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 1996-2000

CAMPAGNE 2000

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, 2001

SOMMAIRE

FICHE SIGNALÉTIQUE DU LÉMAN ET DE SON BASSIN VERSANT 9

SYNTHÈSE 2000 13

CONCLUSIONS GÉNÉRALES 15

RAPPORTS SUR LES ÉTUDES ET RECHERCHES ENTREPRISES DANS LE BASSIN LÉMANIQUE

1. MÉTÉOROLOGIE 25

1. Introduction 25
2. Température de l'air 25
3. Pluviométrie 28
4. Insolation 30
5. Rayonnement 32
6. Vent 34
7. Conclusions 36

2. ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN 37

1. Méthodes 37
2. Evolution physico-chimique des eaux du Grand Lac 39
   - 2.1 Régime thermique et influence sur la stratification ou le mélange des eaux 39
   - 2.2 Evolution saisonnière dans les couches superficielles 42
   - 2.3 Evolution saisonnière dans les couches profondes 47
   - 2.4 Evolution interannuelle des principaux paramètres 50
   - 2.5 Métaux et micropolluants organiques 55
3. Evolution physico-chimique des eaux du Petit Lac : 1996 à 2000 58
   - 3.1 Evolution interannuelle des principaux paramètres 58
4. Conclusions 68

– Bibliographie 69
– Annexes 70

3. DYNAMIQUE DE LA PRODUCTION PHYTOPLANCTONIQUE ET DE LA BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE DANS LE LÉMAN 73

1. Introduction 73
2. Méthodes 73
3. Résultats 74
   - 3.1 Répartitions verticales 74
   - 3.2 Variations saisonnières 77
   - 3.3 Production annuelle 79
4. Conclusions 79

– Bibliographie 80

4. ÉVOLUTION DU PHYTOPLANCTON DU LÉMAN 81

1. Introduction 81
2. Méthodes 81
3. Résultats 81
   3.1 Biomasse 82
   3.2 Richesse spécifique du phytoplancton 84
4. Conclusions 86
– Bibliographie 90

5. LE PHYTOPLANCTON DU PETIT LAC 91

1. Introduction 91
2. Méthodes 91
   2.1 Phytoplancton 92
   2.2 Dosage de la chlorophylle *a* 92
   2.3 Volume de zooplancton 92
3. Résultats 92
   3.1 Transparence 92
   3.2 Phytoplancton 93
   3.3 Volume de zooplancton 107
4. Discussion et conclusion 107
– Bibliographie 108

6. ÉVOLUTION DU ZOOPLANCTON DU LÉMAN 109

1. Introduction 109
2. Méthodologie 109
3. Biovolume sédimenté 110
   3.1 Variations saisonnières 110
   3.2 Evolution à long terme 110
   3.3 Relation phosphore total - zooplancton 110
4. Composition de la biocénose rotatorienne 111
5. Etat du Léman déterminé par les rotifères 113
6. Composition de la biocénose crustacéenne 113
   6.1 Microcrustacés 113
   6.2 Branchiopodes (ex. Cladocères) 115
   6.3 Calanoïdes 116
   6.4 Cyclopoïdes 116
   6.5 Autres groupes planctoniques 117
7. Conclusions 119
– Bibliographie 119

7. LE BACTÉRIOPLANCTON DU LÉMAN 121

1. Introduction 121
2. Méthodes 121
3. Résultats 122
   3.1 Evolution saisonnière des descripteurs 122
   3.2 Valeurs intégrées des descripteurs et importance de la production bactérienne par rapport à la production primaire 131
4. Conclusions 135
   4.1 Evolution intra-annuelle 135
   4.2 Comparaison inter-annuelle et comparaison avec d'autres lacs alpins 135
– Bibliographie 136

8. RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES ET DES GARDONS DU LÉMAN, EN MILIEU PÉLAGIQUE 137

1. Introduction 137
2. Méthodologie 138
3. Résultats 139
4. Conclusions 142
– Bibliographie 143

9. MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES POISSONS ET LES MOULES DU LÉMAN 145

1. Introduction 145
2. Echantillonnage 146
3. Méthodologie 147
   3.1 Poissons 147
   3.2 Moules 147
   3.3 Analyses chimiques 147
   3.4 Contrôles 147
4. Résultats 147
   4.1 Poissons 147
   4.2 Moules 153
5. Conclusions 157
– Bibliographie 158
– Annexe 159

10. ÉVOLUTION DE L'ÉTAT DE SANTÉ DU LÉMAN ÉVALUÉE PAR L'ANALYSE DES SÉRIES CHRONOLOGIQUES DU PHYTOPLANCTON 161

1. Introduction 161
2. Une évolution difficile à caractériser 162
   2.1 Les signes cliniques de l'eutrophisation 162
   2.2 Des indicateurs traditionnels insuffisants pour caractériser l'évolution 164
   2.3 Le statut trophique du lac estimé à partir d'espèces indicatrices 165
   2.4 Conclusion de cette première partie 165
3. Caractérisation des dynamiques saisonnières et interannuelles du phytoplancton .. 167
   3.1 Le modèle saisonnier des successions phytoplanctoniques du Léman et ses déformations interannuelles 167
   3.2 Identification des associations phytoplanctoniques et de leurs modalités de succession 172
   3.3 Conclusion de cette seconde partie 175
4. Hypothèses sur le déterminisme des phénomènes observés 176
   4.1 Interprétation de l'avancée de la phase des eaux claires 176
   4.2 Avancée de la communauté estivale et apparition de la communauté automnale VI 178
5. Perspectives 181
   5.1 Modèle conceptuel de l'action du phosphore et du climat sur les algues du Léman 181
   5.2 L'état de santé du Léman : une question de point de vue 181
   5.3 Quel avenir pour le lac ? 182
   5.4 Suggestions pour améliorer le suivi 184
6. Conclusion 186
– Bibliographie 187

11. BILAN DES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE 191

1. Généralités 192
2. Débits des affluents principaux et de l'émissaire 194

3. Apports annuels et composition de l'eau des affluents 195
3.1 Phosphore 195
3.2 Azote minéral et total 198
3.3 Chlorure 200
3.4 Carbone organique 200
4. Etude des affluents secondaires 201
4.1 Phosphore dissous (orthophosphate) et phosphore total 201
4.2 Azote minéral total 202
4.3 Chlorure 202
5. Bassin versant du Rhône de Genève à Chancy 202
6. Conclusions 204
6.1 Bassin versant du Léman 204
6.2 Bassin versant du Rhône aval jusqu'à Chancy 204
– Bibliographie 204
– Tableaux récapitulatifs 205

RAPPORTS TECHNIQUES

12. CONTRÔLE DES STATIONS D'ÉPURATION 209

1. Introduction 210
2. Nombre de STEP, capacité et populations raccordées 210
3. Contrôles 211
4. Bilan des flux et rendements d'épuration 213
4.1 Débits 213
4.2 Demande biochimique en oxygène (DBO_5) 215
4.3 Phosphore total et phosphore dissous ($P\text{-}PO_4$) 218
4.4 Apports en phosphore au lac et aux cours d'eau par les STEP 222
5. Conclusions 223
– Bibliographie 225
– Annexes 226

13. BANDES HERBEUSES ET LUTTE CONTRE LES POLLUTIONS DIFFUSES D'ORIGINE AGRICOLE 231

1. Introduction 232
2. Objectifs 233
3. Connaissances préalables 233
3.1 Démarches et méthodes de mesure de l'efficacité des bandes 233
3.2 Facteurs contrôlant l'efficacité des bandes 233
4. Méthodes et sites d'étude 234
4.1 Dispositif de mesure 234
4.2 Sites de mesure 235
4.3 Signification des données enregistrées par les capteurs 238
4.4 Suivi 238
4.5 Collecte de l'eau de ruissellement en vue de l'analyse des teneurs en nutriments et matières en suspension 238
4.6 Prélèvements d'eau en vue d'analyses des teneurs en produits phytosanitaires du ruissellement 239
4.7 Traitements statistiques 239
5. Résultats 239
5.1 Pluviosité des périodes de suivi et épisodes de ruissellement 239
5.2 Efficacité des bandes vis-à-vis de la rétention des matières en suspension et des nutriments 241

6. Discussion - conclusion 255
6.1 Efficacité des bandes selon le type de sol 255
6.2 Efficacité des bandes vis-à-vis du transfert des produits phytosanitaires 255
6.3 Efficacité des bandes et nature du ruissellement 255
6.4 Utilisation culturale des bandes 255
6.5 Nature des contaminants et dynamiques saisonnières 256
6.6 Modèle saisonnier de fonctionnement et règles d'implantation des bandes ... 256
– Bibliographie 258

14. ORIGINE DE LA POLLUTION DU LÉMAN PAR LE CHLORURE 261

1. Introduction 261
1.1 Le chlorure 261
1.2 Le Léman 262
2. Concentration et stock de chlorure 262
2.1 Concentration et stock de chlorure dans le Léman 262
2.2 Apports totaux 264
3. Toxicité et normes 264
3.1 Toxicité 264
3.2 Normes et recommandations 265
4. Origine du chlorure 266
4.1 Bilan 266
4.2 Sources 269
5. Discussion des résultats et prévisions 273
6. Conclusions 273
– Bibliographie 274
– Annexes 275

15. ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES 279

1. Introduction 279
2. Éléments majeurs dans des eaux de type lac et rivière 280
2.1 Résultats 280
2.2 Conclusions 282
3. Phytosanitaires 282
3.1 Résultats 282
3.2 Conclusions 282
4. Stations d'épuration 282
4.1 Résultats : échantillons "réels" 282
4.2 Résultats : échantillons "synthétiques" 283
4.3 Conclusions 283
5. Eaux industrielles 283
5.1 Résultats 283
5.2 Conclusions 283
6. Conclusions générales 283
– Références 291

– LISTE DES AUTEURS 293

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, **2001**, 9-11.

FICHE SIGNALÉTIQUE DU LÉMAN ET DE SON BASSIN VERSANT

LAC LÉMAN

Position géographique moyenne :	46°27' lat. N 6°32' long. E de Greenwich		
Altitude moyenne du plan d'eau (1930-1999) * :	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 de m^3 soit 89 km^3		
Débit moyen du Rhône amont (à la Porte du Scex) (1935-1999) * :		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) (1935-1999) * :		251 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

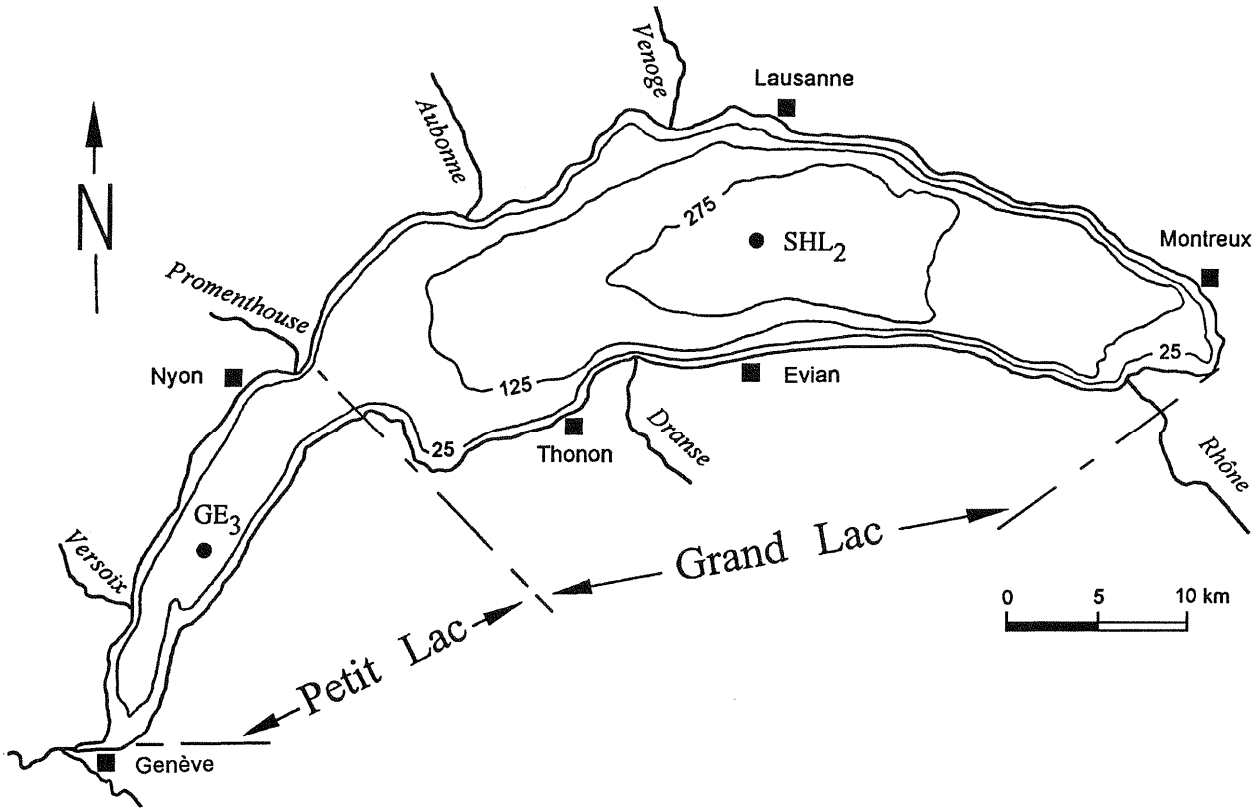
Caractéristiques morphométriques du Grand Lac et du Petit Lac

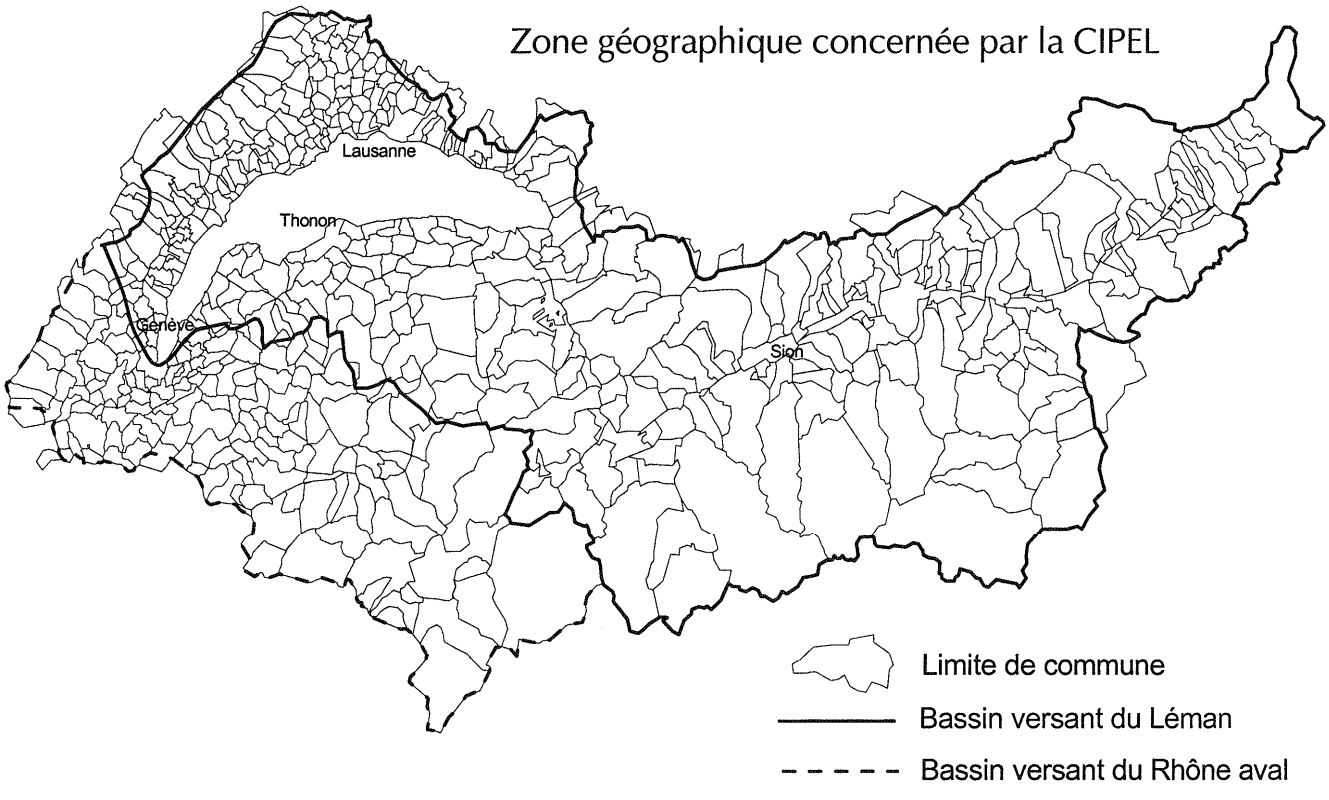
	Léman	Grand Lac	Petit Lac
Superficie du plan d'eau (km^2 / %)	580.1	498.90 / 86	81.20 / 14
Superficie de la zone 0-12 m (km^2 / %)	43.7	24.47 / 56	19.23 / 44
Volume (km^3 / %)	89	86 / 96	3 / 4
Profondeur maximale (m)	309.7	309.7	76
Profondeur moyenne (m)	152.7	172	41
Longueur dans l'axe (km)	72.3	49	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, 1999

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


Venoge
Lausanne
Aubonne
N
275
SHL2
Montreux
Promenthouse
Nyon
125
Evian
25
25
Thonon
Dranse
Rhône
GE3
Versoix
Grand Lac
0 5 10 km
Petit Lac
Genève


Zone géographique concernée par la CIPEL
Lausanne
Thonon
Genève
Sion
Limite de commune
Bassin versant du Léman
Bassin versant du Rhône aval

BASSIN VERSANT DU LAC LÉMAN

Surface du bassin versant (lac compris) * :	7'975 km^2		
Surface du bassin versant (sans le lac) :	7'395 km^2		
	dont : .	France :	890 km^2
	.	Suisse :	6'505 km^2
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 (01.01.1999) :	933'750		
	dont : .	France :	125'900
	.	Suisse :	807'850
Population touristique (capacité d'accueil - 01.01.1999) :	624'240		
	dont : .	France :	180'620
	.	Suisse :	443'620

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.

BASSIN VERSANT DU RHÔNE À CHANCY

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

Surface du bassin versant (lac compris) * :	10'299 km^2		
Altitude moyenne * :	1'580 m		
Altitude maximale (Mont-Blanc) :	4'808 m		
Indice de glaciation (par rapport à la surface totale) * :	8.40 %		
Débit moyen du Rhône (à Chancy) (1935-1999) * :	342 m^3/s		
	dont : .	maxi (1995) :	434 m^3/s
	.	mini (1976) :	219 m^3/s
Population permanente (01.01.1999) :	1'570'420		
	dont : .	France :	402'490
	.	Suisse :	1'167'930
Population touristique (capacité d'accueil - 01.01.1999) :	948'440		
	dont : .	France :	486'360
	.	Suisse :	462'080

* Annuaire hydrologique de la Suisse, 1999

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

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, **2001**, 13.

SYNTHÈSE 2000

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE

CIPEL, CP 80, CH - 1000 LAUSANNE 12

Etat de santé du Léman

Principaux points positifs :

- Reprise de la baisse des teneurs en phosphore, stock diminué de moitié depuis 1986,
- nouvelle diminution de la productivité des communautés planctoniques,
- pour toutes les substances analysées (métaux, pesticides, NTA, EDTA), les eaux au centre du lac satisfont pleinement aux exigences requises pour la production d'eau de boisson,
- poursuite de la baisse en mercure et en PCB dans la chair des poissons et plus généralement des métaux lourds dans la chair des moules zébrées.

Principaux points négatifs :

- Biomasse algale encore importante en été et en automne, et jusqu'à une plus grande profondeur,
- parmi les pesticides recherchés, la présence d'herbicides triaziniques est toujours décelée dans les eaux du lac. Bien que les teneurs soient bien inférieures aux seuils de toxicité pour l'écosystème et la potabilité de l'eau, leur présence est indésirable.

EN BREF

La reprise de la baisse des teneurs en phosphore (on se trouve actuellement au niveau 1968) tend favorablement vers la restauration de l'état du Léman.

En ce qui concerne le plancton végétal, la biomasse et la production phytoplanctonique restent encore trop importantes, particulièrement en été-automne.

L'objectif à atteindre, une concentration moyenne annuelle de 20 microgrammes de phosphore par litre d'eau dans le Léman (situation connue avant 1962), demeure une condition nécessaire pour ramener la production algale à un niveau acceptable et rendre le lac plus attractif pour ses usagers.

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, **2001**, 15-22.

CONCLUSIONS GÉNÉRALES

Campagne 2000

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE

CIPEL, CP 80, CH - 1000 LAUSANNE 12

L A C

Evolution physico-chimique

❑ *Un brassage hivernal partiel des eaux (hiver 1999-2000)*

Après un brassage presque complet du Grand Lac en mars 1999, l'hiver 1999-2000 n'a pas permis de brassage réoxygénant les eaux profondes. On peut estimer que la circulation hivernale des eaux a atteint 150 mètres en mars 2000, la concentration en oxygène dans les eaux du fond du Grand Lac est alors de 5.84 mg O_2 /l et chute à 2.35 mg O_2 /l au mois d'octobre. La concentration en oxygène dissous est inférieure à 4 mg O_2 /l du mois de septembre à la fin de l'année pour les eaux du fond du Grand Lac.

Par contre, l'homogénéisation thermique et le brassage total des eaux ont eu lieu comme chaque année dans le Petit Lac.

La température des eaux du fond du Grand Lac reste stable depuis 4 ans aux alentours de 5.8°C, après un accroissement régulier de 1°C sur la décennie 1987-1997.

❑ *L'évolution des teneurs en nutriments*

Après trois années, de 1997 à 1999, où le phosphore total du lac est resté relativement constant, on observe en 2000 une baisse significative de la concentration en phosphore total dans le lac : de 39.2 µg P/l en 1999 à 36.5 µg P/l en 2000.

Pour le stock de phosphore contenu dans le lac, la baisse est de 10.6 % depuis 1996. Le stock de phosphore total représente 3'130 tonnes en 2000, contre 3'360 en 1999.

Pour l'azote nitrique, la stabilité des concentrations se confirme depuis quelques années. Le stock atteint 47'450 tonnes en 2000.

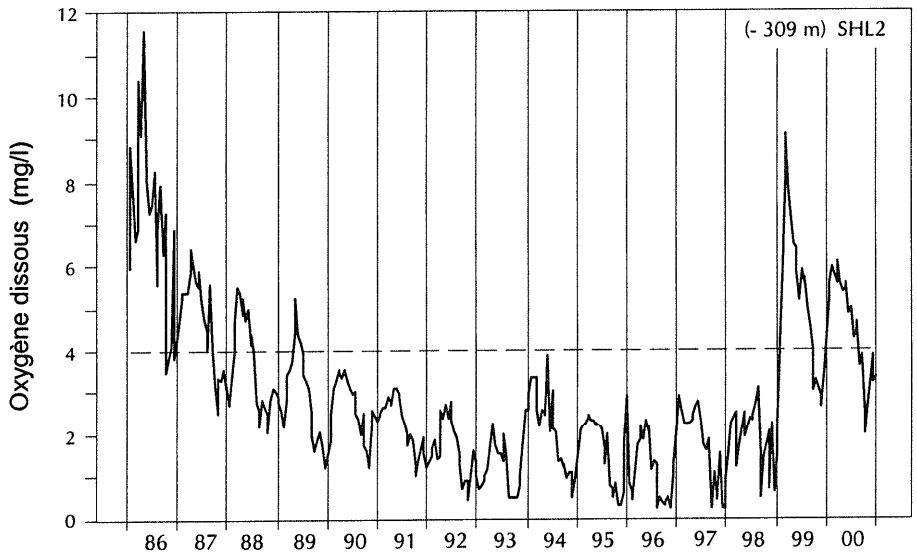
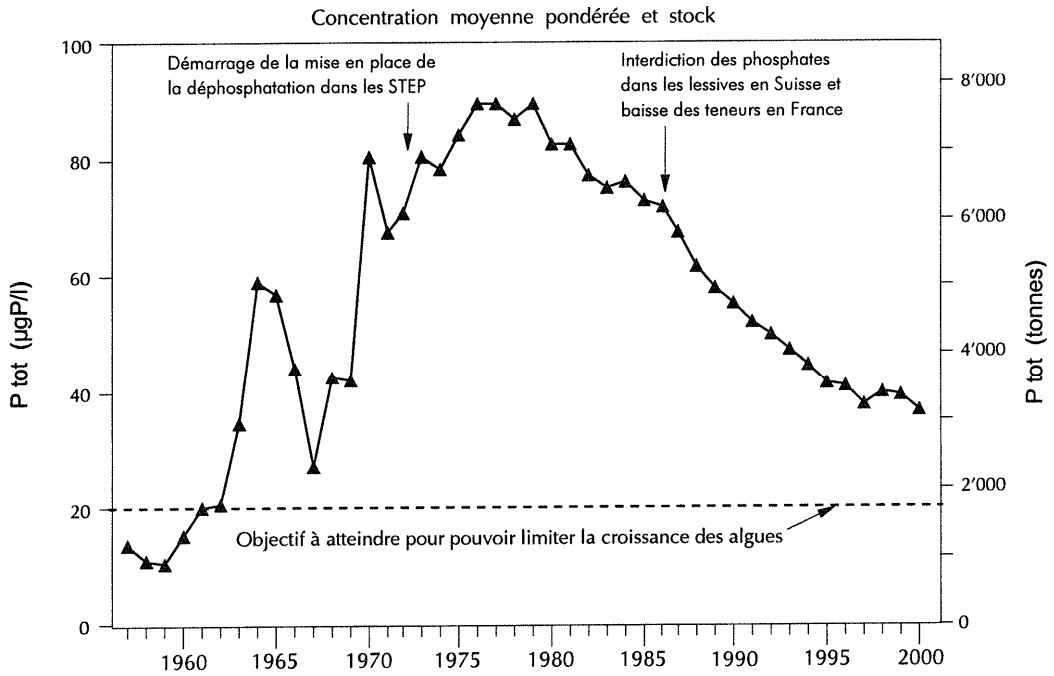


Figure 1

Figure 2



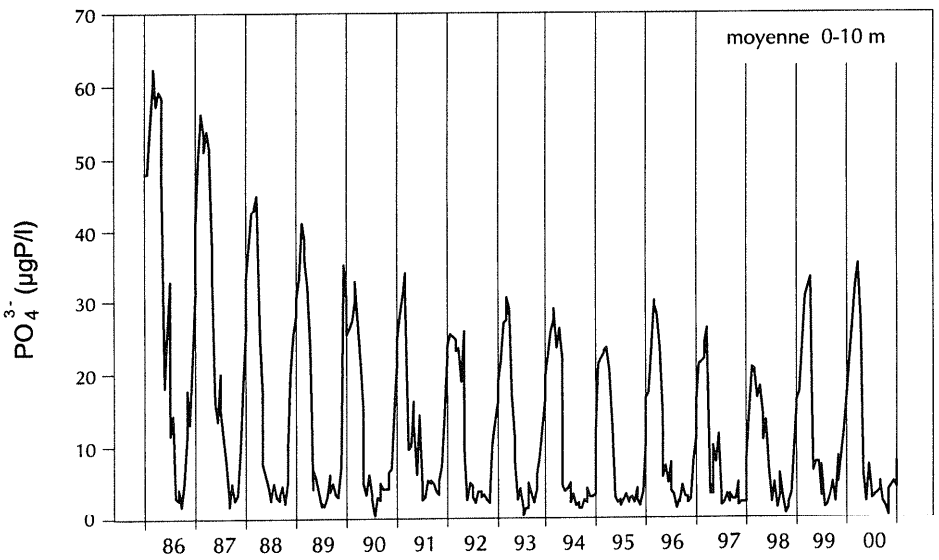


Figure 3

Evolution biologique

❑ Le bactérioplancton

Les mesures réalisées au cours de l'année 2000 (carbone organique dissous, biomasse et activité bactérienne) montrent que l'activité bactérienne est assez soutenue dès le début de l'année (de janvier à mars) alors que la production primaire est faible.

A partir du mois de mai, la production bactérienne est plus étroitement liée à la production phytoplanctonique. La production et le pourcentage de bactéries sont relativement élevés. A l'échelle annuelle, l'importance moyenne de la production bactérienne par rapport à la production primaire est de l'ordre de 40 %.

La comparaison des moyennes annuelles des descripteurs du bactérioplancton montre que la concentration en carbone organique dissous tend à diminuer au cours des trois dernières années. Cette baisse est encore plus manifeste pour la concentration en carbone organique dissous biodisponible, surtout les années 1999 et 2000.

Le pourcentage de bactéries actives tend lui aussi à diminuer au cours des trois dernières années, probablement en correspondance avec la baisse des nutriments organiques.

La production bactérienne tend également à diminuer. L'ensemble des résultats suggère que cette diminution est due à la limitation de la ressource (carbone organique) plutôt qu'à la pression de prédation par le zooplancton.

❑ Le phytoplancton

La biomasse annuelle moyenne en 2000 ne se singularise pas par rapport aux cinq années précédentes. La biomasse printanière moyenne a fortement régressé par rapport à 1999. Les biomasses estivales moyenne et maximale ont fortement augmenté par rapport aux années précédentes. On constate que la biomasse phytoplanctonique se développe d'année en année plus profondément.

En terme de composition spécifique, l'année 2000 se singularise par un très fort développement de la chrysophycée *Dinobryon sociale* v. *americanum*, algue dont les cellules flagellées sont groupées en colonies. Cette espèce est mixotrophe, c'est-à-dire capable de subvenir aux besoins de son métabolisme à la fois par photosynthèse et par assimilation des composés organiques présents dans l'eau. Ce type de métabolisme fait que cette espèce phytoplanctonique entre en compétition avec le bactérioplancton. Ces caractères en font une espèce capable de proliférer dans des eaux relativement pauvres en phosphore.

Le second phénomène intéressant à relever est la prolifération de la diatomée *Tabellaria flocculosa* dans la deuxième partie de l'année. Exceptionnelle à cette saison automnale, cette poussée planctonique s'est prolongée jusqu'en mars 2001. Cette espèce se rencontre dans des eaux de niveaux trophiques variés.

Le phytoplancton du Petit Lac présente une dynamique similaire. De 1996 à 2000, le phytoplancton du Petit Lac a subi une évolution perceptible et significative de la composition spécifique de la communauté algale.

Alors qu'on note une tendance à la diminution de la richesse spécifique dans le Grand Lac, on constate la tendance inverse dans le Petit Lac, signe encourageant, où l'indice de diversité continue de progresser régulièrement, rendant compte d'un partage plus équitable de la biomasse en 2000 entre les 15 espèces principales. Toutefois, les espèces dominantes sont les mêmes.

Pour les biomasses, deux tendances semblent se dégager : la diminution de la production au printemps et le maintien de biomasses élevées, voire l'accroissement des biomasses produites après la phase des eaux claires. A partir de 1991, les biomasses moyennes annuelles ont cessé de diminuer et ont même tendance à augmenter.

Comme l'année précédente, la production annuelle nette est assez faible, estimée à 218 g de carbone fixé par m^2. La productivité moyenne de la biomasse chlorophyllienne baisse également et c'est même la plus faible depuis 1986. Les événements remarquables de cette année sont une forte production par l'importante biomasse phytoplanctonique estivale et le développement de la biomasse automnale. La production automnale, élevée par rapport aux années antérieures, peut être liée à la climatologie exceptionnellement chaude de cette fin d'année 2000. La concentration moyenne pondérée en chlorophylle *a* dans la couche 0-10 m est en conséquence plus importante que les années précédentes, avec 6.2 mg Chl *a*/m^3.

Une analyse poussée de l'ensemble des données chronologiques de 1974 à 1998 dont dispose la CIPEL a permis : 1) de dresser un bilan sur l'évolution de la qualité trophique du Léman, 2) de préciser les changements à long terme de la communauté phytoplanctonique et 3) d'en déterminer les causes probables.

En résumé, malgré la baisse des concentrations en phosphore qui s'initia vers la fin des années 70, les paramètres proposés par l'OCDE comme critère d'évaluation de l'état trophique des lacs ne permettent pas de diagnostiquer une amélioration du milieu. Au contraire, depuis le début des années 90 les biomasses phytoplanctoniques sont en augmentation et présentent des valeurs similaires à celles atteintes au cours des années 70 avec une recrudescence d'espèces filamenteuses et/ou caractéristiques de milieux eutrophes. Cependant, les cyanobactéries gênantes de type *Oscillatoria* se montrent discrètes depuis 1998. Le seul signe positif est le retour d'espèces caractéristiques de milieux oligotrophes.

Une description précise des variations annuelles des espèces composant le phytoplancton, en fonction des variations des conditions du milieu lémanique, a mis en évidence des différences interannuelles notables dans les vitesses de développement et de régression saisonniers des algues planctoniques. Ces différences, qui se manifestent principalement pendant la période estivale, aboutissent à distinguer trois scénarios de succession des espèces qui ont la particularité d'être échelonnés dans le temps : de 1974 à 1985, de 1986 à 1991 (1988 exclu) et de 1992 à 1998 (plus 1988).

Afin de donner une explication fonctionnelle à cette évolution et de la relier à la qualité du milieu, une méthode statistique nouvelle a été appliquée. Elle a permis de caractériser des assemblages phytoplanctoniques et d'établir une image temporelle de leur mode de succession. Deux tendances majeures ont pu être mises en évidence :

- une phase des eaux claires plus avancée au printemps, probablement liée à la précocité du développement zooplanctonique favorisé à partir de 1988 par des débuts d'année plus chauds,
- une précocité croissante d'apparition des assemblages phytoplanctoniques caractéristiques de l'automne qui conduit à observer dès l'été des espèces capables de se développer sous de faibles intensités lumineuses, c'est-à-dire à des profondeurs où elles peuvent bénéficier d'apports en phosphore encore importants.

A partir des résultats de cette analyse, un modèle conceptuel fondé sur la répartition du phosphore est proposé.

❑ *Le zooplancton*

L'étude du zooplancton met en évidence une relative constance de la moyenne annuelle du biovolume sédimenté ces dernières années depuis le minimum observé en 1995, avec des valeurs proches de celles observées en 1968 et 1969, lors de la phase de dégradation de la qualité des eaux.

Comme en 1998, l'étude du zooplancton a été fortement perturbée par un développement exubérant du phytoplancton, plus spécialement en janvier, novembre et décembre 2000, ne permettant pas une estimation correcte des valeurs moyennes annuelles pour les microcrustacés.

Le peuplement de rotifères, en accroissement numérique, mais stable quant à sa composition taxinomique, est toujours caractérisé par la prépondérance des espèces oligo-mésotrophes qui dominent toujours largement dans le milieu, avec 75 % des individus dénombrés.

La biocénose zooplanctonique des crustacés est qualitativement comparable à l'année précédente, mais il n'en est pas de même sur le plan quantitatif, les échantillons étudiés montrant un accroissement des calanoïdes et une réduction des daphnies.

Comme les années précédentes, la simultanéité printanière entre la dynamique du zooplancton et celle du phytoplancton est très marquée au moment de la phase des eaux claires. Le pic de microcrustacés et l'abondance maximale des calanoïdes et des daphnies provoquent par excrétion de fortes teneurs en azote ammoniacal et par broutage l'effondrement de la biomasse phytoplanctonique, de la production primaire et des teneurs en chlorophylle *a*.

Ces interrelations entre facteurs physico-chimiques et biologiques n'apparaissent plus au cours du dernier semestre, les daphnies et calanoïdes herbivores s'avérant incapables de contrôler efficacement le phytoplancton, représenté à cette époque, - et surtout en novembre et décembre - par la diatomée microplanctonique en pseudo-filaments *Tabellaria flocculosa*.

Le fonctionnement du réseau trophique ces trois dernières années a été soumis à d'importants développements d'algues filamenteuses et de diatomées coloniales. Sur les colonies de diatomées s'est développée une importante communauté de protozoaires utilisant les bactéries et la matière organique détritique issue de la décomposition du phytoplancton excédentaire non consommé par le zooplancton herbivore.

❑ *Le régime alimentaire des corégones et des gardons*

Les proies de ces poissons sont pour l'essentiel des Cladocères: daphnies, *Bythotrephes* et *Leptodora*. Les daphnies constituent une part plus importante du régime alimentaire des gardons. *Leptodora* est une proie estivale. Alors qu'à fin 1999, les corégones s'étaient nourris de nymphes de chironomes, c'est seulement en début d'année 2000 que cette proie est consommée. Le reste de l'année, les corégones se nourrissent exclusivement de Cladocères, qui constituent une ressource suffisante. Les gardons ont consommé aussi des nymphes de chironomes en début d'année puis, comme les corégones, exclusivement du zooplancton. Les ressources nutritives zooplanctoniques ont donc été assez importantes dès le mois de mars 2000 pour subvenir aux besoins alimentaires des poissons pélagiques du Léman. La comparaison avec les résultats des années 1980 montre que les flux trophiques entre le poisson et le zooplancton ont été nettement modifiés. On observe un meilleur rendement énergétique avec la suprématie actuelle du corégone. Le modèle proposé est complémentaire à celui du phytoplancton pour expliquer les modifications observées dans l'évolution biologique du lac.

❑ *La qualité sanitaire des eaux littorales pour la baignade*

En 2000, les contrôles de la qualité hygiénique des eaux littorales et des plages faits par les autorités compétentes montrent que pour 73 % des 93 points de contrôle cette qualité est bonne, qu'elle est moyenne pour 25 % des cas et que dans 1 % des stations l'eau peut être momentanément polluée. Une station est actuellement qualifiée de mauvaise qualité (une carte de l'état sanitaire des eaux de baignade a été publiée dans La Lettre du Léman No 23 - juin 2001).

Malgré une fluctuation interannuelle sur les proportions relatives des classes de bonne et moyenne qualité, l'évolution au cours de ces dernières années montre une nette amélioration de la situation. En effet, en 1992, les plages de bonne qualité ne représentaient que 52 % et la proportion des plages dont la qualité des eaux était momentanément polluée était de 12 %.

Micropolluants

❑ *Dans les eaux*

Les teneurs en métaux (mercure, plomb, cadmium, chrome, cuivre, manganèse et fer) des eaux du Léman demeurent faibles et satisfont pleinement aux exigences requises pour les eaux de boisson et la vie piscicole. De même, les exigences relatives à la qualité des eaux de rivières fixées dans l'Ordonnance suisse sur la protection des eaux (OEaux, 1998) sont respectées pour les métaux surveillés. Seules les concentrations de cuivre observées sont quelquefois trop proches des limites fixées par cette ordonnance prise comme point de comparaison.

Par contre, parmi les pesticides recherchés, des traces d'herbicides triaziniques et de métolachlore sont toujours présentes au même niveau de concentration dans les eaux du lac. Bien que les concentrations demeurent faibles, et probablement sans effet toxique sur l'écosystème, il faut relever que leur présence n'est pas souhaitable et que des mesures visant à limiter ces apports sont à mettre en oeuvre.

❑ *Dans les poissons et les moules zébrées*

Le suivi de la contamination du Léman par les polluants métalliques et les polychlorobiphényles (PCB) est assuré d'une part par le dosage de ces derniers, ainsi que du mercure, dans la chair de poissons; et d'autre part par la détermination de divers métaux lourds (plomb, cadmium, chrome, cuivre, nickel et zinc) et des composés organostanniques (dibutylétain, tributylétain et triphénylétain) dans la chair de *Dreissena polymorpha* (moules zébrées), provenant de douze sites répartis sur l'ensemble des côtes.

Ces analyses montrent que l'amélioration pour le mercure se confirme.

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

L'intérêt du suivi de la contamination métallique des moules s'affirme et les résultats des études antérieures comparés à ceux de cette campagne montrent que :

- les teneurs en nickel sont en diminution sur l'ensemble des sites,
- les teneurs en cadmium et en chrome confirment, en général, l'amélioration observée lors des campagnes précédentes,
- les valeurs du plomb et du cuivre sont globalement plus faibles que lors des campagnes précédentes,
- les composés organostanniques, excepté la confirmation d'une concentration relativement élevée en un point, ne soulèvent pas de problème.

BASSIN VERSANT DU LÉMAN

❑ *Le bilan des apports au Léman par les rivières*

L'année 2000 est une année de pluviométrie moyenne normale au voisinage du lac. Les débits moyens annuels sont égaux à la moyenne de la période 1981 - 2000, mais on note un fort contraste saisonnier.

En 2000, les apports en phosphore total au lac par les quatre rivières principales ont été de 1'350 tonnes. Le Rhône amont représente 90 % de ces apports. Les neuf rivières secondaires apportent 32 tonnes de phosphore total au Léman.

Les apports en phosphore dissous des quatre rivières principales (53 tonnes) ont augmenté de près de 15 % par rapport à ceux de 1999 qui étaient les plus faibles enregistrés depuis le début des années 60. Les neuf rivières secondaires, quant à elles, ont apporté 10.6 tonnes, dont 4.25 tonnes par la seule Versoix, affluent dont la charge est la plus élevée après le Rhône et la Dranse. Les concentrations moyennes annuelles en phosphore dissous sont relativement élevées dans certaines rivières secondaires telles que le Nant d'Aisy (233 µg P/l), l'Hermance (165 µg P/l), la Chamberonne (56 µg P/l), la Versoix (41 µg P/l) et la Morges (40 µg P/l).

Cette tendance est inquiétante pour l'avenir, car on sait que la concentration en phosphore dissous dans la couche supérieure du lac suit relativement bien celle de ses affluents.

Représentés à plus de 90 % par l'azote nitrique, les apports en azote minéral total par l'ensemble des rivières principales et secondaires contrôlées, s'élèvent à 4'700 tonnes. Les apports en azote minéral total par le Rhône amont représentent 74 % de l'ensemble des apports des quatre rivières principales et 65 % du total des apports répertoriés (quatre rivières principales et neuf rivières secondaires).

Les apports en chlorure sont stabilisés à 61'000 tonnes pour l'ensemble des 13 affluents (on notera qu'à son émissaire, le Rhône exporte 55'155 tonnes). Les deux sources principales du chlorure sont l'industrie, avec plus de 50 % des apports, et les sels de déneigement, avec environ 20 % des apports. Par contre, ceux provenant de la déphosphatation dans les stations d'épuration sont négligeables (environ 3 %).

❑ *L'épuration des eaux usées*

En 2000, 159 stations d'épuration (STEP) étaient en service dans le bassin versant du Léman. La population raccordée à ces stations représentait environ 823'000 habitants permanents, 547'000 habitants saisonniers (capacité d'hébergement touristique) et environ 740'000 équivalents-habitants industriels, soit un total de 2'110'000 équivalents-habitants.

Sur ces 159 STEP, 136 sont équipées pour la déphosphatation (99.3 % de la capacité nominale des installations; 99.1 % de la population raccordée).

Pour le bassin hydrographique du Léman, le nombre de STEP contrôlées (contrôle sur 24 heures) est de 133 (83.6 % du nombre de STEP et 98.4 % de la population raccordée).

Pour la matière organique (DBO_5), le rendement moyen d'abattement pour les STEP est de 94 % sur les eaux traitées et la valeur moyenne de sortie en DBO_5 (pondérée par les débits) est de 11 mg O_2/l. Le rendement est stable par rapport à celui de 1999.

Pour le phosphore total, le rendement moyen d'élimination est de 90 % sur les eaux traitées. Il est en progression par rapport à 1999 (88 %). La concentration moyenne de sortie est de 0.49 mg P/l, en diminution par rapport à 1999 (0.54 mg P/l).

BASSIN VERSANT DU RHÔNE AVAL

(du lac jusqu'à la frontière franco-suisse à Chancy)

❑ *Le bilan des apports au Rhône*

Les analyses effectuées sur les différentes rivières en aval du lac permettent de faire la part apportée par le bassin versant du Rhône entre sa sortie du Léman et Chancy pour les éléments chimiques tels que le nitrate, le phosphore total et le phosphore dissous : pour ce dernier élément, l'Arve et le bassin diffus genevois sont responsables respectivement de 43 % et 29 % de la charge annuelle. Entre le Rhône émissaire et Chancy, pour des débits multipliés par 1.3, on constate que le nitrate l'est par un facteur de 2.2, le phosphore total augmente d'un facteur 4 et le phosphore dissous d'un facteur 4.2.

❑ *L'épuration des eaux usées*

Pour le bassin versant du Rhône aval jusqu'à Chancy, le nombre de STEP contrôlées (contrôle sur 24 heures) est de 30 sur 60 (50 % du nombre de STEP et 92 % de la population raccordée).

Il convient d'augmenter la couverture de ces contrôles, en particulier sur la partie française de ce bassin versant.

Pour la matière organique (DBO_5), le rendement moyen d'abattement pour les STEP contrôlées est de 91 % sur les eaux traitées et la valeur moyenne de sortie en DBO_5 (pondérée par les débits) est de 13 mg O_2/l. Le rendement est légèrement plus faible qu'en 1999.

❑ *L'épuration des eaux usées - pour l'ensemble du bassin CIPEL*

Pour la grande majorité des stations d'épuration (STEP), les mesures démontrent très clairement le problème de qualité des réseaux (présence d'eaux claires parasites). Plus de la moitié des eaux arrivant aux STEP sont des eaux parasites. Les déversements d'eaux non traitées se produisant lors de pointes de débit dues aux pluies constituent un problème important et influencent notablement le rendement global des stations d'épuration. La partie déversée sans traitement devrait être diminuée, ceci particulièrement sur les grandes installations.

Il faut signaler que certaines STEP ne sont pas équipées pour mesurer les débits aux points de déversement, ce qui fausse les estimations du rendement. La mesure de débit est peu coûteuse et facile à mettre en place. Elle doit être généralisée sur l'ensemble des stations, et particulièrement aux points de déversement des stations qui bénéficient d'une protection hydraulique (déversoir à l'entrée ou après le décanteur primaire).

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, **2001**, 25-36.

MÉTÉOROLOGIE

Campagne 2000

PAR

Michel COLON

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

RÉSUMÉ

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

La température moyenne annuelle interstations en 2000 est de 11.6 °C; à la station de Thonon, elle atteint 11.8 °C. Depuis le début des mesures à Thonon en 1953, le seuil des 11 °C a été dépassé à treize reprises. Les températures moyennes mensuelles du mois de mai (16.5 °C) et de décembre (5.7 °C) ont été les plus élevées enregistrées à Thonon ces 50 dernières années durant les mois de mai et décembre.

L'année 2000, avec une moyenne interstations des précipitations de 1'031.8 mm, se situe au niveau de la normale. Toutefois, par exemple à Thonon, après un premier semestre déficitaire (273.5 mm), des épisodes pluvieux remarquables en juillet, octobre et novembre comblent partiellement ce déficit et situent l'année 2000 (885.6 mm) au 34^{e} rang des années les plus pluvieuses de la chronologie 1951-2000.

Concernant l'insolation, l'année 2000, avec une moyenne interstations de 1'999 heures, se classe dans les années exceptionnellement ensoleillées, au neuvième rang des années les plus ensoleillées de la période 1953-2000.

Les remarques faites sur l'importance de l'insolation durant l'année 2000 sont également valables pour le rayonnement global. La moyenne interstations pour l'année 2000 est de 12.3 Mj/m^2.j. A Thonon, à l'exception de juillet, toutes les valeurs de rayonnement global dépassent les moyennes mensuelles de la période 1971-2000 et, avec un rayonnement global annuel de 4'501.7 Mj/m^2, l'année 2000 atteint pour la troisième fois en trente ans le seuil des 4'500 Mj/m^2 .

L'année 2000 apparaît comme une année faiblement ventée. En effet, les moyennes mensuelles de la vitesse du vent à 13 heures des cinq stations de mesure sont, pour l'année 2000, toutes inférieures à celles de l'année 1999. A la station de Changins, station de référence, les vents de l'année 2000 sont, dans leur ensemble, de secteur sud. Les vents forts, dont la vitesse est supérieure à 5 m/s, se répartissent entre deux secteurs opposés W-SW et E-NE, et sont principalement circonscrits aux sept premiers mois de l'année.

1. INTRODUCTION

Aucun changement n'a été effectué sur le réseau de mesures qui est toujours constitué des stations climatiques de l'Institut Suisse de Météorologie de Genève-Cointrin, Changins, Pully, Montreux-Clarens, et du laboratoire de l'INRA de Thonon-les-Bains. Les paramètres climatiques examinés sont identiques aux années précédentes : la température de l'air, la pluviométrie, l'insolation, le rayonnement global et le vent.

2. TEMPÉRATURE DE L'AIR

En 2000, la température moyenne annuelle interstations est de 11.6°C, soit 0.6°C de plus qu'en 1999. Comme en 1999, Changins, avec une moyenne annuelle de 10.9°C, apparaît comme la station la plus froide, Pully, avec 11.9°C, la plus chaude.

A Thonon, excepté le mois de juillet inférieur de 1.9°C, toutes les températures moyennes mensuelles sont supérieures aux moyennes mensuelles de la période 1953-2000. Avec + 2.7°C en mai et + 2.5°C en décembre, ces deux mois s'avèrent être les mois les plus chauds jamais enregistrés depuis le début des mesures (1953).

Pour toutes les stations, le printemps fut particulièrement clément (avril, mai, juin); le mois de janvier le plus froid et le mois d'août le plus chaud. A Thonon, la température annuelle minimale de – 5.2°C a été mesurée le 26 janvier, la maximale de 32.3°C le 20 août.

TABLEAU 1.1 - Température moyenne mensuelle de l'air à chaque station (°C)

	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon	Thonon 1953-2000
Janvier	1.3	0.7	2.1	1.6	2.1	2.0
Février	4.9	4.3	5.3	4.7	4.9	3.0
Mars	7.1	6.7	7.4	7.2	7.1	6.2
Avril	10.8	9.9	10.8	10.6	10.5	9.3
Mai	16.5	15.7	16.6	16.3	16.5	13.9
Juin	19.9	19.1	19.8	19.2	19.1	17.2
Juillet	18.5	17.6	18.1	17.7	18.1	19.8
Août	20.7	19.7	20.8	20.2	20.6	19.4
Septembre	16.8	15.9	17.1	16.6	17.1	16.2
Octobre	12.2	11.1	12.1	11.7	12.1	11.4
Novembre	7.3	6.1	7.2	7.5	7.2	6.1
Décembre	5.3	4.5	5.5	5.6	5.7	3.2
Moyenne	11.8	10.9	11.9	11.6	11.8	10.6

Avec une température moyenne annuelle de l'air à Thonon de 11.8°C, l'année 2000 se classe dans les années exceptionnellement chaudes, au deuxième rang de la période 1953-2000 derrière 1994 (12.1°C). Sur la période 1953-2000, le seuil des 11°C a été dépassé à treize reprises; 2 fois de 1953 à 1980, 4 fois de 1981 à 1990, 7 fois de 1991 à 2000.

La moyenne de la décennie 1991-2000, 11.2°C, est supérieure de 0.5°C à la moyenne de la décennie 1981-1990 (10.7°C) et de 0.6°C à la moyenne de la période 1953-2000 (10.6°C).

TABLEAU 1.2 - Température moyenne annuelle de l'air à Thonon (°C)

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

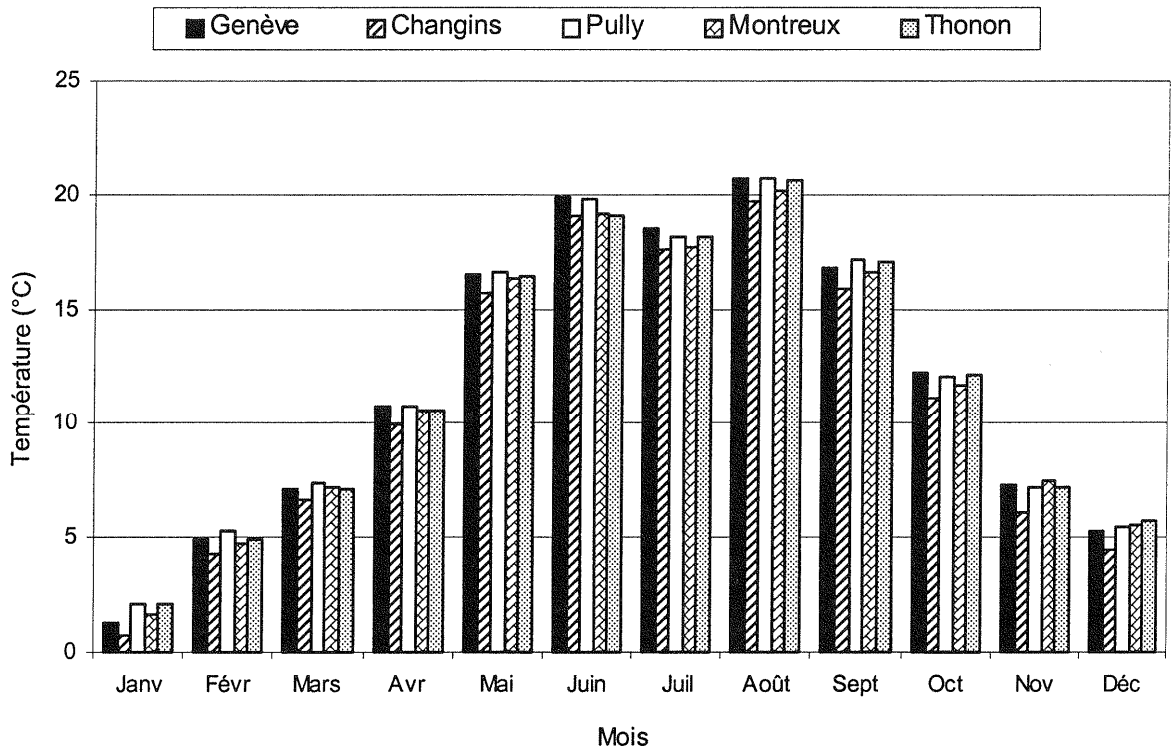


Figure 1.1 : Moyenne mensuelle de la température de l'air de chaque station

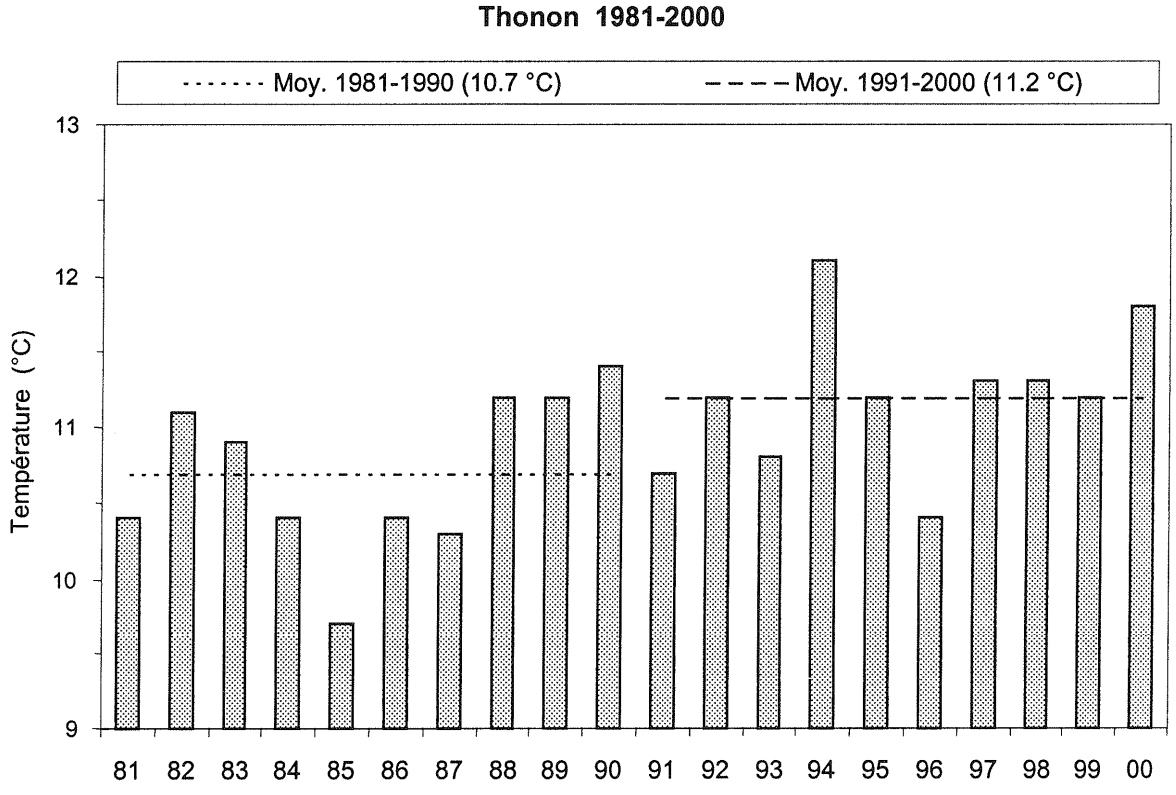


Figure 1.2 : Température moyenne annuelle de l'air à Thonon

3. PLUVIOMÉTRIE

A contrario de l'année 1999, année particulièrement pluvieuse avec une moyenne interstations de 1'323.9 mm de précipitations, l'année 2000, avec 1'031.8 mm, se situe au niveau de la normale.

Le cumul des précipitations sur Thonon du premier semestre (273.5 mm) est très inférieur à la normale (442.4 mm) de la période 1951-2000, ce qui représente un déficit de l'ordre de 38 %.

Il faut relever que des épisodes pluvieux remarquables en juillet (115.6 mm), octobre (116.5 mm) et novembre (150.0 mm) comblent partiellement ce déficit et situent l'année 2000 (885.6 mm) au 34^{e} rang des années les plus pluvieuses de la chronologie 1951-2000.

Une nouvelle fois avec 885.6 mm de précipitations, Thonon est la station la moins arrosée, Pully avec 1'203.8 mm celle où les précipitations sont les plus importantes.

TABLEAU 2.1 - Pluviométrie mensuelle à chaque station (mm)

	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon	Thonon 1951-2000
Janvier	19.2	31.8	17.6	21.3	7.5	61.7
Février	95.7	135.6	124.4	85.9	75.0	57.6
Mars	44.2	40.4	54.3	68.0	35.0	61.7
Avril	78.8	71.4	105.6	83.5	77.5	69.6
Mai	52.7	44.4	55.1	69.4	57.0	89.5
Juin	23.1	35.4	48.2	68.7	21.5	102.3
Juillet	120.6	126.1	157.2	170.8	115.6	74.1
Août	109.2	101.3	157.1	87.9	97.5	97.7
Septembre	105.4	86.3	75.4	86.5	81.0	95.3
Octobre	130.5	114.9	183.9	117.2	116.5	83.4
Novembre	148.7	169.9	172.2	132.1	150.0	83.9
Décembre	67.9	69.8	52.8	55.0	51.5	70.3
Total	996.0	1'027.3	1'203.8	1'046.3	885.6	947.1

L'étude des totaux annuels des précipitations à Thonon ne laisse apparaître aucune évolution ou changement significatif. En effet, la moyenne de la décennie 1991-2000 (986.2 mm) est proche de la moyenne de la décennie 1981-1990 (950.1 mm) et de la moyenne de la période 1953-2000 (947.1 mm)

TABLEAU 2.2 - Pluviométrie annuelle à Thonon (mm).

Années	Pluviométrie total annuel	Années	Pluviométrie total annuel
1981	973.3	1991	794.9
1982	985.8	1992	993.0
1983	950.4	1993	1'011.7
1984	883.1	1994	1'105.9
1985	890.6	1995	1'114.5
1986	886.0	1996	954.0
1987	1'020.5	1997	1'012.0
1988	1'093.0	1998	855.5
1989	676.3	1999	1'134.6
1990	1'141.6	2000	885.6

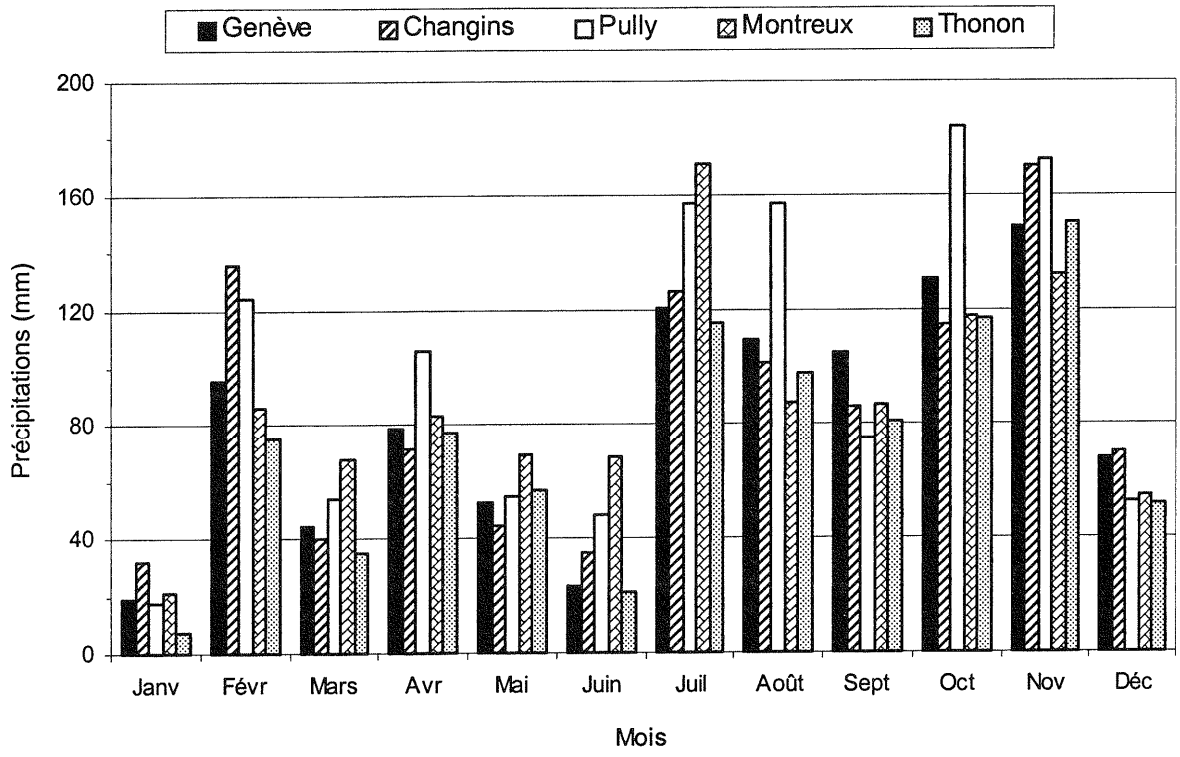


Figure 2.1 : Pluviométrie mensuelle de chaque station (mm)

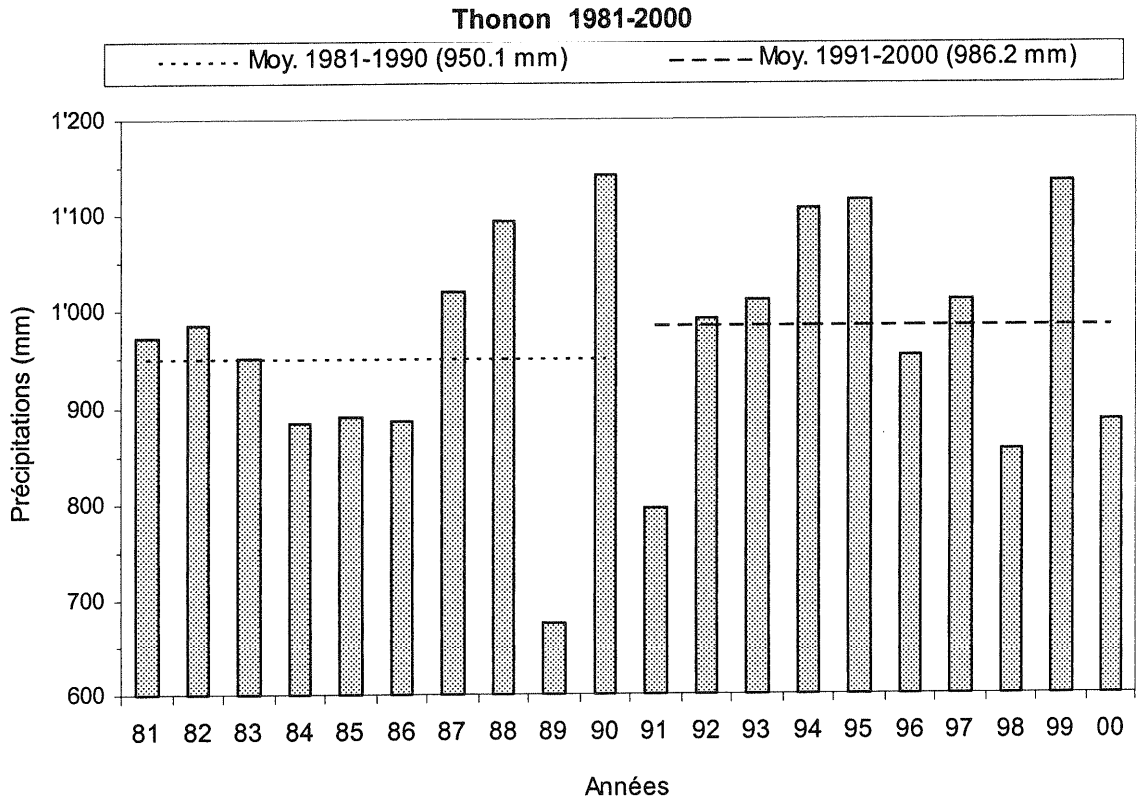


Figure 2.2 : Pluviométrie annuelle à Thonon (mm)

4. INSOLATION

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

L'année 2000, avec une moyenne interstations de 1'999 heures, est une année exceptionnellement ensoleillée. A Thonon, station la moins ensoleillée du bassin lémanique, l'excédent d'ensoleillement par rapport à la moyenne des 46 dernières années dépasse les 7 %, situant ainsi l'année 2000 au neuvième rang des années les plus ensoleillées de cette période. Tous les mois sont excédentaires à l'exception d'avril, juillet et octobre. Le mois de mai, avec 295.6 heures à Thonon, est le mois le plus ensoleillé de l'année, le mois de décembre le moins ensoleillé avec 39.7 heures.

A titre indicatif, l'insolation totale de l'année 2000 à Thonon est supérieure de 256 heures, soit 15 % à l'insolation totale de l'année 1999, année pourtant répertoriée comme une année particulièrement chaude.

TABLEAU 3.1 - Insolation mensuelle à chaque station (h)

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Thonon 1954-2000
Janvier	78.9	86.5	97.3	67.3	43.1
Février	111.0	109.3	105.9	93.4	81.9
Mars	192.6	183.8	185.7	172.6	151.0
Avril	171.0	169.7	171.0	176.7	190.5
Mai	234.8	233.7	238.1	252.0	222.9
Juin	290.8	295.2	299.6	295.6	237.8
Juillet	224.0	221.6	204.4	233.5	268.8
Août	260.0	254.0	256.6	239.4	234.8
Septembre	237.2	229.9	237.0	216.4	177.0
Octobre	109.9	102.5	110.0	106.0	110.1
Novembre	56.3	62.8	64.6	64.1	54.4
Décembre	48.9	51.5	52.9	39.7	39.1
Total annuel	2'015.4	2'000.5	2'023.1	1'956.7	1'811.4

L'examen des totaux annuels d'insolation sur les 20 dernières années à Thonon ne permet pas de dégager une tendance si ce n'est une relative stabilité des moyennes décennales. 1'706 heures d'insolation moyenne sur la période 1981-1990, 1'763 heures pour la période 1991-2000.

TABLEAU 3.2 - Insolation annuelle à Thonon (h)

Années	Insolation totale annuel	Années	Insolation total annuel
1981	1'862.9	1991	1'788.1
1982	2'026.2	1992	1'667.6
1983	1'931.2	1993	1'634.5
1984	1'743.5	1994	1'689.0
1985	1'580.2	1995	1'871.4
1986	1'477.8	1996	1'674.7
1987	1'376.7	1997	1'811.5
1988	1'540.8	1998	1'834.3
1989	1'694.5	1999	1'702.0
1990	1'821.1	2000	1'956.7

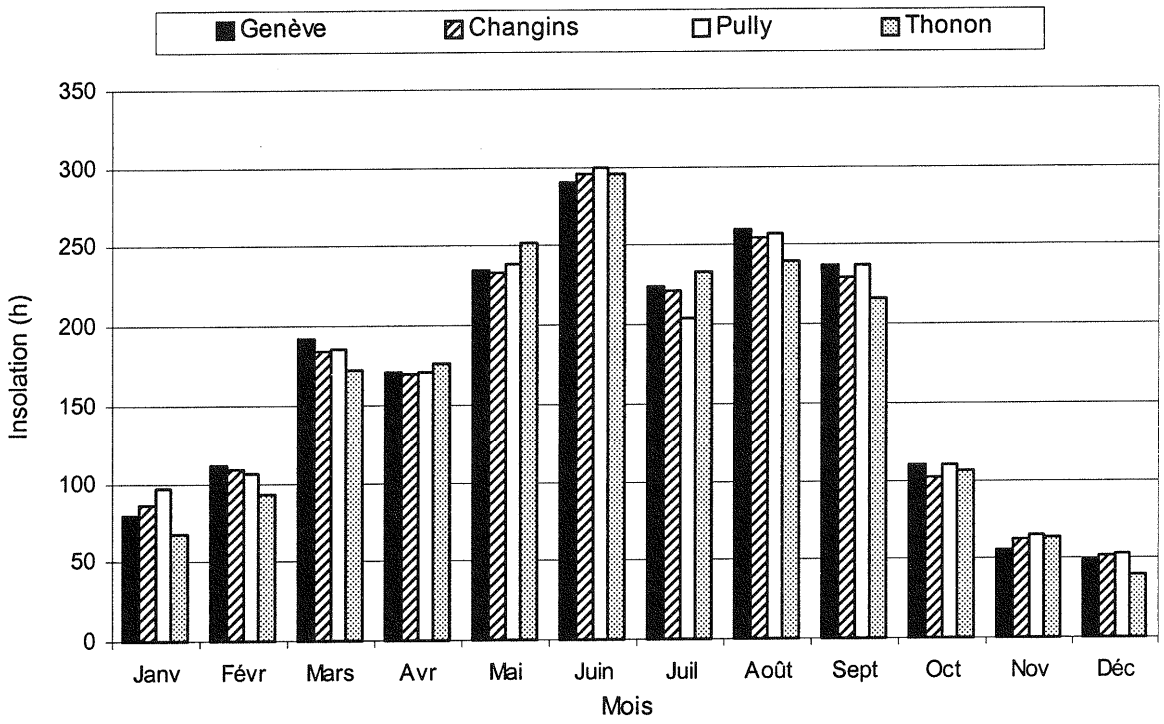


Figure 3.1 : Moyenne mensuelle de l'insolation de chaque station

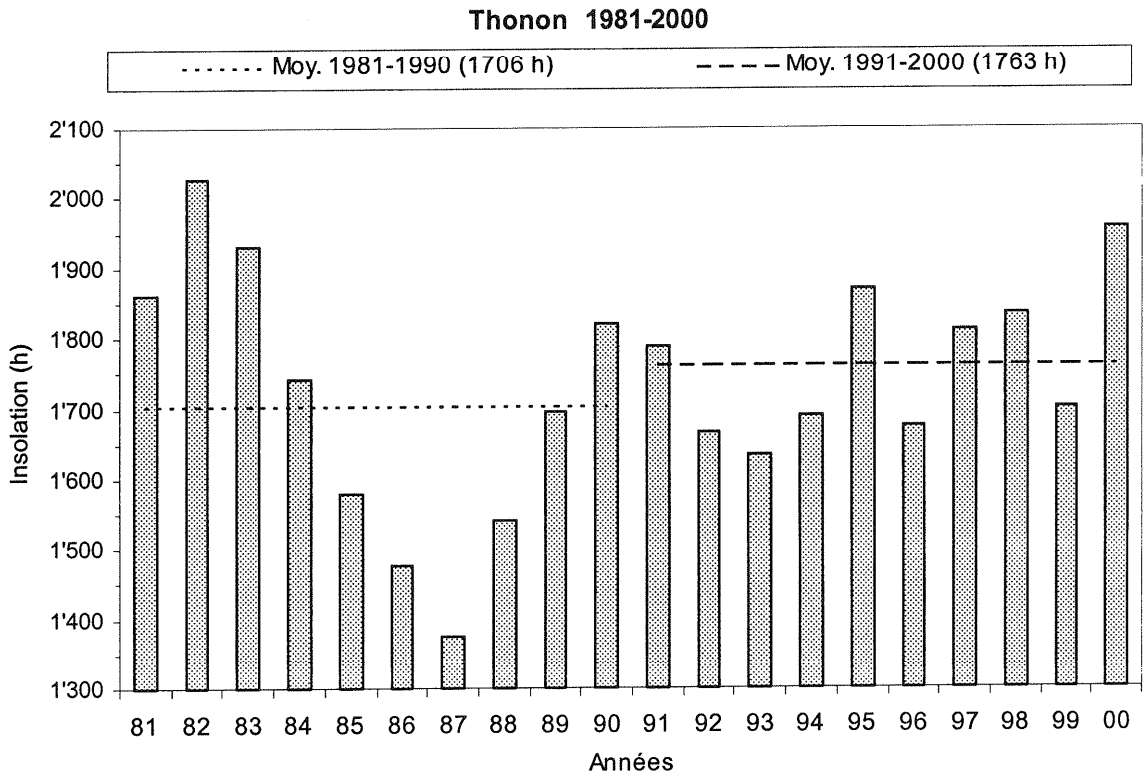


Figure 3.2 : Insolation annuelle à Thonon

5. RAYONNEMENT

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

Les remarques faites sur l'importance de l'insolation durant l'année 2000 sont également valables pour le rayonnement global. La moyenne interstations pour l'année 2000, 12.3 Mj/m^2.j est nettement supérieure à celle de l'année 1999, 11.4 Mj/m^2.j. Le rayonnement global atteint son maximum en juin et son minimum en décembre. A Thonon, à l'exception de juillet, toutes les valeurs de rayonnement global dépassent les moyennes mensuelles de la période 1971-2000.

TABLEAU 4.1 - Rayonnement global mensuel à chaque station (Mj/m^2.j)

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Thonon 1971-2000
Janvier	4.1	4.3	4.3	3.6	3.0
Février	6.9	6.6	6.5	6.3	5.6
Mars	12.3	12.0	12.6	11.8	10.4
Avril	15.0	14.9	15.3	15.1	15.1
Mai	19.8	19.8	20.4	20.3	18.3
Juin	22.9	23.1	24.3	24.0	20.4
Juillet	19.0	19.4	18.8	19.6	21.0
Août	17.5	17.6	17.8	18.3	18.1
Septembre	14.2	14.5	14.8	14.9	13.0
Octobre	7.5	7.3	7.7	7.3	7.0
Novembre	3.8	4.0	4.3	3.9	3.6
Décembre	2.9	2.9	3.1	2.5	2.5
Moyenne	12.2	12.2	12.5	12.3	11.5

Avec un rayonnement global annuel de 4'501.7 Mj/m^2, l'année 2000 dépasse pour la troisième fois en trente ans le seuil des 4'500 Mj/m^2 se classant par là-même au troisième rang de la chronologie 1971-2000 derrière les années 1971 (4'577 Mj/m^2) et 1976 (4'590.4 Mj/m^2).

TABLEAU 4.2 - Rayonnement global annuel à Thonon (Mj/m^2)

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

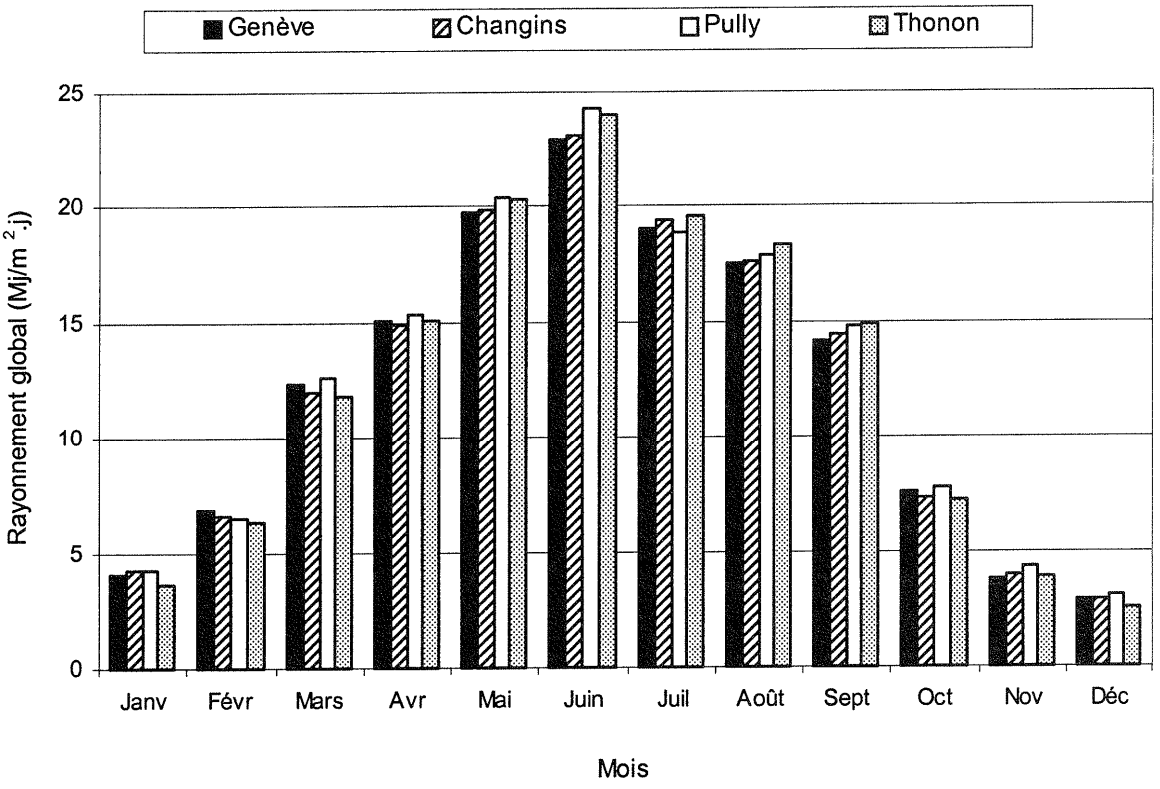


Figure 4.1 : Moyenne mensuelle du rayonnement global de chaque station

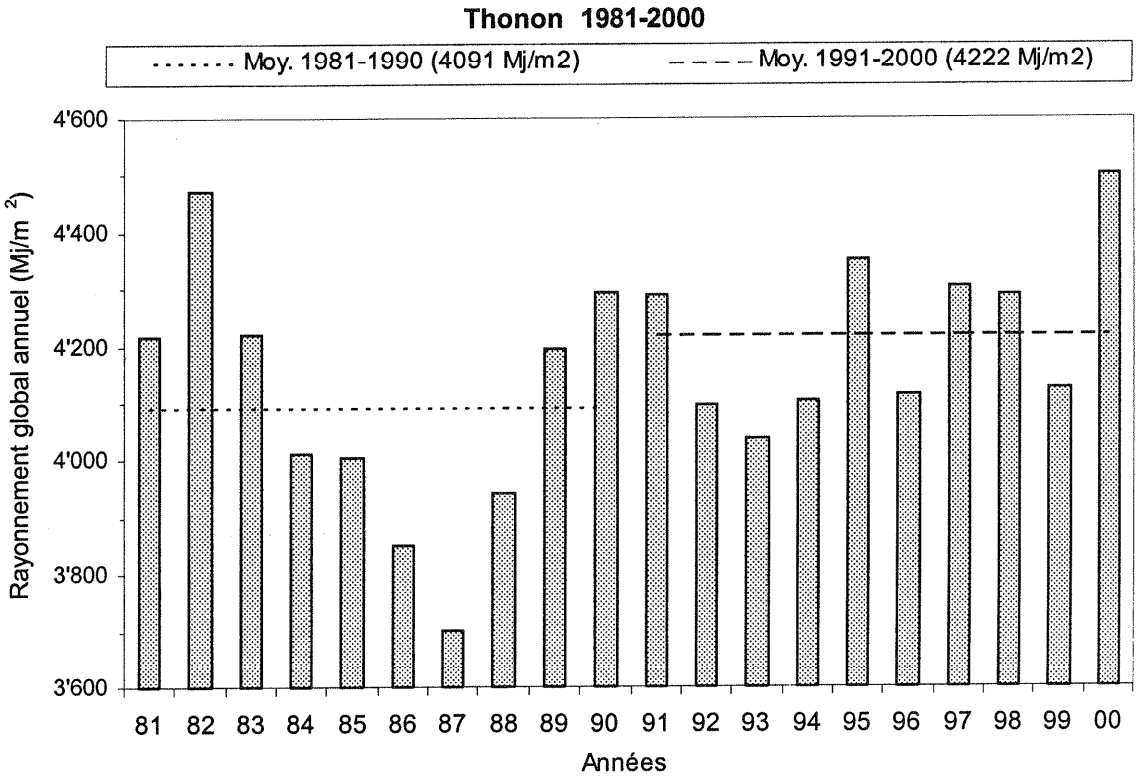


Figure 4.2 : Rayonnement global annuel à Thonon

6. VENT

L'année 2000 apparaît comme une année nettement moins ventée que l'année 1999. En effet, les moyennes mensuelles de la vitesse du vent à 13 heures, des cinq stations de mesure pour l'année 2000, sont toutes inférieures à celles de l'année 1999 (figure 5.3). Valeurs 1999 : Genève 3.3 m/s, Changins 2.9 m/s, Pully 2.0 m/s, Montreux 0.7 m/s et Thonon 2.0 m/s. Au demeurant, le nombre de vents forts enregistrés à 13 heures à Changins en 1999 était de 55 soit 10 vents forts de plus que cette année.

TABLEAU 5.1 - Moyenne mensuelle de la vitesse du vent à 13 heures (m/s)

	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon
Janvier	2.2	2.0	1.6	0.7	2.1
Février	3.4	2.7	1.7	0.8	1.7
Mars	3.7	3.3	2.5	0.9	2.4
Avril	3.6	3.4	2.0	1.0	1.7
Mai	3.2	2.7	2.1	0.8	1.7
Juin	3.1	3.2	1.8	1.0	1.9
Juillet	3.7	3.4	2.0	1.0	2.1
Août	2.7	2.2	1.5	0.8	1.4
Septembre	2.7	1.9	1.7	0.9	1.4
Octobre	2.1	2.2	1.9	0.9	1.9
Novembre	2.3	2.3	1.8	0.8	1.5
Décembre	1.8	1.8	1.2	0.6	1.4
Moyenne	2.9	2.6	1.8	0.9	1.8

A la station de Changins, station de référence où la vitesse du vent présente le plus d'amplitude, les vents de l'année 2000 sont dans leur ensemble de secteur sud. (figure 5.1). Les vents forts, vent dont la vitesse est supérieure à 5 m/s, se répartissent entre deux secteurs opposés W-SW et E-NE (figure 5.2), et sont principalement circonscrits aux sept premiers mois de l'année. En effet sur un total annuel de 45 vents forts, 36 ont eu lieu entre janvier et juillet (figure 5.4).

Le mois de mars avec 9 vents forts et une vitesse moyenne mensuelle de 3.7 m/s apparaît comme le mois le plus agité de l'année à cette station.

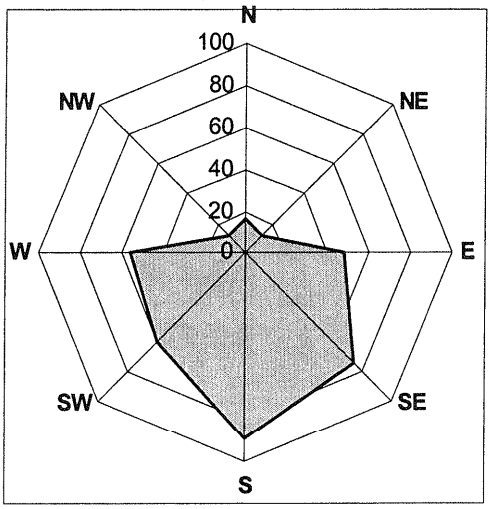


Figure 5.1 : Nombre et direction des jours de vent à Changins à 13 heures

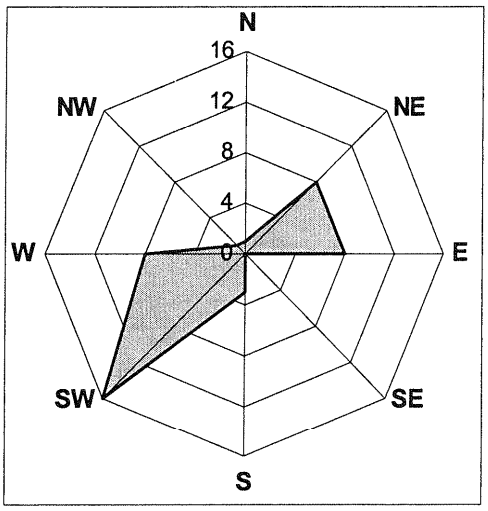


Figure 5.2 : Nombre et direction des jours de vent fort (> 5 m/s) à Changins à 13 heures

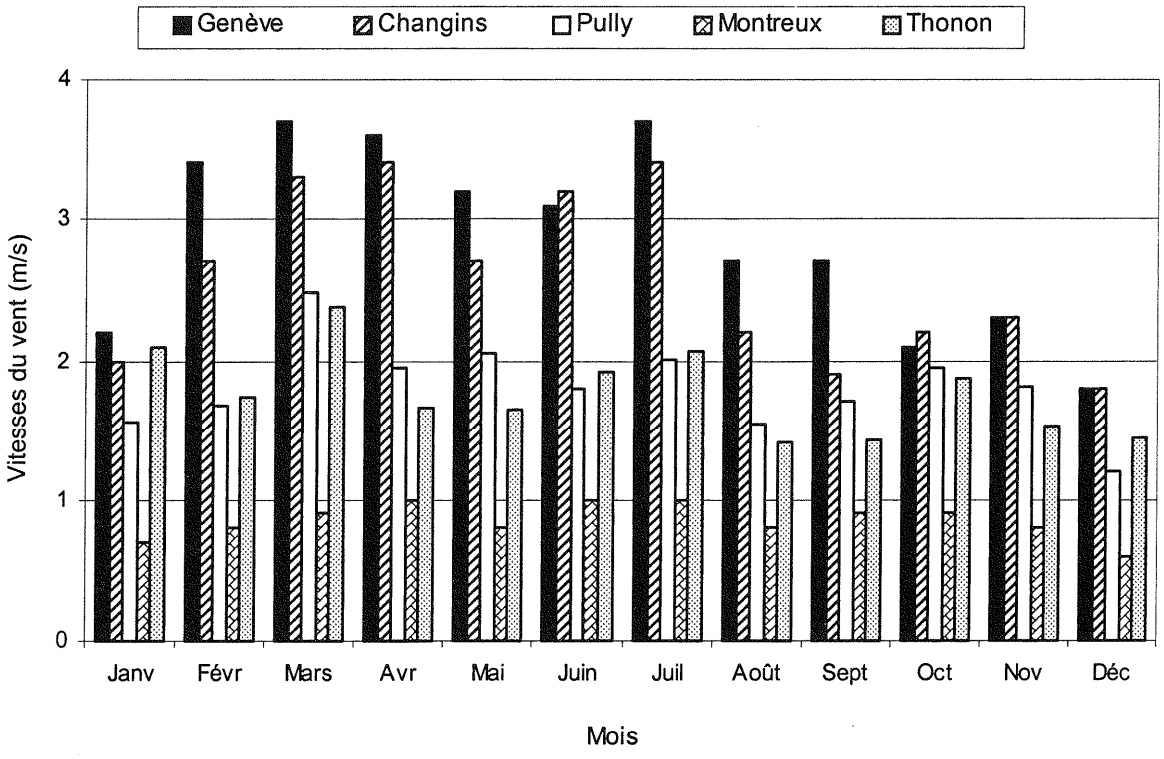


Figure 5.3 : Moyenne mensuelle de la vitesse de vent à 13 heures de chaque station

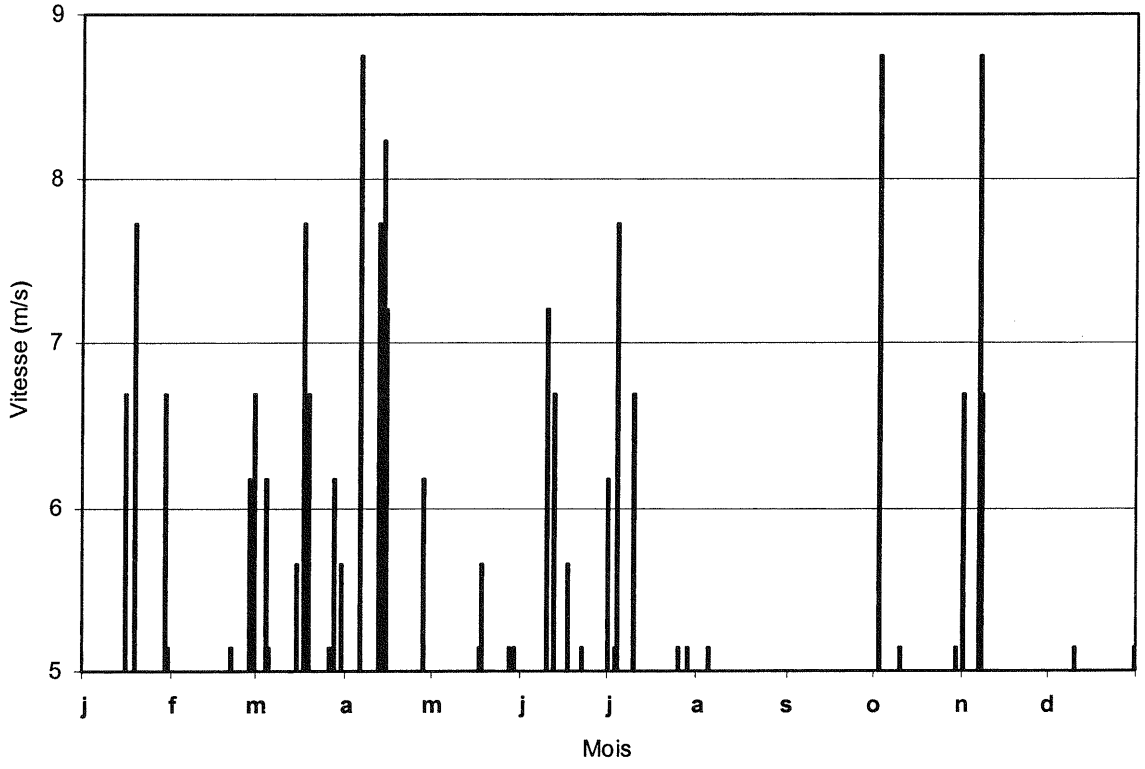


Figure 5.4 : Répartition annuelle des vents forts (> 5 m/s) à Changins à 13 heures

7. CONCLUSIONS

L'année climatique 2000 sur les rives du Léman restera comme une année chaude, due principalement à un printemps clément et à un ensoleillement au cours de l'année particulièrement important. Avec une lame d'eau moyenne précipitée de 1'031.8 mm, elle s'inscrit dans la normale au niveau pluviométrie. Les vents inégalement répartis au cours de l'année apparaissent moins nombreux que l'année précédente mais toujours orientés des mêmes secteurs.

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, **2001**, 37-72.

ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN

Campagne 2000

PAR

François RAPIN

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

Pascale NIREL et **Roger REVACLIER**

SERVICE CANTONAL D'HYDROBIOLOGIE, CP 78, CH - 1211 GENÈVE 8

Jérôme LAZZAROTTO

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

Claude CORVI

SERVICE DE PROTECTION DE LA CONSOMMATION, CP 166, CH - 1211 GENÈVE 4

RÉSUMÉ

Après un brassage presque complet du Grand Lac en mars 1999, l'hiver 1999-2000 n'a pas été suffisamment froid pour susciter un brassage permettant de réoxygéner les eaux profondes. On peut estimer que la circulation hivernale des eaux a atteint 150 mètres en mars 2000. La concentration des eaux du fond du Grand Lac est alors de 5.84 mg O_2/l au mois de mars et chute avec un minimum de 2.35 mg O_2/l au mois d'octobre. La concentration en oxygène dissous est inférieure à 4 mg O_2/l du mois de septembre à la fin de l'année pour les eaux du fond du Grand Lac.

Par contre, l'homogénéisation thermique et le brassage total des eaux ont eu lieu comme chaque année dans le Petit Lac.

La température des eaux du fond du Grand Lac reste stable depuis 4 ans aux alentours de 5.8 °C, après un accroissement régulier de 1 °C sur la décennie 1987-1997.

La transparence maximale de 13 mètres mesurée mi-février et début mars 2000, bien que faible comparée à 1999, année relativement exceptionnelle (17.5 mètres en mars), correspond aux valeurs des années précédentes.

Après trois années, de 1997 à 1999, où le phosphore total du lac est resté relativement constant, on observe en 2000 une baisse significative de la concentration en phosphore total dans le lac : de 39.2 µg P/l en 1999 à 36.5 µg P/l en 2000.

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. Des traces d'herbicides triaziniques et de métolachlore sont toujours décelées dans les eaux du lac. Bien que les concentrations demeurent faibles, et probablement sans effet toxique sur l'écosystème, il faut relever que leur présence n'est pas souhaitable et que toute mesure visant à en limiter l'apport est à encourager. Les teneurs en NTA et EDTA des eaux du lac restent faibles et respectent les tolérances requises pour les eaux de boisson.

1. MÉTHODES

Les stations de mesure des paramètres physico-chimiques, représentées sur la figure 1, sont les suivantes :

- SHL2 au centre du Grand Lac entre Evian et Lausanne (coord. : 534.70/144.95), correspond à la partie la plus profonde du lac (309.7 m),
- GE3 au centre du Petit Lac dans la fosse de Chevrens, entre Coppet et Chevrens (coord. : 506.10/128.04) (71 m).

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).

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

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

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

  La fréquence des prélèvements est adaptée au cycle biologique du lac. Elle est mensuelle de décembre à février, mois pendant lesquels l'activité biologique est réduite, puis bimensuelle de mars à novembre, lorsque l'activité est intense et subit de fortes et rapides fluctuations. Il y a eu 18 campagnes de prélèvements en 1999.

  Les prélèvements sont effectués, selon des techniques uniformisées, par la Station d'Hydrobiologie Lacustre (INRA-UMR/CARRTEL-Thonon-les-Bains), qui procède également à diverses mesures *"in situ"*.

  Les échantillons sont analysés par le laboratoire de la Station d'Hydrobiologie Lacustre (INRA-UMR/CARRTEL-Thonon-les-Bains). La validité des résultats est périodiquement testée par des analyses interlaboratoires auxquelles participent environ 20 laboratoires. En 2000, les résultats analytiques sont concordants (STRAWCZYNSKI, 2001).

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

  Certains métaux et micropolluants organiques sont recherchés, à différentes profondeurs, après circulation des eaux (mars) et en période de stratification (septembre). Les éléments suivants ont été dosés : fer, manganèse, plomb, cadmium, chrome, cuivre et mercure. Les herbicides décelés antérieurement dans les eaux du Léman et d'autres produits phytosanitaires : des insecticides et fongicides chlorés, des insecticides organophosphorés et d'autres herbicides du type triazine ou des dérivés de l'urée ont été recherchés. Quelques dosages d'EDTA et de NTA ont également été effectués. La liste des produits recherchés est donnée en annexe 1. La méthodologie analytique est décrite dans CORVI et KHIM-HEANG (1996).

