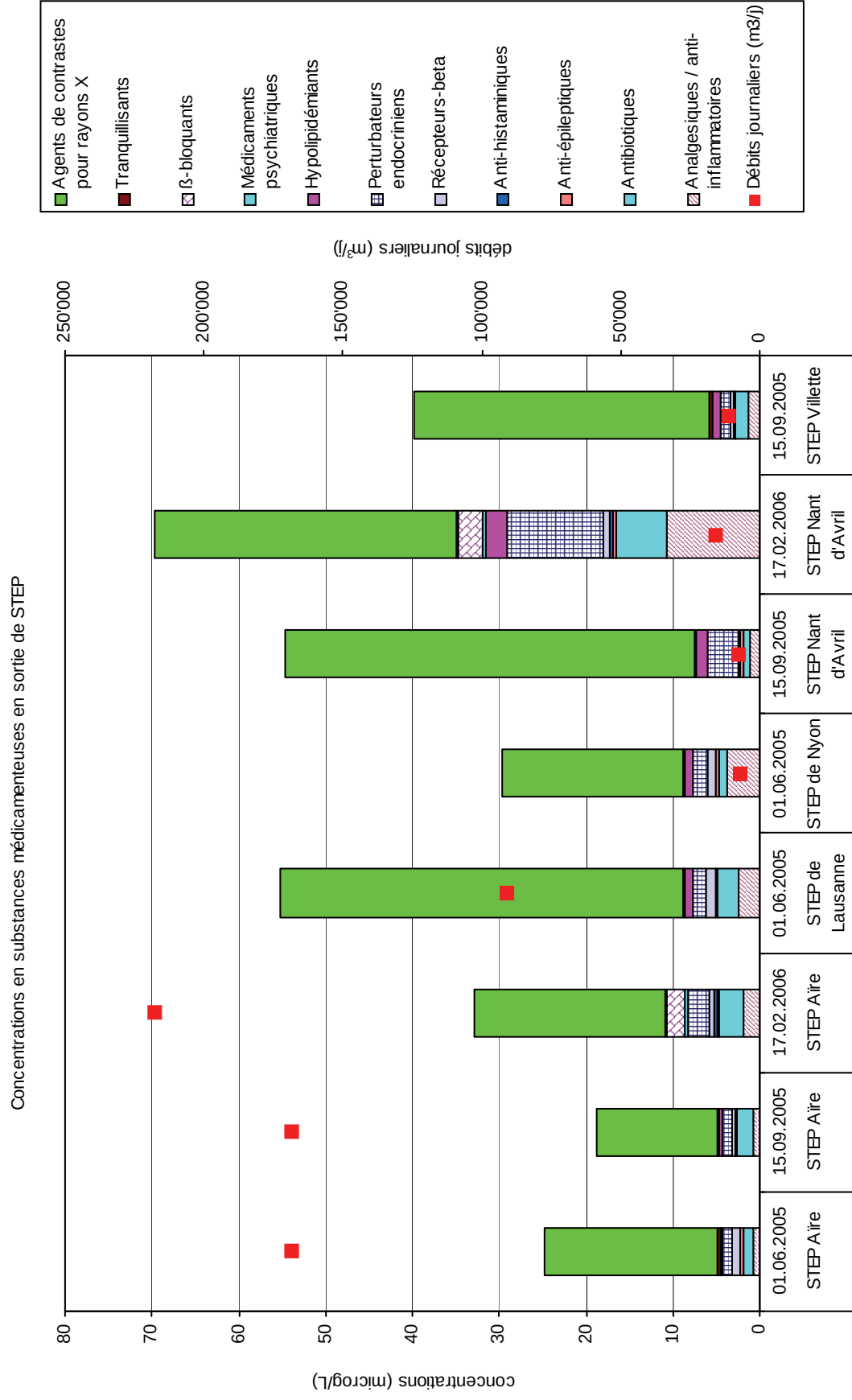


Figure 11 : Concentrations en substances médicamenteuses dans des rejets de STEP (µg/L).

Figure 11 : Concentrations of pharmaceuticals in the WWTP discharges (µg/L).