- ***Profondeurs et fréquence d'échantillonnage - station GE 3 (Petit Lac)***

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

  0 - 2.5 - 5 - 7.5 - 10 - 15 - 20 - 30 - 50 et 70 m.

  La fréquence des prélèvements est mensuelle.

  Les prélèvements et les analyses sont effectués, également selon des techniques uniformisées, par le Service cantonal d'hydrobiologie de Genève.

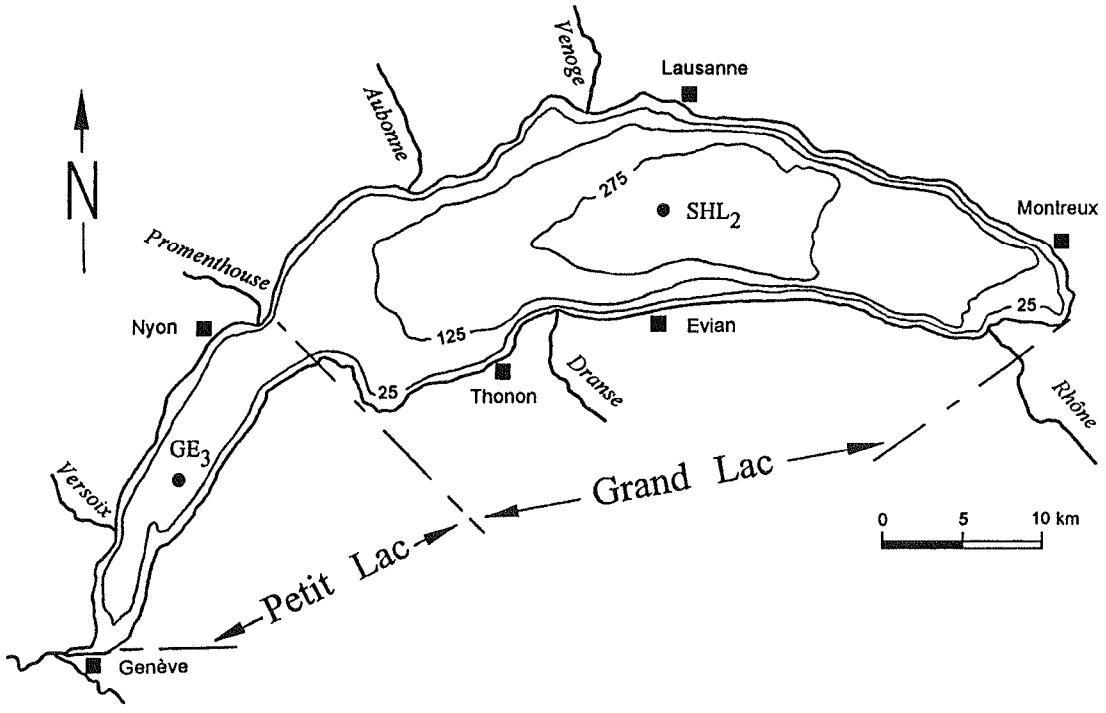
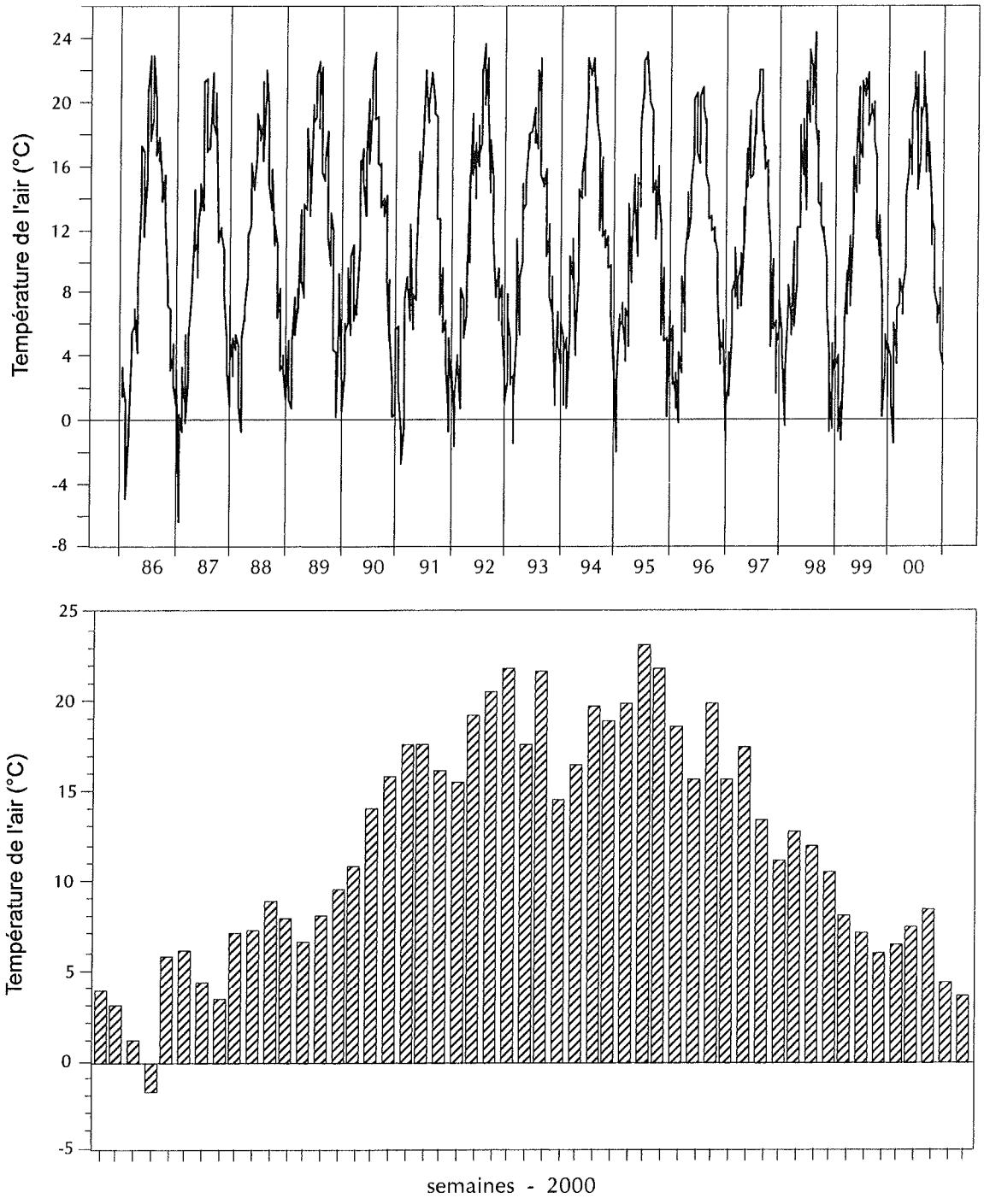


Figure 1 : Situation des points de prélèvement

2. ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU GRAND LAC

2.1 Régime thermique et influence sur la stratification ou le mélange des eaux

Les températures moyennes de l'air (figures 2a et 2b) durant l'hiver, et particulièrement au mois de février, n'ont pas été assez élevées pour permettre un brassage complet du Grand Lac (figure 3). Le brassage a été moins important qu'en mars 1999.



Figures 2 a : Température moyenne hebdomadaire de l'air à la station de Pully de 1986 à 2000

b : Température moyenne hebdomadaire de l'air à la station de Pully en 2000

La réoxygénation des eaux profondes a donc été réduite. De ce fait, la concentration en oxygène dissous au fond du Grand Lac est moins importante qu'en 1999 où elle a atteint 9.1 mg O_2 /l. En 2000, le maximum atteint a été de 6.10 mg O_2 /l (figures 14 et 16).

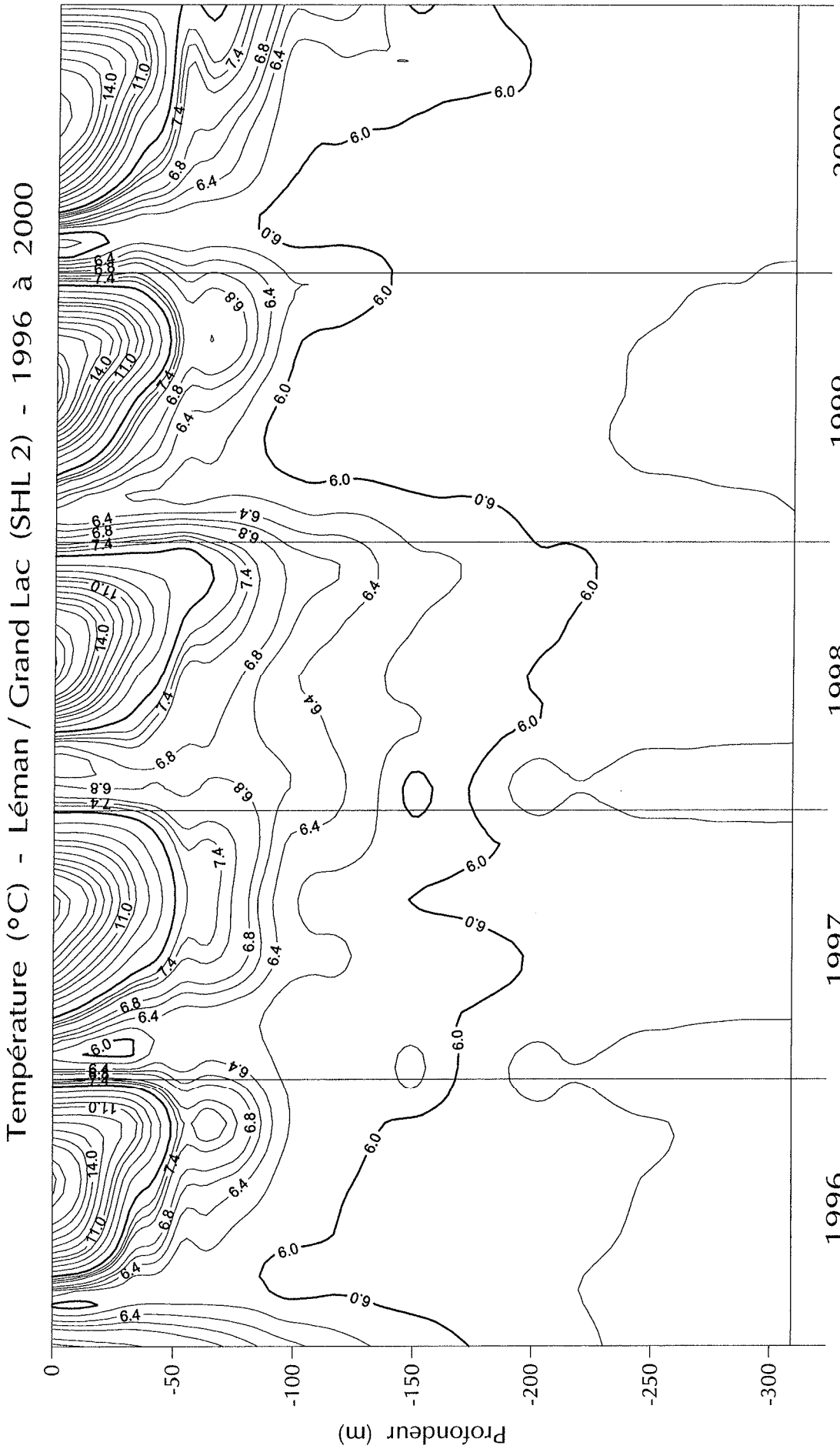


Figure 3 : Température des eaux du Léman (Grand Lac - SHL2) en fonction de la profondeur

N.B. : suivant le nombre d'années prises en considération, de très légères modifications de représentation graphique peuvent apparaître (différence de lissage des courbes d'isovaleurs)

On observe une tendance nette à l'augmentation de la température des eaux du Léman, aussi bien en profondeur (+ 1.36°C à 309 mètres de 1963 à 2000 - figure 4) qu'en surface (+ 1.2°C à 5 mètres de 1970 à 2000 - figure 5).

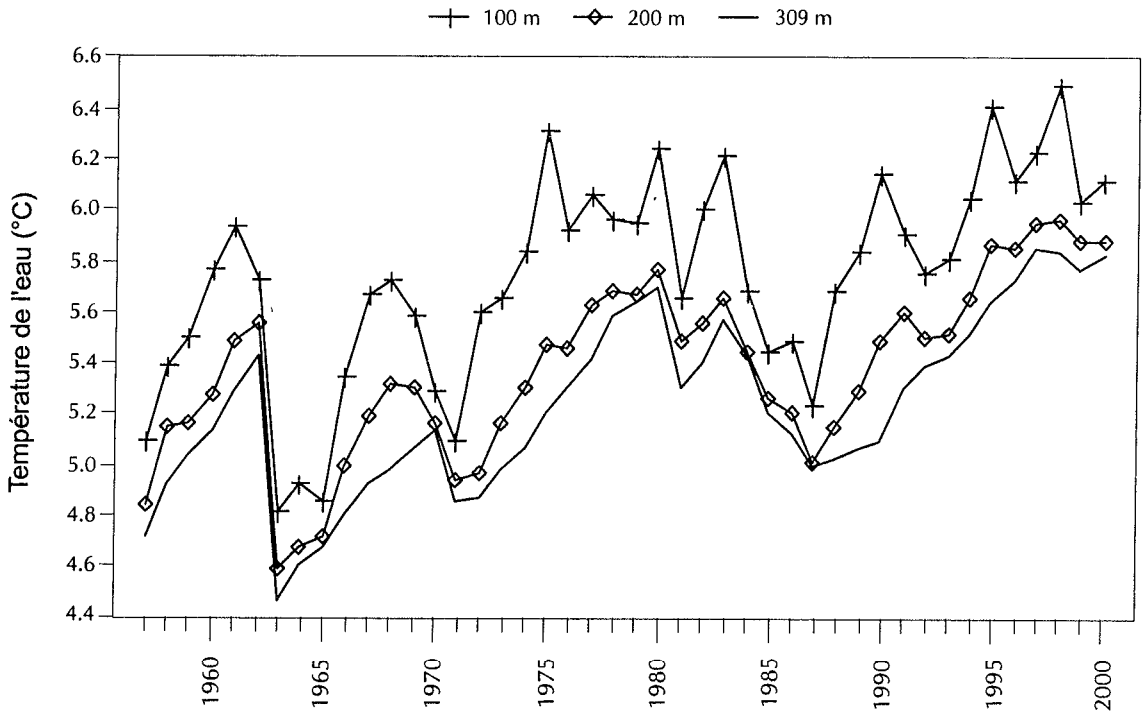


Figure 4 : Evolution de la température moyenne annuelle de l'eau à 100, 200 et 309 mètres de profondeur, Léman - Grand Lac (SHL2)

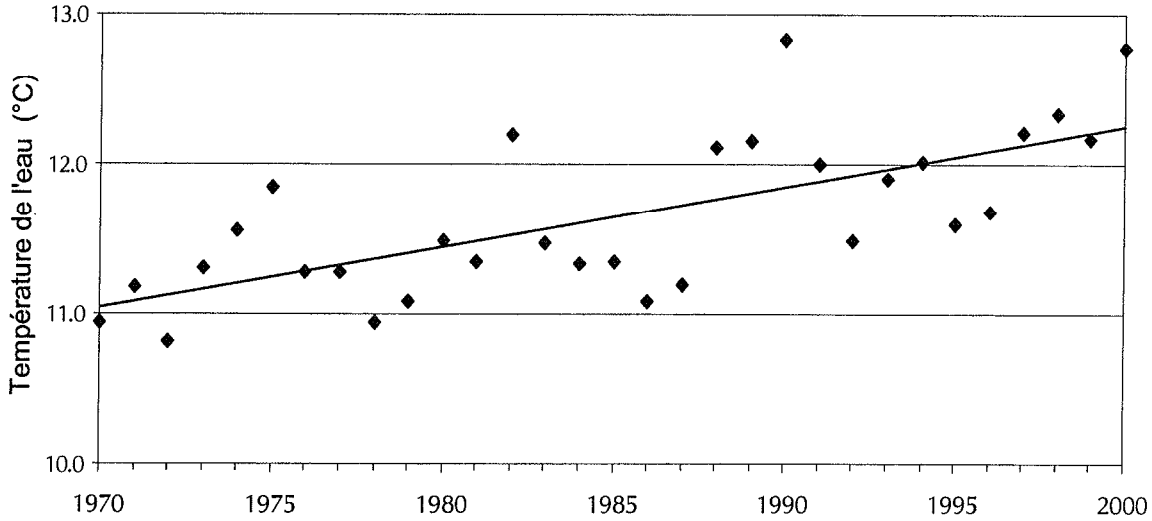


Figure 5 : Evolution de la température moyenne annuelle de l'eau du Léman à 5 mètres de profondeur - Grand Lac (SHL2)

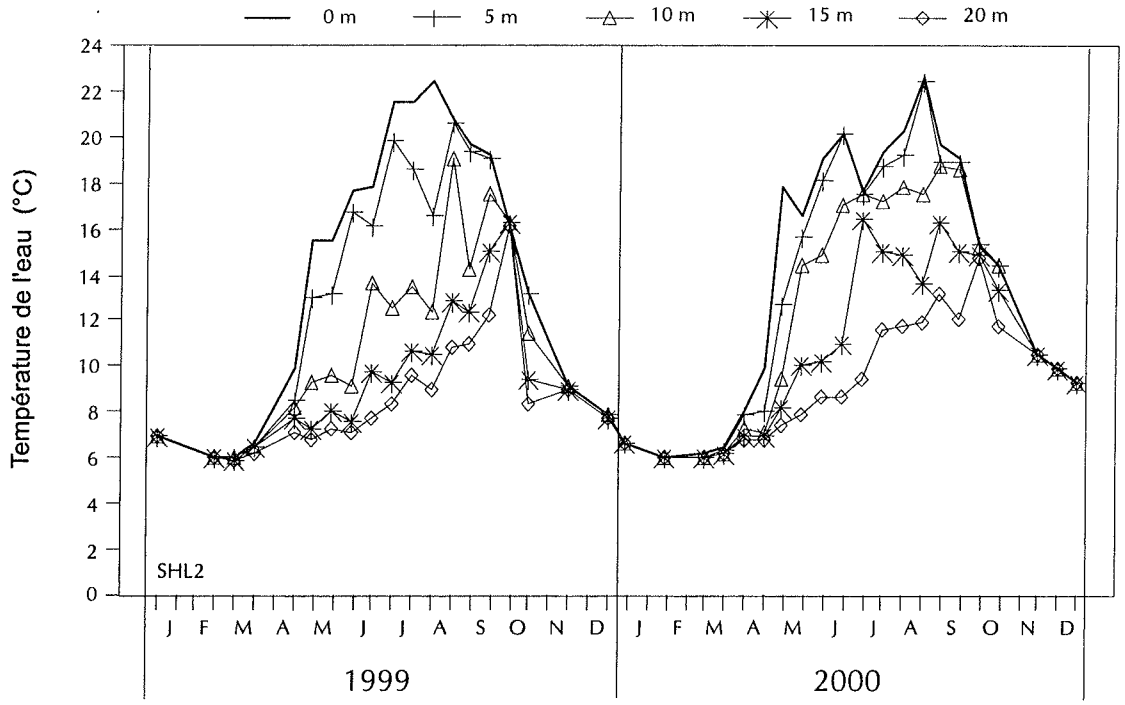


Figure 6 : Température de l'eau des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m) Léman - Grand Lac (SHL2)

2.2 Evolution saisonnière dans les couches superficielles

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

Le brassage hivernal, moins important en 2000 qu'en 1999, a tout de même permis un renouvellement partiel des nutriments en provenance du fond. La concentration en phosphore dissous, après le brassage, est remontée à 34 µg P/l en début mars 2000 dans les couches superficielles de 0 à 10 mètres (figure 7).

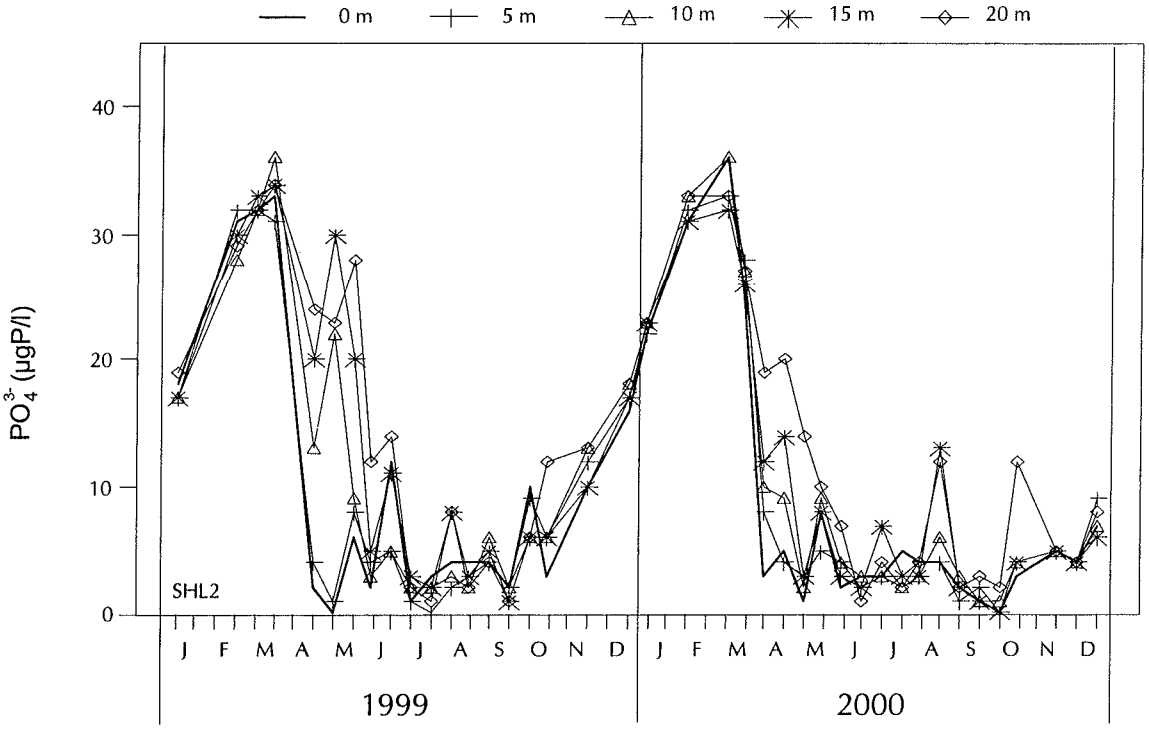


Figure 7 : Concentration en phosphore dissous (PO_4^{3-}) des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

Parallèlement, l'azote nitrique est remonté à 556 µgN/l (figure 8) et la silice dissoute à 1.58 mg/l (figure 9) dans les couches superficielles au mois de mars 2000.

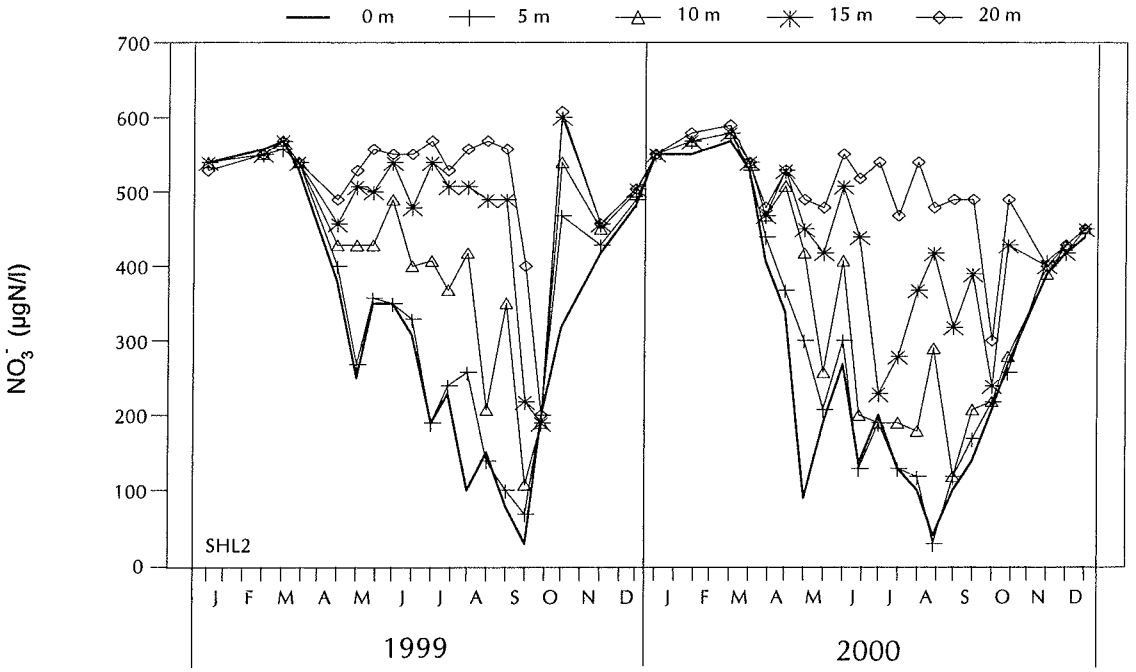


Figure 8 : Concentration en nitrate (NO_3^-) des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

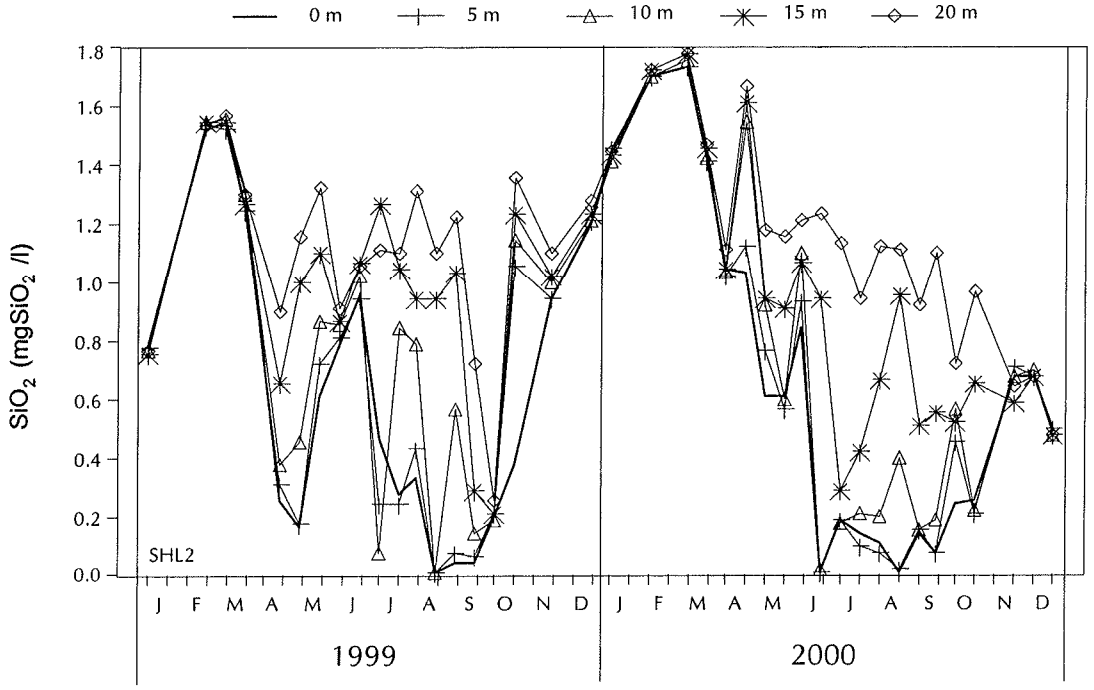


Figure 9 : Concentration en silice dissoute (SiO_2) des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

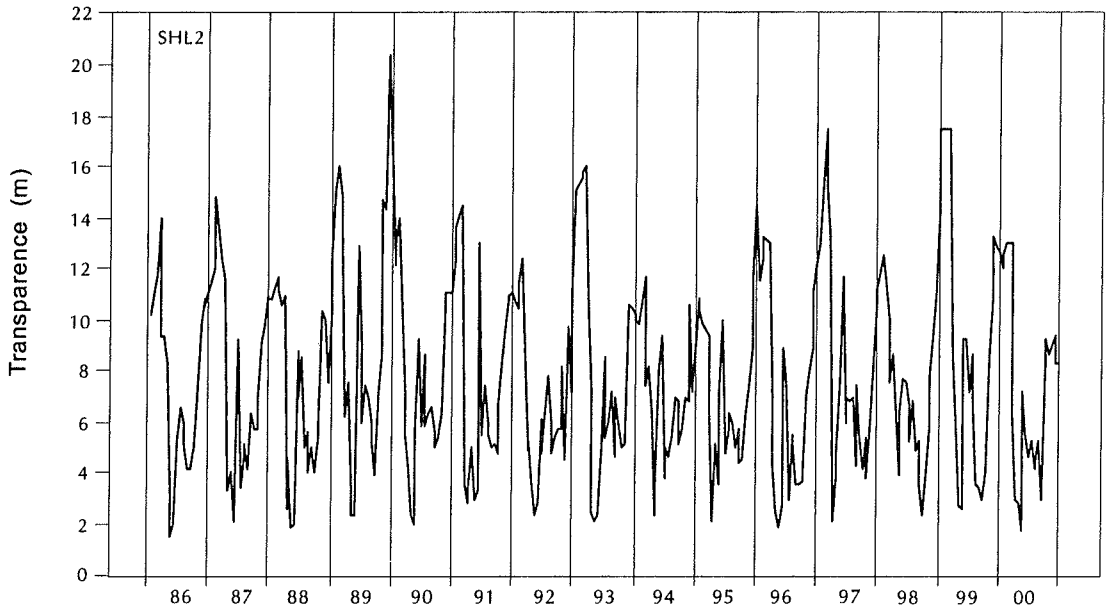


Figure 10 : Transparence mesurée avec le disque de Secchi, Léman - Grand Lac (SHL2)

L'activité phytoplanctonique printanière s'est développée dès le début du mois d'avril, parallèlement au réchauffement des couches superficielles, et est légèrement moins importante qu'en 1999.

A partir de début avril, on observe une chute des nutriments qui correspondent à cette reprise de l'activité phytoplanctonique : le phosphore dissous, les nitrates et la silice chutent à la même période; alors que l'oxygène dissous augmente (figures 7, 8, 9 et 11).

La consommation de ces nutriments est légèrement plus importante et moins tardive qu'en 1999.

Cette activité est accompagnée d'un pic en carbone particulaire et en azote particulaire et atteint un maximum lors de la campagne du 9 avril 2000 (figure 13).

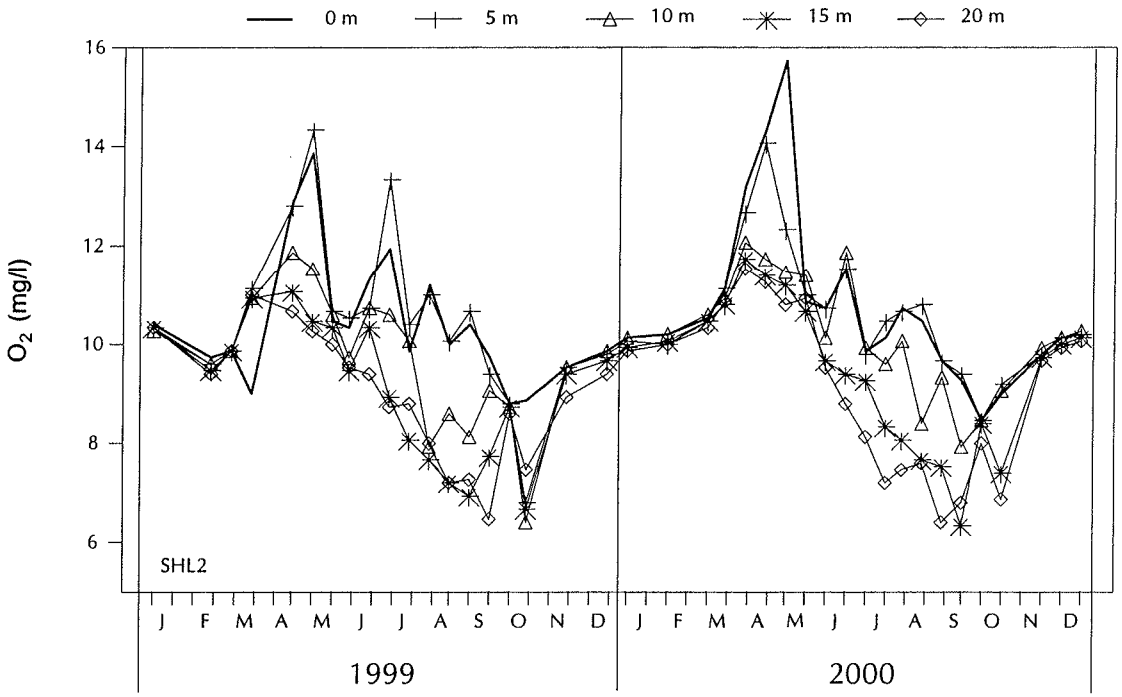


Figure 11 : Concentration en oxygène dissous des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

2.2.2 *Reste de l'année*

La période des « eaux claires » est observée de la fin mai à début juin : on constate une nette mais brève augmentation de la transparence mesurée à l'aide du disque de Secchi (figure 10) avec 7.2 m le 23 mai 2000 et 5.5 m le 13 juin.

L'azote ammoniacal présente de très fortes valeurs (de 39 à 77 µg N/l) durant cette période dans les couches superficielles (figure 12) dans le Grand Lac. Cette augmentation de la teneur en azote ammoniacal correspond au développement intense du zooplancton et de ses excrétats (BALVAY, 2001).

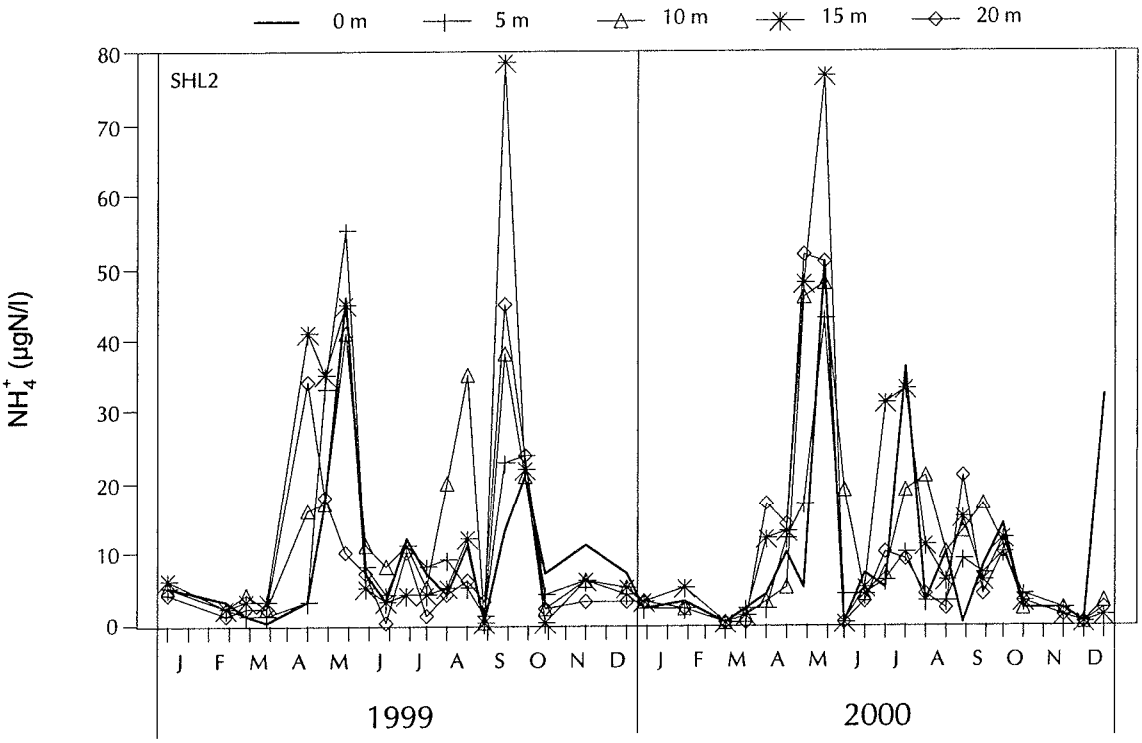


Figure 12 : Concentration en azote ammoniacal des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

Pendant l'été 2000, la consommation des nutriments a été plus importante que l'année précédente.

On constate que le phosphore dissous reste dans les couches superficielles à des concentrations très faibles jusqu'à la fin de l'année, ce qui est exceptionnel (figure 7). Ceci est dû à l'activité phytoplanctonique qui s'est maintenue pendant tout l'hiver 2000-2001, les températures de l'hiver ayant été particulièrement clémentes. Les températures dans les couches superficielles en décembre 2000 sont supérieures de presque 3°C par rapport à décembre 1999 (figure 6).

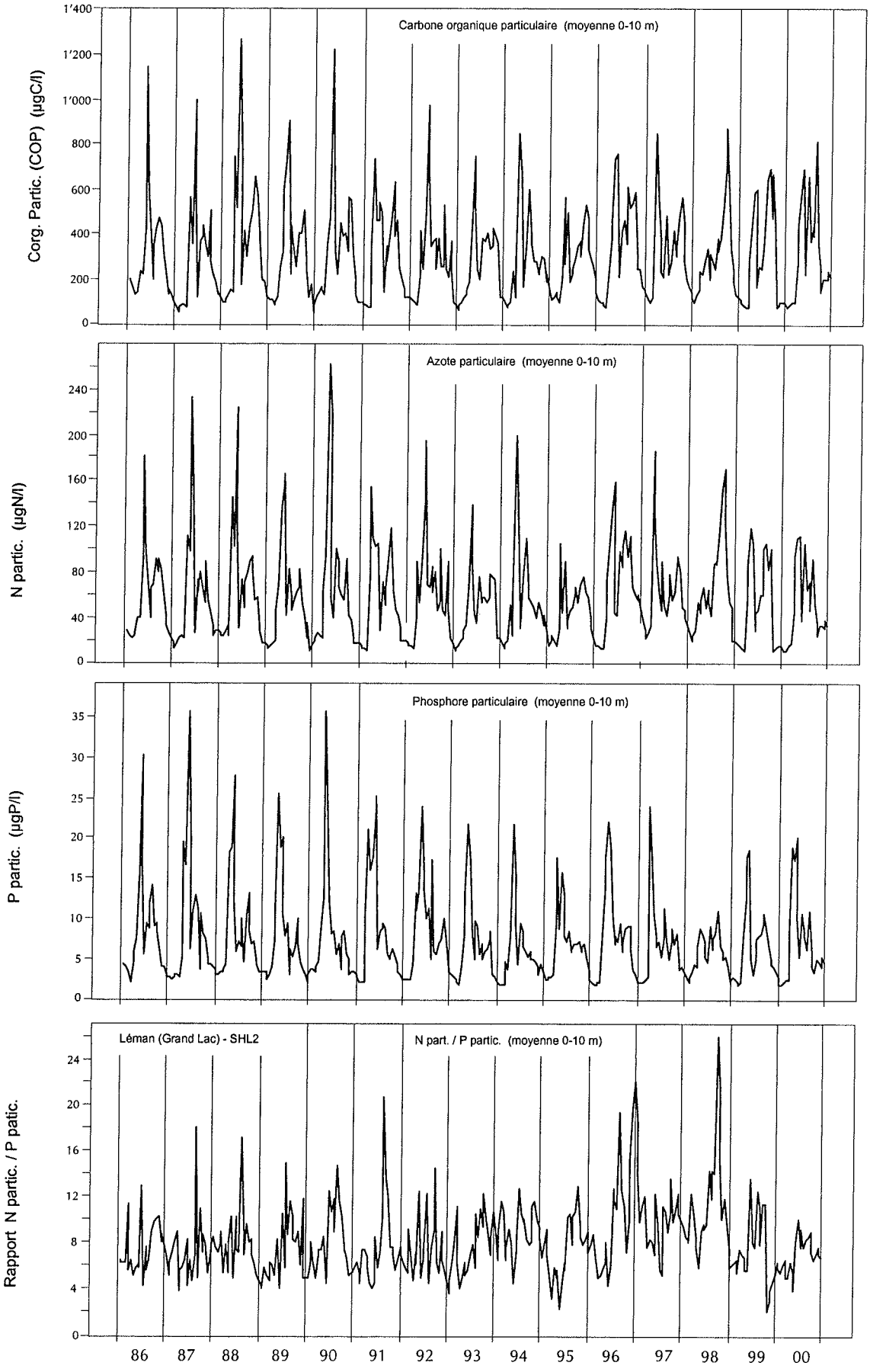


Figure 13 : Concentrations en carbone organique, azote et phosphore particulaires des eaux de la couche superficielle (0-10 m) et rapport Nparticulaire / Pparticulaire, Léman - Grand Lac (SHL2)

2.3 Evolution saisonnière dans les couches profondes

Depuis 1986, on n'a pas observé de brassage absolument complet du lac; la température des eaux de surface n'a plus atteint la température des eaux profondes, condition permettant le brassage complet des eaux et une homogénéisation chimique du Léman. On a observé en 1999 un brassage presque complet (figures 14 et 16). L'homogénéisation de la colonne d'eau, jusqu'à 100 – 150 m, reste importante après le brassage de l'hiver 1999 (O_2 - figure 16).

La moyenne pour 2000 de la teneur en oxygène au fond du Grand Lac est de 4.51 mg O_2/l. Elle descend en dessous de 4 mg O_2/l à la fin du mois de septembre et reste en dessous de 4 mg O_2/l jusqu'à la fin de l'année.

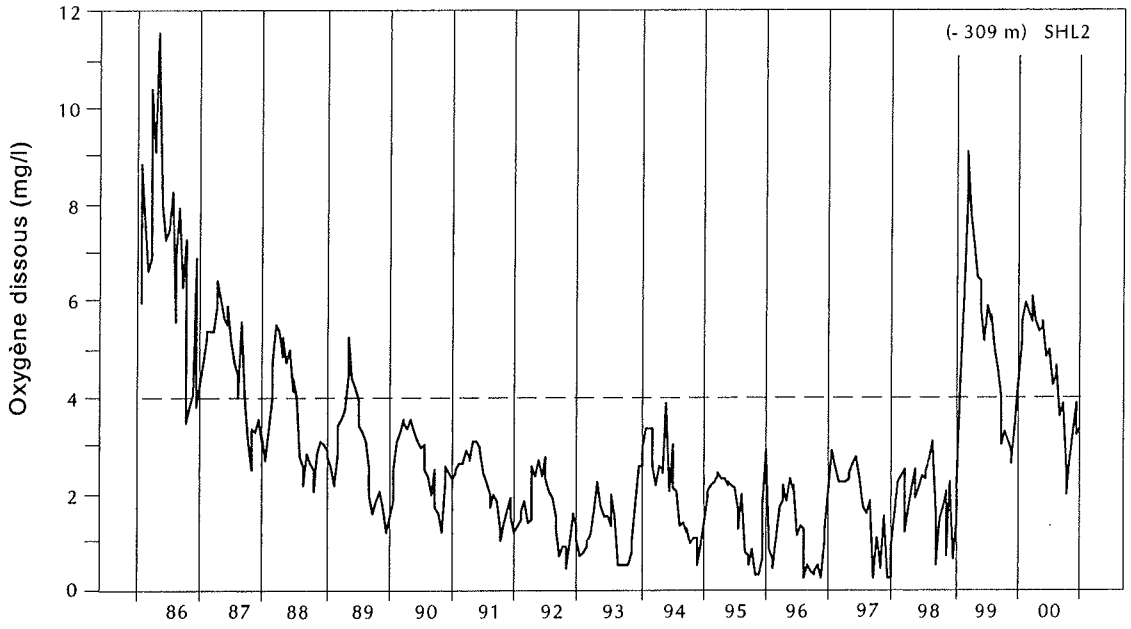


Figure 14 : Concentration en oxygène dissous des eaux du fond, Léman - Grand Lac (SHL2)

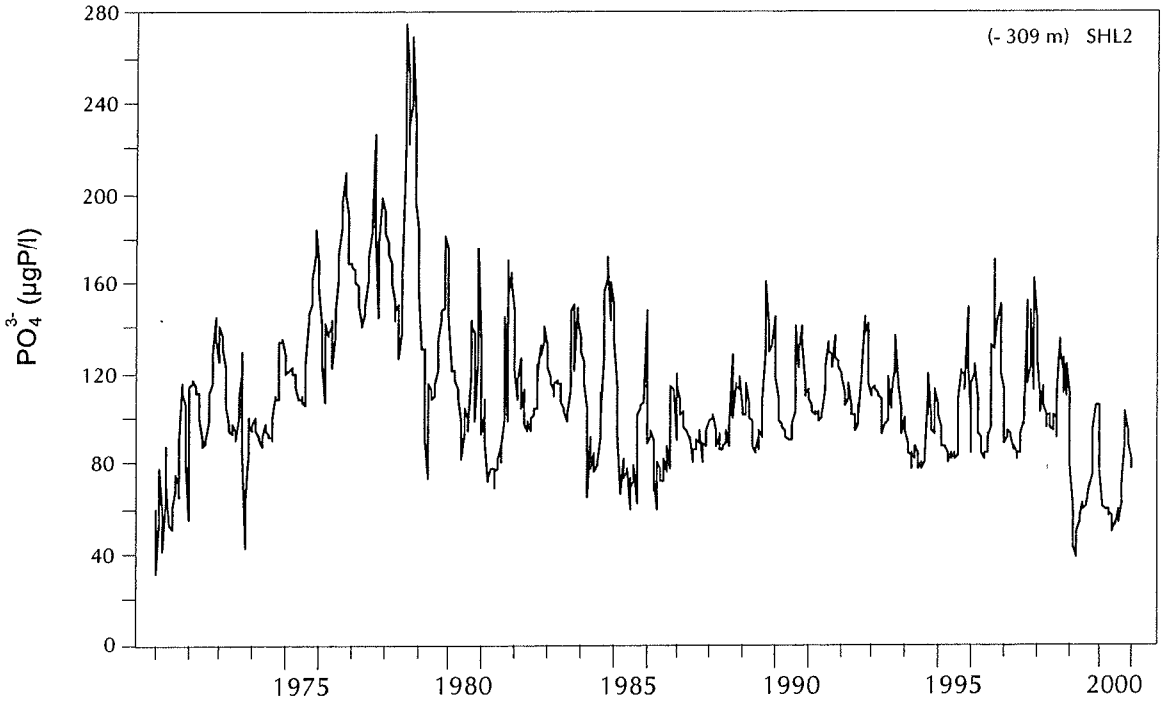


Figure 15 : Concentration en phosphore dissous (PO_4^{3-}) des eaux du fond, Léman - Grand Lac (SHL2)

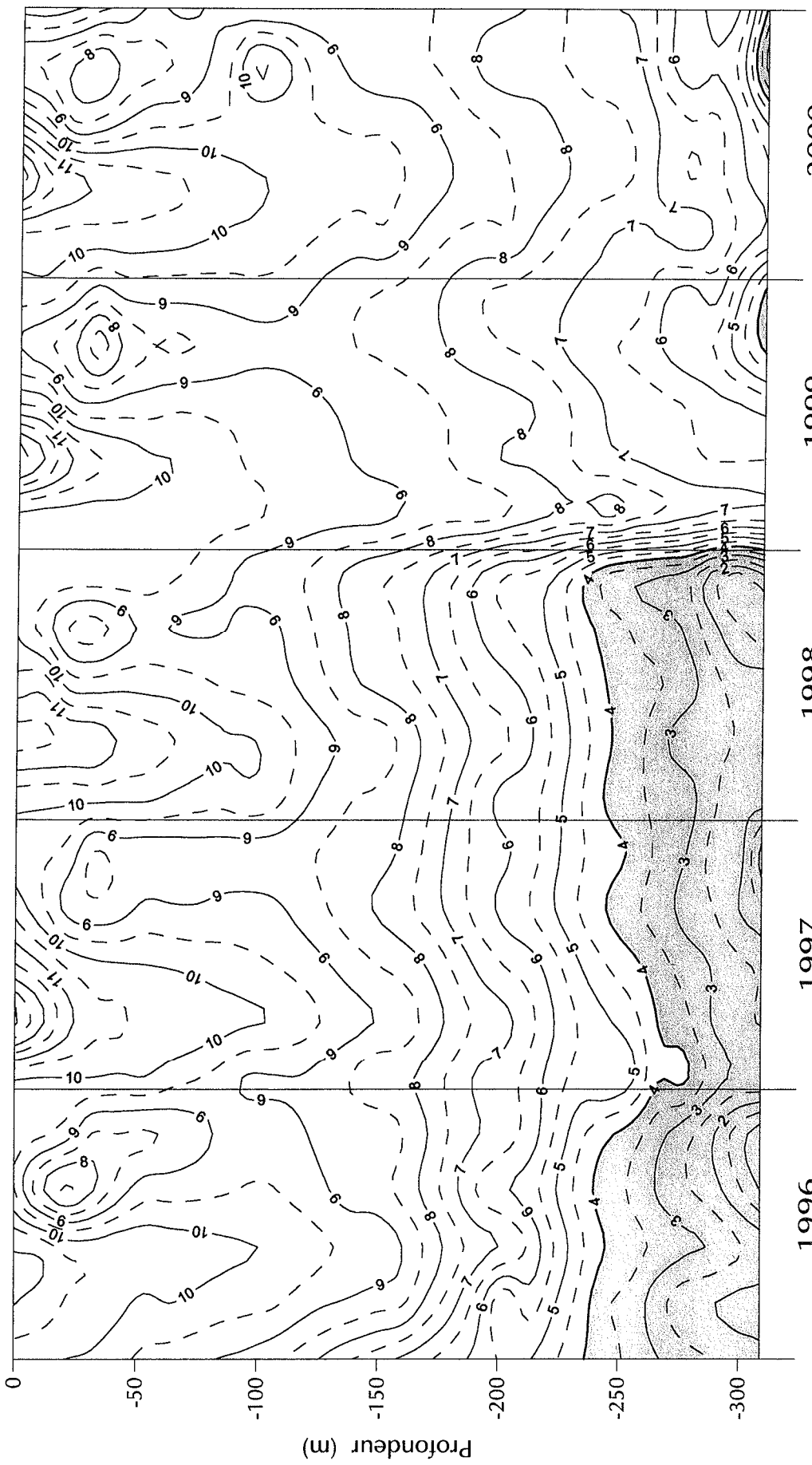


Figure 16 : Concentration en oxygène dissous des eaux du Léman (Grand Lac - SHL2) en fonction de la profondeur (zone grisée = concentration inférieure à 4 mgO_2/l)

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)

Lors de la campagne du 12 octobre 2000, on observe une diminution de l'oxygène dissous au fond du Grand Lac, accompagnée d'une augmentation en phosphore dissous, mais cette diffusion du phosphore depuis les sédiments reste faible : 103 µg P/l et du même ordre de grandeur qu'en 1999 (figure 15).

L'oxygénation dans les eaux profondes a été suffisante pour limiter la réduction des sels de manganèse et leur diffusion à partir des sédiments (figure 17).

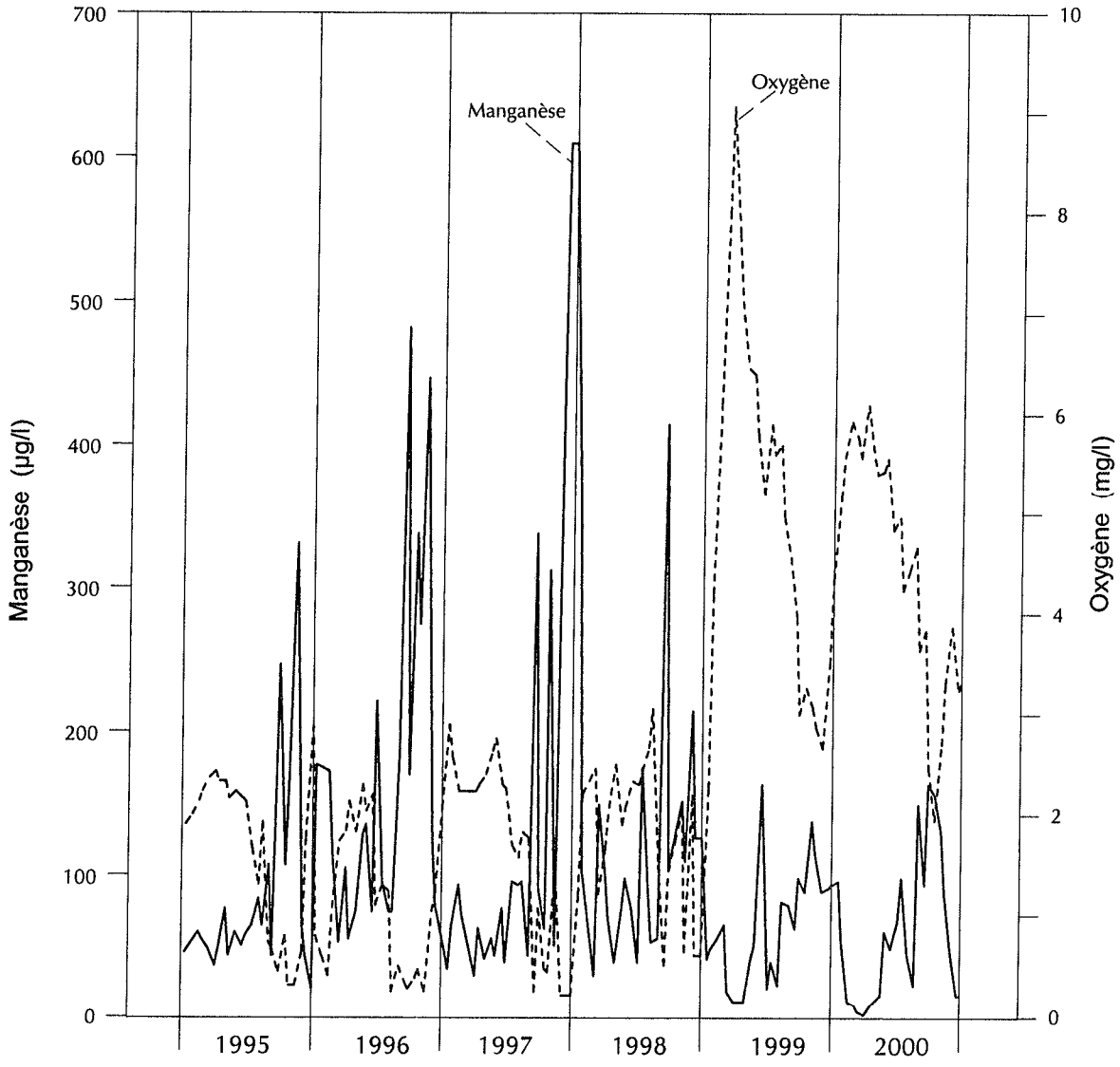


Figure 17 : Evolution comparée des concentrations en manganèse total et en oxygène dissous dans les eaux du fond du Léman - Grand Lac (SHL2)

2.4 Evolution interannuelle des principaux paramètres

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

2.4.1 *Oxygène dissous (figures 14, 16 et 18)*

Après plusieurs années où l'oxygène dissous au fond du Grand Lac fut inférieur à 4 mg O_2/l tout au long de l'année, l'hiver 1998-1999 a vu se produire un brassage presque complet du Grand lac assurant une bonne réoxygénation des eaux profondes. Le brassage de l'hiver 1999 – 2000, bien que superficiel, a ramené la concentration en oxygène des eaux profondes à plus de 6 mg O_2/l en mars 2000.

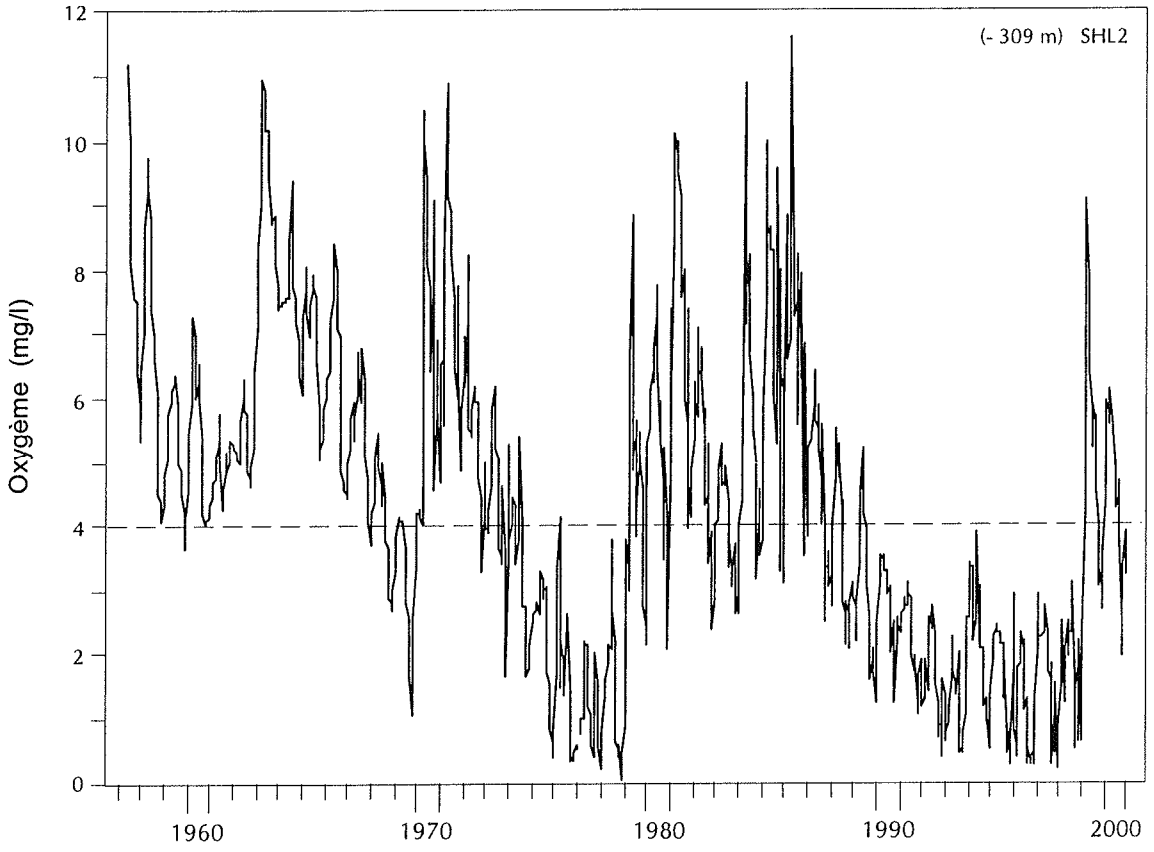


Figure 18 : Concentration en oxygène dissous des eaux au fond du Léman - Grand Lac (SHL2)

Sur les figures 14 et 18, la limite indiquée à 4 mg O_2/l correspond 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 également que : ... la teneur en oxygène de l'eau ne soit, à aucun moment et à aucune profondeur, inférieure à 4 mg O_2/l ... Les conditions naturelles particulières sont réservées".

---

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

$$C = \frac{\sum (Ci \cdot Vi)}{V}$$

avec Ci = concentration dans la strate
Vi = volume de la strate
V = volume total du Grand Lac

2.4.2 *Phosphore dissous et phosphore total (figures 19 et 20)*

En 2000, on mesure un stock moyen en baisse de près de 7 % par rapport à 1999. Les concentrations moyennes annuelles sont en 2000 de 36.5 µgP/l pour le phosphore total et de 31.8 µgP/l pour le phosphore dissous, ce qui correspond à une quantité de phosphore total contenu dans le Grand Lac de 3'130 tonnes et de 2'724 tonnes de phosphore dissous.

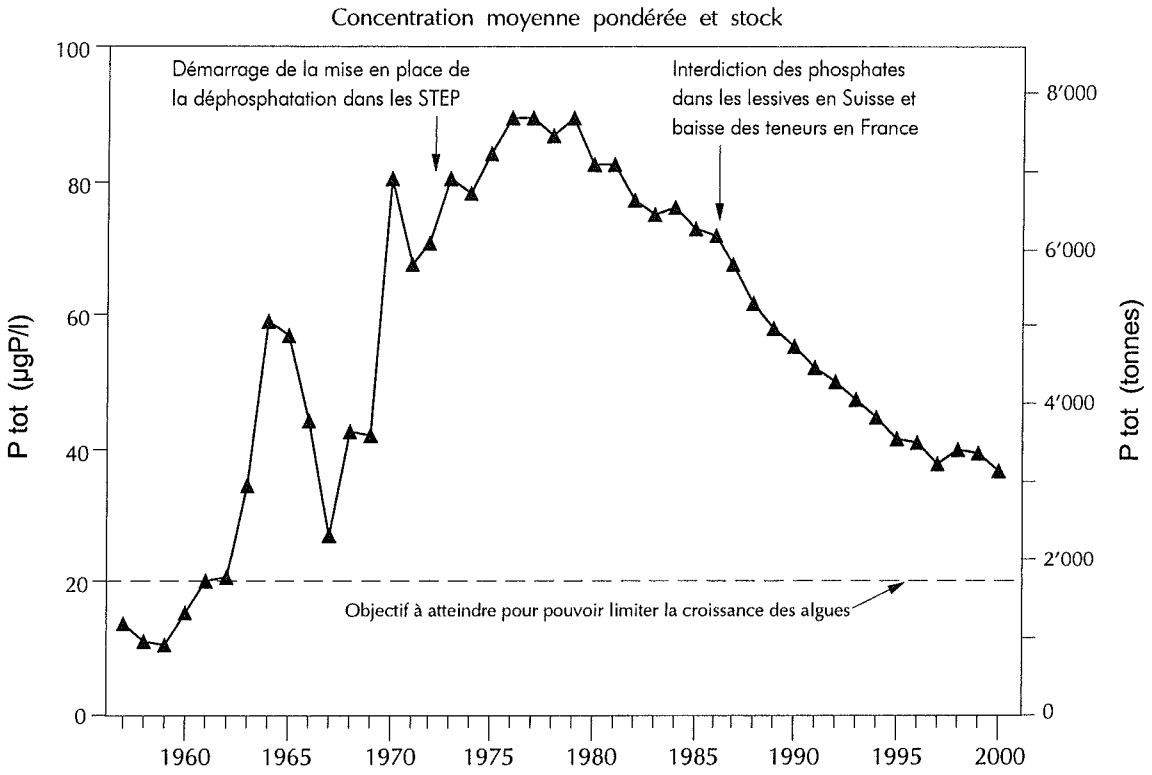


Figure 19 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et du stock de phosphore total contenu dans le Grand Lac

La figure 20 montre l'évolution des concentrations en phosphore dissous dans les différentes couches pour les années 1996 à 2000.

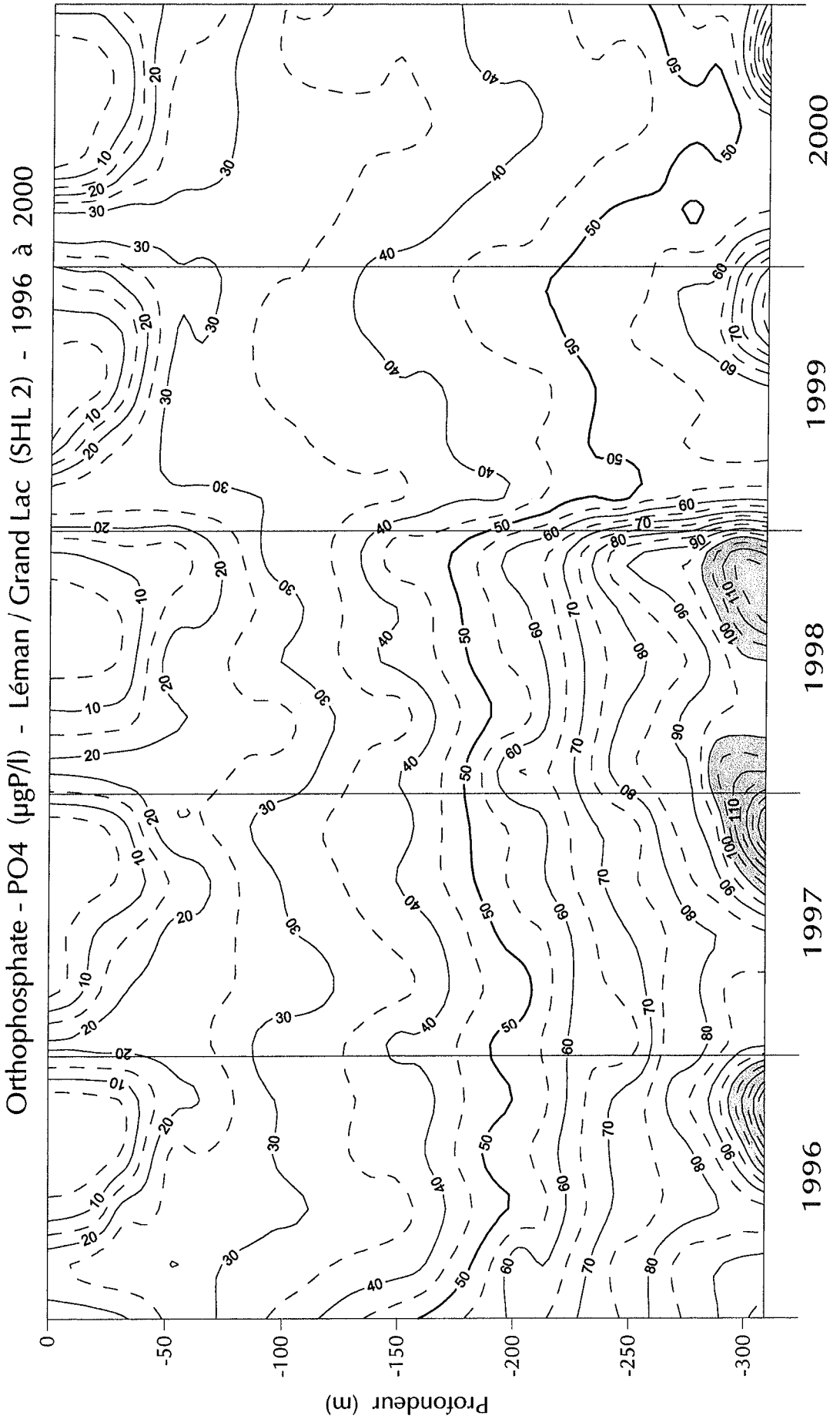


Figure 20 : Concentration en phosphore dissous (PO_4^{3-}) dans les différentes couches du Léman (SHL2)
(Zone grisée = concentration supérieure à 100 µg P/l)

2.4.3 Transparence (figure 10)

L'évolution de la transparence mesurée à l'aide du disque de Secchi est représentée à la figure 10.

2.4.4 Azote nitrique et azote total (figure 21)

La teneur moyenne en azote nitrique reste stable depuis quelques années avec une valeur de l'ordre de 550 µgN/l en 2000.

Par contre l'azote total diminue légèrement et passe de 660 µgN/l en 1999 à 630 µgN/l en 2000.

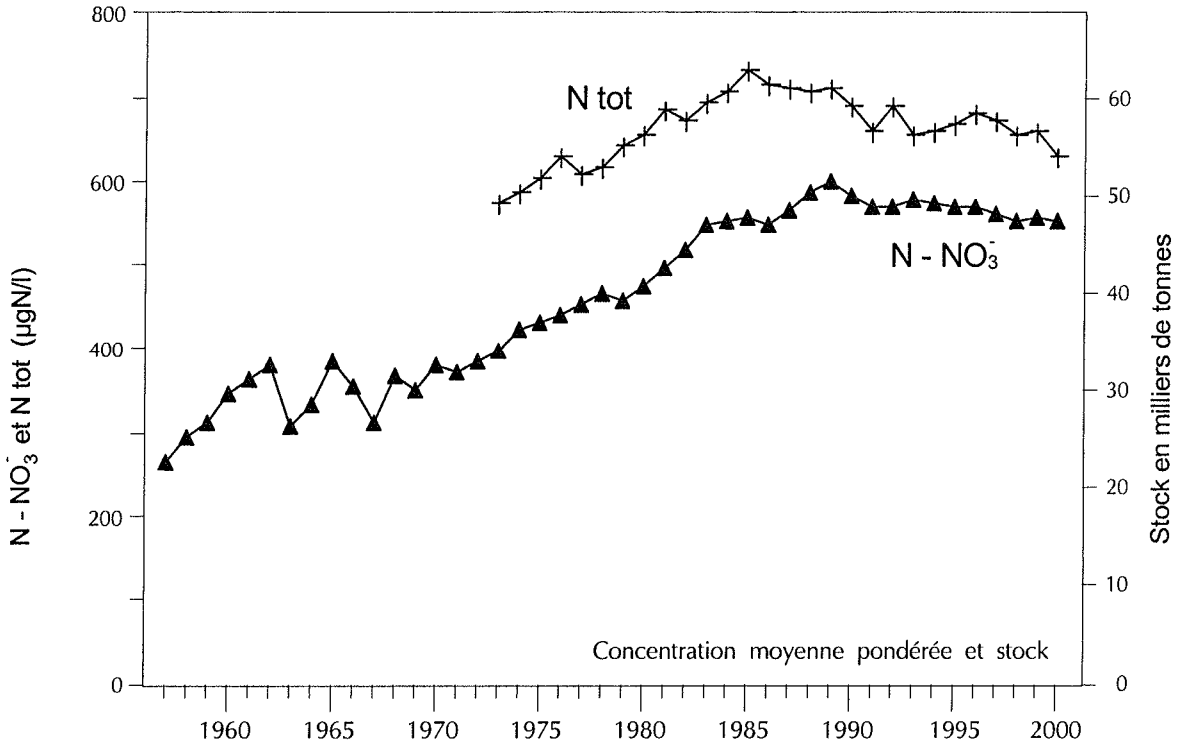


Figure 21 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et des stocks d'azote total et d'azote nitrique contenus dans le Grand Lac (SHL2)

2.4.5 Chlorure (figure 22)

Depuis 1971, on constate une augmentation constante de la teneur du Grand Lac en chlorure. Elle atteint 7.42 mg/l en 2000 contre 2.73 mg/l en 1971. Le stock moyen du Grand Lac est en 2000 de 635'650 tonnes de chlorure.

GUMY et de ALENCASTRO (2001) ont répertoriés et quantifiés à l'aide d'extrapolations les différentes sources du chlorure se déversant dans le Léman. Les résultats sont issus de la littérature, de mesures effectuées par la CIPEL et différents services cantonaux vaudois et valaisans, ainsi que des rapports d'activité des deux salines suisses (les Salines de Bex et celles du Rhin). Les résultats de ce travail montrent que les deux sources principales du chlorure sont l'industrie, avec plus de 50 % des apports, et les sels de déneigement, avec environ 20 % des apports. Par contre, les apports provenant de la déphosphatation dans les stations d'épuration sont négligeables (environ 3 %).

Une recherche bibliographique des valeurs de toxicité du chlorure pour différentes espèces aquatiques a également été effectuée. Les concentrations actuelles du Léman en chlorure sont bien inférieures aux valeurs trouvées. Il est possible que certains organismes soient affectés par une telle augmentation de la concentration de chlorure. Les études dans ce domaine sont très sommaires.

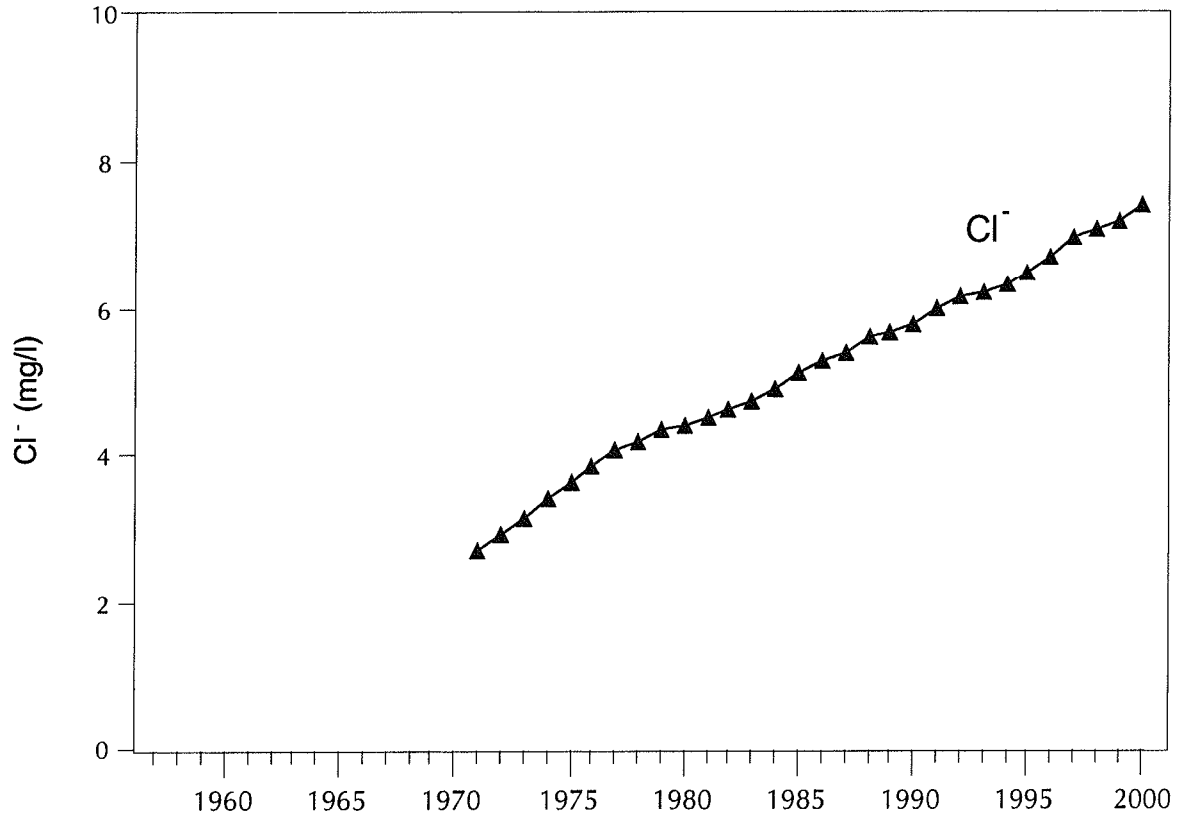


Figure 22 : Evolution de la concentration moyenne annuelle en chlorure, pondérée pour l'ensemble de la masse d'eau du Grand Lac (SHL2)

2.5. Métaux et micropolluants organiques

2.5.1 Métaux (tableaux 1 et 2)

Les teneurs en éléments métalliques toxiques (mercure, plomb, cadmium et chrome) demeurent faibles, voire inférieures aux limites de détection (tableaux 1 et 2) 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, 1984b; SIGG, 1992).

Les valeurs du fer et du manganèse, métaux non toxiques, sont données à titre indicatif.

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

2.5.2 Pesticides (phytosanitaires) (tableau 3)

Bien que leur utilisation soit en nette régression, les herbicides atrazine (et son métabolite atrazine-déséthyle), simazine et terbutylazine sont décelables, en toutes saisons et presque à toutes les profondeurs, dans les eaux du lac, mais en très faibles teneurs. La présence de métolachlore, herbicide de la famille des acétanilides, fréquemment associé à l'atrazine dans la culture du maïs, a été également observée.

Toutes les concentrations mesurées sont inférieures à celles fixées pour une eau de boisson (0.1 µg/l par composé selon la Directive du Conseil des Communautés européennes - 1998 et l'Ordonnance suisse sur les substances étrangères et les composants, OSEC - 1995). Cependant, il faut rappeler que la présence de ces produits de synthèse persistants et résultant de l'activité humaine n'est pas souhaitable dans les eaux. L' Ordonnance suisse sur la protection des eaux (OEaux, 1998) rappelle cet objectif écologique pour les eaux superficielles. Il faut relever que les objectifs de qualité de cette ordonnance fixant la teneur en pesticides organiques à 0.1 µg/l pour les eaux de rivières, ne sont pas respectés à certaines périodes de l'année.

Les substances phytosanitaires observées dans les eaux du lac font partie de la liste des substances à surveiller établie par la CIPEL en 1995 (JOUANY et al., 1995) ou dans celle en cours d'actualisation (CIPEL, en préparation). Ceci confirme la validité et la pertinence de ces choix.

Les produits cités dans l'annexe 1 n'ont pas été décelés lors des différentes analyses multi-résidus effectuées par chromatographie en phase gazeuse.

La limite de détection varie notablement selon le type de détecteur utilisé ainsi que la nature et la réponse du produit. Dans nos conditions de travail, cette limite peut être estimée à :

.	0.05	-	0.1 µg/l	pour les insecticides chlorés
.	0.1	-	0.5 µg/l	pour les fongicides
.	0.1	-	0.5 µg/l	pour les organophosphorés
.	5.0	-	10.0 µg/l	pour les dérivés de l'urée
.	0.01	-	0.02 µg/l	pour les triazines.

2.5.3 NTA-EDTA (tableau 4)

Les concentrations de NTA, un des produits de substitution des phosphates dans les lessives avec les citrates ou les zéolithes, sont bien inférieures à la tolérance de 3 µg/l fixée pour les eaux de boisson en Suisse (OSEC, 1995) et nous n'observons aucune augmentation des teneurs depuis 1988.

En 1994, seules 1'000 tonnes de NTA ont encore été utilisées pour l'ensemble de la Suisse (ALDER et al., 1997). Sur la base de l'harmonisation internationale en Europe, on peut s'attendre à ce que le recours au NTA pour remplacer les phosphates diminue encore.

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

TABLEAU 1 - Campagne du 22 mars 2000 Léman - Grand Lac (Station SHL 2)

Profondeur m	Manganèse µg/l	Fer µg/l	Plomb µg/l	Cadmium µg/l	Chrome µg/l	Cuivre µg/l	Mercure µg/l
0	< 1	2	nd *	nd *	nd *	2	nd *
1	< 1	2	nd	nd	nd	2	nd
5	< 1	3	nd	nd	nd	2	nd
7.5	< 1	6	nd	nd	nd	9	nd
10	< 1	6	nd	nd	nd	4	nd
30	< 1	6	nd	nd	nd	3	nd
100	< 1	3	nd	nd	nd	nd *	nd
305	< 1	3	nd	nd	nd	1	nd
fond	1	6	nd	nd	nd	nd	nd

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

TABLEAU 2 - Campagne du 22 novembre 2000 Léman - Grand Lac (Station SHL 2)

Profondeur m	Manganèse µg/l	Fer µg/l	Plomb µg/l	Cadmium µg/l	Chrome µg/l	Cuivre µg/l	Mercure µg/l
0	< 1	9	nd *	nd *	0.2	5	nd *
1	< 1	22	nd	nd	0.1	4	nd
5	< 1	16	nd	nd	0.1	3	nd
7.5	1	26	nd	nd	0.2	5	nd
10	< 1	13	nd	nd	0.1	6	nd
30	< 1	16	nd	nd	nd *	5	nd
100	3	21	nd	0.03	0.2	7	nd
305	12	11	nd	nd	0.1	6	nd
fond	27	13	nd	nd	0.2	8	nd

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

TABLEAU 3 - Pesticides (phytosanitaires) décelés Léman - Grand Lac (Station SHL2)

Profondeur m	22 mars 2000				22 novembre 2000			
	Simazine µg/l	Atrazine µg/l	Terbutyla-zine µg/l	Métola-chlore µg/l	Simazine µg/l	Atrazine µg/l	Terbutyla-zine µg/l	Métola-chlore µg/l
0	0.03	0.04	0.01	0.04	0.02	0.04	0.02	0.03
1	0.03	0.04	0.01	0.02	0.01	0.03	0.01	0.01
5	0.02	0.03	< 0.01	0.01	0.01	0.03	0.01	0.02
7.5	0.02	0.04	0.01	0.01	0.02	0.03	0.01	0.02
10	-	-	-	-	0.01	0.03	0.01	0.02
30	0.02	0.03	< 0.01	0.02	0.02	0.03	0.01	0.03
100	0.02	0.03	< 0.01	0.01	0.02	0.04	0.01	0.02
305	0.03	0.03	< 0.01	0.01	0.02	0.04	0.01	0.02
fond	0.02	0.03	< 0.01	0.01	0.02	0.04	0.01	0.02

TABLEAU 4 - NTA et EDTA

Léman - Grand Lac (Station SHL2)

Profondeur	NTA (µg/l)		EDTA (µg/l)	
m	22 mars 2000	22 novembre 2000	22 mars 2000	22 novembre 2000
0	0.2	0.2	0.4	0.3
1	0.1	0.4	0.3	0.5
5	0.2	0.4	0.3	0.4
7.5	-	0.5	-	0.5
100	0.2	0.3	0.5	0.4
30	0.2	0.3	0.5	0.4
100	0.2	0.1	0.3	0.5
305	0.1	< 0.1	0.4	0.7
fond	0.1	< 0.1	0.4	0.5

RÉFÉRENCES POUR L'EAU POTABLE :

	Manganèse µg/l	Fer µg/l	Plomb µg/l	Cadmium µg/l	Chrome µg/l	Cuivre µg/l	Mercure µg/l
OMS (1)	500	300	300	5	50	2'000	1
CE (2)	50	200	10	5	50	2'000	1
OSEC (3) C	50	300	-	-	-	1'500	-
D	-	-	10	5	** 20		1

** = chrome VI

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

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

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

C = Valeur de tolérance (concentration maximale au-delà de laquelle l'eau est considérée comme souillée ou diminuée d'une autre façon dans sa valeur intrinsèque).

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

EXIGENCES RELATIVES À LA QUALITÉ DES EAUX POUR LES COURS D'EAU (Ordonnance suisse sur la protection des eaux - OEaux du 28 octobre 1998) :

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

(4) = La valeur indiquée pour la concentration dissoute est déterminante. Si la valeur indiquée pour la concentration totale est respectée, on partira du principe que celle qui est fixée pour la concentration dissoute l'est également.

(5) = Cr (III et VI).

3. ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU PETIT LAC : 1996 à 2000

3.1. Evolution interannuelle des principaux paramètres

Les concentrations moyennes pondérées et les stocks sont calculés de la même façon que pour le Grand Lac. Les résultats sont présentés aux tableaux 5a et 5b.

3.1.1 Température (figures 23, 24 et 25)

Les figures 23 et 25 montrent que, contrairement au Grand Lac, l'homogénéisation thermique des eaux du Petit Lac s'effectue chaque année. La température maximum a été mesurée en surface en août 1997 (24.4°C). La température moyenne annuelle pondérée est plus élevée que dans le Grand Lac, elle varie entre 9.3°C en 2000 et 10.2°C en 1995 (figure 24).

De 1986 à 2000, contrairement au Grand Lac, la tendance des températures moyennes dans la colonne d'eau reste stable (figure 24). Les températures tendent, par contre, à augmenter si l'on considère seulement la surface (0 m) et le fond (70 m) (figure 23).

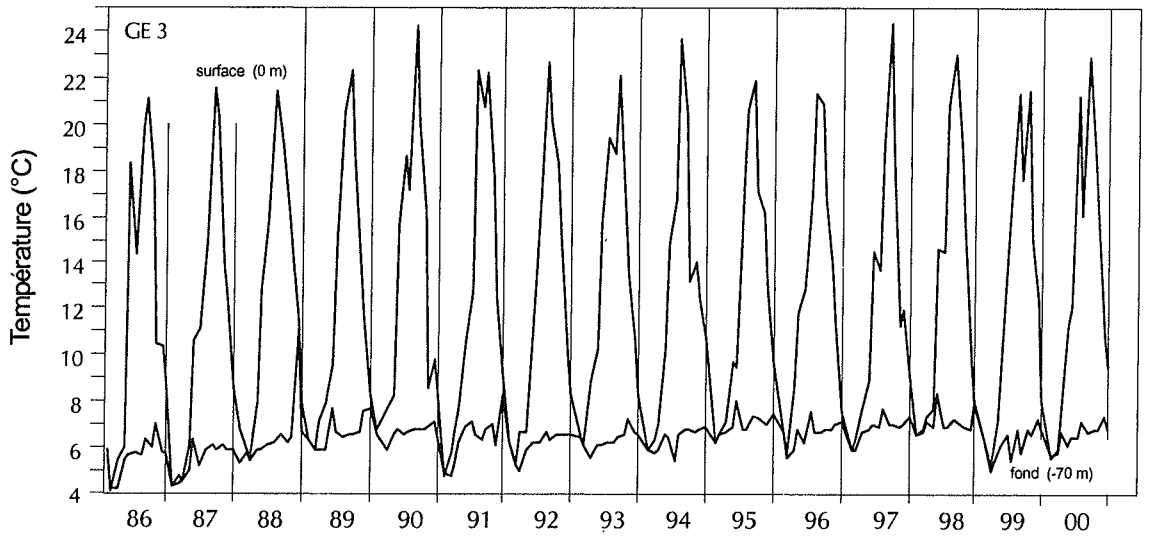


Figure 23 : Evolution de la température des eaux en surface (0 m) et au fond (70 m), Léman - Petit Lac (GE 3)



Figure 24 : Evolution de la température moyenne pondérée sur la colonne d'eau, Léman - Petit Lac (GE 3)

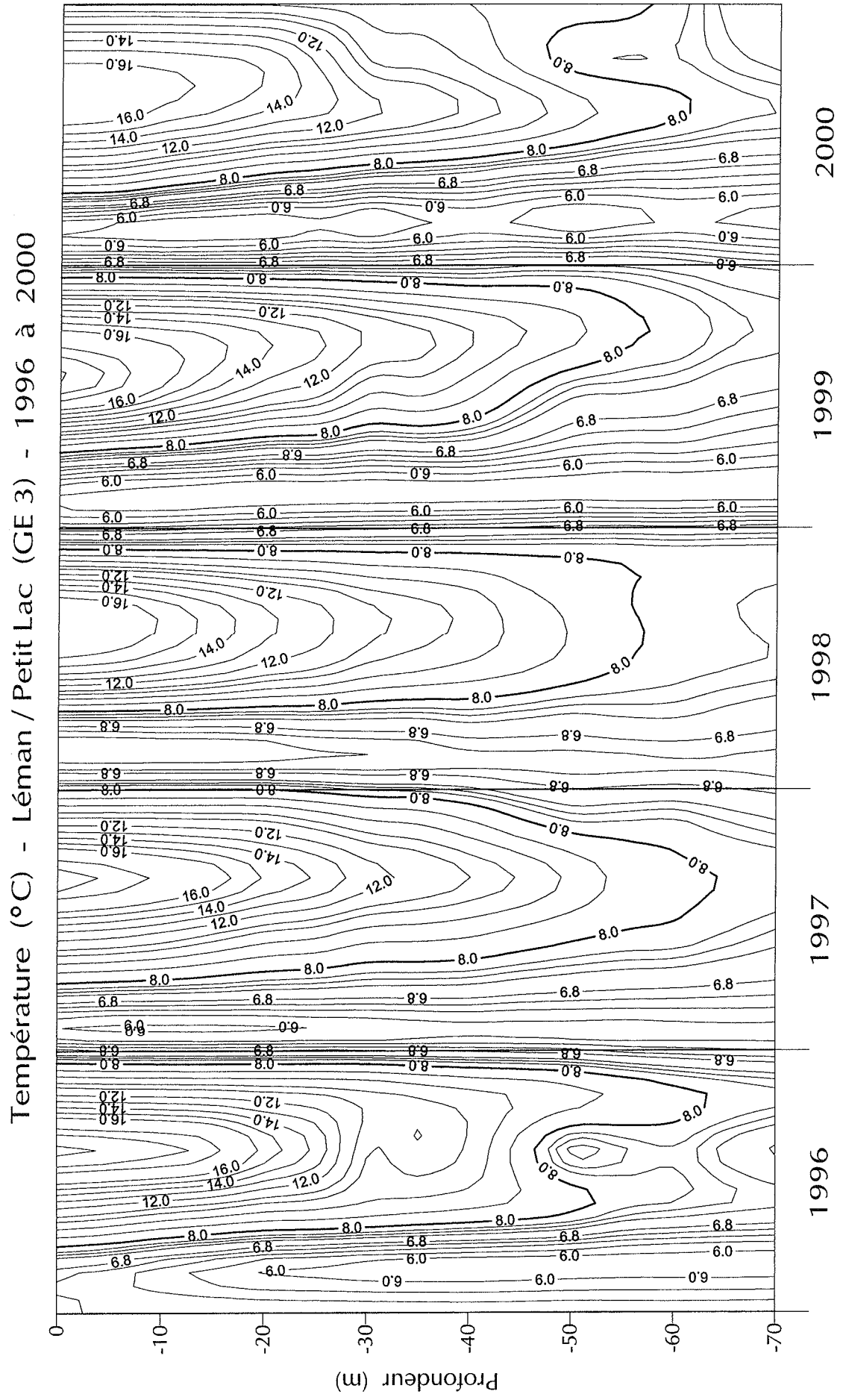


Figure 25 : Température des eaux du Léman (Petit Lac - GE 3) en fonction de la profondeur

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)

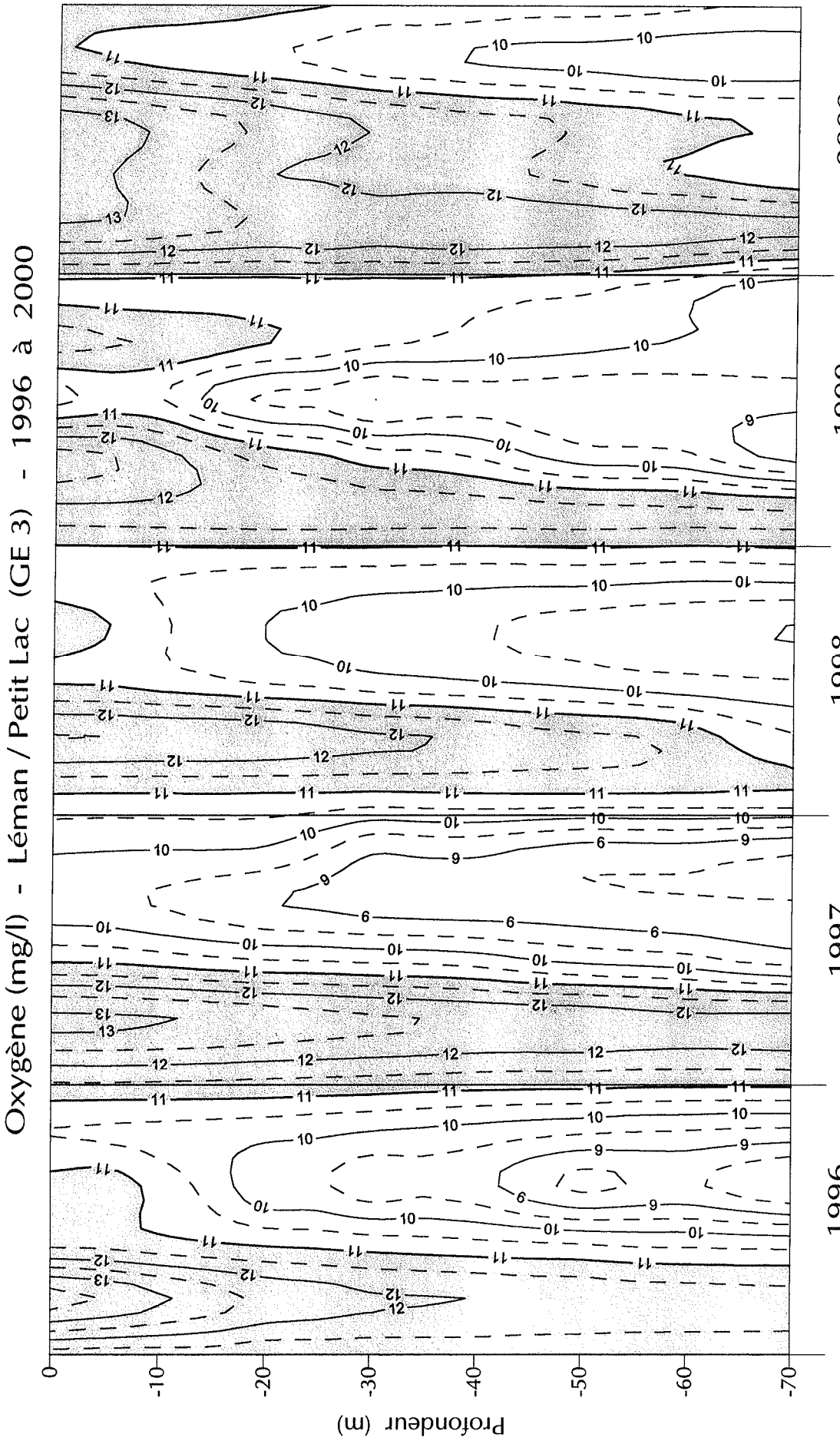


Figure 26 : Concentration en oxygène des eaux du Léman (Petit Lac - GE 3) en fonction de la profondeur (zone grisée = concentration supérieure à 11 mgO_2/l)

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)

3.1.2 *Oxygène dissous* *(figure 26)*

Contrairement aux eaux du Grand Lac, celles du Petit Lac, qui s'homogénéisent chaque année, présentent toujours des teneurs en oxygène dissous très supérieures à l'exigence quant à la teneur en oxygène des eaux des lacs (4 mg O_2/l, Ordonnance suisse sur la protection des eaux du 28 octobre 1998, OEaux).

On notera les concentrations élevées d'oxygène en début d'année. Ce phénomène est lié, dans un premier temps, au refroidissement des eaux de surface qui augmente la solubilité de l'oxygène puis à l'activité photosynthétique des organismes. Il est visible même en profondeur, jusqu'à 30, voire 50 m. Durant la seconde partie de l'année, une stratification thermique s'installe. On observe alors une diminution nette de l'oxygène dans les couches de surface, probablement associée à l'augmentation de la température de l'eau et à l'activité biologique consommatrice d'oxygène.

3.1.3 *Phosphore dissous (orthophosphate) et total* *(figures 27, 28 et 29)*

Les figures 27 et 28 montrent clairement la baisse des teneurs en phosphore dissous (orthophosphate) et total au cours des cinq dernières années.

Ainsi, la baisse des stocks de phosphore dans le Petit Lac se confirme : ils ont diminué de 69 % depuis 1986 pour le phosphore total et de 83 % pour l'orthophosphate (tableau 5b).

Les concentrations, en début d'année, de la forme du phosphore la plus disponible pour les algues (P dissous) diminuent nettement. Ces concentrations, après avoir varié entre 11 et 18 µgP/l d'orthophosphate (février 1997 et février 1999) ont brutalement crû jusqu'à 26 µgP/l en février 2000, suite au brassage complet dans le Grand Lac en mars 1999. On notera également que les périodes où le phosphore est presque entièrement épuisé sont de plus en plus fréquentes et prolongées (figures 27 et 29).

L'évolution observée montre qu'en surface les teneurs en phosphore soluble tendent à se stabiliser autour de 5 µgP/l en moyenne annuelle. La diminution du phosphore total en surface semble, elle, continuer (de 20 à 15 µgP/l entre 1996 et 2000).

Dans le tableau 6a, nous présentons les concentrations et rapports des différentes formes du phosphore dans les couches de surface (0 à 10 m) et au fond (70 m). La part du phosphore dissous par rapport au phosphore total diminue en surface de 63 % en 1986 à 34 % en 2000 (tableau 6b). A moins 70 m, les taux de diminution semblent stabilisés. Le rapport phosphore dissous/phosphore total reste relativement constant au cours des années et varie entre 60 et 70 % (tableau 6a). On notera que nous considérons la couche de surface entre 0 et 10 m afin de mieux intégrer l'activité biologique, alors que par le passé elle était considérée de 0 à 5 m (tableau 6b).

3.1.4 *Azote nitrique, total et ammoniacal* *(figure 30)*

Le stock d'azote nitrique a varié au cours des 5 dernières années (tableau 5b) : il est compris entre 1'266 tonnes en 1998 et 1'554 tonnes en 1997. La tendance est à la baisse sur les 15 dernières années (BLANC et al., 1996).

On notera que lors des étés 1998, 1999 et 2000, l'azote nitrique a été presque totalement consommé par les organismes planctoniques dans les couches superficielles (figure 30).

Le stock d'azote total semble être stable (tableau 5b). Celui de l'azote ammoniacal reste très variable mais ce paramètre présente des variations très rapides par rapport au "pas de temps" de nos mesures, il est donc très difficile de l'interpréter (tableau 5b).

Dans l'optique d'une limitation de la croissance planctonique le rapport N/P demeure particulièrement intéressant à considérer. En terme de stock, ce rapport est quasi constant de 1996 à 2000 (pas de données d'octobre 1998 à janvier 2000) mais varie fortement en fonction de l'activité biologique au cours de l'année, en particulier en été et automne (données non présentées).

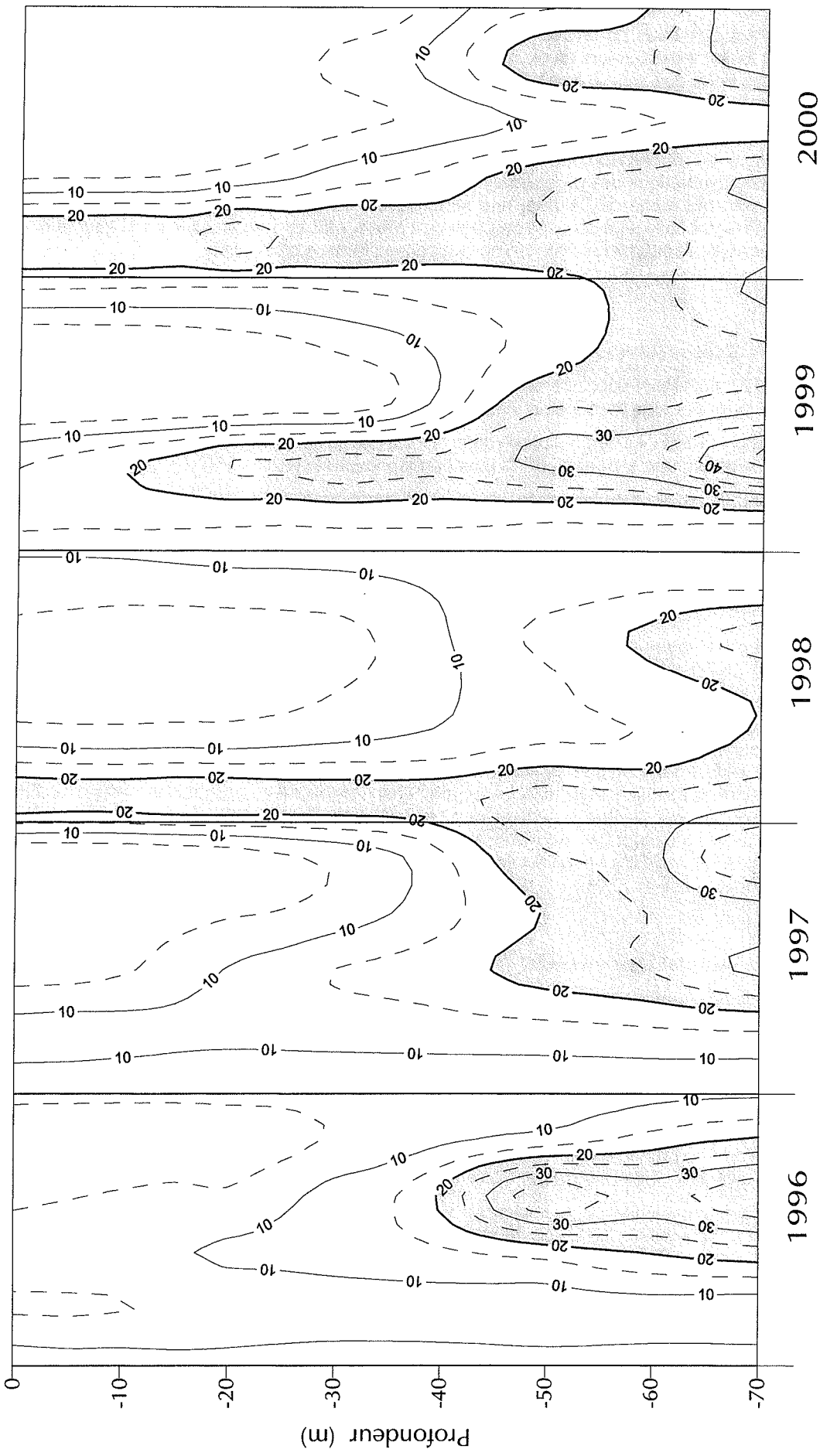


Figure 27 : Concentration en phosphore dissous des eaux du Léman (Petit Lac - GE 3) en fonction de la profondeur (zone grisée = concentration supérieure à 20 µgP/l)

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)

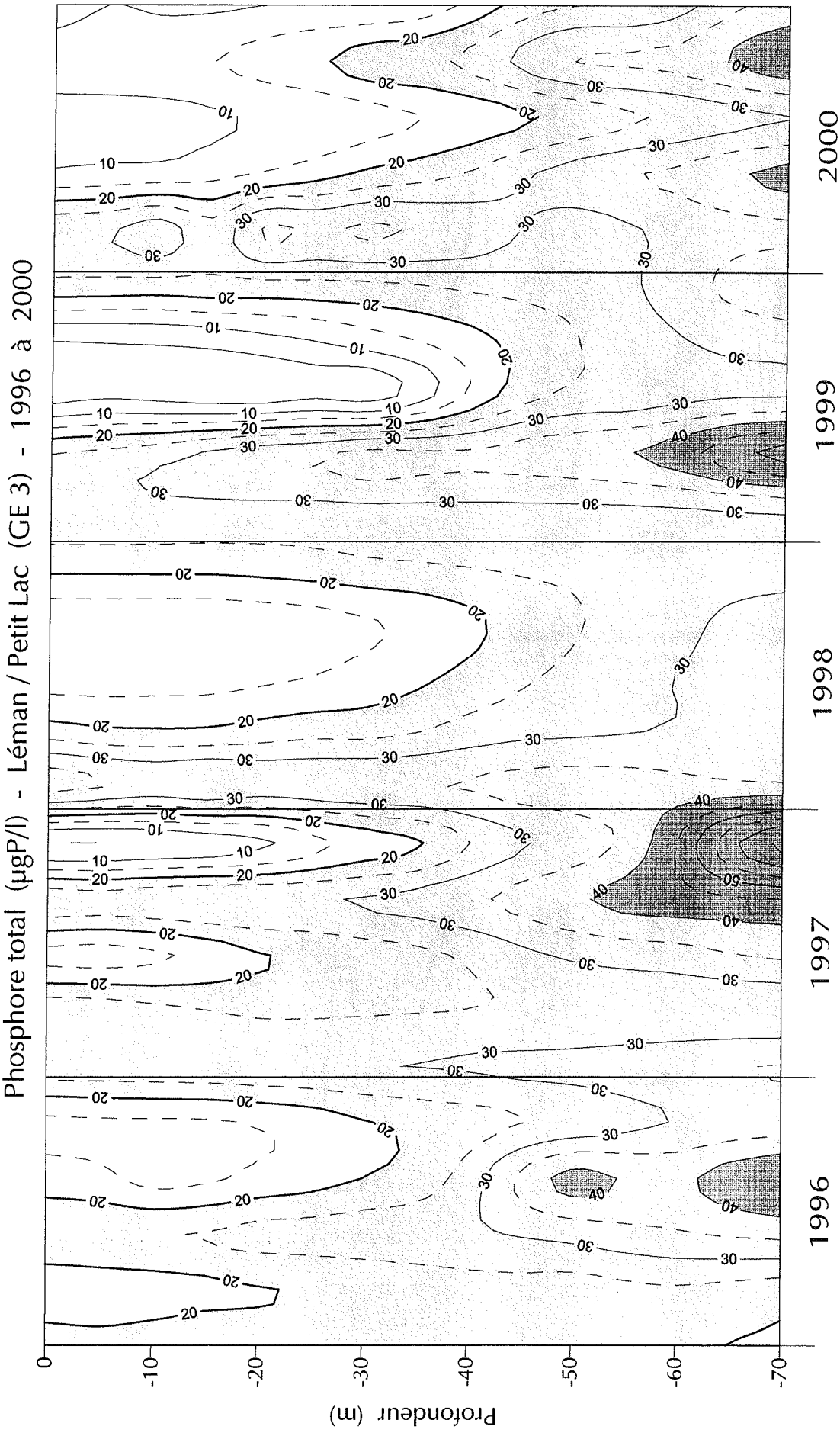


Figure 28 : Concentration en phosphore total des eaux du Léman (Petit Lac - GE 3) en fonction de la profondeur (zone grisée = concentration supérieure à 20 et 40 µgP/l)

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)

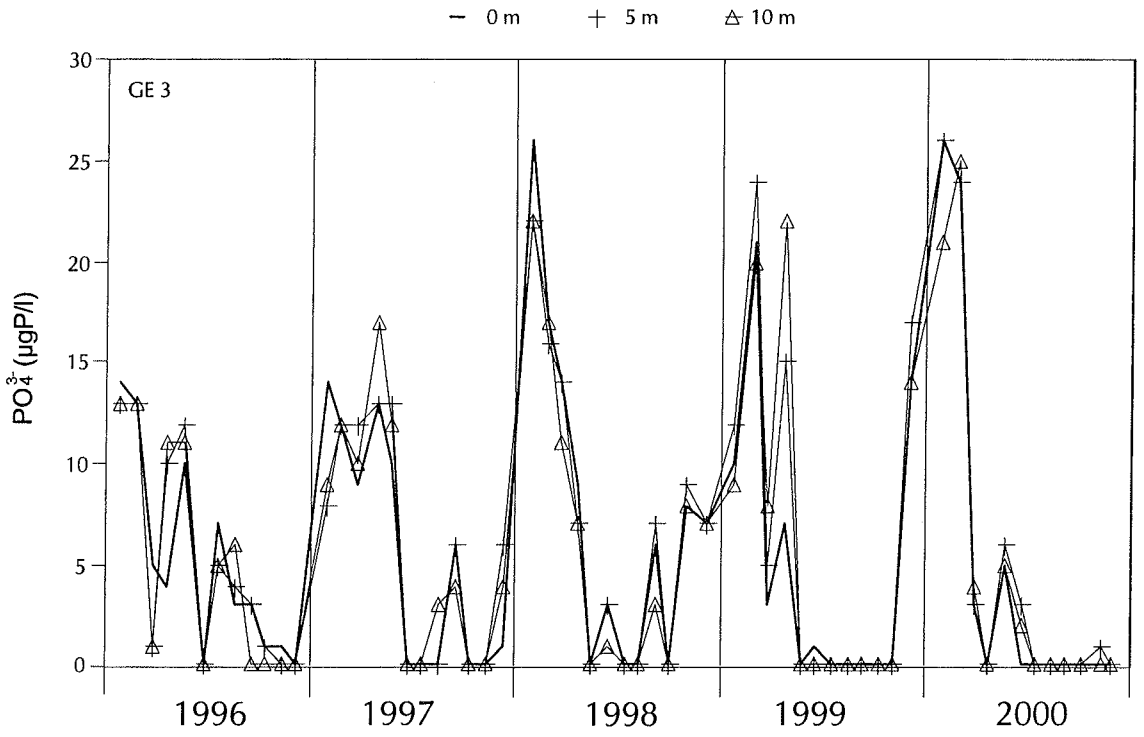


Figure 29 : Concentration en phosphore dissous (orthophosphate - PO_4^{3-}) des eaux des couches superficielles (0, 5 et 10 m), Léman - Petit Lac (GE 3)

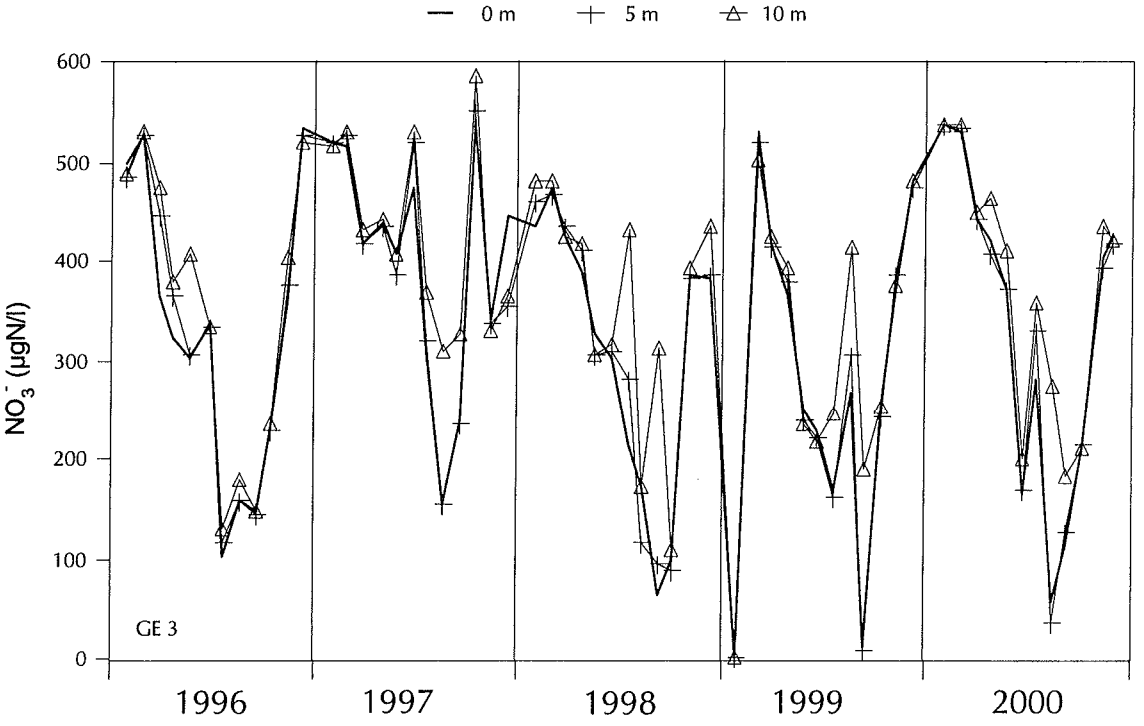


Figure 30 : Concentration en nitrates (NO_3^-) des eaux des couches superficielles (0, 5 et 10 m), Léman - Petit Lac (GE 3)

TABLEAU 5a - Concentrations moyennes pondérées, Léman - Petit Lac (GE 3)

Année	Oxygène mg/l	Ptot µg P/l	PO_4 µg P/l	Ntot µg N/l	NH_4 µg N/l	NO_3 µg N/l	Cl mg/l	SiO_2 mg SiO_2/l	C.O.D mg C/l
1986	11.07	58.3	43.9	-	7.2	469	5.08	1.10	1.0
1987	11.12	53.9	38.1	-	9.6	498	5.12	0.99	1.0
1988	10.88	40.8	30.6	-	3.3	473	5.25	0.91	0.9
1989	10.50	37.8	25.6	-	5.6	503	5.87	0.83	0.9
1990	10.57	35.3	19.2	-	21.0	487	6.36	1.04	0.7
1991	10.79	32.6	20.2	622	5.9	521	7.10	0.95	1.0
1992	10.80	32.0	19.5	559	6.9	542	6.73	0.93	1.0
1993	10.74	29.9	17.1	689	12.6	551	6.52	1.05	1.0
1994	10.61	28.1	16.9	687	7.9	497	6.43	0.96	1.0
1995	10.71	21.4	12.4	682	8.8	483	6.44	1.00	1.0
1996	10.72	23.6	9.2	636	5.4	448	6.66	1.15	1.0 [3]
1997	10.53	25.1	10.4	659	11.0	481	6.91	1.13	0.9
1998	10.74	23.9	10.1	5782	5.0	407	7.22	1.03	1.0
1999	10.61	22.3	11.6	-	10.4	392	6.93 [3]	1.56	0.7 [1]
2000	11.48	21.2	10.4	627	4.0	463	7.04	2.13	0.9 [3]

[1]: valeur établie sur 7 mois de mesures
[2]: valeur établie sur 9 mois de mesures
[3]: valeur établie sur 11 mois de mesures

TABLEAU 5b - Stocks en tonnes, Léman - Petit Lac (GE 3)

Année	Oxygène tonnes	Ptot tonnes	PO_4 tonnes	Ntot tonnes	NH_4 tonnes	NO_3 tonnes	Cl tonnes	SiO_2 tonnes	C.O.D tonnes
1986	35'735	188	142	-	23	1'512	16'379	3'561	3'077
1987	35'874	174	123	-	31	1'607	16'532	3'004	3'098
1988	35'121	132	99	-	11	1'526	16'937	2'925	3'017
1989	35'874	122	83	-	18	1'624	18'938	2'694	2'958
1990	34'120	114	62	-	68	1'571	20'518	3'363	2'331
1991	34'819	105	65	2'007	19	1'682	22'896	3'076	3'335
1992	34'857	103	63	1'803	22	1'748	21'703	3'000	3'073
1993	34'652	96	55	2'225	41	1'777	21'047	3'393	3'074
1994	34'228	91	55	2'217	25	1'604	20'765	3'092	3'098
1995	34'569	69	40	2'200	28	1'558	20'771	3'225	3'350
1996	34'605	76	29	2'051	17	1'445	21'484	3'701	3'052 [3]
1997	33'994	81	33	2'125	35	1'554	22'311	3'632	3'038
1998	34'668	77	33	1'864 [2]	16	1'313	23'302	3'340	3'126
1999	34'224	72	38	-	33	1'266	22'362 [3]	5'020	2'401 [1]
2000	37'031	68	34	2'022	13	1'494	22'734	6'879	2'879 [3]

[1]: valeur établie sur 7 mois de mesures
[2]: valeur établie sur 9 mois de mesures
[3]: valeur établie sur 11 mois de mesures

3.1.5 *Chlorure*

L'évolution des concentrations moyennes pondérées en chlorure du Petit Lac (tableau 5a) suit celle du Grand Lac, mais de façon moins régulière.

3.1.6 *Autres paramètres (figures 31 et 32)*

L'évolution des concentrations en surface et fond de la silice dissoute et du carbone est présentée dans les figures 31 et 32. On observe une tendance à l'augmentation pour la silice en surface comme au fond. De plus, en 1999 et 2000 on n'observe plus, en surface, les chutes de concentrations en automne en particulier (figure 31). Ceci pourrait être lié à une moindre consommation par les organismes planctoniques utilisant la silice, les diatomées en particulier.

Au contraire, le carbone organique dissous tend à décroître en surface comme au fond (figure 32).

Pour ces deux paramètres, les moyennes pondérées sur toute l'année présentent des variations notables en 1999 et 2000 (tableaux 5a et 5b). L'augmentation brutale du stock de silice et la diminution significative du stock de carbone organique dissous ces mêmes années, est probablement consécutive au brassage des eaux du Grand Lac (apport d'eaux profondes du Grand Lac plus riches en silice et plus pauvres en carbone organique dissous).

TABLEAU 6a - Concentrations et rapports des différentes formes du phosphore dans les couches de surface (moyenne de 0 à 10 m) et du fond (70 m), Léman - Petit Lac (GE 3)

Années	PO_4 0-10 m µg P/l	Ptot 0-10 m µg P/l	PO_4/Ptot surface %	PO_4 fond µg P/l	Ptot fond µg P/l	PO_4/Ptot fond %
1996	5.0	19.7	25.4	21.8	36.1	60.4
1997	5.7	20.2	28.2	28.4	45.7	62.1
1998	6.9	20.3	34.0	22.8	34.1	66.9
1999	6.1	16.5	37.0	28.8	39.5	72.9
2000	5.2	15.3	34.0	26.5	37.3	71.0

TABLEAU 6b - Concentrations et rapports des différentes formes du phosphore dans les couches de surface (moyenne de 0 à 5 m) et du fond (70 m), Léman - Petit Lac (GE 3)

Années	PO_4 0-5 m µg P/l	Ptot 0-5 m µg P/l	PO_4/Ptot surf %	PO_4 fond µg P/l	Ptot fond µg P/l	PO_4/Ptot fond %
1986	30.6	48.7	62.9	64.3	75.8	84.8
1987	25.9	43.6	59.5	60.7	76.3	79.6
1988	18.1	30.1	60.3	51.5	60.8	84.8
1989	14.0	27.3	51.2	53.3	75.7	70.5
1990	10.5	25.5	41.1	41.6	76.8	54.1
1991	11.9	25.8	46.1	36.8	49.5	74.2
1992	13.5	25.3	53.5	36.4	51.6	70.6
1993	9.5	21.6	43.9	37.0	51.9	71.3
1994	9.7	21.3	45.5	36.3	45.2	80.3
1995	8.4	18.9	44.8	27.8	38.3	72.8
1996	4.9	19.9	24.6	21.8	36.1	60.4
1997	5.5	19.8	27.8	28.4	45.7	62.1
1998	7.3	20.6	35.4	22.8	34.1	66.9
1999	5.7	16.5	34.5	28.8	39.5	72.9
2000	5.2	15.3	34.0	26.5	37.3	71.0

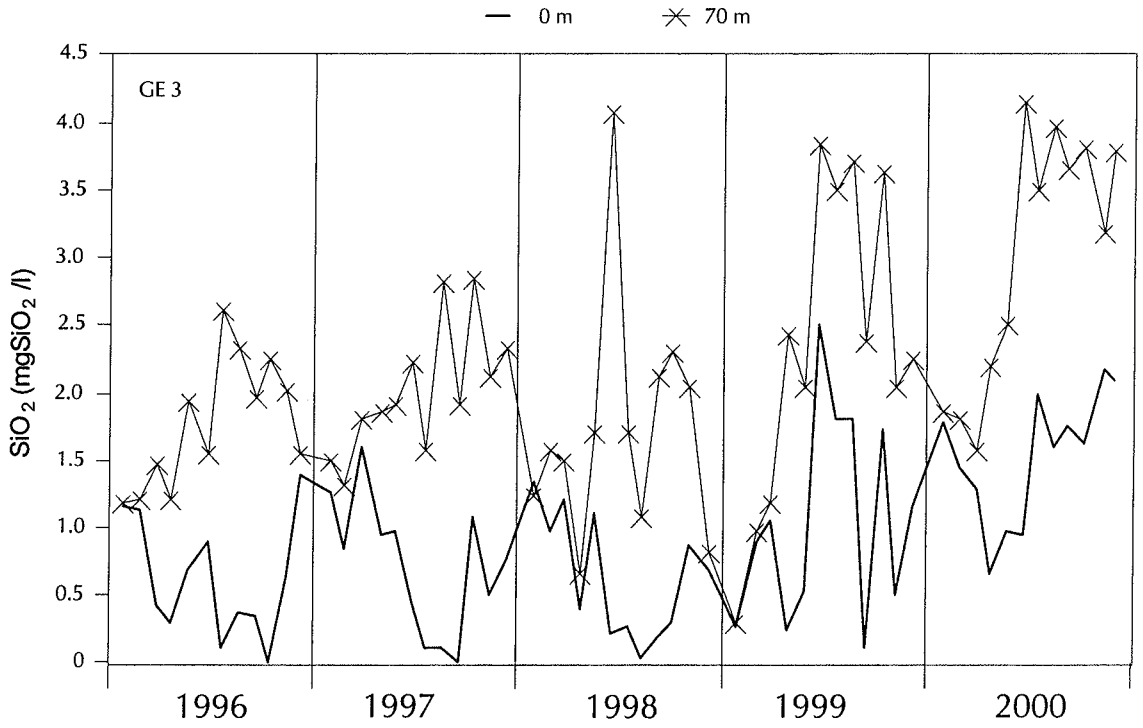


Figure 31 : Concentration en silice dissoute (SiO_2) des eaux en surface (0 m) et au fond (70 m), Léman - Petit Lac (GE 3)

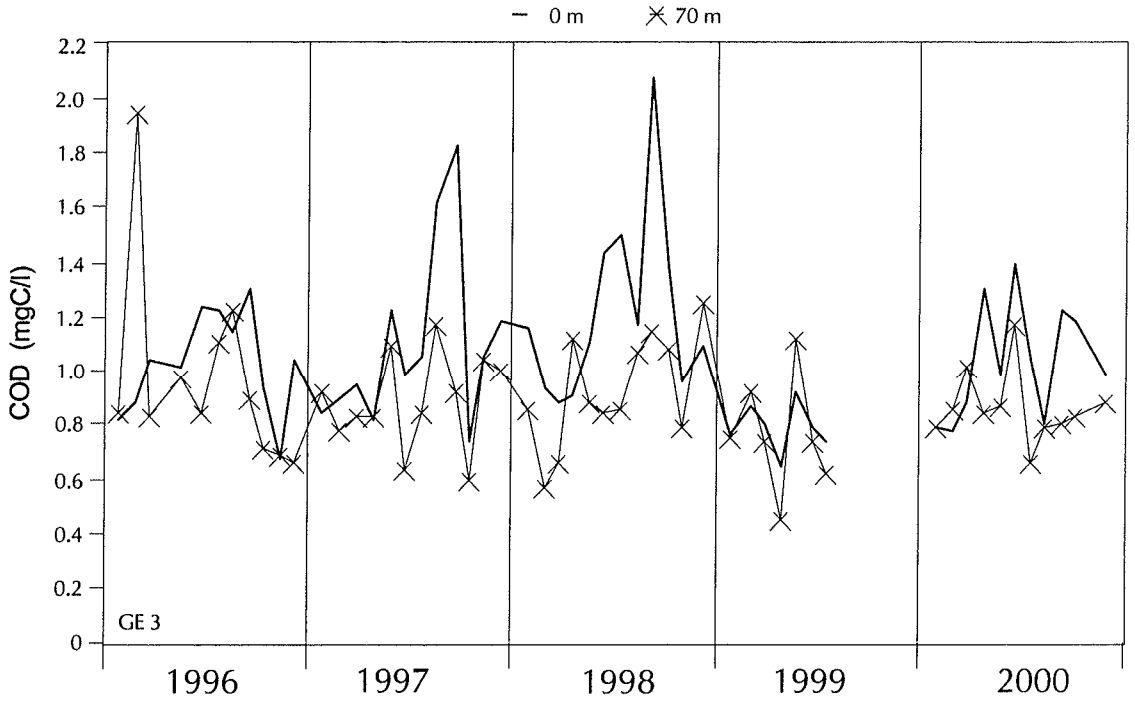


Figure 32 : Concentration en carbone organique dissous (C.O.D.) des eaux en surface (0 m) et au fond (70 m), Léman - Petit Lac (GE 3)

4. CONCLUSIONS

Les principales observations en 2000 sont les suivantes :

Pour le Grand Lac

- le brassage hivernal des eaux n'a atteint que les 150 premiers mètres en mars 2000 dans le Grand Lac; le Petit Lac, qui a une profondeur maximum de 71 m, a été entièrement brassé comme chaque année,
- le brassage très partiel du Grand Lac n'a pas permis de réoxygéner les couches profondes. La concentration des eaux du fond est alors de 5.84 mg O_2 /l au mois de mars et chute à 2.35 mg O_2 /l au mois d'octobre. La concentration en oxygène dissous est inférieure à 4 mg O_2 /l du mois de septembre à la fin de l'année pour les eaux du fond du Grand Lac,
- une tendance nette à l'augmentation de la température des eaux du Léman, sauf en profondeur depuis 3 ans,
- la reprise de l'activité photosynthétique a été importante dès le début avril. La période des "eaux claires" est observée fin mai et début juin, avec une augmentation de la transparence.

  Pendant l'été 2000, la consommation des nutriments a été plus importante que l'année précédente. Le phosphore dissous est consommé en quasi-totalité dans les couches superficielles dès avril et jusqu'à la fin de l'année, ce qui est exceptionnel. Ceci est dû à l'activité phytoplanctonique, activité qui s'est de plus prolongée pendant tout l'hiver 2000-2001, les températures de l'hiver ayant été particulièrement clémentes. Les températures dans les couches superficielles en décembre 2000 sont supérieures de presque 3°C par rapport à décembre 1999.

Pour les stocks de phosphore contenus dans le lac, après trois ans de stagnation (1997 à 1999), on observe en 2000 une baisse significative d'environ 7 % par rapport à 1999. Pour l'azote nitrique, la stabilité des concentrations se poursuit depuis quelques années. Pour les chlorures, on constate d'année en année une augmentation des concentrations.

- Pour le Grand Lac, le stock de phosphore total est de 3'130 tonnes en 2000, contre 3'360 en 1999. La concentration moyenne en phosphore total est de 36.5 µg P/l,
- pour le Grand Lac, le stock d'azote nitrique (47'450 tonnes) s'est stabilisé depuis quelques années.

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. De même, les exigences relatives à la qualité des eaux fixées dans l'Ordonnance suisse sur la protection des eaux (OEaux, 1998), mais pour les cours d'eau, sont respectées pour les métaux surveillés. Seules les concentrations de cuivre observées sont quelquefois proches des exigences fixées par cette ordonnance.

Des traces d'herbicides triaziniques et de métolachlore sont toujours décelées dans les eaux du lac. Bien que les concentrations demeurent faibles, et probablement sans effet toxique sur l'écosystème, il faut relever que leur présence n'est pas souhaitable et que toute mesure visant à en limiter l'apport est à encourager.

Les teneurs en NTA et EDTA des eaux du lac restent faibles et respectent les tolérances requises pour les eaux de boisson.

Pour le Petit Lac

- il a été entièrement brassé comme chaque année, du fait que sa profondeur maximum n'est que de 71 m,
- les eaux présentent toujours des teneurs en oxygène dissous supérieures à 4 mg O_2 /l,
- la baisse des stocks de phosphore se marque également dans le Petit Lac. La concentration moyenne en 2000 est de 21.2 µg P/l, ce qui correspond à la concentration moyenne des eaux superficielles du Grand Lac,
- les périodes où le phosphore est presque entièrement épuisé sont de plus en plus fréquentes et prolongées.

BIBLIOGRAPHIE

ALDER, A.C., GIGER, W. et SCHAFFNER, C. (1997) : Remplacement des phosphates dans les produits détergents : vers le pire ou vers l'acceptable ? EAWAG news, 42F, 6-8.

BLANC, P., CORVI, C. et RAPIN, F. (1994) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993, 37-64.

BLANC, P., CORVI, C., NIREL, P., REVACLIER, R. et RAPIN, F. (1996) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 37-80.

BLANC, P., PELLETIER, J.P. et MOILLE, J.P. (1993) : Variabilité spatiale et temporelle des paramètres physico-chimiques et biologiques dans l'eau du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1992, 113-162 et 162b-162p.

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

CORVI, C. et KHIM-HEANG, S. (1996) : Recherche de quelques métaux et micropolluants organiques. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 81-89.

DIETRICH, D. (1995) : Kritische Beurteilung der Ökotoxikologischen Aussagekraft von Schwermetallanalysen in Fischen aus schweizerischen Gewässern. Mitt. Gebiete Lebensm. Hyg., 86, 213-225.

DIRECTIVE DU CONSEIL DES COMMUNAUTES EUROPEENNES du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (98/83/CE DU CONSEIL). Journal officiel des Communautés européennes, numéro L 330/32 du 5 décembre 1998.

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.

HOURIET, J.-P. (1996) : NTA dans les eaux. Cahier de l'environnement, série protection des eaux, No 264 et Annexes : Données de mesure. Documents environnement, série protection des eaux, No 54. Ed. par OFEFP, Berne.

JOUANY, J.M. et al. (1995) : Etablissement d'une liste de substances phytosanitaires utilisées en agriculture à surveiller dans le bassin lémanique : méthodologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1994, 217-233.

OEaux (1998) : Ordonnance du 28 octobre 1998 sur la protection des Eaux (Suisse).

OSEC (1995) : Ordonnance du 26 juin 1995 sur les Substances Etrangères et les Composants (état au 31 janvier 2000) (Suisse).

REICHENBACH-KLINKE, H.-H. (1966) : Krankheiten und Schädigungen der Fische. Gustav Fischer Verlag, page 288.

SIGG, L. (1992) : Les métaux lourds dans les cours d'eau. Nouvelles de l'EAWAG, 32, 32-35.

STRAWCZYNSKI, A. (2001) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000.

PRODUITS PHYTOSANITAIRES RECHERCHÉS *ANNEXE 1*

I. INSECTICIDES ET FONGICIDES CHLORÉS

α - HCH
β - HCH
γ - HCH
δ - HCH

pp'DDE
pp'DDT
op'DDT
pp'DDD
op'DDE
op'DDD
DICOFOL
ENDOSULFAN

IPRODIONE
HEPTACHLORE EPOXYDE
HEPTACHLORE
ALDRINE
ENDRINE
DIELDRINE
CAPTAFOL
PROCYMIDONE
VINCLOZOLINE
CHLOROTHALONIL
PCNB
DICHLOFLUANIDE
FOLPET

II. HERBICIDES AZOTÉS

II. 1 **Triazines :**

ATRAZINE
SIMAZINE
PROPAZINE
DESMETRYNE
PROMETRYNE

AZIPROTRYNE
TERBUTRYNE
TERBUTYLAZINE
AMETRYNE

II. 2 **Dérivés de l'urée :**

CHLORBROMURON
FENURON
METHABENZTHIAZURON
MONOLINURON
CYCLURON

METOBROMURON
CHLOROXURON
DIURON
LINURON
ISOPROTURON
DIFENOXURON

II.3 **Divers :**

METOLACHLORE

III. INSECTICIDES PHOSPHORÉS

ACEPHATE
AMIDITHION
AZINPHOS-ETHYLE
AZINPHOS-METHYLE
BROMOPHOS METHYLE
BROMOPHOS-ETHYLE
CARBOPHENOTHION-ETHYLE
CARBOPHENOTHION-METHYLE
CHLORFENVINFOS
CHLORMEPHOS
CHLORPYRIFOS
CHLORTHION
CHLORTHIOPHOS
COUMAPHOS
CYANOPHOS
DEMETON-S-METHYLE
DEMETON-S-METHYLE-SULFONE
DEMETHON-SYSTOX
DIALIFOS
DIAZINON
DICHLOFENTHION
DICHLORVOS
DICROTOPHOS
DIMETHOATE
DIOXATHION
DISULFOTON
DITALIMPHOS
DITHIONATE
EDIFENPHOS
ENDOTHION
EPN
ETHION
ETHOPROFOS
ETRIMFOS
FENCHLORPHOS
FENITROTHION
FENSULFOTHION
FENTHION
FONOFOS
FORMOTHION
HEPTENOFOS
IODPHENFOS
ISOPHENFOS

LEPTOPHOS
MALAOXON
MALATHION
MECARBAM
MERPHOS
METHACRIFOS
METHAMIDOPHOS
METHIDATHION
MEVINPHOS
MONOCROTHOPHOS
NALED
OMETHOAT
OXIDEMETON-METHYLE
PARAOXON
PARAOXON-METHYLE
PARATHION
PARATHION-METHYLE
PHENKAPTON
PHENTOATE
PHORATE
PHOSALONE
PHOSMET
PHOSPHAMIDON
PIRIMIPHOS-ETHYLE
PIRIMIPHOS-METHYLE
PROFENOFOS
PROTHIOPHOS
PROTHOATE
PYRAZOPHOS
QUINALPHOS
SULFOTEP
SULPROFOS
TEMEPHOS
TERBUFOS
TETRACHLORVINFOS
THIOMETON
TRIAMIPHOS
TRIAZOPHOS
TRICHLORONAT
TRICHLORPHON
VAMIDOTHION
ZINOPHOS

ANNEXE 2

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

Année	Oxygène mg/l	P tot. µg P/l	$P\text{-}PO_4$ µg P/l	N tot. µg N/l	Nmintot µg N/l	$N\text{-}NH_4$ µg N/l	$N\text{-}NO_2$ µg N/l	$N\text{-}NO_3$ µg N/l	Cl mg Cl/l	C.O.P µg C/l	Npartic µg N/l	Ppartic µg P/l	Transpar 12 mois (en m)	Transpar mai-sept (en m)
1957	966	124			266	0.3	1.0	265					10.80	674
1958	10.32	112			297	9	17	294					9.50	520
1959	9.59	104			312	0.3	1.1	311					970	674
1960	9.57	154			349	1.2	1.1	347					1110	1046
1961	9.36	200			366	3.4	0.9	362					9.50	806
1962	10.33	204			392	9.0	1.5	381					9.70	680
1963	10.30	347			314	6.0	1.5	306					9.80	626
1964	10.21	588			342	8.8	1.3	332					9.50	730
1965	10.25	568			391	4.4	1.3	385					9.50	710
1966	10.44	439			362	4.8	1.4	356					8.10	574
1967	9.72	270			314	2.1	1.0	311					9.80	630
1968	9.43	425			372	5.4	0.7	366					10.30	652
1969	9.01	417			354	4.2	1.1	349					9.60	724
1970	9.69	805	50.5		383	2.9	1.3	379					8.63	486
1971	9.69	676	45.6		382	9.0	1.6	371	2.73				9.49	602
1972	9.25	711	56.3		401	14.6	1.6	385	2.93				8.45	688
1973	9.36	805	66.1	574	412	13.8	2.4	396	3.16				9.33	548
1974	9.12	782	63.2	588	438	13.8	1.9	422	3.44				8.46	598
1975	8.96	840	66.1	606	447	10.6	1.9	434	3.66				7.30	378
1976	8.36	896	72.3	628	454	11.7	1.4	441	3.84				8.18	400
1977	8.31	894	74.0	608	468	11.2	1.8	455	4.05				7.95	518
1978	8.55	868	73.4	617	474	7.0	1.8	465	4.18				7.27	564
1979	8.93	895	74.0	641	466	5.5	1.5	459	4.35				10.42	586
1980	9.06	825	71.5	657	485	7.4	1.9	476	4.39				8.88	604
1981	9.32	826	71.6	688	507	8.0	1.1	498	4.53				8.10	580
1982	9.24	775	69.5	675	529	8.4	1.2	519	4.60				7.54	552
1983	9.19	754	67.3	693	560	10.2	1.2	549	4.70				8.23	604
1984	9.46	764	67.6	706	566	11.2	1.0	554	4.88				7.59	555
1985	9.54	731	65.0	734	571	14.0	0.6	556	5.12				8.44	494
1986	9.83	718	61.9	718	558	6.8	1.0	550	5.30	106.7	19.0	3.1	7.50	431
1987	9.62	677	58.3	713	573	6.6	0.8	566	5.40	72.9	14.0	2.9	8.00	470
1988	9.33	617	54.5	709	594	5.4	0.9	588	5.60	115.3	17.2	2.5	7.18	519
1989	8.65	583	51.7	712	605	5.6	0.9	598	5.68	93.3	14.2	2.1	8.85	622
1990	8.33	553	48.3	689	589	5.8	0.9	582	5.79	101.7	16.4	2.4	7.82	608
1991	8.49	523	45.3	660	580	5.9	0.9	572	6.00	91.5	15.1	2.5	7.79	586
1992	8.42	499	40.8	690	577	5.4	1.2	570	6.16	91.2	17.7	2.8	6.77	519
1993	8.29	473	40.4	656	581	3.2	0.9	577	6.18	88.1	13.3	2.3	8.24	542
1994	8.33	448	39.4	660	580	3.9	1.1	575	6.29	83.6	14.0	2.2	7.10	587
1995	8.22	413	37.0	667	576	3.5	1.2	571	6.47	90.1	13.1	2.3	7.47	589
1996	8.27	409	36.0	681	575	4.5	1.1	569	6.68	107.4	22.3	2.3	7.17	456
1997	8.41	377	33.7	673	568	4.2	1.1	563	6.96	107.4	23.1	2.2	8.82	673
1998	8.26	396	35.2	658	557	5.1	0.9	551	7.06	100.3	22.1	2.2	7.36	565
1999	879	392	34.9	662	560	3.3	0.8	556	7.19	92.3	13.2	2.3	8.99	572
2000	909	365	31.8	629	550	2.9	1.3	546	7.42	109.8	14.7	2.5	7.42	496

Remarques :

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

ANNEXE 3

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

Année	Oxygène tonnes	P tot. tonnes	$P\text{-}PO_4$ tonnes	N tot. tonnes	Nmintot tonnes	$N\text{-}NH_4$ tonnes	$N\text{-}NO_2$ tonnes	$N\text{-}NO_3$ 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

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, **2001**, 73-80.

DYNAMIQUE DE LA PRODUCTION PHYTOPLANCTONIQUE ET DE LA BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE DANS LE LÉMAN

Campagne 2000

PAR

Christophe LEBOULANGER

avec la collaboration technique de

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

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

RÉSUMÉ

Durant l'année 2000, vingt et une campagnes de mesures du stock et de l'activité phytoplanctoniques ont été réalisées au point SHL2. Comme l'année précédente, la production annuelle nette est assez faible, estimée à 218 g de carbone fixé par m^2, mais présente une évolution différente au cours du temps.

Les événements remarquables de cette année sont : 1) une forte activité de production en été, et 2) la persistance d'une forte biomasse phytoplanctonique, liée à une production primaire également forte, durant les deux derniers mois de l'année. La concentration moyenne pondérée en chlorophylle a dans la couche 0-10 m est en conséquence plus importante que les années précédentes, avec 6.2 mg chla/m^3. Par contre, la productivité moyenne annuelle est faible, confirmant la baisse constatée sur les dernières années de suivi.

1. INTRODUCTION

Connaître le fonctionnement biologique d'un lac comme le Léman nécessite de mesurer la production primaire au sein de l'écosystème, qui va assurer ensuite le fonctionnement (croissance et reproduction) des échelons trophiques supérieurs. Cette assimilation du carbone minéral grâce à la lumière du soleil est le fait des végétaux possédant de la chlorophylle, principalement les macrophytes dans la zone littorale, et le phytoplancton dans la zone pélagique; dans un lac profond comme le Léman, la seconde est prépondérante. Pour appréhender le fonctionnement du premier échelon trophique du lac, il est alors nécessaire d'établir une représentation des stocks phytoplanctoniques (biomasse présente dans la masse d'eau à un moment donné) et de leur niveau d'activité (productivité à ce même moment). Nous présentons ici les mesures de production primaire réalisées par incorporation du ^{14}C ainsi que les mesures de chlorophylle *a*, indicateur global de la biomasse végétale planctonique, et pigment nécessaire à la photosynthèse. Ces mesures ont été effectuées au centre du lac à neuf profondeurs de la couche éclairée, lors de vingt et une campagnes, échelonnées du 10 janvier au 19 décembre 2000.

2. MÉTHODES

Au cours de l'année 2000, les 21 campagnes de mesures programmées des paramètres de production et biomasse phytoplanctoniques ont été réalisées sur la station de référence SHL2. Comme lors des campagnes précédentes, ainsi qu'il est rappelé dans LEBOULANGER (2000), la méthode de STEEMAN-NIELSEN (1952) employant le ^{14}C comme traceur a été utilisée pour évaluer in situ l'activité photosynthétique. Les neuf profondeurs échantillonnées s'échelonnent de zéro à trente mètres dans la couche euphotique, où la lumière est suffisante pour permettre la photosynthèse. Chaque échantillon est fractionné en trois aliquotes, distribués dans trois flacons, enrichi en carbonate radioactif puis re-immergé à la profondeur de prélèvement où l'incubation est réalisée pendant une durée égale au tiers médian de la photopériode.

Le phytoplancton dont la matière organique est devenue radioactive est ensuite récupéré par filtration sur membrane en polycarbonate de 0.8 µm de porosité, seuil où la plupart des cellules autotrophes est retenue. Ce filtre est ensuite traité au laboratoire en vue d'une mesure de cette radioactivité, proportionnelle à l'activité du phytoplancton. A l'aide des valeurs obtenues et de la concentration en carbone inorganique dissous dans le milieu lors de l'expérimentation, il est alors possible de calculer la quantité de carbone effectivement incorporée par les organismes photosynthétiques. Une extrapolation à la production journalière globale est ensuite possible en multipliant le résultat des incubations par 2.22, coefficient moyen déterminé expérimentalement (PELLETIER, 1983).

La mesure de la concentration en chlorophylle a à chacune des neuf profondeurs se fait sur les même prélèvements d'eau que ceux servant à la mesure d'activité photosynthétique. L'eau est filtrée sur membrane en fibre de verre (Whatman GF/C), puis les pigments sont extraits sur la matière retenue, dans un mélange acétone/eau (90/10 v/v). Le calcul de la concentration en chlorophylle a est ensuite effectué à partir d'une analyse spectrophotométrique selon la méthode de STRICKLAND et PARSONS (1968), basée sur les caractéristiques du spectre d'absorbance de la chlorophylle *a*.

3. RÉSULTATS

3.1 Répartitions verticales

Les profils 0-30 m obtenus pour répartition de la biomasse phytoplanctonique (exprimée en mg.chl*a*/m^3) et de la production primaire (en mg Cassimilé/m^3 durant la période d'incubation) sont représentés sur la figure 1. Les paramètres calculés à partir de ces données sont récapitulés dans le Tableau 1.

Peu développée en janvier et février, la biomasse phytoplanctonique augmente dès la fin du mois de mars, la répartition prenant la forme d'un pic le 11 avril, avec un maximum supérieur à 20 mg chl*a*/m^3 à deux mètres. Lors de la campagne précédant cette apparition d'un premier pic (21 mars), la répartition homogène de la biomasse sur l'ensemble des 30 mètres sous la surface, suggère un brassage préalable de la masse d'eau, diluant la faible biomasse présente sur toute la profondeur.

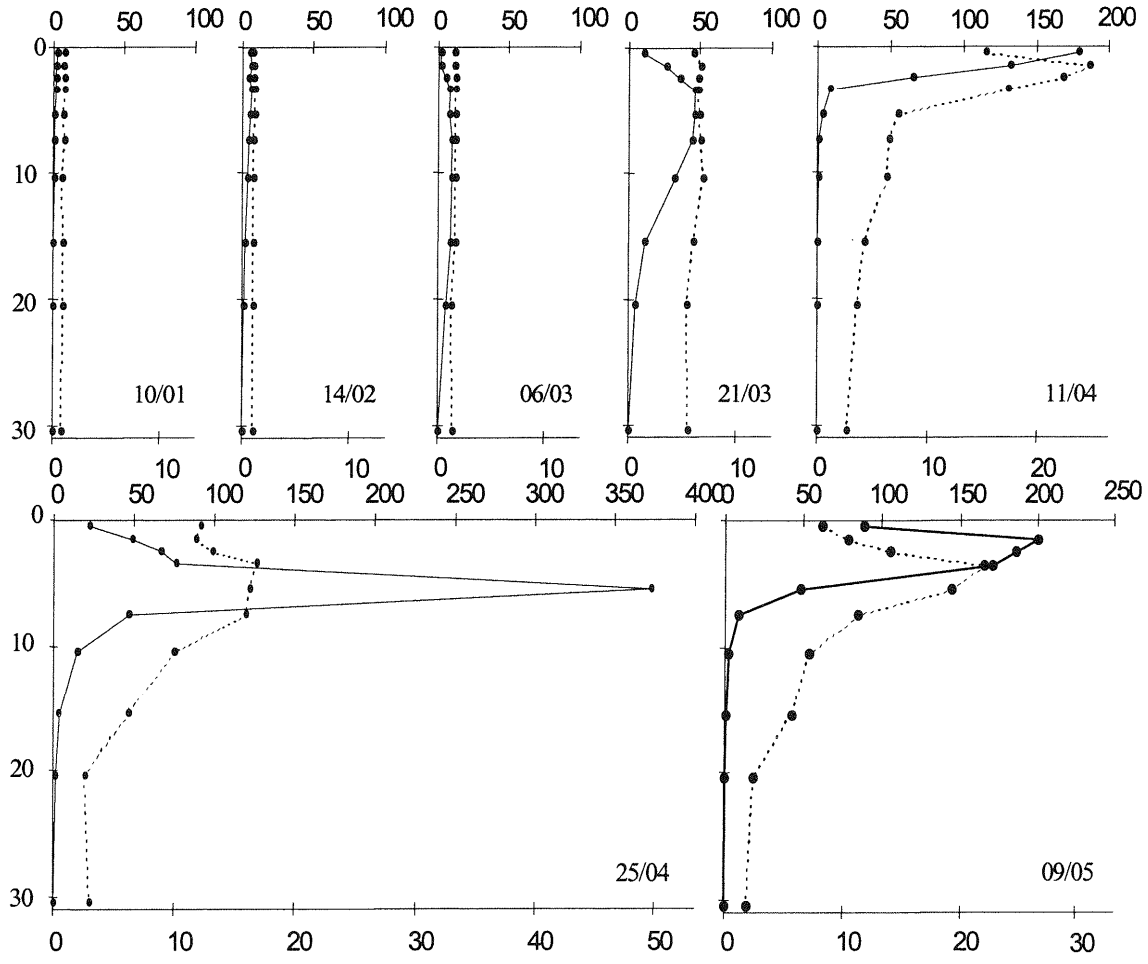


Figure 1 : Profils verticaux de la production primaire (traits pleins, échelles supérieures en mg C fixé par m^3 par incubation) et de la biomasse exprimée en chlorophylle *a* (traits pointillés, échelle inférieure en mg chl*a* par m^3) au point SHL2 du 10 janvier au 9 mai 2000

La production primaire culmine à plus de 350 mg C fixé par litre et par incubation à 5 mètres le 25 avril, alors que la biomasse est à son apogée (légèrement supérieure à 20 mg de chl*a* par m^3) le 9 mai, à 5 mètres également.

La phase des eaux claires apparaît très nettement marquée lors de la campagne du 23 mai, avec une biomasse réduite d'un facteur proche de 10 par rapport à la campagne effectuée deux semaines auparavant, et une production nettement inférieure. Cette phase claire commence à se résorber au début du mois de juin, avec une augmentation de la biomasse, accompagnée d'une augmentation similaire de la production. Un premier pic important de biomasse apparaît fin juin à assez forte profondeur (10 m), suivi d'une réduction en juillet, et enfin d'une nouvelle augmentation de moindre ampleur en août. Cette évolution diffère fortement de celle constatée en 1999, où la biomasse élevée de la fin de l'été était accompagnée d'une faible production. Le phytoplancton qui s'est développé en août 2000 ne montrait pas de signe de ralentissement de l'activité photosynthétique.

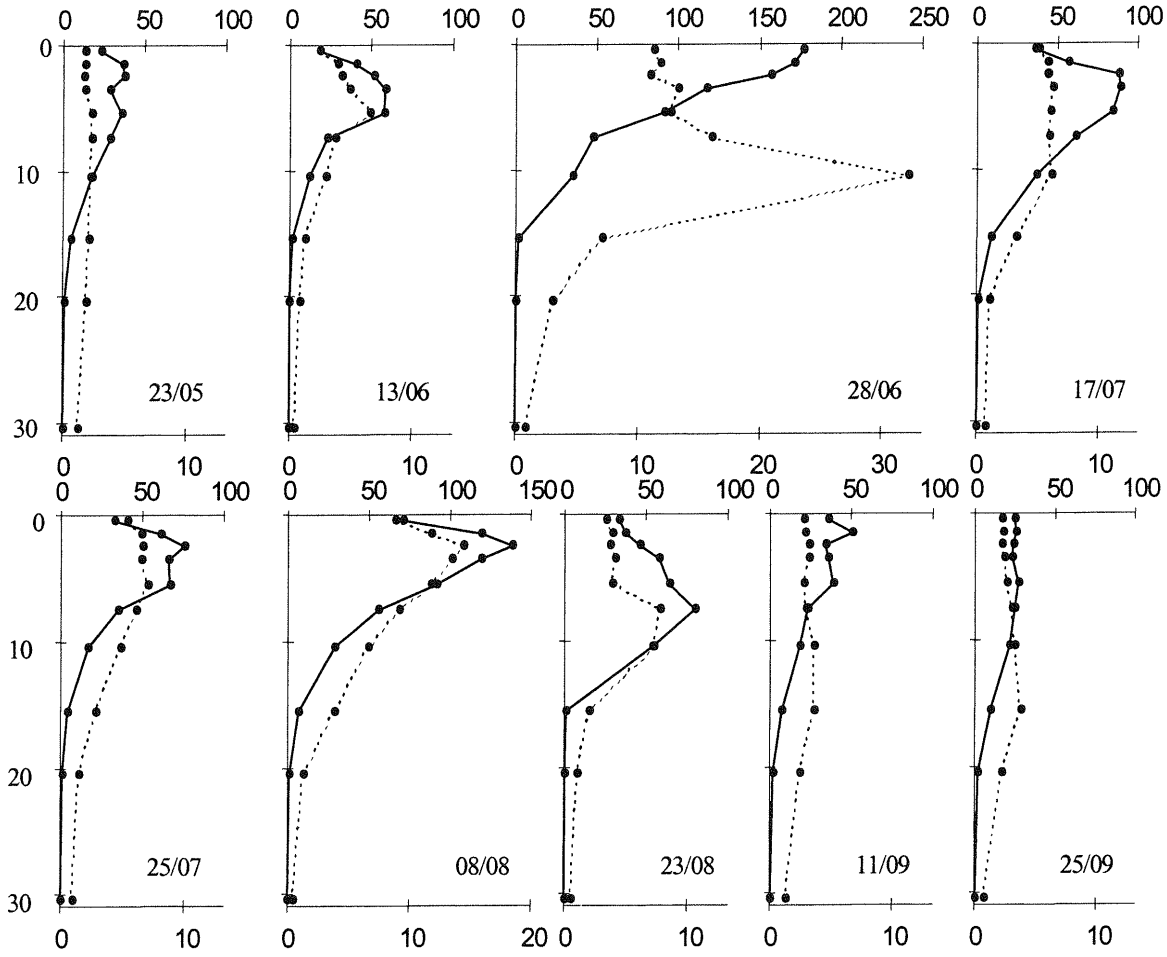


Figure 1 (suite) : Profils verticaux de la production primaire et de la biomasse exprimée en chlorophylle a au point SHL2 du 23 mai au 25 septembre 2000 (mêmes unités)

Enfin, l'activité et la biomasse phytoplanctoniques décroissent fortement à l'automne, puis de façon surprenante on observe à partir du mois de novembre une forte biomasse de la diatomée *Tabellaria flocculosa* (DRUART et al., 2001), répartie de façon homogène dans la colonne d'eau, avec une activité photosynthétique non négligeable.

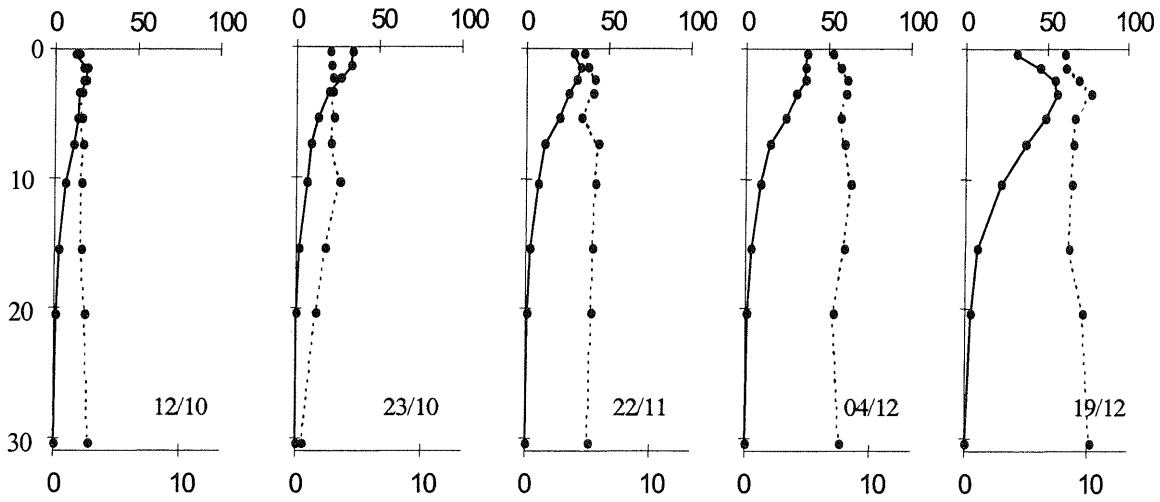


Figure 1 (suite) : Profils verticaux de la production primaire et de la biomasse exprimée en chlorophylle a au point SHL2 du 10 octobre au 19 novembre 2000 (mêmes unités)

Tableau 1 - Principaux paramètres de la production primaire.

DATE	∑A mgC/m².inc	PPj mgC/m².j	Amax mgC/m³.inc	Chl Amax mg/m³	Chl 0-10 mg/m2	Chl 0-30 mg/m²	T ds m
10/01/00	15	34	2.2	1.01	10.04	28	12.0
14/02/00	78	173	6.2	1.13	10.72	32	13.0
06/03/00	177	393	10.0	1.66	16.10	45	13.0
21/03/00	551	1'223	46.0	6.49	66.35	182	6.3
11/04/00	286	634	131.9	24.86	125.30	203	3.0
25/04/00	1'200	2'663	372.3	16.23	144.03	234	2.9
09/05/00	862	1'913	200.5	10.45	140.99	214	1.7
23/05/00	376	834	37.2	1.73	20.74	57	7.2
13/06/00	428	950	58.0	4.82	43.54	65	5.5
28/06/00	1'073	2'381	176.5	11.33	156.69	299	4.7
17/07/00	823	1'826	88.6	6.21	59.47	103	5.2
25/07/00	575	1'278	75.1	6.62	63.00	106	4.2
08/08/00	969	2'151	138.2	14.36	108.74	156	4.4
23/08/00	731	1'622	79.3	7.82	52.76	91	5.3
11/09/00	410	910	50.4	2.84	30.11	81	6.9
25/09/00	355	789	27.0	2.68	27.03	74	8.4
12/10/00	165	367	19.1	2.22	21.45	70	9.2
23/10/00	191	425	33.4	2.67	29.23	64	8.7
22/11/00	236	524	32.5	4.98	52.74	159	9.4
04/12/00	279	620	36.7	6.96	78.75	231	8.3
19/12/00	537	1'193	55.6	10.25	89.69	277	8.3

Symboles utilisés :

ΣA : Production primaire totale, exprimée en mg de C assimilé par mètre carré pendant la période d'incubation. Cette valeur correspond à l'aire délimitée par le profil vertical et les axes

PP_j : Production primaire journalière calculée : $PPj = 2.22\ \Sigma A$

A_{max} : Production maximale relevée sur un profil, exprimée en mg de C assimilé par mètre cube d'eau pendant la période d'incubation

Chl A_{max} : Concentration en chlorophylle *a* (mg/m^3) correspondant à A_{max}

Chl $_{0-10}$: Concentration en chlorophylle *a* (mg/m^2) dans la couche surface - 10 mètres

Chl $_{0-30}$: Concentration en chlorophylle *a* (mg/m^2) dans la couche surface - 30 mètres

T ds : Transparence exprimée en mètres = profondeur de disparition du disque de Secchi.

3.2 Variations saisonnières

La phase printanière (biomasse et production élevées) est très marquée comme les années précédentes, avec un maximum de biomasse exprimée en chlorophylle a de 170 mg/m^2 dans la couche 0-30 m fin mars, restant apparemment stable jusqu'au début du mois de mai. La production primaire totale par unité de surface au point SHL2 suit de façon très fidèle cette évolution. Ceci est à comparer avec les estimations de biomasse totale (DRUART et al., 2001). Cette poussée printanière est suivie d'une phase claire bien marquée en juin puis d'une nouvelle augmentation en juillet. Le phénomène inattendu durant l'année 2000 a été l'apparition d'une forte biomasse persistante de diatomées lors des mois de novembre et décembre.

Tableau 2 - Evolution à long terme de la production primaire nette annuelle (PPAN en gC/m^2.an) et de la concentration annuelle moyenne en chlorophylle *a* (en mg/m^3) intégrée sur 0-10 m

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Production primaire annuelle nette (gC/m^2 an)	359	268	295	223	205	282	249	272	210	217
Chlorophylle *a* 0-10 m moyenne annuelle (mg/m^3)	5.6	5.1	5.0	5.2	5.5	6.7	5.8	5.1	5.2	6.3
	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990
Production primaire annuelle nette (gC/m^2 an)	231	230	190	174	185	279	299	295	293	258
Chlorophylle *a* 0-10 m moyenne annuelle (mg/m^3)	7.5	5.2	4.5	5.6	6.4	5.5	6.1	5.8	4.4	4.8

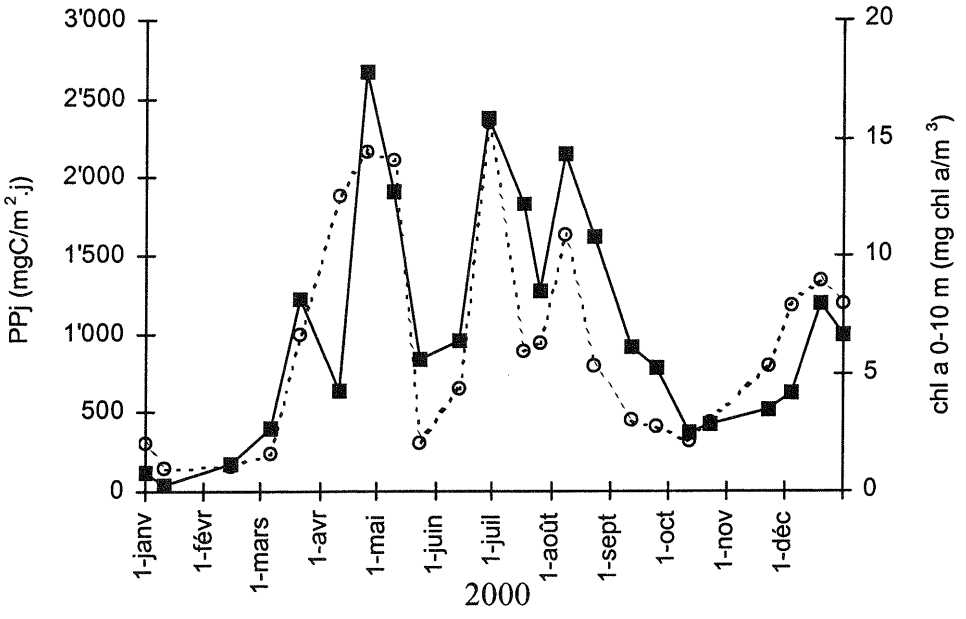


Figure 2 : Evolutions comparées de la production primaire par unité de surface (traits pleins, carrés noirs) et de la biomasse totale intégrée sur les dix premiers mètres (traits pointillés, cercles blancs) au cours de l'année 2000 au point SHL2

La répartition de la biomasse phytoplanctonique, exprimée en mg chl*a*/m^2, présente également une évolution différente : lors des pics de biomasse du printemps et de la fin de l'été, la quantité de chlorophylle présente dans la couche 10-30 m est supérieure à celle présente dans la couche supérieure (figure 3). Le phytoplancton se répartit plus en profondeur dans la colonne d'eau.

La transparence, indiquée par la profondeur de disparition du disque de Secchi, est également étroitement liée, de façon inverse, à la biomasse chlorophyllienne (figure 4). Elle est maximale en février-mars et minimale en mai.

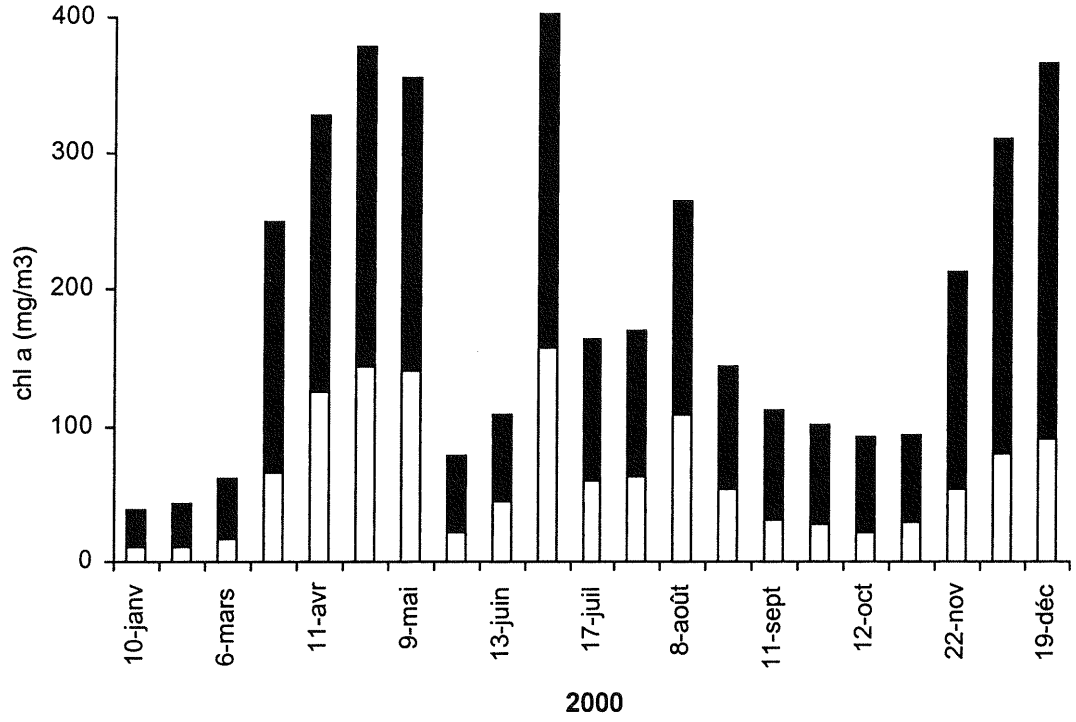


Figure 3 : Evolution des biomasses chlorophylliennes intégrées, au cours de l'année 2000, dans les dix premiers mètres (barres inférieures vides) et dans la couche 10-30 m (barres supérieures pleines) au point SHL2

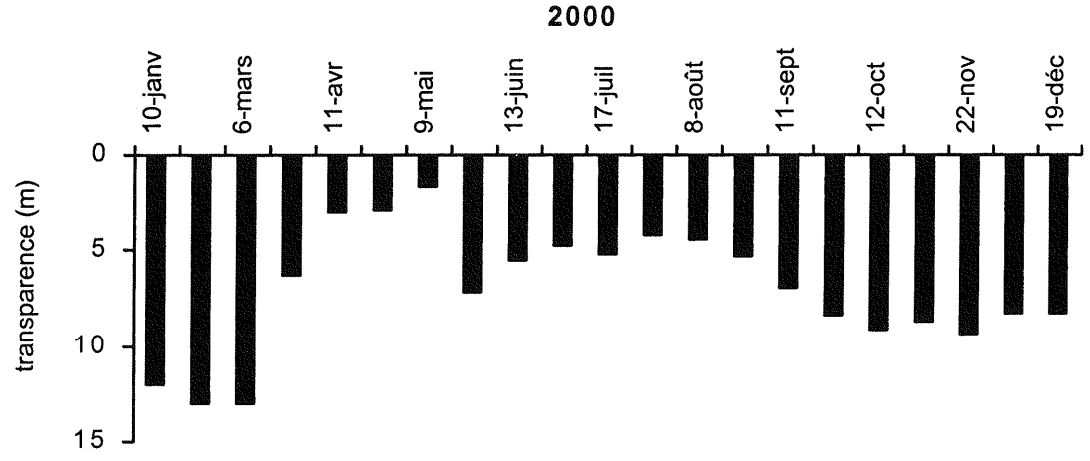


Figure 4 : Evolution de la transparence, mesurée comme profondeur de disparition du disque de Secchi, au cours de l'année 2000 au point SHL2

3.3 Production annuelle

Le calcul de la production annuelle nette cumulée donne une valeur faible (218 gC/m^2.an), en dépit de fortes densité et activité phytoplanctoniques en fin d'été et durant les mois de novembre et décembre. Le rapport production totale annuelle sur biomasse chlorophyllienne moyenne 0-10 m (P/C), qui donne une indication sur la productivité des communautés phytoplanctoniques, est cependant proche de celui calculé pour les années 1994 à 1997, seule l'année 1998 ayant montré une productivité plus élevée lors des cinq dernières années (Tableau 2, figure 5). Cette productivité est égale à environ 35 grammes de carbone fixés par an par milligramme de chlorophylle a présent dans la couche 0-10 m.

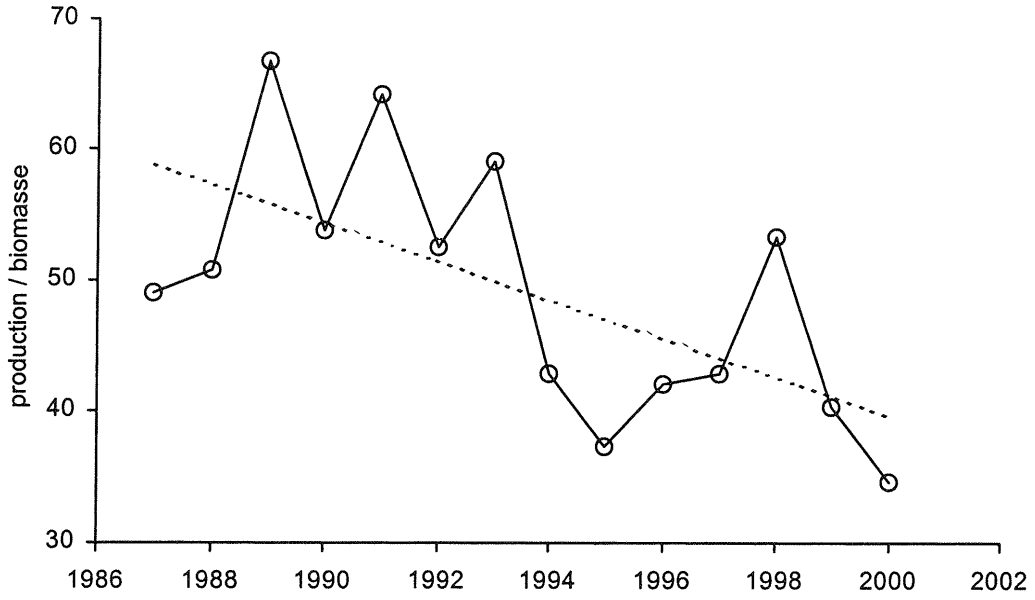


Figure 5 : Evolution au cours des quatorze dernières années de la productivité pélagique, exprimée par le rapport production annuelle sur biomasse chlorophyllienne moyenne dans la couche 0-10 m au point SHL2

4. CONCLUSIONS

L'année 2000 ressemble par certains points aux années précédentes, notamment par un fort développement de fin d'été, dont l'activité photosynthétique reste élevée (contrairement à la fin de l'été 1999, où la biomasse élevée était peu productive). La productivité semble continuer à baisser relativement aux années 90, mais le fait que la biomasse phytoplanctonique soit présente de plus en plus profondément peut contribuer à biaiser cette observation. Il est cependant évident que cette approfondissement, maintenant établi depuis quelques années, est lié à la diminution plus rapide au printemps de la concentration en phosphore disponible dans la couche éclairée (ANNEVILLE et al., 2001, RAPIN et al., 2001); un tel phénomène doit amener à reconsidérer les protocoles d'échantillonnage du phytoplancton.

Le fait marquant reste la persistance d'une forte biomasse de diatomées (Tabellaria flocculosa) en novembre et décembre (dont la présence de façon homogène est attestée par les mesures de fluorescence réalisées à la sonde multiparamètres jusqu'à 45 m de profondeur), dont les causes pourraient être d'ordre climatique. Vu l'activité non négligeable du phytoplancton durant ces deux mois, il sera intéressant de vérifier si une baisse relative des nutriments disponibles à la fin de l'hiver 2000-2001 aura modifié la façon dont la succession saisonnière se met en place au début de l'année suivante.

BIBLIOGRAPHIE

ANNEVILLE, O., GINOT, V. et ANGELI, N. (2001) : Evolution de l'état de santé du Léman par l'analyse des séries chronologiques du phytoplancton. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000.

COLON, M. (2001) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000.

DRUART, J.C., REVACLIER, R., CAUZZI, N. et LAVIGNE, S. (2001) : Evolution du phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000.

LEBOULANGER, C. (2000) : Evolution de la production phytoplanctonique dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1999, 59-66.

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.

PELLETIER, J.P. et LEBOULANGER, C. (1999) : Evolution de la production phytoplanctonique dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1998, 61-68.

RAPIN, F., NIREL, P., REVACLIER, R., LAZZAROTTO, J. et CORVI, C. (2001) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000.

STEEMANN-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.

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, **2001**, 81-90.

ÉVOLUTION DU PHYTOPLANCTON DU LÉMAN

Campagne 2000

PAR

Jean-Claude DRUART

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

Roger REVACLIER

SERVICE CANTONAL D'HYDROBIOLOGIE, CP 78, CH - 1211 GENÈVE 8

Nicolas CAUZZI

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

Sophie LAVIGNE

SERVICE CANTONAL D'HYDROBIOLOGIE, CP 78, CH - 1211 GENÈVE 8

RÉSUMÉ

En 2000, 107 taxons ont été identifiés dans le Léman, parmi lesquels quatre taxons ont été très abondants et ont produit 75 % de la biomasse totale.

La biomasse moyenne annuelle est proche de la moyenne des cinq années précédentes. Mais sa valeur est due pour 44 % à la prolifération phénoménale de Dinobryon sociale v. americanum au cours de l'été, algue de la classe des chrysophycées. La fin de l'année a été marquée par la prolifération inattendue de la diatomée Tabellaria flocculosa.

1. INTRODUCTION

L'étude du phytoplancton est réalisée aux stations SHL2 et GE 3, comme les années précédentes. Elle comporte l'analyse de l'évolution qualitative et quantitative des peuplements phytoplanctoniques.

Le zooplancton (BALVAY, 2001), la chlorophylle et la production primaire (LEBOULANGER, 2001), étudiés parallèlement à SHL 2, font l'objet de chapitres séparés.

2. MÉTHODES

En 2000, le phytoplancton est étudié à partir d'échantillons d'eau des couches 0-10 m et 0-20 m prélevés à la station SHL2 (Grand Lac) avec un appareil intégrateur et à GE3 (Petit Lac) avec des tuyaux lestés respectivement de 10 m et 20 m de longueur.

Ce double échantillonnage sera poursuivi en 2001 et fera l'objet d'une étude comparative en 2002.

La campagne 2000 a comporté 21 prélèvements répartis sur l'année à SHL2 et 12 prélèvements mensuels, à GE3.

L'examen qualitatif et quantitatif est effectué au microscope inversé, après fixation au lugol et concentration des organismes par sédimentation en chambre d'Utermöhl, selon le protocole suivi antérieurement. La biomasse est calculée par addition des biovolumes cellulaires, et exprimée en poids de matière fraîche par mètre cube d'eau.

3. RÉSULTATS

Afin de pouvoir comparer nos résultats avec ceux des années précédentes, nous analyserons donc les résultats des prélèvements 0-10 m.

3.1 Biomasse

3.1.1 Variations saisonnières de la biomasse

Comme chaque année, on peut distinguer plusieurs phases dans les variations saisonnières du phytoplancton (figure 1 et 2) :

- la phase hivernale à faible production phytoplanctonique avec une valeur observée de 27 mg/m^3, beaucoup plus faible que l'année précédente (310 mg/m^3). Cette valeur n'a jamais été aussi basse les années antérieures;
- la phase printanière prolonge la phase hivernale et culmine le 25 avril avec un pic de 2'656 mg/m^3, composé surtout par la petite cryptophycée *Rhodomonas minuta*. Il faut remonter aux années 1990-1991 pour voir une telle prolifération de cette espèce nanoplanctonique;
- après les eaux claires (23 mai), la phase estivale débute le 28 juin et montre deux pics dont le premier est principalement attribuable à *Fragilaria crotonensis* et *Ceratium hirundinella*. Le second, de très forte valeur le 8 août (22'264 mg/m^3), est dominé par la chrysophycée coloniale *Dinobryon sociale* var. *americanum*. Ce taxon n'avait jamais montré un tel développement dans le Léman. Puis nous observons une forte régression de la biomasse jusqu'à la fin de l'été.

  Dans le Petit Lac, la phase des eaux claires a été observée le 19 juin. Le pic du 14 août est dû en bonne partie (environ 30 %) à *Dinobryon sociale* var. *americanum* comme dans le Grand Lac, mais avec une valeur de biomasse totale beaucoup plus modeste (3'285 mg/m^3), qui correspond au maximum de l'année;
- la phase automnale, dominée principalement par *Diatoma tenuis* (= *D.elongatum*) se déroule très discrètement jusqu'à fin octobre.
- la phase hivernale qui suit voit une rapide augmentation de la biomasse au cours du mois de novembre (2'440 mg/m^3 le 22/11), puis perdure jusqu'à la fin de l'année avec des biomasses également très fortes à chaque prélèvement. Cette biomasse est essentiellement représentée par une diatomée pennée, *Tabellaria flocculosa* qui a également été présente au cours de deux grandes périodes, février à avril et juillet à décembre.

  A la fin du siècle dernier, *Tabellaria fenestrata* a été décrite à tort dans le Léman à la place de *Tabellaria flocculosa*.

  Tabellaria fenestrata est un taxon qui ne se trouve pas dans des grands lacs, mais dans des milieux beaucoup plus petits. Par contre *Tabellaria flocculosa* se rencontre dans beaucoup de lacs périalpins (KRAMMER et LANGE-BERTALOT, 1991).

  Pour le Petit Lac, les observations corroborent celles du Grand Lac concernant la dominance de cette diatomée, en cette période de l'année. Aussi, on dénote la présence d'un pic de croissance en décembre dans le Grand Lac et simultanément l'amorce de ce pic dans le Petit Lac.

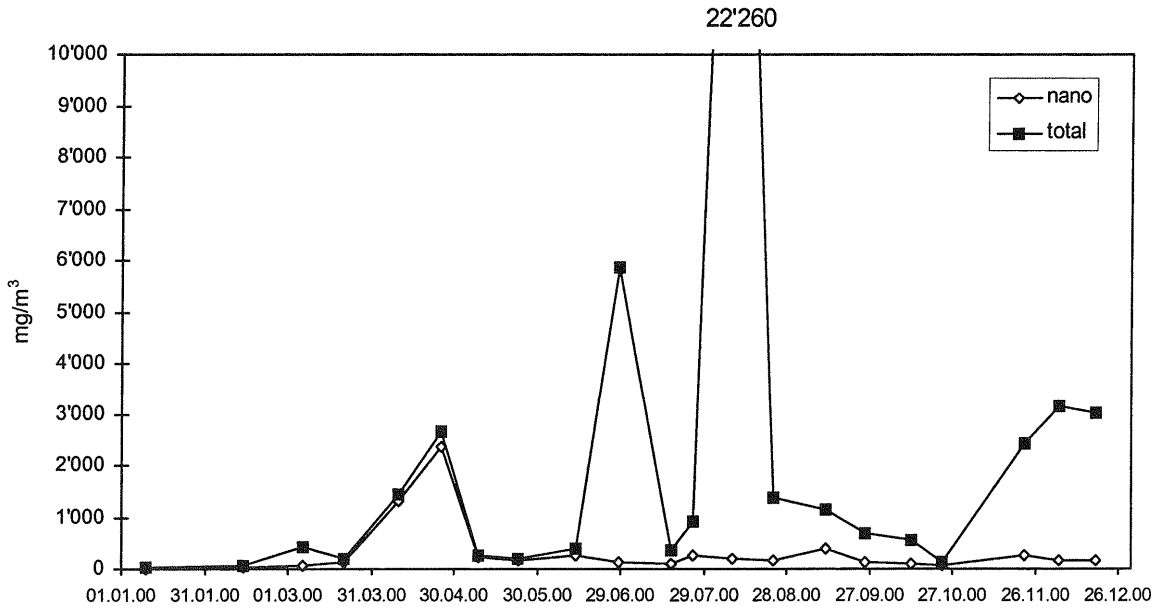


Figure 1 : Variations saisonnières de la biomasse totale du phytoplancton et de la biomasse de la fraction nanoplanctonique (matière fraîche) (Léman, SHL 2, 2000).

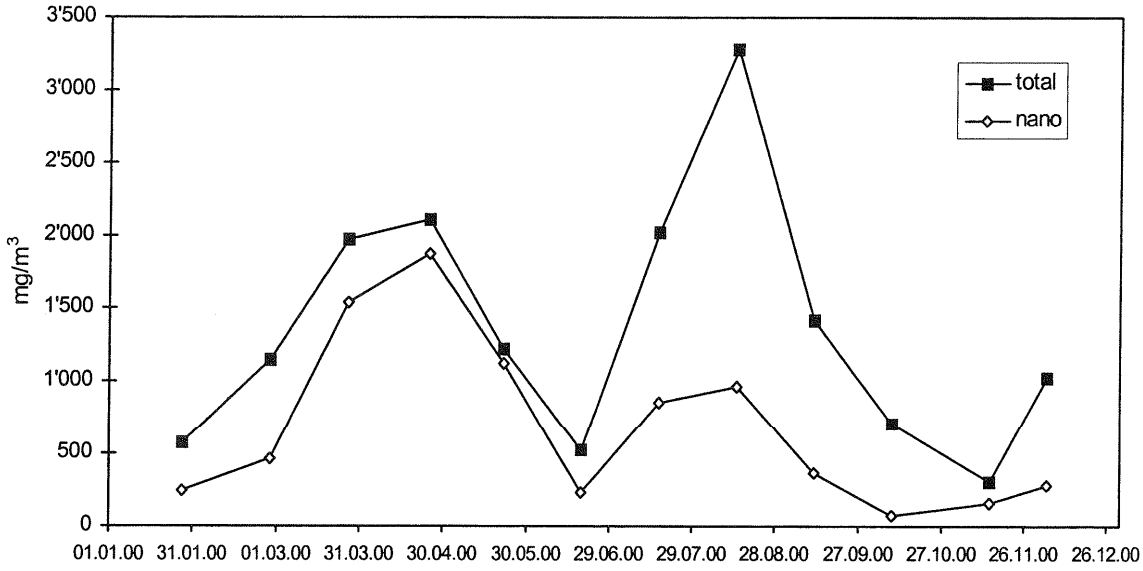


Figure 2 : Variations saisonnières de la biomasse totale du phytoplancton et de la biomasse du nanoplancton (matière fraîche) (Léman, GE 3, 2000).

3.1.2 Evolution pluriannuelle de la biomasse (figure 3 et tableau 1)

TABLEAU 1 - Biomasses annuelles moyennes, biomasses saisonnières et biomasses maximales (mg/m^3) à SHL 2 de 1995 à 2000

Année	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Biomasse annuelle moyenne	1'213	1'646	1'168	1'897	2'114	2'677	2'435	2'015	2'266
Biomasse printanière moyenne (BP)	848	1'489	799	1'722	676	750	769	952	659
Biomasse estivale moyenne (BE)	1'438	1'760	1'353	2'018	3'192	3'448	3'204	2'395	3'255
PB / BE	0.59	0.85	0.59	0.85	0.21	0.22	0.24	0.40	0.20
Biomasse printanière maximale (mois)	2'181 (5)	3'316 (4)	2'139 (4)	4'400 (4)	2'271 (4)	1'977 (4)	1'813 (4)	2'703 (4)	2'650 (4)
Biomasse estivale maximale (mois)	3'334 (8)	3'685 (7)	3'213 (8)	4'736 (9)	8'978 (9)	10'347 (9)	9'010 (8)	9'187 (8)	22'258 (8)

BP = biomasse moyenne de janvier à la phase des eaux claires
BE = biomasse moyenne de la phase des eaux claires à décembre
(..) = mois où le phénomène s'est produit

Avec 2'270 mg/m^3, la biomasse moyenne annuelle de l'année 2000 est très proche de la moyenne des cinq années précédentes (2'230 mg/m^3).

Pour l'année 2000, la biomasse moyenne printanière (BP) (660 mg/m^3 le 23 mai), dominée par les algues nanoplanctoniques, est en diminution par rapport à la moyenne des cinq années précédantes (974 mg/m^3).

La biomasse estivale (BE) moyenne (3'255 mg/m^3), est principalement due aux espèces de moyenne (*Dinobryon sociale*) et grande taille (*Ceratium hirundinella* et *Tabellaria flocculosa*).

De 1996 à 2000, la biomasse printanière (BP) est systématiquement inférieure à la biomasse estivale, ce que dénote bien le rapport BP/BE compris entre 0.20 et 0.40.

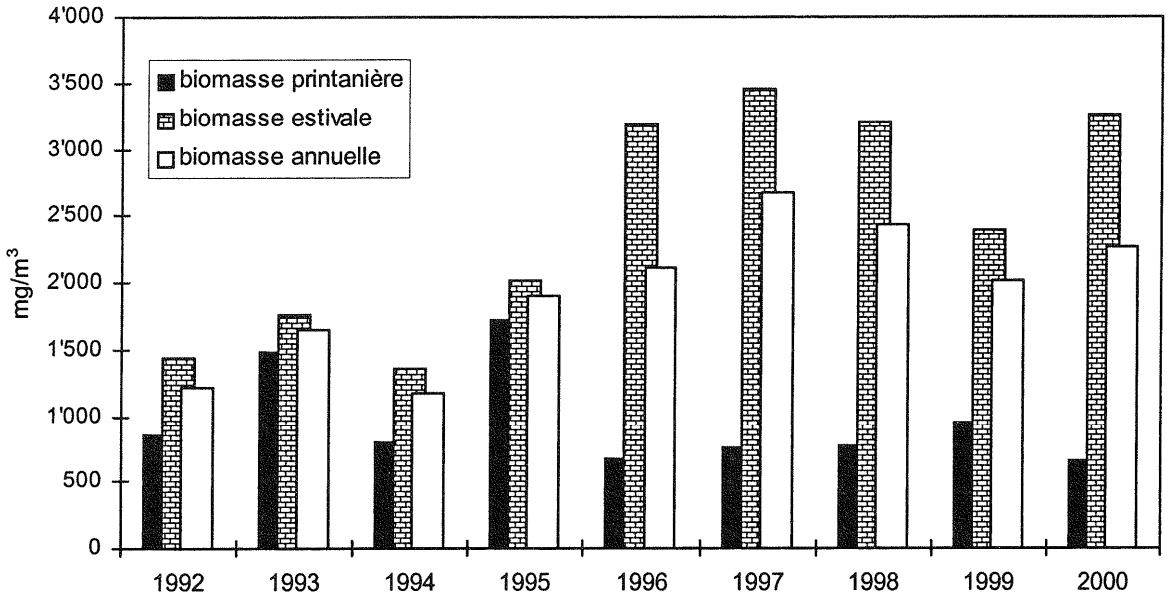


Figure 3 : Evolution des biomasses printanières, estivales et annuelles moyennes de 1992 à 2000 (Léman, SHL 2, 2000)

3.2 Richesse spécifique du phytoplancton

En 2000, 107 taxons ont été identifiés, soit 8 de moins que l'année précédente (115). La richesse spécifique du phytoplancton diminue régulièrement et est la plus faible enregistrée depuis 1992 (voir tableau 2).

Tableau 2 - Nombre de taxons de micro et de nanoplancton durant la période 1991-2000

Année	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Nano	79	70	68	64	67	61	63	59	53
Micro	72	72	74	80	59	52	63	59	54
Total	151	142	142	144	126	113	126	115	107

3.2.1 Contribution des classes d'algues et des classes de taille

La répartition du nombre de taxons entre les différentes classes d'algues et leur appartenance au nanoplancton (longueur de la cellule ou de la colonie < 50 µm et volume cellulaire <10'000 µm^3) ou au microplancton (dimensions supérieures) figurent dans le tableau 3.

Tableau 3 : Nombre de taxons de micro et nanoplancton en 2000

	MICRO	NANO	TOTAL
Cyanobactéries	12	1	13
Dinophycées	3	6	9
Cryptophycées	0	5	5
Chrysophycées	4	7	11
Diatomées	12	14	26
Chlorophycées	14	20	34
Conjuguées	9	0	9
Total 2000	54	53	107

En 2000, en terme de biomasse (figure 4), ce sont les chrysophycées qui représentent le plus fort pourcentage (47 %) devant les diatomées (28 %), les dinophycées (11 %), les cryptophycées (7 %), les chlorophycées (5 %), les conjuguées et les cyanobactéries (moins de 2 % chacune).

Cette année encore, les biomasses des différentes classes d'algues sont extrêmement variables comme on le rencontre souvent dans les grands lacs. Rien n'est établi définitivement et on le voit encore cette année où ce sont les chrysophycées qui dominent au détriment des diatomées suite à la prolifération exceptionnelle de *Dinobryon sociale* var. *americanum*. Les cyanobactéries ont fortement régressé tout comme les dinophycées.

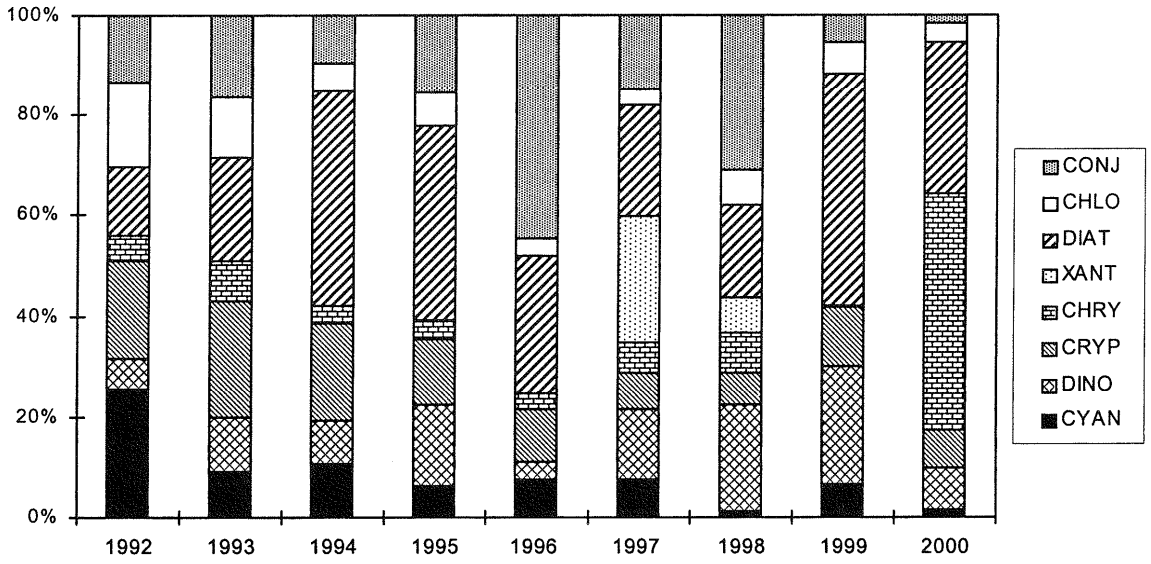


Figure 4 : Evolution des classes d'algues de 1992 à 2000 (Léman, SHL 2, 2000)

En moyenne annuelle, avec 14 %, la part du nanoplancton régresse nettement (27 % en 1999) et retrouve les valeurs de 1998 (13,4 %) (figure 5).

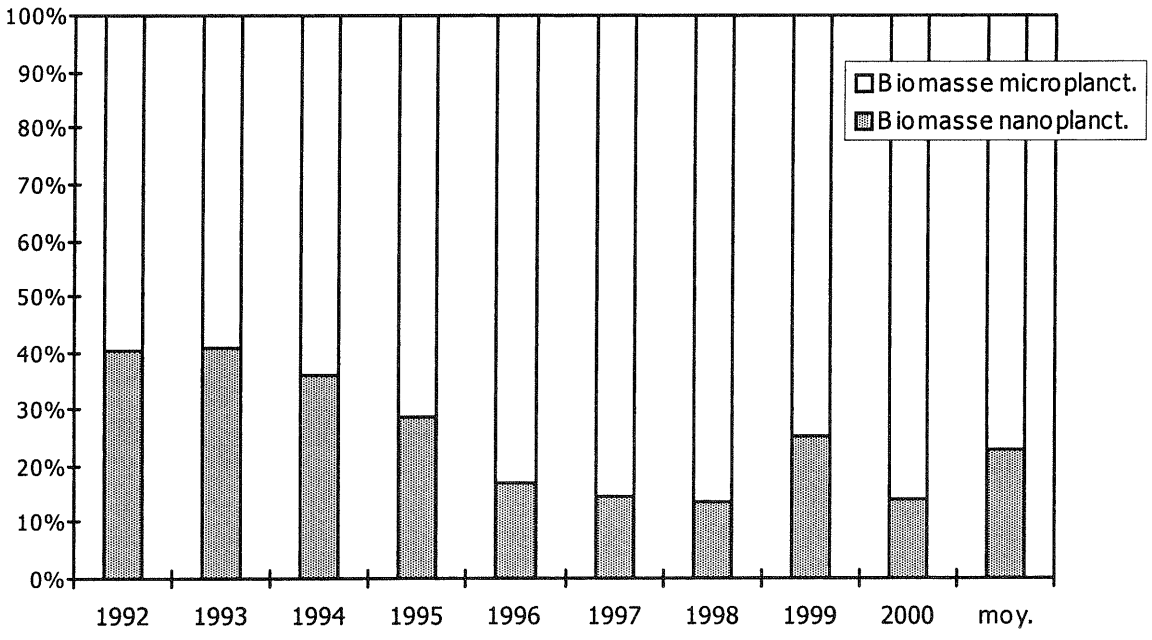


Figure 5 : Evolution de la biomasse relative du nanoplancton (nano) et du microplancton (micro) de 1992 à 2000 (Léman, SHL 2, 2000)

3.2.2 *Contribution des principales espèces (tableau 4 et planche 1)*

En terme de biomasse, sur les 107 taxons inventoriés en 2000, 12 sont abondants à très abondants et représentent globalement 90 % de la biomasse du phytoplancton (23 espèces en 1999 et 16 espèces en 1998) et les 2 espèces majeures représentent 57 % de cette biomasse (*Dinobryon sociale* avec 45 % et *Tabellaria flocculosa* 11.8 %). Les autres taxons sont nettement moins abondants (*Ceratium hirundinella*, 7%, *Fragilaria crotonensis* 6 %).

Pour les diatomées, c'est *Tabellaria flocculosa* qui montre un très fort développement en fin de saison (voir paragraphe 3.1).

3.2.3 *Succession des espèces dominantes* (figure 6)

Dans le tableau 4, il apparaît qu'en 2000, comme en 1999, seuls 4 taxons sont classés comme très abondants (plus de 6 % de la biomasse totale); sans entrer dans les détails on relèvera les éléments suivants :

- au début de l'année (généralement au mois d'avril), des espèces de petite taille occupent une place majeure dans la biomasse; il s'agit: des cryptophycées nanoplanctoniques *Rhodomonas* spp, des petites diatomées centriques *Stephanodiscus minutulus* et *Cyclotella cyclopuncta*, de la diatomée coloniale *Asterionella formosa*, de *Cryptomonas* sp en juin, de *Gymnodinium helveticum* et de *Staurastrum cingulum*.
- *Fragilaria crotonensis* et *Ceratium hirundinella* deviennent dominante en juillet comme l'année précédente.
- Le mois d'août voit un très fort développement de la chrysophycée coloniale *Dinobryon sociale* ainsi que de la petite chlorophycée *Nephrocytium agardhianum*.
- A partir de novembre, la diatomée coloniale *Tabellaria flocculosa* produit une très forte biomasse et ce jusqu'au printemps de l'année suivante (données non présentées).