Flux en substances médicamenteuses dans les rejets de STEP

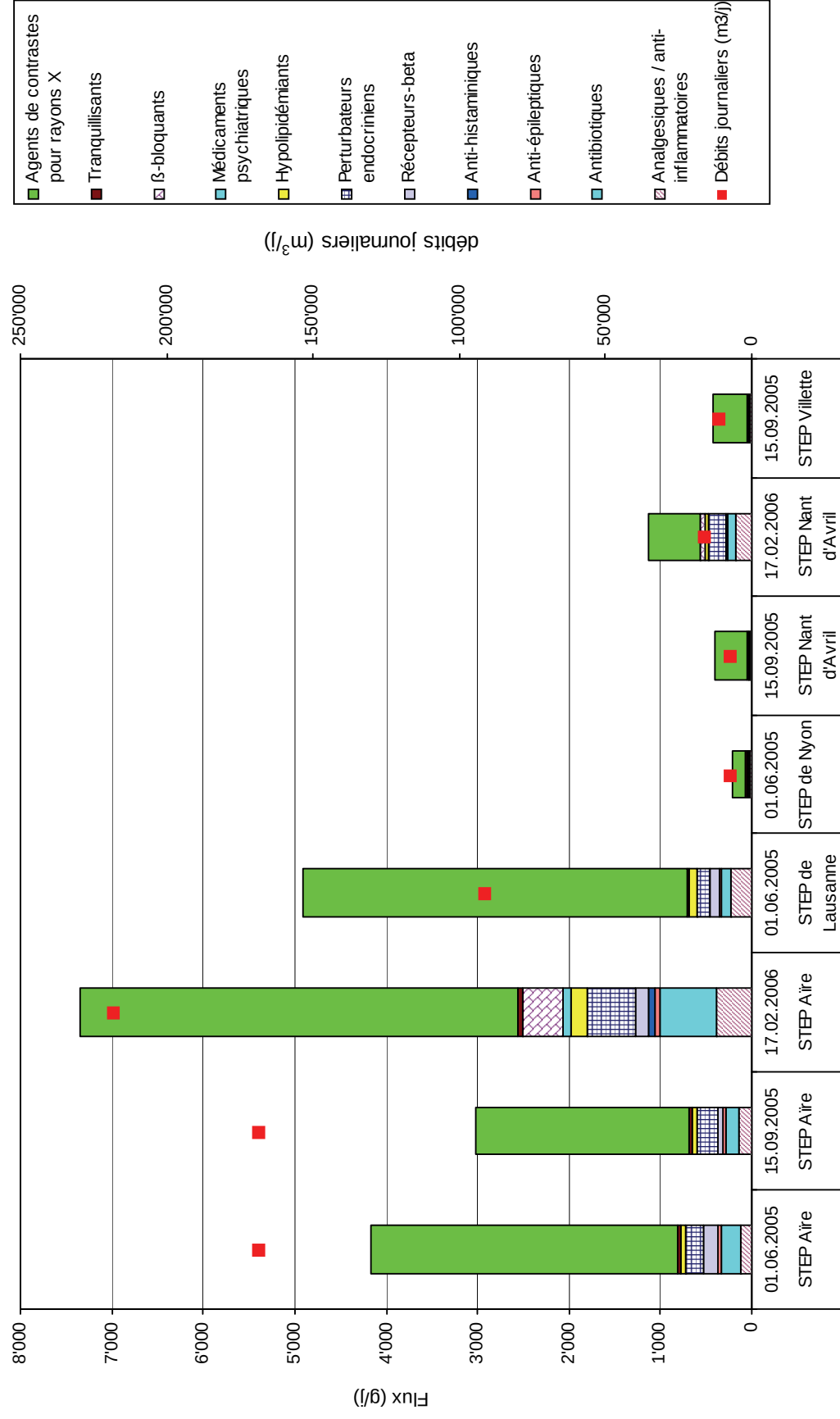


Figure 12 : Flux de résidus médicamenteux dans des rejets de STEP par famille de médicaments (g/l).

Figure 12 : Input drug residues in WWTP outflows by drug family (g/d).

Pour ce qui concerne les analgésiques/anti-inflammatoires et les antibiotiques, les concentrations sont plus élevées en hiver qu'en été pour la STEP d'Aire et la différence est encore plus notable pour celle du Nant d'Avril. Pour ces mêmes familles, les valeurs mesurées lors de la campagne du 01.06.2005 dans les rejets de la STEP de Lausanne et celle de Nyon sont plus élevées que dans les rejets des autres STEP analysés à la même date.

A noter qu'il y a une grande stabilité de concentrations selon les périodes d'analyses pour des types de médicaments comme les tranquillisants et les anti-épileptiques, signe d'une consommation continue et régulière tout au long de l'année. Pour ces substances, les concentrations mesurées dans les différents rejets de STEP varient peu, quel que soit le type de dispositif de traitement de la STEP. Ceci peut signifier que, les dispositifs de traitement ont soit la même efficacité d'élimination pour ces substances, soit ils n'en ont aucune. Dans ce cas, il conviendrait de faire des analyses en entrée et en sortie des STEP, pour mesurer l'efficacité du traitement sur l'abattement des substances médicamenteuses.

Concernant les perturbateurs endocriniens, les concentrations mesurées dans les rejets de la STEP du Nant d'Avril sont nettement plus élevées que dans les autres rejets de STEP. Or ces teneurs sont principalement liées à la pilule contraceptive utilisées vraisemblablement sans grandes variations selon les régions. Le dispositif de traitement de cette STEP est peut être moins efficace sur la dégradation de ces substances.

Enfin, les substances que l'on retrouve en plus grandes quantités sont les agents de contraste pour rayons X. Il semble que seul un dispositif de traitement de type charbon actif peut rabattre ces substances or aucune STEP n'est équipée de ce type de traitement (cf. point 4 ci-après).

4) Influence des caractéristiques physico-chimiques et écotoxicologiques des substances

Celles-ci devront être étudiées plus en détail pour mieux comprendre et expliquer les résultats analytiques des rejets de STEP et leur impact pour les milieux aquatiques. Plus de 10'000 substances médicamenteuses sont recensées en Suisse, dont environ 1'000 sont les plus utilisées.

En l'état actuel des connaissances, il est très difficile d'aller plus loin dans l'interprétation de résultats analytiques basés uniquement sur quelques prélèvements ponctuels sur 24h. Des campagnes d'analyses complémentaires sur d'autres STEP, à différentes périodes de l'année, ainsi qu'en entrée et en sortie de STEP devraient être réalisées.

Des travaux coordonnés par la CIPEL et menés par Nathalie CHÈVRE (écotoxicologue à l'Université de Lausanne) et Nathalie VERNAZ (pharmacienne à la pharmacie de l'Hôpital universitaire de Genève) sont déjà en cours à ce sujet pour le bassin lémanique et devraient déboucher sur une base de données intitulée MedicBase. Celle-ci devrait permettre de compléter de nombreuses lacunes actuelles à ce sujet (connaissance des quantités de médicaments administrés, des principes actifs de ces médicaments, des caractéristiques physico-chimiques et écotoxicologiques des substances, etc).

En France plusieurs programmes sont en cours pour étudier le risque d'exposition et les effets sur les milieux récepteurs pour les médicaments à usage humain. D'autres programmes étudient les paramètres qui influencent l'efficacité des différents procédés de traitement des eaux usées pour l'élimination des composés d'origine pharmaceutique.

Un programme de recherche intitulé MicroPoll a été lancé par la Confédération suisse. Il vise à évaluer les différents procédés d'élimination des STEP et doit fournir des bases à l'OFEV (Office fédéral de l'environnement) pour proposer des améliorations pour l'efficacité du fonctionnement des STEP et protéger ainsi les milieux aquatiques.