4. CONCLUSIONS

En terme de composition spécifique, l'année 2000 se singularise par un très fort développement de la chrysophycée *Dinobryon sociale* v. *americanum*, algue dont les cellules flagellées sont groupées en colonies. Cette espèce est mixotrophe c'est-à-dire capable de subvenir aux besoins de son métabolisme à la fois par photoynthèse et par assimilation des composés organiques présents dans l'eau.

Ces caractères en font une espèces capable de proliférer dans des eaux relativement pauvre en phosphore minéral.

Le nombre énorme de cellules comptées le 8 août à SHL 2 peut s'expliquer par une accumulation locale de cette algue mobile.

Le second phénomène à relever est la prolifération hivernale de la diatomée *Tabellaria flocculosa*. Cette poussée planctonique, exceptionnelle en hiver, s'est prolongée jusqu'en mars 2001. Elle pourrait s'expliquer, en partie, par un hiver particulièrement doux. Cette espèce se rencontre dans des eaux de niveaux trophiques variés (KRAMMER et LANGE-BERTALOT, 1991).

En ce qui concerne les biomasses, l'année 2000 ne se singularise pas par rapport aux cinq années précédentes. Son déroulement confirme une situation qui s'est développée depuis 1996, à savoir de faibles biomasses printanières comparées à des biomasses estivales ou de fin d'année plus élevées.

Ces observations sont conformes au modèle explicatif de l'évolution du phytoplancton proposé par ANNEVILLE et al. (2001) : déclin précoce de la communauté phytoplanctonique printanière, précocité de la phase des eaux claires, prolifération d'espèces adaptées à de faibles concentrations en nutriments et d'espèces capables de se développer sous de faibles intensités lumineuses (*Dinobryon* et *Tabellaria* en 2000).

TABLEAU 4 : Biomasse relative des espèces les plus abondantes (Léman SHL 2, 1996 à 2000)

	1996	1997	1998	1999	2000
CYANOBACTÉRIES					
Aphanizomenon flos-aquae	1.1*	0.3	0,1	0,01	0,8
Lemmermaniella sp				1.1*	
Oscillatoria rubescens	2.7*	6.6**	0.5	1.0*	0
Oscillatoria limnetica	1.2*	0.2	0.1	1.7*	0,2
Pseudanabaena galeata				2.9*	0,3
DINOPHYCÉES					
Gymnodinium helveticum	1.0*	1.0*	0.3	1.0*	9
Peridinium willei	0.5	2.2*	0,6	2.2*	
Peridiniopsis elpatiewskii				2.5*	
Ceratium hirundinella	2.0*	10.1**	19.5**	16.2**	6.9**
CRYPTOPHYCÉES					
Cryptomonas spp	5.4*	2.3*	3.0*	6.5**	2.1*
Rhodomonas minuta	2.9*	2.7*	1.9*	3.4*	4.4*
Rhodomonas minuta v. *nannoplanctica*	2.6*	2.2*	1.1*	1.4*	1.1*
CHRYSOPHYCÉES					
Dinobryon sociale	1.8*	5.4*	4.9*	1.2*	45.5**
Dinobryon divergens		3.1	3.1*	0.7	0.9
DIATOMÉES					
Aulacoseira islandica subsp. *helvetica*	0.7	0.3	0.1	0.5	0
Stephanodiscus neoastraea	0.6	0.2	0.3	1.7*	0.3
Stephanodiscus minutulus	1.0	1.7*	0.0	2.2*	1.5*
Diatoma elongatum	19.1**	13.8**	9.1**	26.2**	1.5*
Fragilaria crotonensis	3.9*	1.2*	1.9*	7.8**	7.3**
Asterionella formosa	1.1*	3.2*	3.4*	1.8*	1.2*
Synedra acus v. *angustissima*	1.2*	0.1	0.9	1.1*	0.3
Cyclotella radiosa	0.4	0.9	1.2*	0.0	
Cyclotella cyclopuncta	0.2	0.0	0.4	2.0*	0.9
Tabellaria flocculosa		0.5	0.6	0.5	15.3**
CHLOROPHYCÉES					
Pediastrum boryanum	0.2	0.3	1.3*	0.3	0.2
Chlamydomonas sp	0.4	0.9	1.7*	1.4*	
Tetraedron minimum				1.3*	0,1
Nephrocytium agardhianum					2.1*
XANTHOPHYCÉES					
Tribonema ambiguum	1.0*	25.1**	6.9**	0.1	
CONJUGUÉES					
Mougeotia gracillima	37.9**	10.3**	24.4**	1.9*	0.2
Closterium aciculare	1.6*	1.4*	0.0	0.1	0
Staurastrum cingulum	1.3*	0.5	5.1*	1.4*	1.0*
Staurastrum johnsonii	0,3	0,3	1.2*	0,1	0,2

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

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

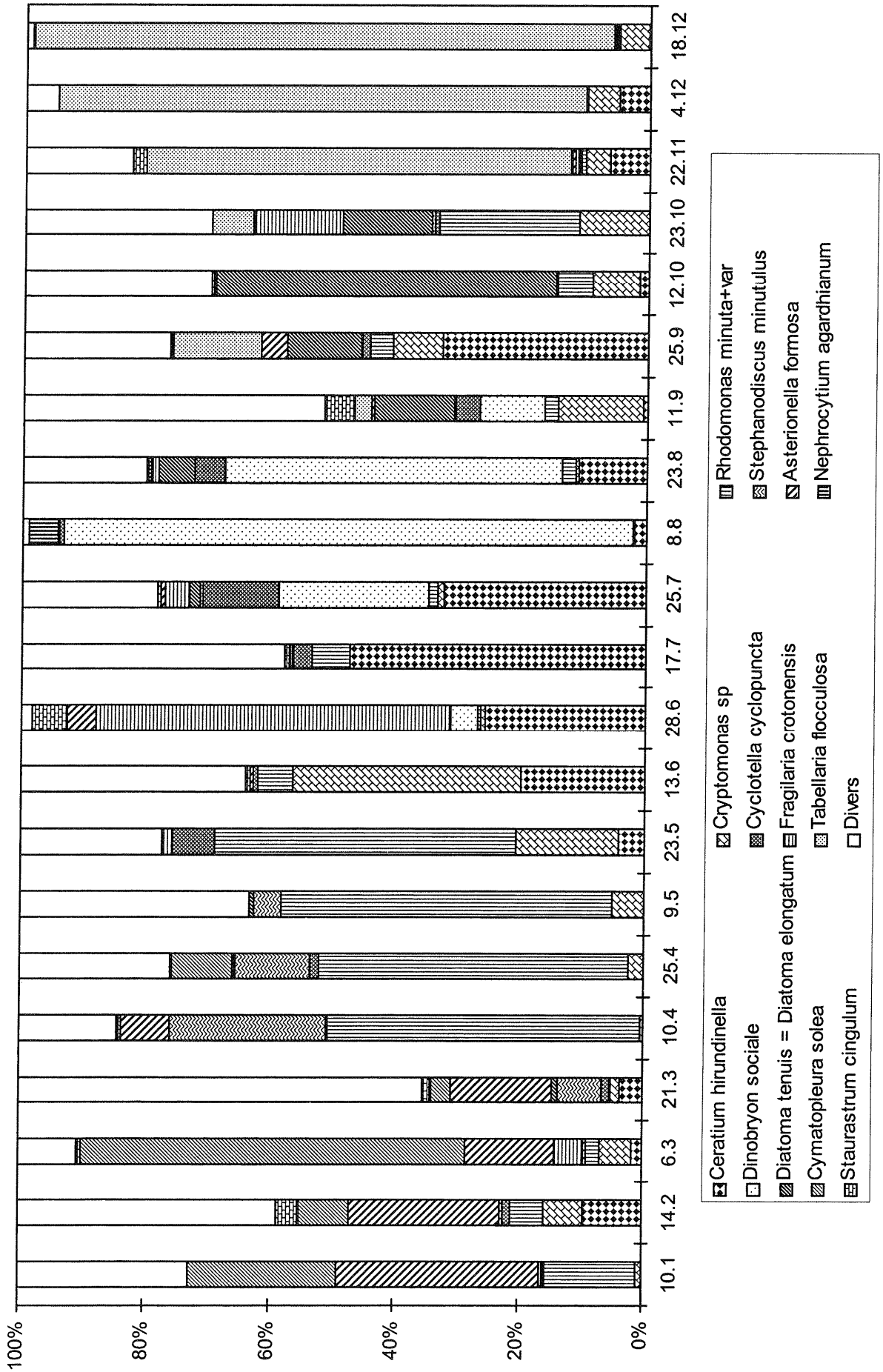


Figure 6 : Succession des taxons dominants de la biomasse du phytoplancton (Léman, SHL 2, 2000)

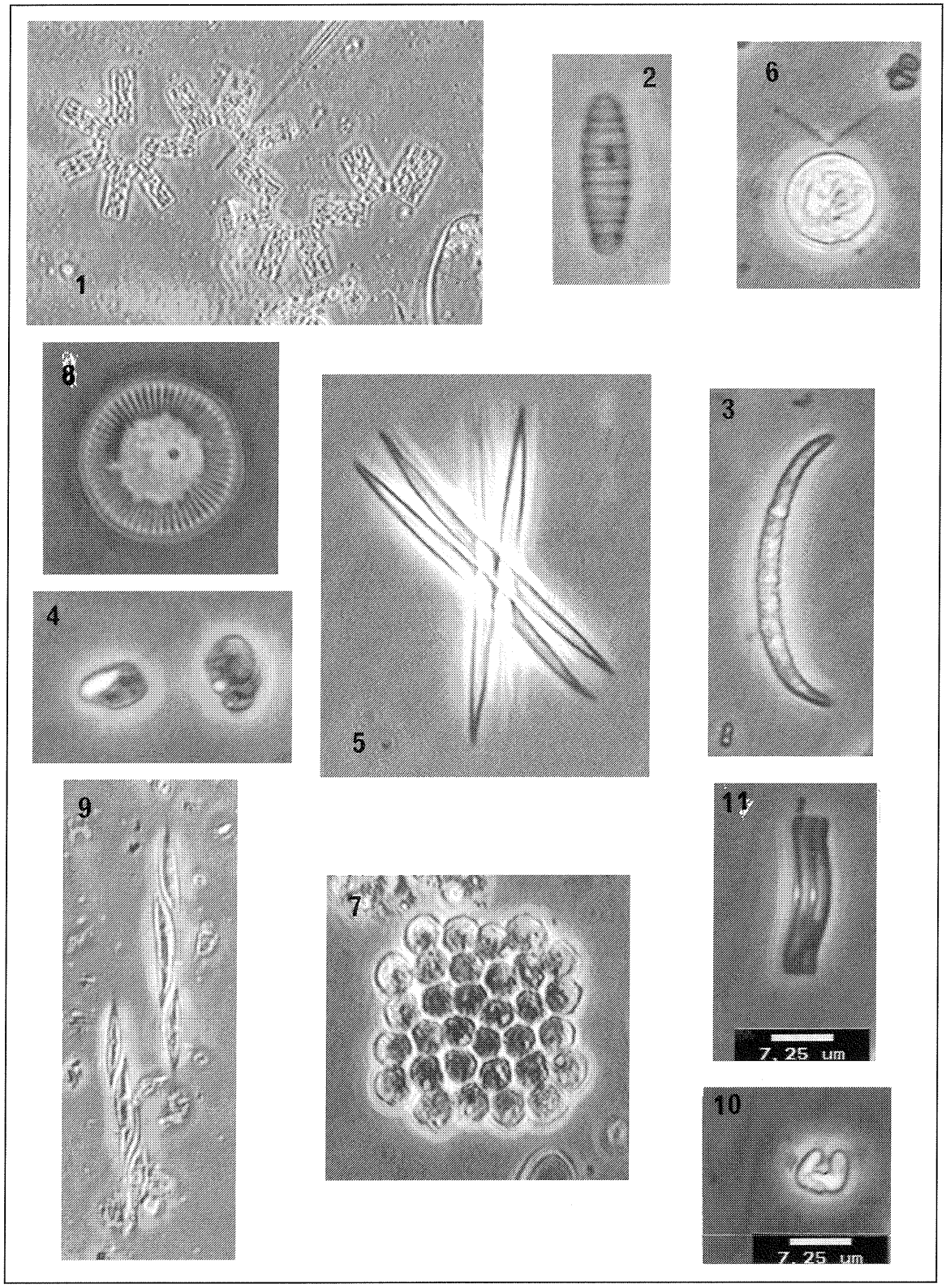


Planche 1 : Quelques taxons phytoplanctoniques rencontrés dans le Léman en 2000

1 : *Tabellaria fenestrata* 2 : *Diatoma monoliferum* 3 : *Korshikoviella* cf *limnetica*

4 : *Rhodomonas minuta* var. *nannoplanctica* 5 : *Ankistrodesmus fusiformis*

6 : *Chrysastrella* sp 7 : *Chlamydomonas intermedia* 8 : *Cyclotella cyclopuncta*

9 : *Elakatothrix gelatinosa* 10 : *Erkenia subaequiciliata* 11 : *Achnanthes minutissima*

BIBLIOGRAPHIE

ANNEVILLE, O., GINOT, V. et ANGELI, N. (2001) : Evolution de l'état de santé du Léman évaluée par l'analyse des séries chronologiques du phytoplancton. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000.

BALVAY, G. (2001) : Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm.int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000.

KRAMMER, K. et LANGE-BERTALOT, H. (1991) : Bacillariophyceae. 3.Teil Süsswasserflora von Mitteleuropa. Gustav Fischer Verlag Heidelberg-Berlin, 576p.

LEBOULANGER, C. (2001) : Dynamique de la production phytoplanctonique et de la biomasse chlorophyllienne dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000.

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, **2001**, 90-108.

LE PHYTOPLANCTON DU PETIT LAC [1]

Campagne 2000

PAR

Roger REVACLIER

SERVICE CANTONAL D'HYDROBIOLOGIE, CP 78, CH - 1211 GENÈVE 8

RÉSUMÉ

L'étude du phytoplancton du Petit Lac (Léman, GE 3) à partir d'échantillons d'eau brute intégrés de 0 à 10 m de profondeur, commencée en 1977 s'est poursuivie. Les résultats de la période 1996 à 2000 sont présentés.

66 à 80 % de la biomasse a été produite par 15 espèces sur 107 inventoriées pendant cette période.

Parmi elles, on citera la diatomée Diatoma tenuis et la conjuguée Mougeotia gracillima.

Les cyanobactéries sont restées discrètes. Le nanoplancton, important surtout au printemps, est dominé par les cryptophycées (Rhodomonas sp) et les diatomées (Stephanodiscus minutulus).

Les concentrations en chlorophylle ont atteint des valeurs proches de celles des années 1986 à 1988, en augmentation par rapport à celles des années 1990-1991.

Les espèces considérées comme caractéristiques de milieux oligotrophes sont toujours bien présentes (Cyclotella spp) dans les eaux du Petit Lac.

Après une phase de diminution, les concentrations moyennes en phosphore biodisponible sont restées relativement constantes depuis 1996.

Paradoxalement, les biomasses annuelles moyennes ont tendance à augmenter du fait de l'augmentation des biomasses estivales et automnales. Ces biomasses sont dues à des espèces adaptées aux faibles éclairements et ainsi capables de puiser leur phosphore à de plus grandes profondeurs, là où cet élément est moins limitant, et aussi à des espèces aptes à utiliser de très faibles quantités de phosphore. De plus, la plupart de ces espèces sont peu consommées par le zooplancton et peuvent donc s'accumuler.

1. INTRODUCTION

Ce rapport fait suite au rapport publié en 1996 sur l'évolution décennale du phytoplancton du Petit Lac de 1986 à 1995 (REVACLIER, 1996).

Les conclusions générales étaient alors que l'ensemble des observations indiquait que le processus d'eutrophisation du Petit Lac s'était inversé et que l'installation de conditions mésotrophiques, constatées dans le Grand Lac, était confirmée dans le Petit Lac.

De nombreux prélèvements et des analyses de plancton ont aussi été effectués dans le Petit Lac par NAEF et al. (1999).

2. MÉTHODES

Les mesures de transparence au disque de Secchi et tous les échantillons ont été prélevés à la station GE 3, située au-dessus d'une fosse lacustre de 72 m de profondeur au large d'Hermance, avec une fréquence mensuelle soit douze prélèvements par an. Les prélèvements d'eau ont été effectués à l'aide d'une bouteille de prélèvement de 3 litres de type "van Dorn".

Le phytoplancton et la concentration en chlorophylle a ont été étudiés et analysés à partir d'échantillons d'eau de la couche 0-10 m prélevés à l'aide d'un tuyau lesté de 10 m de longueur.

---

[1] Les données ont été obtenues dans le cadre de la surveillance du Petit lac effectuée par le Service cantonal d'hydrobiologie de Genève.

2.1 Phytoplancton

L'examen qualitatif et quantitatif est effectué au microscope inversé, après fixation au lugol et concentration des organismes par sédimentation en chambre d'Utermöhl. Le volume sédimenté est de 50 ml ou le cas échéant un volume supérieur (100 ml) ou inférieur (10 ml) en cas d'abondance trop faible ou trop importante.

La biomasse est calculée par cumul des biovolumes cellulaires et exprimée en poids de matière fraîche ramenée au m^3 d'eau.

Le biovolume unitaire (cellule, colonie ou filament de 100 µm) selon la morphologie des algues figure au tableau 1. Les biovolumes utilisés ont été calculés par PELLETIER et DRUART (non publiés, Station d'hydrobiologie lacustre, INRA-UMR/CARRTEL, Thonon), ils sont donc identiques à ceux de l'étude du phytoplancton du Grand Lac.

2.2 Dosage de la chlorophylle *a*

La concentration en chlorophylle *a* est mesurée par analyse au spectrophotomètre après séparation du phytoplancton sur filtre (nitrate de cellulose, 0.6 µm de porosité) et extraction des pigments cellulaires dans un mélange hydro-acétonique (10/90) selon la méthode développée par STRICKLAND et PARSONS (1968).

2.3 Volume de zooplancton

Les échantillons sont prélevés à l'aide d'un filet standardisé de 200 µm de vide de maille selon un trait vertical de 50 m de profondeur à la surface, à une vitesse d'environ 0.5 m par seconde. La conservation de l'échantillon est assurée par l'addition de formol (concentration finale 6 %). Le volume récolté est mesuré après 24 heures de sédimentation en entonnoir gradué et est exprimé en ml/m^3.

3. RÉSULTATS

3.1 Transparence

L'évolution de la transparence est présentée à la figure 1.

Cette évolution est marquée, de façon classique, par une succession de grande transparence en hiver suivie de faibles valeurs au printemps et en été/automne, avec un épisode intermédiaire, la phase dite des " eaux-claires " où la transparence augmente.

Cette évolution est liée au développement du plancton.

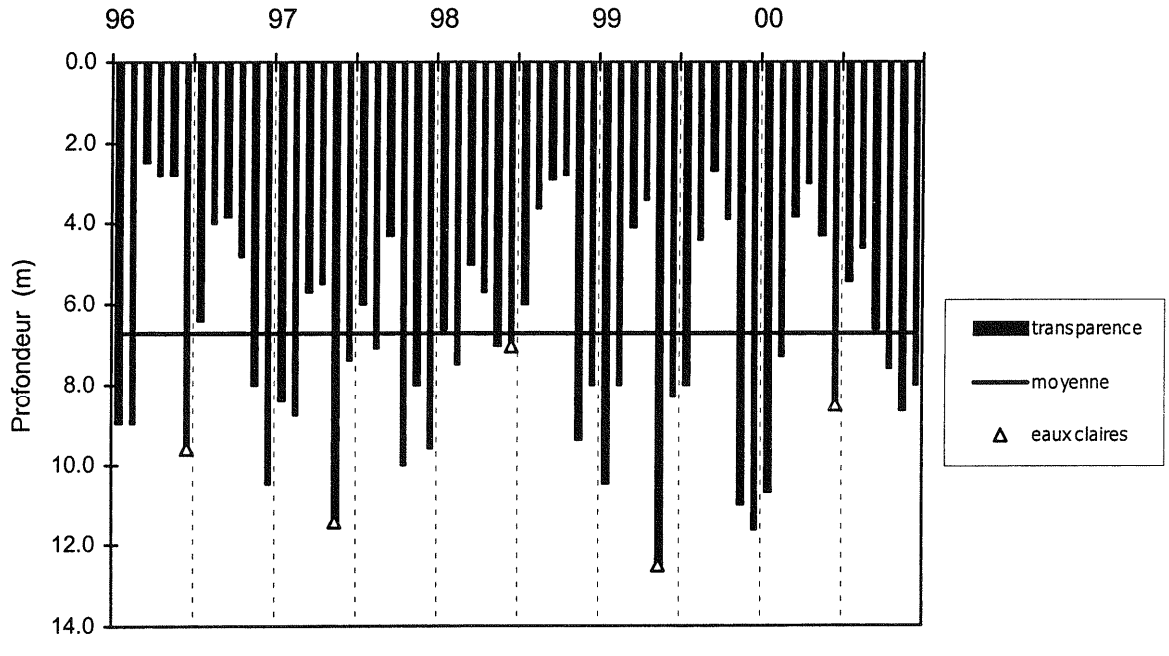


Figure 1 : Evolution de la transparence au disque de Secchi (Léman, GE3, 1996-2000)

Avec une valeur de 6.7 m, la moyenne des transparences de 1996 à 2000 n'est pas significativement différente de celle des périodes quinquennales précédentes 1986-1990 et 1991-1995 (tableau 1) : on note une diminution de 3% entre les périodes 86-90 et 96-00.

TABLEAU 1 - Transparence : moyenne quinquennale, moyenne quinquennale des minimums et des maximums de 1986-1990, 1991-1995 et 1996-2000 (Léman, GE 3)

Période	Moyenne	Moyenne des minimums	Moyenne des maximums
1986 -1990	6.9	2.4	12.1
1991 - 1995	6.7	2.8	10.5
1995 - 2000	6.7	3.1	10.9

De même la comparaison des moyennes quinquennales des minimums et des maximums ne montre pas d'évolution significative entre les 3 périodes considérées.

3.2 Phytoplancton

3.2.1 Richesse spécifique

Le tableau 2 montre l'évolution du nombre de taxons observés pour les différentes classes d'algues de 1996 à 2000 et le cumul des observations sur 3 périodes de 5 ans.

TABLEAU 2 - Evolution du nombre de taxons observés par classes de 1996 à 2000 et cumuls quinquennaux 1986-1990, 1991-1995 et 1996-2000 (Léman GE 3)

Classes	1996	1997	1998	1999	2000	cumul 86 - 90	cumul 91 - 95	cumul 96 - 00
Cyanobactéries	5	4	5	7	7	7	9	8
Dinophycées	5	5	6	7	6	7	7	7
Cryptophycées	4	4	4	4	5	5	5	5
Chrysophycées	3	3	4	4	4	4	6	4
Xanthophycées	1	1	1	1		0	0	1
Diatomées	18	11	13	17	19	17	20	21
Chlorophycées	31	22	23	34	31	48	47	52
Conjugées	6	7	4	6	7	13	12	9
Total	73	57	60	80	79	101	106	107

Le nombre de taxons observés entre 1996 et 2000 varie de 57 (1997) à 80 (1999). En cumul des 5 années, on compte 107 taxons, nombre très proche de celui des 2 périodes quinquennales précédentes, respectivement 101 et 106.

Parmi les 126 taxons signalés entre 1986 et 1995, 30 n'ont pas été retrouvés durant la période 1996-2000. Par contre, 11 taxons nouveaux ont été observés. Parmi ces derniers, 2 seulement se sont exprimés par une abondance significative, il s'agit de la xanthophycée filamenteuse *Tribonema ambiguum* et d'une très petite chlorophycée en colonie appartenant au genre *Choricystis* sp.

La classe d'algues la plus diversifiée est celle des chlorophycées, suivie par celle des diatomées; cette observation s'applique à tout le Léman (DRUART et al., 2001).

3.2.2 Fréquence et abondance des divers taxons

Le tableau 3 donne l'abondance annuelle moyenne des taxons, leur nom et leurs principales caractéristiques : unités de comptage, biovolume, groupe de taille (nanoplancton ou microplancton).

TABLEAU 3 - Inventaire des taxons du phytoplancton et abondance annuelle moyenne (i = individus; c = colonie; f = filament; m = microplancton; n = nanoplancton; 0.0 = espèce présente avec une moyenne inférieure à 0.1; cellule vide = espèce absente) (Léman, GE3)

Espèces	biovolume (μm^3)	unité	taille	abondance moyenne (unités/ml)				
				1996	1997	1998	1999	2000
CYANOBACTÉRIES								
Anabaena macrospora	180	i	m					0.0
Aphanizomenon flos-aquae	1'960	f	m	1.2	0.7	0.3	1.0	13.2
Aphanothece clathrata	5'240	c	m	1.6		10.8	5.9	4.6
Aphanothece saxonica	5'240	c	m					
Oscillatoria bourellyi	2'800	f	m				0.0	
Oscillatoria limnetica	280	f	m	34.3	3.5		44.7	18.0
Oscillatoria limnetica aci.	280	f	m			17.1	59.5	5.0
Planktothrix rubescens (= Oscillatoria r.)	2'800	f	m	8.0	13.6	6.3	0.5	0.0
Pseudanabaena galeata	280	f	m	7.2	0.0	17.6	64.1	14.0
DINOPHYCÉES								
Ceratium hirundinella	40'000	i	m	0.9	0.5	2.5	3.9	1.8
Gymnodinium excavatum	11'000	i	n	0.0		0.0	0.0	0.0
Gymnodinium helveticum	6'200	i	n	3.5	1.7	1.6	1.1	2.0
Gymnodinium lantzschii	210	i	n	2.0	5.8	0.3	3.0	2.3
Peridiniopsis cuningtonii	8'800	i	n		0.0	0.0	1.2	0.2
Peridinium sp	31'000	i	m				0.0	
Peridinium willei	33'000	i	m	0.2	0.7	0.6	0.7	0.3
CRYPTOPHYCÉES								
Cryptomonas marsonii	1'200	i	n					0.2
Cryptomonas rostratiformis	2'570	i	m	0.0	0.0	1.0	0.1	0.2
Cryptomonas spp	1'350	i	n	25.1	14.8	30.4	45.9	32.1
Rhodomonas minuta	530	i	n	60.5	127.8	156.0	66.7	158.1
Rhodomonas minuta v.nanoplanctica	70	i	n	464.9	236.2	407.2	213.7	548.2
CHRYSOPHYCÉES								
Dinobryon divergens	800	i	m		4.6	11.6	15.3	7.5
Dinobryon sociale v.americanum	800	i	m	6.7	41.6	14.3	17.4	103.4
Erkenia subaequiciliata	35	i	n	327.2	168.9	376.1	59.9	313.0
Mallomonas acaroides	3'650	i	m	0.1		0.0	3.8	6.4
Mallomonas achromos	310	i	n					
Ochromonas nannos	120	i	n					
XANTHOPHYCÉES								
Tribonema ambiguum	1'590	f	m	2.5	24.3	21.6	1.7	
DIATOMÉES								
Asterionella formosa	260	i	m	50.1	30.5	307.8	53.1	165.7
Aulacoseira granulata v angustissima	450	i	m	0.2			1.2	0.3
Aulacoseira islandica su helvetica	3'400	i	m	8.4	0.4	6.3	5.0	15.3
Cyclotella cyclopuncta	255	i	n	7.3		4.6		6.5
Cyclotella radiosa	1'570	i	n	3.8	22.5	5.1	38.3	41.8
Cyclotella sp	100	i	n				32.5	
Cyclotella cf bodanica	2'000	i	n	0.3				
Cymatopleura solea	34'000	i	m					0.1
Diatoma tenuis (= D. elongatum)	1'400	i	m	189.3	64.2	71.6	263.7	63.2
Diatoma vulgare	3'500	i	m		2.2			0.0
Diatoma vulgare v. ehrenbergii	7'200	i	m	0.2		0.0	0.1	1.0
Fragilaria crotonensis	430	i	m	225.6	16.2	50.2	31.6	37.4
Fragilaria virescens	175	i	m	2.3			0.1	4.2
Nitzschia acicularis	280	i	n	2.0	0.0	0.0	0.6	0.5
Stephanodiscus alpinus	900	i	n	6.5	9.2	2.8	4.4	23.1
Stephanodiscus minutulus	50	i	n	1'530.5	666.4	162.4	459.0	3'845.4
Stephanodiscus neoastreae	6'800	i	n	1.0	3.4	5.5	9.6	11.7
Stephanodiscus parvus	100	i	n					
Synedra acus v.angustissima	2'400	i	m	0.3	0.2	1.8	2.2	4.2
Synedra acus v.radians	360	i	m	0.0			12.3	16.3
Synedra sp	560	i	m	0.3			0.2	0.2
Tabellaria flocculosa	1'300	i	m	0.0		7.9	53.6	42.7

Espèces	biovolume (μm^3)	unité	taille	abondance moyenne (unités/ml)				
				1996	1997	1998	1999	2000
CHLOROPHYCÉEES								
µ-chlorophycées	40	c	n					
Ankyra inerme	30	i	n					
Ankyra judayi	60	i	n	13.2	2.3		0.2	0.8
Ankyra lanceolata	105	i	m			0,4	1,2	0.1
Chlamydomonas conica	1'680	i	n	6.9	6.5	9.3	5.2	10.8
Chlamydomonas conica v subconica	550	i	n				18.2	
Chlamydomonas globosa	110	i	n	43.4	0.2	30.3	72.7	6.5
Chlamydomonas proboscigera	4'200	i	n		2.2	1.6	3.7	
Chlamydomonas spp	1'100	i	n	0.1	5.5		7.8	133.4
Chlorella vulgaris	4.2	i	n	2'289.5	763.4	284.6	925.3	1'899.0
Chlorhormidium subtile	3'850	f	m	2.5				
Choricystis sp (cf minor)	30	c	n				17.4	217.8
Coelastrum cambricum v interm.	50'000	c	m	1.0		0.7	0.0	
Coelastrum microporum	18'400	c	m				0.2	3.3
Coelastrum pseudomicroporum	8'400	c	m		0.0			
Coelastrum reticulatum	2'900	c	m	0.3	1.9	3.6	0.5	1.0
Coelastrum sp	8'000	c	m					
Coelastrum sphaericum	33'000	c	m					
Coenochloris pyren. v min.	1'050	c	m	0.0		2.3		0.3
Coenocystis subcylindrica	8'000	c	m	0.0				
Dictyosphaerium pulchellum	5'800	c	m	0.0				0.3
Elakatothrix gelatinosa	1'000	c	m	0.1		0.0	0.6	0.4
Eudorina elegans	28'300	c	m	0.0		0.1	0.6	1.5
Hyaloraphidium contortum	150	i	n				0.0	0.4
Kirchneriella obesa	9'200	i	m	0.3		0.0		0.0
Lagerheimia ciliata	2'600	i	m					
Lagerheimia genevensis	130	i	m		0.0			
Lagerheimia longiseta	400	i	n			0.0		
Micractinium pusillum	5'800	c	m				0.7	1.6
Monoraphidium minutum	130	i	n	0.0			0.0	
Nephrochlamys subsolitaria	52	i	n					16.9
Nephrocytium agardhianum	5'000	c	m	0.0			0.0	
Oocystis lacustris	300	c	n	0.1	0.0	0.7	0.4	0.0
Oocystis solitaria	1'000	i	m	0.7	0.0	0.3	1.4	0.0
Oocystis sp	785	c	n	0.0	0.0			
Pediastrum boryanum	128'000	c	m	0.1	0.0		0,0	1,0
Pediastrum boryanum v.longicorne	128'000	c	m	0.0				
Pediastrum duplex	35'000	c	m		0.0	0.0		
Phacotus lendneri	340	i	n	20.0	1.8	9.7	12.6	2.9
Phacotus lenticularis	340	i	n	0.1	0.0		7.3	1.6
Pseudosphaerocystis lundii	12'200	c	m	0.0			0.8	0.0
Quadrigula lacustris	360	i	n	0.0				
Scenedesmus acutus	650	c	m		0.0			
Scenedesmus apiculatus	700	c	n			0.0		
Scenedesmus ecornis	1'100	c	m	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0
Scenedesmus magnus	12'200	c	m					
Scenedesmus opoliensis	2'000	c	m	0.0			0.0	
Scenedesmus quadricauda	1'900	c	m	0.3	0.0	0.0	0.4	0.0
Scenedesmus sp	1'000	c	m				0.0	0.7
Scenedesmus spinosus	1'100	c	m				0.0	0.0
Sphaerocystis schroederi	1'050	c	m		0.0			
Tetrachlorella alternans	900	c	n	0.1		1.1	1.4	0.3
Tetraedron minimum	2'400	i	m	0.6		7.8	11.9	4.2
Tetraedron triangulare	190	i	n		0.0			
Tetraselmis cordiformis	1'130	i	n	4.7	1.6	2.6	0.4	10.0
Treubaria schmidlei	180	i	n					
Ulothrix subtilissima	17'600	f	m			1.3	0.0	
Westella botryoides	80	c	n					
Willea vilhelmii (irregularis)	3'700	c	m				0.0	

Espèces	biovolume (μm^3)	unité	taille	abondance moyenne (unités/ml)				
				1996	1997	1998	1999	2000
CONJUGUÉES								
Closterium aciculare	7'400	i	m	0.6	0.4	0.2	0.2	0.0
Closterium acutum v variatum.	940	i	n	1.6	0.0		0.0	0.0
Closterium norstedtii	15'700	i	m					
Cosmarium depressum v planctonicum	6'400	i	m	0.0	0.0	0.0	0.2	0.2
Cosmarium laeve	2'230	i	n					
Cosmarium meneghinii	1'270	i	n					
Cosmarium subprotumidum	4'500	i	m		0.0			
Mougeotia gracillima	1'540	i	m	226.2	29.2	195.2	11.5	2.9
Staurastrum cingulum	15'000	i	m		0.0			
Staurastrum longiradiatus	8'400	i	m					
Staurastrum johnsoni v tr.	8'400	i	m				1.6	0.3
Staurastrum messikomeri	15'000	i	m	0.1				0.2
Staurastrum sebaldii v ornatum.	15'000	i	m	0.4	0.1	0.4	0.4	0.0

Sur 107 taxons inventoriés, 37 ont pu être observés régulièrement chaque année et à l'opposé 24, n'ont été vus qu'une année sur 5.

Le tableau 4 montre l'évolution de l'abondance moyenne quinquennale de 1986 à 2000 de quelques exemples de taxons choisis parmi ceux qui ont produit des biomasses notables :

- parmi les cyanobactéries, *Planktothrix rubescens* (= *Oscillatoria r.*) dont l'abondance est restée modeste ces 5 dernières années;
- parmi les dinophycées, *Ceratium hirundinella*, une des algues planctoniques les plus volumineuses du Léman, dont l'abondance estivale est notable depuis 1993, mais sans montrer de tendance nette à l'augmentation;
- parmi les cryptophycées, part importante du nanoplancton, les minuscules *Rhodomonas minuta*, espèce et variété et les *Cryptomonas*, toutes espèces confondues, dont l'abondance a diminué assez nettement depuis 1994;
- parmi les chrysophycées, *Dinobryon sociale* v.*americanum* est en progression depuis le début des années 1990 et en particulier entre 1996 et 2000 avec cette année-là une moyenne annuelle de 103 cellules par ml et la minuscule *Erkenia subaequiciliata* qui semble en diminution;
- parmi les xanthophycées, *Tribonema ambiguum* n'a été présente que de 1996 à 1999;
- parmi les diatomées, *Cyclotella radiosa* progresse, l'abondance de *Diatoma tenuis* (= *D.elongatum*) est particulièrement élevée en 1999, l'espèce nanoplanctonique *Stephanodiscus minutulus* est très abondante en 2000 (24'200 cellules par ml le 27 mars et 3'845 cellules par ml en moyenne annuelle) et *Tabellaria flocculosa* prolifère en fin d'année 2000 (450 cellules par ml le 4 décembre) ; cette prolifération se poursuivra très activement jusqu'en mars 2001;
- parmi les chlorophycées, la minuscule *Chlorella vulgaris* a vu ses effectifs diminuer ces 5 dernières années;
- parmi les conjuguées, la filamenteuse *Mougeotia gracillima* a poursuivi sa progression de 1992 à 1998, mais ses effectifs ont été faibles en 1999 et surtout 2000.

TABLEAU 4 - Evolution de l'abondance moyenne arithmétique et géométrique quinquennale de 1986 à 2000 de quelques espèces du phytoplancton (Léman, GE 3)

Espèces	moyenne arithmétique (unité/ml)			moyenne géométrique (unité/ml)		
	1986-1990	1991-1995	1996-2000	1986-1990	1991-1995	1996-2000
Planktothrix rubescens (= Oscillatoria r.)	3.0	23.3	5.7	0.9	14.1	1.4
Ceratium hirundinella	1.0	1.1	1.9	0.5	0.5	1.5
Cryptomonas spp	80.8	37.3	29.7	76.1	34.6	27.8
Rhodomonas minuta + var	818.8	1'137.3	487.8	779.2	992.2	463.2
Dinobryon sociale	0.9	11.8	36.7	0.8	9.7	23.5
Erkenia subaequiciliata	926.3	421.5	249.0	581.6	333.3	208.0
Tribonema ambiguum			10.0			4.7
Aulacoseira islandica su helvetica	12.1	11.9	7.1	8.0	6.7	4.4
Asterionella formosa	120.7	48.4	121.5	54.6	26.7	83.8
Cyclotella radiosa	0.0	13.6	22.3	0.6	7.4	14.7
Diatoma tenuis (= D. elongatum)	23.9	37.3	130.4	5.1	11.0	107.7
Fragilaria crotonensis	238.3	140.7	72.2	49.9	74.8	46.5
Stephanodiscus neoastreae	7.1	4.8	6.2	5.2	3.6	4.6
Stephanodiscusminutulus	784.3	784.7	1'332.7	128.4	373.9	782.0
Tabellaria flocculosa		0.1	20.8		0.9	1.4
Chlamydomonas spp	67.3	70.9	72.9	58.1	36.4	54.6
Chlorella vulgaris	12'381.3	2'661.5	1'232.4	3'887.4	2'032.1	973.5
Mougeotia gracillima	0.7	31.0	93.0	0.5	16.1	33.5

3.2.3 Algues en filaments

On rencontre dans le phytoplancton plusieurs espèces de cyanobactéries et d'algues dont les cellules sont assemblées en longs rubans de quelques dizaines à plusieurs centaines de microns de longueur selon les cas, mais de biovolume variable.

Lors du comptage au microscope, ces espèces sont comptées par unité de 100 µm. A ces espèces typiquement filamenteuses s'ajoutent des espèces dont les cellules, comptées comme individus, se multiplient en formant des arrangements rubanés plus ou moins irréguliers comme par exemple *Diatoma tenuis* (= *D. elongatum*) ou *Tabellaria flocculosa* qui peuvent être considérées comme formant des "pseudofilaments" sans être à proprement parler filamenteuses (tableau 5).

Lorsque l'une ou l'autre de ces espèces sont présentes dans l'eau du lac en grande quantité, elles s'accrochent aux filets de pêche les rendant ainsi beaucoup plus visibles pour les poissons, c'est pourquoi elles sont souvent considérées comme une nuisance.

Leur rapport surface/volume élevé les rend très compétitives pour l'assimilation des nutriments.

La plupart de ces algues ne sont pas ou peu consommées par le zooplancton et elles peuvent ainsi accumuler d'importantes biomasses.

Pour tenir compte de la place qu'elles occupent dans le volume d'eau, qui varie en fonction de leur biovolume, la valeur de longueur utilisée ici, ou longueur corrigée, est égale à la racine carrée du produit de la longueur réelle par la largeur de l'élément spécifique.

TABLEAU 5 - Liste des espèces considérées comme filamenteuses ou formant des filaments (unité : i = individus ;f = filament) (Léman, GE 3, 1986-2000)

Espèces	unité	longueur X largeur de l'unité (µm)	longueur corrigée de l'unité (µm)
CYANOBACTÉRIES			
Aphanizomenon flos-aquae	f	100 X 5	22
Oscillatoria bourellyi	f	100 X 6	24
Oscillatoria limnetica	f	100 X 2	14
Oscillatoria limnetica aci.	f	100 X 2	14
Planktothrix rubescens (= *Oscillatoria r.*)	f	100 X 6	24
Pseudanabaena galeata	f	100 X 2	14
XANTHOPHYCÉES			
Tribonema ambiguum	f	100 X 4.5	21
DIATOMÉES			
Aulacoseira granulata v *angustissima*	i	36 X 4	12
Aulacoseira islandica su helvetica	i	30 X 12	19
Diatoma tenuis (= *D.elongatum*)		115 X 3	19
Melosira varians	f	100 X 14	37
Stephanodiscus binderianus	i	9 X 9	9
Tabellaria flocculosa	i	90 X 7	25
CHLOROPHYCÉES			
Chlorhormidium subtile	f	100 X 7	26
Ulothrix subtilissima	f	100 X 7	26
CONJUGUÉES			
Mougeotia gracillima	i	40 X 7	17

La figure 2 montre l'évolution de 1986 à 2000 de la longueur corrigée totale des espèces en filaments produits chaque année. Une tendance assez nette à l'augmentation apparaît de 1991 à 1999.

Les années où les espèces en filaments ont été les plus abondantes sont 1992, 1996 et 1999 avec des longueurs corrigées totales de 5.8 à 9 mm/ml.

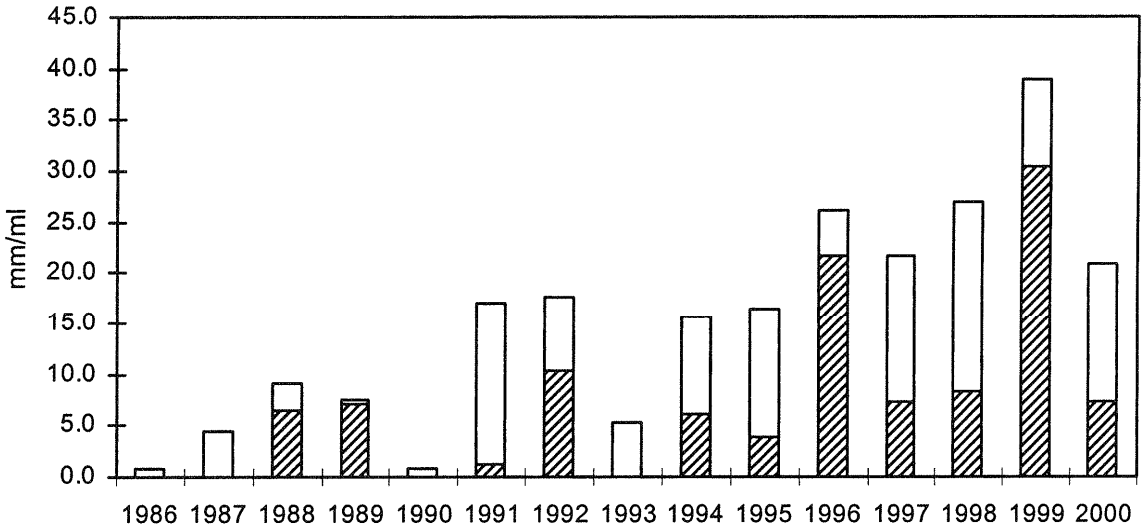


Figure 2 : Evolution de la longueur corrigée totale annuelle des espèces en filaments (tramé : *Diatoma tenuis* (= *D.elongatum*) ; sans trame : espèces diverses) (Léman, GE3, 1986-2000)

L'évolution du pourcentage des différentes espèces de la période d'observation 1986 à 2000, découpée en trois séries de moyennes quinquennales, montre d'une série à l'autre (figure 3) la régression d'*Aulacoseira islandica su.helvetica*, espèce croissant au printemps, la progression de *Diatoma tenuis* (= *D.elongatum*) et de *Mougeotia gracillima*, espèces de fin d'été et d'automne et l'apparition de *Tabellaria flocculosa*, dans la troisième série de moyennes quinquennales.

De 1988 à 2000, *Diatoma tenuis* (= *D.elongatum*) est présente pratiquement chaque année à des taux moyens supérieurs à 20 %, sauf en 1990 (année très pauvre en filamenteuses) et 1993.

Les cyanobactéries *Planktothrix rubescens* (= *Oscillatoria r.*) et *Aphanizomenon flos-aquae*, bien représentées durant la période 1991-1995, ont beaucoup régressé entre 1996 et 2000.

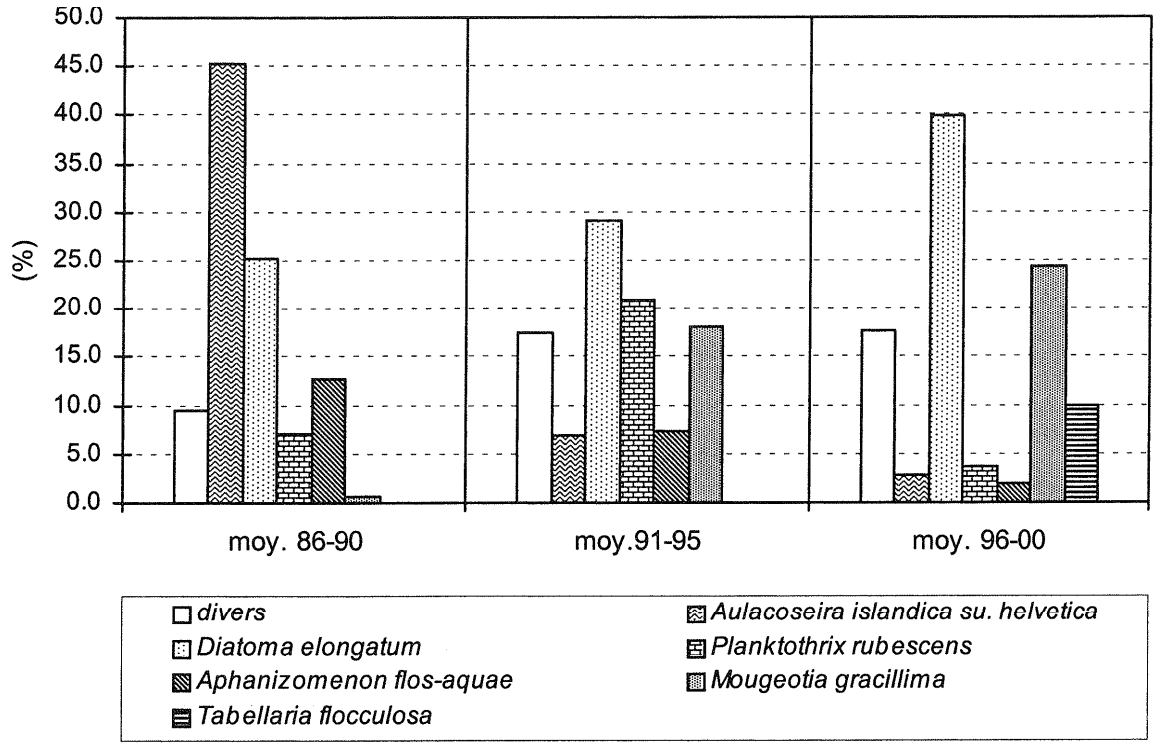


Figure 3 : Evolution de trois taux quinquennaux moyens des filaments des principales espèces (Léman, GE3, 1986-2000)

3.2.4 Biomasse

La figure 4 montre l'évolution de la biomasse de 1996 à 2000. La moyenne des biomasses s'établit à 1'115 mg/m^3 (1'008 mg/m^3 de 1986 à 1995) et la médiane sur 60 résultats à 700 mg/m^3 (622 mg/m^3 de 1986 à 1995, 120 résultats).

Les maximums les plus élevés sont observés en septembre 1996 (4'160 mg/m^3) et août 1998 (3'880 mg/m^3) et le plus faible en août 1997 (2'040 mg/m^3).

Le tableau 6 montre les variations de proportions des différents groupes d'algues d'une année à l'autre et la moyenne des cinq dernières années.

De 1996 à 2000, en terme de biomasse le phytoplancton est globalement dominé par les diatomées (41 %), suivies des conjuguées (14 %) et des chrysophycées (12 %).

La tendance à l'accroissement des conjuguées, manifeste depuis 1992 (REVACLIER, 1996), a culminé en 1996 mais s'est brutalement interrompue en 1999.

Quinze espèces (tableau 7) ont produit au moins une fois, entre 1996 et 2000, 5% ou plus de la biomasse totale. Deux espèces ont dépassé 15 %,(en grisé dans le tableau 7), *Diatoma tenuis* (= *D.elongatum*) (maximum 29.5 % en 1999) et *Mougeotia gracillima* (maximum 28.8 % en 1996).

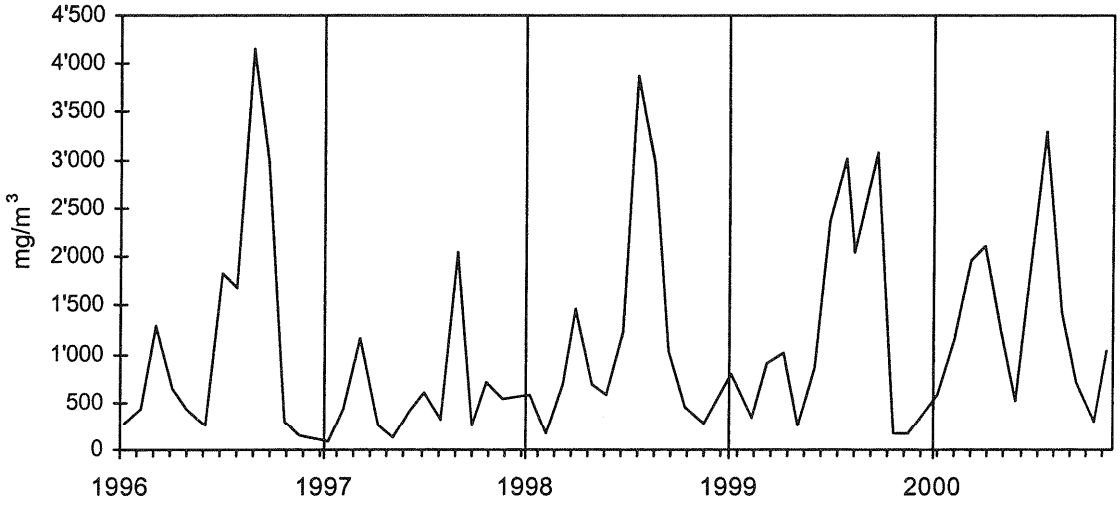


Figure 4 : Evolution de la biomasse du phytoplancton de la couche 0-10 m (Léman, GE3, 1996-2000)

TABLEAU 6 - Variations interannuelles de la biomasse relative (%) des classes d'algues (Léman, GE 3, 1996-2000)

Classes	1996	1997	1998	1999	2000	Moyenne
CYANOBACTÉRIES	4	7	7	6	4	6
DINOPHYCÉES	5	9	11	16	7	10
CRYPTOPHYCÉES	8	18	13	9	12	12
CHRYSOPHYCÉES	1	7	3	3	9	5
XANTHOPHYCÉES		7	3	0		2
DIATOMÉES	42	37	25	52	47	41
CHLOROPHYCÉES	10	6	11	10	19	11
CONJUGUÉES	30	9	26	3	1	14
TOTAL	100	100	100	100	100	100

3.2.4.1 Evolution saisonnière de la biomasse

On rappellera qu'en cours d'année la biomasse varie considérablement d'un échantillon à l'autre (figure 4).

La période hivernale est une phase de repos dans la prolifération des algues phytoplanctoniques, les facteurs limitants étant alors la lumière et la température.

Dès le printemps, la biomasse s'accroît avec l'éclairement. Elle atteint un maximum suivi d'un minimum en mai-juin, pendant la phase dite des " eaux claires ". Cette phase résulte de l'épuisement du milieu en nutriments et du broutage accru par le zooplancton.

En été on assiste en général à une reprise de la prolifération algale.

Les maximums du printemps et de l'été figurent au tableau 8.

TABLEAU 7 - Inventaire des espèces ayant produit 5 % ou plus de la biomasse totale; en grisé les espèces ayant dépassé 15 % (Léman, GE3, 1996-2000)

Espèces	1996	1997	1998	1999	2000
CYANOBACTÉRIES					
Planktothrix rubescens	1.9	6.6	1.5	0.1	0.0
DINOPHYCÉES					
Ceratium hirundinella	2.9	3.5	8.7	12.4	5.3
CRYPTOPHYCÉES					
Cryptomonas spp	2.8	3.5	3.5	4.9	3.2
Rhodomonas minuta	2.7	11.7	7.1	2.8	6.1
CHRYSOPHYCÉES					
Dinobryon sociale	0.4	5.7	1.0	1.1	6.1
XANTHOPHYCÉES					
Tribonema cf ambiguum	0.3	6.7	2.9	0.2	
DIATOMÉES					
Asterionella formosa	1.1	1.4	6.9	1.1	3.2
Cyclotella radiosa	0.5	6.1	0.7	4.8	4.8
Diatoma tenuis (= D.elongatum)	21.9	15.5	8.6	29.5	6.5
Fragilaria crotonensis	8.0	1.2	1.8	1.1	1.2
Stephanodiscusminutulus	6.3	5.7	0.7	1.8	14.1
Stephanodiscus neoastreae	0.6	4.0	3.2	5.2	5.8
Tabellaria flocculosa	0.0	0.0	0.9	5.6	4.1
CHLOROPHYCÉES					
Chlamydomonas spp	0.0	0.5		0.3	5.2
CONJUGUÉES					
Mougeotia gracillima	28.8	7.8	25.7	1.4	0.3
TOTAL	78.2	79.8	73.3	72.4	65.8

TABLEAU 8 - Biomasse (mg/m^3) annuelle moyenne, biomasses saisonnières et biomasses maximales du phytoplancton (Léman, GE 3, 1996-2000)

Année	1996	1997	1998	1999	2000
biomasse annuelle moyenne	1'206	579	1'168	1'253	1'360
biomasse printanière moyenne (BP)	556	413	696	666	1'258
biomasse estivale moyenne (BE)	1'856	697	1'640	1'673	1'463
BP/BE	0.30	0.59	0.42	0.40	0.86
biomasse printanière maximale	1'283	1'158	1'457	1'019	2'104
(mois)	(3)	(3)	(4)	(4)	(4)
biomasse estivale maximale	4'157	2'042	3'879	3'076	3'286
(mois)	(9)	(9)	(8)	(10)	(8)

BP = biomasse moyenne de janvier à la phase des eaux claires

BE = biomasse moyenne de la phase des eaux claires à décembre

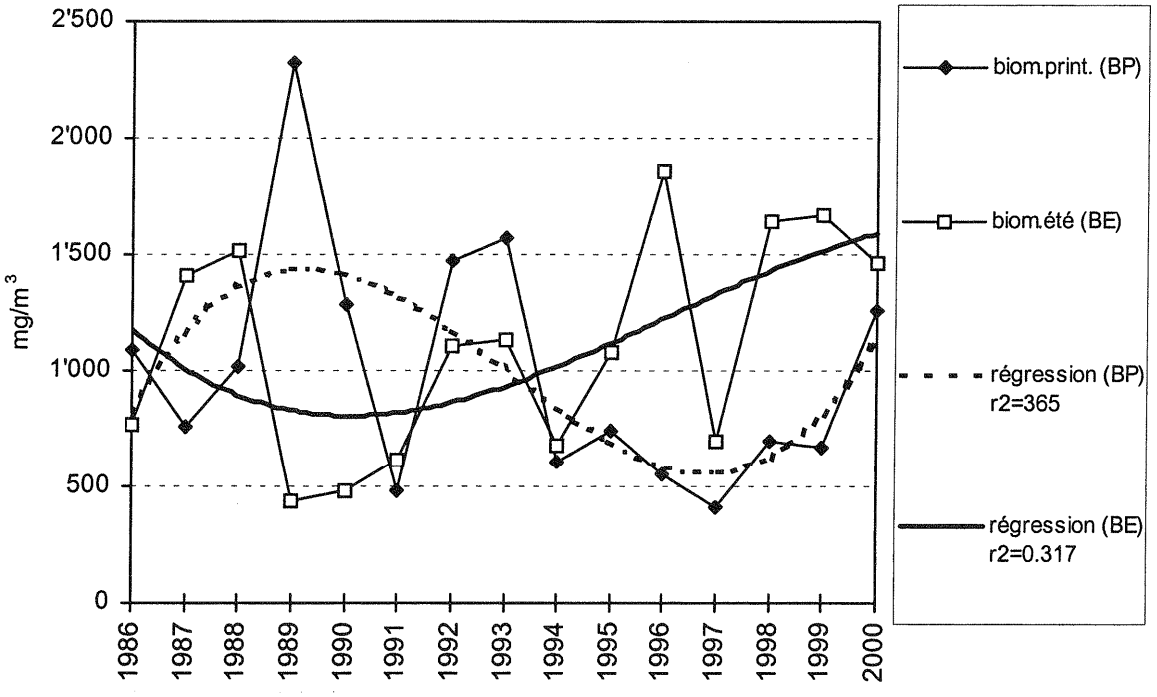
(...) = mois où le phénomène s'est produit

Les maximums de 1996 et de 1998 sont dus à l'algue filamenteuse *Mougeotia gracillima*, 76 % de l'échantillon en 1996 et 50 % en 1998. Le maximum de 2000 est dû à plusieurs espèces parmi lesquelles *Dinobryon sociale*, *Coelastrum microporum* et *Cyclotella radiosa*, qui forment 63 % de la biomasse totale de l'échantillon.

Les biomasses annuelles moyennes et les maximums annuels printaniers (mars ou avril) sont tous plus faibles que ceux d'été/automne. Les maximums de biomasse sont observés en seconde partie d'année. Cette situation n'est observée de façon régulière que depuis 1994.

La figure 5 montre l'évolution des biomasses printanières et estivales moyennes depuis 1986. Une interprétation de la tendance de cette évolution est donnée par les courbes de régression polynomiale calculées à partir des points de chacune des séries de moyennes.

Pour les biomasses printanières (BP), la régression passe par un maximum en 1989, puis une décroissance jusqu'en 1997, suivie d'une remontée. Pour les biomasses estivales (BE) la régression suivt une évolution inverse mais moins marquée.



(Courbes de régression crées à l'aide de l'équation polynomiale $y=b+c_1x+c_2x^2+c_3x^3$)

Figure 5 : Evolution des biomasses printanières et estivales moyennes et courbes de régression polynomiale (r^2 : coefficient de détermination) (Léman, GE 3, 1986-2000)

3.2.4.2 Evolution interannuelle de la biomasse

La figure 6 montre l'évolution des moyennes annuelles des biomasses de 1996 à 2000, réparties entre la fraction due aux espèces nanoplanctoniques et celle due aux espèces de plus grande taille (microplancton) et l'évolution relative de la biomasse du nanoplancton. Sur ces 5 années, quatre sont situées au-dessus de la moyenne1996-2000 (1'115 mg/m^3) et l'année 1997 se singularise par une valeur moyenne de biomasse nettement plus faible (580 mg/m^3).

La moyenne de la biomasse totale des années 1986 à 1995 s'établissait à 1'008 mg/m^3, et la moyenne de la fraction de cette biomasse produite par les espèces de petite taille, le nanoplancton, était de 520 mg/m^3, soit 52 % de la biomasse (REVACLIER, 1996).

En 1996-2000, le pourcentage moyen du nanoplancton est de 35 %.

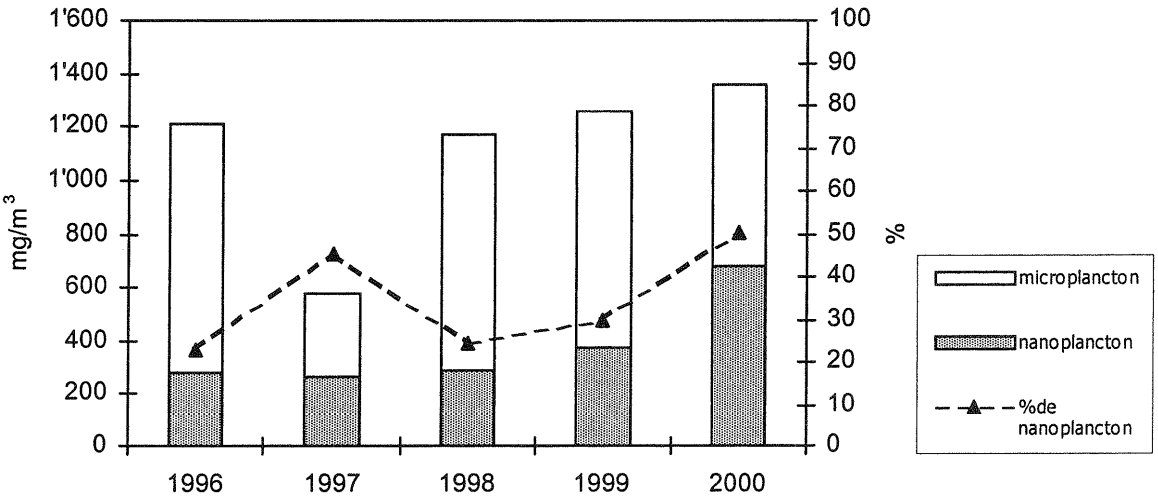


Figure 6 : Evolution inter annuelle des moyennes des biomasses du nanoplancton et du microplancton et évolution relative de la biomasse du nanoplancton (Léman, GE 3, 1996-2000)

L'évolution interannuelle de la biomasse des espèces considérées comme caractéristiques d'eaux oligotrophes (ANNEVILLE et al., 2000 et 2001) de 1986 à 2000 est présentée à la figure 7.

En moyenne de 1996 à 2000, cette biomasse représente 4.4 % de la biomasse totale.

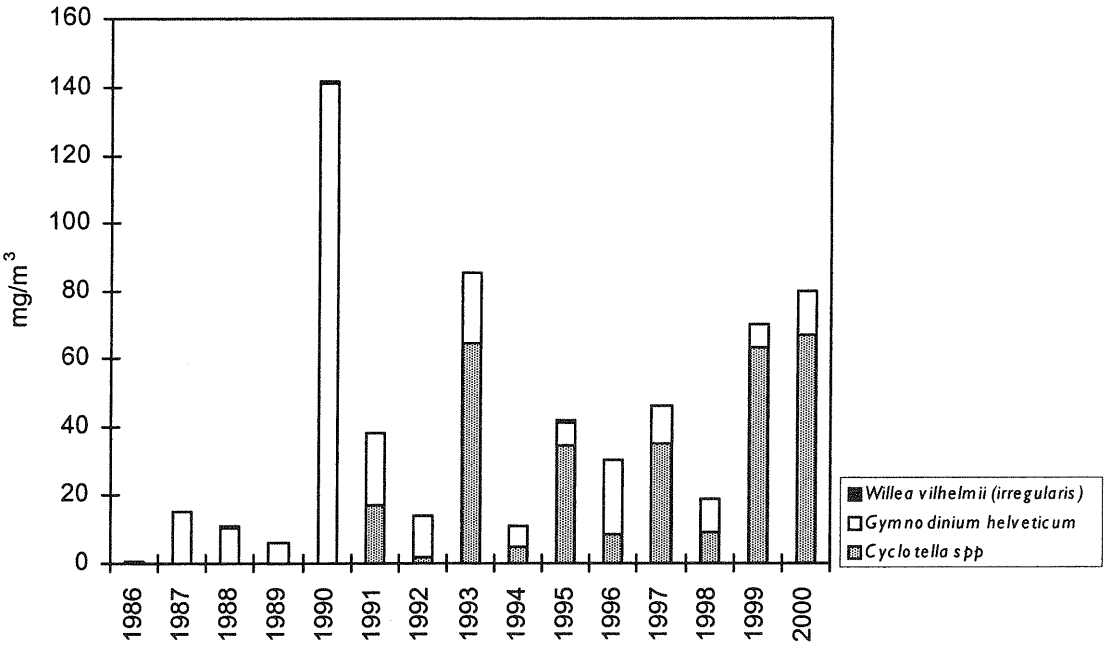


Figure 7 : Evolution des biomasses annuelles moyennes des espèces indicatrices d'eaux oligotrophes (Léman, GE 3, 1986-2000)

3.2.5 Evolution interannuelle de la diversité spécifique

L'indice de diversité de Shannon-Weaver (H') a été calculé pour chaque échantillon à partir des biomasses spécifiques produites.

$$H' = -\sum (p_i)(\log_2 p_i) \qquad p_i = \text{proportion de l'espèce i}$$

Cet indice de diversité, outre la richesse spécifique, intègre la fréquence relative en terme de biomasse des espèces présentes.

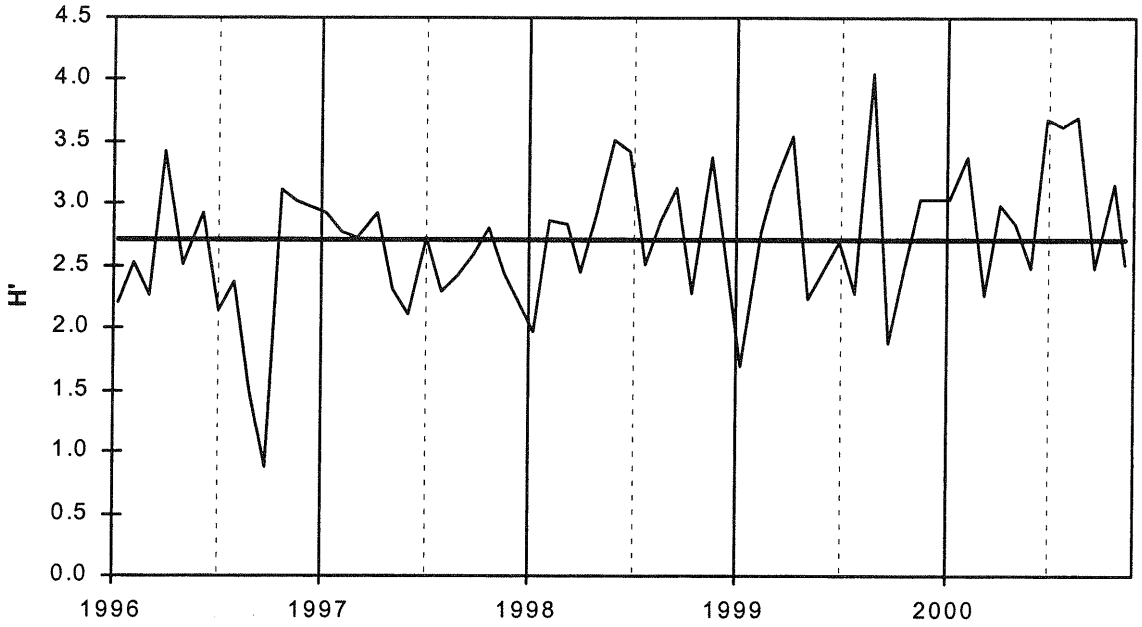


Figure 8 : Evolution de l'indice de diversité spécifique H' de Shannon-Weaver et sa moyenne (Léman, GE3, 1996-2000)

H' est indépendant de la taille de l'échantillon et les espèces rares ont peu d'influence sur sa valeur. En pratique, H' ne semble pas dépasser 5.0 pour des communautés biologiques (KREBS, 1989). De plus il est indépendant des unités et peut être calculé aussi bien à partir du nombre d'individus que des biomasses (WILHM, 1972).

La figure 8 montre l'évolution de la diversité H' de 1996 à 2000. La diversité peut varier de façon importante d'un échantillon à l'autre. En 1999, par exemple, l'indice passe de 1.69 en janvier à 4.05 en septembre. L'indice 1.69 correspond à la prolifération de 3 espèces qui ont produit 94 % de la biomasse totale de l'échantillon et l'indice 4.05 à près de 17 espèces dont les biomasses cumulées atteignent 95 % du total.

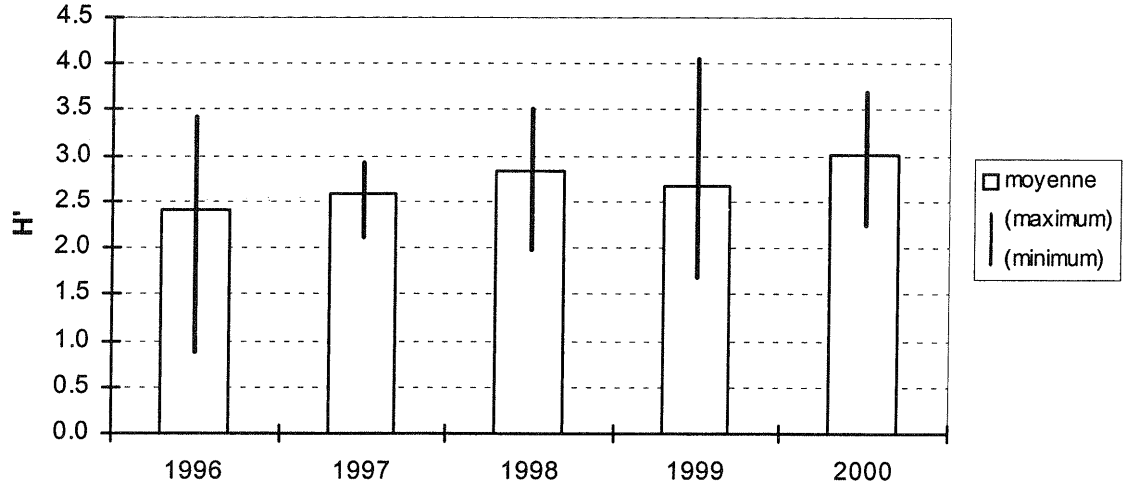


Figure 9 : Evolution de la moyenne, du maximum et du minimum annuel des indices de diversité spécifique H' de Shannon-Weaver (Léman, GE3, 1996-2000)

L'évolution de la moyenne annuelle des indices de diversité H' (figure 9) montre une progression des valeurs qui atteignent 3 en 2000, indice moyen maximum depuis 1986.

Cette tendance à un accroissement de la diversité avait déjà été remarquée en examinant son évolution durant la période 1986-1995 (REVACLIER, 1996).

3.2.6 Concentration en chlorophylle

La concentration moyenne de la chlorophylle a de la couche 0-10 m sur la période 1996-2000 est 4.5 mg/m^3 (4.2 mg/m^3 de 1986 à 1995) et la médiane des 60 valeurs est de 3.5 mg/m^3 (3.1 mg/m^3 en 1986-1995).

Le maximum a atteint ou légèrement dépassé 12 mg/m^3 en mars 1996 et en avril 2000, pendant près de 2 mois (figure 10).

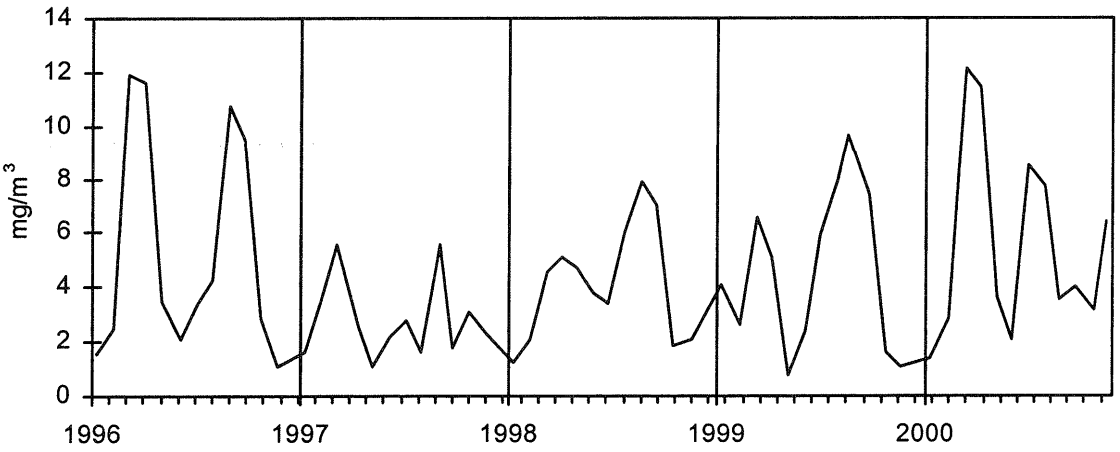
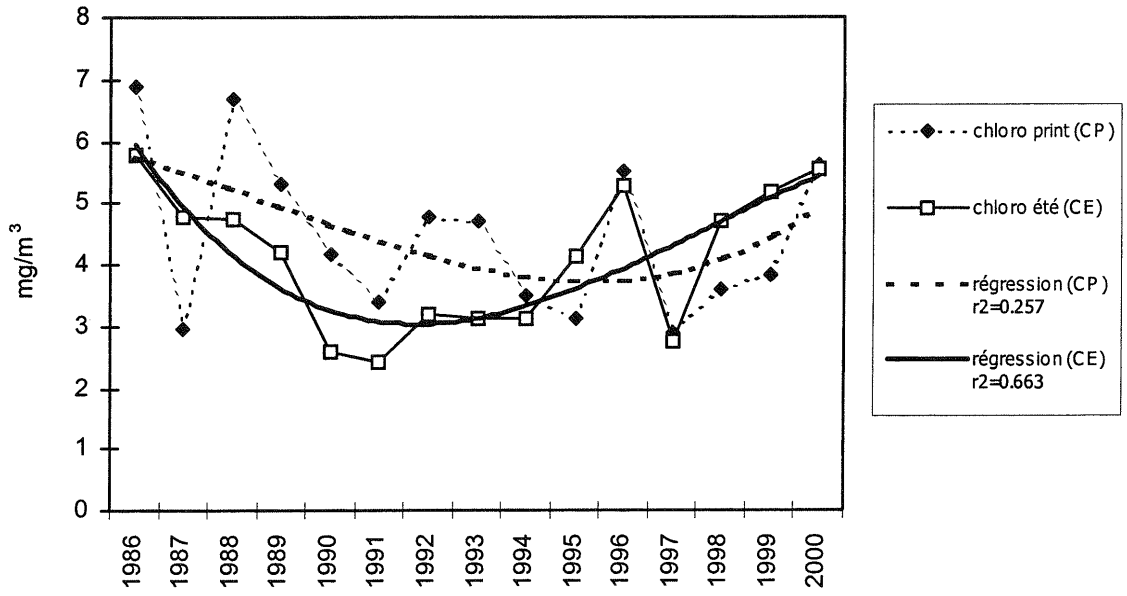


Figure 10 : Evolution des concentrations en chlorophylle *a* de la couche 0-10m (Léman, GE3, 1996-2000)

La figure 11 montre l'évolution des concentrations printanières (CP) et estivales (CE) moyennes depuis 1986. Une interprétation de la tendance de cette évolution est donnée par les courbes de régression polynomiale calculées à partir des points de chacune des séries de moyennes.

Pour les concentrations printanières, la courbe de régression passe par un minimum en 1996, suivi d'une remontée culminant en 2000. Les concentrations estivales suivent une évolution identique mais plus rapide, le minimum étant atteint en 1992 déjà.

Cette évolution est assez semblable à l'évolution des biomasses printanières et estivales surtout (figure 5).



(Courbes de régression crées à l'aide de l'équation polynomiale $y=b+c_1x+c_2x^2+c_3x^3$)

Figure 11 : Evolution des concentrations printanières et estivales moyennes de chlorophylle *a* et courbes de régression (r^2 : coefficient de détermination) (Léman, GE 3, 1986-2000)

En ce qui concerne la chlorophylle, l'année 2000 présente des valeurs de moyennes et des maximums très voisins de ceux de l'année 1996; ces deux années se singularisent ainsi par rapport aux trois années qui les séparent (tableau 9).

TABLEAU 9 - Concentrations (mg/m^3) annuelles moyennes, concentrations moyennes saisonnières et maximales de chlorophylle *a* (Léman, GE 3, 1996-2000

Année	1996	1997	1998	1999	2000
chlorophylle *a* moyenne	5.4	2.8	4.1	4.6	5.6
chlorophylle *a* printanière moyenne (CP)	5.5	2.9	3.6	3.8	5.6
chlorophylle *a* estivale moyenne (CE)	5.3	2.8	4.7	5.2	5.6
CP/CE	1.04	1.05	0.76	0.74	1.01
chlorophylle *a* printanière maximale	11.9	5.6	5.1	6.6	12.2
(mois)	(3)	(3)	(4)	(3)	(3)
chlorophylle *a* estivale maximale	10.7	5.6	7.9	9.7	8.5
(mois)	(9)	(9)	(9)	(9)	(7)

CP = chlorophylle a (mg/m^3) moyenne de janvier à la phase des eaux claires

CE = chlorophylle a (mg/m^3) moyenne de la phase des eaux claires à décembre

(...) = mois où le phénomène s'est produit

La figure 12 montre l'évolution de 1986 à 2000 de la moyenne annuelle pondérée des concentrations en orthophosphates dans les eaux du Petit Lac (RAPIN et al., 2001) et l'évolution des concentrations annuelles moyennes en chlorophylle *a*.

De 1986 à 1990, le phosphore décroît et la biomasse chlorophyllienne suit nettement cette décroissance. De 1990 à 1994, la baisse du phosphore se ralentit fortement, elle reprend brièvement en 1995 et 1996. De 1997 à 2000, on peut remarquer une très légère tendance inverse.

De 1990 à 1997, les concentrations en chlorophylle ne montrent pas de tendance notable. De 1998 à 2000, la croissance des teneurs en chlorophylle de 0 à 10 m semble reprendre et la concentration atteint une valeur proche de celle des années 1986 et 1988 : 5.6 mg/m^3 en 2000, 6.3 et 5.7 mg/m^3 en 1986 et 1987 respectivement.

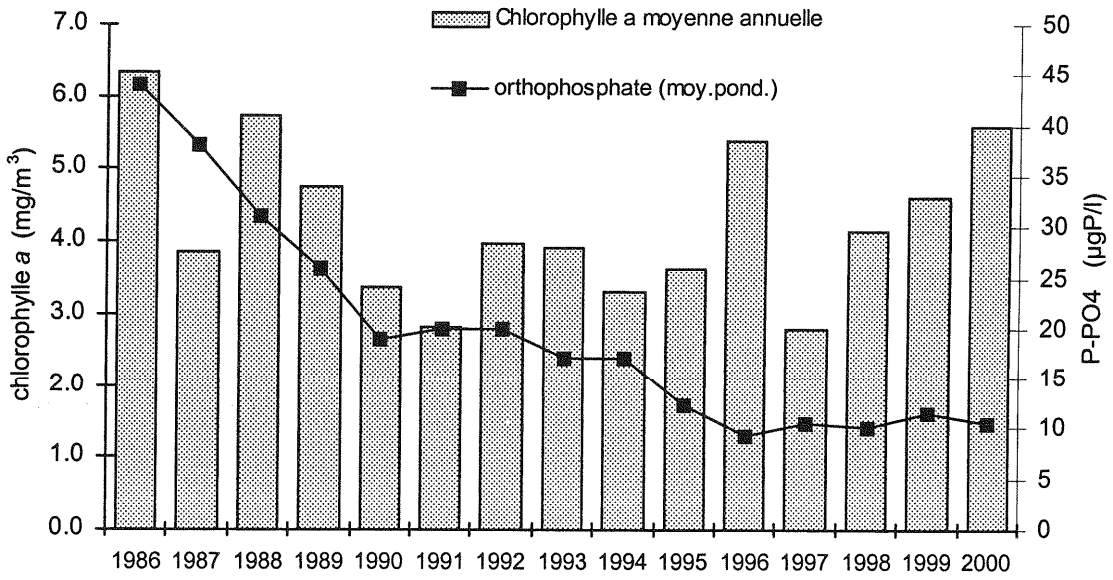


Figure 12 : Evolution des concentrations moyennes pondérées des orthophosphates et des concentrations moyennes de 0-10 m de la chlorophylle *a* (Léman, GE 3, 1986-2000

3.3 Volume de zooplancton

Les échantillons récoltés n'ont pas fait l'objet d'analyse qualitative, mais il convient de se rappeler que ces échantillons prélevés au filet contiennent aussi des éléments du phytoplancton qui peuvent parfois constituer une part élevée du volume.

La figure 13 regroupe les moyennes annuelles de 1996 à 2000 des volumes sédimentés. La moyenne de ces 5 années est de 3.5 ml/m^3 (moyenne 1986-1995: 2.6 ml/m^3).

Avec des volumes annuels moyens supérieurs à trois et même quatre ml/m, les années 1997 et 1998 sont les plus riches de ces vingt dernières années. Mais de tels volumes sont dus à la présence dans quelques échantillons d'algues filamenteuses ou de grandes tailles qui furent abondantes en été ou automne ces années-là (*Mougeotia gracillima* et *Diatoma tenuis* (= *D.elongatum*)), ce que montrent les différences élevées entre les moyenne arithmétiques des volumes annuels et leur moyennes géométriques en 1996, 1997 et 1998 surtout.

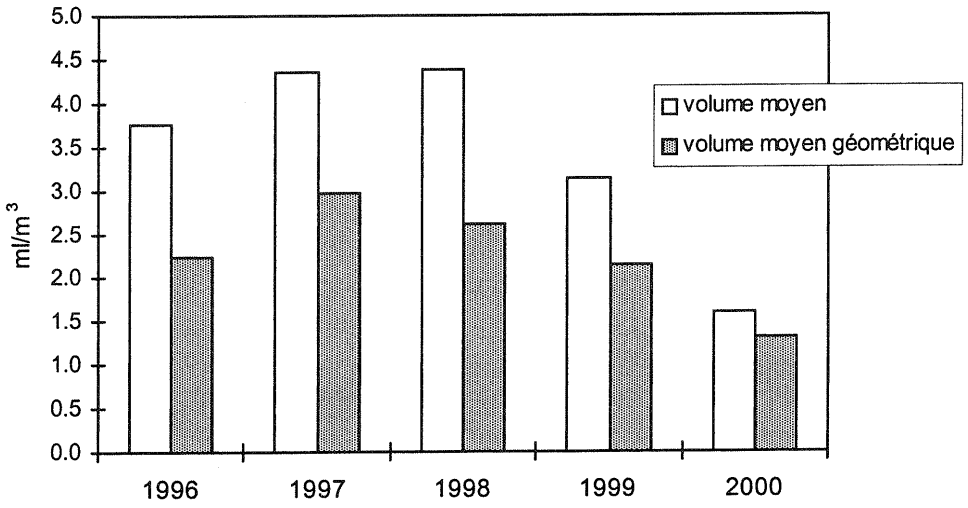


Figure 13 : Evolution de la moyenne arithmétique et géométrique des volumes sédimentés de zooplancton (Léman, GE3, 1996-2000)

4. DISCUSSION ET CONCLUSION

De 1996 à 2000, le phytoplancton du Petit Lac a subi une évolution perceptible et significative de la composition spécifique de la communauté algale.

Il faut d'abord remarquer la bonne tenue des diatomées du genre *Cyclotella* et des chrysophycées du genre *Dinobryon*, en général associées à des conditions oligotrophes ou oligo-mésotrophes.

De plus la tendance à l'accroissement de la diversité, déjà relevée durant la période d'étude précédente (REVACLIER, 1996), est confirmée.

En ce qui concerne la composition spécifique, on retiendra en particulier la prolifération d'espèces auparavant très peu abondantes comme :

- *Tribonema ambiguum*, dont le maximum se situe en 1997 et 1998, mais qui a presque disparu en 2000,
- *Diatoma tenuis* qui accentue sa dominance avec *Mougeotia gracillima* en été et automne, deux espèces plus ou moins filamenteuses, qui peuvent causer des nuisances pour la pêche,
- *Tabellaria flocculosa* dont le développement s'est fortement accentué, particulièrement à la fin de l'année 2000.

Pour les biomasses, deux tendances semblent se dégager : la diminution de la production au printemps et le maintien de biomasses élevées, voire l'accroissement des biomasses produites après la phase des eaux claires. A partir de 1991, les biomasses moyennes annuelles ont cessé de diminuer et ont même tendance à augmenter.

Cette tendance à l'accroissement des biomasses confrontée au maintien de faibles concentrations en phosphore parait donc paradoxal à première vue.

Ces changements dans la communauté planctoniques et ce paradoxe ont aussi été observés dans le Grand Lac (ANNEVILLE et al., 2000; ANNEVILLE, 2001 et ANNEVILLE et al., 2001).

L'interprétation proposée par ces auteurs est, en résumé, que le changement structurel du phytoplancton est une conséquence de l'abaissement en profondeur de plus en plus important et précoce dans l'année des très faibles concentrations en phosphore. Le phénomène est constaté depuis 1995 dans le Petit Lac, où des concentrations inférieures à 10 µgP/l de phosphore sont observées jusqu'à plus de 30 m de profondeur, dès les mois de mai ou juin (BLANC et al., 1996 ; RAPIN et al., 2001).

Ce phénomène tendrait à favoriser, d'une part, des espèces adaptées aux faibles intensités lumineuses et ainsi capables d'exploiter les teneurs en phosphore non encore limitantes qu'elles peuvent trouver en profondeur et, d'autre part, les espèces filamenteuses ou rubanées les plus aptes par leur rapport surface/volume élevé à exploiter les faibles teneurs en phosphore.

Ces espèces sont en particulier *Diatoma tenuis*, *Mougeotia gracillima* et *Tabellaria flocculosa*, qui de plus sont peu consommées par le zooplancton.

Les observations de l'évolution récente du phytoplancton du Petit Lac corroborent donc les observations similaires effectuées dans le Grand Lac.

BIBLIOGRAPHIE

ANNEVILLE, O. et PELLETIER, J. (2000) : Recovery of Lake Geneva from eutrophication : quantitative response of phytoplankton. Arch. Hydrobiol., 148 (4), 607-624.

ANNEVILLE, O. (2001) : Diagnostic sur l'évolution de l'état de santé écologique du Léman par l'analyse des séries chronologiques du phytoplancton. Thèse Uni. C. BERNARD-Lyon I, 253 p. + annexes

ANNEVILLE, O., GINOT, V. et ANGELI, N. (2001) : Evolution de l'état de santé du Léman évaluée par l'analyse des séries chronologiques du plancton. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000.

BLANC, P., CORVI, C., NIREL, P., REVACLIER, R. et RAPIN, F. (1996) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 37-80.

RAPIN, F., NIREL, P., REVACLIER, R., LAZZAROTTO, J. et CORVI, C. (2001) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000.

DRUART, J.-C., REVACLIER, R., CAUZZI, N. et LAVIGNE, S. (2001) : Evolution du phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000

KREBS, C.J. (1989) : Ecological methodology. Harper & Row, Publishers, New-York, 654 p.

NAEF, J., FINK, A. et GREPPIN, H. (1999) : Plancton du lac Léman (XXIV) - Année 1998. Archs Sci. Genève, 52 (3), 123-161.

REVACLIER, R. (1996) : Le phytoplancton du Petit Lac : évolution de 1986 à 1995. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 133 -152.

STRICKLAND, J.D.H. et PARSONS, T.R. (1968) : A practical handbook of seawater analysis. Bull. Fish. Res. Bd Canada, 167, 311 p.

WILHM, J. (1972) : Graphic and mathematical analyses of biotic communities in polluted streams. Ann. Rev. Entom., 17, 223-252.

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, **2001**, 109-119.

ÉVOLUTION DU ZOOPLANCTON DU LÉMAN

Campagne 2000

PAR

Gérard BALVAY

avec la collaboration technique de **Geneviève CHAPUIS**

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

RÉSUMÉ

Comme en 1998, l'étude du zooplancton a été fortement perturbée par un développement exubérant du phytoplancton, plus spécialement en janvier, novembre et décembre 2000. Ce qui n'a pas permis une estimation correcte des valeurs moyennes annuelles pour les microcrustacés en particulier, ni de poursuivre l'étude de la relation phosphore total/ biovolume zooplanctonique sédimenté.

Le peuplement rotatorien, en accroissement numérique mais stable quant à sa composition taxinomique, est toujours caractérisé par la prépondérance des espèces oligo-mésotrophes qui dominent toujours largement dans le milieu, avec 75 % des individus dénombrés.

Le fonctionnement du réseau trophique est toujours altéré, les microcrustacés étant dans l'incapacité de contrôler efficacement l'abondance du phytoplancton à certaines périodes de l'année, lorsque ces algues sont peu consommables par les herbivores et dont le développement intense est favorisé par certaines conditions environnementales, physiques, chimiques ou climatologiques.

1. INTRODUCTION

Le zooplancton (microcrustacés et rotifères) joue un rôle fondamental dans le fonctionnement du réseau trophique lacustre, par la prédation exercée sur le phytoplancton, surtout lorsque celui-ci est facilement ingérable et comme source de nourriture pour les poissons.

L'étude du compartiment zooplanctonique du Léman à la station SHL 2 a été effectuée selon les mêmes procédures que les années précédentes.

2. MÉTHODOLOGIE

Le zooplancton est recueilli avec deux filets jumelés à vide de maille de 0.064 mm (rotifères) ou de 0.200 mm (microcrustacés) lors de traits verticaux effectués depuis 50 mètres de profondeur jusqu'en surface.

Chaque échantillon de zooplancton, fixé au formol à 5 %, est mis à décanter durant 24 heures dans des entonnoirs cylindro-coniques gradués, à l'abri des vibrations, afin de mesurer le biovolume sédimenté. En règle générale, le volume du phytoplancton déposé au dessus du zooplancton n'est pas pris en compte. Mais en 2000, l'abondance du phytoplancton recueilli dans le filet à vide de maille de 200 µm a été telle qu'il a été impossible de déterminer le volume du zooplancton, les animaux étant fortement englués au sein d'une masse énorme et compacte de *Tabellaria flocculosa*. C'est pourquoi plusieurs prélèvements de zooplancton n'ont pu être étudiés au printemps et en novembre-décembre.

L'important colmatage de la toile filtrante par les algues a modifié fortement les caractéristiques de filtration du filet; le zooplancton n'a pas été échantillonné correctement et son abondance était ainsi nettement sous-estimée par suite du contre-courant créé par le colmatage.

Les rotifères sont déterminés et dénombrés au microscope inversé après sédimentation d'un sous-échantillon en chambre d'Utermöhl. Les microcrustacés sont identifiés et décomptés en fonction de leurs stades de développement au microscope standard sur lame de comptage à partir d'un sous-échantillon. En raison de leur grande taille et de leur faible abondance par rapport aux autres crustacés planctoniques, les cladocères prédateurs (*Bythotrephes, Leptodora*) sont dénombrés dans l'intégralité du prélèvement du zooplancton.

3. BIOVOLUME SÉDIMENTÉ

3.1 Variations saisonnières

Le cycle d'abondance du zooplancton, exprimé à partir des biovolumes sédimentés, montre toujours des variations saisonnières importantes, de 38 ml/m^2 à 312 ml/m^2 (figure 1). Le pic printanier (343 ml/m^2 le 6 mai 1998, 489 ml/m^2 le 25 mai 1999, 312 ml/m^2 le 9 mai 2000) est lié à l'essor saisonnier et simultané des divers microcrustacés; à cette époque, les cladocères herbivores (Daphniidés et Bosminidés) représentent au moins 50 % des individus en 1998, 72 % en 1999 et 69 % en 2000.

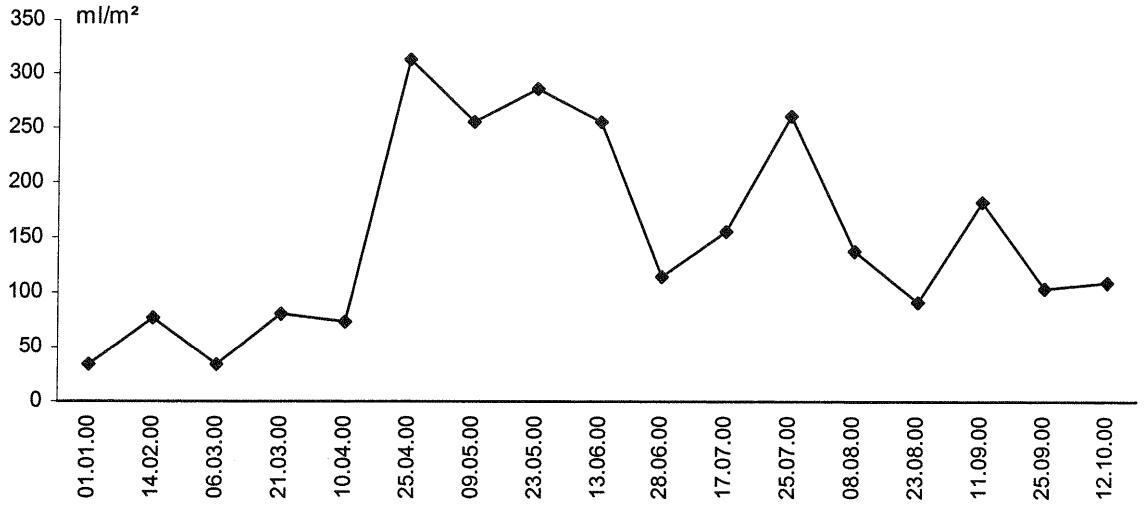


Figure 1 : Evolution du biovolume zooplanctonique sédimenté (Léman, SHL 2, année incomplète)

3.2 Evolution à long terme

Le maximum absolu du biovolume sédimenté a été observé en 1981 lorsque le Léman était à la fin de sa phase d'état trophique maximum. A partir de 1982, une tendance globale à la diminution est apparue, interrompue de temps à autre par des phases d'accroissement passager de ce biovolume. En 1997, le biovolume sédimenté moyen est de 115 ml/m^2, en diminution par rapport à celui de 1996 (137 ml/m^2); il passe à 132 ml/m^2 en 1998 et revient à 118 ml/m^2 en 1999. En 2000, le biovolume approché (calculé en l'absence des valeurs de novembre et décembre) est proche de 139 ml/m^2, surestimé en l'absence des faibles valeurs de fin de l'année.

La forte abondance des algues filamenteuses (*Tribonema et Mougeotia*) recueillies par le filet à zooplancton a entraîné d'importantes difficultés dans la détermination du biovolume sédimenté. La diminution observée en 1999 est certainement en relation avec un éventuel colmatage par ces algues du filet à zooplancton (maille de 200 µm) durant certaines campagnes, créant un effet de refoulement des organismes hors du filet.

3.3 Relation phosphore total - zooplancton

Il n'est pas possible de comparer cette année l'abondance du biovolume sédimenté du zooplancton aux variations inter-annuelles de la teneur moyenne annuelle des eaux en phosphore total (mg P/m^3). Rappelons toutefois que les variations simultanées de ces deux paramètres ont montré un parallélisme important jusqu'en 1999 ($r = 0.76$; $N = 39$) (BALVAY, 2000).

4. COMPOSITION DE LA BIOCÉNOSE ROTATORIENNE

La composition de la biocénose rotatorienne est restée globalement identique à celle des années antérieures, avec 35 taxons dont 34 planctoniques (tableau 1).

Tableau 1 - Liste des Rotifères rencontrées dans le Léman en 2000

ROTIFÈRES Brachionidae *Brachionus angularis* [?] *Keratella cochlearis* [eury] *K. coch.* var. *hispida* [ME] *K. coch.* var. *irregularis* [eury] *Keratella hiemalis* [?] *Keratella quadrata* [ME] *Keratella tecta* [E] *Notholca caudata* [O] *Notholca labis* [OM] *Notholca foliacea* (hors comptage) *Kellicottia longispina* [OM] Euchlanidae *Euchlanis dilatata* * Notommatidae *Notommata* sp [OM] Trichocercidae *Trichocerca porcellus* [ME] *Trichocerca pusilla* [ME] *Trichocerca rousseleti* [ME] Gastropodidae *Gastropus stylifer* [OM] *Ascomorpha ovalis* [OM] *Ascomorpha saltans* [OM]	Synchaetidae *Synchaeta lakowitziana* [OM] *Synchaeta oblonga* [OM] *Synchaeta pectinata* [E] *Synchaeta stylata* [OM] *Synchaeta grandis* [O] *Polyarthra dolichoptera* [OM] *Polyarthra major* [OM] *Polyarthra vulgaris* [OM] *Ploesoma hudsoni* [?] *Ploesoma truncatum* [OM] Asplanchnidae *Asplanchna priodonta* [eury] Testudinellidae *Pompholyx sulcata* [E] Conochilidae *Conochilus unicornis* [OM] Filiniidae *Filinia terminalis* [OM] Collothecidae *Collotheca pelagica* [OM] *Collotheca* sp. [OM
Abréviations : E : eutrophe Eury : eurytope ME : méso-eutrophe O : oligotrophe OM : oligo-mésotrophe ? : statut indéterminé	* = espèce vue uniquement en zone littorale

L'abondance moyenne annuelle des rotifères est en progression en 2000 (tableau 2). Comme en 1999, le peuplement rotatorien présente une faible abondance printanière et surtout un très important pic en automne (5'567'000 ind/m² le 12/10/2000), le pic d'été étant du même ordre de grandeur (figure 2).

Tableau 2 - Evolution de l'abondance des rotifères (Léman, SHL 2)

ind/m²	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Moyenne annuelle	1'224'600	1'137'000	1'528'500	1'094'100	893'100	1'251'200
Pic de printemps (date)	5'116'800 (29/05) (pic majeur)	7'664'800 (03/06) (pic majeur)	3'805'700 (09/04)	3'793'700 (02/06) (pic majeur)	1'073'800 (16/06)	3'119'200 (28/06)
Pic d'été (date)	2'748'500 (07/08)	1'497'600 (19/08)	3'872'600 (25/06) (pic majeur)	2'028'500 (06/07)	2'567'500 (02/08)	2'762'200 (11/09)
Pic d'automne (date)	1'634'500 (15/11)	2'257'400 (21/10)	2'550'700 (20/10)	2'545'100 (02/11)	4'413'900 (05/10) (pic majeur)	5'567'400 (12/10) (pic majeur)

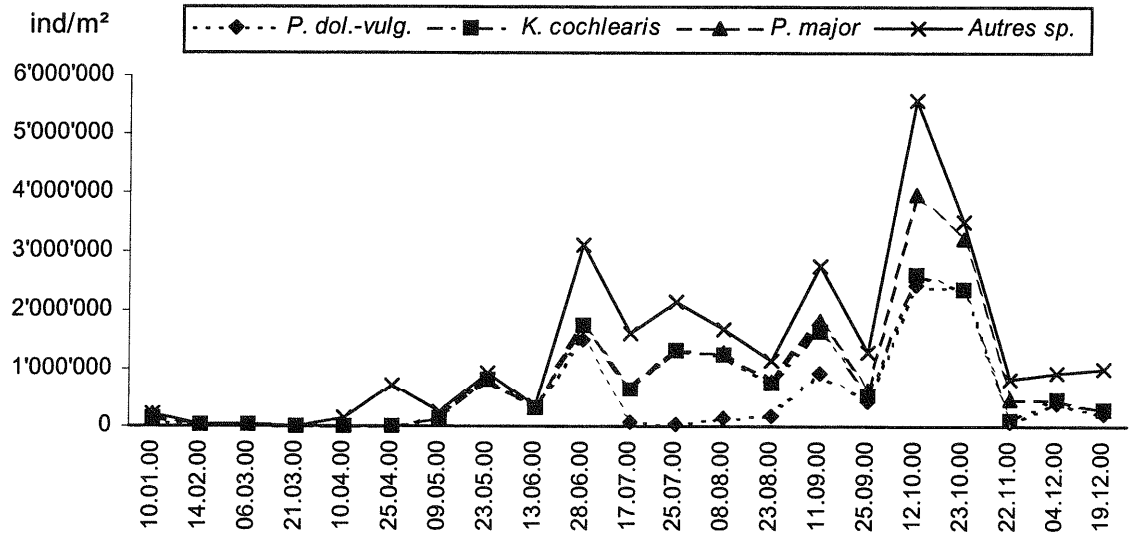


Figure 2 : Evolution du peuplement rotatorien (courbes cumulées) (Léman, SHL 2)

Tableau 3 - Abondance et importance relative des principales espèces de rotifères (Léman, SHL 2)

Espèces	1996		1997		1998		1999		2000	
	ind/m²	%	ind/m²	%	ind/m²	%	ind/m²	%	ind/m²	%
P.dolichoptera-vulgaris	524'500	46,1	296'600	19,4	188'400	17,3	306'700	34,3	487'500	39,0
Keratella cochlearis	157'400	13,8	420'600	27,5	475'700	43,7	242'800	27,2	207'300	18,1
Polyarthra cf major	53'200	4,7	65'100	4,3	32'300	3,0	25'400	2,8	145'900	11,7
Synchaeta stylata	7'900	0,7	37'500	2,5	34'800	3,2	30'600	3,4	68'600	5,5
Synchaeta oblonga	102'500	9,0	211'100	13,8	87'200	8,0	80'500	9,0	58'200	4,7
Kellicottia longispina	53'200	4,7	64'300	4,2	49'900	4,6	52'000	5,8	36'500	2,9
Pompholyx sulcata	5'800	0,5	14'900	1,0	9'900	0,9	2'700	0,3	34'000	2,7
Synchaeta lakowitziana	35'900	3,2	116'100	7,6	35'600	3,3	18'600	2,1	30'500	2,4
Ascomorpha ovalis	3'700	< 0,1	11'000	0,7	16'100	1,5	13'800	1,5	30'200	2,4
Conochilus spp	100'800	8,9	128'500	8,4	10'400	1,0	200	<0,1	28'000	2,2
Gastropus stylifer	2'500	0,2	300	< 0,1	2'900	0,3	200	<0,1	26'000	2,1
Keratella coch. hispida	11'600	1,0	8'000	0,5	5'000	0,5	28'500	3,2	19'600	1,6
Ascomorpha saltans	100	< 0,1	29'200	1,9	3'100	0,4	1'800	0,2	16'300	1,3
Keratella quadrata	25'100	2,2	47'000	3,1	35'600	3,3	13'000	1,5	14'900	1,2
Ploesoma truncatum	5'700	0,5	Absent		2'800	0,3	5'200	0,6	11'600	0,9
Synchaeta grandis	6'400	0,6	6'400	0,4	3'600	0,3	1'900	0,2	11'100	0,9
Asplanchna priodonta	22'100	2,0	4'700	0,3	8'700	0,8	5'800	0,6	10'200	0,8
Trichocerca rousseleti	200	< 0,1	12'000	0,8	18'100	1,7	800	< 0,1	4'200	0,3
Synchaeta pectinata	7'000	0,6	12'600	0,8	4'700	0,4	2'200	0,2	2'700	0,2
Notholca caudata	1'500	0,1	20'400	1,3	6'000	0,6	700	< 0,1	1'100	< 0,1
Keratella tecta	2'000	0,2	2'100	0,1	15'000	1,4	26'200	2,9	800	< 0,1
Trichocerca pusilla	600	< 0,1	1'900	0,1	32'400	3,0	24'300	2,7	200	< 0,1

Le pic de printemps, en fort accroissement par rapport à l'année précédente, est encore dominé par *Polyarthra dolichoptera-vulgaris* (1'485'900 ind/m²), taxon accompagné en moindre abondance par *Synchaeta stylata* (589'700 ind/m²) et *Synchaeta oblonga* (308'900 ind/m²).

Le pic de fin d'été est très nettement dominé par *P. dolichoptera-vulgaris* (938'100 ind/m²) et *Keratella cochlearis* (+ var. *irregularis*) (719'700 ind/m²). Le pic d'automne, pic majeur en 2000 comme en 1999, est constitué par *P. dolichoptera-vulgaris* (2'415'700 ind/m²) et *P. major* (1'338'700 ind/m²), taxons associés à un très fort accroissement de *Gastropus stylifer* (429'800 ind/m²) et *Ascormopha ovalis* (301'300 ind/m²).

En 2000, *Polyarthra dolichoptera-vulgaris*, taxon en forte augmentation numérique, occupe toujours le premier rang d'abondance devant *Keratella cochlearis* (+ var. *irregularis*) et *P. major* dont la population accuse un très fort développement par rapport aux années précédentes (tableau 3).

Les deux taxons dominants sont identiques de 1995 à 2000 malgré quelques inversions dans leur classement respectif, l'importance relative des autres espèces accompagnatrices variant selon les années, avec la progression en 2000 de *Polyarrthra major* et *Synchaeta stylata* et le recul de *S. oblonga* (tableau 3).

5. ÉTAT DU LÉMAN DÉTERMINÉ PAR LES ROTIFÈRES

En ne considérant que les espèces à statut d'indicateur de niveau trophique relativement bien déterminé, la biocénose rotatorienne reste très largement dominée en 2000 par les espèces oligo-mésotrophes (tableau 4).

Tableau 4 - Répartition des différents taxons planctoniques de Rotifères en fonction de leur statut d'indicateur de niveau de trophie (Léman, SHL 2)

Statut	Oligotrophe	Oligo-mésotrophe	Méso-eutrophe	Eutrophe	Eurytope *	Indéterminé
Nombre de taxons	2	18	5	3	3	3
Abondance (ind/m²)	12'200	943'600	39'000	37'500	217'400	1'400
%	1	75.4	3.1	3	17.4	0.1

* qui colonise tous les types de milieux

On note toujours la coexistence d'espèces très différentes du point de vue de leur statut d'indicateur de trophie dans un même milieu. Les calculs concernent les moyennes annuelles alors qu'au fil des saisons, les conditions environnementales changent progressivement. En hiver et au début du printemps, le milieu peut être considéré à tendance oligotrophe, mais la situation empire en automne lorsque l'intense développement des algues et la décomposition de celles-ci créent des conditions propices à un environnement à tendance méso-eutrophe ou eutrophe.

6. COMPOSITION DE LA BIOCÉNOSE CRUSTACÉENNE

6.1 Microcrustacés

6.1.1 Composition du peuplement

Le compartiment zooplanctonique ne représente qu'une fraction de la biodiversité des microcrustacés présents dans le Léman (BALVAY, 1999), la faune littorale étant nettement plus diversifiée en raison de l'importance de la famille des Chydoridés (tableau 6).

6.1.2 Abondance et cycle annuel des microcrustacés

L'abondance moyenne annuelle des microcrustacés paraît en légère augmentation en 2000, avec une augmentation du pic de printemps et une réduction de celui d'automne, phénomène déjà observé l'année précédente (tableau 5).

Tableau 5 - Evolution de l'abondance des microcrustacés (Léman, SHL 2)

ind/m²	1996	1997	1998	1999	2000 *
Moyenne annuelle	461'300	387'200	408'100	446'300	593'500 *
Pic de printemps (date)	2'328'200 (03/06) (pic majeur)	2'554'900 (21/05) (pic majeur)	1'024'100 (06/05) (pic majeur)	1'083'400 (10/05) (pic majeur)	1'807'100 (23/05) (pic majeur)
Pic d'automne (date)	328'300 (25/10)	380'600 (20/10)	861'800 (02/11)	703'600 (13/12)	491'900 (12/10)

* année incomplète

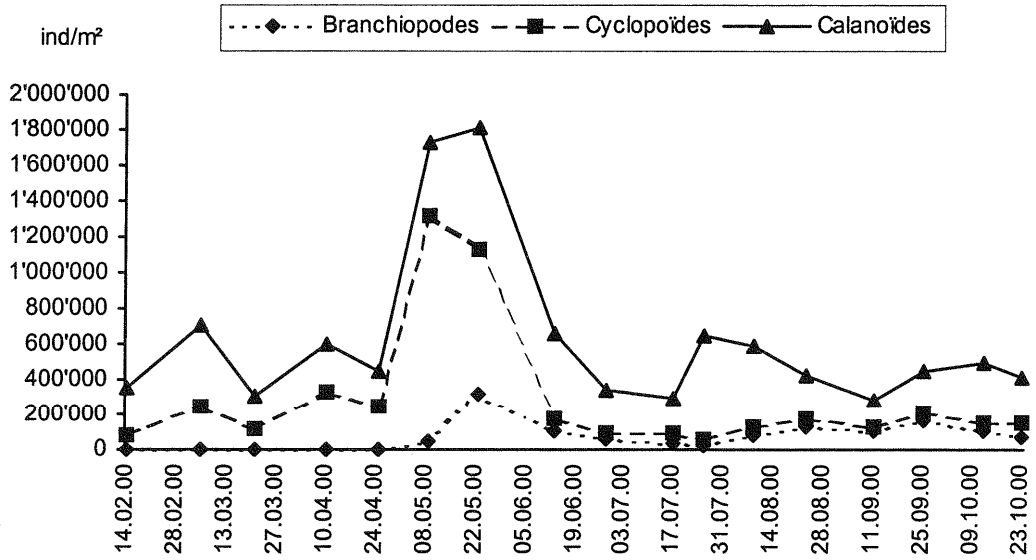


Figure 3 : Evolution du peuplement crustacéen (courbes cumulées) (Léman, SHL 2)

En moyenne annuelle, les calanoïdes sont le plus souvent dominants devant les cyclopoïdes et les cladocères sauf en 1997. En 2000, les calanoïdes restent toujours dominants devant les cyclopoïdes en augmentation et les branchiopodes en forte diminution par suite de la raréfaction des Bosminidés (tableau 7).

Tableau 6 - Liste des espèces rencontrées dans le Léman en 2000

BRANCHIOPODES (ex CLADOCÈRES) Daphniidae *Ceriodaphnia pulchella* (hors comptage) *Ceriodaphnia quadrangula* *Daphnia galeata* *Daphnia hyalina* *D. hyalina* var. *pellucida* *D.* hybrides *Daphnia longispina* *Simocephalus exspinosus** *Simocephalus vetulus** *Simocephalus serrulatus** Bosminidae *Bosmina longirostris* *Eubosmina coregoni* (hors comptage) *Eubosmina longispina* *Eubosmina mixta* Chydoridae *Acroperus harpae** *Acroperus elongatus** *Alona quadrangularis** *Camptocercus rectirostris** *Chydorus ovalis** *Chydorus sphaericus** *Eurycercus lamellatus** *Pleuroxus aduncus** *Pleuroxus denticulatus** *Pleuroxus truncatus** *Pleuroxus uncinatus*	Macrothricidae *Macrothrix laticornis* Ilyocryptidae *Ilyocryptus sordidus** Polyphemidae *Bythotrephes longimanus* *Polyphemus pediculus** Leptodoridae *Leptodora kindtii* **CYCLOPOÏDES** *Acanthocyclops robustus* *Cyclops prealpinus* *Cyclops vicinus* *Mesocyclops leuckarti* *Eucyclops serrulatus** **CALANOÏDES** *Eudiaptomus gracilis* **POECILOSTOMATIDES** Argulidae *Argulus foliaceus** **MOLLUSQUES** *Dreissena polymorpha*
	* = espèce vue uniquement en zone littorale

Tableau 7 - Evolution de l'abondance des groupes de microcrustacés (ind/m^2) (Léman, SHL 2)

ind/m^2	1996	1997	1998	1999	2000 *
Moyenne annuelle	461'300	387'200	408'100	446'900	593'500 *
Branchiopodes	122'000	79'700	84'600	146'300	64'400
Cyclopoïdes	140'700	162'400	132'200	122'800	197'100
Calanoïdes	198'600	145'100	191'300	177'800	332'000

* année incomplète

6.2 Branchiopodes (ex. Cladocères)

Ce groupe renferme des organismes herbivores, Daphniidés (*Daphnia hyalina, D. longispina, D. galeata*) et Bosminidés (*Bosmina longirostris, Eubosmina longispina, E. coregoni et E. mixta*), ainsi que des prédateurs (*Leptodora kindtii et Bythotrephes longimanus*).

Les cladocères "herbivores" apparaissent en nette régression (58'700 ind/m^2) (tableau 8) par rapport à 1999 suite à la faible représentation des Bosminidés (< 200 ind/m^2).

Bien que les Daphniidés constituent l'essentiel des branchiopodes herbivores et que les individus de grande taille (< 2 mm) aient été relativement abondants en 2000, leur broutage a été inefficace pour contrebalancer le développement du phytoplancton, surtout en présence d'algues difficilement ingérables.

Tableau 8 - Evolution de l'abondance des cladocères herbivores (Léman, SHL 2)

ind/m^2	1996	1997	1998	1999	2000 *
Moyenne annuelle	98'400	76'900	81'200	142'900	64'400 *
Pic de printemps	1'541'500	798'000	507'300	656'400	307'600
(date)	(03/06)	(21/05)	(06/05)	(10/05)	(09/05)
	(pic majeur)	(pic majeur)	(pic majeur)	(pic majeur)	(pic majeur)
Pic d'automne	185'200	190'100	145'200	304'400	144'300
(date)	(05/08)	(19/08)	(02/11)	(19/10)	(26/09)

* année incomplète

Toujours moins abondants que les cladocères herbivores (figure 4), les cladocères prédateurs *Leptodora kindtii* et *Bythotrephes longimanus* présentent en moyenne annuelle des effectifs comparables à ceux des années précédentes (tableau 9). *L. kindtii* est une espèce saisonnière à preferendum estival, qui apparaît dès la fin de l'hiver 2000; elle développe une très importante population à partir de juin qui culmine en août (15'500 ind/m^2) puis régresse progressivement jusqu'à disparaître à l'approche de l'hiver.

La présence de *B. longimanus* est permanente tout au long de l'année. Son abondance maximale atteint seulement 2'000 ind/m^2 en juillet. Cette espèce présente des fluctuations numériques moins importantes que chez *L. kindtii*.

Tableau 9 - Evolution de l'abondance des cladocères carnivores (ind/m^2) (Léman, SHL 2)

Bythotrephes + Leptodora	1996	1997	1998	1999	2000 *
Moyenne annuelle	2'800	2'800	3'500	3'400	5'700 *
Pic de printemps	8'200	8'600	6'300	7'200	6'400
(date)	(03/06)	(25/06)	(02/06)	(16/06)	(23/05)
Pic d'été	35'500	14'600	27'600	17'600	32'200
(date)	(05/08)	(19/08)	(20/07)	(06/09)	(08/08)
	(pic majeur)	(pic majeur)	(pic majeur)	(pic majeur)	(pic majeur)
Pic d'automne	3'800	3'300	3'400	Pas de pic	16'000
(date)	(21/10)	(20/10)	(02/11)		(25/09)

* année incomplète

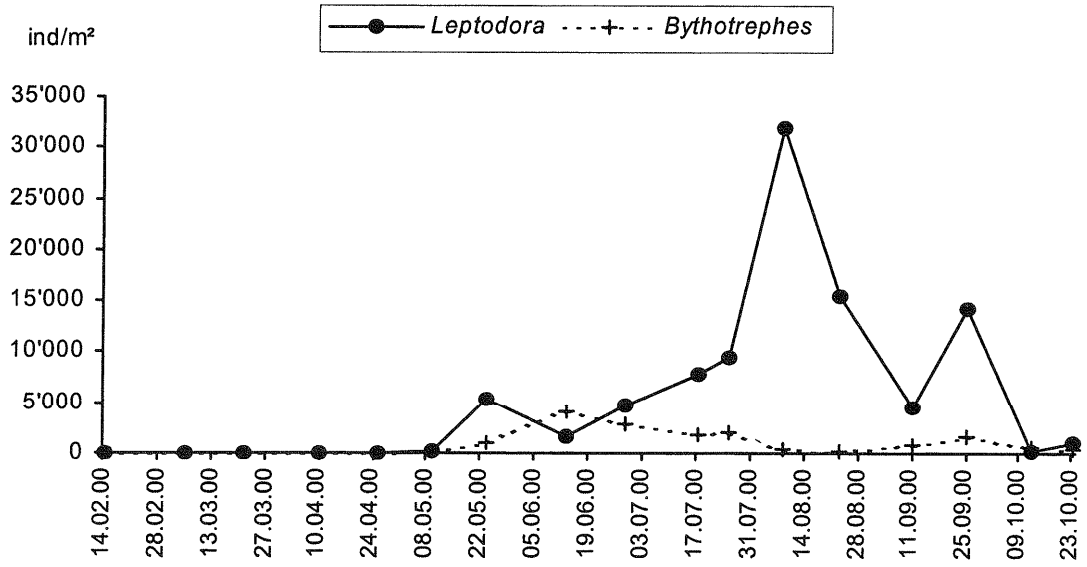


Figure 4 : Evolution saisonnière des branchiopodes prédateurs (courbes non cumulées) (Léman, SHL 2)

6.3 Calanoïdes

La population *d'Eudiaptomus gracilis* progresse toujours depuis 1997, et surtout en 2000 en raison d'une intensification de tous les pics saisonniers (tableau 10). Cette espèce représente une composante permanente du zooplancton crustacéen tout au long de l'année.

Tableau 10 - Evolution de l'abondance des calanoïdes (Léman, SHL 2)

ind/m²	1996	1997	1998	1999	2000 *
Moyenne annuelle	198'600	145'100	191'300	178'900	332'000 *
Pic d'hiver (date)	241'200 (06/05)	Pas de pic	399'900 (16/02)	204'300 (26/04)	459'100 (06/03)
Pic de printemps (date)	405'800 (03/06)	753'800 (21/05) (pic majeur)	116'500 (02/06)	165'200 (25/05)	680'600 (23/05) (pic majeur)
Pic d'été (date)	94'500 (02/08)	Pas de pic	67'400 (20/07)	133'300 (02/08)	585'400 (27/07)
Pic d'automne (date)	661'100 (04/11) (pic majeur)	138'000 (20/10)	413'600 (02/11) (pic majeur)	600'100 (13/12) (pic majeur)	334'000* (12/10)

* année incomplète

6.4 Cyclopoïdes

Les cyclopoïdes sont essentiellement représentés par *Cyclops vicinus*, espèce dominante et essentiellement printanière (120'000 ind/m^2) et *C. prealpinus* (35'100 ind/m^2) (figure 5). En 2000, la population de nauplius représente 41'800 ind/m^2, mais ces individus n'ont pas été rattachés à l'une ou l'autre de ces deux espèces en raison de leur difficile identification. A certaines périodes, il serait possible de les rattacher préférentiellement à *C. prealpinus* lorsque cette espèce est en phase de reproduction intense et lorsqu'il n'y a pas de femelles ovigères de *C. vicinus* dans les prélèvements, et inversement. Un tel rattachement n'a toutefois pas été effectué.

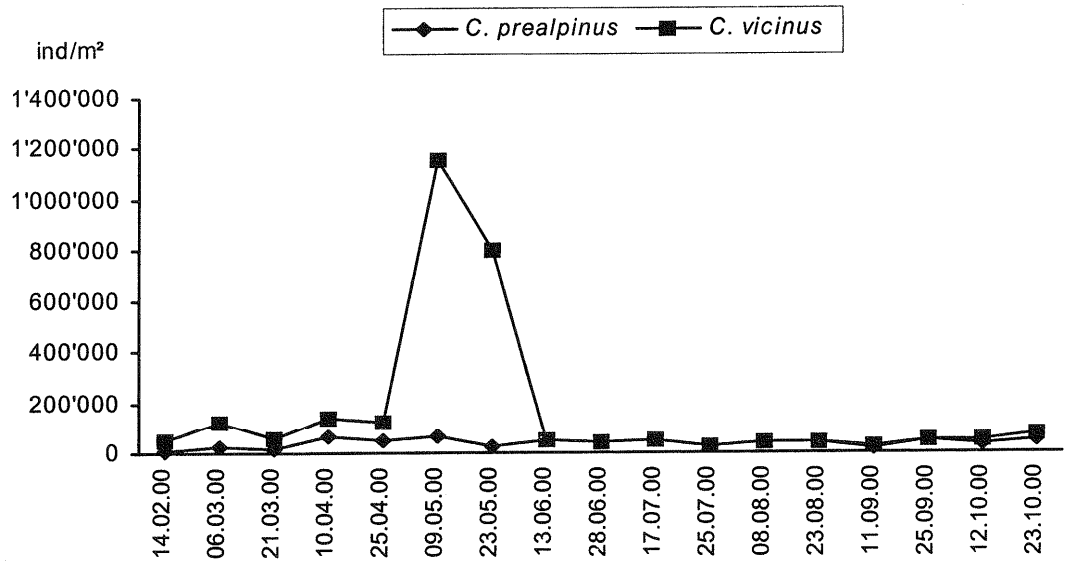


Figure 5 : Evolution saisonnière de *Cyclops* sp. (courbes non cumulées) (Léman, SHL 2)

Les autres espèces (*Acanthocyclops robustus, Mesocyclops leuckarti*) ne sont apparues que de façon erratique et avec un nombre très limité d'individus dans les prélèvements.

Les cyclopoïdes sont en augmentation par rapport aux années précédentes, avec des pics de printemps accrus, en rapport avec l'important développement saisonnier de *C. vicinus* et bien que cette espèce ait été très peu abondante de juin à septembre (tableau 11).

Tableau 11 - Evolution de l'abondance des cyclopoïdes (Léman, SHL 2)

ind/m²	1996	1997	1998	1999	2000 *
Moyenne annuelle	140'700	162'400	132'200	121'100	197'100 *
Pic de printemps (date)	783'200 (06/05) (pic majeur)	1'002'200 (21/05) (pic majeur)	348'300 (20/04) (pic majeur)	391'800 (26/04) (pic majeur)	1'270'100 (09/05) (pic majeur)
Pic d'automne (date)	187'900 (14/10)	235'200 (20/10)	299'600 (02/11)	122'900 (05/10)	81'600 (23/10)

* année incompète

Mesocyclops leuckarti, espèce qui était réapparue en très faible abondance en 1996, est restée rare depuis cette date en zone pélagique. *Acanthocyclops robustus* présente des fluctuations inter-annuelles importantes; espèce rare en 1994, avec un développement marqué en 1995 (15'600 ind/m^2), de nouveau rare en 1996 puis relativement abondante en 1997 (10'100 ind/m^2), elle n'a pratiquement pas été observée ces trois dernières années.

6.5 Autres groupes planctoniques

6.5.1 Mollusques : Dreissena polymorpha

Les larves véligères de la moule zébrée d'eau douce sont observées généralement dans les prélèvements de juin à octobre. Leur abondance maximale est estivale et un très intense développement de cette espèce a été observé en juillet 2000 (tableau 12).

6.5.2 Protozoaires ciliés

Un essai de quantification des Epistylidés, Vorticellidés et *Codonella* sp. a été tenté. Les données obtenues ne sont que très approximatives en raison du vide de maille du filet à zooplancton (200 µm) qui laisse échapper une grande partie de ces organismes, mais les variations observées reflètent certainement les variations réelles d'abondance de ces protozoaires souvent associés au développement intense du phytoplancton et à l'abondance de la matière organique détritique (tableau 13).

Tableau 12 - Evolution de l'abondance des larves planctoniques de *Dreissena* (Léman, SHL 2)

ind/m^2	1997	1998	1999	2000 *
Moyenne annuelle	3'900	2'900	1'600	18'800
Maximum	59'700	22'400	22'000	225'100
(date)	(04/08)	(04/08)	0(2/08)	17/07)

* année incomplète

Tableau 13 - Evolution de l'abondance de certains protozoaires (ind/m^2) (Léman, SHL 2)

ind/m^2		1998	1999	2000 *
Epistylidés	Moyenne	21'000	19'000	82'000
	Maximum	112'000	102'000	745'700
	(date)	(22/06)	(19/07)	(28/06)
Vorticellidés	Moyenne	151'000	24'000	252'000
	Maximum	1'430'000	184'000	1'925'800
	(date)	(20/04)	(26/04)	(25/04)
Codonella sp	Moyenne	non dénombré	700	1'600 *
	Maximum		13'700	11'500
	(date)		(19/07)	(10/04)

* année incomplète

Le fonctionnement du réseau trophique ces dernières années a été soumis à d'importants développements d'algues filamenteuses et de diatomées coloniales. Ces protozoaires sont très abondants lors des poussées importantes de phytoplancton et sont le plus souvent fixés sur les chaînes de diatomées ou sur les carapaces des microcrustacés.

Ces protozoaires utilisent également les bactéries et la matière organique détritique issue de la décomposition du phytoplancton excédentaire non consommé par le zooplancton herbivore.

Ces protozoaires jouent un double rôle dans le fonctionnement du réseau trophique, en tant que prédateurs des bactéries apparaissant lors de la décomposition des poussées phytoplanctoniques, et comme ressource nutritive complémentaire pour le zooplancton " herbivore ".

7. CONCLUSIONS

Malgré l'absence de prélèvements représentatifs en janvier, novembre et décembre 2000, la biocénose zooplanctonique est qualitativement comparable à l'année précédente, mais il n'en est pas de même sur le plan quantitatif, les échantillons étudiés montrant un accroissement des calanoïdes et une réduction des branchiopodes herbivores (Daphniidés).

Comme durant les années précédentes, on observe une excellente simultanéité entre :

- le pic de printemps des microcrustacés,
- l'abondance maximale des calanoïdes et des branchiopodes herbivores (représentés essentiellement par *Daphnia hyalina* à cette date, avec 300'600 ind/m^2),
- les fortes teneurs en azote ammoniacal liées à l'excrétion azotée du zooplancton (RAPIN et al., 2001) et la phase des eaux claires (transparence maximale de 7,2 m le 23 mai), en relation avec l'effondrement :
  - de la biomasse phytoplanctonique (DRUART et al., 2001),
  - de la production primaire,
  - des teneurs en chlorophylle *a* dans la zone trophogène (LEBOULANGER, 2001).

Ces interrelations entre facteurs physico-chimiques et biologiques n'apparaissent malheureusement plus au cours du dernier semestre, les branchiopodes et calanoïdes herbivores s'avérant incapables de contrôler efficacement le phytoplancton représenté à cette époque, et surtout en novembre et décembre, par la diatomée microplanctonique *Tabellaria flocculosa*.

Le fonctionnement du réseau trophique ces trois dernières années a été soumis à d'importants développements d'algues filamenteuses et de diatomées coloniales. Sur les colonies de diatomées s'est développée une importante population de protozoaires utilisant les bactéries et la matière organique détritique issue de la décomposition du phytoplancton excédentaire non consommé par le zooplancton herbivore.

En ne considérant que les espèces à statut d'indicateur de niveau trophique relativement bien déterminé, la biocénose rotatorienne reste cependant dominée par les espèces oligo-mésotrophes.

BIBLIOGRAPHIE

BALVAY G. (1999) : Que sont devenus les rotifères et les entomostracés du Léman depuis l'époque de F.-A. Forel ? pp 253-263. In : BERTOLA, C., GOUMAND, C. et RUBIN, J.-F., Découvrir le Léman 100 ans après François-Alphonse Forel, Slatkine (éd.), Genève, 922 p.

BALVAY G. (2000) : Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1999, 79-90.

DRUART, J.C., REVACLIER, R., CAUZZI, N. et LAVIGNE, S. (2001) : Evolution du phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000.

LEBOULANGER C. (2001) : La dynamique de la production phytoplanctonique et de la biomasse chlorophyllienne dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., campagne 2000.

RAPIN, F., NIREL, P., REVACLIER, R., LAZZAROTTO, J. et CORVI, C.(2001) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000.

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, **2001**, 121-136.

LE BACTÉRIOPLANCTON DU LÉMAN

Campagne 2000

PAR

Sylvie VIBOUD et **Dominique FONTVIEILLE**

CARRTEL [1], UNIVERSITÉ DE SAVOIE, FR - 73376 LE BOURGET-DU-LAC Cedex

RÉSUMÉ

Les mesures réalisées au cours de l'année 2000 (carbone organique dissous, biomasse et activité bactérienne) montrent que l'activité bactérienne est assez soutenue dès le début de l'année (de janvier à mars) alors que la production primaire est faible.

A partir du mois de mai, la production bactérienne est plus étroitement liée à la production phytoplanctonique. La production et le pourcentage de bactéries sont relativement élevés. A l'échelle annuelle, l'importance moyenne de la production bactérienne par rapport à la production primaire.

La comparaison inter-annuelle montre une tendance à la baisse de l'ensemble des descripteurs de la filière organique (nutriments organiques et bactéries associées). Cette baisse concerne surtout le carbone organique dissous biodégradable (CODB), le pourcentage de bactéries actives et la production bactérienne. Le stock de bactéries hétérotrophes semble toutefois ne pas subir les effets de cette diminution et le rapport de la production bactérienne à la production primaire est en forte augmentation par rapport à l'année 1999 (de l'ordre de 40 % contre 27 % environ en 1999).

1. INTRODUCTION

L'étude du bactérioplancton est un complément important apporté à l'ensemble des mesures visant à comprendre l'évolution du lac Léman. Le fonctionnement du lac est basé en effet sur deux types de nutriments, les nutriments minéraux et les nutriments organiques. Le rôle du vecteur bactérien est de rendre accessible aux étages trophiques supérieurs (les protozoaires et le zooplancton) l'énergie et les éléments que représentent les nutriments organiques, qu'ils soient d'origine allochtone ou autochtone.

Cette chaîne trophique basée sur les nutriments organiques (la boucle microbienne) est tout à la fois parallèle et complémentaire à la chaîne trophique basée sur les nutriments minéraux et le phytoplancton (chaîne dite "classique"). Le rapprochement des descripteurs de la boucle microbienne (nutriments organiques, activité et biomasse bactérienne) de ceux de la chaîne classique (production primaire et biomasse phytoplanctonique) est l'un des éléments d'appréciation des stratégies d'évolution de la productivité de l'ensemble des biocœnoses pélagiques.

2. MÉTHODES

Les prélèvements sont effectués simultanément à ceux destinés aux analyses chimiques (18 profondeurs, 21 campagnes par an). Quatre mélanges sont effectués en tenant compte de l'importance relative des différentes strates dans le volume total du Grand Lac : 0 à 5 m (épilimnion), 5 à 20 m (métalimnion supérieur), 20 à 50 m (métalimnion inférieur) et 50 à 309 m (hypolimnion).

Le dénombrement des bactéries est effectué sur un sous échantillon immédiatement fixé au formol (concentration finale 5 %) et ultérieurement filtré puis coloré par un fluorochrome, le DAPI (méthode de PORTER et FEIG, 1980). Les comptages ne prennent pas en compte les classes de volumes bactériens. Aucune estimation de la biomasse totale du bactérioplancton n'a donc pas été calculée.

---

[1] CARRTEL : Centre Alpin de Recherche sur les Réseaux Trophiques des Ecosystèmes Limniques

La production bactérienne est mesurée par la méthode de l'incorporation de la thymidine tritiée dans les acides nucléiques des bactéries (FUHRMAN et AZAM, 1982). Le facteur de conversion utilisé est de $3.86 \cdot 10^{18}$ cellules par mole de thymidine incorporée. Le choix de cette valeur a essentiellement été dicté par le souci de placer les résultats dans la continuité de ceux acquis par DUFOUR et al. de 1986 à 1990.

La concentration en bactéries métaboliquement actives (BMA) est calculée à partir de dénombrements au microscope en épifluorescence après incubation des cellules en présence de 5'cyano 2.3 di-4 tolyl tetrazolium chloride ou CTC (méthode de RODRIGUEZ et al,1992). Le CTC est un accepteur d'électrons qui entre en compétition avec les accepteurs naturels de la voie finale commune. Le CTC réduit (CTC-formazan) émet une fluorescence rouge sous l'excitation de la source UV d'un microscope. Le rapport des concentrations des bactéries "CTC-actives" à celui des bactéries dénombrées après coloration au DAPI est une indication du pourcentage de bactéries actives.

Deux mesures complémentaires sont réalisées sur le plan des nutriments organiques en tant que substrats potentiels pour le métabolisme bactérien, celle du carbone organique dissous (COD, oxydation par l'association persulfate de sodium-UV et détection infra rouge), celle du carbone organique dissous biodégradable (CODB, méthode de SERVAIS et al, 1987) et par différence, celle du carbone organique dissous réfractaire (CODR).

Pour aider à l'interprétation, les campagnes ont été groupées en "saisons" sur la base de la stratification thermique, de la situation de la phase des eaux claires et de l'abondance du phytoplancton :

p = printemps (campagnes du 10/04/00 au 09/05/00),
ec = eaux claires (campagnes du 23/05/00 et du 13/06/00),
e = été (campagnes du 28/06/00 au 11/09/00),
a = automne (campagnes du 25/09/00 au 18/12/00),
h = hiver (campagnes du 10/01/00 au 21/03/00).

3. RÉSULTATS

3.1 Evolution saisonnière des descripteurs

3.1.1 Le carbone organique dissous

- **Strates supérieures (0-20 m)**

La concentration du carbone organique dissous (COD) dans les strates supérieures a varié au cours de l'année 2000 de 0.9 à 2.6 ppm (figure 1A). Les minimums sont observés au cours des mois de mars et d'avril, périodes correspondant pourtant à l'apparition des premiers pics printaniers du phytoplancton (LEBOULANGER, 2000). Les pics les plus élevés de COD se situent durant les campagnes du mois de juin et du mois d'août en liaison avec l'augmentation de la biomasse et de la production phytoplanctonique. La figure 2A montre que la moyenne et la variabilité de la concentration en COD sont plus élevées lors de la période des eaux claires et en été (CV = 30 %). En automne la concentration de COD reste relativement élevée, là encore en liaison avec la production primaire qui est alors encore assez importante.

La part biodégradable du carbone organique dissous (CODB) représente dans les strates supérieures de 0.8 à 83 % du carbone dissous total (figure 1B). La valeur de 83 % observée isolément le 11 avril semble être liée à l'existence d'une importante biomasse phytoplanctonique. La figure 2B montre qu'à l'exception de cette date, le pourcentage de CODB de la strate 0-5m est plus élevé en hiver et en été avec des valeurs moyennes de 20 %. Il est à noter cependant que les valeurs de plusieurs campagnes sont absentes en raison des problèmes techniques rencontrés à plusieurs reprises au cours de l'année 2000.

- **Strates inférieures (20-309 m)**

La concentration de COD varie au cours de l'année de 0.8 à 1.9 ppm (figure 1A). Les variations sont moins importantes que dans les strates supérieures (figure 2A) et plus marquées en début d'année, aussi bien en hiver et au printemps que pendant la phase des eaux claires.

La part biodégradable du carbone organique dissous (CODB) varie de 0.8 à 54 % (figure 1B). La valeur maximale (54 %) est observée en période hivernale. Comme dans le cas des strates supérieures (0-5 m), les variations les plus importantes du pourcentage du CODB sont observées en hiver et en été (figure 2B).

3.1.2 *Les bactéries hétérotrophes totales et métaboliquement actives*

- **Ensemble de la colonne d'eau**

  La figure 7 montre que la stratification des bactéries hétérotrophes est marquée à partir du mois d'avril et jusqu'en décembre. Toutes périodes confondues, la variabilité de la concentration des bactéries hétérotrophes est plus élevée dans les strates supérieures de la colonne d'eau (figure 4 A et figure 7).

- **Strates supérieures (0-20 m)**

  Dans ces strates, la concentration des bactéries hétérotrophes a varié au cours des différentes campagnes de $1 \cdot 10^7$ à $8 \cdot 10^5$ bact/ml (figure 3A). Les valeurs moyennes et les valeurs maximales sont observées à la fin du printemps (campagne du 9 mai) et pendant la phase des eaux claires (figure 4A). La date du 9 mai correspond à l'apparition du 2^e pic phytoplanctonique (LEBOULANGER, 2000). Le nombre de bactéries reste élevé pendant la phase des eaux claires sans doute en relation avec la lyse de nombreuses cellules phytoplanctoniques. La figure 4A montre que dans la strate 0-5m, la variabilité des concentrations est plus importante au printemps et en période estivale. Dans la strate 5-20 m, la moyenne des bactéries hétérotrophes est plus élevée pendant la phase des eaux claires alors que la variabilité la plus grande est observée en période estivale. Le maintien en automne, d'une forte concentration en bactéries peut s'expliquer par la persistance d'une biomasse phytoplanctonique relativement importante (LEBOULANGER, 2000).

  La concentration des bactéries hétérotrophes métaboliquement actives (CTC-actives) des strates supérieures varie de $3.2 \cdot 10^5$ à $1.4 \cdot 10^4$ bact/ml (figure 3B). Les valeurs maximales sont observées lors des campagnes du 9 mai, du 8 août et du 22 novembre. Le 9 mai, le pourcentage de bactéries actives n'est cependant pas élevé (figure 5A), ce qui indique que l'échantillonnage se situait à la fin de la période de croissance qui a conduit à la forte concentration des bactéries hétérotrophes totales. A cette époque, le nombre de bactéries actives ne semble pas être influencé par l'abondance du phytoplancton. Les figure 3B et figure 5A montrent qu'au cours des autres campagnes, l'augmentation du nombre de bactéries actives s'accompagne d'une augmentation du pourcentage de bactéries actives et peut être rapprochée des augmentations de l'activité phytoplanctonique.

  La figure 4B montre que la moyenne et la variabilité des concentrations de bactéries actives sont plus élevées dans la strate 0-5 m (à l'exception de la période hivernale) que dans la strate 5-20 m. Les différences s'établissent surtout en terme de variabilité plus élevée en période estivale et hivernale dans la strate 0-5 m et en été seulement dans la strate 5-20 m. Les différences sont moins nettes en terme de pourcentage de bactéries actives (figure 6A).

- **Strates inférieures (20-309 m)**

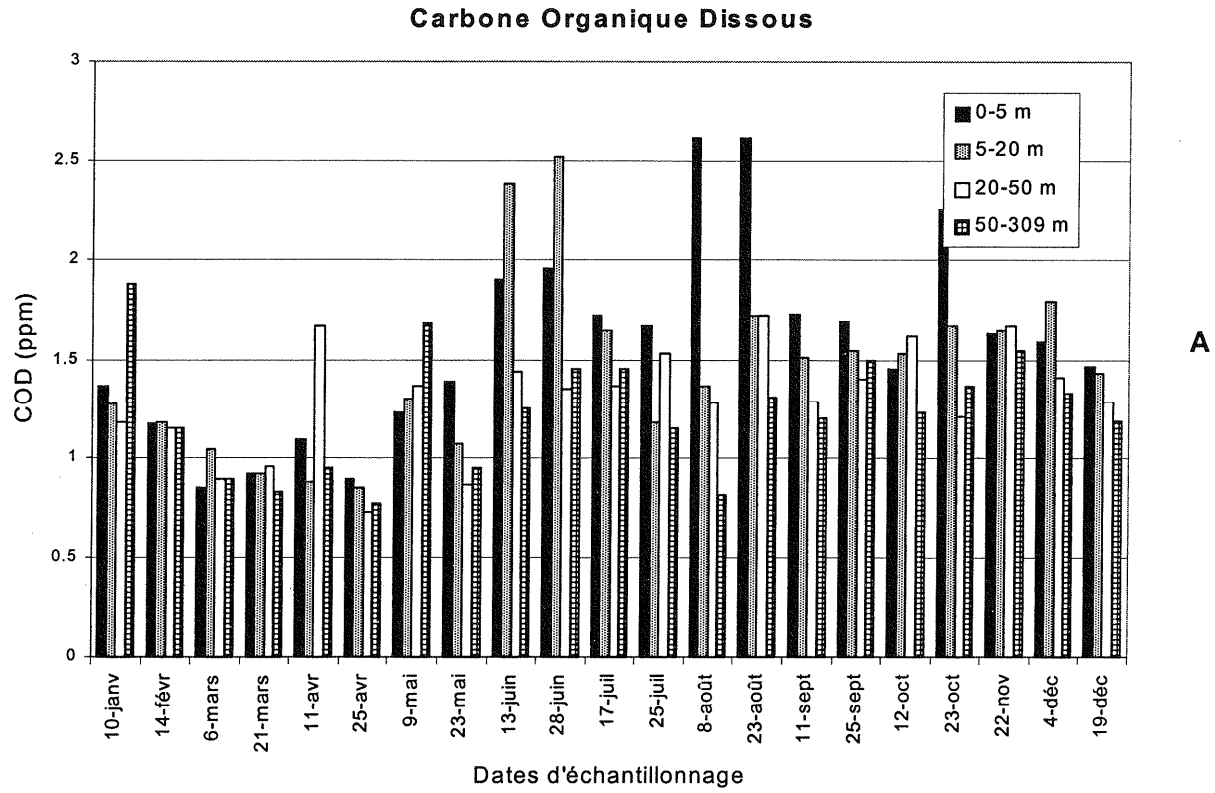
  Dans ces strates, le nombre total de bactéries hétérotrophes varie de $3 \cdot 10^5$ à $3 \cdot 10^6$ bact/ml (figure 3A). Les valeurs sont généralement plus élevées dans la strate 20-50 m que dans la strate 50-309 m. Les variations au cours de l'année sont relativement faibles quelle que soit la saison (figure 4A).

  La concentration des bactéries actives dans les strates inférieures varie de $4 \cdot 10^2$ à $1.8 \cdot 10^5$ bact/ml figure 3B). Les valeurs les plus élevées sont observées en période estivale (25 juillet) et en automne (25 septembre et, notamment, le 22 novembre). La figure 4B montre que la moyenne et surtout la variabilité sont plus importantes en été, et en automne. Cette activité automnale relativement soutenue est sans doute à mettre en relation avec la présence de diatomées qui ont effectivement été observées à cette époque jusqu'à 100 m de profondeur (LEBOULANGER, 2000). L'augmentation du nombre de bactéries actives dans les strates inférieures en période estivale et automnale s'accompagne généralement de l'augmentation de leur pourcentage vis-à-vis de l'ensemble de la population bactérienne (figure 5A). La figure 6 montre que la variabilité du pourcentage de bactéries actives est effectivement plus importante en période estivale et automnale.

3.1.3 *La production bactérienne*

- **Strates supérieures (0-20 m)**

  La production bactérienne varie de 2.2 à 717 ng C/l.h dans les strates supérieures (figure 5B). Les valeurs maximales sont observées dans la strate 0-5 m avec des valeurs supérieures à 100 ng C/l.h et ceci pendant une longue période (du 9 mai au 23 août). Une valeur remarquable de 717 ng C/l.h est atteinte le 9 mai, en correspondance avec l'apparition d'un pic de concentration phytoplanctonique. La production bactérienne reste relativement élevée en période automnale (le 23 octobre et le 22 novembre notamment) avec des valeurs proches de 50 ng C/l.h. La figure 6B montre que sa variabilité est plus grande en période estivale et en période automnale en particulier dans la strate 0-5m.



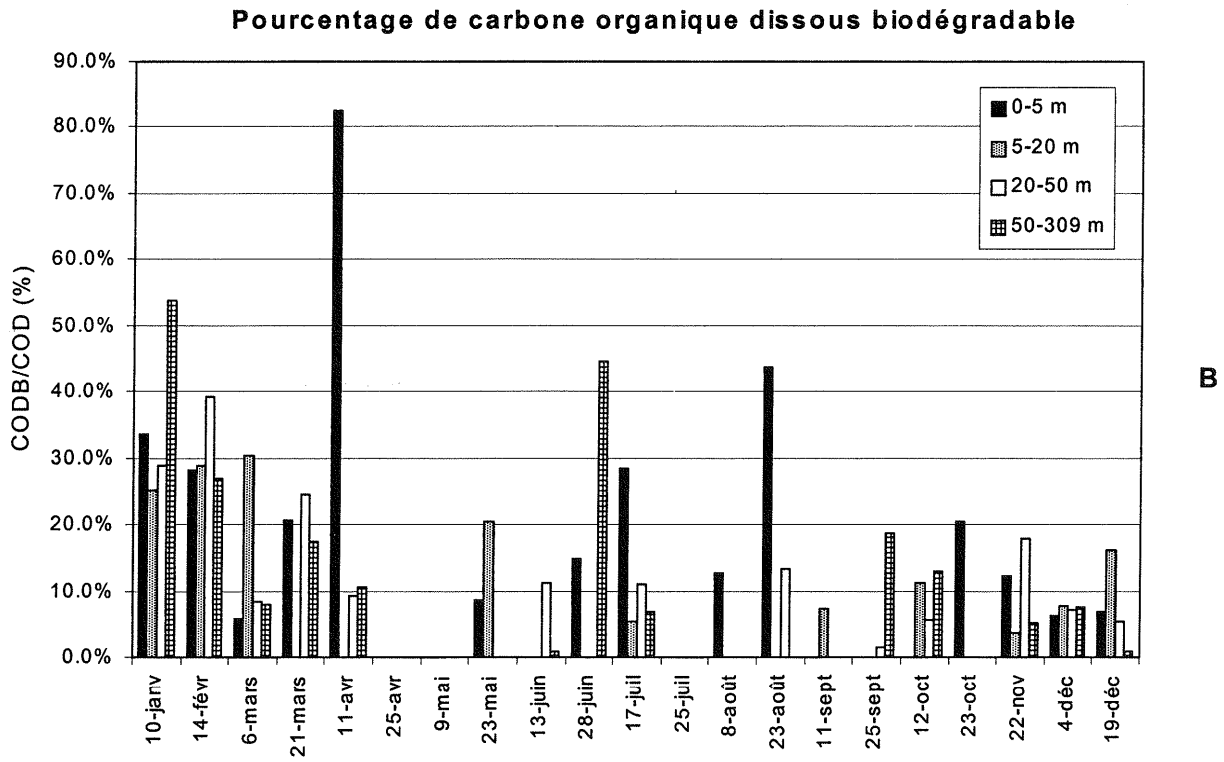


Figure 1 : Variations saisonnières et stratification de la concentration du carbone organique dissous (COD, A) et de l'importance relative du carbone organique dissous biodégradable (CODB, B) au point SHL2 en 2000. L'absence d'histogramme à certaines strates et certaines dates indique que la valeur est manquante (et non égale à zéro)

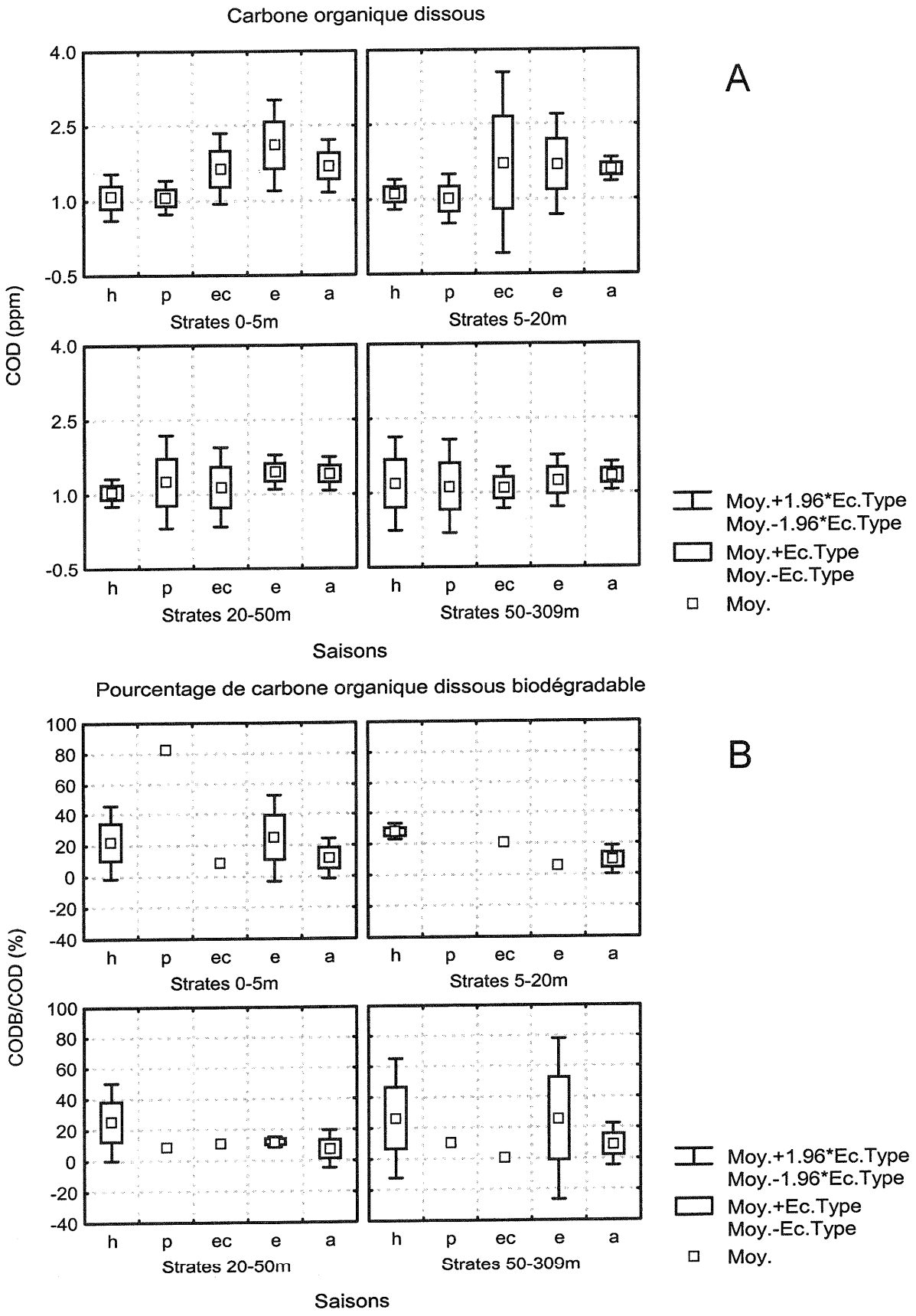


Figure 2 : Valeurs moyennes et variabilité du carbone organique dissous (COD) et de l'importance relative du carbone organique dissous biodégradable (CODB) par strate et par saison (campagne 2000). p = printemps (campagnes du 10/04 au 9/05), ec = eaux claires (campagnes du 23/05 et du 13/06), e = été (campagnes du 28/06 au 11/09), a = automne (campagnes du 25/09 au 18/12), h = hiver (campagnes du 10/01 au 21/03)

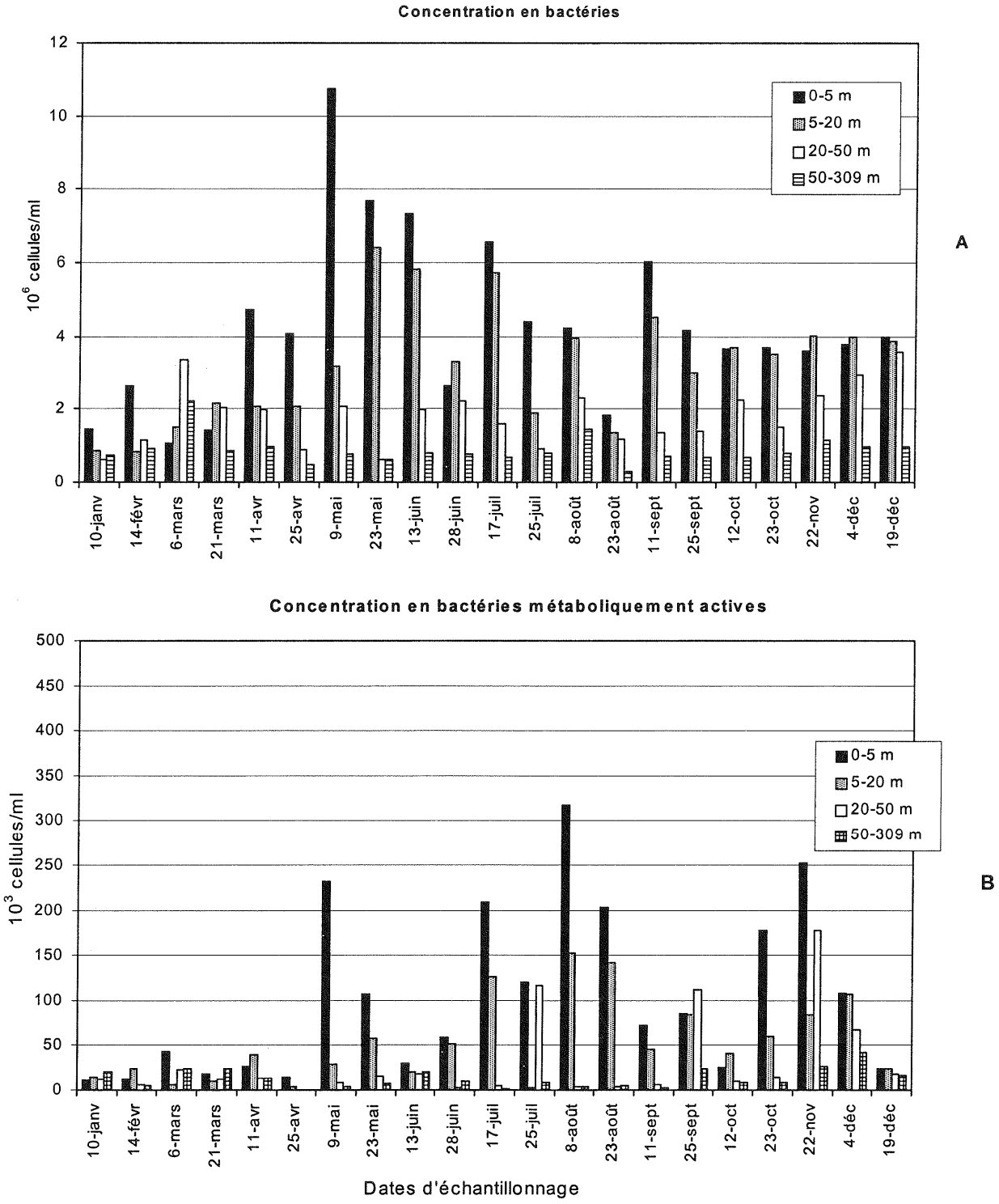


Figure 3 : Variations saisonnières et stratification de la concentration des bactéries totales (coloration au DAPI, A) et des bactéries métaboliquement actives ((marquées au CTC-formazan, B) au point SHL2 en 2000.

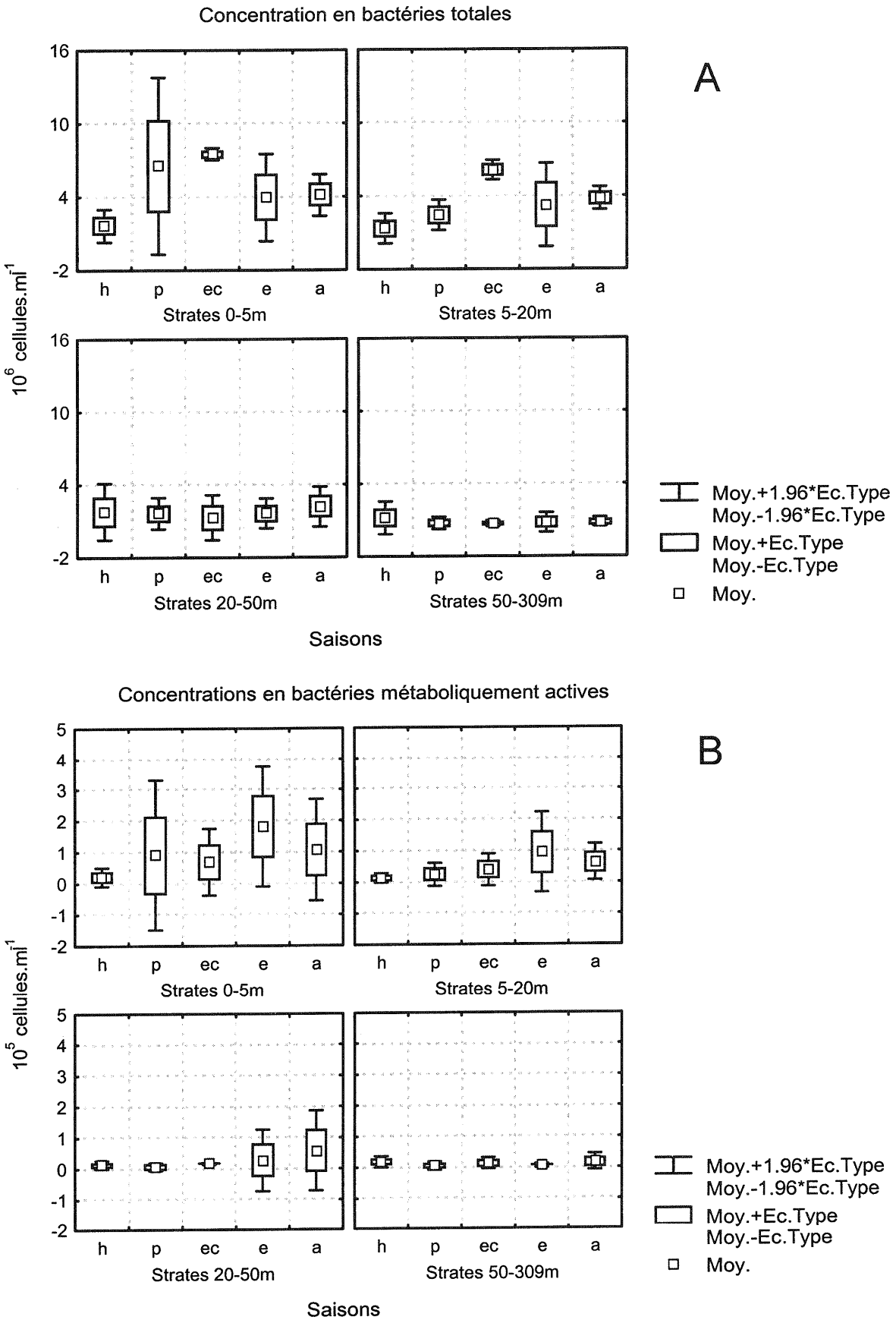


Figure 4 : Valeurs moyennes et variabilité de la concentration des bactéries totales (coloration au DAPI, **A**) et des bactéries métaboliquement actives (marquées au CTC-formazan, **B**), par strate et par saison (campagne 2000). P = printemps (campagnes du 10/04 au 9/05), ec = eaux claires (campagnes du 23/05 et du 13/06), e = été (campagnes du 28/06 au 11/09), a = automne (campagnes du 25/09 au 18/12), h = hiver (campagnes du 10/01 au 21/03)

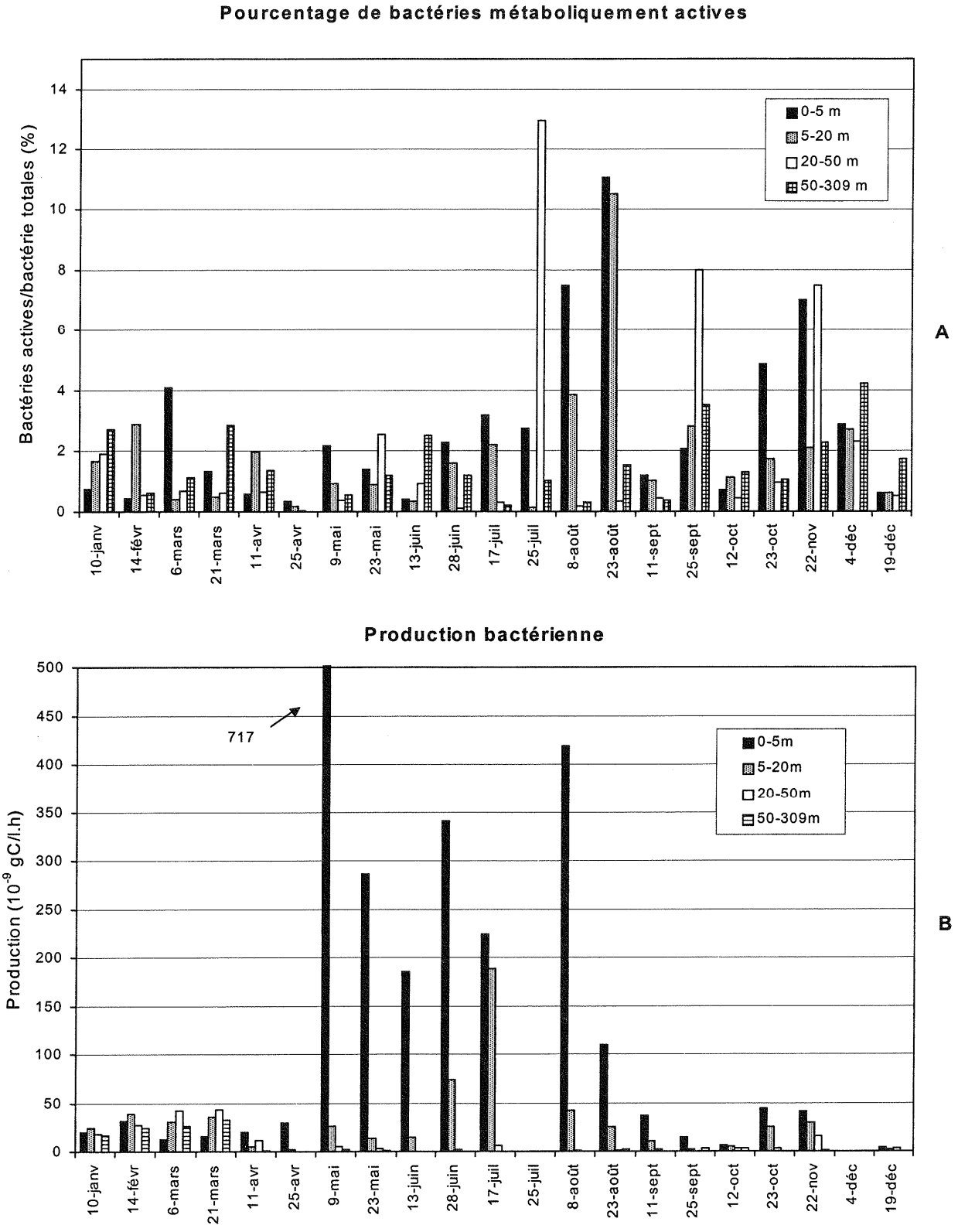


Figure 5 : Variations saisonnières et stratification du pourcentage des bactéries métaboliquement actives vis à vis de la concentration de l'ensemble des bactéries (**A**) et de la production bactérienne au point SHL2 (**B**, * données manquantes) au point SHL2 durant l'année 2000

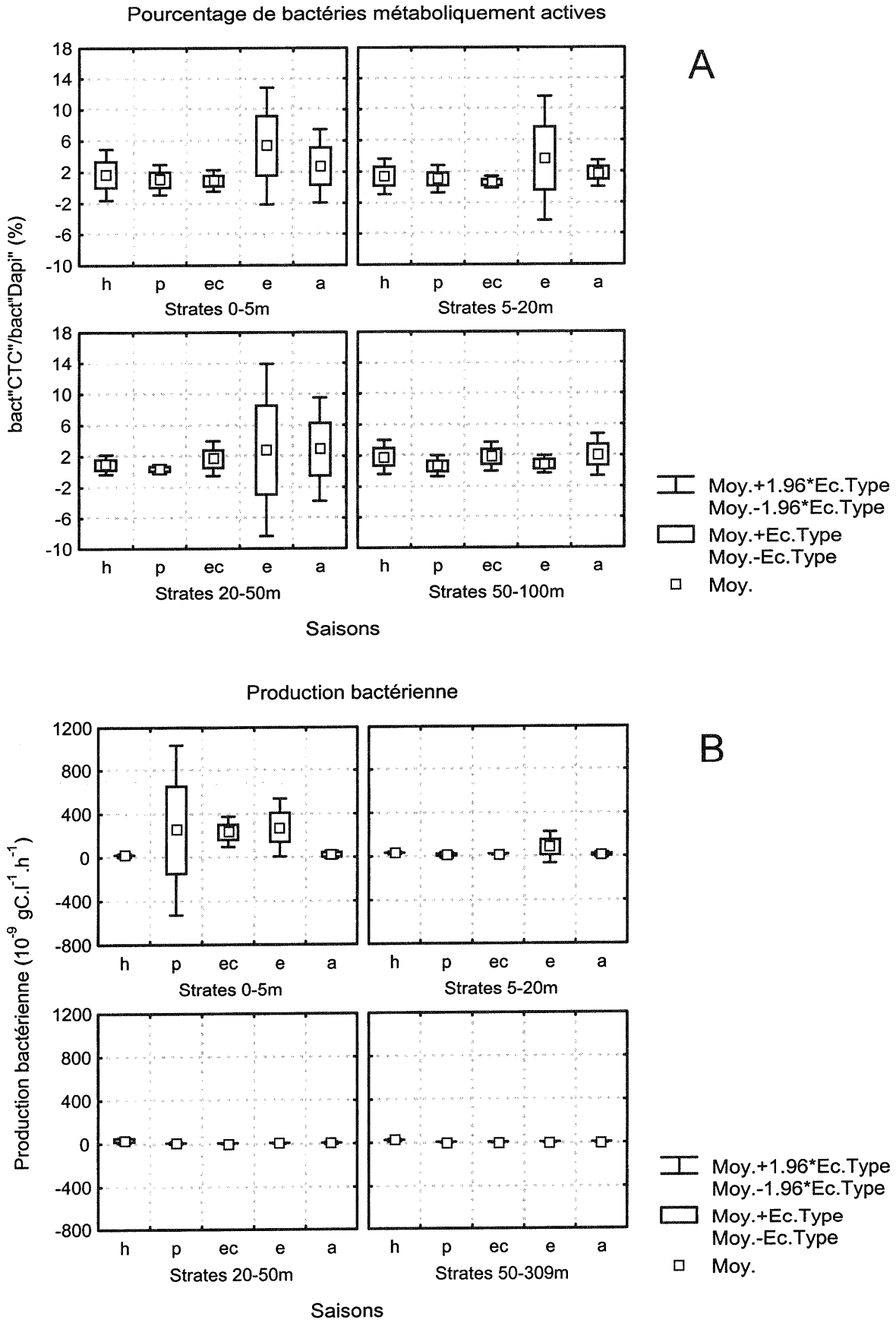


Figure 6 : Valeurs moyennes et variabilité par strate et par saison du pourcentage des bactéries métaboliquement actives vis-à-vis de la concentration de l'ensemble des bactéries (marquées au CTC-formazan, **A** et de la production bactérienne, **B**). Campagne 2000. p = printemps (campagnes du 10/04 au 9/05), ec = eaux claires (campagnes du 23/05 et du 13/06), e = été (campagnes du 28/06 au 11/09), a = automne (campagnes du 25/09 au 18/12), h = hiver (campagnes du 10/01 au 21/03)

Tableau 1 - Valeurs des descripteurs intégrés sur la totalité de la colonne d'eau (campagnes 2000)

Dates	Bac. tot. (cell./ m^2)	Bact. Activ. (cell. / m^2)	Bact. Activ. (%)	Product. Bact. (mgC / m^2.j)	COD (mg / m^2)	CODB (mg / m^2)	CODR (mg / m^2)	CODB / COD (%)	Prod. Phytopl. (mgC / m^2.j)	Prod. Bact. / Prod. Phytopl. (%)
10.01.00	2.32E+14	5.83E+12	2.5	158.5	5.48E+05	2.79E+05	2.69E+05	50.9	34	466.2
14.02.00	2.95E+14	2.00E+12	0.7	236.9	3.56E+05	1.01E+05	2.55E+05	28.2	173	136.9
06.03.00	7.01E+14	7.33E+12	1.0	262.4	2.77E+05	2.54E+04	2.52E+05	9.2	393	66.8
21.03.00	3.25E+14	6.97E+12	2.1	309.4	2.62E+05	4.56E+04	2.03E+05	17.4	1'223	25.3
11.04.00	3.68E+14	4.60E+12	1.2	25.7	3.15E+05	3.51E+04	2.67E+05	11.1	634	4.1
25.04.00	2.02E+14	1.34E+11	0.1	9.3	2.39E+05				2'663	0.3
09.05.00	3.63E+14	2.92E+12	0.8	117.3	5.02E+05				1'913	6.1
23.05.00	3.16E+14	3.78E+12	1.2	52.1	2.95E+05	3.90E+03	1.91E+04	1.3	834	6.2
13.06.00	3.91E+14	6.22E+12	1.6	30.0	4.12E+05	7.39E+03	3.60E+05	1.8	950	3.2
28.06.00	3.26E+14	3.50E+12	1.1	82.1	4.64E+05	1.69E+05	2.17E+05	36.3	2'381	3.4
17.07.00	3.46E+14	3.44E+12	1.0	126.3	4.50E+05	3.42E+04	4.16E+05	7.6	1'826	6.9
25.07.00	2.83E+14	6.22E+12	2.2		3.70E+05				1'278	
08.08.00	5.24E+14	5.08E+12	1.0	74.7	2.82E+05	1.65E+03	1.14E+04	0.6	2'151	3.5
23.08.00	1.44E+14	4.46E+12	3.1	43.8	4.30E+05	1.26E+04	5.21E+04	2.9	1'622	2.7
11.09.00	3.23E+14	1.89E+12	0.6	13.7	3.81E+05	1.65E+03	2.10E+04	0.4	910	1.5
25.09.00	2.81E+14	1.11E+13	4.0	29.7	4.62E+05	7.31E+04	3.57E+05	15.8	789	3.8
12.10.00	3.14E+14	3.30E+12	1.0	31.3	3.97E+05	4.67E+04	3.43E+05	11.7	367	8.5
23.10.00	3.21E+14	4.39E+12	1.4	21.3	4.27E+05	2.30E+03	8.95E+03	0.5	425	5.0
22.11.00	4.49E+14	1.46E+13	3.3	48.0	4.84E+05	3.16E+04	4.53E+05	6.5	524	9.2
04.12.00	4.22E+14	1.50E+13	3.5		4.22E+05	3.15E+04	3.90E+05	7.5	620	
19.12.00	4.37E+14	5.37E+12	1.2	8.7	3.76E+05	8.64E+03	3.67E+05	2.3	1'193	0.7
Moyennes	3.51E+14	5.63E+12	1.6	88.5	3.88E+05	5.05E+04	2.37E+05	11.8	1'091	40.0

- **Strates inférieures (20-309 m)**

  Dans cette zone, la production bactérienne varie de 0.2 à 43 ng C/l.h (figure 5B). Les valeurs sont plus élevées en période hivernale. A cette période, la production bactérienne des strates inférieures est du même ordre de grandeur que celle mesurée dans les strates supérieures. La figure 6B montre par contre que sa variabilité est très faible par comparaison avec celle des strates supérieures.

3.2 Valeurs intégrées des descripteurs et importance de la production bactérienne par rapport à la production primaire

Le calcul des valeurs intégrées des descripteurs sur la hauteur de la colonne d'eau permet de comparer plus aisément les descripteurs de la boucle microbienne (nutriments organiques, biomasses et production bactérienne) et ceux de la chaîne classique (biomasse et production photosynthétique).

Le tableau 1 montre que la production bactérienne représente de 0.7 à 466 % de la production photosynthétique. Elle est relativement élevée au cours de la période hivernale (de janvier à mars), période durant laquelle la photosynthèse est la plus faible. C'est à cette période que le maximum du nombre de bactéries totales et actives hétérotrophes est observé. Il en est de même concernant la concentration en matière organique dissoute qui n'est donc probablement pas un facteur limitant à cette époque. Il est à noter que les valeurs maximales de COD et de CODB sont atteintes durant cette période malgré l'absence de la stratification, ce qui est l'indication d'un stock particulièrement important de ces nutriments.

La figure 8 montre que la production bactérienne est étroitement liée à la production phytoplanctonique, excepté pendant la période hivernale (de janvier à mars) durant laquelle la production bactérienne serait soutenue par du COD d'origine plutôt allochtone.

Tableau 2 - Moyennes annuelle par strate et écarts-types des descripteurs des communautés bactériennes et leurs nutriments organiques

Strates	Bactéries totales (cellules/ml)		Bactéries actives (cellules/ml)		% Bactéries actives	Production bactérienne (ng FC/l.h)	
	Moyennes	Ecart-type	Moyennes	Ecart-type	Moyennes	Moyennes	Ecart-type
0 - 5 m	4.27E+06	2.36E+06	1.02E+05	9.33E+04	2.40	134.88	189.83
5 - 20 m	3.22E+06	1.59E+06	5.35E+04	4.61E+04	1.66	31.43	42.02
20 - 50 m	1.82E+06	8.25E+05	3.08E+04	4.74E+04	1.69	9.84	13.56
50 - 309 m	8.74E+05	3.85E+05	1.31E+04	1.07E+04	1.50	6.12	10.36

Strates	COD (mgC/l)		CODB (mgC/l)		% CODB	
	Moyennes	Ecart-type	Moyennes	Ecart-type	Moyennes	Ecart-type
0 - 5 m	1.58	0.50	0.37	0.31	23.2	20.5
5 - 20 m	1.45	0.44	0.20	0.10	15.6	10.0
20 -50 m	1.30	0.27	0.18	0.12	14.1	10.8
50 - 309 m	1.23	0.30	0.23	0.29	16.5	16.3

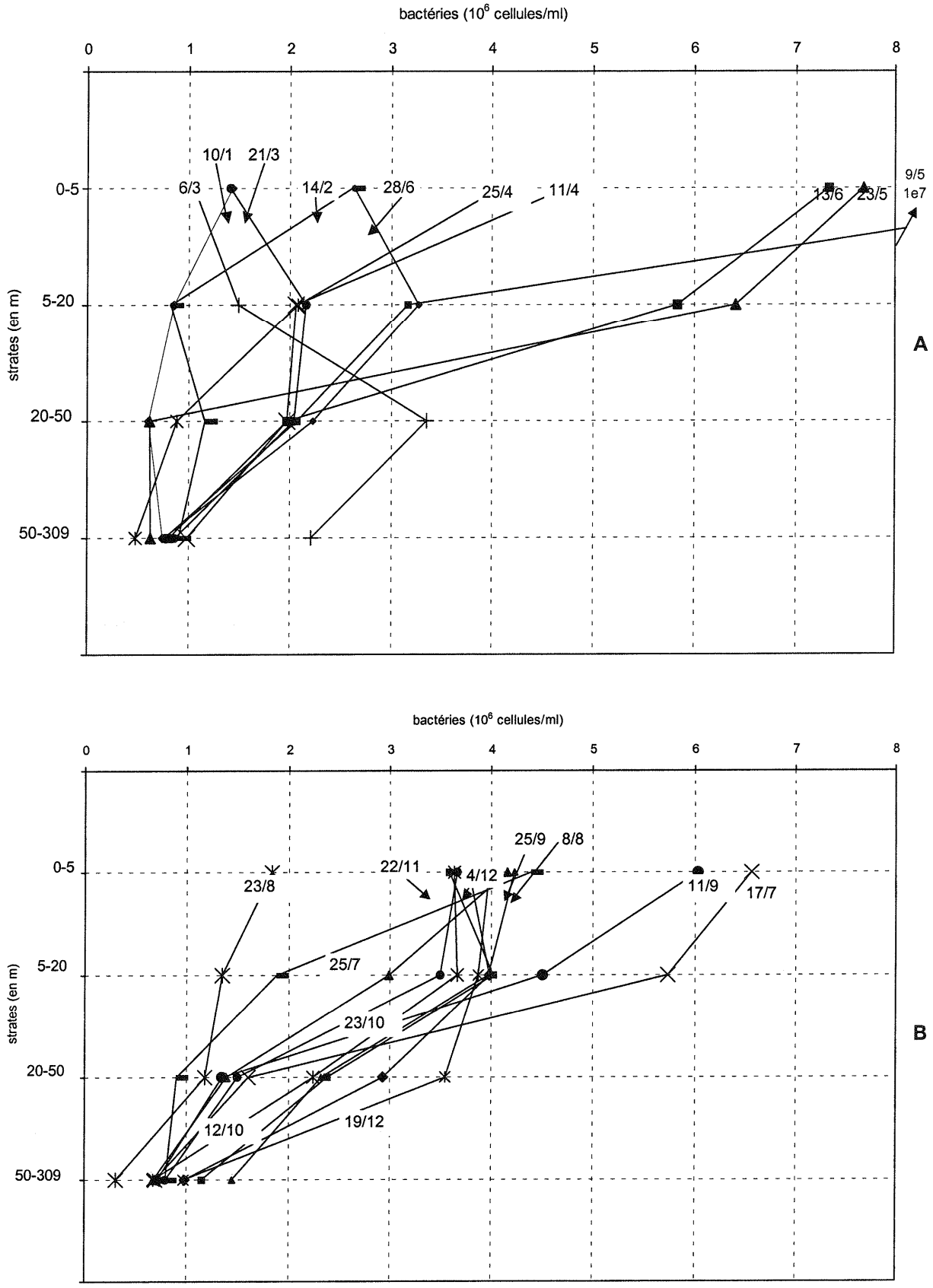


Figure 7 : Evolution saisonnière de la stratification de la concentration des bactéries (dénombrement après coloration au DAPI) au point SHL2 durant l'année 2000.

A : 1er semestre **B** : 2ème semestre

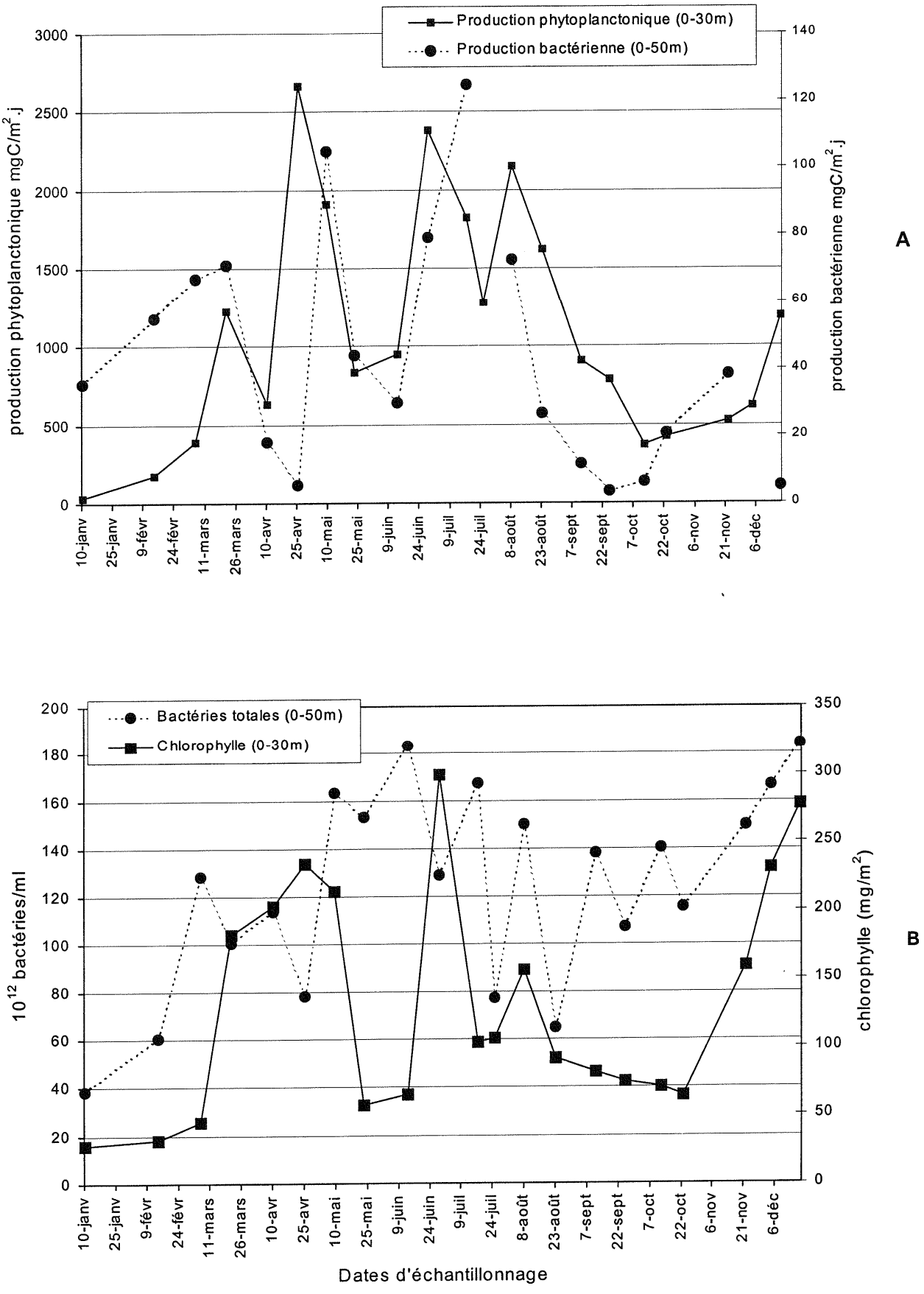


Figure 8 : Comparaison de l'évolution saisonnière du bactérioplancton et du phytoplancton en terme d'activité (**A**) et de biomasse (**B**). Campagne 2000

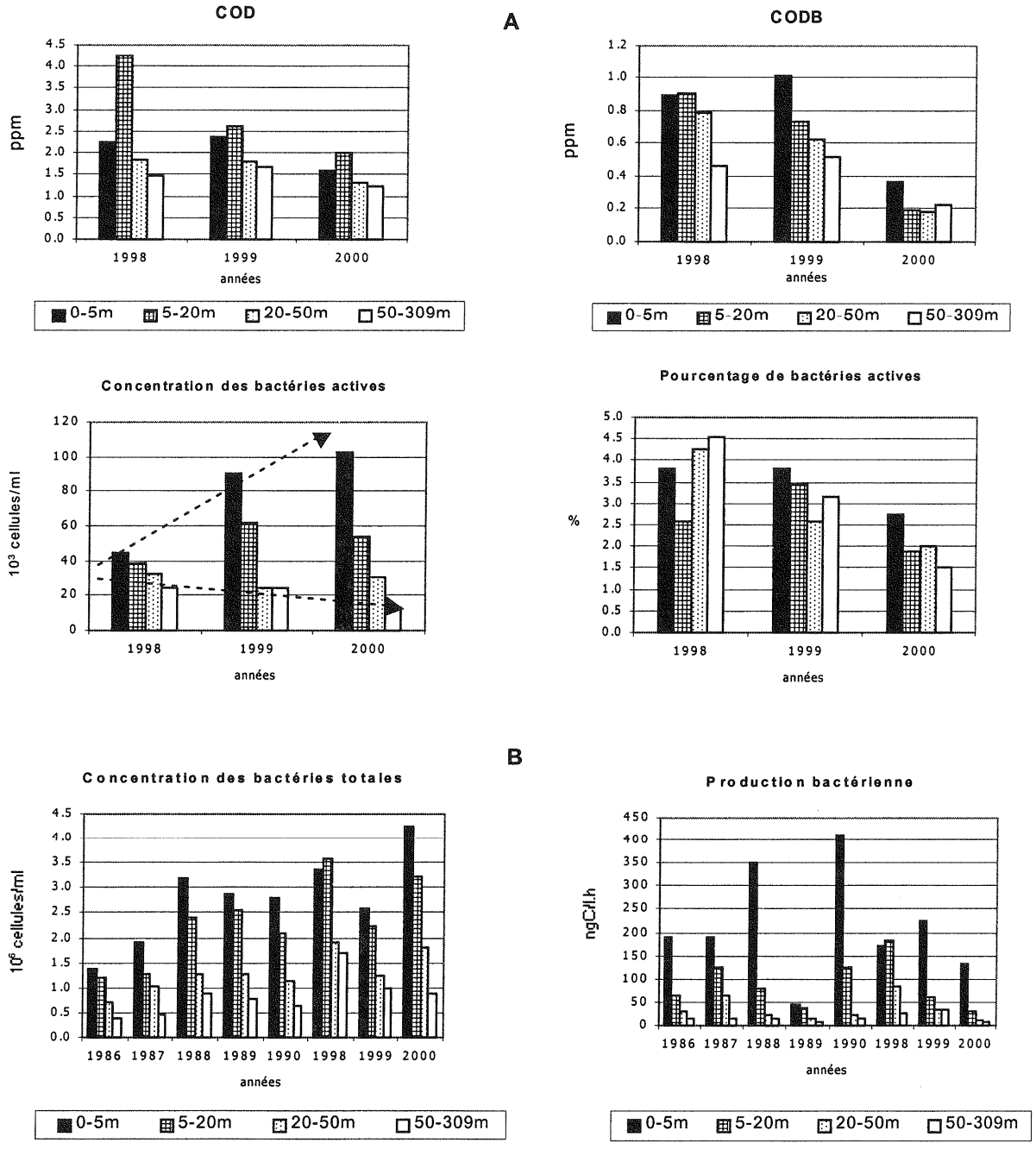


Figure 9 : Evolution du COD, du CODB, de la concentration et du pourcentage de bactéries actives par strates de 1998 à 2000 (**A**) et du nombre de bactéries totales et de la production bactérienne par strate de 1986 à 2000 (**B**)

4. CONCLUSIONS

4.1 Evolution intra-annuelle

Au cours des premiers mois de l'année 2000 (de janvier à avril), le pourcentage de bactéries actives et la production bactérienne semblent ne pas être très corrélées à l'activité phytoplanctonique. Durant cette période, la quantité de carbone organique n'est pas très élevée (1 ppm en moyenne, figure 1A), mais le COD est constitué pour une grande part de carbone biodégradable (26 % en moyenne, figure 1B). Ce résultat est en accord avec le fait que les exsudats phytoplanctoniques liés à la production primaire constituent l'une des principales sources de carbone organique dissous biodégradable. La production bactérienne est alors relativement importante et distribuée de façon assez homogène entre les différentes strates (figure 3 et figure 5). Cette homogénéité serait l'indication d'un brassage efficace des différentes strates pendant la période d'homothermie. La part du COD allochtone dans le COD total devait alors être importante en raison de la faible activité phytoplanctonique.

A partir du mois de mai et jusqu'à la fin de l'année 2000, l'activité et la biomasse bactérienne semblent être plus fortement liées à l'activité phytoplanctonique. Les maximums de la concentration totale de bactéries et de la production bactérienne sont observés le 9 mai, et coïncident avec l'apparition d'un pic phytoplanctonique. A cette date, la production bactérienne conduit à une augmentation du stock de bactéries totales et actives sans augmentation du pourcentage de bactéries actives.

A la fin du mois juillet jusqu'à la fin du mois d'août, la production bactérienne est relativement forte, le nombre et le pourcentage de bactéries actives augmentent alors que l'ensemble de la population des bactéries tend à diminuer (figure 3 et figure 5). Ce résultat pourrait être l'indication d'une forte prédation par les étages trophiques supérieurs (protozoaires, zooplancton). Les bactéries hétérotrophes participeraient alors à la production générale du lac à travers le transfert d'une partie importante de leur biomasse vers les étages trophiques supérieurs.

En fin d'année, la concentration totale des bactéries reste relativement stable. Lors des campagnes du 23 octobre et du 22 novembre, la production bactérienne est assez élevée et conduit à une augmentation du nombre et du pourcentage des bactéries actives.

Les moyennes des descripteurs par strates toutes périodes confondues montrent une stratification assez marquée de la concentration des bactéries totales et actives, ainsi que de la production bactérienne (tableau 2). Le pourcentage de bactéries actives est plus élevé dans la strate de surface (0-5 m) que dans les autres strates qui, par ailleurs, diffèrent peu entre elles. Cette distribution est proche de la stratification verticale observée pour la concentration en CODB.

4.2 Comparaison inter-annuelle et comparaison avec d'autres lacs alpins

La comparaison des moyennes annuelles des descripteurs (figure 9A) montre que la concentration en COD tend à diminuer au cours des trois dernières années. Cette baisse est particulièrement manifeste pour la concentration en CODB, surtout entre les années 1999 et 2000. L'importance du CODB vis-à- vis de la concentration en COD est maintenant inférieure à celle mesurée en 1998 dans le lac d'Annecy considéré alors comme oligo-mésotrophe (GERDEAUX et al., 1999).

Le pourcentage de bactéries actives tend lui aussi à diminuer au cours des trois dernières années, probablement en correspondance avec la baisse des nutriments organiques. La valeur moyenne de ce pourcentage est trois fois plus faible dans le lac Léman que dans les lacs voisins (lac du Bourget, lac d'Annecy, GAYTE et al., 1998; GERDEAUX et al., 1999). En terme d'effectifs, une nette opposition apparaît entre la strate 0-5 m dans laquelle la concentration des bactéries actives croît depuis 3 ans et la strate 50-309 m où elle a tendance à décroître.

Les résultats ne font pas apparaître de tendance claire de l'évolution de la concentration en bactéries totales dans les trois strates supérieures depuis 1988. Leur concentration diminue par contre depuis 1998 dans la strate 50-309 m. On relève également un accroissement de l'amplitude des variations de la concentration des bactéries totales et actives (augmentation des maximums au niveau de la strate 0-5 m et diminution des minimums au niveau de la strate 50-309 m). Ces variations pourraient traduire l'irrégularité inter annuelle des apports de nutriments organiques au lac et le fait qu'ils deviennent limitant au moins durant certaines périodes.

La figure 9B montre enfin que la production bactérienne tend, elle aussi, à diminuer. L'ensemble des résultats suggère que cette diminution est due à la limitation de la ressource organique plutôt qu'à un accroissement de la pression de prédation malgré l'augmentation de la population de rotifères constatée par ailleurs (BALVAY, 2000). La production bactérienne est ainsi plus de 2 fois inférieure à celle mesurée en 1996 dans le lac du Bourget alors qu'il était considéré comme méso-eutrophe (GAYTE et al., 1998). Elle est aussi 5 fois inférieure à celle du lac d'Annecy en 1998 considéré comme oligo- mésotrophe (GERDEAUX *et al*, 1999). Ces valeurs permettent de conclure provisoirement à une efficacité encore médiocre des transferts de carbone à travers la boucle microbienne.

BIBLIOGRAPHIE

BALVAY, G. (2001) : Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000.

DUFOUR, P et COLON, M. (1991) : Le bactérioplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1990, 83-89.

FUHRMAN, J.A. et AZAM, F. (1982) : Thymidine incorporation as a measure of heterotrophic bacterioplankton production in marine surface waters : evaluation and field results. Mar.Biol., 66, 109-120.

GAYTE, X., VINCON-LEITE, B., FONTVIEILLE, D., TASSIN, B., BLANC, P. PELLETIER, J.P. et BALVAY, G. (1998) : Evolution des apports de nutriments et de l'état trophique du lac du Bourget. Rapport au District Urbain de la Cluse de Chambéry (DUCC) et à l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, 310p.

GERDEAUX, D., VERNEAUX, V., VIBOUD, S., FONTVIEILLE, D., ANGELI, N., ROSSO-DARMET, A. et LAFONT, M. (1999) : Le fonctionnement trophique du lac d'Annecy. Rapport de fin de contrat, IXème Contrat Plan Etat-Région, Région Rhône-Alpes, 111p.

LEBOULANGER, C. (2001) : Dynamique de la production phytoplanctonique et de la biomasse dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000.

PORTER, K.G. et FEIG, Y.S. (1980) : Use of DAPI for identifying and counting aquatic microflore. Limnol.Oceanogr., 25, 943-948.

REVACLIER, R. et DRUART, JC. (2000) : Evolution du phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1999, 67-78.

RODRIGUEZ, G.G., PHIPPS, D., ISHIGURO, K.R. et RIDGWAY, H.F. (1992) : Use of a fluorescent redox probe for direct visualization of actively respiring bacteria. Appl.Environ.Microbiol., 58(6), 1801-1808.

SERVAIS, P., BILLEN, G. et HASCOET, M.C. (1987) : Determination of the biodegradable fraction of dissolved organic matter in waters. Wat.Res. 21(4), 445-450.

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, **2001**, 137-143.

RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES ET DES GARDONS DU LÉMAN, EN MILIEU PÉLAGIQUE

Campagne 2000

PAR

Daniel GERDEAUX

Avec la collaboration technique de **Valérie HAMELET**

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

RÉSUMÉ

Le régime alimentaire des corégones et gardons adultes pélagiques a été étudié mensuellement à partir des poissons capturés dans les filets dérivants de la pêche professionnelle. Les corégones mesurent entre 32 et 52 cm de longueur totale pour une moyenne de 43.6 cm et la taille des gardons se situe entre 28 et 38 cm pour une moyenne de 31.7 cm. Les proies de ces poissons sont pour l'essentiel des Cladocères : daphnies, Bythotrephes et Leptodora. Les daphnies constituent une part plus importante du régime alimentaire des gardons. Leptodora est une proie estivale. Alors qu'en fin 1999, les corégones s'étaient nourris de nymphes de chironomes, c'est seulement en début d'année 2000 que cette proie est consommée. Le reste de l'année, les corégones se nourrissent exclusivement de Cladocères qui constituent une ressource suffisante. Les gardons ont consommé aussi des nymphes de chironomes en début d'année puis, comme les corégones, exclusivement du zooplancton. Les ressources nutritives zooplanctoniques ont donc été assez importantes dès le mois de mars 2000 pour subvenir aux besoins alimentaires des poissons pélagiques au lac Léman.

1. INTRODUCTION

La charge en phosphore diminue régulièrement dans le Léman suite à la forte réduction des apports, obtenue grâce aux efforts engagés. Quand la production phytoplanctonique et zooplanctonique était très importante au moment du maximum de l'eutrophisation, les poissons, qui sont au sommet du réseau trophique, n'avaient *a priori* que peu d'impact sur le fonctionnement du système. Actuellement, l'état trophique du système, l'efficacité du pacage lacustre et de la gestion piscicole conduisent à tenir compte du fait que le compartiment pisciaire peut jouer un rôle dans le fonctionnement du lac et sa dynamique planctonique. Cette hypothèse est vraisemblable, comme l'a démontré le rapport de CRETENOY et al. (1996).

Corégones, perches et gardons sont les populations dominantes qui consomment du zooplancton soit toute leur vie, soit une grande partie de leur vie (PONTON, 1986). Ces dernières années, la population de corégones, soutenue par l'alevinage, est en forte expansion alors que la perche fluctue beaucoup et que le gardon diminue non seulement dans la pêche (figure 1), mais également dans le milieu.

En contrôlant les organismes de grande taille comme les daphnies, les *Leptodora* et les *Bythotrephes*, les poissons favorisent le développement d'un peuplement constitué d'organismes plus petits (KITCHELL et CARPENTER, 1993). La modification de la structure en taille des espèces zooplanctoniques a un impact qualitatif sur le phytoplancton.

La zone pélagique héberge principalement les corégones et les gardons. Ces dernières années, la pêche des corégones constitue la majeure partie du tonnage total de la pêche en France. Cette espèce est planctonophage pendant toute sa vie. Depuis 1999, une étude du régime alimentaire des corégones et des gardons a été entreprise dans le but de mieux comprendre la dynamique du compartiment pélagique du Léman. Le coût a été limité en utilisant les poissons capturés par la pêche professionnelle.

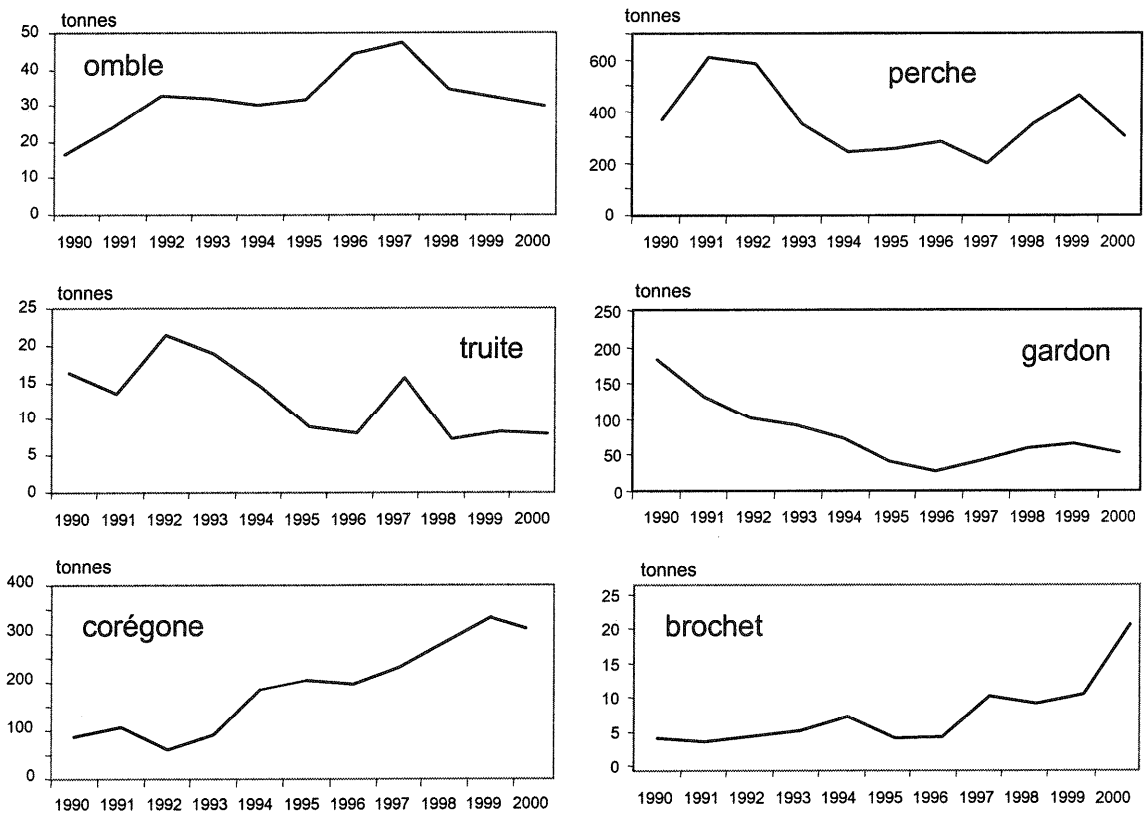


Figure 1 : Evolution de 1990 à 2000 des tonnages de la pêche professionnelle au Léman pour les principales espèces exploitées

2. MÉTHODOLOGIE

Les filets dérivants des pêcheurs étant relevés très tôt en fin de nuit, il est possible d'utiliser leurs captures pour étudier le régime alimentaire des poissons pris par ces filets (PONTON, 1986). La maille des filets est au moins égale à 48 mm de côté. Les études sur le corégone ont montré que la variabilité interindividuelle est faible et qu'un échantillon de 10 poissons peut être considéré comme représentatif (PONTON, 1986, MOOKERJI et al., 1998). Chaque mois durant la période de pêche (décembre-octobre), un échantillon d'estomacs est récolté parmi les poissons capturés par un pêcheur professionnel qui utilise 8 filets de 120 m de long chacun. De janvier à octobre, les poissons sont capturés en zone pélagique au large de Lugrin (France). En décembre, ils sont pris dans les filets tendus plus près du littoral à proximité des zones de reproduction. Dans la mesure du possible, un nombre suffisant est récolté pour avoir 10 estomacs examinables. Les estomacs prélevés sont conservés dans une solution de formol. Le contenu stomacal est extrait au laboratoire et pesé puis placé dans une éprouvette remplie d'eau pour que le volume du mélange soit de 50 ml. Après agitation, un volume est prélevé pour le comptage. Ce volume est ajusté de façon à permettre le dénombrement d'au moins 100 individus d'une catégorie de proies. Le comptage est fait sous une loupe binoculaire dans une cuvette de Dolfuss. Les principales catégories de proies identifiées sont : Copépodes (Cyclopoïdes et Calanoïdes), Cladocères (Bosmines, daphnies, *Leptodora*, *Bythotrephes*), Chironomes (larves et nymphes). En février 2000, de petits mollusques bivalves du genre *Pisidium* ont été observés dans les estomacs des gardons pêchés en zone pélagique proche du littoral.

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

- **Taille des poissons examinés**

La taille moyenne des 132 corégones étudiés est de 43.6 cm de longueur totale (figure 2). Le plus petit poisson mesurait 33.5 cm, le plus gros 52 cm. La plupart des poissons mesuraient de 37 à 45 cm, c'est-à-dire que tous les sujets examinés sont des adultes en 3^{e} et 4^{e} année de vie.

La taille moyenne des 120 gardons prélevés est de 31.7 cm. Le plus petit poisson mesurait 22 cm, le plus gros 38 cm. La plupart des poissons mesuraient de 30 à 33 cm. Ce sont tous des poissons âgés de plus de 6 ans.

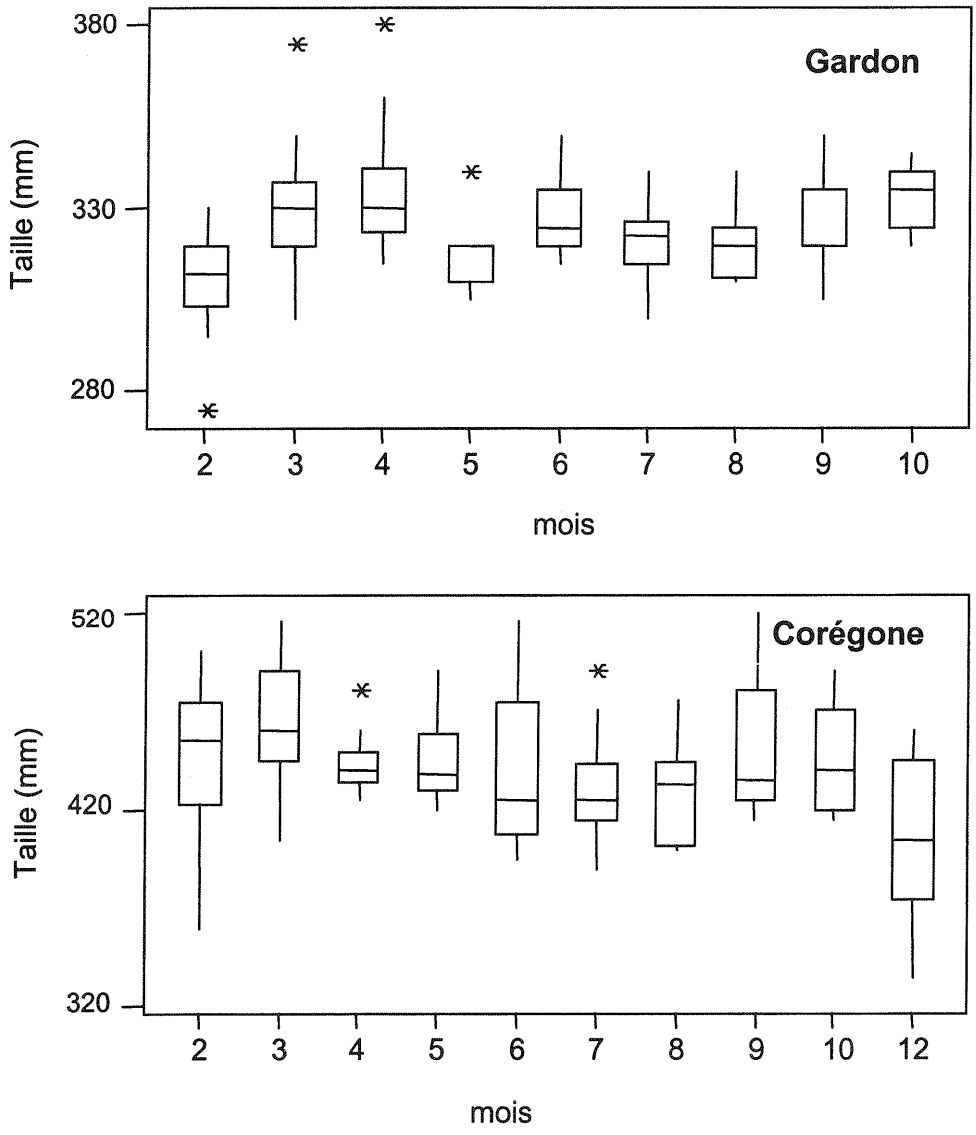


Figure 2 : Répartition des tailles des poissons dont l'estomac a été analysé en 2000. Représentation en "boîte à moustaches" où la ligne au travers de la boîte est au niveau de la médiane, le bas de la boîte est le premier quartile (Q1) et le haut est le troisième quartile (Q3). Les moustaches sont les lignes qui s'étirent du haut et du bas de la boîte jusqu'aux valeurs adjacentes, à savoir la plus petite et la plus grande observation encore comprises dans la zone définie par la limite inférieure Q1 - 1,5 (Q3 - Q1) et par la limite supérieure Q1 + 1,5 (Q3 - Q1). Les valeurs extrêmes sont les points à l'extérieur des limites inférieure et supérieure, et sont tracées avec des astérisques (*)

- **Evolution mensuelle du taux de vacuité**

Durant l'hiver, les poissons sont moins actifs et il n'est pas rare de trouver des corégones et des gardons dont l'estomac est vide ou partiellement rempli (figure 3). En février, mars et avril, les gardons pêchés ont l'estomac vide. Ce type de résultat ne traduit en rien un manque de nourriture potentielle, mais seulement une faible activité biologique du gardon en eaux froides. Par contre, dès le mois d'avril, les gardons examinés ont des estomacs plus souvent mieux remplis qu'en 1999. Ce meilleur taux de remplissage s'observe également chez le corégone. Plus de 60 % des estomacs de corégone examinés tout au long de l'année 2000 sont considérés comme pleins, alors qu'en août et septembre 1999, plus de 60 % des estomacs étaient vides. En 2000, le taux élevé de remplissage indique que les ressources alimentaires ne manquaient pas.

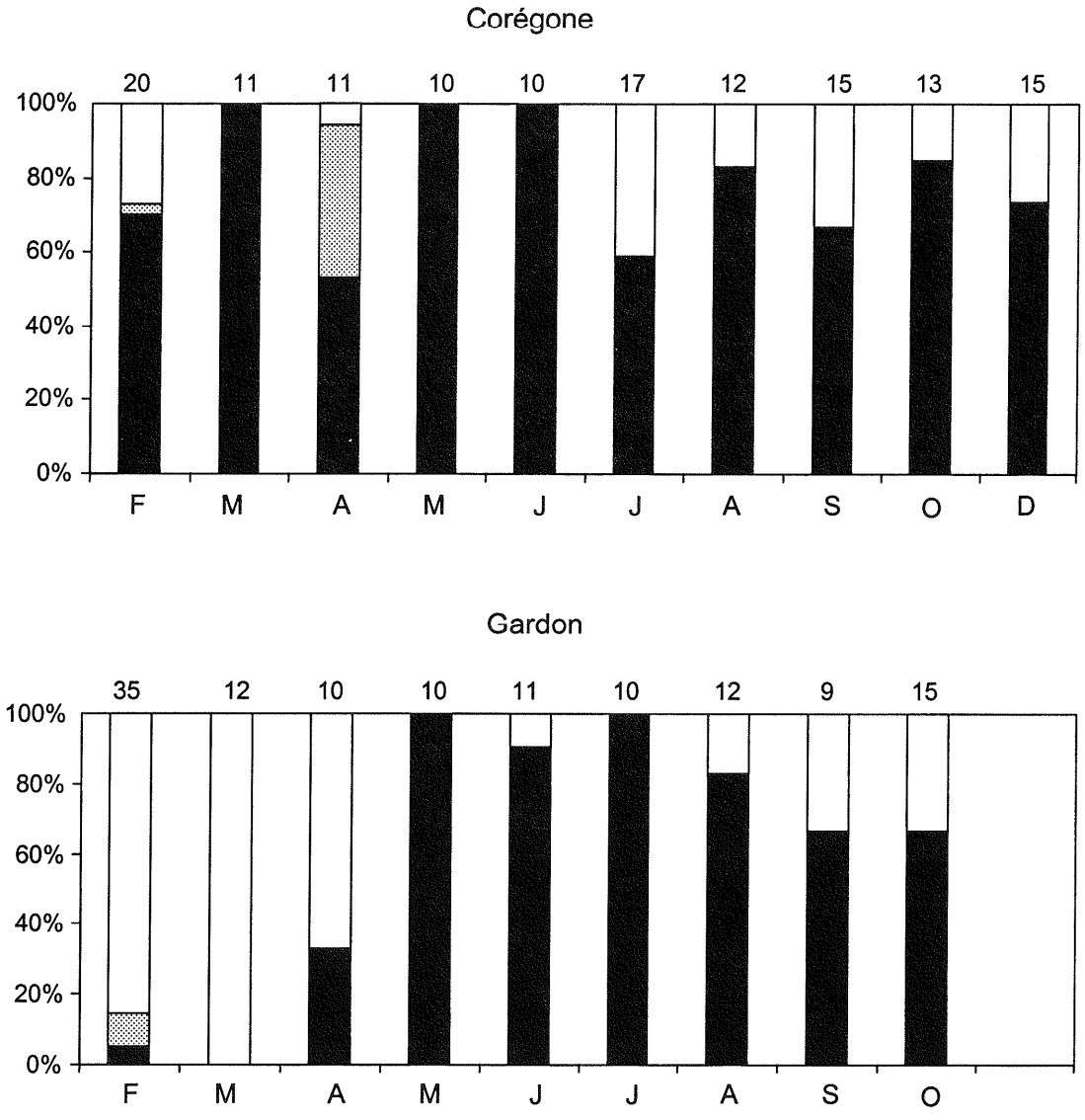


Figure 3 : Evolution mensuelle du taux de vacuité des estomacs analysés de gardon et de corégone en 2000 au Léman. En noir est représentée la classe des estomacs pleins, en blanc celle des estomacs vides et en grisé celle des estomacs partiellement remplis. Le chiffre porté au dessus de chaque barre représente le nombre d'estomacs prélevés

- **Composition du régime alimentaire**

Les résultats présentés de façon synthétique en pourcentages mensuels sont représentatifs de la variabilité saisonnière (figure 4). Une analyse de variance sur les pourcentages d'une proie montre que la variabilité interindividuelle est inférieure à la variabilité inter-mensuelle (exemple : analyse de variance sur le pourcentage de daphnies, $P < 0.0001$). Une analyse des moyennes des pourcentages de daphnies dans chaque estomac analysé de corégone regroupe les mois en 3 catégories : les mois de février, juillet et août où la présence de daphnies est la plus faible; les mois de mars, juin et septembre avec une proportion plus forte de daphnies; et les mois d'avril, mai, octobre et décembre où les daphnies sont majoritaires en volume dans les estomacs.

En début d'année 2000, on retrouve des nymphes de chironomes dans les contenus stomacaux des corégones et des gardons, comme cela avait été observé à partir de septembre 1999. Par la suite ce type de proie n'est plus consommé. Les proies rencontrées sont des daphnies, des genres *Bythotrephes* et *Leptodora*. Ces dernières sont observées de juin à la fin de l'année alors que les 2 autres proies sont présentes toute l'année. Les Cyclopoïdes sont une proie occasionnelle plus fréquente chez le gardon.

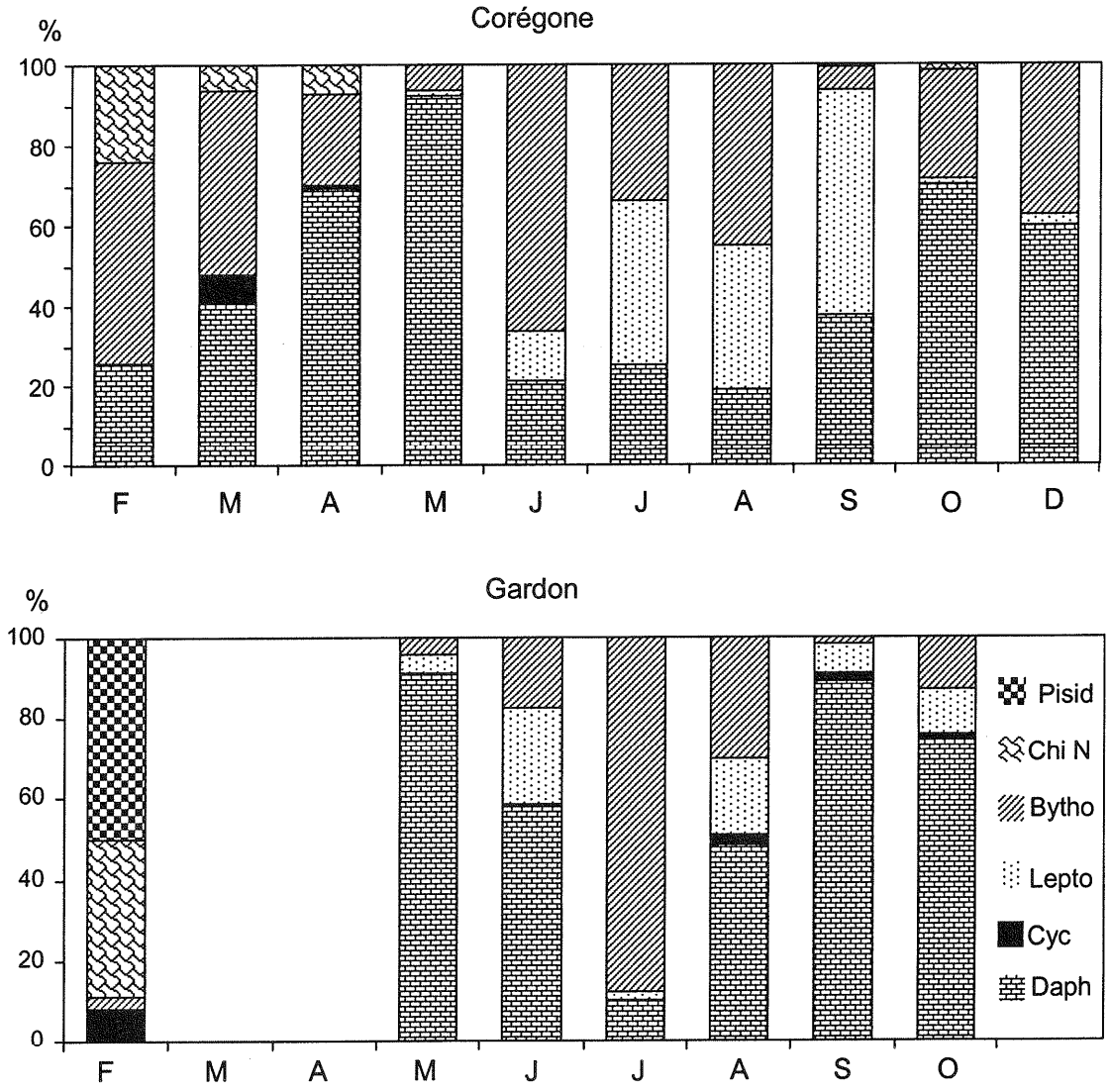


Figure 4 : Evolution mensuelle des pourcentages volumétriques des proies dans les estomacs de corégone et de gardon en 2000 au Léman

4. CONCLUSIONS

Nous reprendrons pour partie la conclusion de la campagne 1999 pour replacer les résultats de la campagne 2000 dans un contexte plus large.

Une étude sur l'alimentation des corégones et des gardons du Léman a été réalisée dans le cadre de la thèse de PONTON (1986), (PONTON et GERDEAUX, 1988). L'étude avait été faite suivant un protocole semblable de juillet 1984 à juillet 1985. De juillet 1984 à mars 1985, puis à partir de juin 1985, *Bythotrephes* et *Leptodora* représentent plus des trois-quarts du volume du bol alimentaire zooplanctonique des corégones. En avril et mai, lorsque ces deux proies étaient peu abondantes dans le milieu, elles étaient remplacées par *Daphnia* sp. Les Cyclopoïdes ainsi que les Bosmines représentaient toujours moins de 1 % du volume du zooplancton ingéré. En mars et avril 1985, des nymphes de Chironomides étaient présentes dans les estomacs. Pour les gardons, l'importance des daphnies était mise en évidence. Lorsque l'abondance de ce taxon diminuait dans le milieu, il était remplacé par des Copépodes, principalement des Cyclopoïdes, ainsi que par *Bythotrephes*.

En 1999, la part de *Leptodora* est moins grande qu'il y a 15 ans. La part des daphnies dans le régime du gardon est toujours plus importante que chez le corégone. La consommation des Cyclopoïdes par les gardons est plus forte, elle reste toujours très marginale chez les corégones. Les 2 grandes différences sont 1) la vacuité des estomacs en août et septembre 1999 alors qu'en 1984, les corégones avaient presque tous l'estomac plein et 2) la part des Chironomes dans l'alimentation en septembre et octobre 1999.

En 2000, la part des *Leptodora* est un peu plus forte qu'en 1999, mais moins importante que dans l'étude de 1984. *Bythotrephes* et daphnies représentent l'essentiel du bol alimentaire des 2 espèces. La part des daphnies est toujours plus grande dans les estomacs de gardon.

Le point commun aux résultats de 1999 et 2000 est la présence tout au long de l'année des daphnies dans les proies des corégones alors qu'elles n'étaient observées qu'en avril et mai 1985.

L'augmentation de la population de corégones depuis 10 ans (figure 1) a sans doute provoqué une augmentation de la pression de prédation de cette espèce sur les grandes espèces de Cladocères prédatrices que sont *Bythotrephes* et *Leptodora*. Les daphnies deviennent alors une proie alternative importante. Le réseau trophique pélagique a ainsi été modifié par l'inversion des proportions relatives des 2 populations de poissons pélagiques planctophages (figure 5). Le transfert de l'énergie vers le corégone est plus direct aujourd'hui puisque le niveau trophique intermédiaire que représente les grandes espèces de Cladocères prédatrices que sont *Bythotrephes* et *Leptodora* est moins important et que le transfert depuis les daphnies est plus important. L'écosystème lémanique fonctionne donc mieux aujourd'hui en termes de rendement énergétique entre la production zooplanctonique et la production piscicole. Cette production piscicole est elle-même mieux exploitée puisque le corégone a une bien meilleure valeur commerciale que le gardon.

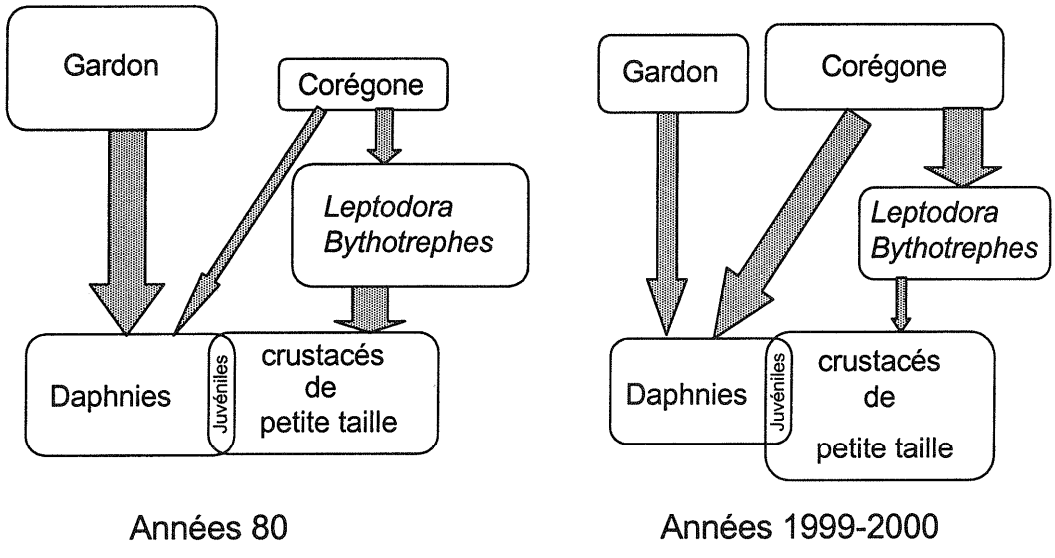


Figure 5 : Modifications des relations trophiques entre le niveau trophique des 2 principaux poissons pélagiques planctophages au Léman, gardon et corégone, et le zooplancton entre les années 1980 quand la population de gardon était importante et celle de corégone faible et les années récentes où l'importance relative des 2 populations est inversée. La taille des flèches figure l'intensité des relations de prédation et celle des compartiments, l'abondance des effectifs

BIBLIOGRAPHIE

CRETENOY, L., GERDEAUX, D., ANGELI, N. et CARANHAC, F. (1996) : Eléments pour la prise en compte des populations piscicoles dans le fonctionnement trophique du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 173-185.

GERDEAUX, D. et HAMELET, V. (2000) : Régime alimentaire des corégones et des gardons du Léman, en milieu pélagique. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1999, 135-140.

HYSLOP, E.J. (1980) : Stomac content analysis - a review of methods and their application. J.Fish.Biol., 17, 411-429.

KITCHELL, J.F. et CARPENTER, S.R. (1993) : Cascading trophic interactions. In : The trophic cascade in lakes ed., Cambridge studies in ecology. Cambridge University Press, 1-14.

LUECKE, C., VANNI, M.J., MAGNUSSON, J.J., KITCHELL, J.K. et JACOBSON, P.T. (1990) : Seasonal regulation of *Daphnia* populations by planktivorous fish: Implications for the spring clear-water phase. Limnol. Oceanogr., 35, 1718-1733.

MOOKERJI, N., HELLER, C., MENG, H.J., BURGI, H.R. et MULLER, R. (1998) : Diel and seasonal patterns of food intake and prey selection by *Coregonus* sp. in re-oligotrophicated Lake Lucerne, Switzerland. J. of Fish Biol., 52 (3), 443-457.

PONTON, D. (1986) : Croissance et alimentation de deux poissons planctonophages du lac Léman : le corégone (*Coregonus* sp.) et le gardon (*Rutilus rutilus*). Thèse Université Lyon I, 156 pages + annexes.

PONTON, D. et GERDEAUX, D. (1988) : Quelques aspects de l'alimentation de deux poissons planctonophages du lac Léman : le corégone (*Coregonus schinzii palea* Cuv. et Val.) et le gardon (*Rutilus rutilus*). Bull. fr. pêche piscic., 308, 11-23.

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

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, **2001**, 145-159.

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

Campagne 2000

PAR

Claude CORVI, Sophal KHIM-HEANG et Pierre ZIMMERLI

SERVICE DE PROTECTION DE LA CONSOMMATION, CP 166, CH - 1211 GENÈVE 4

RÉSUMÉ

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

L'amélioration observée ces dernières années pour la contamination mercurielle se confirme.

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

L'intérêt du suivi de la contamination métallique des moules s'affirme et les résultats des études antérieures sont comparés à ceux de cette campagne :

- *les teneurs en nickel sont en diminution sur l'ensemble des sites,*
- *les teneurs de cadmium et de chrome confirment, en général, l'amélioration observée lors des campagnes précédentes,*
- *les valeurs du plomb sont globalement plus faibles que lors des campagnes précédentes,*
- *les composés organostanniques présentent à nouveau une concentration relativement élevée au Bouveret.*

Dans le cas des poissons, les concentrations en mercure et PCB sont parfaitement acceptables en regard de la législation suisse ou européen sur les denrées alimentaires.

1. INTRODUCTION

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

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

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

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

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

2. ÉCHANTILLONNAGE

Les perches (*Perca fluviatilis*) ont été pêchées en septembre 2000 dans la région de Thonon-les-Bains. Les analyses portent sur 19 mâles et 28 femelles de 1 à 2 ans.

Les 10 ombles chevaliers (*Salvelinus alpinus*) analysés ont été pêchés en décembre 2000 le long de la rive française du lac. Il s'agit de mâles matures âgés de 3 ans.

De même, 30 lottes (*Lota lota*) de la même zone capturées en février ou mars 2000 ont été soumises à examen. L'effectif est composé de 24 individus femelles et 6 mâles, pour la plupart matures et âgés de 2 ans et plus.

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

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

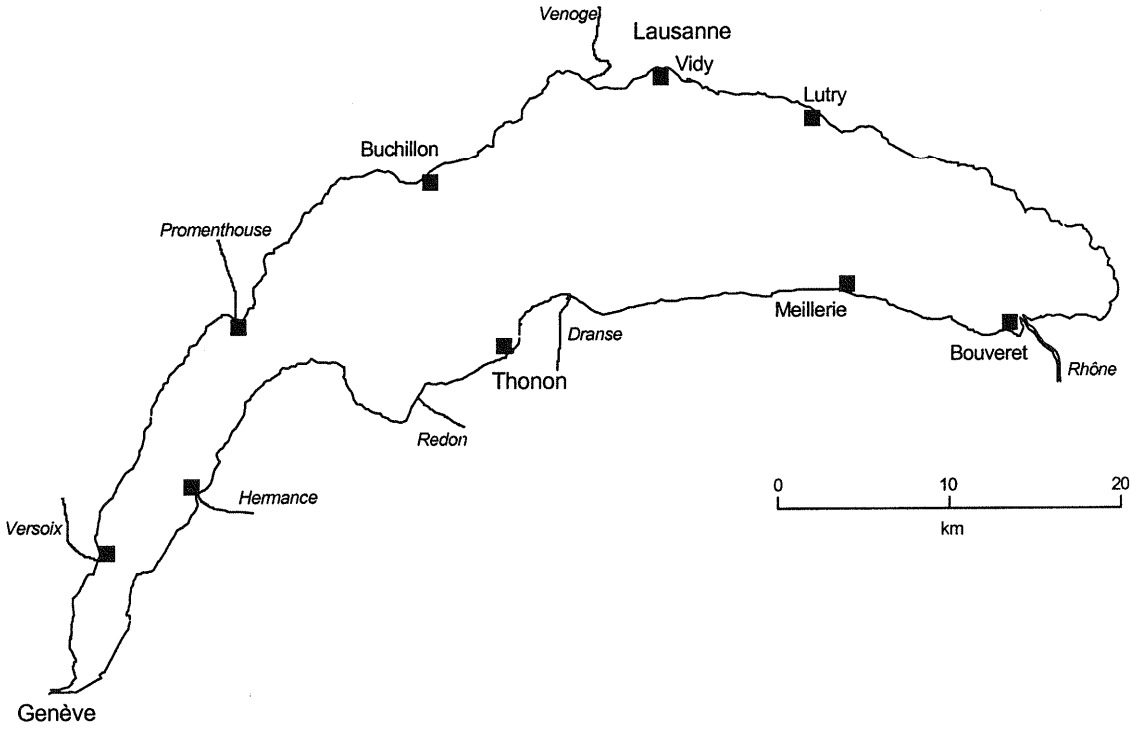


Figure 1 : Situation des points de prélèvements pour les moules

3. MÉTHODOLOGIE

3.1 Poissons

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

L'âge des individus est déterminé par scalimétrie.

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

3.2 Moules

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

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

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

3.3 Analyses chimiques

Après minéralisation du poisson par un mélange acide-oxydant (acide sulfurique - permanganate de potassium), les teneurs en mercure sont déterminées par absorption atomique sans flamme selon le principe de la méthode décrite dans le Manuel suisse des denrées alimentaires (1994). Les autres métaux sont mesurés par absorption atomique-four graphite sur un minéralisat obtenu par digestion de l'échantillon en milieu acide nitrique concentré à chaud et selon la méthode des ajouts dosés.

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

La méthode d'analyse du di- (DBT), du tributylétain (TBT) et du triphénylétain (TPT) dans le tissu des moules zébrées a été décrite par ailleurs (BECKER VAN SLOOTEN et TARRADELLAS, 1994). La méthode comporte les étapes suivantes : broyage du tissu, extraction avec un mélange de solvants organiques (éther/hexane 3:2), dérivation avec du chlorure de méthyl-magnésium, purification sur colonne (silicagel et florisil) et quantification sur un chromatographe en phase gazeuse, équipé d'un détecteur photométrique de flamme. Les résultats sont exprimés en µg/g de poids sec (PS), et ne sont pas corrigés par le taux de récupération de la méthode.

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

3.4 Contrôles

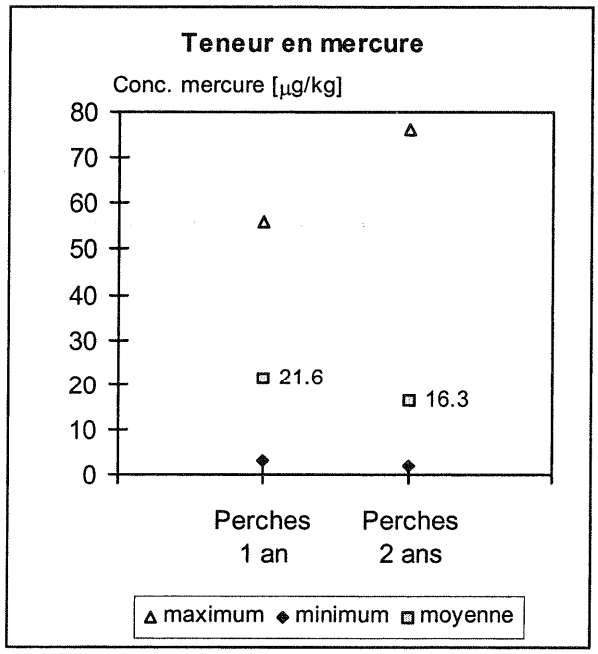
La qualité des résultats est assurée par la participation du laboratoire ayant effectué les analyses (Service de protection de la consommation) à toutes les analyses d'intercalibration organisées par la CIPEL ou, pour les PCB, à des programmes de certification du bureau européen "Mesures et Essais" (BCR).

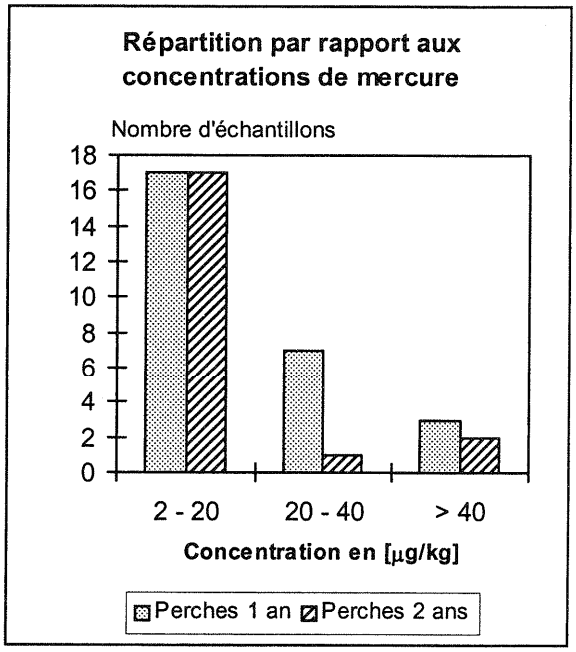
4. RÉSULTATS

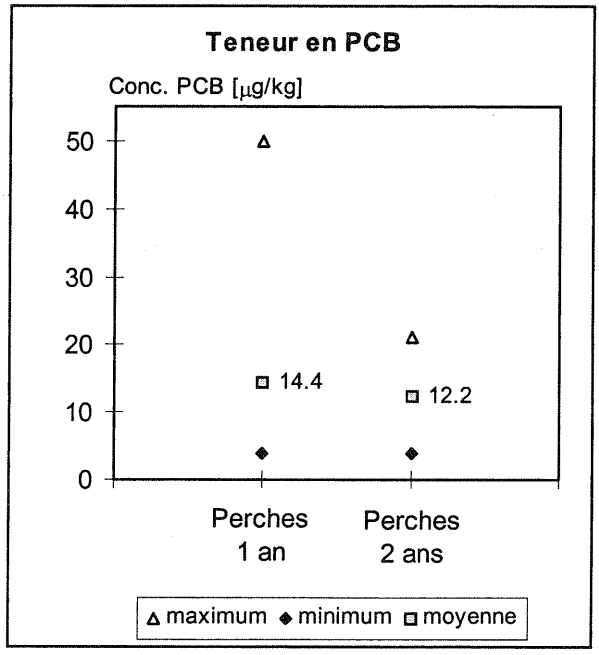
4.1 Poissons

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

La teneur moyenne, le maximum et le minimum observés pour chaque classe d'âge et chaque espèce sont présentés dans les figures 2 à 4.







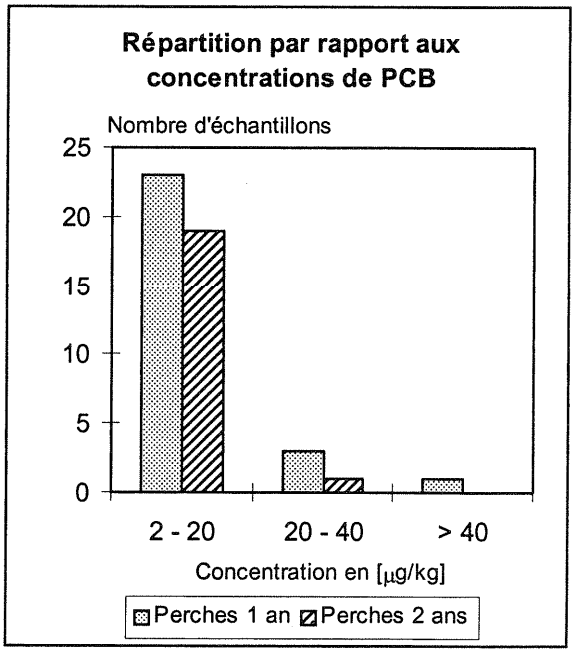
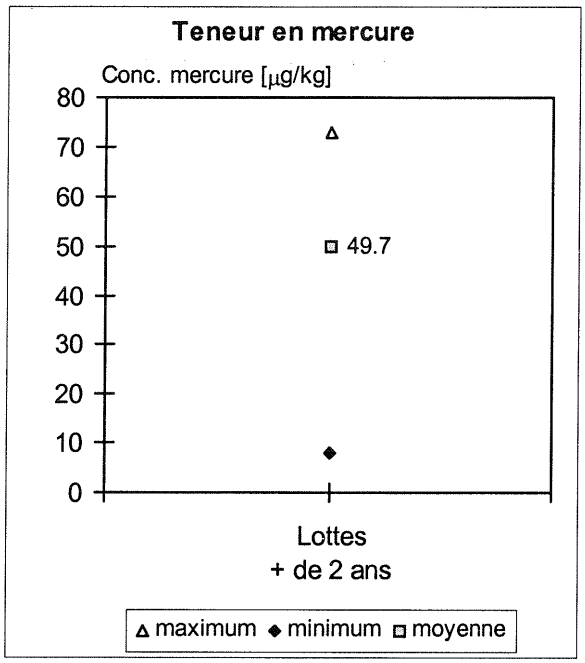
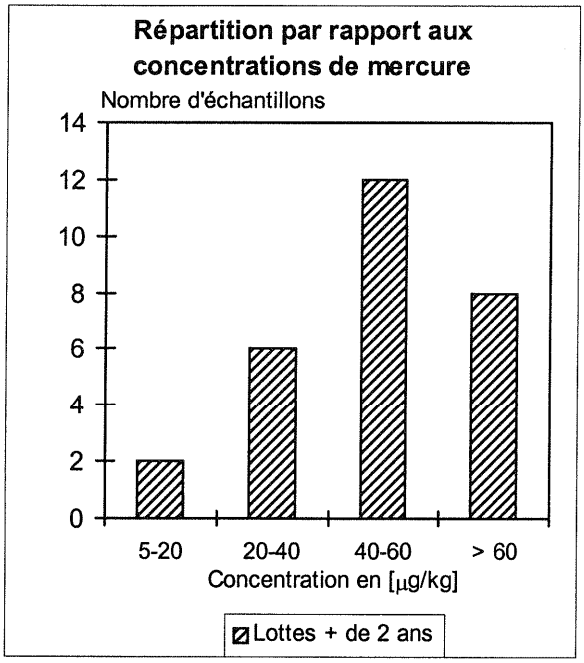
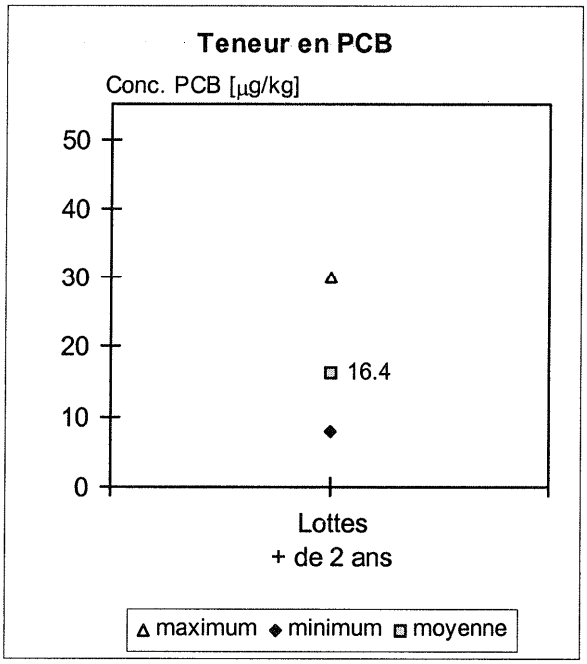


Figure 2 : Les perches (résultats exprimés en µg/kg de matière fraîche)







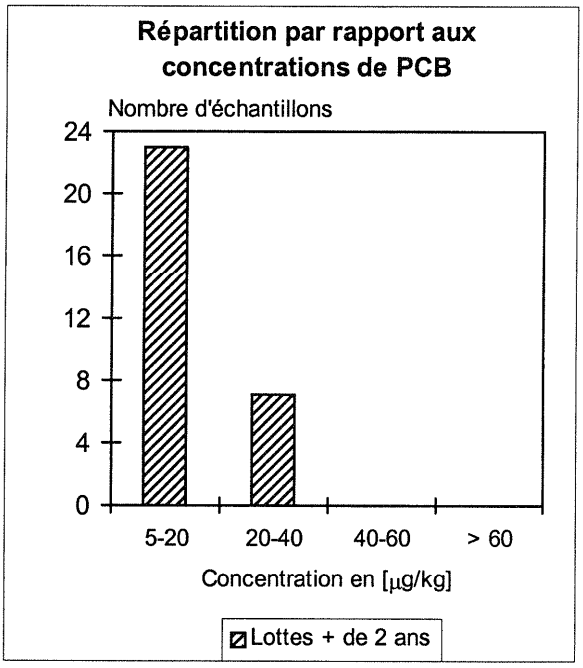
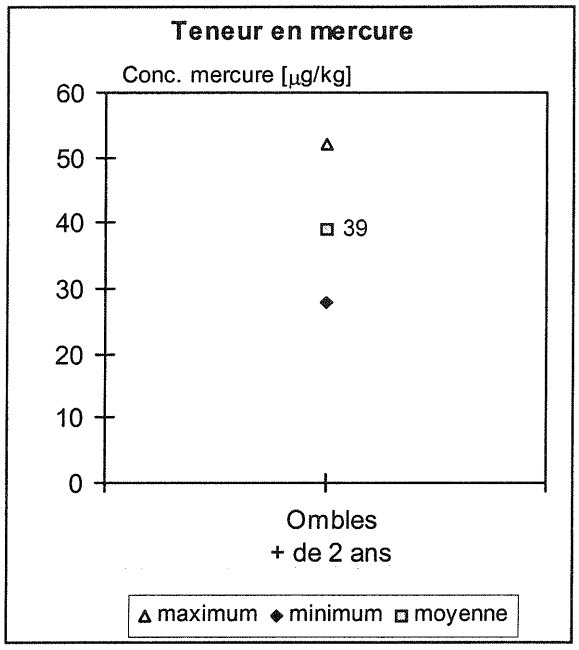
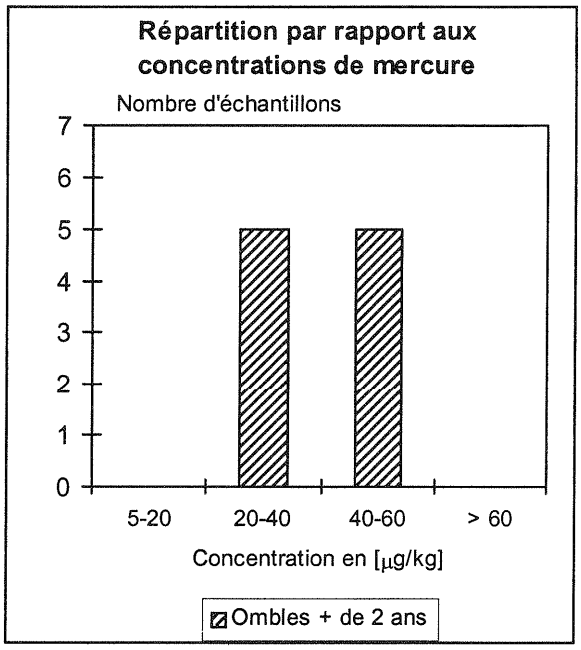
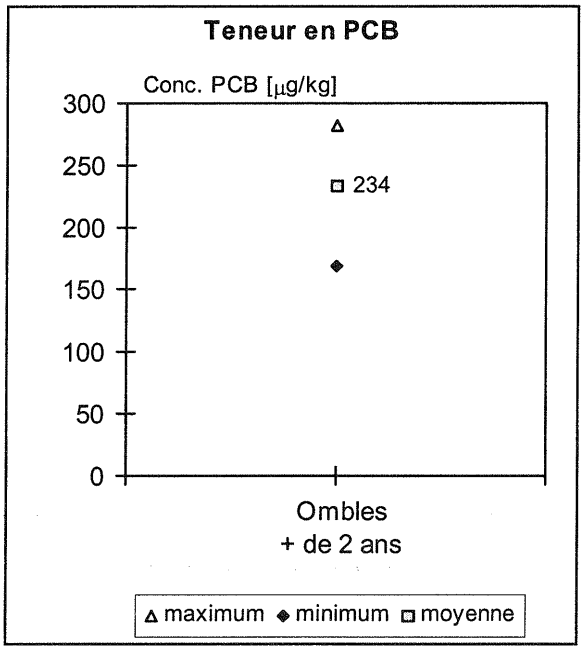


Figure 3 : Les lottes (résultats exprimés en µg/kg de matière fraîche)







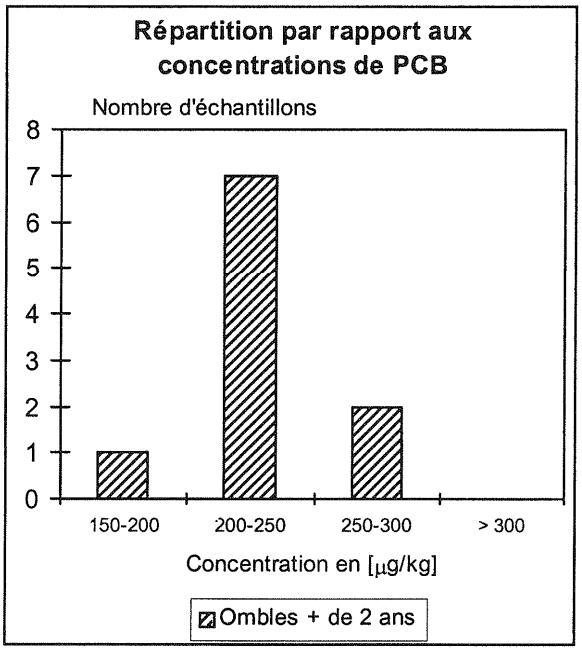


Figure 4 : Les ombles chevaliers (résultats exprimés en µg/kg de matière fraîche)

- ***Paramètres biologiques***

Les paramètres biologiques sont regroupés dans le tableau 1.

Tableau 1 - Paramètres biologiques des poissons analysés

Espèce		Poids (g)	Taille (mm)
Perches (n = 47)	moyenne	69	179
	médiane	68	179
Lottes (n = 30)	moyenne	228	300
	médiane	228	300
Ombles (n = 10)	moyenne	- - -	377
	médiane	- - -	373

Les ombles de 3 ans analysés sont nettement plus grands que ceux examinés en 1997, respectivement 377 mm et 289 mm.

En revanche, pour les lottes nous n'observons pas de différence significative de poids et de tailles moyennes entre les individus pêchés en 1993, 1997 et 2000.

- ***Mercure***

La valeur moyenne calculée pour les ombles de 3 ans est de 39 µg/kg (46 µg/kg en 1997).

Les valeurs moyennes maximales et minimales observées pour les lottes analysées en 2000 sont également plus faibles que celles de 1994 et 1997.

La diminution de la teneur en mercure de la chair des poissons depuis le début des années 1970 est illustrée par l'évolution des concentrations moyennes des lottes (figure 5). Les concentrations mercurielles sont bien inférieures aux concentrations maximales fixées par la législation (valeur limite fixée à 500 µg/kg).

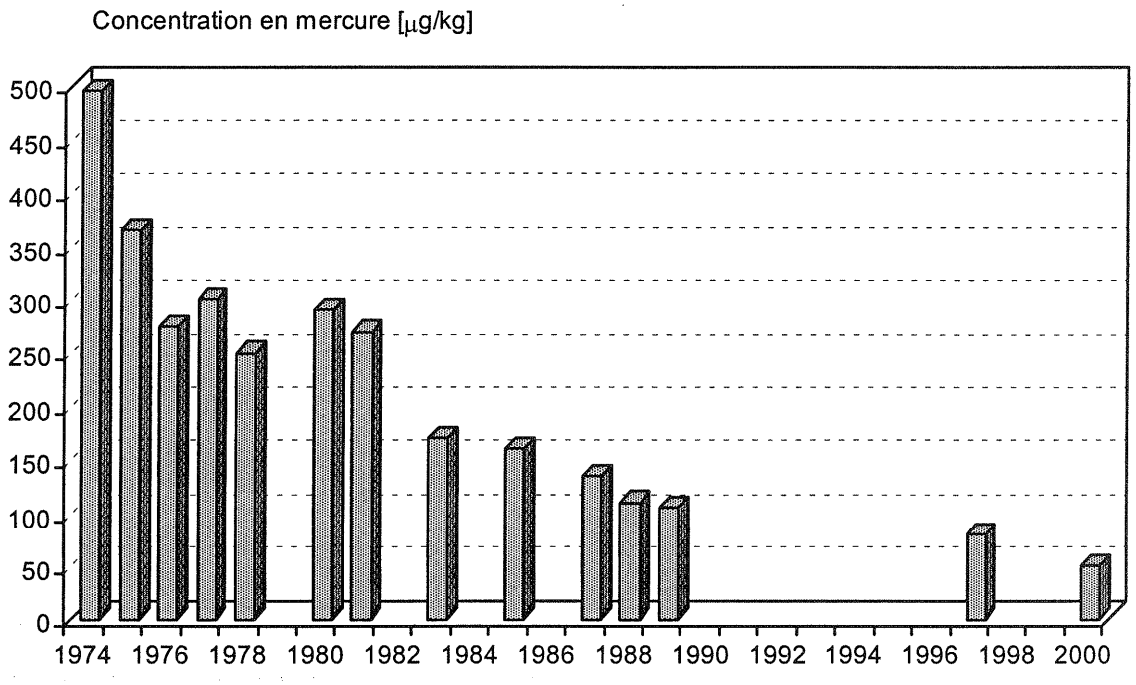
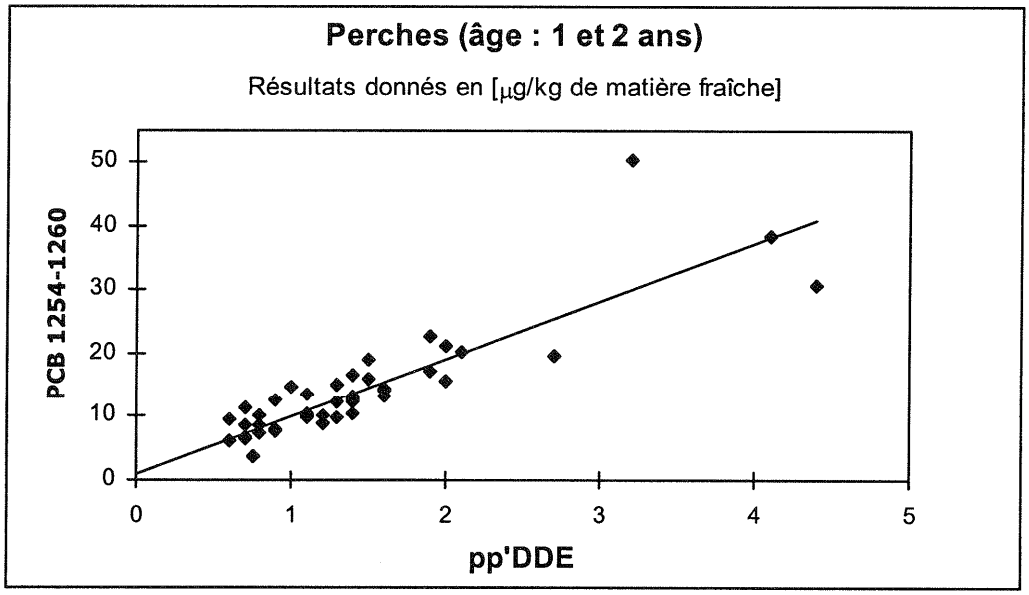
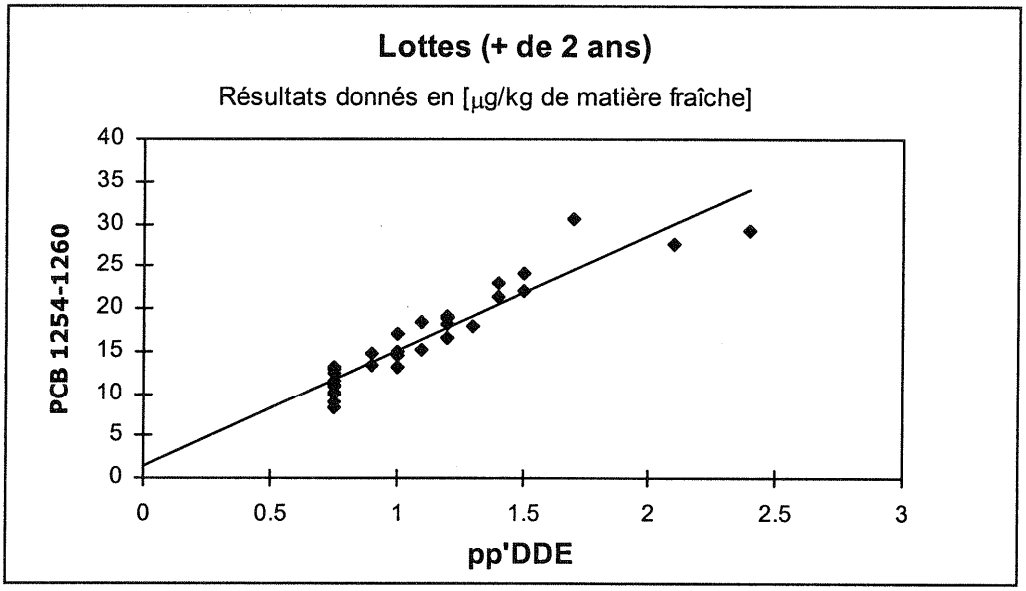


Figure 5 : Evolution de la concentration en mercure dans les lottes (résultats exprimés en µg/kg de matière fraîche)





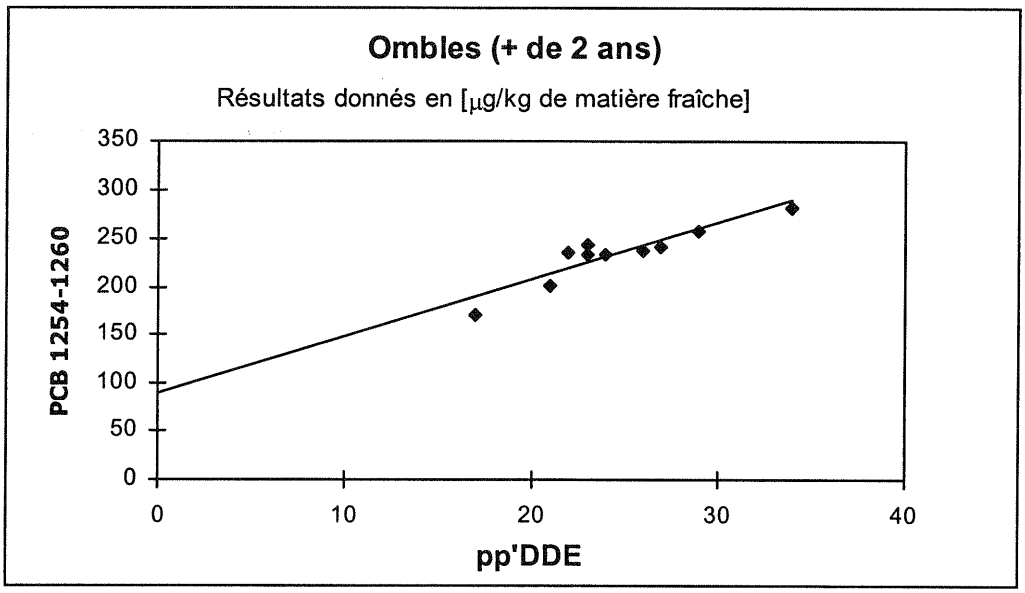


Figure 6 : Corrélation entre les PCB et pp'DDE

- ***Organochlorés***

Pour les polychlorobiphényles, les observations antérieures (CORVI et al., 1988, 1995 et 1997) sont confirmées :

- l'empreinte chromatographique d'un extrait de poisson montre la présence de contaminants du type PCB 1254 et PCB 1260,
- qualitativement, dans la plupart des extraits, certains congénères sont prédominants. Il s'agit des congénères 138 et 153 selon la nomenclature normalisée, c'est-à-dire des composés lourds du type hexachlorobiphényles, et dans une moindre mesure, des congénères 101, 149, et 180.
- les ombles chevaliers (234 µg/kg) sont nettement plus contaminés que les lottes (17 µg/kg) et les perches (13 µg/kg).

La teneur moyenne des ombles de 3 ans est de 234 µg/kg alors qu'elle atteignait 177 µg/kg en 1997, 290 µg/kg en 1994 et 319 µg/kg en 1993.

En 1997, nous avions émis l'hypothèse que la relative faible teneur en PCB des ombles ne résultait pas d'une diminution de la contamination, mais qu'elle devait être en relation avec le faible poids des poissons analysés. Cette hypothèse est confirmée par les résultats de cette campagne.

Une bonne corrélation entre les concentrations de PCB et de DDE est observée dans les espèces de poissons analysées (figure 6): Les concentrations en PCB sont très largement inférieures à la tolérance législative fixée à 1'000 µg/kg.

4.2 Moules

- ***Métaux lourds***

Les figures 7A à 7B illustrent les résultats obtenus pour les différents métaux analysés. Afin de pouvoir comparer l'évolution des teneurs, les résultats des campagnes précédentes sont intégrés dans ces graphiques.

Les teneurs en zinc des dreissènes varient de 110 à 564 µg/g de matière sèche. Les teneurs relevées aux stations de Buchillon, Lutry, Hermance et Thonon apparaissent anormalement élevées et sont à considérer avec prudence, des contaminations accidentelles lors des prélèvements étant fréquentes avec ce métal très répandu. Ce paramètre fera l'objet d'une surveillance accrue lors des prochaines campagnes.

Les teneurs en cuivre sont relativement homogènes sur l'ensemble des sites (de 15 à 20 µg/g). Les concentrations mesurées sont en nette régression sur tous les sites à l'exception de ceux de Buchillon et de Thonon. Elles sont, zinc mis à part, plus élevées que pour les autres métaux. Nous retrouvons dans ce sens la situation observée dans l'eau.

Les valeurs du nickel sont en diminution sur l'ensemble des sites.

Les teneurs du cadmium et le chrome confirment, en général, l'amélioration observée lors des campagnes précédentes.

Les valeurs du plomb sont globalement plus faibles que lors des campagnes précédentes.

- ***Les organo-étains***

Parmi les 11 échantillons analysés, seules les moules du Bouveret contiennent des organo-étains dans des concentrations supérieures à celles mesurées lors des précédentes campagnes.

Dans la majorité des sites, les concentrations en tributylétain sont relativement faibles et ont baissé par rapport à la campagne de 1995. A Hermance, la valeur obtenue en 2000 est 3 fois plus élevée que celle obtenue en 1995, mais n'atteint pas des concentrations préoccupantes.

Cependant, une valeur inquiétante est mesurée au Bouveret, qui confirme la concentration élevée en TBT détectée lors de la campagne de 1997 (5.16 µg/g). Il est difficile de savoir si cette contamination provient d'un usage illicite d'antifoulings à base d'organoétains, interdits en Suisse depuis 1990, ou d'une autre source inconnue.

En effet, le tributylétain est utilisé comme fongicide dans des systèmes de refroidissement, des peintures, des produits pour le traitement de divers matériaux, etc. (MAGUIRE, 2000, FENT, 1996). Le site d'échantillonnage au Bouveret se situe au lieu-dit "La Bretagne", près de l'embouchure du Rhône, mais à l'ouest de la digue et du site d'amarrage et de transbordement des bateaux transportant le gravier.

Il serait certainement intéressant de situer la source de contamination en analysant le tributylétain dans des moules ou dans l'eau provenant de sites proches de celui choisi en incluant le Rhône.

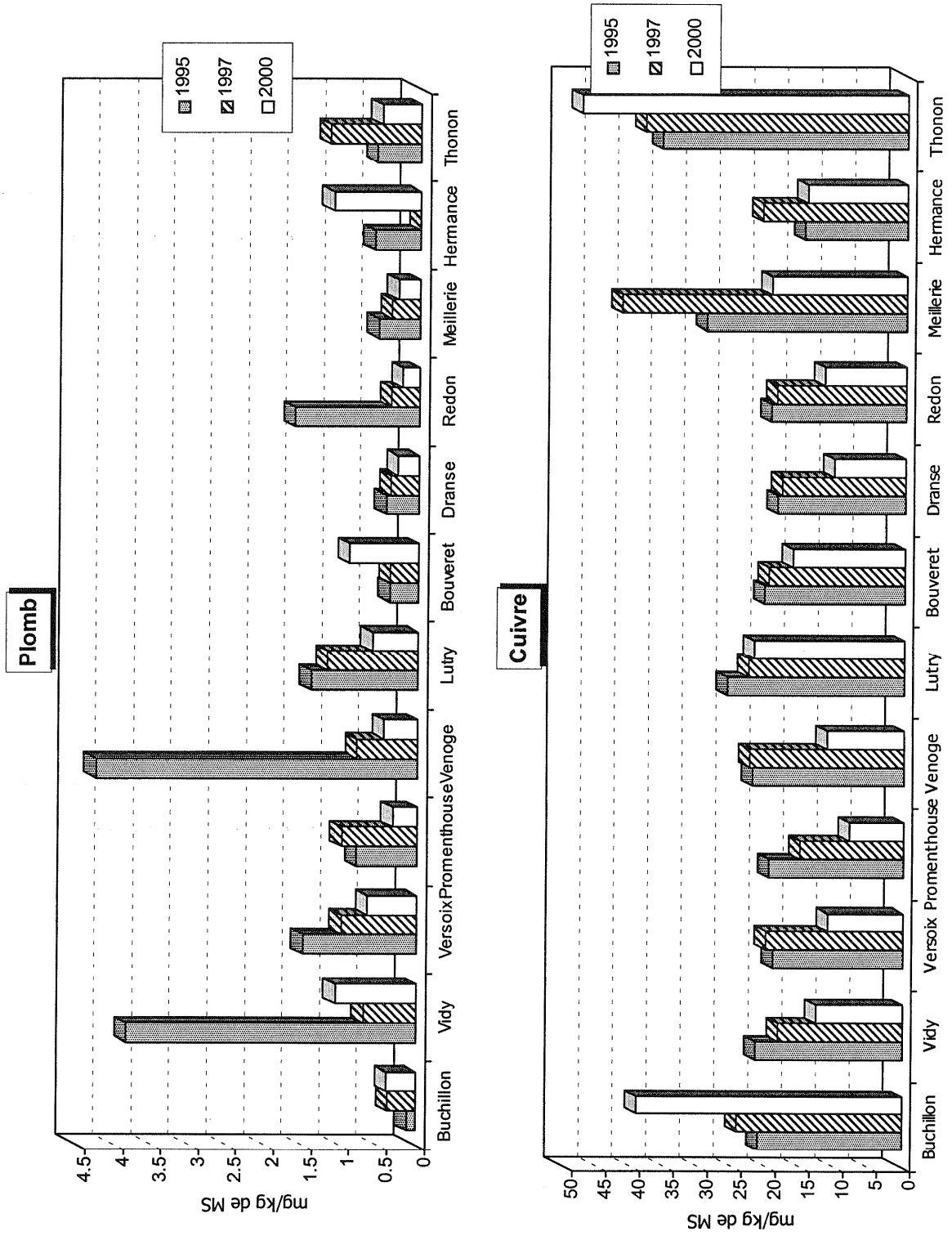


Figure 7A : Teneurs métalliques des moules pour les différents sites étudiés

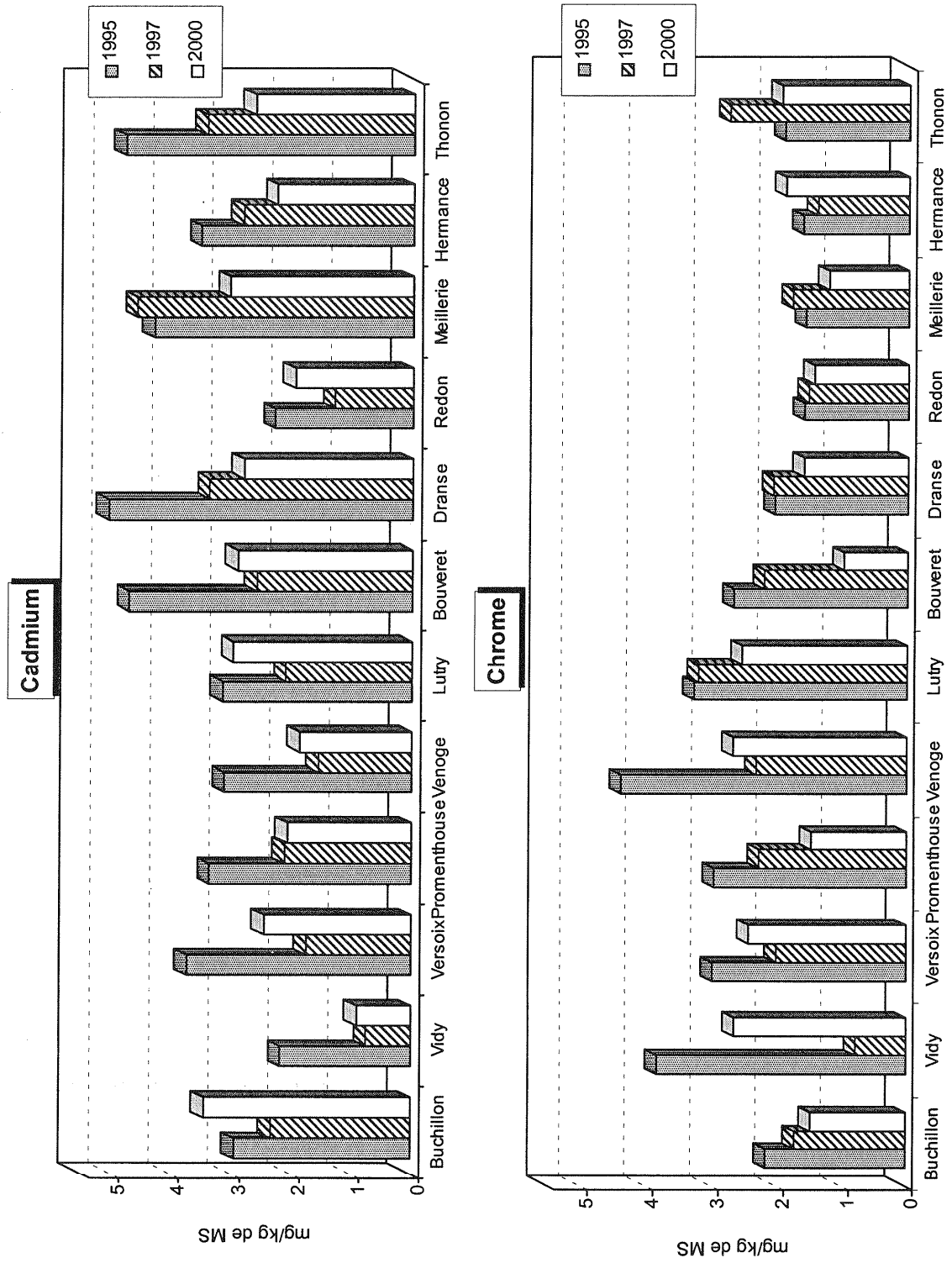


Figure 7B : Teneurs métalliques des moules pour les différents sites étudiés

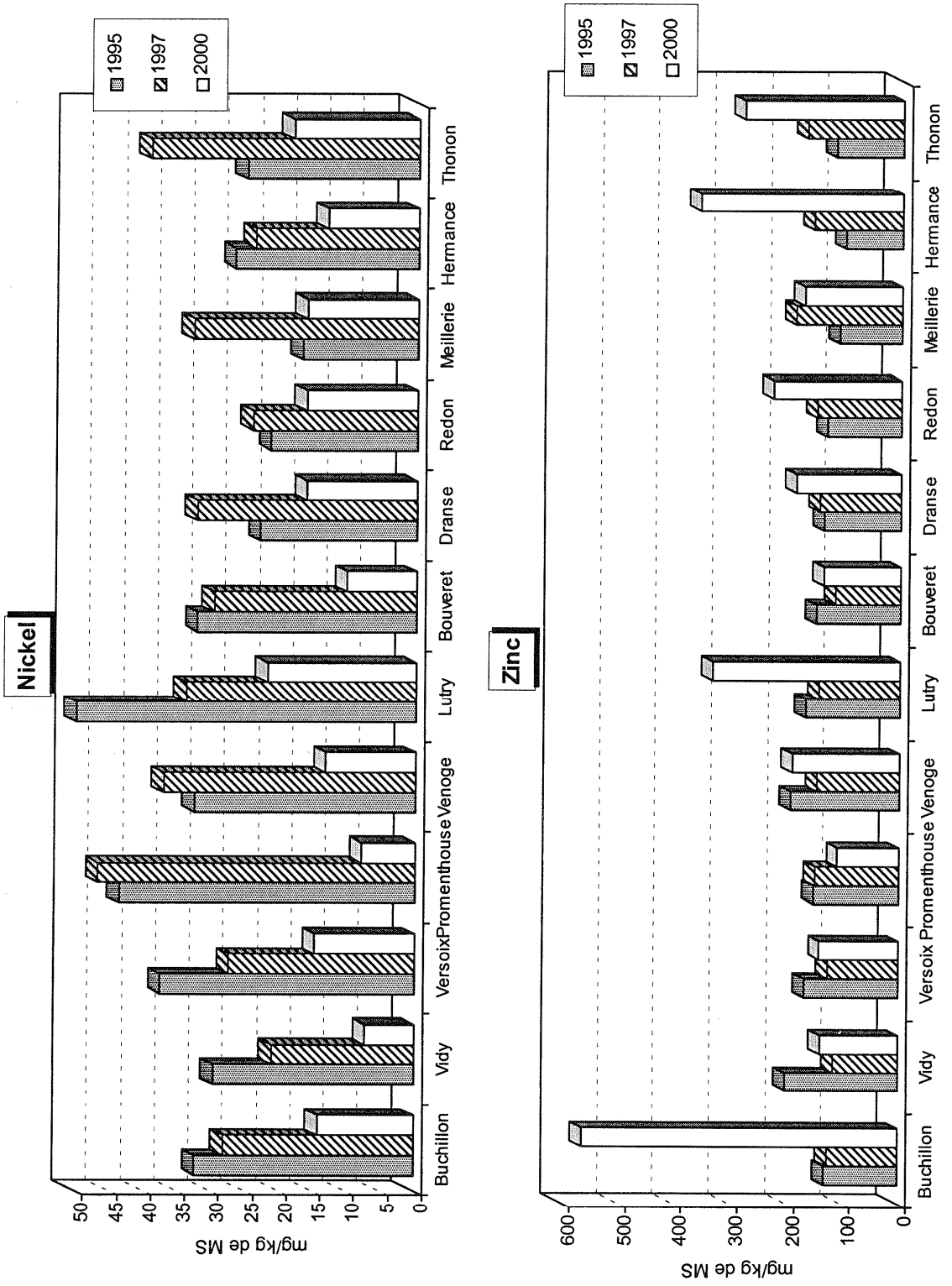


Figure 7C : Teneurs métalliques des moules pour les différents sites étudiés

Les concentrations en dibutylétain (produit de dégradation du TBT) et du triphénylétain sont faibles et généralement en-dessous de celles du TBT.

Tableau 2 - Résultats des organo-étains exprimés en µg/g du cation par g de poids sec

Echantillons	DBT	TBT	TPT
Bouveret	0.062	9.287	0.034
Dranse	0.053	0.111	0.010
Excenevex	0.125	0.044	nd
Hermance	nd	0.156	0.012
Lutry	0.009	0.094	0.041
Meillerie	nd	nd	nd
Promenthouse	0.034	0.037	0.010
Thonon	0.017	nd	0.026
Venoge	0.006	0.074	0.027
Vidy	0.014	0.092	0.052
Versoix	nd	0.047	0.017
LD*	0.005	0.008	0.007

* Limite de détection (3 fois la valeur du bruit de fond de la méthode d'analyse)

5. CONCLUSIONS

Les teneurs en mercure de la chair des poissons du Léman demeurent basses et bien inférieures aux exigences requises pour les denrées alimentaires.

Résultat des efforts consentis pour l'assainissement, l'amélioration observée ces dernières années, quant à la pollution mercurielle, se confirme.

L'omble chevalier présente une contamination plus élevée en PCB et DDE que les lottes et les teneurs observées ne varient pas significativement par rapport à celles des dernières campagnes.

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

Sur la base de la grille de qualité proposée par MERSCH (1993) (voir annexe) pour l'appréciation des concentrations métalliques observées chez les dreissènes, nous pouvons relever les principaux points suivants :

- ***cadmium*** : Les sites de Buchillon, Lutry, Bouveret, Dranse, Meillerie et Thonon demeurent classés en "pollution certaine", mais sont en fait proches de la classe inférieure moins contaminée,
- ***chrome*** : tous les sites sont en situation intermédiaire,
- ***cuivre*** : la valeur plus élevée de cuivre observée précédemment à Thonon se confirme, mais pas celle de Meillerie. La plupart des sites entrent dans la catégorie "non pollué",
- ***nickel*** : comme pour le cuivre, plusieurs sites peuvent prétendre à l'appellation "non pollué" ou s'en rapprochent,
- ***plomb*** : tous les sites sont à considérer comme non pollués (Buchillon, Promenthouse, Venoge, Dranse, Redon, Meillerie, Thonon) ou en situation intermédiaire (Vidy, Versoix, Lutry, Le Bouveret et Hermance).

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

Les contaminations côtières en zinc, en cadmium et en composés de l'étain nécessitent une surveillance rapprochée.

BIBLIOGRAPHIE

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

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

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

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

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

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

CORVI, C., KHIM-HEANG, S., BECKER VAN SLOOTEN, K., STEGMULLER, A.-M. et TARRADELLAS, J. (1996) : Métaux et micropolluants organiques dans les Dreissènes. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 187-197.

CORVI, C., KHIM-HEANG, S., BECKER VAN SLOOTEN, K., STEGMULLER, A.-M. et TARRADELLAS, J. (1998) : Métaux et micropolluants organiques dans les Dreissènes. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1997, 103-116.

CRETENOY, L., GERDEAUX, D., ANGELI et N. CARANHAC, F. (1996) : Eléments pour la prise en compte des populations piscicoles dans le fonctionnement trophique du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1996. 173-185.

FENT, K. (1996) : Ecotoxicology of organotin compounds. Crit. Rev. Toxicol., 26 (1), 1-117.

GERDEAUX, D., BUTTIKER, B. et PATTAY, D. (1989) : La pêche et les recherches piscicoles en 1988 sur le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1988, 79-87.

GERDEAUX, D., PERRET, M.-C., CORVI, C., KHIM-HEANG, S., BECKER VAN SLOOTEN, K., TARRADELLAS, J., RIVIERE, J.L. et LARBAIGT, G. (1995) : Caractéristiques des populations de Dreissènes du Léman, évaluation de leur intérêt comme bioindicateur de la qualité des eaux du lac. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1994, 135-165.

MAGUIRE, R.J. (2000) : Review of the persistence, bioaccumulation and toxicity of tributyltin in aquatic environments in relation to Canada's toxic substances management policy. Water Qual. Res. J. Canada, 35 (4), 633-679.

MANUEL SUISSE DES DENREES ALIMENTAIRES (1994) : Dosage du mercure, Chapitre 45. Ed. Off. féd. de la Santé Berne.

MERSCH, J. (1993) : Modalités d'utilisation de la moule zébrée *Dreissena polymorpha* en tant qu'indicateur biologique de la contamination des écosystèmes d'eau douce par les métaux lourds - comparaison avec un autre type d'organismes sentinelles, les mousses aquatiques. Thèse de doctorat, Université de Metz, 231 p.

ANNEXE

Grille de qualité pour interpréter les concentrations métalliques (en µg/g) observées chez *Dreissena polymorpha* (MERSCH, 1993)

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

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, **2001**, 161-189.

ÉVOLUTION DE L'ÉTAT DE SANTÉ DU LÉMAN ÉVALUÉE PAR L'ANALYSE DES SÉRIES CHRONOLOGIQUES DU PHYTOPLANCTON

PAR

Orlane ANNEVILLE, Vincent GINOT et **Nadine ANGELI**

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

RÉSUMÉ

Depuis 1980, les concentrations en phosphore du Léman ont baissé de moitié, passant en fin d'hiver de 90 à environ 40 µg P/l. Pourtant, aucune amélioration sensible n'a été enregistrée durant cette période au niveau des indicateurs classiques que sont la transparence, la biomasse pigmentaire (chlorophylle a) ou la biomasse phytoplanctonique déduite des dénombrements. Bien au contraire, ces biomasses, après une évolution qui s'annonçait plutôt positive à la fin des années 1980, ont totalement inversé leur tendance au point de rejoindre actuellement les niveaux des années 1970. En outre, de nombreuses espèces d'algues indésirables continuent à prospérer.

Pour tenter de caractériser l'évolution de la biocénose phytoplanctonique et d'en comprendre le déterminisme, les séries de données prises au centre du Grand Lac au point SHL2 ont été analysées pour la période 1974-1998 selon trois aspects : l'évolution de la composition spécifique estivale, explorée par une analyse interclasse ; les déformations interannuelles de la saisonnalité, mises en évidence par une méthode d'analyse multitableaux (STATIS), qui a permis de dégager 3 étapes de modification de la biocénose (1974-1985, 1986 à 1991, 1992-1998) et de souligner le caractère saltatoire de son évolution ; enfin, les assemblages phytoplanctoniques spécifiques et leurs successions aux échelles annuelles et interannuelles ont pu être définis par une méthode de classification en cours de développement.

Ces analyses aboutissent à un modèle explicatif selon lequel 1) l'évolution observée résulte à la fois de l'approfondissement de la strate carencée en phosphore et d'une augmentation générale des températures en fin d'hiver, 2) les nuisances associées au développement récent des filamenteuses et grandes desmidiées engluant les filets des pêcheurs, risquent de perdurer tant que la strate carencée en phosphore (< 3 µg P/l) durant la saison chaude ne s'étendra pas au-delà de la couche affectée par le forçage externe (vent) ou, pour le moins, à une profondeur suffisante pour que la lumière limite enfin le développement des espèces peu exigeantes en énergie radiative.

Cette étude souligne la nécessité de poursuivre l'effort de réduction de la charge en phosphore du lac et aboutit à plusieurs recommandations pour améliorer le suivi.

1. INTRODUCTION

Au cours des années 60 et 70, le Léman a connu une poussée d'eutrophisation que l'on a principalement attribuée à la spectaculaire augmentation des teneurs en phosphore dont les moyennes annuelles de phosphore total, passées brutalement de 10 à 60 µg P/l au début des années 60, atteignirent 90 µg de 1975 à 1977, avec dans la couche superficielle (0 à 20 m) des pics annuels très élevés dont le record (230 µg P/l) fut relevé en 1970 (MONOD et al., 1984). Grâce aux mesures de réduction des apports, ces concentrations ont diminué depuis le début des années 80, et semblent aujourd'hui se stabiliser autour de 40 µg P/l. Mais cette amélioration, évidente pour le phosphore, l'est beaucoup moins lorsqu'on examine les autres paramètres généralement utilisés pour diagnostiquer l'état trophique d'un lac comme la transparence, la biomasse du phytoplancton ou son descripteur global, la concentration en chlorophylle *a*. Et à ce jour de nombreuses espèces d'algues indésirables continuent à prospérer.

Pour tenter de caractériser l'évolution de la biocénose phytoplanctonique et d'en comprendre le déterminisme, un travail de thèse cofinancé par la CIPEL et l'INRA a été engagé, reposant essentiellement sur les données récoltées au point SHL2 situé au milieu du Grand Lac entre Evian et Lausanne.

Cet article en fournit une synthèse articulée en trois parties. La première rappelle les principaux signes cliniques de cette eutrophisation et la difficulté de caractériser l'évolution trophique du lac à l'aide des indicateurs conventionnels. Une deuxième partie montre qu'en descendant au niveau de l'espèce, le modèle saisonnier de la dynamique phytoplanctonique apparaît clairement et présente des déformations importantes dans le temps. La dernière partie s'attache à rechercher le déterminisme de ces déformations.

2. UNE ÉVOLUTION DIFFICILE À CARACTÉRISER

2.1 Les signes cliniques de l'eutrophisation

Les premiers effets de l'eutrophisation du Léman se firent sentir dès 1965, date à partir de laquelle des changements significatifs commencèrent à apparaître dans la composition de la communauté algale.

On observait en effet :

- la disparition de certains genres de diatomées sensibles comme *Synedra* et *Cyclotella*,
- la colonisation progressive du domaine pélagique par des espèces rencontrées jusque-là en région littorale (*Staurastrum sebaldii*, *S. cingulum*, *Mougeotia gracillima* chez les Zygophycées, *Pandorina morum* chez les Chlorophycées),
- une tendance à l'envahissement de la part de certaines espèces, notamment chez les Chlorophycées. En 1965, le genre *Mougeotia*, qui avait déjà commencé à proliférer quelques années auparavant, devenait dominant pour la première fois. La Cyanobactérie *Planktothrix rubescens* apparaissait pour la première fois à la station SHL2 au cours de l'automne 1967 et s'y maintenait par la suite (PELLETIER et DRUART, 1968). En 1968, la Dinophycée *Ceratium hirundinella*, jusqu'alors très discrète, formait une fleur d'eau qui colora les eaux du lac en brun. A cette époque, la Xanthophycée *Tribonema ambiguum* montrait également une tendance à la prolifération.

Les étés 1974, 1975 et 1976 firent " tache noire " dans l'histoire du Léman. L'année 1974 fut marquée par une prolifération de Cyanobactéries (*Aphanizomenon flos aquae*) et les années 75-76 par une prolifération de la Dinophycée *Ceratium hirundinella*. Les titres des journaux locaux devinrent alors plus explicites. "*Cri d'alarme des spécialistes : le déséquilibre biologique des eaux du Léman ne cesse de s'accroître*" ; "*La santé du Léman est de plus en plus alarmante*" (Le Dauphiné) ; "*Alerte au Léman !*" (Le Progrès).

La responsabilité du phosphore dans l'eutrophisation de nombreux systèmes aquatiques ayant été maintes fois vérifiée depuis les travaux démonstratifs de SCHINDLER (1978, 1988), cette poussée d'eutrophisation fut mise en relation avec l'augmentation des teneurs en phosphore. Devant l'état trophique alarmant de bon nombre de rivières et plans d'eau en Suisse et en France à cette époque, des mesures furent prises pour tenter de limiter les apports phosphorés au Léman. Au premier rang de ces mesures s'inscrivent la mise en place progressive, à partir de 1972, de procédés de déphosphatation dans les stations d'épuration et, dès 1986, l'interdiction en Suisse, ou la limitation en France, des phosphates dans les lessives. Ces mesures furent efficaces et le Léman en bénéficia puisqu'une baisse régulière des teneurs s'amorça dès 1980.

Mais les signes cliniques de l'eutrophisation n'en disparurent pas pour autant et des algues indésirables continuèrent à se manifester. Les espèces pouvant provoquer des nuisances (détérioration de la qualité de l'eau, excrétion de toxines, colmatage des filets de pêche, échouages massifs sur les rives où elles entrent en putréfaction) se recrutent en général chez les Cyanobactéries ou les Dinophycées. Ces algues ont pourtant des taux de croissance faibles et leurs populations se développent donc assez lentement. Mais cette caractéristique est compensée par une grande taille limitant les pertes par broutage (elles sont peu consommées par le zooplancton) et des possibilités de contrôle de leur position dans la colonne d'eau (présence de flagelles, production de vacuoles gazeuses, de mucus) permettant d'annuler ou de fortement réduire les pertes par sédimentation. Ces espèces sont donc susceptibles de s'accumuler. Au Léman, ces "nuisibles" se répartissent dans quatre des huit grands groupes taxonomiques que nous avons répertoriés (figure 1).

- **Les Cyanobactéries**

  Aphanizomenon flos aquae a été responsable de la prolifération de l'été 1974 (6'300 µg/l). Par la suite, cette espèce est restée plus discrète, avec toujours moins de 1'000 µg/l. Fait plus troublant, *Planktothrix rubescens* est réapparue de façon régulière à partir de 1990 sans toutefois que ses biomasses dépassent 1'500 µg/l. Comme cela est très bien illustré par le Léman et le lac de Constance (GAEDKE, 1998), de fortes densités de Cyanobactéries sont plutôt rares dans les grands lacs, car la stabilité de la colonne d'eau est une condition primordiale à leur prolifération (SMITH, 1986; PAERL, 1988; ERNST, 1990). L'année 1974 se singularisait par un été très peu venté et donc par des conditions hydrodynamiques propices à la prolifération *d'Aphanizomenon flos aquae*, les conditions nutritives étant par ailleurs très favorables.

- **Les Dinophycées**

  Ceratium hirundinella a été à l'origine des proliférations de 1975 et 1976, avec des biomasses atteignant respectivement 11'200 µg/l et 14'000 µg/l. Toujours très forte au début des années 80, sa biomasse a brusquement décliné à partir de 1984. Dans les lacs riches en nutriments, les Dinophycées et Cyanobactéries sont caractéristiques des peuplements estivaux (SOMMER et al., 1986). Dans le Léman, *C. hirundinella* est effectivement l'espèce estivale dominante et contribue régulièrement à près de 50 % de la biomasse algale.

- **Les Zygophycées**

  Mougeotia gracillima a toujours présenté des maxima relativement modestes, de l'ordre de 1'000 µg/l. Mais sa biomasse tend à augmenter ces dernières années et a atteint un maximum de 6'100 µg/l en 1996.

- **Les Xanthophycées**

  Tribonema ambiguum est également apparue tardivement (1995). Elle fut responsable d'une prolifération en 1997 (5'900 µg/l).

Si donc Cyanobactéries et Dinophycées, bien typiques des fleurs d'eau estivales en milieux eutrophes, semblent aujourd'hui moins abondantes dans le Léman, elles ont été relayées ces dernières années de manière assez inattendue par des espèces guère plus souhaitables. Ces espèces souvent filamenteuses et de grande taille sont responsables de l'accroissement des biomasses à partir de 1990, biomasses dont le niveau a rejoint aujourd'hui celui des années 70 (figure 1a). Du point de vue des "signes cliniques", l'amélioration du lac n'est donc pas très sensible. Voyons maintenant ce qu'il en est de l'évolution des critères classiquement retenus pour caractériser l'évolution trophique des plans d'eau.

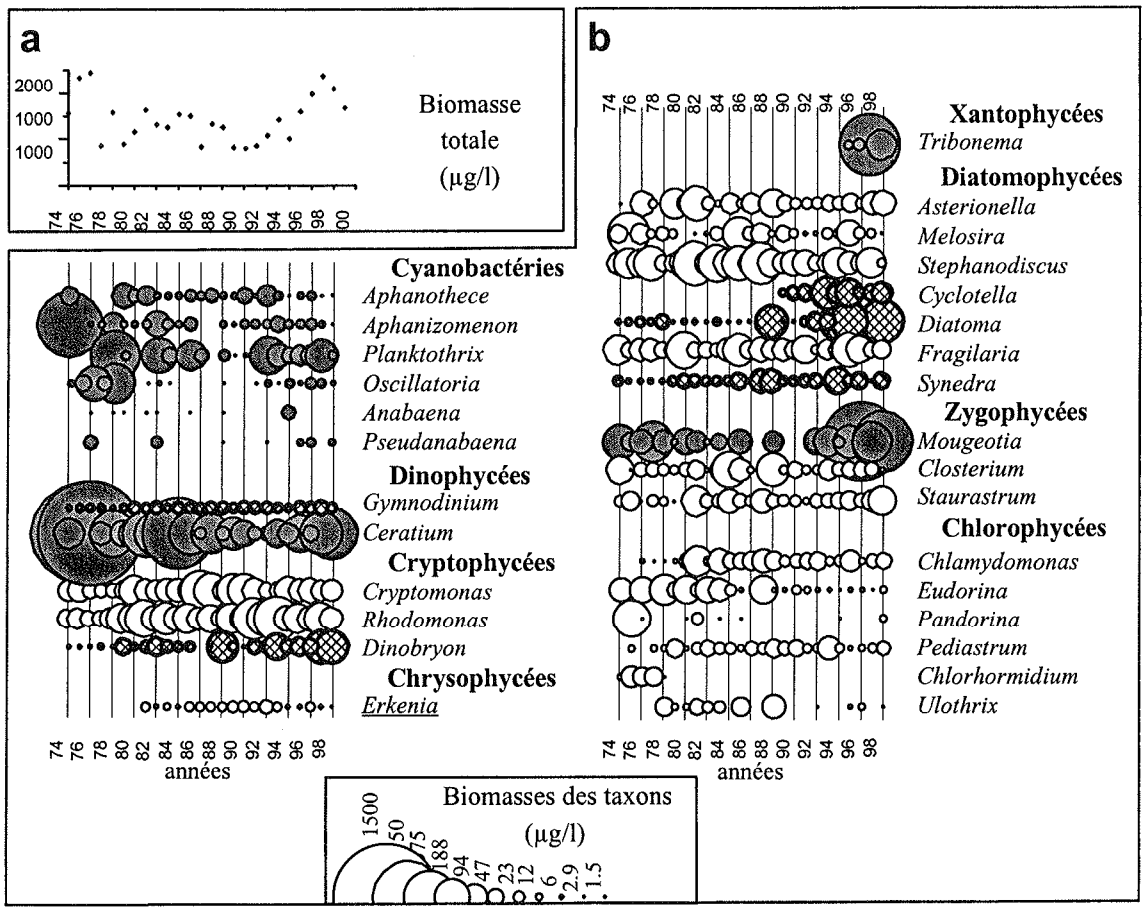


Figure 1 : Evolution des moyennes annuelles pondérées de la biomasse phytoplanctonique du Grand Lac (strate 0-10 m, station SHL2).

a) communauté globale. b) genres les plus communs.