Dans le cadre de ce programme de recherche, 10 projets sont en cours ou réalisés, dont une étude bibliographique faisant la synthèse des connaissances quant à l'élimination des micropolluants dans les STEP (HUNZIKER, 2006).

Les conclusions suivantes ont pu être tirées de cette étude :

- à partir d'un âge de boues d'environ 10 jours, une grande quantité de micropolluants sont déjà éliminés,
- bien des micropolluants à action hormonale sont très efficacement éliminés dans des installations conventionnelles (décantation primaire suivie d'une étape biologique principale) avec un âge de boues supérieur à 10 jours,
- le charbon actif et l'ozonation semblent être les procédés d'élimination des micropolluants les mieux adaptés aux stations d'épuration actuelles d'une certaine taille :
 - pour des raisons de coûts et de technique des procédés, il faudrait favoriser l'ozonation comme procédé d'élimination poussé complémentaire après une biologie conventionnelle d'autant plus qu'il présente un large spectre d'action,
 - pour l'élimination des agents de contraste pour rayons X, c'est le charbon actif qui est le plus efficace.

6. CONCLUSIONS

Le positif

- En 2006, 221 stations d'épuration étaient en service dans le bassin versant de la CIPEL (Léman + Rhône aval), totalisant une capacité de traitement de 4'143'136 équivalents-habitants.
- Le taux de contrôle des STEP est globalement satisfaisant avec **172 STEP contrôlées**, représentant plus de 96 % de la capacité totale de traitement en EH du bassin versant. La CIPEL souligne l'effort des gestionnaires des STEP et des entités responsables de la transmission des résultats : format des données et nombre de STEP contrôlées transmettant les résultats (155 en 2004, 165 en 2005 et 172 en 2006)
- Pour la **matière organique** exprimée par la DBO₅ et pour le bassin versant CIPEL, le rendement moyen d'élimination est en légère augmentation par rapport à 2005 avec 95.4 % sur les eaux traitées et 92.0 % en tenant compte des déversements en entrée et en cours de traitement. La concentration moyenne de sortie est de 10.3 mgO₂/L. Le flux de pollution de la matière organique, représenté par la DBO₅, est de 2'795 tonnes d'O₂ par an après traitement et de 2'254 tonnes d'O₂ par an déversées au milieu naturel après un éventuel traitement partiel.
- Pour le **phosphore total** et pour le bassin versant du Léman, les apports sont de 80 tonnes après traitement et de 25 tonnes directement déversées sans traitement. Le rendement moyen d'élimination est aussi en légère augmentation avec 90.2 % sur les eaux traitées et 87.0 % en tenant compte des déversements en entrée et en cours de traitement. La concentration moyenne de sortie est de 0.5 mgPtot/L.

Pour le bassin versant CIPEL, le rendement moyen d'élimination est de 83.9 % sur les eaux traitées et de 79.2 % en tenant compte des déversements en entrée et en cours de traitement. La concentration moyenne de sortie est de 0.9 mgPtot/L. En terme de flux, 238 tonnes sont rejetées après traitement et 69 tonnes déversées dans le milieu naturel après un éventuel traitement partiel.

- Le nombre de STEP mesurant les débits déversés a augmenté.

Le négatif

- Les débits spécifiques et les déversements sont encore trop élevés, signe d'une mauvaise qualité des réseaux d'égouts ou d'une capacité de traitement insuffisante des STEP.
- Le nombre d'analyses sur le phosphore dissous a diminué par rapport à 2005, or ce paramètre est directement responsable de l'eutrophisation du lac et doit être mesuré pour mieux connaître l'impact des rejets de STEP sur les milieux aquatiques.
- Les STEP qui respectent l'objectif de rejet qui leur a été fixé pour l'azote représentent 65 %.

Ces constats doivent encourager les services compétents des entités de la CIPEL, ainsi que tous les gestionnaires de STEP, à poursuivre leurs efforts pour les années à venir. En effet les résultats 2006 montrent encore cette année une amélioration globale de l'assainissement dans le bassin de la CIPEL. Celle-ci contribue à la baisse des teneurs en phosphore dans le Léman (27.7 µg/L en 2006 contre 29.4 en 2005).

La pollution domestique dite classique (pollution organique) semble maîtrisée dans le bassin CIPEL, et doit au moins être maintenue à ce niveau. De nouveaux défis devront être relevés à l'avenir avec la lutte contre les micropolluants. Des études sont déjà en cours dans les 2 pays (Suisse et France) pour mieux évaluer l'efficacité des dispositifs de traitement par rapport l'élimination des micropolluants.

BIBLIOGRAPHIE

- BURRUS, D. (1984) : Contribution à l'étude du transport du phosphore dans le Rhône alpin. Thèse no 2135, Université de Genève, 100p.
- HUNZIKER (2006) : MicroPoll - Evaluation des procédés d'élimination. Rapp. pour l'Off. féd. de l'environ., Berne.
- KLEIN, A. (2006) : Contrôle des stations d'épuration. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2005, 175-187.
- QUETIN, P. (2007) : Bilan des apports par les affluents au Léman et au Rhône à l'aval de Genève. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 137-161.
- QUETIN, P. (2007) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 21-32.
- RAPIN, F. (1988) : Apports au Léman des formes disponibles du phosphore. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987, 215-223.
- RAPIN, F., BLANC, P, et CORVI, C. (1989) : Influence des apports sur le stock de phosphore dans le lac Léman et sur son eutrophisation. Rev. Sci. Eau, 2(4), 721-737.
- VSA (2006) : Définition et standardisation d'indicateurs pour l'assainissement.

ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES

COMPARATIVE INTERLABORATORY ANALYSES

Campagne 2006

PAR

Andrés STRAWCZYNSKI

SERVICE DES EAUX, SOLS ET ASSAINISSEMENT DU CANTON DE VAUD
Ch. des Boveresses 155, CH - 1066 ÉPALINGES

RÉSUMÉ

Au cours de l'année 2006, les laboratoires membres du groupe de travail "Méthodologie" de la CIPEL ont pu participer à 4 essais interlaboratoires concernant des analyses d'éléments nutritifs majeurs (cycles de l'azote et du phosphore, matière organique, ions majeurs), de produits phytosanitaires (pesticides) et d'hydrocarbures polycycliques aromatiques sur des matrices allant d'échantillons synthétiques à des eaux naturelles, en passant par des eaux minérales et des extraits de boues.

Le traitement statistique montre que l'ensemble des essais peut être considéré comme bon à très bon. Le nombre de résultats aberrants (test de Dixon) est faible, et la dispersion correspond à une dispersion "typique" de ces essais (préparation des échantillons, techniques analytiques utilisées, etc...). La récupération des ajouts sur les échantillons "dopés" est bonne, que ce soit pour les éléments majeurs, les produits phytosanitaires ou les hydrocarbures aromatiques polycycliques.

ABSTRACT

During 2006, the laboratories that belong to the "Methodology" working group of CIPEL were able to take part in 4 interlaboratory trials concerning the analyses of the main nutrient constituents (nitrogen and phosphorus cycles, organic matter, major electrolytes), pesticides and aromatic polycyclic hydrocarbons on matrices ranging from synthetic samples to natural water, and including mineral waters and mud extracts.

Statistical analysis shows that all the tests can be classified as "good" or "very good". The number of aberrant results (Dixon test) was low, and the dispersal corresponds to a "typical" pattern for these tests (preparation of the samples, the analytical methods used, etc...). The recovery of substances added to "spiked" samples was good, both for the major elements, pesticides, and for aromatic polycyclic hydrocarbons.

1. INTRODUCTION

Les données présentées correspondent aux essais interlaboratoires dont les résultats ont été discutés en 2006. Une appréciation sommaire figure dans les procès-verbaux du groupe de travail "Méthodologie" de la CIPEL de cette année. Est inclus également l'essai "STEP" qui n'avait pas été traité à temps pour le rapport 2005.

Les analyses interlaboratoires organisées dans le cadre du groupe "Méthodologie" ou auxquelles les membres du groupe ont pu participer au cours de l'année 2006 sont données dans le Tableau 1.

Ont participé à ces essais :

- des laboratoires de protection des eaux suisses et français (tous les cantons romands, INRA-Thonon, Bâle-Ville, Berne, Urkantone, Argovie, Thurgovie, Zurich)
- des laboratoires cantonaux (Genève, Neuchâtel)
- des laboratoires communaux de distributeurs d'eau et services industriels (Genève, Lausanne, Neuchâtel, La Chaux-de-Fonds, Bâle, Berne)
- des laboratoires fédéraux suisses (universitaires et de recherche : EPFL, EAWAG)
- des laboratoires privés suisses et français.

Tableau 1: Liste des analyses interlaboratoires organisées en 2005-2006.

Table 1 : List of the interlaboratory surveys organized in 2005-2006.

Date	Matrice	Paramètres	Participants	Remarques
03.2005	eau synthétique type STEP	éléments majeurs	9 (45)	Organisé et traité par B. DUPERRON, LSEH-Lyon [1]
05.2006	lac + rivière	éléments majeurs	17	Préparé par J. LAZZAROTTO, INRA Thonon [2]
05.2006	eau minérale dopée	pesticides	9	Préparé par J. ONDRUS, SPE Neuchâtel [3]
09.2006	lac + rivière	éléments majeurs	19	Préparé par A. STRAWCZYNSKI, SESA Vaud
09.2006	sédiment	hydrocarbures polycycliques aromatiques (HAP)	9	Préparé par J. ONDRUS, SPE Neuchâtel [3]

Le test de DIXON (TAYLOR, 1987), que la norme ISO 5725 (ISO, 1986) préconise a été utilisé pour éliminer les résultats aberrants. Le test de COCHRAN, basé sur les variances intralaboratoires, ne peut être utilisé que si tous les laboratoires reportent les résultats de plusieurs réplicats, et par conséquent il n'a pas été employé.

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). La colonne "Dixon" représente le nombre de laboratoires considérés comme aberrants par ce test (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

Les deux essais ont été menés selon la nouvelle procédure, c'est-à-dire en effectuant des ajouts à une matrice naturelle. Ont été utilisées comme matrices respectivement pour mai et septembre le Foron (rivière de Haute-Savoie) et la Venoge (rivière vaudoise).

Les tableaux 2a, 2b et 2c présentent les résultats des échantillons bruts et "dopés", ainsi que de la récupération de l'ajout le cas échéant, de l'année 2006.

Les résultats sont dans l'ensemble bons à très bons, et sont conformes à ceux observés les années précédentes. Quelques observations peuvent cependant être faites :

- la dispersion est souvent plus élevée sur les résultats d'ajouts, mais cela s'explique par le fait qu'il s'agit d'un calcul (échantillon dopé - échantillon brut) et que les erreurs s'additionnent,
- hormis une valeur d'ammonium, de sodium et de potassium, les taux de récupération sont relativement bons, compte tenu des conditions de préparation.

Ces résultats confirment ceux obtenus en 2005 lors du premier test de cette méthode par ajouts. En 2007, il s'agira dans la mesure du possible d'améliorer la préparation de ces essais en examinant les points suivants :

- mesure et homogénéisation de gros volumes (60 à 120 litres),
- choix des ajouts, problèmes de stabilité et d'ajouts croisés.

3. PHYTOSANITAIRES

La fréquence d'un essai par année a été maintenue, mais cette année seul un échantillon correspondant à un mix "A" a été analysé.

Le tableau 3 présente les résultats détaillés. Les ajouts sont bien retrouvés et la dispersion reste conforme à ce que l'on peut attendre. Les substances polaires semblent poser un peu plus de problèmes à l'analyse, mais l'ensemble reste très bon.