Les trames noires indiquent les genres représentés par des espèces souvent rapportées comme étant à l'origine de nuisances. Les trames grises indiquent les taxons ayant disparu ou fortement régressé au cours de l'augmentation de la charge en phosphore et ceux apparus après réduction de celle-ci

2.2 Des indicateurs traditionnels insuffisants pour caractériser l'évolution

La figure 2 donne l'évolution des variables communément utilisées pour caractériser l'état trophique des lacs, ainsi que les classes de trophie qui leur correspondent pour les critères retenus par l'OCDE (1982). On constatera notamment que :

- Depuis le début des années 80, les concentrations en phosphore total ont baissé de moitié et semblent se stabiliser autour de 40 µg/l depuis 1997. D'après la limite fixée par l'OCDE pour ce critère (35 µg/l), le Léman serait pratiquement revenu au seuil mésotrophe.
- La transparence a fortement diminué au cours des années 70 mais ne montre aucune tendance à l'amélioration depuis. Pour ce critère, le statut est oligotrophe ou mésotrophe selon que l'on utilise la transparence moyenne ou minimale. Dans le cas du Léman, la transparence minimale semblerait un critère plus adapté. Mais le pas d'échantillonnage du suivi est un peu lâche pour pouvoir l'estimer correctement, surtout pour la période antérieure à 1981 durant laquelle les mesures étaient mensuelles.
- Les teneurs en chlorophylle *a*, disponibles depuis 1976, montrent une remarquable stabilité et signent également un état mésotrophe avec éventuellement, dans les années récentes, quelques pointes à l'état eutrophe pour le critère du maximum de chlorophylle *a*.

En se fondant sur des critères quantitatifs globaux, et en particulier sur ceux proposés par l'OCDE, il apparaît donc que le lac aurait été franchement eutrophe de 1965 à 1995 du point de vue du phosphore, mais cela ne se retrouve pas sur les critères biologiques. Ces derniers semblent plutôt signer un état mésotrophe, et ceci depuis au moins la fin des années 70 (sachant que faute de données, il est difficile de se prononcer pour la période antérieure). On notera la remarquable stabilité de ces critères biologiques depuis 1974 alors que les concentrations de phosphore ont diminué de moitié. Il apparaît donc difficile de dresser un bilan évolutif du lac sur ces seuls critères.

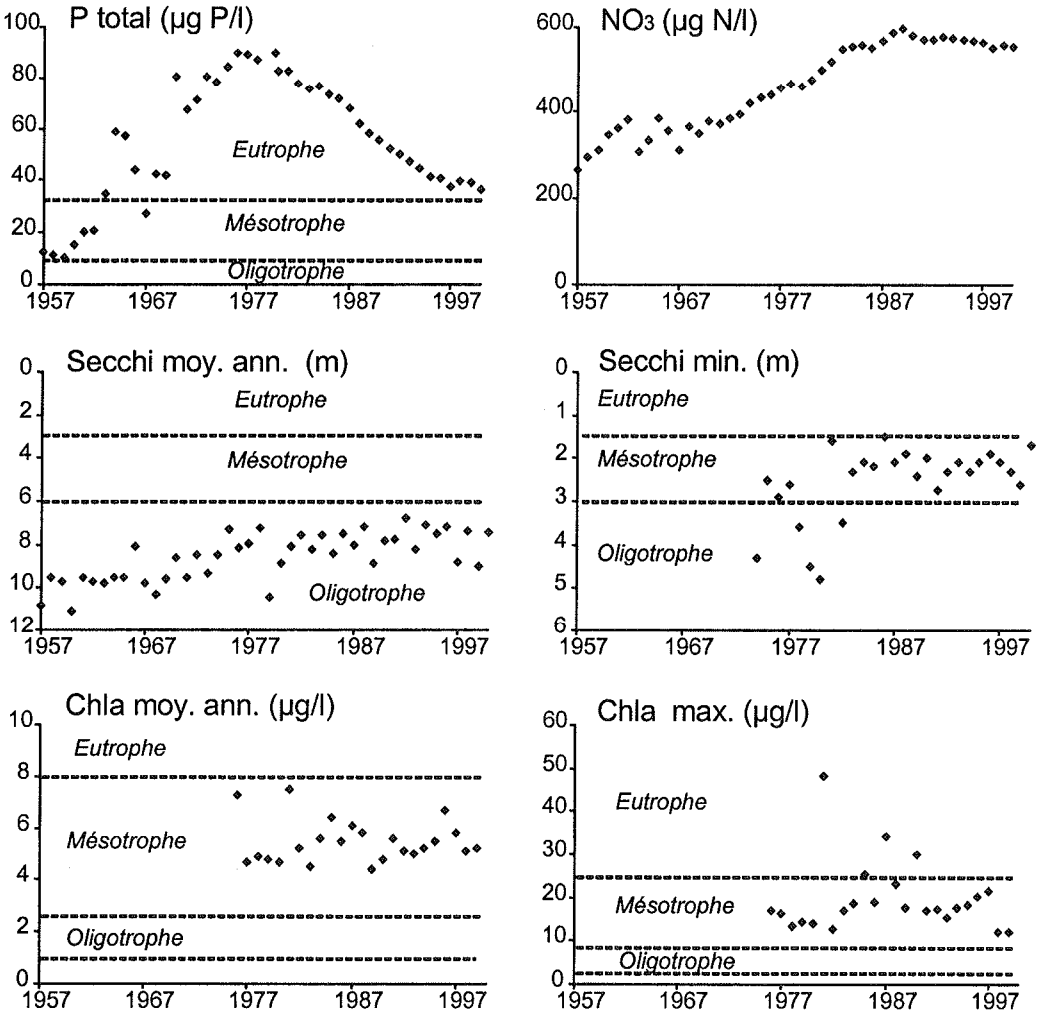


Figure 2 : Evolution de quelques variables utilisées comme indicatrices du degré de trophie. Léman SHL2, 1957-1999. Phosphore total, nitrates, transparence annuelle moyenne (disque de Secchi), minima annuellement observés pour la transparence, concentrations annuelles moyennes et maximales de chlorophylle *a*

2.3 Le statut trophique du lac estimé à partir d'espèces indicatrices

A partir des travaux de HÖRNSTRÖM (1981), ROSEN (1981), SOMMER (1983, 1986) et REYNOLDS (1996), nous avons dressé la liste des espèces considérées comme caractéristiques d'un niveau trophique. D'après cette liste, 111 des 377 espèces répertoriées dans le Léman entre 1974 et 1999 pourraient avoir valeur d'indicatrices. Elles se répartissent comme suit :

- eutrophes (29 espèces)
- mésotrophes à eutrophes (41 espèces)
- mésotrophes à oligotrophes (34 espèces)
- oligotrophes (7 espèces)

L'évolution de ces quatre groupes trophiques depuis 1974 est illustrée par la figure 3. Sur l'ensemble de cette période, les espèces eutrophes et méso-eutrophes dominent largement et les biomasses annuelles cumulées de ces deux groupes ne présentent aucune diminution (figure 3c). Au contraire, à partir de la fin des années 80 on observe une légère augmentation de la biomasse des espèces caractéristiques des milieux eutrophes. Mais cette augmentation se fait essentiellement au détriment de la biomasse des espèces méso-eutrophes, et plus particulièrement de l'espèce dominante de ce groupe, *C. hirundinella*, qui présenta deux pics en 1975 et 1976 puis une diminution à partir de 1984. En outre, ces petites variations de biomasse relative ne se retrouvent ni dans la richesse spécifique ni dans le nombre d'occurrences de ces deux groupes (figures 3a et 3b). On peut donc considérer que les espèces caractéristiques des milieux mésotrophes à eutrophes se maintiennent à des niveaux remarquablement constants depuis 1974. Le groupe des algues oligotrophes montre en revanche une certaine évolution avec en particulier une brusque envolée de sa biomasse relative, qui passe de 3 à 10% entre 1990 et 1993 mais revient à son niveau initial dès l'année suivante. En ce qui concerne le nombre d'occurrences, l'embellie qui commence à la même période semble plus durable (figure 3b). L'année 1999 marque, il est vrai, un retour au niveau antérieur à 1990, mais cette baisse est compensée par la hausse de la fréquence d'observation du groupe des algues oligo-mésotrophes. Par contre, la richesse de ce groupe oligotrophe n'a pratiquement pas évolué sur toute la période. Des espèces oligotrophes ont donc bien toujours été présentes, même au plus fort des années "phosphore", mais on les rencontre plus souvent depuis 1990.

2.4 Conclusion de cette première partie

L'analyse par groupes trophiques confirme la remarquable stabilité du lac sur la période d'étude et la difficulté de rendre un diagnostic quant à son évolution. A ce stade, force est de constater que le lac a remarquablement bien supporté les fortes variations de concentrations en phosphore auxquelles il a été soumis. Que ce soit sur un plan quantitatif ou qualitatif, le Léman a montré peu de réponses à la baisse du phosphore, hormis sur trois points :

- une moindre fréquence des Cyanobactéries et Dinophycées typiques des fleurs d'eau estivales en milieux eutrophes,
- une fréquence de rencontre un peu plus élevée depuis 1990, des espèces oligotrophes et oligo-mésotrophes et en particulier des diatomées des genres *Synedra* et *Cyclotella*,
- mais depuis cette même date, on note un renforcement de Zygophycées et de Xanthophycées dont le statut trophique est plutôt eutrophe et qui sont responsables d'un retour à de fortes biomasses moyennes.

Cette évolution peu marquée du lac, quand elle n'est pas paradoxale comme ces dernières années, nous conduit à conclure que les critères habituels de caractérisation d'un état trophique sont ici insuffisants. Nous allons donc descendre à un niveau de perception plus fin, celui de la dynamique saisonnière. Il s'agira de caractériser cette dynamique, d'étudier son évolution au cours du temps, puis de chercher à mettre cette évolution, si elle existe, en relation avec les données physico-chimiques et météorologiques dont nous disposons.

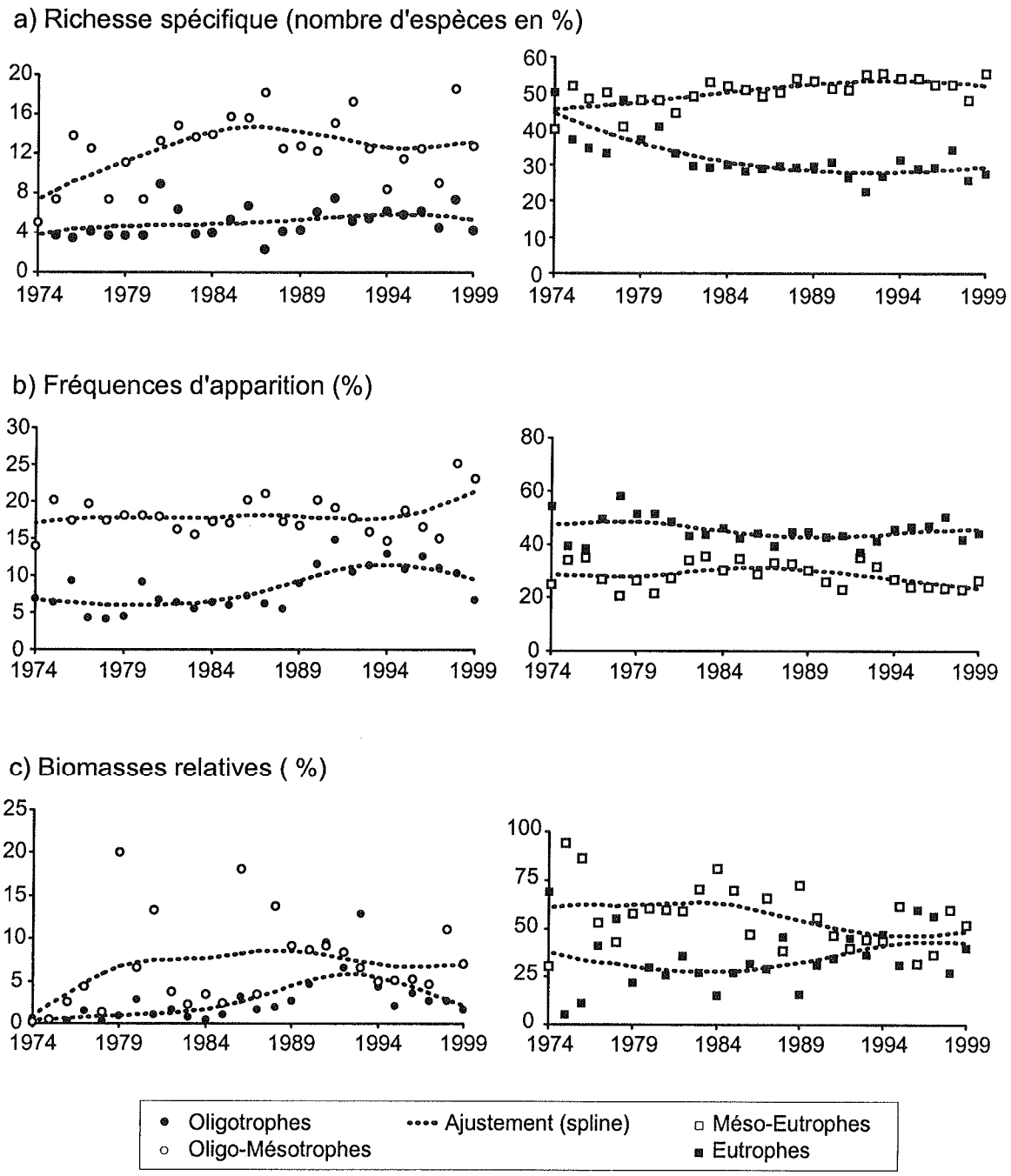


Figure 3 : Evolution relative des espèces algales indicatrices réparties en quatre groupes trophiques. Léman SHL2, période 1974-1999.

a) Richesse spécifique : nombre d'espèces observées au moins deux fois dans l'année.

b) Fréquence d'apparition : nombre d'observations cumulées sur l'année des espèces de chaque groupe.

c) biomasse intégrée sur l'année. Pour chacun des groupes, ces valeurs sont ramenées en pourcentage du nombre total d'espèces

3. CARACTÉRISATION DES DYNAMIQUES SAISONNIÈRES ET INTERANNUELLES DU PHYTOPLANCTON

La composition taxonomique du plancton, ainsi que la contribution des différentes espèces à la biomasse, subissent de constants remaniements au cours de l'année. Ce processus de "successions saisonnières", observé chez les peuplements phyto- et zooplanctoniques, s'inscrit dans le contexte plus général des successions écologiques, définies comme l'ensemble des processus de colonisation d'un biotope par les êtres vivants et des changements intervenant après altération naturelle ou artificielle de l'écosystème. On admet aujourd'hui selon le modèle de McQUEEN et al. (1986), que la succession des communautés et les variations interannuelles et spatiales du plancton sont fonction à la fois de facteurs ascendants de nature physico-chimique (apports exogènes d'éléments nutritifs, ainsi que processus météorologiques et leurs répercussions, via l'hydrodynamique, sur la répartition du plancton et des nutriments), et de facteurs descendants de nature biotique (contrôle par la prédation et interactions de compétition, parasitisme). Parmi les premiers, la variabilité des conditions physico-chimiques induite par les processus météorologiques peut conduire à une rétro-évolution ou à des bifurcations dans le processus normal de maturation saisonnière de la communauté (REYNOLDS, 1988; SOMMER et al., 1986). Les "accidents" qui en résultent apparaissent alors à l'échelle interannuelle comme autant d'irrégularités de la dynamique saisonnière. En revanche, les modifications physico-chimiques de plus longue durée, comme celles induites par les activités humaines, infléchissent de manière plus constante les grandes directions de cette périodicité annuelle. Elles peuvent donc constituer un bon indicateur des modifications à long terme du système (MOLINE et PREZELIN, 1996).

Cette deuxième partie vise donc à rechercher les changements interannuels liés à l'évolution des propriétés physico-chimiques du milieu sans que celles-ci ne soient trop brouillées par les fluctuations induites par les perturbations météorologiques. Pour ceci il est nécessaire de coupler l'étude de la dynamique saisonnière avec celle de la tendance interannuelle. Nous nous sommes donc tournés vers des méthodes multivariées permettant de garder l'information spécifique tant à l'échelle saisonnière qu'à l'échelle interannuelle.

3.1 Le modèle saisonnier des successions phytoplanctoniques du Léman et ses déformations interannuelles

Pour rechercher le modèle saisonnier le plus typique du Léman, nous avons utilisé STATIS (L'HERMIER DES PLANTES, 1976; LAVIT et al., 1994) qui entre dans la catégorie des méthodes factorielles dites "multitableaux". C'est-à-dire qu'elle prend *a priori* en compte l'organisation des données en tableaux (pour nous les années). Son principe est de donner plus de poids aux espèces dont l'évolution saisonnière se retrouve à l'identique sur un grand nombre d'années. STATIS est donc bien adaptée à la recherche des structures communes qui peuvent exister entre des tableaux de données annuelles, quand bien même ces derniers présentaient de fortes particularités. Elle permet également de juger de l'écart de chaque année par rapport à la structure saisonnière commune de la série et, ainsi, de montrer les tendances essentielles des phénomènes étudiés.

3.1.1 Le modèle saisonnier du Léman

La première phase d'une analyse avec STATIS consiste à étudier globalement les ressemblances entre années. Techniquement, cette phase consiste en une Analyse en Composantes Principales (ACP) du tableau des distances entre années (matrice carrée de dimension n, n étant le nombre d'années). Ces distances sont les produits scalaires de Hilbert-Smith entre deux tableaux qui, dans notre cas, s'interprètent comme la moyenne des carrés des différences entre toutes les valeurs appariées des tableaux. Le résultat de cette première phase est résumé sur la figure 4 et montre qu'il existe effectivement une forte structure commune aux années.

Cette première phase de l'analyse fournit une pondération pour chaque année, pondération proportionnelle à leur contribution au premier axe. La deuxième phase de STATIS consiste à faire l'ACP de la moyenne pondérée de tous les tableaux. Et c'est cette ACP pondérée des années qui donne le "compromis", c'est-à-dire l'image de la structure commune aux différentes années. La figure 5 donne les résultats de cette deuxième phase, avec en particulier la projection des espèces dans le premier plan de l'analyse, ce qui permet d'en faire l'interprétation.

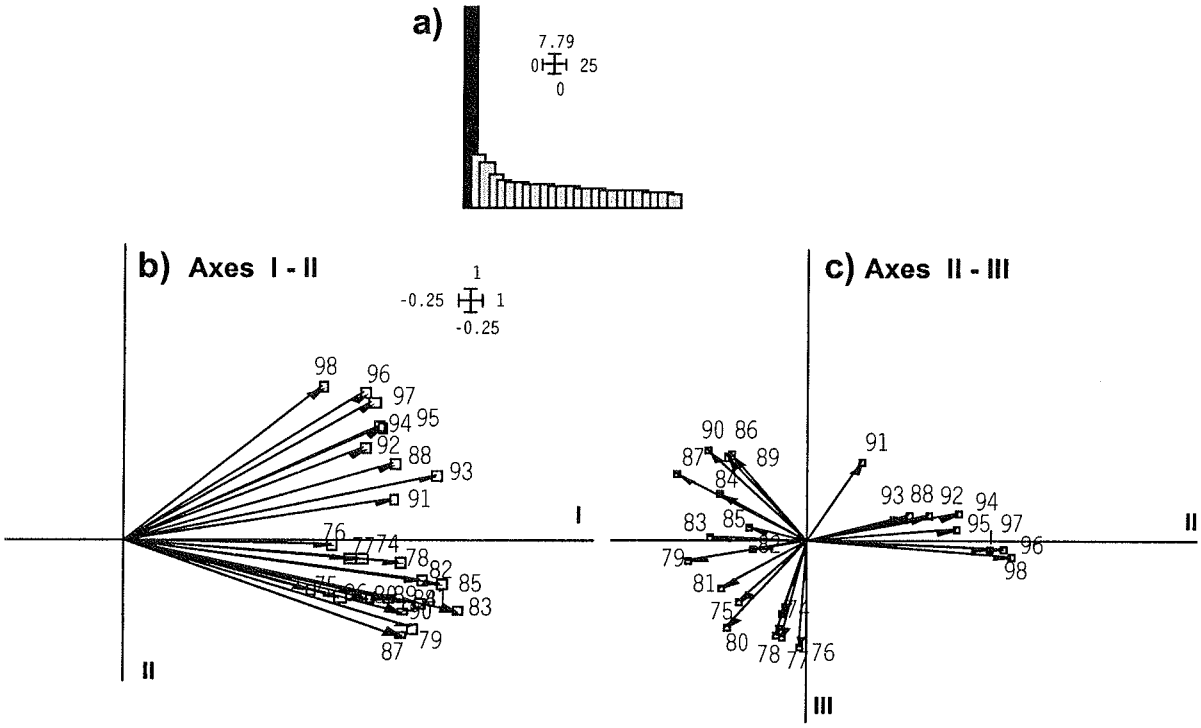


Figure 4 : Représentation de l'interstructure (analyse globale des distances entre années) de STATIS. La très forte première valeur propre et la très forte corrélation des années au premier axe montrent qu'il existe une forte structure commune.

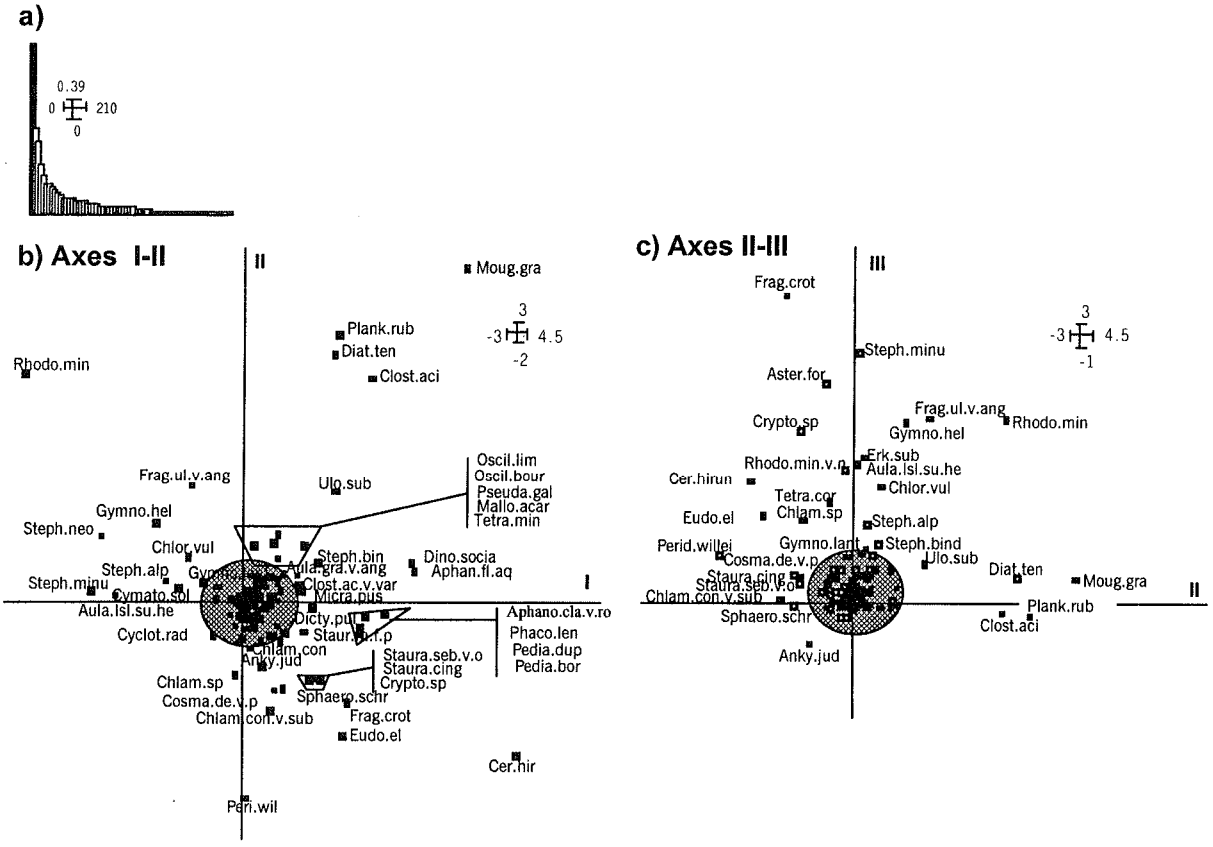


Figure 5 : Le compromis de STATIS, ou structure commune aux différentes années. Projection des espèces dans le plan I-II (b) et dans le plan II-III (c).

Zones grisées : espèces ayant une faible contribution aux axes. Les caractéristiques des espèces contribuant à ce compromis sont reprises en détail dans le tableau 1

Le modèle phytoplanctonique saisonnier moyen émerge de la dynamique des espèces qui contribuent au compromis et qui sont répertoriées dans le tableau 1. Ces 50 espèces représentent à elles seules 89 % de la biomasse totale et les espèces dont la dynamique saisonnière est la mieux corrélée au modèle commun (espèces marquées d'une étoile dans le tableau) représentent environ 70 % de la biomasse totale. Nous pouvons donc considérer que la structure mise en évidence et résumée à partir de ces espèces est représentative du fonctionnement annuel du phytoplancton du Léman. Ce cycle annuel "compromis" se décline en 5 grandes périodes (figure 6) :

1) **De décembre à juin**, les groupes taxonomiques les plus caractéristiques sont les Diatomophycées et les Cryptophycées. Ce sont en général des formes nanoplanctoniques, mais elles peuvent être représentées par des organismes de plus grande taille, coloniaux ou non, tels que *Stephanodiscus neostrae*, *Asterionella formosa* ou *Gymnodinium helveticum*.

2) **Entre mars et avril**, l'augmentation de la température et le début de stratification thermique s'accompagnent d'un développement rapide des quelques espèces à l'origine de la poussée phytoplanctonique de printemps. Dans le Léman, les espèces concernées sont principalement les diatomées *Fragilaria crotonensis*, *Stephanodiscus minutulus*, *Asterionella formosa*, *Fragilaria ulna v. angustissima* et la Cryptophycée *Rhodomonas minuta* (groupe 2 du tableau 1).

3) **Vers juin**, la communauté phytoplanctonique retrouve des caractéristiques proches de celles du peuplement hivernal. Cette période charnière entre conditions vernales et estivales, marquée par une faible abondance, est connue sous le nom de "phase des eaux claires".

4) **Dans la communauté qui succède à celle de la phase des eaux claires**, les diatomées sont peu représentées du fait de leur forte vitesse de sédimentation (KNOECHEL et KALFF, 1975), et d'une manière générale les petites espèces se font plus rares. La communauté est alors principalement caractérisée par des formes microplanctoniques (groupes G3 et G4 du tableau 1), à croissance plus lente et qui sont mieux adaptées à l'exploitation d'une ressource limitée (REYNOLDS, 1997). En raison de leur taille, ces grandes formes sont moins vulnérables au broutage par le zooplancton et, de ce fait, participent moins aux transferts d'énergie vers les organismes supérieurs. Elles peuvent constituer des impasses trophiques. Cette période de l'année est donc caractérisée par des espèces dont le rôle fonctionnel est très différent de celui des espèces de printemps.

5) **Vers septembre**, avec la chute des températures et le raccourcissement de la photopériode, cette communauté est progressivement remplacée par des espèces aux formes plus allongées (*Diatoma tenuis*, *Closterium aciculare*), voire filamenteuses (*Mougeotia gracillima*, *Planktothrix rubescens*). Cette morphologie, propice à une réduction de la vitesse de sédimentation, permet aux espèces de se maintenir plus longtemps dans la couche euphotique. Cette aptitude est renforcée par la production de lipides ou de mucus permettant de réduire la densité corporelle ou, comme chez *P. rubescens*, par la production de vacuoles gazeuses. Le fort rapport surface / volume des espèces très allongées facilite en outre l'exploitation des faibles concentrations en nutriments. Certaines d'entre elles présentent en outre de faibles besoins en lumière (REYNOLDS, 1984). Les traits morpho-physiologiques de ces espèces leur confèrent donc un certain contrôle de leur position verticale et permettent de satisfaire plus facilement leurs besoins en lumière et en nutriments.

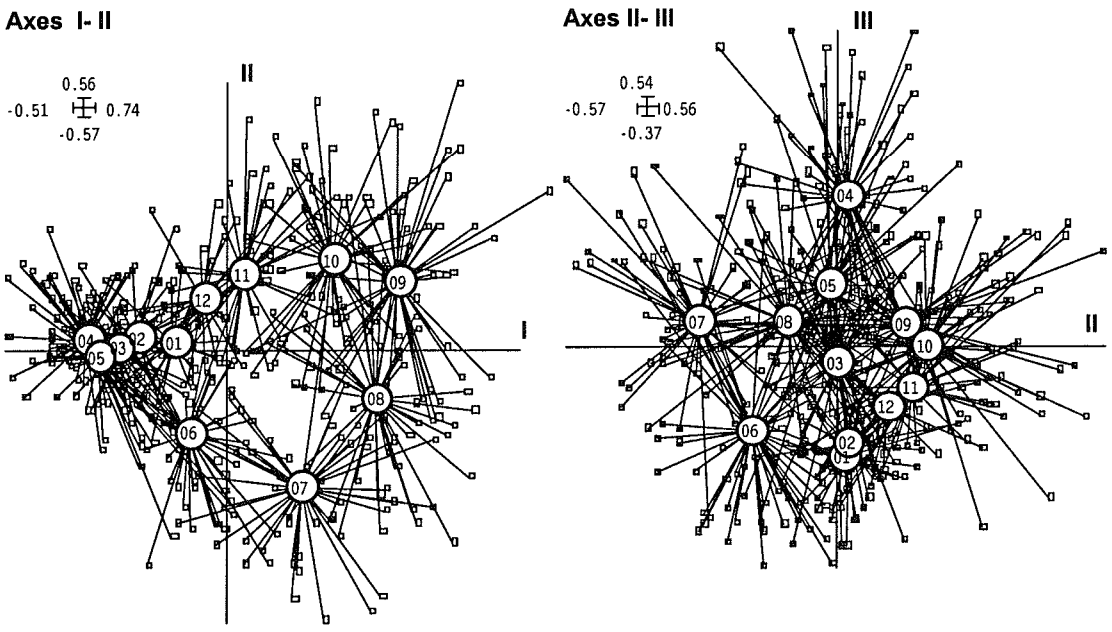


Figure 6 : Projection des prélèvements, rassemblés par mois, dans les deux premiers plans du compromis. La superposition des images des figures 5 et 6 permet d'interpréter le cycle annuel commun à toutes les années et qualifié de compromis

TABLEAU 1 : Espèces du compromis. Les étoiles * signalent les espèces les plus corrélées au compromis. CLA : classes pigmentaires; NAN : classes de taille (" n" : nanoplancton; " - " : microplancton); CAT : catégorie d'organisme (" i " : individu; " c " : colonie; " f " : filament); Biomasse : biomasse totale sur toute la période; % : contribution relative à la biomasse totale phytoplanctonique sur toute la période (1974-1998)

Espèces	CLA	NAN	CAT	Biomasse (µg/l)	%
G1 : Hiver					
* *Stephanodiscus neoastraea*	DIA	-	i	8'517	1.20
Cymatopleura solea	DIA	-	i	894	0.13
G2 : Printemps					
* *Rhodomonas minuta*	CRY	n	i	34'139	4.83
Rhodomonas minuta v. *nannoplanctica*	CRY	n	i	28'260	4.00
* *Fragilaria crotonensis*	DIA	-	c	27'097	3.83
* *Asterionella formosa*	DIA	-	c	22'148	3.13
* *Stephanodiscus minutulus*	DIA	n	i	18'126	2.56
* *Aulacoseira islandica su helvetica*	DIA	-	f	12'946	1.83
Chlamydomonas sp	CHL	n	i	10'188	1.44
* *Fragilaria ulna* v. *angustissima*	DIA	-	i	8'520	1.21
* *Gymnodinium helveticum*	DIN	-	i	6'996	0.99
Erkenia subaequiciliata	CHR	n	i	5'511	0.78
* *Stephanodiscus alpinus*	DIA	n	i	5'404	0.76
Chlorella vulgaris	CHL	n	i	3'693	0.52
Tetraselmis cordiformis	CHL	n	i	1'946	0.28
Gymnodinium lantzschii	DIN	n	i	298	0.04
G3 : Eté					
* *Ceratium hirundinella*	DIN	-	i	125'829	17.80
Cryptomonas sp	CRY	-	i	44'941	6.36
* *Fragilaria crotonensis*	DIA	-	c	27'097	3.83
* *Eudorina elegans*	CHL	-	c	15'348	2.17
* *Staurastrum cingulum*	ZYG	-	i	10'233	1.45
* *Peridinium willei*	DIN	-	i	8'285	1.17
* *Pediastrum boryanum*	CHL	-	c	7'910	1.12
Staurastrum sebaldii v. *ornatum*	ZYG	-	i	7'889	1.12
* *Aphanothece clath*	CYA	-	c	6'430	0.91
Chlamydomonas conica v. *subconica*	CHL	n	i	4'730	0.67
* *Phacotus lendneri*	CHL	n	i	2'832	0.40
* *Pediastrum duplex*	CHL	-	c	2'778	0.39
Dictyosphaerium pulchellum	CHL	-	c	1'878	0.27
Staurastrum messik. f. *planctonicum*	ZYG	-	i	1'666	0.24
Cosmarium depressum v. *planctonica*	ZYG	-	i	1'326	0.19
Chlamydomonas conica	CHL	n	i	1'075	0.15
Sphaerocystis schroeteri	CHL	-	c	1'019	0.14
Ankyra judayi	CHL	-	i	681	0.10
G4 : Automne					
* *Mougeotia gracillima*	ZYG	-	f	56'236	7.95
* *Diatoma tenuis*	DIA	-	i	32'288	4.57
* *Planktothrix rubescens*	CYA	-	f	28'325	4.01
* *Closterium aciculare*	ZYG	-	i	16'895	2.39
* *Dinobryon sociale*	CHR	-	c	16'273	2.30
* *Aphanizomenon flos aquae*	CYA	-	f	14'972	2.12
Oscillatoria bourrellyi	CYA	-	f	6'227	0.88
* *Ulothrix subtilissima*	CHL	-	f	5'195	0.73
Stephanodiscus binderianus	DIA	-	f	5'039	0.71
Micractinium pusillum	CHL	-	c	3'406	0.48
Pseudanabaena galeata	CYA	-	f	1'417	0.20
Mallomonas acaroides	CHR	-	i	1'414	0.20
Oscillatoria limnetica	CYA	-	f	1'337	0.19
Tetraedron minimum	CHL	n	i	1'051	0.15
Aulacoseira granulata v. *angustissima*	DIA	-	f	884	0.13
Closterium acutum v. *variabilis*	ZYG	-	i	735	0.10

3.1.2 *Evolution interannuelle : trois grandes périodes signant des fonctionnements différents*

La troisième et dernière phase de la méthode STATIS consiste à étudier, année par année, les divergences par rapport au compromis. Pour cela, on compare, dans les plans principaux de l'analyse, les images annuelles au modèle moyen. Dans notre cas, la projection sur le premier plan met en évidence trois dynamiques très tranchées, avec des basculements brutaux d'un mode de fonctionnement à un autre (figure 7).

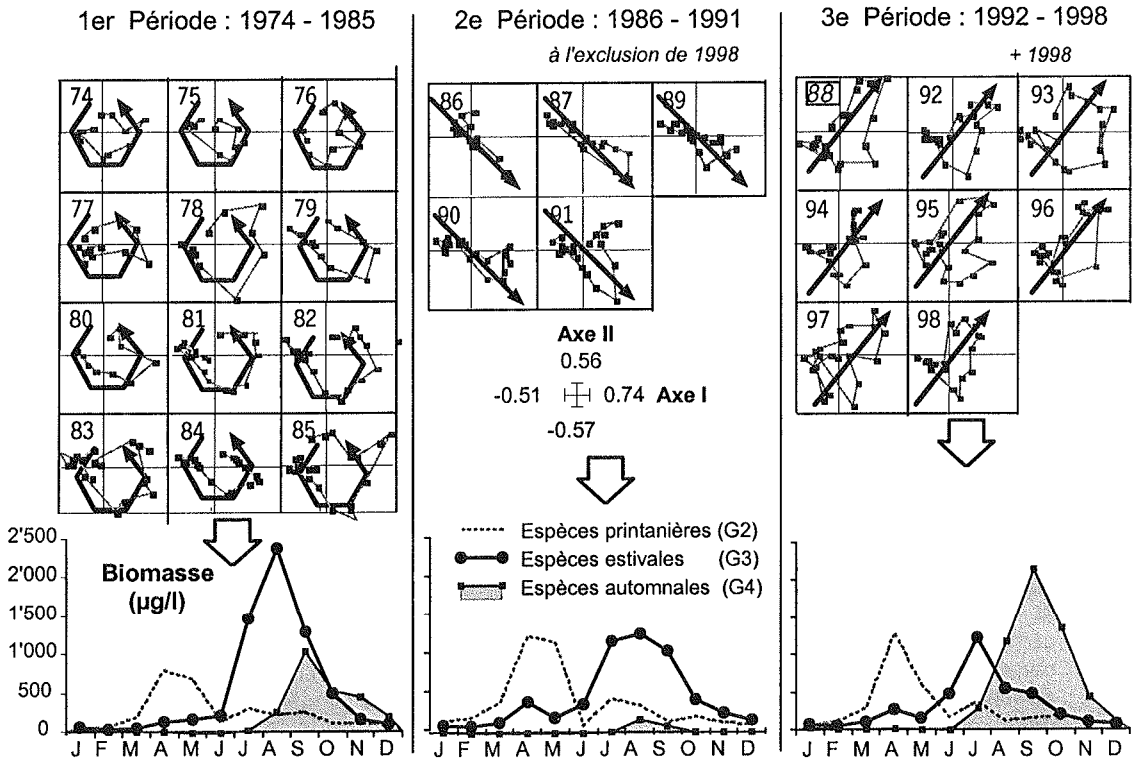


Figure 7 : Représentation des trois modes de fonctionnement annuel mis en évidence par STATIS.
Graphiques du haut : trajectoires des échantillons dans le premier plan du compromis.
Graphiques du bas : dynamiques saisonnières moyennes correspondantes (médianes mensuelles des biomasses obtenues sur chacune des périodes)

- **Première période** : 1974-1985. La dynamique saisonnière est proche de celle du compromis. Les années se caractérisent par un relais classique d'espèces, avec la dominance successive des espèces de printemps, d'été puis d'automne (figure 7a). Ainsi, malgré de fortes irrégularités au niveau des conditions météorologiques et environnementales, la dynamique annuelle se maintient au cours de ces 12 années.
- **Deuxième période** : 1986-1991. En 1986, la dynamique prend soudainement une autre allure. La trajectoire des mois présente une forme aplatie et orientée vers le bas, traduisant un remplacement direct des espèces d'été par les espèces de saison froide (figure 7b). Cette dynamique se maintient jusqu'en 1991. L'année 1988 se démarque de ce groupe et annonce un troisième type de structure, plus caractéristique des années 90.
- **Troisième période** : 1992-1998 et 1988. La trajectoire annuelle a une forme ellipsoïdale, orientée vers le haut (figure 7c). Comme dans les deux scénarios précédents, la communauté estivale devient dominante à partir du mois de juin. Mais elle ne persiste pas et est dominée dès le mois d'août par des espèces automnales qui atteignent leurs biomasses maximales en septembre et se maintiennent à des niveaux élevés jusqu'en octobre.

Bien qu'il faille nuancer, on observe donc plutôt une succession de phases relativement stables coupées de sauts "catastrophiques", qu'une évolution graduelle du schéma annuel. Mais en aucun cas une évolution aléatoire. Ceci nous place au cœur des débats actuels sur les grands modes de fonctionnement des écosystèmes : persistance, résilience et perception "évolutionniste" des systèmes (PIMM, 1984; HOLLING, 1973; CATALAN, 2000).

Mais il faut reconnaître que nous avons utilisé une méthode qui, par construction, privilégie les aspects communs entre années et tend à limiter les particularités annuelles. C'était indispensable pour dégager dans un premier temps les grandes tendances interannuelles sur notre période d'étude, mais cela risque de fausser nos interprétations maintenant que nous voulons étudier plus finement les successions annuelles des communautés phytoplanctoniques afin de les relier, si possible, à des facteurs explicatifs. C'est pourquoi nous allons maintenant utiliser une méthode qui fait moins d'a priori sur les structures communes, au risque de moins les mettre en évidence.

3.2 Identification des associations phytoplanctoniques et de leurs modalités de succession

Nous allons utiliser une méthode développée par SOUISSI et al. (soumis), qui est une méthode de classification. C'est-à-dire qu'elle s'attache à regrouper les prélèvements les plus "ressemblants" du point de vue de leur composition spécifique, en partant d'ailleurs pour cela d'une classification hiérarchique standard. Par rapport à la première analyse, on ne fait donc pas état *a priori* de la structuration des données par années. Un échantillon est libre de "ressembler" à n'importe quel autre échantillon de la série, sans aucune contrainte. Bien sûr, *a posteriori*, on regardera comment les groupes dégagés par l'analyse s'organisent dans le temps, à l'échelle annuelle comme à l'échelle interannuelle. Ce sera l'image de la figure 8. Par rapport à une classification plus classique, l'originalité de la méthode est d'être fondée sur la théorie des probabilités bayésiennes (HARFF et DAVIS, 1990) qui permet d'associer à chaque prélèvement une probabilité d'appartenance à chacun des groupes. On a donc une information supplémentaire puisqu'en plus de son classement dans un groupe (probabilité d'appartenance maximale), on connaît pour chaque échantillon son degré de ressemblance avec les autres groupes, ce qui permet d'affiner les analyses. Une fois ces groupes constitués, et pour les caractériser par les espèces algales les plus "indicatrices", la méthode utilise un indice d'identification d'espèces caractéristiques proposé par DUFRENE et LEGENDRE (1997). Cet indice associe un critère de fidélité (espèce toujours bien rencontrée dans ce groupe) et un critère de spécificité (espèce surtout présente dans ce groupe).

La classification fournit un dendrogramme (non représenté ici), image des filiations entre groupes, depuis l'origine (1 seul groupe formé par tous les prélèvements) jusqu'au découpage ultime (1 groupe par prélèvement). L'utilisateur choisit de "couper" le dendrogramme à un niveau donné, d'une manière toujours un peu arbitraire qui dépend du niveau de détail qu'il souhaite garder, sachant que plus les groupes sont petits, moins ils sont robustes. C'est-à-dire qu'ils sont susceptibles de changer assez fortement si l'on ajoute ou si l'on retire quelques prélèvements dans l'analyse. Nous avons choisi de conserver sept groupes, chacun d'eux gardant un nombre suffisant de prélèvements pour garantir sa robustesse. La figure 8 donne une représentation de ces groupes, que nous qualifierons de types communautaires, et le tableau 2 en fournit les espèces indicatrices.

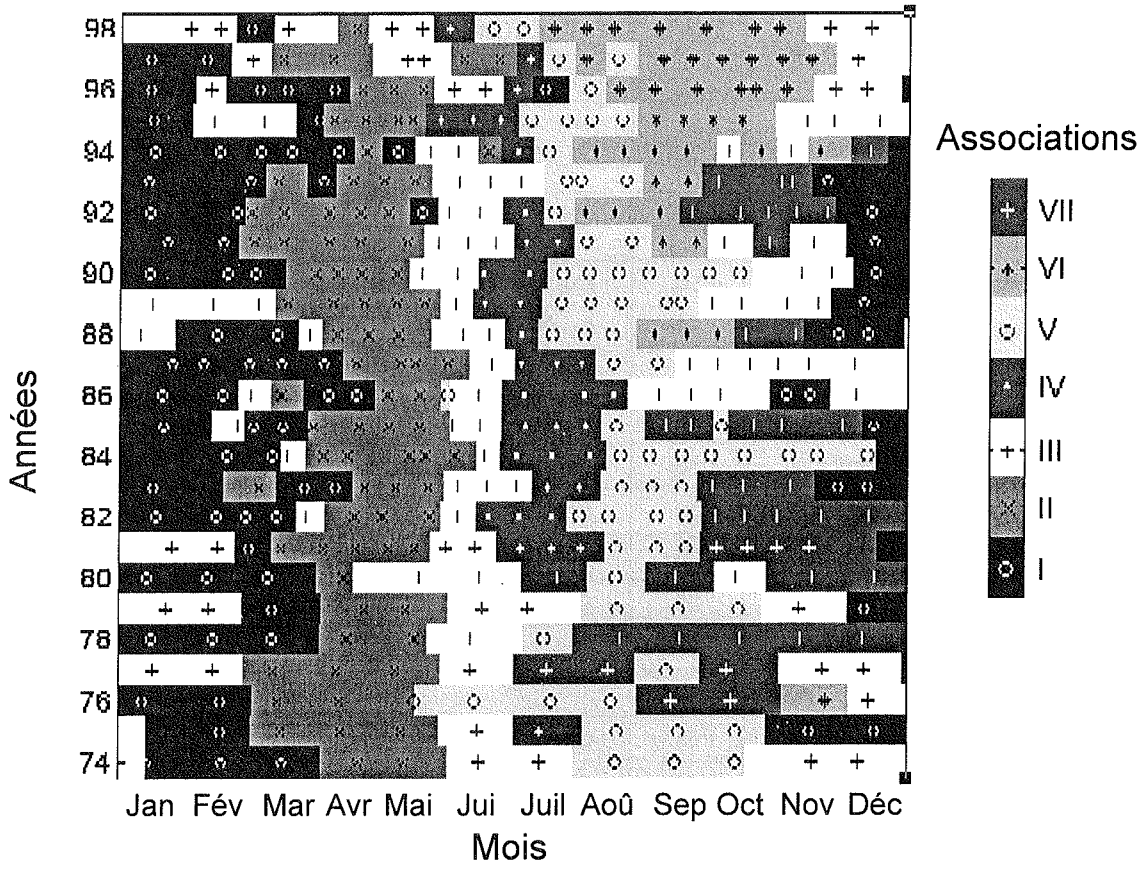


Figure 8 : Cartographie des probabilités maximales d'appartenance à l'une des sept communautés spécifiques du tableau 2. Cette carte visualise les successions des communautés à l'échelle annuelle et interannuelle.

TABLEAU 2 : Espèces indicatrices des sept types communautaires retenus à l'issue de la classification. IndVal est la valeur de l'indice de Dufrêne et Legendre. i = espèce non coloniale, c = colonie, f = filamenteuse, M = microplancton, Na = nanoplancton)

	IndVal	Gr. Tax.	Cat.	Taille	Comestible	Mobile	Mixotrophie
Type I							
Stephanodiscus neoastraea	74	Dia	i	M			
Type II							
Stephanodiscus minutulus	83	Dia	i	Na			
Rhodomonas minuta	59	Cry	i	Na		oui	
Chlorella vulgaris	53	Chl	i	Na			
Gymnodinium lantzschii	49	Din	i	Na		oui	
Gymnodinium helveticum	44	Din	i	M		oui	
Rhodomonas minuta v nann	43	Cry	i	Na		oui	
Melosira islandica su he	36	Dia	f	M	non		
Stephanodiscus alpinus	35	Dia	i	Na			
Hyaloraphidium contortum	30	Chl	i	M			
Asterionella formosa	25	Dia	c	M	non		

	IndVal	Gr. Tax.	Cat	Taille	Comestible	Mobile	Mixotrophie
Type III							
-	-	-	-	-			
Type IV							
Chlamydomonas conica v. subconica	61	Chl	i	Na		oui	
Peridinium willei	50	Din	i	M		oui	
Staurastrum cingulum	39	Con	i	M			
Cosmarium depressum v p	38	Con	i	M			
Asterionella formosa	36	Dia	c	M	non		
Staurastrum sebaldii v o	35	Con	i	M			
Oocystis lacustris	30	Chl	c	M			
Sphaerocystis schroeteri	30	Chl	c	M		oui	
Cryptomonas sp	29	Cry	i	M		oui	oui
Oocystis solitaria	27	Chl	i	Na			
Type V							
Dinobryon sociale	53	Chr	c	M	non	oui	oui
Ceratium hirundinella	49	Din	i	M		oui	oui
Phacotus lendneri	31	Chl	i	Na		oui	
Aphanothece clathra v ro	28	Cya	c	M	non		
Nitzschia acicularis	26	Dia	i	M			
Aphanizomenon flos aquae	25	Cya	f	M	non	oui	
Type VI							
Diatoma elongatum	96	Dia	i	M	non		
Mougeotia gracillima	61	Con	f	M	non		
Oscillatoria limnetica	59	Cya	f	M	non	oui	
Synedra acus v angustiss	26	Dia	i	M	non		
Type VII							
Planktothrix rubescens	51	Cya	f	M	non	oui	
Mallomonas acaroides	38	Chr	i	M		oui	
Stephanodiscus binderian	34	Dia	f	M	non		
Aulacoseira granulata v ang	26	Dia	f	M	non		

Même si elle est moins nette que dans l'analyse précédente, ce qui est normal car la méthode n'est pas spécifiquement conçue pour cela, la cartographie temporelle présente une succession annuelle comparable à celle décrite précédemment. Cette succession débute vers le mois de mars avec le passage d'une communauté d'hiver (I) à une communauté de printemps (II) caractérisée par des cellules non coloniales, nanoplanctoniques et comestibles, telles que *Stephanodiscus minutulus*, *Rhodomonas minuta*, *Chlorella vulgaris*. Vers juin, cette communauté est remplacée par le type (III) ne comportant pas d'espèce indicatrice (Tableau 2). Ce type, qui correspond à la période des eaux claires, peut être considéré comme traduisant une communauté phytoplanctonique plus pauvre, dans laquelle les espèces marquantes des autres groupes sont absentes. En juillet apparaît une communauté estivale caractérisée par des espèces comme *Dinobryon sociale* et *Ceratium hirundinella*. Ce sont là des espèces microplanctoniques peu broutées et pour lesquelles la mixotrophie, jointe à la possibilité de se mouvoir dans la colonne d'eau, confère un avantage sélectif dans un milieu stratifié et pauvre en nutriment. Cette communauté se maintient plus ou moins longtemps. Elle est ensuite remplacée par les communautés VI ou VII, dont les espèces, pour la plupart filamenteuses, tolèrent les conditions automnales caractérisées par la diminution des températures et de l'intensité lumineuse. Certaines années, le peuplement revient périodiquement à une communauté moins diversifiée de type III.

A l'échelle interannuelle, on retrouve également une structuration proche de celle décelée avec STATIS, avec les trois groupes d'années identifiés au paragraphe précédent : de 1974 à 1985, la communauté estivale (V) est en principe remplacée par la communauté automnale de type VII. De 1986 à 1991, elle est remplacée par la communauté "résidus" III sans espèce caractéristique. A partir de 1992, elle est remplacée dès le mois d'août par la communauté automnale de type VI.

Par rapport à STATIS, la figure 8 suggère en plus qu'il se produit un décalage, les dernières années, dans les dates d'apparition de certains types communautaires.

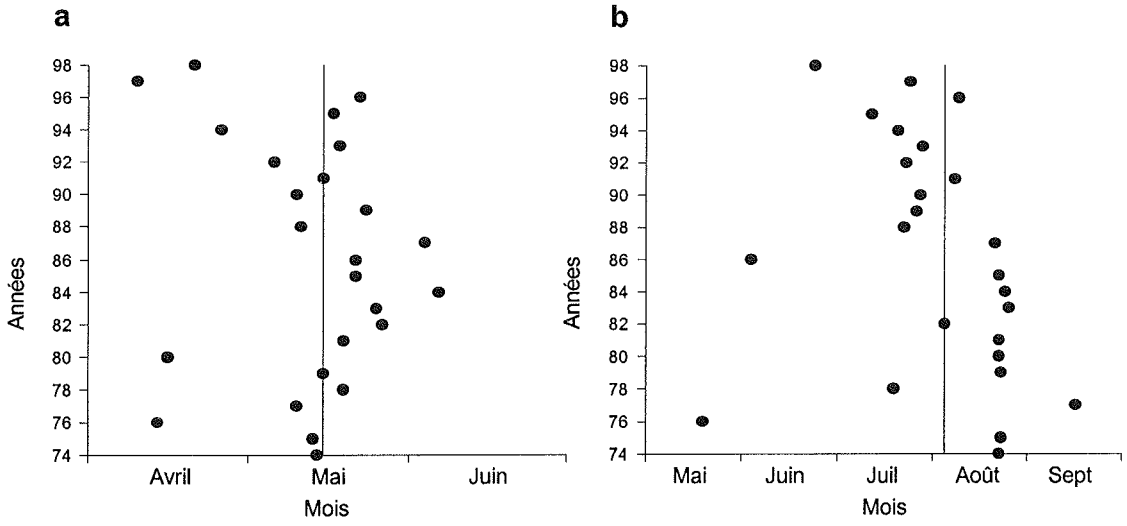


Figure 9 : Evolution temporelle de la date des relais floristiques. a) Date du dernier prélèvement appartenant à une communauté de type II; b) Date du premier prélèvement appartenant à une communauté estivale de type V

Bien que la date de remplacement des communautés ne puisse être que grossièrement évaluée, compte tenu de la médiocre adéquation entre la fréquence d'échantillonnage et les capacités de développement du phytoplancton, le phénomène détecté reflète néanmoins un des principaux changements à long terme des successions phytoplanctoniques saisonnières. La date du dernier prélèvement marqué par un type communautaire printanier (II) et la date du premier prélèvement appartenant au type estival V présentent une tendance significative au seuil de 5 % à une plus grande précocité les dernières années (figure 9). On constate en effet à partir de 1988, une disparition plus précoce de la communauté printanière (II), remplacée par la communauté "résidu" (III) caractéristique de la phase des eaux claires. Ce décalage n'influence pas la date de démarrage de la communauté IV de début d'été, mais il s'accompagne d'une apparition plus précoce de la communauté estivale V. Dans les années 90, cette dernière, qui apparaît dès le mois de juillet, disparaît également plus tôt et fait place à une nouvelle communauté, la communauté automnale de type VI, qui peut se maintenir jusque tard dans l'année.

3.3 Conclusion de cette seconde partie

Les deux approches complémentaires, faites avec des méthodes d'analyse très différentes (STATIS et classification hiérarchique couplée aux probabilités bayésiennes), aboutissent à des résultats convergents : la plus grande variabilité interannuelle survient en été et permet de dégager trois grandes périodes dans le fonctionnement du Grand Lac. Cette similitude des résultats souligne la robustesse des changements relevés.

Nous allons maintenant essayer de relier les évolutions observées avec les données physico-chimiques et biologiques à notre disposition, et en particulier, depuis le début des années 90, la nette avancée de la période des eaux claires ainsi que l'apparition plus précoce et plus massive des espèces automnales indésirables du groupe VI.

4. HYPOTHÈSES SUR LE DÉTERMINISME DES PHÉNOMÈNES OBSERVÉS

4.1 Interprétation de l'avancée de la phase des eaux claires

On considère généralement que la phase des eaux claires est principalement induite par le broutage du zooplancton (BALVAY, 1998). Nous allons donc appliquer notre méthode de classification au zooplancton et étudier la corrélation entre l'apparition des groupes zooplanctoniques et celle des communautés phytoplanctoniques. La classification permet de regrouper les catégories zooplanctoniques en 5 communautés. Seules les deux premières nous intéressent pour l'étude de la phase des eaux claires. La première (Per1), principalement composée de taxons et/ou de stades herbivores, apparaît aux alentours des mois d'avril et mai. Elle est ensuite remplacée par une communauté caractérisée par des daphnies et des bosmines.

On constate effectivement que les jours d'apparition de la communauté Per1 présentent une tendance à long terme semblable à celle observée pour le remplacement de la communauté phytoplanctonique II (figure 10a) : il existe une corrélation significative au seuil de 1 % entre ces dates d'apparition sur la période 1981-1997 (figure 10b), suggérant une liaison causale entre la précocité du démarrage zooplanctonique et la disparition de la communauté phytoplanctonique printanière.

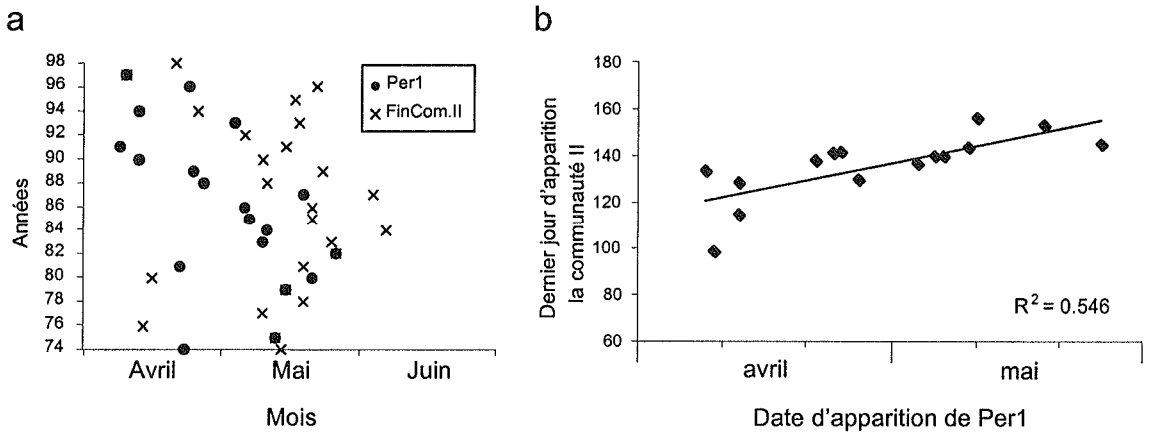


Figure 10 : Parallélisme observé dans les dates de développement des associations phyto- et zooplanctoniques.

a) Comparaison entre la date du dernier prélèvement de la communauté phytoplanctonique II et la date d'apparition du groupe zooplanctonique Per1

b) Corrélation linéaire entre ces dates sur la période 1981-1997

On observe par ailleurs une corrélation significative entre la date de démarrage de la croissance zooplanctonique ($a < 0.001$), la date du pic de daphnies ($a < 0.01$) et la date à laquelle la température de l'air atteint une valeur de référence (fondée sur le cumul des températures de mars à mai et moyennée sur les 25 années étudiées). Cet indice de précocité des températures printanières est également corrélé à la date à laquelle le disque de Secchi dépasse une valeur seuil, arbitrairement fixée ici à 5 m ($a < 0.05$). Mais cette dernière, considérée comme indicatrice du début de la phase des eaux claires, n'est pas corrélée au démarrage du zooplancton et présente une faible corrélation avec la date du pic de daphnies ($a < 0.1$). Il existe par ailleurs une corrélation significative ($a < 0.01$) entre la date du maximum d'abondance des daphnies et la date du maximum de transparence.

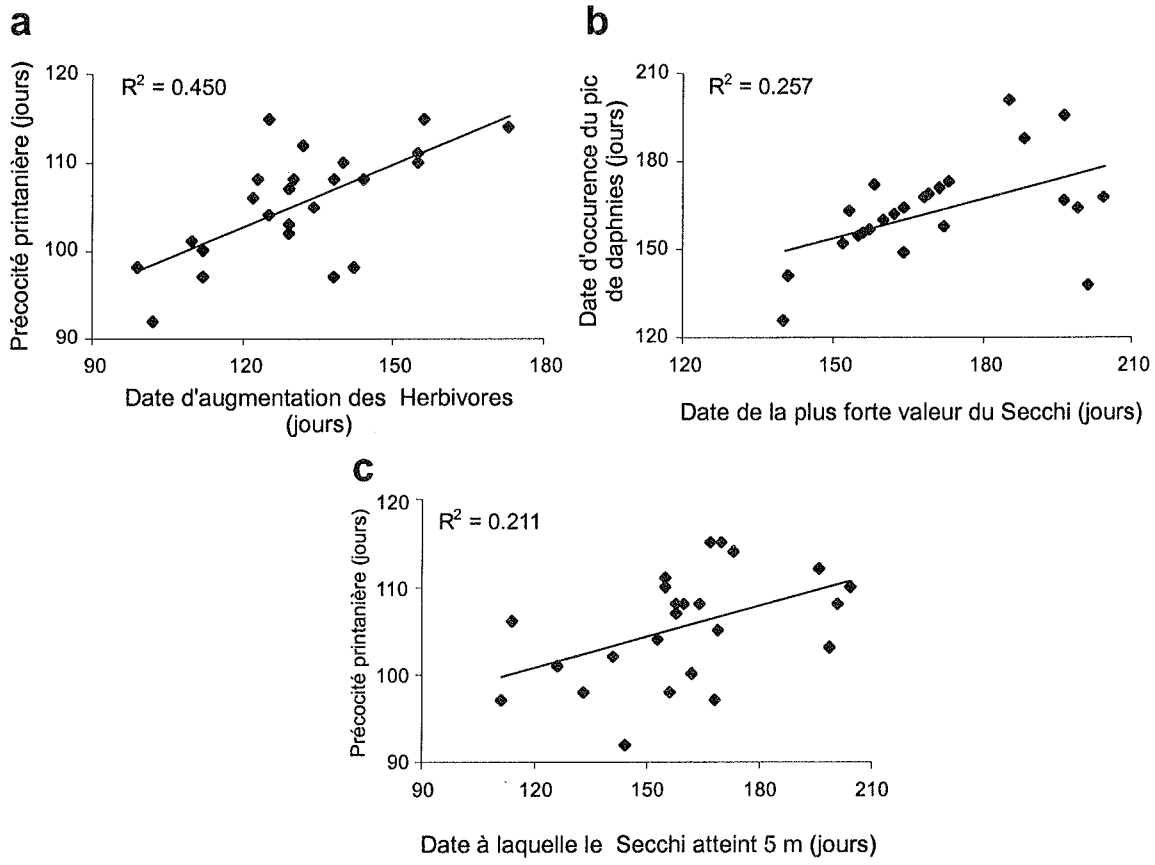


Figure 11 : Corrélations entre dates des phénomènes :
a) précocité du réchauffement printanier et développement du zooplancton herbivore
b) biomasses maximales de daphnies et transparences maximales
c) précocité du réchauffement printanier et début de la phase des eaux claires

Les dates du démarrage des herbivores, du pic de daphnies et du déclin du phytoplancton printanier (figures 11a et 11c) semblent donc influencées par la température de l'air. En revanche, les dates des maxima de transparence sont liées aux dates des maxima printaniers des daphnies, mais pas directement à la température.

Sur la période étudiée, la température de l'air en fin d'hiver et début de printemps est significativement corrélée à l'indice mesurant un phénomène météorologique de grande échelle : l'Oscillation Nord Atlantique ($a < 0.01$ pour les périodes de janvier à mars et février à avril). Ce phénomène météorologique, source première de la variabilité interannuelle du climat dans l'hémisphère nord (HURRELL et VAN LOON, 1997), est à l'origine de la série d'hivers doux observés ces dernières années dans des lacs d'Europe de l'Est (ADRIAN et al., 1995; GERTEN et ADRIAN, 2000).

Ces observations faites sur le Léman rejoignent celles réalisées dans des lacs européens et notamment le lac de Constance où la précocité de la phase des eaux claires coïncide avec des hivers doux et résulte d'un démarrage plus précoce du développement des daphnies, alors favorisées par des températures plus clémentes (STRAILE, 2000). En soulignant l'impact des hivers doux sur la dynamique planctonique, ces résultats fournissent donc des éléments pour renforcer ou discuter les hypothèses et prédictions liées aux effets climatiques et changements globaux.

4.2 Avancée de la communauté estivale et apparition de la communauté automnale VI

Les paramètres physico-chimiques qui permettent la distinction des 3 communautés phytoplanctoniques caractéristiques de la saison estivale ont été déterminés par une analyse discriminante. Cette méthode s'apparente à la régression linéaire. Elle cherche à "prédire" des groupes préétablis, ici les trois types communautaires estivaux, à l'aide des variables explicatives qu'on lui fournit. Une variable sera d'autant plus discriminante qu'elle permet de bien séparer les groupes en faisant une bonne prédiction d'appartenance pour les prélèvements. Les paramètres retenus à l'issue de cette analyse sont la profondeur de la couche appauvrie en orthophosphates et les concentrations en azote dissous. Les autres paramètres ont des valeurs trop proches et ne permettent pas la discrimination de ces trois communautés. En particulier, les profils mensuels moyens verticaux de la température ne présentent pas de différences marquées pendant l'été pour les trois grandes périodes (figure 12). Il ne s'agit donc pas d'un facteur discriminant.

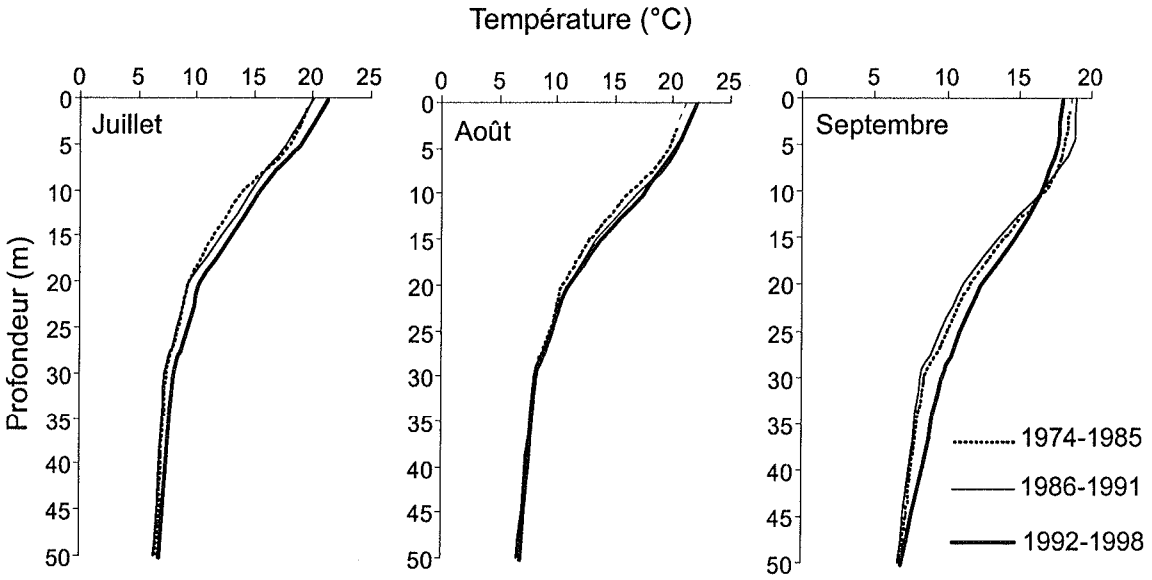


Figure 12 : Profils thermiques verticaux moyens pour les périodes 1974-1985, 1986-1991 et 1992-1998

Il n'en va pas de même pour les profils verticaux des nutriments (figure 13). En effet, les mois de juillet et août se caractérisent par une couche appauvrie, localisée dans les premiers mètres de la colonne d'eau et qui s'interprète comme étant "la couche de consommation". En septembre, cette couche s'étend avec l'enfoncement de l'épilimnion par l'action du vent.

Comme le soulignait l'analyse discriminante, ce sont bien les concentrations en phosphore qui présentent les profils les plus différents pour les trois périodes étudiées. La première période est globalement plus riche dans la couche trophogène. Contrairement à l'azote ou à la silice, on remarquera que ces faibles concentrations s'étendent au-delà de l'épilimnion. Et cet approfondissement ne peut pas être dû à un simple mélange car les autres paramètres présentent un profil très différent. Un mélange provoquerait également l'approfondissement de la thermocline. Il s'agit donc très probablement d'une consommation plus en profondeur de phosphore, comme le suggère l'analyse des profils verticaux de chlorophylle *a* (figure 14). En juin et juillet, le phytoplancton tend à se développer de plus en plus profondément et sa consommation se fait donc ressentir sur une plus grande profondeur, au moins dans les 30 premiers mètres. On notera en particulier, à titre d'exemple, le profil du 5 juillet 1999 où la chlorophylle *a*, et donc une bonne part du phytoplancton, se trouve concentrée juste sous la thermocline (figure 14b).

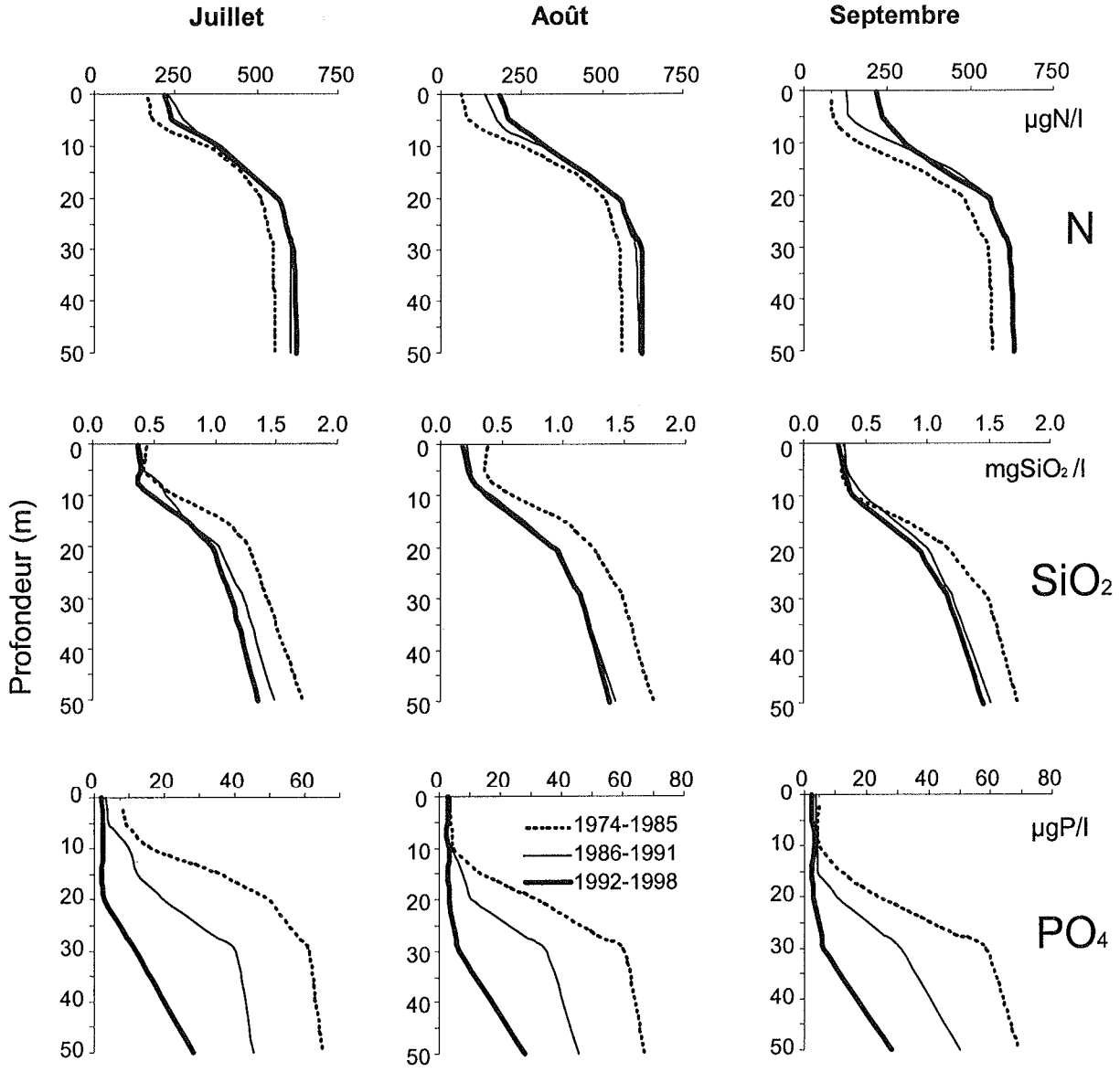


Figure 13 : Evolution estivale des profils verticaux des concentrations en azote dissous, silice dissoute et orthophosphates, pour les périodes 1974-1985, 1986-1991 et 1992-1998

Jusqu'à la fin des années 80, les maxima de chlorophylle *a* mesurés durant le mois de mai sont le plus souvent localisés dans la partie supérieure de la couche euphotique, entre la surface et 5 m de profondeur. Depuis 1990, ces maxima se situent occasionnellement plus en profondeur et peuvent atteindre les 15 m. En juin, les années 90 se distinguent fortement du reste de la série avec des maxima de chlorophylle *a* apparaissant systématiquement entre 5 et 10 m alors qu'ils étaient toujours localisés dans les 5 premiers mètres dans les années 70 et 80 (figure 14a). Ces deux périodes (1974 à 1988 et 1989 à 1998) présentent une différence significative sur ce critère (test de Wilcoxon). En juillet, la différence entre les deux périodes est toujours significative ($p < 0.005$), mais elle s'estompe en août ($p < 0.05$). Mais le mois d'août se caractérise par un enfoncement de la profondeur à partir de laquelle 50 % de la biomasse est atteinte (non figuré). Cette tendance traduit une distribution plus homogène de la chlorophylle en raison d'un pic plus émoussé. On observe donc une nette tendance à l'enfoncement estival du phytoplancton, qui se retrouve aujourd'hui bien souvent en limite inférieure de thermocline comme l'illustre la figure 14b.

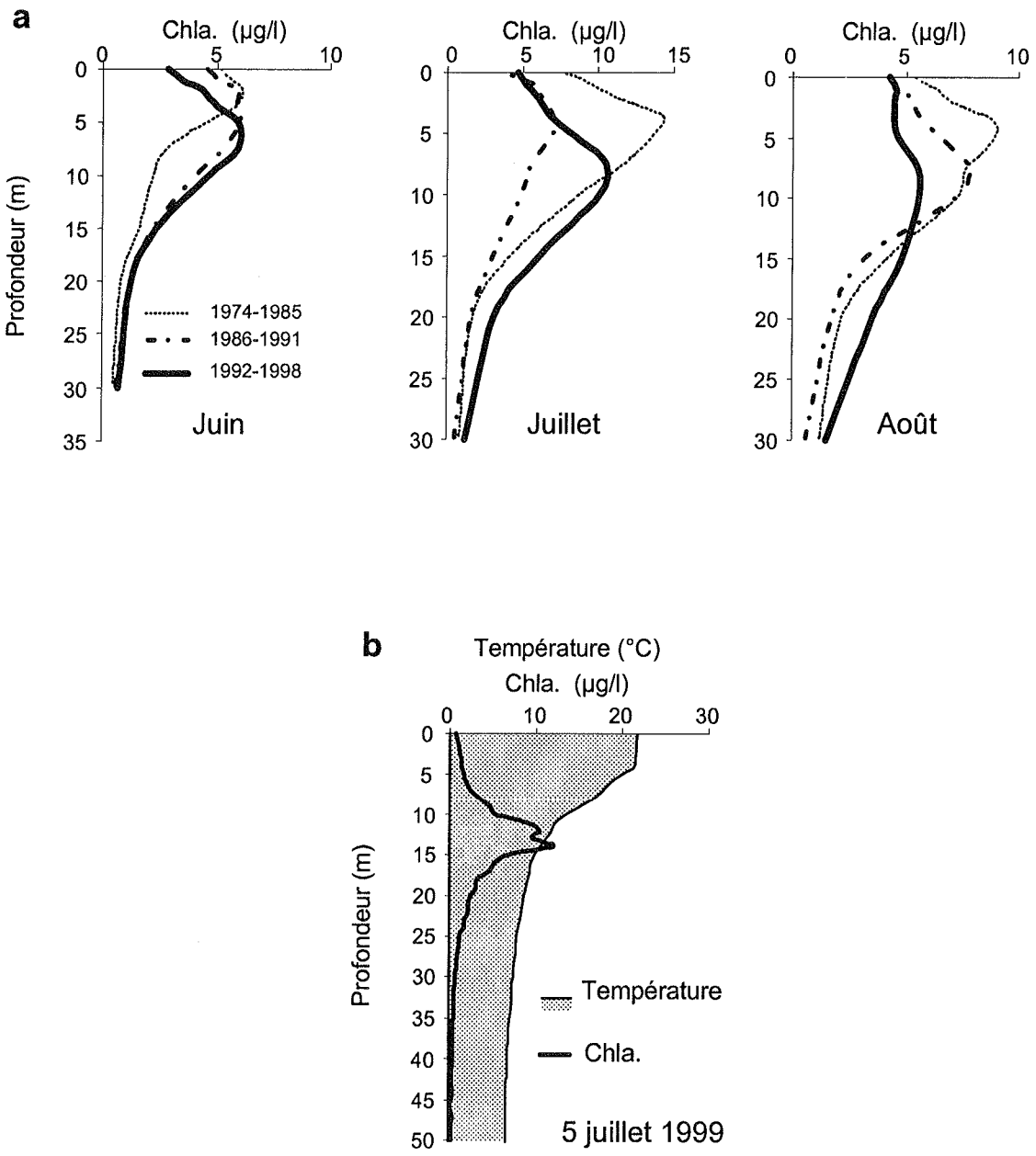


Figure 14 : Profils verticaux de chlorophylle *a*.

a) Profils moyens en juin, juillet et août pour les trois périodes : 1974 à 1985; 1986 à 1991 et 1992 à 1998

b) exemple de profils verticaux ponctuels de température et de chlorophylle *a* au point SHL2 (5 juillet 1999)

5. PERSPECTIVES

5.1 Modèle conceptuel de l'action du phosphore et du climat sur les algues du Léman

La dynamique du phytoplancton est donc influencée par des perturbations d'ordre climatique et anthropique (figure 15). Le réchauffement précoce des températures, lié à l'Oscillation Nord Atlantique, permet un développement plus rapide des communautés phytoplanctoniques. Ce réchauffement et l'abondance du phytoplancton permettent à leur tour un démarrage plus rapide du zooplancton. La régulation du phytoplancton par le broutage est donc d'autant plus précoce que les concentrations en phosphore ont déjà atteint de faibles valeurs de par la diminution des apports et la consommation par le phytoplancton. Tout part donc plus vite et, comme dans le lac de Constance, la zone carencée en phosphore s'étend plus rapidement (GAEDKE, 1998).

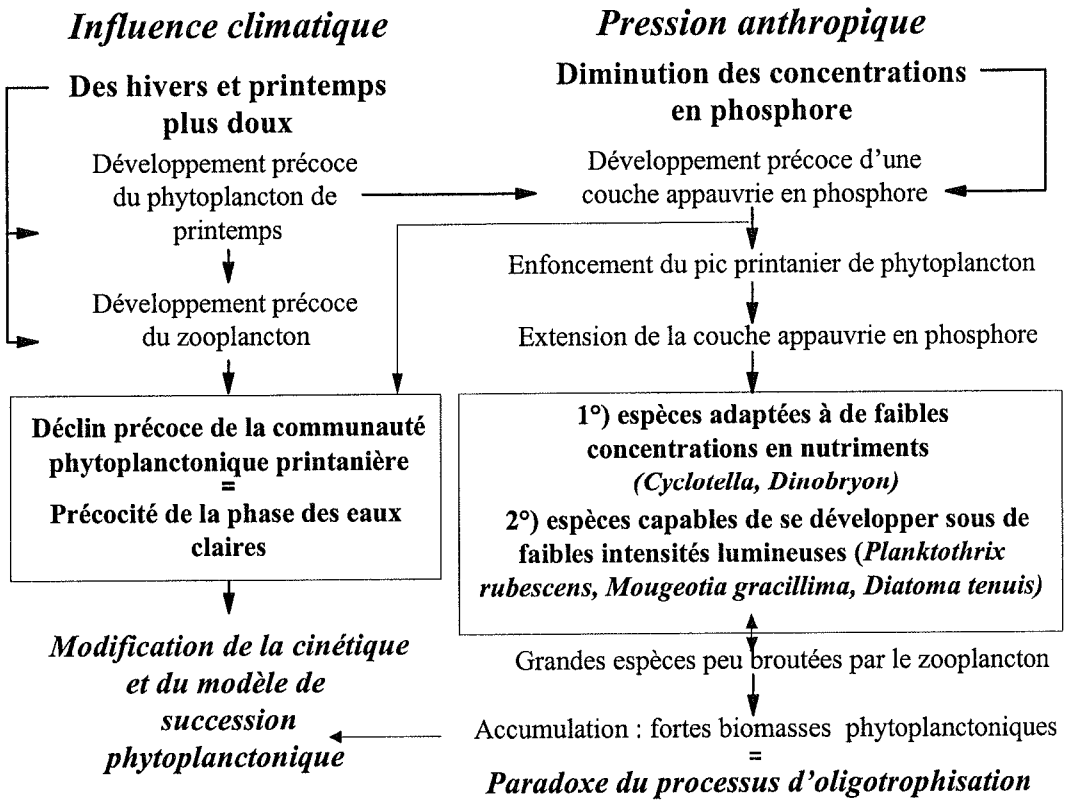


Figure 15 : Modèle conceptuel de l'évolution du phytoplancton du Léman de 1974 à 1998

Face à ce changement environnemental d'origine à la fois climatique (hiver doux) et anthropique (diminution des concentrations en phosphore), le phytoplancton réagit donc par un retour (il est vrai discret et à surveiller de près) d'espèces caractéristiques de milieux oligo-mésotrophes (*Cyclotella radiosa, C. comensis, C. bodanica*) et par le renforcement d'espèces adaptées aux faibles intensités lumineuses, voire parfois mixotrophes, capables de se développer en profondeur et, de ce fait, de pouvoir bénéficier d'apports en nutriments. Ces espèces (*Diatoma tenuis, Mougeotia gracillima* et, dans une moindre mesure *Planktothrix rubescens* ou *Oscillatoria limnetica*) à sédimentation lente, sont peu broutées par le zooplancton et peuvent s'accumuler dans la zone échantillonnée. Elles sont à l'origine de l'augmentation paradoxale des biomasses observées depuis 1990.

5.2 L'état de santé du Léman : une question de point de vue

Il est donc difficile d'établir un diagnostic sur l'état de santé du Léman, d'autant que cette notion demande à être clarifiée, spécialement lorsqu'il s'agit d'en tirer des conclusions pour la gestion (COSTANZA et MAGEAU, 1999). En effet l'état de santé est intuitivement lié à une idée de qualité. Or la qualité d'un milieu est une notion subjective, qui découle bien souvent d'un décalage entre une certaine perception de ce milieu et ce que l'on en attend, entre l'état et l'usage souhaité et l'état observé (BALIAN et BARROIN, 1995).

De son côté, le biologiste associera plutôt la notion de santé à l'efficacité du transfert des flux énergétiques au sein de l'écosystème. Cette notion, ainsi que les termes écologico-économiques qui l'accompagnent, restent donc vagues et ont différentes significations selon les personnes (GATTO, 1995). En outre, pour diagnostiquer un "état de santé", il est nécessaire de faire référence à un "état normal" (CARPENTER et COTTINGHAM, 1997). Or, sauf à s'appuyer sur les ouvrages littéraires ou médiatiques qui ont plutôt tendance à accentuer les faits, il est difficile de définir un point de référence scientifiquement documenté pour la période "oligotrophe" du lac, c'est-à-dire avant 1960, voire encore plus tôt pour certains auteurs. Concrètement, nous ne disposons guère que des ouvrages de FOREL (1904). Ceux-ci nous permettent toutefois de considérer que la dégradation trophique est effective. Dans la pratique, on contourne bien souvent ce double problème de définition et de référence en remplaçant la notion de "santé" par celle d' "intégrité". Elle reflète la capacité du système à répondre aux exigences des utilisateurs et à se maintenir dans cet état malgré les perturbations externes qu'il subit (DE LEO et LEVIN, 1997).

L'étude que nous avons conduite sur l'évolution à long terme des communautés algales, et en particulier sur leur réponse à la réduction des concentrations en phosphore, a permis de faire ressortir la signification écologique (voire la non signification) des variables biologiques classiquement employées (ANNEVILLE et al., 2001) et de dissocier les effets des facteurs naturels de ceux des impacts anthropiques (ANNEVILLE et al., soumis; ANNEVILLE et LEBOULANGER, soumis). Faute de références et d'une définition claire, mais surtout parce qu'il faut bien reconnaître que le lac a tout de même assez peu "bougé", il est assez hasardeux de dresser un bilan de l'évolution de son "état de santé" sur la période étudiée. Toutefois, compte tenu de nos résultats et des autres analyses qui ont pu être faites sur le Léman, quelques propositions sur la qualité trophique du lac peuvent être avancées, selon des points de vues complémentaires des différents usagers de l'eau... mais nous nous limiterons ici à celui du biologiste.

Du point de vue du biologiste, il est clair que la légère augmentation de biomasse et de fréquence d'observation des espèces oligotrophes et l'apparition, comme dans d'autres lacs subalpins en cours d'oligotrophisation, d'espèces mixotrophes telles celles appartenant au genre *Dinobryon* (GAEDKE, 1998), signent l'amélioration de la qualité trophique du Léman. Mais aucune amélioration générale n'a pu être observée, notamment sur la biomasse moyenne, et ce malgré une forte diminution du phosphore. Ceci révèle la propriété du système à maintenir son état, et nous avons pu montrer que cette "résilience" résulte de la plasticité fonctionnelle du système qui, dans notre cas, se traduit par un relais d'espèces plus adaptées aux faibles intensités lumineuses. Toutefois, étant donné les modifications constatées dans les autres compartiments biologiques : retour des herbiers à characées (DEMIERRE et DURAND 1999), retour, au niveau de la macrofaune benthique du Petit Lac, d'espèces caractéristiques de milieux oligotrophes (LANG, 2000), régression du gardon au profit de la perche et forte augmentation des tonnages de corégones pêchés (CHAMPIGNEULE et al., en préparation), nous ne pouvons qu'être optimistes quant à l'évolution trophique du système.

En définitive cette étude, complétée par d'autres travaux, montre que si le lac a peu évolué en termes de biomasse phytoplanctonique, il a tout de même évolué dans la bonne direction depuis les mesures de protection mises en place.

5.3. Quel avenir pour le lac ?

D'après SAS (1989), en milieu naturel, pour la plupart des espèces phytoplanctoniques, le phosphore commencerait à devenir limitant dans la zone trophogène à la valeur seuil de 10 µgP/l de phosphore réactif dissous. Et, selon REYNOLDS (1997), la croissance phytoplanctonique serait sévèrement réduite aux concentrations inférieures à 3 µgP/l. Dans le Grand Lac, au cours des dernières années, des concentrations inférieures à 3 µgP/l sont rencontrées jusque vers 20 m en juillet et 30 m en août et septembre (contre 0 m en juillet et 10 m en août pendant la période 1974-1985), rejoignant ou excédant la zone euphotique (ce qui correspond approximativement à la zone trophogène). Mais il reste délicat d'évaluer jusqu'à quelle profondeur le plancton situé à la base de la thermocline peut espérer mobiliser du phosphore pour sa croissance à l'échelle de quelques jours. Outre la tolérance de certaines espèces aux faibles intensités lumineuses, il faut tenir compte des possibilités de remontées d'eaux profondes riches en nutriments (par exemple sous l'effet des seiches internes). Or sur ce point, il est très difficile d'avoir des informations précises. Certes, on sait que le forçage de surface, essentiellement dû au vent, peut se faire sentir même en période de stratification jusqu'à des profondeurs pouvant aller jusqu'à 90 mètres (LEMMIN, 1998). S'il s'agit avant tout de transferts horizontaux, ils n'excluent pas certains mouvements verticaux. On sait aussi décrire, au moins qualitativement, l'ensemble des mécanismes de transport des masses d'eau qui peuvent avoir une influence sur l'écologie des lacs (IMBODEN, 1990). On sait de même qu'il peut exister localement des phénomènes micro-turbulents y compris dans le métalimnion (SAGGIO et IMBERGER, 2001), mais il reste difficile de chiffrer leur ampleur.

La figure 13, donnant les profils verticaux moyens de phosphore pour la période récente, montre une pente assez douce entre 20 et 50 mètres. Cela est compatible avec l'hypothèse d'une mobilisation du phosphore jusque vers 50 mètres. Malheureusement, nous n'avons aucun point de mesure entre 30 et 50 mètres. Il est donc tout à fait possible qu'il y ait une "marche", marquant la limite de la profondeur de mobilisation dans cette zone. En outre, cette pente assez douce peut également être provoquée non par une remontée du phosphore vers la surface, mais par une production par minéralisation bactérienne des détritus organiques en cours de sédimentation. Il est donc encore aujourd'hui impossible de fixer quelle profondeur doit atteindre la couche carencée en phosphore pour juguler efficacement la croissance algale. Elle est certainement d'au moins 30 mètres, mais s'étend peut-être jusqu'à 50 mètres, voire plus.

Tant que les concentrations en phosphore dissous des masses d'eau exploitables par le phytoplancton seront supérieures à 3 µgP/l, on peut s'attendre à ce que le développement d'algues adaptées aux faibles conditions lumineuses se maintienne élevé dès le milieu de l'été. C'est ce que nous observons ces dernières années et il est de ce fait probable que les proliférations "profondes" seront plus fréquentes. On peut penser en particulier à l'espèce potentiellement toxique *Planktothrix rubescens*, qui a pu dans le Léman produire parfois des fleurs d'eau (ANNEVILLE et PELLETIER, 1999) et qui atteint actuellement dans le lac du Bourget des biomasses profondes importantes (GAYTE et al., 1998). Un tel changement de comportement est une réponse effectivement rencontrée en lacs stratifiés dominés par des espèces mobiles ou par des Cyanobactéries (SAS, 1989; BALVAY et al., 1983). Pour éviter ce genre de nuisances, il est donc recommandé de poursuivre les efforts pour diminuer les concentrations en phosphore. En effet le seuil des 3 µgP/l, qui devrait permettre de limiter sévèrement la croissance de la plupart des algues, n'atteint encore que 15 mètres en juin. Même sous l'hypothèse optimiste sur l'épaisseur de la couche d'eau exploitable (peu de remontées profondes), il faudrait donc que la strate carencée gagne encore une dizaine de mètres, ce qui est tout de même important. Il est difficile de rapprocher ces chiffres du seuil retenu de longue date par la CIPEL comme objectif à atteindre pour limiter la croissance algale, à savoir 20 µgPtotal/l en moyenne annuelle. Tout au plus pouvons-nous empiriquement comparer l'évolution de la profondeur carencée en juillet avec celle du phosphore total (figure 16). Et si l'on se hasarde à extrapoler la courbe, sachant que la complexité des mécanismes oblige à la plus grande prudence et que la relation a toutes les chances de ne pas être durablement linéaire, on peut imaginer que la profondeur carencée dépasse effectivement la zone trophogène pour une teneur comprise entre 20 et 30 µgPtotal/l. Nous constatons donc une singulière convergence entre notre analyse et l'objectif de la CIPEL, objectif qu'il apparaît donc réaliste de maintenir.

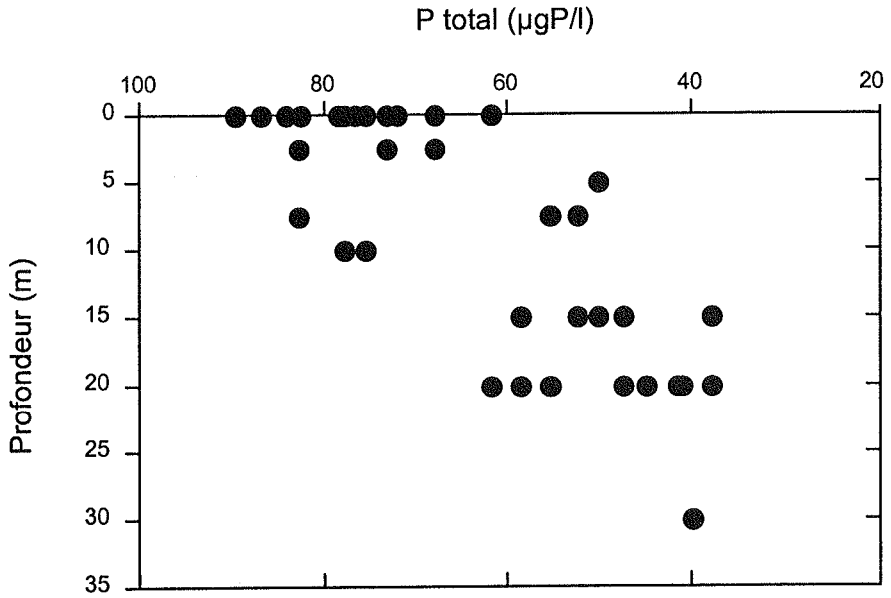


Figure 16 : Relation entre la moyenne annuelle pondérée du Phosphore total du Léman et la profondeur maximale à laquelle le Phosphore minéral dissous descend en dessous de 3 µgP/l en juillet

Malheureusement, la chute des concentrations en phosphore semble marquer le pas depuis le début des années 90 (figure 17a). Et cette tendance est d'autant plus inquiétante que la concentration en phosphore du lac semble suivre étroitement celle de ses affluents, et que la concentration en phosphore de ces derniers ne diminue plus (figure 17b).

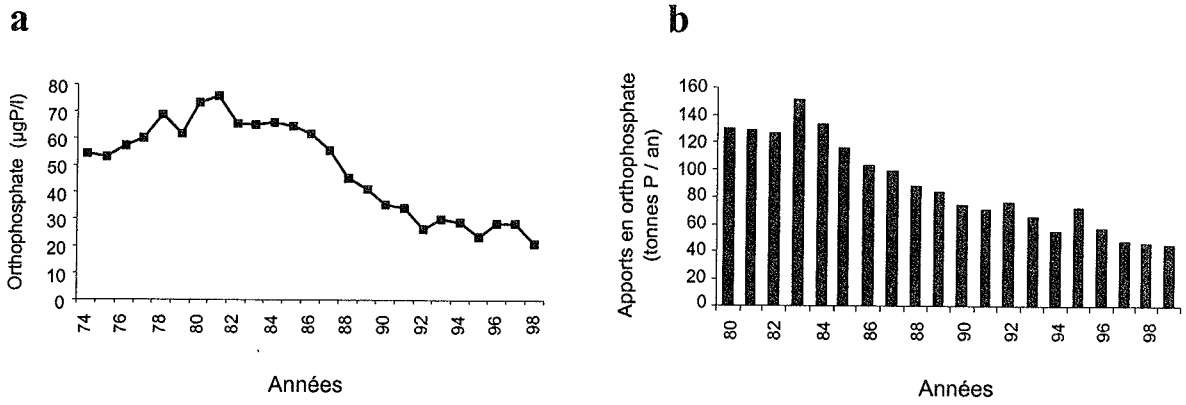


Figure 17 : a) Evolution en fin d'hiver, depuis 1974, de la concentration moyenne en orthophosphates pondérée sur les 10 premiers mètres

b) Total des apports en orthophosphates provenant des quatre principaux affluents du Léman depuis 1980

5.4. Suggestions pour améliorer le suivi

A la lumière de cette étude, certaines suggestions peuvent être faites pour améliorer le suivi. Les quatre premières nous paraissent à la fois indispensables et peu contraignantes :

- **Réactualiser la profondeur d'échantillonnage du phytoplancton**. Les conclusions de ce travail sur le rapide enfoncement des communautés planctoniques au cours de ces dernières années, ainsi que les mesures exploratoires prises à la sonde sur la répartition verticale des grands groupes pigmentaires (figure 17), confortent la décision prise en 2000 par la CIPEL d'échantillonner le phytoplancton sur une plus grande profondeur. Celle-ci a été fixée à 20 m, qui est la limite d'action de l'échantillonneur utilisé, et qui paraît effectivement suffisante aujourd'hui pour la plupart des espèces. Mais la question est encore de savoir si cette profondeur de récolte sera suffisante dans les prochaines années pour tenir compte quantitativement des espèces peu exigeantes vis-à-vis de la lumière et dont les communautés sont susceptibles de continuer à s'approfondir. Il est donc encore difficile de déterminer la profondeur d'échantillonnage optimale, et le choix devrait s'appuyer sur l'évolution des profils verticaux. Ceci nous conduit à la deuxième suggestion :
- **Renforcer la précision des profils verticaux des nutriments** dans la strate 20-90 mètres, pour les mois de mai, juin, juillet et août. Notre travail montre que la répartion verticale du phosphore est probablement le paramètre clef du fonctionnement actuel du lac, et qu'avec l'enfoncement des processus, les phénomènes déterminants se trouvent aujourd'hui dans la strate 15-30 mètres, voire au-delà. Des profils plus précis, couvrant la période de production du plancton, permettraient d'étudier leur déformation dans le temps et fourniraient des informations cruciales pour répondre à la question de la mobilisation ou non du phosphore depuis les couches profondes. L'idéal serait de garder un pas de 5 mètres jusqu'à 50 mètres, de 10 mètres ensuite.
- **Effectuer des profils fluorimétriques** pour déterminer la répartition verticale des grands groupes pigmentaires. Cette mesure, rendue possible par les progrès récents en matière de sondes fluorimétriques, et déjà appliquée à titre expérimental au lac du Bourget, donne une bonne information sur la répartition verticale des grandes catégories de phytoplancton. Elle est donc très complémentaire des dénombrements classiques qui, à moins de stratifier les échantillonnages, ce qui est très lourd, ne donnent pas la position des algues. A titre d'exemple, un profil effectué sur le Léman a montré la présence de Cyanobactéries jusqu'à 30 mètres de profondeur (figure 18). Des calages, en cours de validation, devraient permettre de traduire les intensités mesurées en biomasses avec une incertitude à préciser. Cette mesure apporterait également une certaine réponse à la difficulté évoquée de l'échantillonnage en profondeur des Cyanobactéries.
- **Effectuer des profils de luminosité** pour déterminer l'étendue de la zone dans laquelle le phytoplancton peut se développer. En effet il devient délicat d'extrapoler l'épaisseur de la couche euphotique depuis la transparence au Secchi, le disque blanc disparaissant bien souvent avant d'avoir atteint le pic de biomasse algale. Les profils de lumière donneraient des indications sur le déterminisme de la répartition verticale du phytoplancton et permettraient de convertir les valeurs de production primaire en production par unité d'énergie radiative, offrant alors un indice de l'efficacité productive du phytoplancton que nous ne pouvons pas calculer actuellement.