La question des paramètres à analyser reste actuelle car il est difficile de trouver suffisamment de laboratoires effectuant ce type d'analyses dans la région (Suisse-France). Le choix résulte donc d'un minimum commun.

4. HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES (HAP)

Cet essai a été effectué sur un extrait (hexane:acétone 80:20 v/v) d'une boue. Il fait suite à un essai en 2005 qui avait été jugé insatisfaisant. Outre l'extrait brut, un extrait avec un dopage de 40 ng/L par substance a également été fourni.

Les résultats figurent au tableau 4, et cette fois-ci les résultats sont très bons. Si d'un point de vue de l'analyse instrumentale on peut être satisfait, il faudra par la suite inclure les étapes de prétraitement de l'échantillon.

5. ÉCHANTILLON SYNTHÉTIQUE TYPE "STEP"

Cet essai a été effectué en 2005, mais les résultats ont été discutés en 2006. Onze laboratoires "CIPEL" sur un total de 46 ont participé. Les résultats sont bons à très bons, et semblent, d'après le responsable de cet essai, s'améliorer d'année en année. Le tableau 5 présente les résultats globaux ainsi que ceux du sous-ensemble des laboratoires "CIPEL". Il faut cependant tenir compte que d'un point de vue statistique on passe ainsi d'environ 44 à 9, voire 4 valeurs. Pour la DCO_A, les résultats "CIPEL" sont péjorés par une valeur à 284 mgO₂/L, classée "aberrante" lors de l'essai. Sans celle-ci, la valeur "CIPEL" est de 223 mgO₂/L.

6. CONCLUSIONS GÉNÉRALES

Les résultats des essais 2006 peuvent être qualifiés de bons à très bons pour l'ensemble des paramètres et matrices. La qualité de ceux-ci en termes de variabilité (écart-type) et taux de récupération sont bons et correspondent à ceux rencontrés habituellement dans ces essais dans le cadre de la CIPEL.

Il faut noter que le dosage d'hydrocarbures polycycliques sur des extraits de boues a été cette fois-ci concluant. Ceci a permis de "rectifier" l'image laissée par l'essai de 2005 qui n'avait pas donné satisfaction.

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

FEINBERG, M. (1996) : La validation des méthodes d'analyse. Masson ed. (Paris), ISBN 2-225-85300-2, 108 p.

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] CARSO - Laboratoire Santé-Environnement-Hygiène de Lyon. 321, Av. Jean Jaurès, FR - 69632 LYON Cedex 7.
- [2] INRA-UMR/CARTEL. Avenue de Corzent 75, BP 511, FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex.
- [3] Service cantonal de la protection de l'environnement. Case postale 145, CH - 2034 PESEUX.

Tableau 2a : Éléments majeurs dans les échantillons d'eaux de lac et rivière.

Table 2a : Main elements found in the lake and river water samples.

Date	Paramètre - valeur dopage	U	N	D	$\bar{\mu}$	σ	R
09.2006	Conductivité - RIV	µS/cm 25°C	17	0	510	5	
05.2006	Conductivité - RIV	µS/cm 25°C	13	1	532	17	
05.2006	Mat. en suspension - RIV	mg/L	8	0	2	1	
09.2006	Mat. en suspension - RIV	mg/L	13	0	10	2	
05.2006	Oxydabilité - RIV	mg/L	7	0	5.35	0.56	
09.2006	Oxydabilité - RIV	mg/L	7	0	6.51	1.64	
05.2006	Carbone organique dissous - RIV	mg/L	15	0	1.88	0.28	
09.2006	Carbone organique dissous - RIV	mg/L	13	0	1.89	0.27	
05.2006	Carbone organique dissous - DOP	mg C/L	16	0	2.75	0.57	
09.2006	Carbone organique dissous - DOP	mg C/L	12	0	3.48	0.56	
05.2006	Ajout COD - 1.16 mg C/L	mg C/L	14	0	0.99	0.45	85
09.2006	Ajout COD - 1.964 mg C/L	mg C/L	12	0	1.61	0.52	82
09.2006	Carbone organique total - RIV	mg C/L	14	0	1.94	0.46	
05.2006	Carbone organique total - RIV	mg C/L	13	0	1.92	0.28	
09.2006	Carbone organique total - DOP	mg C/L	13	0	3.35	0.97	
05.2006	Carbone organique total - DOP	mg C/L	14	0	3.01	0.55	
05.2006	Ajout COT - 1.16 mg C/L	mg C/L	12	1	1.26	0.19	109
09.2006	Ajout COT - 1.964 mg C/L	mg C/L	12	0	1.59	0.49	81

U	Unités
N	Nombre de résultats statistiques
D	Nombre d'aberrants selon Dixon
$\bar{\mu}$	Moyenne arithmétique
σ	Ecart-type
R	Récupération de l'ajout

Tableau 2b : Éléments majeurs dans les échantillons d'eaux de lac et rivière.

Table 2b : Main elements found in the lake and river water samples.

Date	Paramètre - valeur dopage	U	N	D	$\bar{\mu}$	σ	R
05.2006	Dureté totale - RIV	még/L	4	0	5.46	0.02	
09.2006	Dureté totale - RIV	még/L	8	1	4.67	0.03	
09.2006	Titre alcalimétrique - RIV	még/L	14	1	3.89	0.06	
05.2006	Titre alcalimétrique - RIV	még/L	9	1	4.76	0.04	
09.2006	Calcium - RIV	mg/L	17	0	68.37	2.67	
05.2006	Calcium - RIV	mg/L	11	1	92.59	2.60	
09.2006	Calcium - DOP	mg/L	17	0	73.58	2.16	
09.2006	Ajout Ca - 4.400 mg N/L	mg/L	16	1	4.55	1.15	
09.2006	Magnésium - RIV	mg/L	17	0	14.78	0.81	
05.2006	Magnésium - RIV	mg/L	12	0	9.12	0.32	
09.2006	Magnésium - DOP	mg/L	17	0	16.83	1.01	
09.2006	Ajout Mg - 1.920 mg/L	mg/L	15	1	1.82	0.23	95
05.2006	Sodium - RIV	mg/L	11	0	10.46	0.91	
09.2006	Sodium - RIV	mg/L	17	0	17.12	1.10	
05.2006	Sodium - DOP	mg/L	11	0	16.68	0.92	
05.2006	Ajout Na - 3.617 mg Na/L	mg/L	11	0	6.22	0.54	172
05.2006	Potassium - RIV	mg/L	11	0	2.23	0.25	
09.2006	Potassium - RIV	mg/L	16	1	3.08	0.26	
05.2006	Potassium - DOP	mg/L	11	0	3.92	0.57	
09.2006	Potassium - DOP	mg/L	15	1	5.31	0.36	
05.2006	Ajout K - 0.993 mg/L	mg/L	11	0	1.69	0.33	171
09.2006	Ajout K - 2.306 mg/L	mg/L	15	1	2.25	0.22	97
05.2006	Chlorure - RIV	mg/L	17	0	19.97	0.97	
09.2006	Chlorure - RIV	mg/L	19	0	25.84	1.29	
09.2006	Chlorure - DOP	mg/L	19	0	38.12	1.24	
05.2006	Chlorure - DOP	mg/L	17	0	23.57	1.37	
09.2006	Ajout Cl - 13.386 mg/L	mg/L	19	0	12.28	0.61	92
05.2006	Ajout Cl - 3.383 mg/L	mg/L	17	0	3.6	0.56	107
09.2006	Sulfate - RIV	mg/L	19	0	34.08	1.33	
05.2006	Sulfate - RIV	mg/L	16	1	19.37	0.59	
09.2006	Sulfate - DOP	mg/L	18	1	36.03	0.96	
05.2006	Sulfate - DOP	mg/L	16	1	28.59	0.92	
09.2006	Ajout SO ₄ - 2.24 mg/L	mg/L	18	1	2.01	0.36	90
05.2006	Ajout SO ₄ - 8.12 mg/L	mg/L	16	1	9.22	0.43	114
05.2006	Silice - RIV	mg SiO ₂ /L	11	0	3.98	0.23	
09.2006	Silice - RIV	mg SiO ₂ /L	12	1	7.05	0.25	
09.2006	Silice - DOP	mg SiO ₂ /L	12	1	7.44	0.25	
05.2006	Silice - DOP	mg SiO ₂ /L	11	0	4.46	0.19	
09.2006	Ajout SiO ₂ - 0.359 mg SiO ₂ /L	mg SiO ₂ /L	13	0	0.37	0.15	103
05.2006	Ajout SiO ₂ - 0.436 mg SiO ₂ /L	mg SiO ₂ /L	11	0	0.47	0.07	107

U	Unités
N	Nombre de résultats statistiques
D	Nombre d'aberrants selon Dixon
$\bar{\mu}$	Moyenne arithmétique
σ	Ecart-type
R	Récupération de l'ajout

Tableau 2c : Éléments majeurs dans les échantillons d'eaux de lac et rivière.

Table 2c : Main elements found in the lake and river water samples.

Date	Paramètre - valeur dopage	U	N	D	$\bar{\mu}$	σ	R
09.2006	Ammonium - RIV	mg N/L	17	0	0.027	0.008	
05.2006	Ammonium - RIV	mg N/L	12	0	0.013	0.011	
05.2006	Ammonium - DOP	mg N/L	17	0	0.588	0.032	
09.2006	Ammonium - DOP	mg N/L	16	0	0.045	0.010	
09.2006	Ajout NH ₄ - 0.013 mg N/L	mg N/L	15	0	0.020	0.008	154
05.2006	Ajout NH ₄ - 0.535 mg N/L	mg N/L	12	0	0.578	0.032	108
09.2006	Nitrite - RIV	mg N/L	15	1	0.0058	0.0013	
05.2006	Nitrite - RIV	mg N/L	15	0	0.0108	0.0012	
05.2006	Nitrite - DOP	mg N/L	16	1	0.0242	0.0061	
09.2006	Nitrite - DOP	mg N/L	16	1	0.0207	0.0014	
05.2006	Ajout NO ₂ - 0.014 mg N/L	mg N/L	15	0	0.0126	0.0043	90
09.2006	Ajout NO ₂ - 0.019 mg N/L	mg N/L	16	0	0.0147	0.0018	77
09.2006	Nitrate - RIV	mg N/L	19	0	2.002	0.112	
05.2006	Nitrate - RIV	mg N/L	16	1	2.448	0.091	
09.2006	Nitrate - DOP	mg N/L	19	0	2.487	0.121	
05.2006	Nitrate - DOP	mg N/L	16	1	2.839	0.114	
05.2006	Ajout NO ₃ - 0.348 mg N/L	mg N/L	15	1	0.381	0.030	109
09.2006	Ajout NO ₃ - 0.538 mg N/L	mg N/L	19	0	0.485	0.046	90
05.2006	Azote total - RIV	mg N/L	9	1	2.7	0.14	
09.2006	Azote total - RIV	mg N/L	11	0	2.14	0.20	
05.2006	Azote total - DOP	mg N/L	10	0	3.74	0.50	
09.2006	Azote total - DOP	mg N/L	11	0	2.65	0.26	
09.2006	Ajout Ntot - 0.590 mg N/L	mg N/L	11	0	0.51	0.09	86
05.2006	Ajout Ntot - 0.897 mg N/L	mg N/L	10	0	0.93	0.20	103
05.2006	Orthophosphate - RIV	mg P/L	14	0	0.014	0.004	
09.2006	Orthophosphate - RIV	mg P/L	15	1	0.016	0.002	
05.2006	Orthophosphate - DOP	mg P/L	14	1	0.031	0.008	
09.2006	Orthophosphate - DOP	mg P/L	15	1	0.035	0.005	
05.2006	Ajout PO ₄ - 0.017 mg P/L	mg P/L	12	1	0.016	0.006	94
09.2006	Ajout PO ₄ - 0.019 mg P/L	mg P/L	13	1	0.021	0.002	111
05.2006	Phosphore total - RIV	mg P/L	12	1	0.025	0.004	
09.2006	Phosphore total - RIV	mg P/L	12	0	0.031	0.010	
09.2006	Phosphore total - DOP	mg P/L	11	1	0.087	0.009	
05.2006	Phosphore total - DOP	mg P/L	12	0	0.225	0.093	
09.2006	Ajout Ptot - 0.062 mg P/L	mg P/L	11	1	0.054	0.004	87
05.2006	Ajout Ptot - 0.249 mg P/L	mg P/L	12	0	0.197	0.090	79

U	Unités
N	Nombre de résultats statistiques
D	Nombre d'aberrants selon Dixon
$\bar{\mu}$	Moyenne arithmétique
σ	Ecart-type
R	Récupération de l'ajout

Tableau 3 : Phytosanitaires.

Table 3 : Pesticides.

Date	Paramètre - valeur dopage	U	N	D	$\bar{\mu}$	σ	R
05.2006	Atrazine - ajout 30 ng/L	ng/L	9	0	34	14	113
05.2006	Atrazine-déséthyl - ajout 85 ng/L	ng/L	8	0	93	18	109
05.2006	Atrazine-désisopropyl - ajout 90	ng/L	8	0	98	30	109
05.2006	Caféine - ajout 75 ng/L	ng/L	4	0	103	19	137
05.2006	Metamitron - ajout 95 ng/L	ng/L	8	0	95	24	100
05.2006	Simazine - ajout 30 ng/L	ng/L	9	0	36	13	120
05.2006	Terbutylazine - ajout 45 ng/L	ng/L	8	0	31	13	69
05.2006	Terbutylazine-déséthyl -ajout 25	ng/L	7	0	46	6	184
05.2006	Metalaxyl - ajout 80 ng/L	ng/L	7	0	90	12	113
05.2006	Propazine - ajout 50 ng/L	ng/l	8	0	56	14	112

U	Unités
N	Nombre de résultats statistiques
D	Nombre d'aberrants selon Dixon
$\bar{\mu}$	Moyenne arithmétique
σ	Ecart-type
R	Récupération de l'ajout

Tableau : Hydrocarbures polycycliques aromatiques (HAP).

Table 4 : Aromatic polycyclic hydrocarbons.

Date	Paramètre - valeur dopage	U	N	D	$\bar{\mu}$	σ	R
09.2006	Acenaphthène - EXT	µg/L	5	0	7	2	
09.2006	Acenaphthène - DOP	µg/L	9	0	44	11	
09.2006	Ajout acenaphthène - 40 ng/L	µg/L	5	1	37	4	93
09.2006	Acenaphthylène - EXT	µg/L	5	0	16	6	
09.2006	Acenaphthylène - DOP	µg/L	6	0	53	15	
09.2006	Ajout acenaphthylène - 40 ng/L	µg/L	5	0	39	11	98
09.2006	Anthracène - EXT	µg/L	9	0	30	16	
09.2006	Anthracène - DOP	µg/L	9	0	62	10	
09.2006	Ajout anthracène - 40 ng/L	µg/L	8	0	39	9	98
09.2006	Benzo(a)anthracène - EXT	µg/L	9	0	111	32	
09.2006	Benzo(a)anthracène - DOP	µg/L	9	0	144	44	
09.2006	Ajout benzo(a)anthracène - 40 ng/L	µg/L	8	0	44	18	110
09.2006	Benzo(a)pyrène - EXT	µg/L	9	0	128	45	
09.2006	Benzo(a)pyrène - DOP	µg/L	9	0	160	51	
09.2006	Ajout benzo(a)pyrène - 40 ng/L	µg/L	8	0	43	22	108
09.2006	Benzo(b)fluoranthène - EXT	µg/L	9	0	170	44	
09.2006	Benzo(b)fluoranthène - DOP	µg/L	9	0	197	46	
09.2006	Ajout benzo(b)fluoranthène - 40 ng/L	µg/L	8	0	42	26	105
09.2006	Benzo(g,h,i)perylène - EXT	µg/L	9	0	103	32	
09.2006	Benzo(g,h,i)perylène - DOP	µg/L	9	0	137	40	
09.2006	Ajout benzo(g,h,i)perylène - 40 ng/L	µg/L	8	0	44	18	110
09.2006	Benzo(k)fluoranthène - EXT	µg/L	9	0	83	29	
09.2006	Benzo(k)fluoranthène - DOP	µg/L	9	0	116	32	
09.2006	Ajout benzo(k)fluoranthène - 40 ng/L	µg/L	7	0	45	13	113
09.2006	Chrysène - EXT	µg/L	9	0	125	39	
09.2006	Chrysène - DOP	µg/L	9	0	149	27	
09.2006	Ajout chrysène - 40 ng/L	µg/L	8	0	38	20	95
09.2006	Dibenzo(a,h)anthracène - EXT	µg/L	8	0	30	12	
09.2006	Dibenzo(a,h)anthracène - DOP	µg/L	9	0	68	26	
09.2006	Ajout dibenzo(a,h)anthracène - 40 ng/L	µg/L	8	0	42	18	105
09.2006	Fluoranthène - EXT	µg/L	8	1	171	34	
09.2006	Fluoranthène - DOP	µg/L	9	0	232	58	
09.2006	Ajout fluoranthène - 40 ng/L	µg/L	8	0	46	27	115
09.2006	Fluorène - EXT	µg/L	6	0	8	3	
09.2006	Fluorène - DOP	µg/L	9	0	45	7	
09.2006	Ajout fluorène - 40 ng/L	µg/L	6	0	38	5	95
09.2006	Indeno(1,2,3-cd)pyrène - EXT	µg/L	9	0	112	48	
09.2006	Indeno(1,2,3-cd)pyrène - DOP	µg/L	9	0	148	56	
09.2006	Ajout indeno(1,2,3-cd)pyrène - 40 ng/L	µg/L	8	0	43	15	108
09.2006	Naphthalène - EXT	µg/L	8	1	24	3	
09.2006	Naphthalène - DOP	µg/L	9	0	63	12	
09.2006	Ajout naphthalène - 40 ng/L	µg/L	9	0	33	16	83
09.2006	Phenanthrène - EXT	µg/L	8	1	79	13	
09.2006	Phenanthrène - DOP	µg/L	9	0	123	21	
09.2006	Ajout phenanthrène - 40 ng/L	µg/L	8	0	43	14	108
09.2006	Pyrène - EXT	µg/L	7	1	132	25	
09.2006	Pyrène - DOP	µg/L	9	0	203	71	
09.2006	Ajout pyrène - 40 ng/L	µg/L	8	0	47	26	118

U	Unités
N	Nombre de résultats statistiques
D	Nombre d'aberrants selon Dixon
$\bar{\mu}$	Moyenne arithmétique
σ	Ecart-type
R	Récupération de l'ajout

Tableau 5 : Echantillon synthétique type "STEP".

Table 5 : Synthetic "STEP" type sample (water treatment facility).

Param.	Valeur cible		U	N		$\bar{\mu}$		σ (%)	
	$\bar{\mu}$	σ (%)		total	CIPEL	total	CIPEL	total	CIPEL
DCO-A	215	5	mg O ₂ /L	44	6	215	233	7.7	12.1
DCO-B	60	20	mg O ₂ /L	44	6	65	66	11.8	12.8
DBO ₅	135	15	mg O ₂ /L	44	6	133	127	18.8	15.5
NTK	46.6	5	mg N/L	41	6	45.2	44.1	6.5	7.9
NH ₄	15	5	mg N/L	44	9	15.4	12.1	9.8	5.9
NO ₃	1.13	10	mg N/L	46	9	1.22	1.13	19.7	5.2
Ptot	4.08	10	mg P/L	45	9	4.12	4.10	5.1	3.0
PO ₄	4.08	10	mg P/L	43	9	4.11	4.09	5.5	3.3
MES	30	10	mg/L	44	9	28.4	26.5	6.0	8.0

U	Unités
N	Nombre de résultats
D	Nombre d'aberrants
$\bar{\mu}$	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
ARNOLD Cédric	Chimiste Service de la protection de l'environnement CP 478 CH - 1951 SION cedric.arnold@admin.vs.ch
BERNARD Marc	Biologiste Service de la protection de l'environnement CP 478 CH - 1951 SION marc.bernard@admin.vs.ch
BUREAU D'ÉTUDES BIOLOGIQUES DELARZE Raymond	Chemin des Artisans 6 CH - 1860 AIGLE delarze.raymond@bluewin.ch
CHARLES Raphaël	Ingénieur agronome Station de recherche Agroscope Changins-Wädenswil - ACW CP 1012 CH - 1260 NYON 1 raphael.charles@acw.admin.ch
CHÈVRE Nathalie	Chimiste IPTEH Faculté des géosciences et de l'environnement Université de Lausanne CH - 1015 LAUSANNE nathalie.chevre@unil.ch
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
CRÉPEAU Caroline	Biologiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
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
EDDER Patrick	Chimiste Service de protection de la consommation Case postale 76 CH - 1211 GENÈVE 4 - Plainpalais patrick.edder@etat.ge.ch
GERDEAUX Daniel	Biologiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex daniel.gerdeaux@thonon.inra.fr

GROUPE D'ÉTUDE ET DE GESTION
DE LA GRANDE CARIÇAIE

Champ-Pittet
CH - 1400 YVERDON-LES-BAINS
info@grande-caricaie.ch

HAUTE ÉCOLE SPÉCIALISÉE
FILIÈRE GESTION DE LA NATURE

Centre de Lullier
Route de Présinge
CH - 1254 JUSSY
info.lullier@etat.ge.ch

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

KLEIN Audrey

Ingénieure
Secrétariat de la Commission internationale
pour la protection des eaux du Léman
ACW - Changins - Bât. DC - Case postale 1080
Route de Duillier
CH - 1260 NYON 1
a.klein@cipel.org

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

MANCO Fabrizio

Biologiste
SP - 29005 MALAGA
fabrizio.manco@bluewin.ch

MOILLE Jean-Paul

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

ORTELLI Didier

Chimiste
Service de protection de la consommation
Case postale 76
CH - 1211 GENÈVE 4 - Plainpalais
didier.ortelli@etat.ge.ch

PERGA Marie-Elodie

Biologiste
Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL
Avenue de Corzent 75 - BP 511
FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
marie.perga@thonon.inra.fr

PERRAUDIN KALBERMATTER Romaine

Biologiste
Service des routes et des cours d'eau
Avenue de France
CH - 1950 SION
romaine.perraudin@admin.vs.ch

QUÉTIN Philippe

Ingénieur
Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL
Avenue de Corzent 75 - BP 511
FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
philippe.quetin@thonon.inra.fr

RAMSEIER Stéphan

Chimiste
Service industriels de Genève
2, ch. du Château-Bloch / Le Lignon - Case postale 2777
CH - 1211 GENÈVE 2
stephan.ramseier@si-ge.ch

RAPIN François

Géologue
Secrétariat de la Commission internationale
pour la protection des eaux du Léman
ACW - Changins - Bât. DC - Case postale 1080
Route de Duillier
CH - 1260 NYON 1
f.rapin@cipel.org

STRAWCZYNSKI Andrés

Chimiste
Service des eaux, sols et assainissement
Chemin des Boveresses 155
CH - 1066 ÉPALINGES
andres.strawczynski@vd.ch

TADONLEKE Rémy D.

Biologiste
Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL
Avenue de Corzent 75 - BP 511
FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
remy.tadonleke@thonon.inra.fr