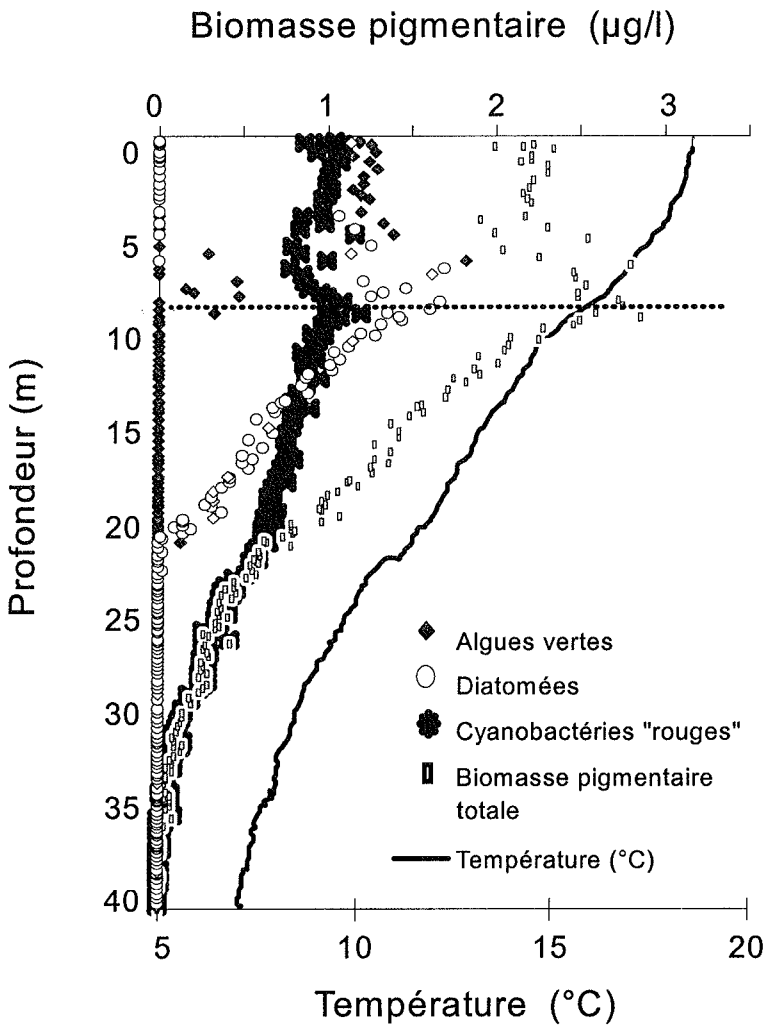


Figure 18 : Profil du 20 septembre 2000, Léman SHL1. Profondeur (m) en abscisse, intensité du signal en ordonnée

- **Augmenter la fréquence de certains échantillonnages.** Cette étude montre qu'avec le pas de temps actuel, il est difficile de caractériser les modifications temporelles du fonctionnement annuel du lac, comme l'avancée du démarrage printanier de l'activité planctonique ou la modification de la durée de la phase des eaux claires. Or ce sont probablement des marqueurs importants de la "vie" du lac, qu'ils soient induits par la modification de sa charge en nutriments, par l'évolution du climat ou par des modifications de la structure du réseau trophique. Mais augmenter la fréquence d'échantillonnage implique un lourd investissement. Aussi suggérons-nous de limiter les relevés à plus haute fréquence aux variables intégratrices accessibles à peu de frais : transparence et profils verticaux faits à la sonde et, en particulier, profils pigmentaires. Ces mesures légères, qui augmenteraient la "réactivité" du suivi face à l'évolution saisonnière du lac, pourraient s'effectuer au large de la station de Thonon.
- **Acquérir une information spatialisée sur l'état du lac.** Dans bien des cas, la "qualité" du lac se décline sur ses rives, que ce soit en termes de développements d'algues indésirables ou en termes écotoxicologiques (panaches des rivières, pollution des ports, des villes). Le suivi comportait d'ailleurs à ses débuts un certain nombre de points côtiers, rapidement abandonnés pour des questions de coûts. Mais compte tenu des progrès constants en matière de télédétection, que ce soit en termes de résolution, de richesse dans le spectre de mesures, ou de coût des images (considérablement en baisse), réactualiser une étude sur l'intérêt et la faisabilité d'intégrer ces types de mesures au suivi nous paraît d'actualité. Une autre possibilité, déjà suggérée, serait d'impliquer les pêcheurs professionnels pour des relevés quotidiens de transparence et de température, ce qui aiderait à mieux cerner la position et la durée des poussées phytoplanctoniques dans l'épilimnion.

6. CONCLUSIONS

Ce travail montre que la diminution du phosphore a induit un changement dans la répartition verticale du phytoplancton et a modifié la composition spécifique de la communauté estivale en favorisant les espèces plus adaptées aux faibles intensités lumineuses, et donc aptes à se développer à plus grande profondeur. Mais ces algues ont tendance à s'accumuler, en particulier grâce à la résistance au broutage que leur confère leur grande taille, et peuvent alors provoquer des nuisances. En outre ce changement induit par une cause anthropique (la diminution du phosphore) entre en synergie avec une autre cause, météorologique celle-là. Les hivers et printemps plus doux de ces dernières années favorisent le développement du plancton, ce qui conduit à un épuisement précoce du phosphore de la couche euphotique. Ces hivers doux induisent également un développement plus précoce du zooplancton, ce qui pourrait favoriser le développement des poissons et, par effet de cascade, limiter par prédation le zooplancton estival, et par conséquent l'action de son broutage sur le phytoplancton. Tous ces phénomènes contribuent donc à expliquer l'effet paradoxal de la diminution du phosphore sur les biomasses et le remplacement des fleurs d'eau estivales à Cyanobactéries et Dinophycées, bien typiques des milieux eutrophes, par des fleurs d'eau à Zygophycées et Xanthophycées, un peu plus ubiquistes mais souvent tout aussi gênantes. Soulignons en outre que l'on observe également dans les échantillons un retour, certes timide, de genres plus typiques des milieux oligotrophes comme *Synedra* et *Cyclotella*.

Bien que cette étude ait permis de déceler trois grands types de fonctionnement pour le lac depuis 1974 et que l'on manque de références sur la période "pré-eutrophe", on ne peut que constater l'extrême stabilité du lac face aux fluctuations importantes en phosphore de ces dernières décennies. Stabilité ne veut pas dire immobilisme, et notre étude en a montré quelques mécanismes. Mais si cette stabilité a pu probablement, par le passé, éviter des nuisances plus importantes, elle contribue aujourd'hui à freiner le retour à des biomasses algales plus discrètes et surtout à des espèces moins indésirables.

Afin de limiter les proliférations des grandes espèces automnales, il reste donc conseillé de continuer à réduire les teneurs en phosphore, afin que la couche carencée, affichant des concentrations inférieures à 3 µg P/l, dépasse rapidement (si possible dès la fin juin), sous l'action de la consommation printanière, la zone exploitable par le phytoplancton. Il est aujourd'hui impossible de fixer l'épaisseur de cette zone. Elle est au minimum égale à la zone trophogène, soit 25 à 30 mètres, mais pourrait être sensiblement plus profonde si les phénomènes de remontées de phosphore que nous suspectons se confirment. Limitée à la strate 0-5 mètres au début des années 80, la couche carencée atteint aujourd'hui environ 15 à 20 m de profondeur fin juin. Il faudrait donc encore descendre d'une bonne dizaine de mètres et nos résultats semblent pour l'instant confirmer l'objectif retenu de longue date par la CIPEL pour limiter la croissance algale, à savoir une moyenne annuelle de 20 µg Ptotal/l sur l'ensemble de la colonne d'eau.

Nous suggérons donc d'utiliser la précocité du développement de la couche carencée en phosphore, son intensité et son extension verticale comme marqueurs de l'évolution trophique du lac, et la durée, l'intensité, la répartition verticale et la composition taxonomique de la communauté phytoplanctonique estivale comme marqueurs de la réponse du lac. Car si les concentrations en phosphore continuent à décroître, on peut s'attendre à ce que les accumulations d'espèces tolérantes aux faibles intensités lumineuses soient à la fois plus précoces, plus profondes, moins intenses, et moins durables... jusqu'à disparaître ou presque. C'est pourquoi nous recommandons de mettre en application les suggestions faites dans ce rapport pour améliorer le suivi et, en premier lieu, d'augmenter la profondeur d'échantillonnage pour les dénombrements spécifiques du phytoplancton, améliorer la précision des profils verticaux des nutriments pendant la saison chaude et effectuer systématiquement des profils à la sonde fluorimétrique.

Nous ne pouvons aujourd'hui définir les conséquences sur la pêche d'une poursuite de la réduction des apports en phosphore, entre l'effet positif d'un moindre colmatage des filets et l'effet négatif d'une possible réduction des proies pour les poissons. Dans le même esprit, il est fort probable qu'une fois acquise une relative "tranquillité" des algues dans le domaine pélagique, l'avenir de la qualité du lac se joue plutôt sur ses rives. Car, si l'on peut espérer que la couche carencée puisse atteindre, dans un avenir assez proche, une profondeur suffisante pour limiter la croissance des algues pélagiques, ce schéma ne fonctionnera vraisemblablement pas sur les rives. En effet le mouvement d'eau occasionné par les seiches internes trouve son ampleur maximale près des rives, et les baies soumises à ces mouvements se trouvent périodiquement alimentées par des eaux profondes et riches, un peu à la manière des "upwellings" océaniques. On peut donc s'attendre à ce que les proliférations d'algues côtières, auxquelles les usagers du lac sont par ailleurs *a priori* plus sensibles, restent fréquentes alors même que les proliférations pélagiques auront disparu. C'est pourquoi nous suggérons de réfléchir dès aujourd'hui au meilleur moyen d'acquérir une information spatialisée sur les biomasses algales. Nous en aurons vraisemblablement grand besoin demain, ainsi que d'indicateurs aussi clairs que possible sur l'évolution des peuplements piscicoles.

Ce travail, le premier de ce type sur les données du Léman, et qui a de ce fait occasionné un important travail d'organisation et de validation des données, montre qu'il est possible de progresser de manière importante dans la compréhension des modes de fonctionnement du lac avec les données de la CIPEL, parce que l'on dispose de l'ensemble des grands facteurs explicatifs potentiels, biotiques et abiotiques, sur une longue période. Et ceci alors même que le pas d'échantillonnage est assez lâche en regard des temps de génération du phytoplancton et qu'une station de mesure unique ne fournit qu'une perception ponctuelle de phénomènes dont l'hétérogénéité spatiale est reconnue (ANGELI et al., 1991; PINEL-ALLOUL et al., 1999). C'est donc avec conviction que nous reprenons les propos de Forel, qui assurait que le Léman représente un très bon cas d'étude tant sur le plan scientifique que pour la gestion des systèmes lacustres. Toutes ces remarques confortent les actions de la CIPEL et justifient les efforts consentis pour une meilleure compréhension et une meilleure protection du lac.

BIBLIOGRAPHIE

ADRIAN, R., DENEKE, R., MISCHKE, U., STELLMACHER, R. et LEDERER, P. (1995) : A long-term study of the Heiligensee (1975-1992). Evidence for effects of climatic change on the dynamics of eutrophied lake ecosystems. Arch. Hydrobiol., 133, 315-337.

ANGELI, N., DUFOUR, P., GERDEAUX, D., GUILLARD, J. et PELLETIER, J.P. (1991) : Variabilité horizontale des sels nutritifs et des biomasses planctoniques dans le Léman : incidence de la bise en période de faible stabilité. In : Hommage à F.-A. Forel, Troisième conférence internationale des limnologues d'expression française. - Morges, J.-P. Vernet (Ed), 219-222.

ANNEVILLE, O. et LEBOULANGER, C. (soumis) : Long-term changes in the vertical distribution of phytoplankton biomass and primary production in Lake Geneva : a response to the oligotrophication. Actes du XIV congrès national de l'association italienne d'océanologie et de limnologie.

ANNEVILLE, O. et PELLETIER, J.P. (1999) : Vers une amélioration de la qualité des eaux du Léman ? Evolution comparée d'indices trophiques. In : Découvrir le Léman, BERTOLA, C., GOUMAND, C. et RUBIN, J.-F., Slatkine (Ed), Genève. 215-227.

ANNEVILLE, O., GINOT, V. et ANGELI, N. (soumis) : Restoration of Lake Geneva: expectations and results vs. phytoplankton response to P decrease. Lakes and Reservoirs, Research and Management.

ANNEVILLE, O., ANGELI, N., GINOT, V. et PELLETIER, J.P. (2001) : Ambiguïté sur l'état trophique du Léman : vers un indice fondé sur les associations d'espèces. In : Les variables biologiques comme indicateurs de l'état de santé des hydrosystèmes, Cemagref (Ed), France, 153-175.

BALIAN, E. et BARROIN, G. (1995) : Evaluation de la qualité des eaux du Léman : de l'approche des scientifiques à la perception des utilisateurs. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1994, 251-256.

BALVAY, G. (1998) : Le zooplancton du Léman, compartiment incontournable du réseau trophique. Archs Sci., Genève, 51, 45-54.

BALVAY, G., BARROIN, G., BLANC, P., FEUILLADE, J., FEUILLADE, M., ORAND, A. et PELLETIER, J.P. (1983) : Caractérisation et essais de restauration d'un écosystème dégradé In : le Lac de Nantua. J. Feuillade (Ed)., INRA., Col. Hydrobiologie et aquaculture, Paris, 165 p.

BLANC, P., CORVI, C., KHIM-HEANG, S. et RAPIN, F. (2000) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1999, 33-58.

CARPENTER, S. R. et COTTINGHAM, K. L.. (1997) : Resilience and restoration of lakes. Conservation Ecology (online) 1(1), 2. http://www.consecol.org/vol1/iss1/art2/.

CATALAN, J. (2000) : Primary production in a high mountain lake: an overview from minutes to kiloyears. Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 13, 1-21.

CHAMPIGNEULLE, A., BUTTIKER, B., PATTAY, D. et GERDEAUX, D. (en préparation) : Commission Internationale pour la pêche dans le Léman. Bilan 1996-2000. Perspectives 2001-2005.

COSTANZA, R. et MAGEAU, M. (1999) : What is a healthy ecosystem ? Aquatic Ecology, 33, 105-115.

DE LEO, A.G., et LEVIN, S. (1997) : The multifaceted aspects of ecosystem integrity. Conservation Ecology (online), 1(1), 3. http://www.consecol.org/Journal/vol1/iss1/art3/.

DEMIERRE, A. et DURAND, P. (1999) : La végétation macrophytique du Léman. Campagne 1997 et 1998. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1998, 129-217.

DUFRÊNE, M. et LEGENDRE, P. (1997) : Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. Ecological Monographs, 67, 345-366.

ERNST, A. (1990) : Cyanobacteria in large lakes : a case study in Lake Constance. In : Large lakes, M.M. Tilzer et C. Serruya, Springer-Verlag, 428-439.

FOREL, F. A. (1904) : Le Léman, monographie limnologique. Tome III. Slatkine Reprints. Genève, 1998, 715p.

GAEDKE, U. (1998) : Functional and taxonomical properties of the phytoplankton community of large and deep Lake Constance: Interannual variability and response to re-oligotrophication (1979-93). Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol., 53, 317-333.

GATTO, M. (1995) : Sustainability: is it a well defined concept? Ecological Applications, 5, 1181-1184.

GAYTE, X., FONTVIEILLE, D., VINÇON-LEITE, B., TASSIN, B., BLANC, P., DRUART, J.C., BALVAY, G., PELLETIER, J.P. et PAOLINI, G. (1998) : Analyse de l'évolution de la qualité des eaux du lac du Bourget. Rapport 1995-1996, 242 p.

GERDEAUX, D., BUTTIKER, B. et PATTAY, D. (1989) : La pêche et les recherches piscicoles en 1988 sur le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1988, 79-87.

GERTEN, D. et ADRIAN, R. (2000) : Climate-driven changes in spring plankton dynamics and the sensitivity of shallow polymictic lakes to the North Atlantic Oscillation. Limnol. Oceanogr., 45, 1058-1066.

HARFF, J.E. et DAVIS, JC. (1990) : Regionalization in geology by multivariate classification. Mathematical Geology., 22, 573-588.

HOLLING, C. S. (1973) : Resilience and stability of ecological systems. Annual Review of Ecology and Systematics, 4, 1-23.

HÖRNSTRÖM, E. (1981) : Trophic characterization of lakes by means of qualitative phytoplankton analysis. Limnologica, 13, 249-261.

HURRELL, J.W. et VAN-LOON, H. (1997) : Decadal variations in climate associated with the North Atlantic oscillation. Clim. Change, 36, 301-326.

KNOECHEL, R. et KALFF, J. (1975) : Algal sedimentation: the cause of diatom-blue-green succession. Verh. Int. Verein. Limnol., 19, 745-754.

IMBODEN, D. M. (1990) : Mixing and transport in lakes : mechanisms and ecological relevance. In : Large lakes. Ecological Structure and Function, M.M. Tilzer et C. Serruya, Springer-Verlag, 47-80.

LANG, C. (2000) : Evolution de l'état trophique du Petit Lac entre 1994 et 1999 indiquée par les communautés de vers et de chironomides. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1999, 129-133.

LEMMIN, U. (1998) : Courantologie lémanique. Arch. Sci. Genève, 51 (1), 103-120.

L'HERMIER DES PLANTES, H. (1976) : Structuration des tableaux à trois indices de la statistique. Théorie et applications d'une méthode d'analyse conjointe. Thèse de 3°cycle, USTL, Montpellier.

LAVIT, C., ESCOUFIER, Y., SABATIER, R. et TRAISSAC, P. (1994) : The ACT (Statis method). Computational Statistics and Data Analysis, 18, 97-119.

McQUEEN, D. J., POST, J. R. et MILLS, E. L. (1986) : Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 43, 1571-1581.

MOLINE, M.A. et PRÉZELIN, B.B. (1996) : Long-term monitoring and analyses of physical factors regulating variability in coastal Antarctic phytoplankton biomass, in situ productivity and taxonomic composition over subseasonal, seasonal and interannual time scales. Mar. Ecol. Prog, 145, 143-160.

MONOD, R., BLANC, P. et CORVI, C. (1984) : Les formes du phosphore. In : Léman synthèse 1957-1982. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut. (Ed), Lausanne, 121-140.

OCDE (1982) : Eutrophisation des eaux : méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte. Paris, 164 p.

PAERL, H. W. (1988) : Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine, and inland waters. Limnol. Oceanogr., 33, 823-847.

PELLETIER, J.P. et DRUART, J.-C. (1968) : Première colonisation du Léman par Oscillatoria rubescens D.C. Revue Algologique, 2, 186-192.

PIMM, S.L. (1984) : The complexity and stability of ecosystems. Nature, 307, 321-326.

PINEL-ALLOUL, B., GUAY, C., ANGELI, N., LEGENDRE, P., DUTILLEUL, P., BALVAY, G., GERDEAUX, D. et GUILLARD, J. (1999) Large-scale spatial heterogeneity of macrozooplankton in Lake of Geneva. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 56, 1437-1451.

REYNOLDS, C.S. (1984) : The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press. 384 p.

REYNOLDS, C. S. (1988) : The concept of ecological succession applied to seasonal periodicity of freshwater phytoplankton. Verh. Internat. Verein. Limnol., 23, 683-691.

REYNOLDS, C. S. (1996) : The plant life of the pelagic. Verh. Internat. Verein. Limnol., 26, 97-113.

REYNOLDS, C. S. (1997) : Vegetation process in the pelagic: A model for ecosystem theory. Excellence in Ecology, Ecology Institute, 371 p.

ROSÉN, G. (1981) : Phytoplankton indicators and their relations to certain chemical and physical factors. Limnologica, 13, 263-290.

SAGGIO, A., IMBERGER, J. (2001) : Mixing and turbulent fluxes in the metalimnion of a stratified lac. Limnol. Oceanogr., 46(2), 392-409.

SAS, H. (1989) : Lake restoration by reduction of nutrient loading : Expectations, experiences, extrapolations. Academia Verlag, Richarz, 497 p.

SCHINDLER, D.W. (1978) Factors regulating phytoplankton production and standing crop in the world's fresh-waters. Limnol. Oceanogr., 23, 478-486.

SCHINDLER, D.W. (1988) Experimental studies of chemical stressors on whole lake ecosystems. Verh. Int. Ver. Limnol., 23, 1-41.

SMITH, V. H. (1986) : Light and Nutrient Effects on the Relative Biomass of Blue-Green Algae in Lake Phytoplankton. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 43, 148-153.

SOMMER, U. (1983) : Nutrient competition between phytoplankton species in multispecies chemostat experiments. Arch. Hydrobiol., 96, 399-416.

SOMMER, U., GLIWICZ, Z.M., LAMPERT, W. et DUNCAN, A. (1986) : The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. Arch. Hydrobiol., 106, 433-471.

STRAILE, D. (2000) : Meteorological forcing of plankton dynamics in a large and deep continental European lake. Oecologia, 122, 44-50.

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, **2001**, 191-206.

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

Campagne 2000

PAR

Alain ORAND, Jean-Paul MOILLE et **Jean Marcel DORIOZ**

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

François RAPIN

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

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 neuf affluents secondaires. Les exportations du lac sont contrôlées sur le Rhône émissaire à Genève. Enfin, les analyses sur le Rhône aval à Chancy et ses principaux tributaires de la région genevoise ont permis de dégager l'importance des apports du bassin versant du Rhône entre sa sortie du Léman et son entrée sur le territoire français.

L'année 2000 est une année, en moyenne, de pluviométrie normale au voisinage du Léman. Les débits moyens annuels sont égaux à la moyenne de la période 1981-2000. Toutefois, par exemple à Thonon, après un premier semestre déficitaire (273.5 mm de pluviométrie), des épisodes pluvieux remarquables en juillet, octobre et novembre comblent partiellement ce déficit et situent l'année 2000 (885.6 mm) au 34e rang des années les plus pluvieuses de la chronologie 1951-2000.

En 2000, les apports en phosphore total au lac par les quatre rivières principales ont été de 1'350 tonnes. Le Rhône amont représente 90 % de ces apports. Les neuf rivières secondaires apportent 32 tonnes de phosphore total au Léman.

Les apports en phosphore dissous des quatre rivières principales (53 tonnes) ont augmenté de près de 15 % par rapport à ceux de 1999 qui étaient les plus faibles enregistrés depuis le début des années 60. Les neuf rivières secondaires, quant à elles, ont apporté 10.6 tonnes, dont 4.25 tonnes par la seule Versoix, affluent dont la charge est la plus élevée après le Rhône et la Dranse.

Les concentrations moyennes annuelles en phosphore dissous sont relativement élevées dans certaines rivières secondaires telles que le Nant d'Aisy (233 µg P/l), l'Hermance (165 µg P/l), la Chamberonne (56 µg P/l), la Versoix (41 µg P/l) et la Morges (40 µg P/l).

Les apports en azote minéral total par le Rhône amont représentent 65 % du total des apports répertoriés (quatre rivières principales et neuf rivières secondaires). Les concentrations en azote minéral total varient de 0.58 mg N/l dans le Rhône amont à 9.63 mg N/l dans le Nant d'Aisy. Une rivière principale, la Venoge, ainsi que cinq rivières secondaires, la Chamberonne, la Morges, la Dullive, l'Eau froide et le Nant d'Aisy dépassent la concentration moyenne annuelle de 3 mg N/l.

Les apports en chlorure sont en augmentation avec 57'500 tonnes dans les rivières principales. Les neuf affluents secondaires apportent 3'500 tonnes. La concentration moyenne annuelle pondérée dans ces rivières secondaires (10 mg Cl/l) est plus élevée que celle des rivières principales (8.3 mg Cl/l).

Les analyses effectuées sur les différentes rivières en aval du lac permettent de faire la part apportée par le bassin versant du Rhône entre sa sortie du Léman et Chancy pour les éléments chimiques tels que les nitrates, le phosphore total et le phosphore dissous. Entre le Rhône émissaire et Chancy, pour des débits multipliés par 1.3, on constate que les nitrates le sont par un facteur de 2.2, le phosphore total augmente d'un facteur 4 et le phosphore dissous d'un facteur 4.2.

1. GÉNÉRALITÉS

En 2000, 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 et au pont de Bioge pour les débits, 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 sont déterminées sur le Rhône à Genève. Pour ces rivières, les prélèvements sont effectués en continu et les analyses réalisées sur des échantillons proportionnels au débit.

Plusieurs affluents secondaires, tous situés sur la côte suisse, ont été suivis : l'Hermance, la Versoix, la Promenthouse, la Dullive, la Morges, la Chamberonne, la Veveyse, l'Eau Froide et le Nant d'Aisy. Les résultats des suivis sur les affluents secondaires font l'objet d'un paragraphe en fin de rapport. En effet, il n'est pas possible, pour l'évolution à long terme, de traiter l'ensemble des rivières car les affluents secondaires ne sont analysés, pour certains, que depuis quelques années. Par contre, compte tenu de l'importance relative des rivières secondaires par rapport aux rivières principales (le Rhône amont mis à part), nous avons inclus les apports des rivières secondaires dans les graphiques.

Les analyses sur le Rhône émissaire, le Rhône à Chancy (programme NADUF), l'Arve ainsi que l'Allondon permettent de déterminer les bilans des apports de l'agglomération genevoise.

Les prélèvements ainsi que les analyses chimiques sont effectués par les laboratoires suivants :

- Service cantonal d'hydrobiologie, 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-UMR/CARRTEL), Thonon-les-Bains,
- Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux (IFAEPE), 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. En 2000, les résultats analytiques sont concordants (STRAWCZYNSKI, 2001).

La plupart des analyses sont effectuées sur des échantillons d'eau filtrée (maille de 0.45 µm). Par contre, les concentrations de phosphore total, d'azote total et de carbone organique total sont déterminées sur les échantillons d'eau brute. Pour les métaux dans le Rhône amont, les analyses sont effectuées sur les eaux brutes acidifiées.

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 secondaires. Toutes les autres rivières sont suivies dans le cadre de programmes cantonaux ou propres aux laboratoires.

TABLEAU 1 - Type de prélèvement

	Proport. au débit intégré sur 1 semaine	Proport. au débit sur 24 h. (1 x mois)	Instantané (1 x mois)
Bassin du Léman			
Rhône - Porte du Scex	x		
Dranse	x		
Aubonne	x		
Venoge	x		
Versoix			x
Veveyse	x [1]		
Promenthouse	x [1]		
Chamberonne	x [1]		
Hermance			x
Eau Froide		x	
Morges	x [1]		
Dullive		x	
Nant d'Aisy			x
Rhône émissaire	x [2]		
Bassin du Rhône aval			
Arve			x
Allondon			x
Goy			x
Dronde			x
Rhône à Chancy	x [2]		

[1] = intégré sur une semaine, proportionnel au temps

[2] = intégré sur deux semaines

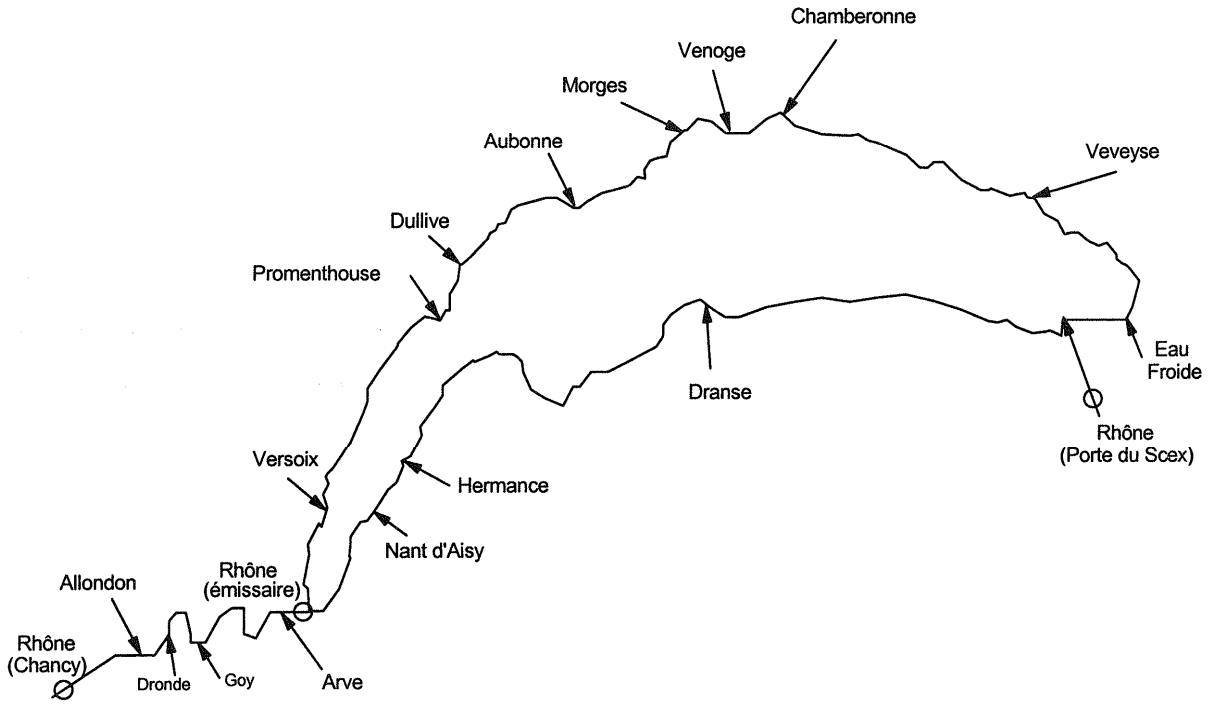


Figure 1 : Situation des diverses rivières étudiées

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

L'année 2000 est une année de pluviométrie moyenne avec une lame d'eau précipitée au niveau du Léman de l'ordre de 1'031 mm (COLON, 2001). Les débits moyens annuels des rivières principales sont en baisse par rapport à 1999 mais restent dans la moyenne interannuelle de 1985 à 2000.

TABLEAU 2 - Débits des affluents principaux et de l'émissaire (m^3/s)

Année	Rhône amont	Dranse	Aubonne	Venoge	Rivières secondaires	Rhône émissaire
1981	211.0	22.2	5.3	5.2		304
1982	219.0	22.7	7.0	6.1		304
1983	206.0	22.7	6.5	5.2		268
1984	160.2	19.6	5.9	5.3		221
1985	182.7	19.7	4.6	3.4		258
1986	199.1	21.4	5.3	3.9		259.1
1987	198.2	23.3	6.9	4.7		276.6
1988	206.7	22.2	6.7	5.5		278.9
1989	169.6	12.1	2.9	2.3		207.2
1990	172.2	18.3	3.7	3.0		238.6
1991	173.7	14.9	5.9	3.2	12.3	201.5
1992	178.5	21.3	7.2	4.1	16.8	224.7
1993	191.2	17.3	5.6	6.6	16.5	243.2
1994	216.4	20.5	6.1	4.5	11.7	297.4
1995	210.5	27.2	6.6	5.3	13.6	303.4
1996	147.2	15.2	4.5	3.5	9.7	192.5
1997	184.9	18.7	5.8	3.9	8.0	234.0
1998	170.5	17.2	4.9	3.3	8.0	216.3
1999	218.0	24.9	6.0	5.1	16.9	302.2
2000	189.7	19.8	6.1	4.2	10.4	246,6
Moyenne	190,4	20,1	5,7	4.4	12.4	253,9

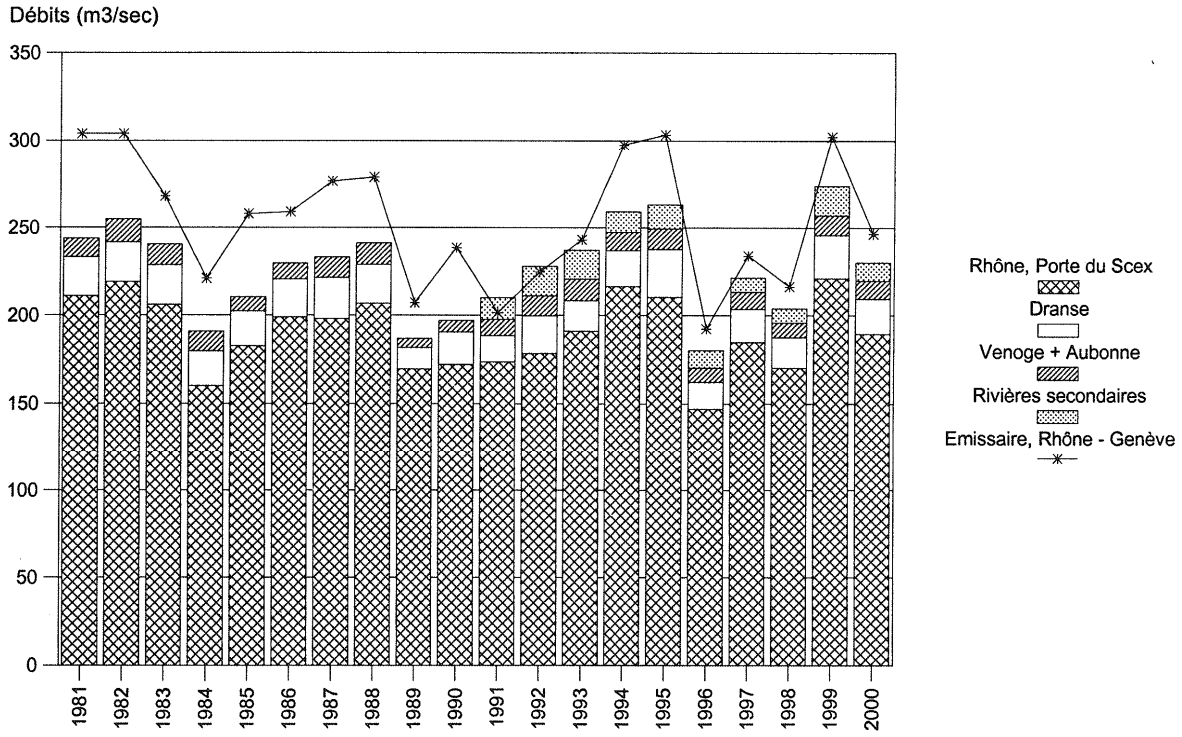


Figure 2 : Débits moyens annuels

3. APPORTS ANNUELS ET COMPOSITION DE L'EAU DES AFFLUENTS

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

- *Pour les rivières échantillonnées en continu*

$$Fa = \sum_{1}^{s} Ch \cdot Qh \qquad Cmoy = \frac{Fa}{\sum_{1}^{s} Qh}$$

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

- *Pour les rivières à échantillonnage mensuel*

$$Fmoy = \frac{\sum_{1}^{n} Ci.Qi}{n} \qquad Cmoy = \frac{Fmoy}{Qmoy}$$

avec
- Fmoy = flux moyen (g/s)
- Ci = concentration dans l'échantillon prélevé (g/l)
- Qi = débit moyen de la période correspondante (m^3/s)
- n = nombre d'échantillons
- Qmoy = débit moyen annuel

3.1 **Phosphore** (figures 3 à 5)

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.

Fraction dissoute

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.

3.1.1 *Phosphore total et particulaire*

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.

Les apports moyens annuels en phosphore total par les quatre rivières principales sur la période 1980-2000 sont de 1'050 tonnes par an. Ils sont de 1'320 tonnes pour l'année 2000 dont 1'260 tonnes pour le Rhône amont.

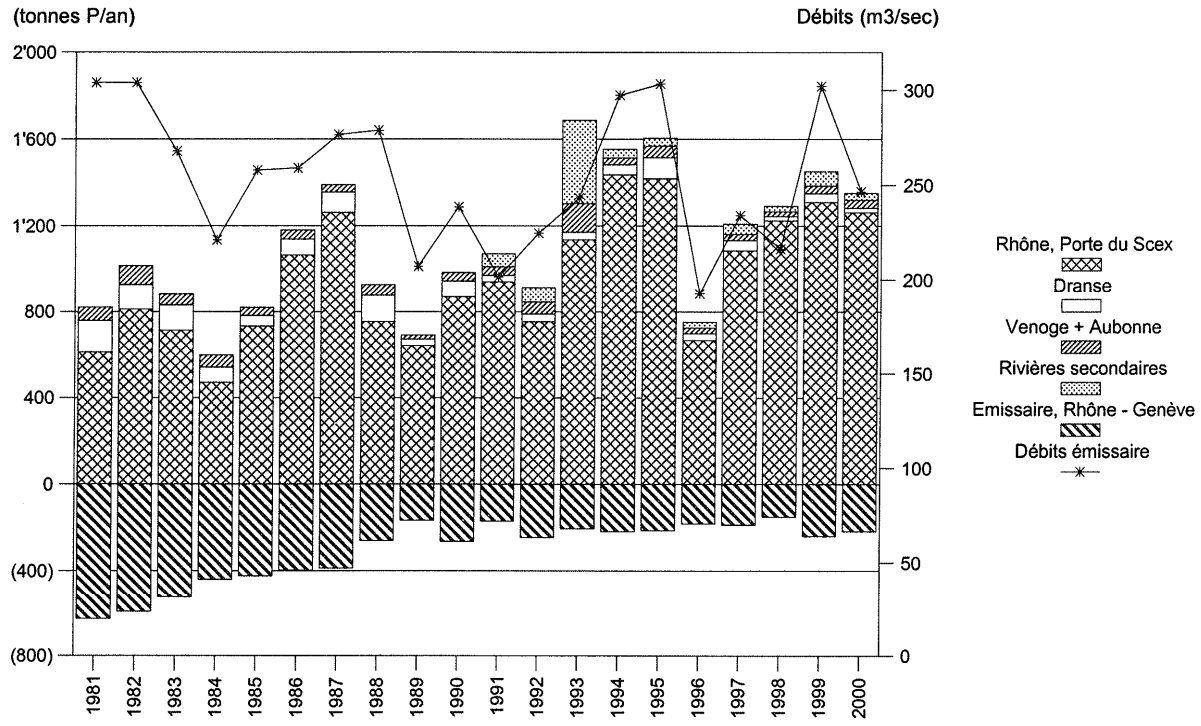


Figure 3 : Phosphore total - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires et perte annuelle par l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac)

3.1.2 *Phosphore dissous (orthophosphate)*

Le total des apports en orthophosphate par les affluents principaux (53 tonnes) est toujours largement inférieur aux 100 tonnes, seuil atteint en 1987.

Les apports par la Dranse représentent 10.2 % des apports totaux des rivières principales. Le pourcentage moyen sur la période 1990-2000 est légèrement supérieur (11.7 %).

Les concentrations moyennes annuelles pondérées par les débits se répartissent comme suit : 6.7µg P/l pour le Rhône amont, 8.6 µg P/l pour la Dranse, 15.6 µg P/l pour l'Aubonne et 28.6 µg P/l pour la Venoge.

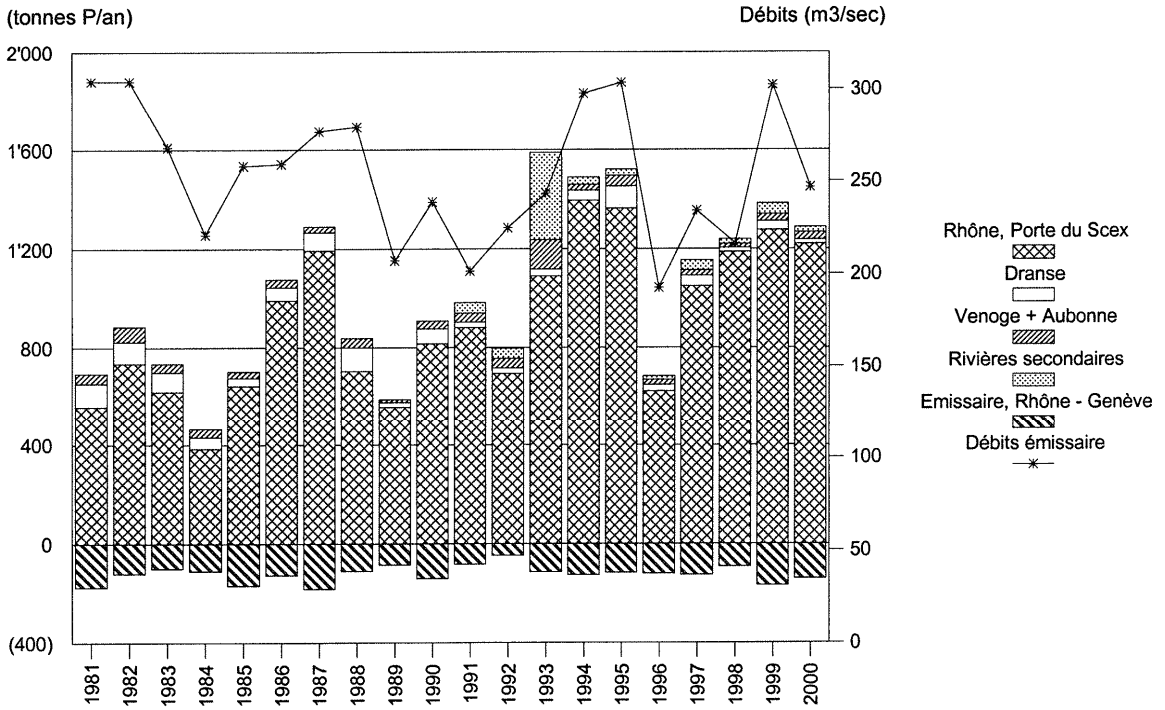


Figure 4 : Phosphore particulaire - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires et perte annuelle par l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac)

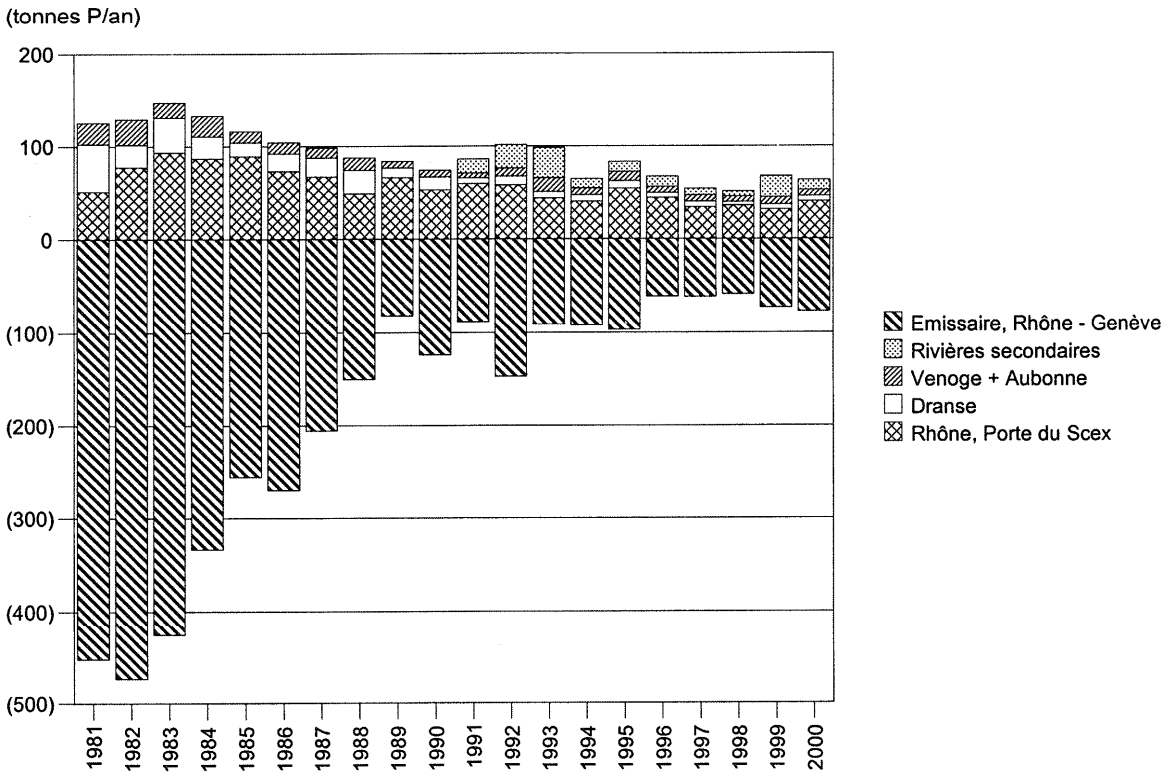


Figure 5 : Phosphore dissous (orthophosphate) - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires et perte annuelle par l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac)

3.2 **Azote minéral et total** (tableau 3 et figures 6 et 7)

En 2000, les apports en azote nitrique par les quatre affluents principaux atteignent 4'345 tonnes (concentration moyenne pondérée par les débits : 0.71 mg N/l).

Les exportations d'azote nitrique par l'émissaire sont, en 2000, de 2'777 tonnes, total proche de la moyenne depuis 1980 (3'169 t).

Les concentrations moyennes annuelles pondérées par les débits sont très proches des concentrations moyennes des 15 dernières années (0.36 contre 0.40 mg N/l).

Représentés à plus de 90 % par l'azote nitrique, les apports en azote minéral total par les rivières principales s'élèvent à environ 4'700 tonnes. Le Rhône amont représente 74 % du total des apports des rivières principales. De fortes disparités existent entre les rivières, la fourchette des concentrations variant de 0.58 mg N/l pour le Rhône amont à 9.63 mg N/l pour le Nant d'Aisy.

Pour l'azote total (azote minéral et organique) dans le Rhône amont, les apports en 2000 (4'654 tonnes) sont plus faibles que la moyenne interannuelle 1980-2000 (5'630 tonnes). C'est le contraire pour la Dranse (550 tonnes et 516 tonnes).

TABLEAU 3 - Apports annuels en azote total (t N/an) et concentrations moyennes annuelles pondérées. Rhône Porte du Scex et Dranse

Année	Rhône amont		Dranse	
	tonnes	mg N/l	tonnes	mg N/l
1981	5'499	0.830	619	0.880
1982	5'171	0.750	619	0.860
1983	5'685	0.880	531	0.740
1984	6'181	1.220	450	0.730
1985	5'592	0.970	525	0.850
1986	5'869	0.940	549	0.820
1987	7'362	1.160	567	0.770
1988	6'649	1.020	598	0.850
1989	4'929	0.920	322	0.850
1990	6'136	1.130	493	0.860
1991	5'790	1.060	412	0.880
1992	6'520	1.160	606	0.900
1993	5'672	0.940	438	0.800
1994	5'647	0.827	472	0.729
1995	5'949	0.896	627	0.730
1996	4'132	0.890	396	0.827
1997	4'871	0.835	493	0.833
1998	4'593	0.854	459	0.846
1999	5'705	0.830	599	0.763
2000	4'654	0.791	549	0.877
Moyenne	5'630	0.945	516	0.820

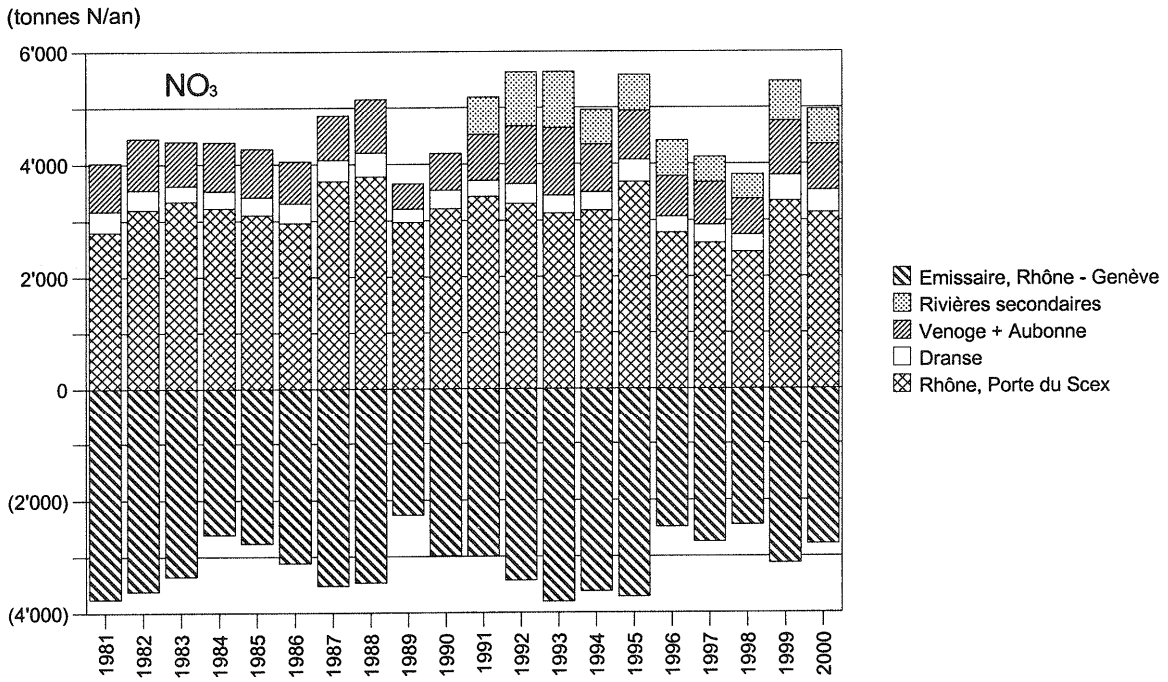


Figure 6 : Azote nitrique - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires et perte annuelle par l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac)

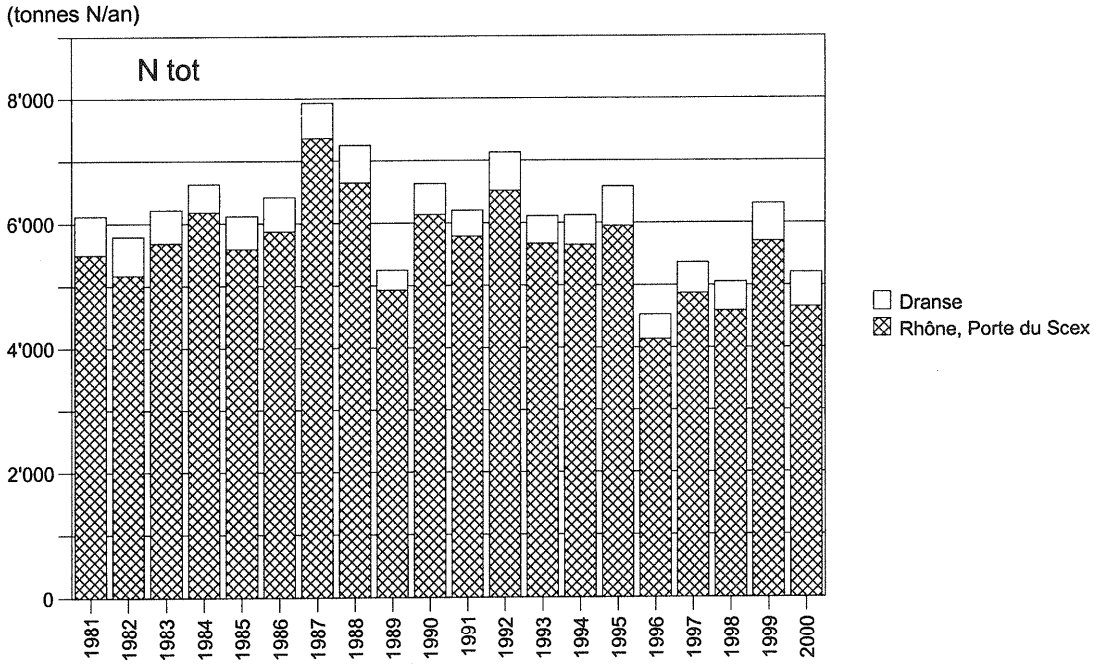


Figure 7 : Azote total - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac)

3.3 Chlorure (figure 8)

En terme d'apports annuels, le chlorure présente une tendance à l'augmentation. Pour 2000, la concentration moyenne pondérée pour les affluents principaux est de 8.3 mg Cl/l et les apports totaux par les rivières principales atteignent 57'500 tonnes.

La teneur moyenne dans les eaux du Rhône à l'émissaire atteint 7.1 mg Cl/l, ce qui correspond en terme de bilan à une perte annuelle de 55'200 tonnes.

Les résultats de l'étude de GUMY et de ALENCASTRO (2001) montrent que les deux sources principales du chlorure sont l'industrie, avec plus de 50 % des apports, et les sels de déneigement, avec environ 20 % des apports. Par contre, les apports provenant de la déphosphatation dans les stations d'épuration sont négligeables (environ 3 %).

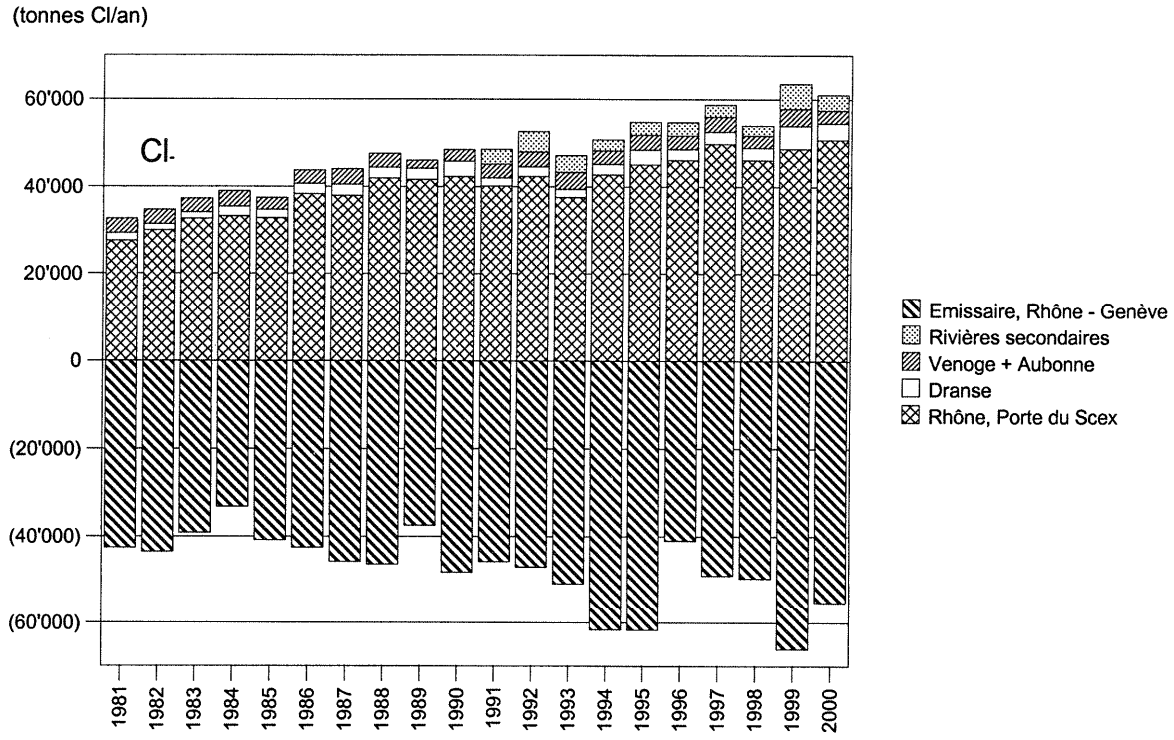


Figure 8 : Chlorure - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires et perte annuelle par l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac)

3.4 Carbone organique

Le carbone organique dissous (COD) est analysé dans les eaux de l'ensemble des rivières principales et secondaires sauf dans la Dranse. Le carbone organique total (COT) est mesuré dans les eaux du Rhône amont et du Rhône à Chancy.

Les concentrations en carbone organique dissous des eaux du Rhône amont (1.5 mg C/l) sont plus faibles que dans les autres rivières principales. Les concentrations moyennes pondérées par les débits évoluent entre 1.5 mg/l pour le Rhône-amont à 7.2 mg/l pour l'Hermance.

La concentration de COD dans les eaux du Rhône émissaire est de 1.14 mg C/l pour l'année 2000, alors que la concentration moyenne annuelle pondérée par les débits de l'ensemble des rivières principales et secondaires considérées est de 1.46 mg C/l.

Les concentrations moyennes annuelles en carbone organique total dans les eaux sont très voisines : 3.3 mg C/l pour le Rhône amont et 2.9 mg C/l pour le Rhône à Chancy.

4. ÉTUDE DES AFFLUENTS SECONDAIRES

Les affluents secondaires étudiés fournissent un débit total de 10.4 m^3/s, soit 4.5 % des apports mesurés au lac. Comme pour les affluents principaux, l'ensemble des résultats de la campagne 2000 sur les neuf affluents secondaires du Léman est consigné dans les tableaux 6 et 7.

Les apports de l'Allondon, du Goy de la Dronde et de l'Arve qui se jettent dans le Rhône aval ne sont pas pris en compte dans cette analyse, mais figurent avec ceux du Rhône à Chancy. Ils permettront de préciser les apports du bassin versant du Rhône entre la sortie du lac et la frontière franco-suisse que nous aborderons au chapitre 5.

TABLEAU 4 - Affluents secondaires (+ Rhône à Chancy) : débits moyens annuels en m^3/s

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Bassin versant du Léman										
Versoix	290	4.66	2.87	3.17	3.65	3.35	2.74	3.07	4.63	330
Stockalper	287	3.62	2.79	2.41	3.32	2.20			3.17	
Veveyse	152	2.58	1.87	2.40	1.88	1.16	1.63	1.84	3.10	3.17
Promenthouse	1,51	1.41	1.72	1.30	1.97	1.23	1.79	1.43	2.64	1.90
Chamberonne	0,57	0.68	0.68	1.07	1.06	0.77	0.75	0.68	1.05	0,88
Hermance										0.54
Eau Froide	0,3	0.29	0.78	0.53	0.55	0.33		0.38	0.46	0,47
Morges	0,25	0.28	1.69	0.48	0.97	0.47	0.43	0.33	0.57	0,45
Dullive	0,15	0.25	0.98	0.28	0.19	0.21	0.21	0.26	0.34	0.24
Vengeron		0.32							0.92	
Nant d'Aisy										0,04
Mercube				0.02						
Nant de Pry							0.17			
Le Brassu							0.17			
Nant de Brai							0.08			
Bassin versant du Rhône aval										
Arve	78,8	92.8	62.50	84.28	90.55	71.36	63.03	65.63	103.5	72,5
Allondon	2,36	6.17	3.78	3.96	3.80	4.45	3.01	3.00	6.48	3,73
Goy										0,04
Dronde										0,01
Rhône Chancy	316	363	356.50	403.57	415.67	285,37	333.09	307.30	416.00	330,01

4.1 Phosphore dissous (orthophosphate) et phosphore total

La charge annuelle en phosphore dissous qui transite par les neuf affluents est de 10.6 tonnes. Ce tonnage correspond à celui apporté par la Dranse, l'Aubonne et la Venoge réunies (12.2 tonnes).

Pour les mêmes rivières mesurées en 1999, au nombre de sept, le total des apports en orthophosphate est en diminution (7.6 tonnes contre 14.4 tonnes). Les apports en orthophosphate ont fortement diminué entre 1999 et 2000 pour la plupart de ces rivières.

En terme de concentration en orthophosphate, le Nant d'Aisy (233 µg P/l), l'Hermance (165 µg P/l, la Chamberonne (56 µg P/l), la Versoix (41 µg P/l) et la Morges (40 µg P/l) sont les rivières présentant les concentrations les plus élevées.

En phosphore total, 32 tonnes sont amenées par les rivières secondaires contrôlées.

4.2 Azote minéral total

Les concentrations moyennes annuelles en azote minéral total varient de 0.78 mg N/l pour la Veveyse à 9.6 mg N/l pour le Nant d'Aisy. Les concentrations sont du même ordre de grandeur que les concentrations moyennes annuelles atteintes dans les eaux des rivières principales, notamment la Venoge (4.3 mg N/l) et la Dranse (0.67 mg N/l).

Les apports cumulés de l'ensemble des rivières secondaires représentent 52 % des apports cumulés de la Venoge, de l'Aubonne et de la Dranse. Globalement, les rivières secondaires examinées transfèrent 647 tonnes d'azote minéral total au Léman.

4.3 Chlorure

Les apports en chlorure des rivières secondaires atteignent 3'461 tonnes. Ce total est du même ordre de grandeur que celui des apports par la Dranse. Par rapport aux quatre rivières principales, les apports des rivières secondaires représentent 6 %. Les concentrations en chlorure dans les rivières secondaires varient entre 5.4 mg Cl/l pour l'Eau Froide et plus de 20 mg Cl/l pour la Chamberonne (20.1) et le Nant d'Aisy (22.8).

5. BASSIN VERSANT DU RHÔNE DE GENÈVE À CHANCY (figure 9)

Nous rappelons qu'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 72.5 m^3/s) et l'Allondon (débit moyen 3.73 m^3/s). Les débits du Rhône émissaire et de l'Arve constituent 96.7 % du débit mesuré à Chancy.

Nous disposons, pour effectuer un bilan des apports au Rhône entre le lac et Chancy, principalement 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 flux pour la Dronde et le Goy sont extrêmement faibles et dans la marge d'erreur de ces bilans globaux. 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 dernières rivières doivent donc être considérés avec prudence.

Une partie importante des apports en nutriments provient de huit stations d'épuration (STEP) françaises et de onze STEP suisses dont celle de Genève-Aïre (533'000 EH), totalisant 701'700 EH[1]. Douze de ces installations se déversent directement dans le fleuve (692'800 EH), le reste dans les divers affluents. Aucune ne pratique la déphosphatation et au moins quatre d'entre elles traitent des eaux d'origine industrielle. Le bassin de l'Arve, en amont du Rhône, compte trente-six STEP qui totalisent 401'300 EH.

Une estimation des apports ponctuels et diffus du bassin dit "genevois" est obtenue en soustrayant au flux du Rhône à Chancy ceux mesurés de l'émissaire (sortie du Léman), de l'Arve et de l'Allondon. Les résultats sont indiqués au tableau 5.

La figure 9 montre le détail des charges qui transitent par Chancy.

L'augmentation du flux de nitrates entre le Rhône à l'émissaire et Chancy est de 120 %. Le flux de phosphore dissous à Chancy provient à 33 % du bassin dit "genevois" et à 43 % de l'Arve. Pour le phosphore total, 52 % proviennent du bassin dit "genevois".

Alors que les débits du Rhône émissaire représentent 74.7 % du débit du Rhône à Chancy, la participation du Rhône émissaire dans la charge totale du Rhône à Chancy représente :

23.7 % de la charge en phosphore dissous (orthophosphate)

24.7 % de la charge en phosphore total

45.4 % de la charge en nitrates

62.4 % de la charge en chlorure

76.5 % de la charge en sulfates.

---

[1] EH = équivalent habitant à 60 g de DBO_5 par jour

TABLEAU 5 - Débits en m^3/s et flux en tonnes/an

	Débit m^3/s	Nitrates t N/an	Ortho-phosphate t P/an	Phosphore total t P/an	Carb. org. dissous (DOC) t C/an	Chlorure t Cl/an	Sulfates t SO_4/an
Rhône émissaire	246.6	2'777	77	217	8'887	55'155	360'040
Arve	72.5	1'448	140	204	2'786	14'274	93'555
Allondon	3.73	237	13	17	201	913	983
Bassin versant "genevois" *	7.17	1'654	95	438	8'796	18'038	16'162
Rhône Chancy	330	6'116	325	876	20'670	88'380	470'740

* = valeur non mesurée, mais obtenue par soustraction.

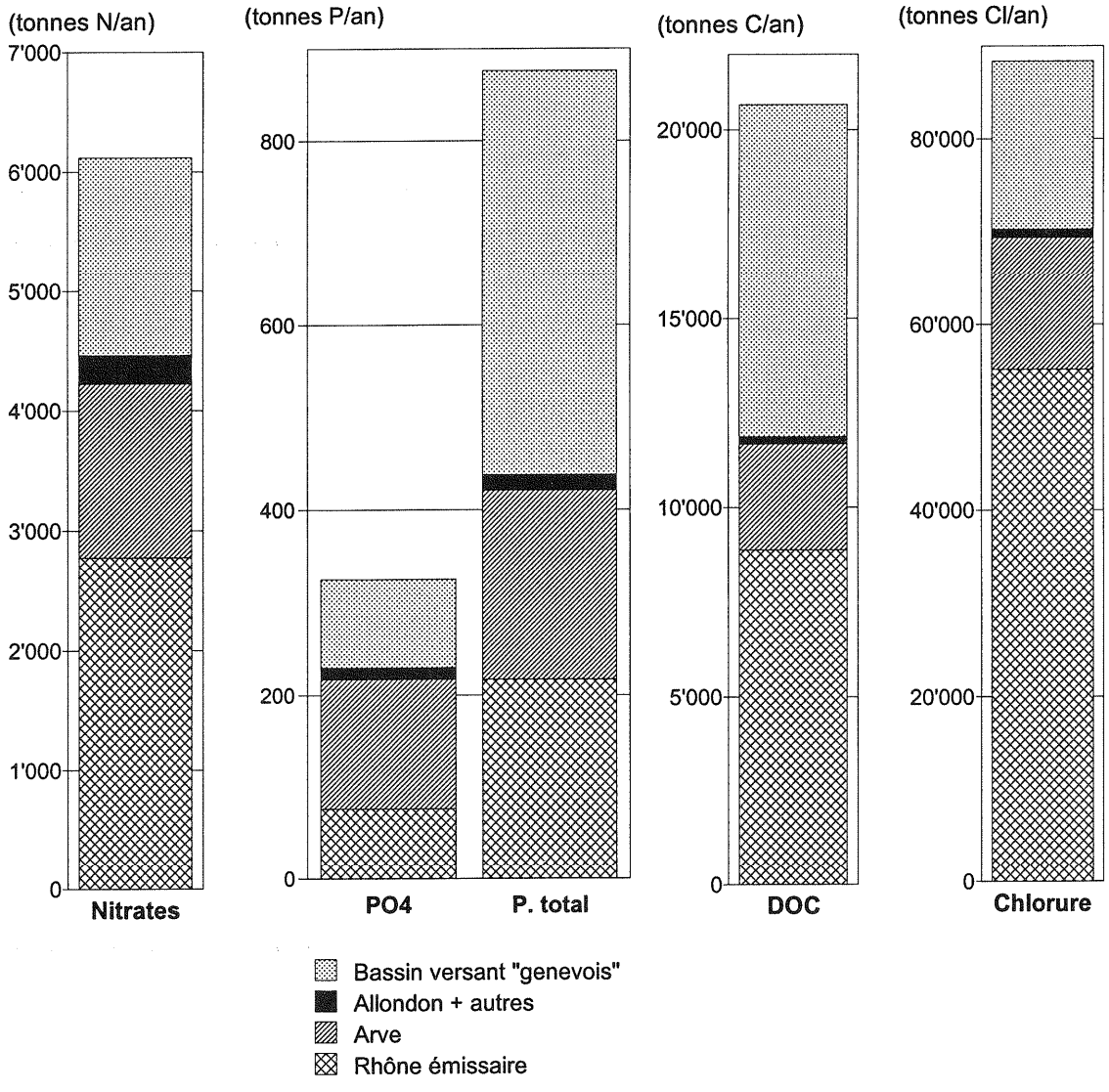


Figure 9 : Charges du Rhône à Chancy en 2000

6. CONCLUSIONS

6.1 Bassin versant du Léman

Avec une lame d'eau précipitée de l'ordre de 1'031 mm sur le bassin versant proche du Léman, 2000 est une année pluviométrie moyenne et les débits du Rhône à l'émissaire sont pratiquement égaux à la moyenne sur 15 ans. La somme des débits moyens de l'ensemble des quatre affluents principaux (Rhône, Dranse, Aubonne et Venoge) est de 220 m^3/s.

Les apports en phosphore total sont de 1'320 tonnes pour les quatre rivières principales. Les apports par le Rhône amont représentent 95 % de ce total. Pour le phosphore dissous, élément directement assimilable par les algues, les apports par les rivières principales (53 tonnes) sont, pour la première fois depuis 1996 supérieurs à 50 tonnes. Les apports par les rivières secondaires (10.6 tonnes) ne peuvent être comparés aux apports des années précédentes compte tenu des changements qui interviennent dans la liste des rivières contrôlées. En terme de concentration moyenne annuelle en phosphore dissous, le Nant d'Aisy atteint le niveau record de 233 µg P/l. Les concentrations sont encore trop élevées dans les eaux du Nant d'Aisy (233 µg P/l), de l'Hermance (165 µg P/l), la Chamberonne (56 µg P/l), la Versoix (41 µg P/l) et la Morges (40 µg P/l).

Représentés à plus de 90 % par l'azote nitrique, les apports en azote minéral total par l'ensemble des rivières principales et secondaires contrôlées, s'élèvent à 5'341 tonnes. Les apports en azote minéral total par le Rhône amont représentent 64.6 % de l'ensemble des apports des quatre rivières principales et de neuf rivières secondaires. On constate que certaines rivières ont des concentrations en azote minéral total supérieures à 3 mg N/l. C'est le cas pour la Morges (5.7 mg N/l), la Venoge (4.3 mg N/l), la Chamberonne (3.1 mg N/l), la Dullive (3.3 mg N/l) et le Nant d'Aisy (9.6 mg N/l) et l'Eau Froide (3.7 mg N/l).

Les apports en chlorure par l'ensemble des rivières contrôlées atteignent le total de 61'000 tonnes. La concentration moyenne pondérée par les débits pour les rivières principales atteint 8.3 mg Cl/l. Elle est de 10 mg Cl/l pour les neuf rivières secondaires contrôlées.

6.2 Bassin versant du Rhône aval jusqu'à Chancy

Les analyses effectuées sur le Rhône émissaire, le Rhône à la sortie du territoire suisse à Chancy, l'Arve, le Goy, la Dronde et l'Allondon ont permis de préciser la participation des divers bassins versants dans l'enrichissement en éléments fertilisants des eaux du Rhône aval.

L'Arve apporte au Rhône 1'448 tonnes de nitrates et 140 tonnes de phosphore dissous (orthophosphate). Le bassin dit "genevois" apporte, quant à lui, 1'654 tonnes de nitrates et 95 tonnes de phosphore dissous.

La charge du Rhône en éléments fertilisants à la frontière franco-suisse (Chancy) est multipliée par 2.2 pour le nitrate et par 4.2 pour le phosphore dissous par rapport à celles mesurées à la sortie du lac (Rhône émissaire).

Par rapport aux charges à Chancy, celles dues à l'Arve représentent 23.7 % pour le nitrate et 43.2 % pour le phosphore dissous. Pour le bassin dit "genevois", les charges (obtenues par soustraction) représentent 26.9 % pour le nitrate et 29.2 % pour le phosphore dissous.

BIBLIOGRAPHIE

COLON, M. (2001) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000.

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.

STRAWCZYNSKI, A. (2001) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000.

TABLEAU 6 - Concentrations moyennes en 2000

2000	Débit	$N\text{-}NH_4$	$N\text{-}NO_2$	$N\text{-}NO_3$	Nmintot	Ntot	$P\text{-}PO_4$	Ptot	Cl	SO_4	Ca	Mg	Na	K	SiO_2	COD	COT	MES
	m^3/s	µgN/l	µgN/l	µgN/l	µgN/l	µgN/l	µgP/l	µgP/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 du Léman**												
Rhône amont	189.71	52		534		791	7	214	8.63	50.53	1.94	0.46	6.31	1.69	3.07	1.49	3.29	306.4
Dranse	19.81	32	7	628	666	877	9	33	5.95	54.54	3.51	0.75	3.85	0.90	3.50			14.8
Aubonne	6.09	23	6	1'297	1'326		16	85	4.88	4.26	3.42	0.44	3.32	0.55	2.75	2.87		50.3
Venoge	4.22	62	26	4'189	4'277		29	154	15.30	17.22	4.33	0.65	7.52	1.77	4.91	3.19		83.9
Versoix	3.30	24	18	1'172	1'214	1'398	41	71	7.82	5.91	3.25	0.42	4.36	0.86		1.97		
Veveyse	3.17	32	7	745	784		4	109	9.75	11.75	3.23	0.50	7.22	1.06	3.94	2.69		110.8
Promenthouse	1.90	13	5	2'274	2'291		9	39	7.40	6.05	3.77	0.61	4.38	1.01	4.06	2.49		25.8
Chamberonne	0.88	47	25	3'047	3'119		56	135	20.07	34.87	3.82	0.69	12.10	2.25	5.63	2.76		42.3
Hermance	0.54	79	88	2'465	2'631	3'259	165	220	12.37	17.97	3.35	0.59	6.48	2.88	0.00	7.18		
Eau Froide	0.47	376	47	3'230	3'653		10	45	5.44	33.74	3.10	0.52	4.94	1.77	3.83	2.55		6.6
Morges	0.45	42	29	5'675	5'745		40	175	18.17	25.94	4.84	0.91	8.29	2.76	8.34	3.42		103.9
Dullive	0.24	15	9	3'247	3'271		14	28	12.14	21.90	4.74	0.99	6.89	1.93	7.84	2.47		5.6
Nant d'Aisy	0.04	1'075	189	8'368	9'633	10'410	233	266	22.81	45.53	4.59	0.79	17.53	5.84		4.05		
						Bassin versant du Rhône aval												
Rhône émissaire	246.60	30	9	356	395	566	10	28	7.07	46.17	2.08	0.47	4.89	1.29	1.56	1.14		
Arve	72.50	110	67	633	811	990	61	89	6.24	40.92	2.43	0.40	4.30	1.11		1.22		
Goy	0.04	75	63	4'992	5'130	5'497	82	117	16.81	31.99	4.25	1.18	7.65	2.78		3.44		
Dronde	0.01	11	5	1'700	1'716	1'802	3	20	8.58	20.56	3.71	0.63	5.21	1.63		0.82		
Allondon	3.73	116	26	2'013	2'154	2'336	108	142	7.76	8.36	3.74	0.47	4.76	1.04		1.71		
Rhône Chancy	330.01	157	25	586	768	907	31	84	8.47	45.11	2.32	0.55	6.18	1.76	1.67	1.98	2.92	40.1

TABLEAU 7 - Flux en 2000

2000	Debit	N-NH4	N-NO2	N-NO3	Nmintot	NtotBrut	P-PO4	PtotBrut	Ppartic	Cl	SO4	Ca	Mg	Na	K	SiO2	DOC	TOC	MES
Flux en t/an	(m3/se	(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 du Léman																			
Rhône amont	189.7	308.3		3'143		4'654	40.46	1'262	1'221	50'798	297'314	228'763	33'259	37'151	9'930	18'069	8'774	19'363	1'803'068
Dranse	19.81	19.7	4.3	393	417	550	5.38	20.9	15.5	3'726	34'168	44'021	5'701	2'412	567	2'192			9'255
Aubonne	6.09	4.4	1.3	250	256		3.01	16.5	13.4	941	821	13'204	1'027	640	107	530	553		9'702
Venoge	4.22	8.3	3.4	559	570		3.82	20.6	16.8	2'040	2'296	11'573	1'060	1'002	236	654	425		11'182
Versoix	3.30	2.5	1.8	122	126	145	4.25	7.4	3.2	813	614	6'772	532	454	89		205		
Veveyse	3.17	3.2	0.8	75	79		0.40	10.9	10.5	975	1'175	6'480	604	722	106	395	269		11'086
Promenthouse	1.90	0.8	0.3	137	138		0.52	2.3	1.8	445	364	4'542	449	263	61	244	150		1'554
Chamberonne	0.88	1.3	0.7	85	87		1.55	3.8	2.2	558	970	2'129	232	337	63	157	77		1'177
Hermance	0.54	1.3	1.5	42	45	5	2.80	3.7	0.9	210	305	1'138	122	110	49		122		
Eau Froide	0.47	5.6	0.7	48	54		0.16	0.7	0.5	81	502	923	94	74	26	57	38		98
Morges	0.45	0.6	0.4	82	83		0.58	2.5	1.9	261	373	1'395	159	119	40	120	49		1'493
Dullive	0.24	0.1	0.1	25	25		0.11	0.2	0.1	93	168	728	92	53	15	60	19		43
Nant d'Aisy	0.04	1.2	0.2	9	10	11	0.25	0.3	0.04	25	50	100	11	19	6.4		4.4		
Total de 13 affluents	230.8	357.3		4'968			63.29	1'351	1'288	60'966	339'119	321'768	43'341	43'356	11'293	22'477	10'684		1'848'658
Bassin versant du Rhône aval																			
Rhône émissaire	246.60	230.3	70.2	2'777	3'078	4'413	77.19	216.7	139.5	55'155	360'040	324'557	44'865	38'159	10'021	12'140	8'887		
Arve	72.50	252.2	153.8	1'448	1'854	2'264	140.43	204.2	63.8	14'274	93'555	111'310	11'218	9'842	2'532		2'786		
Dronde	0.04	0.004	0.002	1	1	0.7	0.001	0.01	0.01	3.3	7.8	28	3	2.0	0.6		0.3		
Goy	0.01	0.1	0.1	5	6	6.5	0.09	0.13	0.04	18.5	35.2	94	16	8.4	3.1		3.8		
Allondon	3.73	13.7	3.0	237	253	275	12.74	16.7	4.0	913	983	8'819	673	560	123		201		
Rhône Chancy	330.01	1'775.3	286.1	6'116	8'177	9'464	325.39	875.9	550.5	88'380	470'740	485'689	69'939	64'458	18'404	17'443	20'670	30'465	418'185

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, **2001**, 209-230.

CONTRÔLE DES STATIONS D'ÉPURATION

Campagne 2000

PAR

Aline CLERC

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

RÉSUMÉ

En 2000, 219 stations d'épuration (STEP) étaient en service dans le bassin versant "CIPEL" (Léman + Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse à Chancy). La population raccordée à ces stations était d'environ 1'440'000 habitants permanents, 763'000 habitants saisonniers (capacité d'hébergement touristique) et environ 980'000 équivalents-habitants industriels.

Sur les 159 STEP du bassin hydrographique du Léman, 136 sont équipées pour la déphosphatation (99 % de la capacité nominale des installations; 99 % de la population raccordée). La population raccordée à ces 159 STEP est de 823'000 habitants permanents, 547'000 habitants saisonniers et 740'000 équivalents-habitants industriels.

Pour le bassin hydrographique du Léman, le nombre de STEP contrôlées (contrôle sur 24 heures) est de 133 (83 % du nombre de STEP et 98 % de la population raccordée).

Pour le bassin versant du Rhône aval jusqu'à Chancy, le nombre de STEP contrôlées (contrôle sur 24 heures) est de 30 sur 60 (50 % du nombre de STEP et 92 % de la population raccordée).

Pour la matière organique (DBO_5), le rendement moyen d'abattement pour l'ensemble des STEP du bassin versant "CIPEL" est de 94 % sur les eaux traitées et la concentration moyenne de sortie (pondérée par les débits) est de 11 mg O_2/l. Ces valeurs respectent les normes en vigueur. Le rendement est stable par rapport à celui de 1999.

Pour le phosphore total et pour le bassin hydrographique du Léman, le rendement moyen d'élimination est de 90 % sur les eaux traitées. Il est en progression par rapport à 1999 (88 %). La concentration moyenne de sortie est de 0.49 mg P/l, en diminution par rapport à 1999 (0.54 mg P/l). La figure 1 présente l'évolution, entre 1990 et 2000, du rendement d'élimination du phosphore total sur les eaux traitées (sans prise en compte des charges déversées en entrée de STEP ou au décanteur primaire). Les charges rejetées par les STEP en sortie, mais aussi lors des déversements sont également indiquées sur ce graphique.

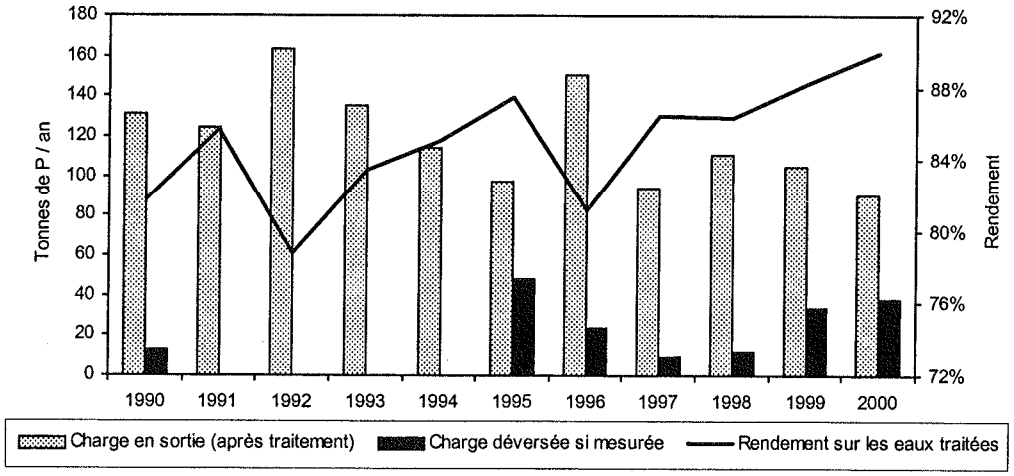


Figure 1: Evolution entre 1990 et 2000 du rendement d'élimination du phosphore total sur les eaux traitées, des charges rejetées en sortie de STEP et des charges déversées en entrée de STEP ou après le décanteur primaire (pour le bassin du Léman) (source : Données CIPEL)

Pour le phosphore dissous et pour le bassin hydrographique du Léman, le rendement moyen d'élimination est de 91 % sur les eaux traitées. La concentration moyenne de sortie est de 0.15 mg P/l. Ces valeurs ne représentent toutefois que les performances des STEP disposant d'analyses de phosphore dissous sur eaux brutes et traitées, soit 41 % de la capacité totale du bassin du Léman.

1. INTRODUCTION

Toutes les stations d'épuration (STEP) se trouvant dans le bassin étudié et suivi par la CIPEL (le bassin hydrographique du Léman et le bassin du Rhône aval depuis l'émissaire du lac jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy) ont été répertoriées.

Elles ont été classées en tenant compte des entités faisant partie de la CIPEL :

- Département de l'Ain
- Canton de Genève
- Département de la Haute-Savoie
- Canton du Valais
- Canton de Vaud

et des grands bassins versants :

- Léman (bassin hydrographique du lac)
- Rhône aval (bassin du Rhône de l'émissaire du lac jusqu'à Chancy).

Pour les calculs de flux de substances et de rendement, seules les STEP pour lesquelles sont à disposition des mesures, sur 24 heures, de débits et de concentrations en entrée et sortie ont été prises en considération.

2. NOMBRE DE STEP, CAPACITÉ ET POPULATIONS RACCORDÉES

Le tableau 1 donne pour chaque entité le nombre de STEP, ainsi que leurs capacités et les populations raccordées.

Les populations raccordées sont celles indiquées par les services compétents des différents cantons et départements. Ces chiffres ont été obtenus à partir des données des communes, vérifiées et contrôlées par les administrations concernées. En raison de la dispersion de l'habitat, de la connaissance insuffisante de certains réseaux et de l'évolution permanente de la situation, il ne peut être prétendu que les chiffres annoncés sont d'une parfaite exactitude; il est néanmoins admis qu'ils fournissent une bonne approche de la situation réelle en ce qui concerne les eaux usées domestiques. Une actualisation a été faite au 1er janvier 2001 au vu des modifications connues des administrations.

La population permanente correspond à la population résidant à l'année, alors que la population saisonnière indique la capacité d'hébergement touristique (hôtels, maisons et appartements de vacances, hébergements collectifs, campings).

Pour les STEP mixtes (urbaines et industrielles) ou industrielles, les équivalents-habitants industriels ne sont comptabilisés que dans les capacités nominales des STEP au tableau 1, et non dans les populations raccordées.

En 2000, 219 STEP étaient en service dans le bassin versant "CIPEL" (Léman + Rhône aval); elles totalisaient une capacité nominale de 3'726'000 équivalents-habitants (EH) (à 60 g de DBO_5/EH.j).

Pour le bassin hydrographique du Léman seul, il y a 159 STEP d'une capacité nominale de 2'565'000 EH. 136 STEP pratiquent la déphosphatation avec une capacité de 2'548'000 EH; cela représente 99 % de la capacité totale. En populations raccordées (permanente + saisonnière), cela représente 99 %.

Le raccordement de certaines STEP sur des installations plus grandes ou plus modernes explique la baisse, par rapport à l'année précédente, du nombre de stations dans le bassin versant du Léman.

TABLEAU 1 - Etat des STEP et des populations raccordées à fin 2000

Bassin versant	Canton / Département		Ain	Genève[3]	Haute-Savoie[2) 4)]	Valais[1)]	Vaud	Totaux
Léman	Nombre de **STEP**	**total**	**3**	**2**	**19**	**61**	**74**	**159**
		avec déphos.	2	2	10	49	73	136
	Capacité des STEP à 60g DBO_5/hab.j	total	19'350	7'595	196'288	1'364'490	977'102	2'564'825
		avec déphos.	18'900	7'595	185'120	1'359'315	976'914	2'547'844
	Population raccordée permanente	total	9'188	4'698	74'313	251'664	483'317	823'180
		avec déphos.	8'938	4'698	69'043	249'581	483'282	815'542
	Population raccordée saisonnière	total	4'368	183	121'109	327'532	93'393	546'585
		avec déphos.	4'256	183	117'849	322'176	93'393	537'857
Rhône aval	Nombre de **STEP**	**total**	**10**	**16**	**34**			**60**
		avec déphos.			3			3
	Capacité des STEP à 60g DBO_5/hab.j	total	52'695	761'768	347'186			1'161'649
		avec déphos.			42'787			42'787
	Population raccordée permanente	total	29'395	408'090	179'586			617'071
		avec déphos.			10'354			10'354
	Population raccordée saisonnière	total	5'314	22'733	188'240			216'287
		avec déphos.			54'900			54'900

[1)] STEP industrielles Valais (Léman) : EH industriels raccordés 675'000
[2)] STEP industrielles Haute-Savoie (Léman) : EH industriels raccordés 65'000
[3)] STEP industrielles Genève (Rhône aval) : EH industriels raccordés 185'000
[4)] STEP industrielles Haute-Savoie (Rhône aval) : EH industriels raccordés 56'000

3. CONTRÔLES

Le tableau 2 indique l'importance des contrôles (analyses des eaux) effectués par les services compétents par bassins versants CIPEL (bassin du Léman et bassin Rhône aval) en 2000, selon le nombre de STEP et la population raccordée (permanente + saisonnière).

Le tableau 2 indique clairement les entités où des efforts doivent encore être faits pour améliorer le contrôle des STEP. Dans le bassin du Léman, le canton du Valais et le département de la Haute-Savoie doivent augmenter les contrôles des petites STEP (généralement sans déphosphatation), de même dans le bassin du Rhône aval pour le département de la Haute-Savoie.

Il faut souligner l'effort important des entités pour la reconnaissance de l'auto-surveillance (autocontrôles) effectuée par les stations d'épuration; des installations importantes sont ainsi contrôlées sur l'ensemble de l'année et tous les événements sont pris en compte. En France, la mise en place de l'auto-surveillance selon la Loi sur l'eau et ses décrets d'application est en cours.

TABLEAU 2 - Nombre de contrôles effectués en 2000 avec analyses des eaux (prélèvements de 24 h)

Bassin versant	Canton Département		Ain	Genève	Haute-Savoie	Valais	Vaud
Léman	Totaux	**STEP**	**3**	**2**	**19**	**61**	**74**
		Cap. à 60 g	19'350	7'595	196'288	1'364'490	977'102
		Pop. Perm	9'188	4'698	74'313	251'664	483'317
		Pop. Sais.	4'368	183	121'109	327'532	93'393
		Pop. Indus			65'870	628'250	2'463
	Supérieur ou égal à 12 contrôles	STEP	1		3	20	72
		Cap. à 60 g	13'500		162'183	974'076	976'039
		Pop. Perm	5'400		63'842	133'071	482'774
		Pop. Sais.	4'000		96'027	206'914	93'290
	Supérieur à 5, inf. et/ou égal à 11 contrôles	STEP	1	1		13	2
		Cap. à 60 g	5'400	7'467		293'310	1'063
		Pop. Perm	3'538	4'626		97'567	543
		Pop. Sais.	256	183		90'456	103
	Egal à 4 contrôles	STEP		1	3	5	
		Cap. à 60 g		128	18'853	14'583	
		Pop. Perm		72	4'082	5'903	
		Pop. Sais.		0	18'500	4'842	
	De 1 à 3 contrôles	STEP			1	10	
		Cap. à 60 g			3'333	32'942	
		Pop. Perm			750	11'406	
		Pop. Sais.			2'990	14'645	
	STEP non contrôlées	STEP	1		12	13	
		Cap. à 60 g	450		11'918	49'579	
		Pop. Perm	250		5'639	3'717	
		Pop. Sais.	112		3'592	10'675	
Rhône aval	Totaux	**STEP**	**10**	**16**	**34**		
		Cap. à 60 g	52'695	761'768	347'185		
		Pop. Perm	29'395	408'090	179'586		
		Pop. Sais.	5'314	22'733	188'240		
		Pop. Indus	60	151'000	54'659		
	Supérieur ou égal à 12 contrôles	STEP	3	3	9		
		Cap. à 60 g	45'900	606'250	224'503		
		Pop. Perm	25'568	330'333	130'727		
		Pop. Sais.	4'288	19'619	130'340		
	Supérieur à 5, inf. et/ou égal à 11 contrôles	STEP		5			
		Cap. à 60 g		138'542			
		Pop. Perm		74'531			
		Pop. Sais.		2'250			
	Egal à 4 contrôles	STEP		3	1		
		Cap. à 60 g		1'867	2'900		
		Pop. Perm		1'092	2'065		
		Pop. Sais.		600	600		
	De 1 à 3 contrôles	STEP	2	4			
		Cap. à 60 g	2'700	3'443			
		Pop. Perm	1'440	2'134			
		Pop. Sais.	319	264			
	STEP non contrôlées	STEP	5	1	24		
		Cap. à 60 g	4'095	11'666	119'782		
		Pop. Perm	2'387	0	46'794		
		Pop. Sais.	707	0	57'300		

4. BILAN DES FLUX ET RENDEMENTS D'ÉPURATION

La compilation des données se fait à trois niveaux :

- sur l'ensemble des données, éventuellement regroupées par bassin versant, afin d'avoir une vision générale (Tableaux 3, 4 et 5),
- sur les données des 58 stations d'une capacité de traitement supérieure à 10'000 EH, qui bénéficient de contrôles plus fréquents et plus complets. En effet, les STEP procédant à des analyses régulières et équipées de mesures de débit sur les eaux traitées et déversées (mesures journalières ou mieux encore mesures horaires) permettent d'avoir une autre vision du fonctionnement de la station d'épuration, et fournissent une image toute différente du fonctionnement du couple réseau-STEP. Ces stations représentent plus de 89 % de la capacité des STEP et réunissent près de 84 % de la population raccordée (figures 2, 3, 4, 5 et 6),
- sur les flux de phosphore total et dissous déversés par les STEP par bassins versants de cours d'eau (Tableau 6 et figure 7).

La méthode de calcul, les bilans complets des flux, rendements et concentrations pour la DBO_5, le phosphore total et le phosphore dissous sont présentés en annexe (Annexes 1 à 5).

4.1 Débits

Pour le bassin versant du Léman, le débit total des eaux arrivant dans les stations d'épuration est de 529'000 m^3/j. Le débit des eaux effectivement traitées par les stations d'épuration est de 496'000 m^3/j, soit 94 %, proportion stable par rapport à l'année 1999.

Pour le bassin versant Rhône aval, le débit total des eaux arrivant dans les stations d'épuration est de 308'000 m^3/j. Le débit des eaux effectivement traitées par les stations d'épuration est de 263'000 m^3/j, soit 85 %, soit une légère baisse par rapport à 1999 (86 %).

TABLEAU 3 - Débits journaliers mesurés dans les STEP du bassin CIPEL en 2000

		Nombre de STEP	Capacité (60gDBO_5/hab.j)	Population raccordée (pop. perm + 2/3 pop. saison.)	Débits journaliers mesurés (m^3/j)				Charge spécifique en l/hab.jour
					Déversés en entrée	Entrée STEP	Déversés au DP	Sortie	
Léman	Ain	3	19'350	12'100	1'918	6'911	0	6'911	730
	Genève	2	7'595	4'820	0	2'816	0	2'816	584
	Haute-Savoie	9	184'940	146'700	1'862	32'589	0	32'577	235
	Valais	48	1'322'411	464'678	2'521	190'096	0	190'096	415
	Vaud	74	977'102	545'579	6'324	283'970	20'302	255'523	532
Total Léman		**136**	**2'511'397**	**1'173'877**	**12'624**	**516'382**	**20'302**	**487'923**	**451**
Rhône aval	Ain	10	52'695	32'938	857	12'805	0	12'805	415
	Genève	15	750'102	423'245	0	235'990	38'761	180'006	558
	Haute-Savoie	10	227'403	220'085	6'114	52'675	0	52'937	267
Total Rhône aval		**35**	**1'030'200**	**676'268**	**6'971**	**301'470**	**38'761**	**245'748**	**456**
Total BV CIPEL		**171**	**3'541'597**	**1'850'145**	**19'595**	**817'852**	**59'064**	**733'671**	**453**

Les données de débits déversés en entrée ne résument les résultats fournis que par 20 STEP qui représentent 32 % de la capacité et aussi 32 % de la population raccordée. Concernant les débits déversés au décanteur primaire, ce sont les résultats de 15 STEP (37 % de la capacité et 39 % de la population) qui ont été utilisés. Globalement, les informations sur les débits et donc les flux déversés couvrent 57 % de la capacité et 60 % de la population raccordée.

Depuis quelques années, l'installation systématique de débitmètres sur les stations importantes, permet de mesurer les divers débits entrant et sortant d'une station d'épuration; mais il faut constater que certaines STEP n'ont pas la possibilité de mesurer le débit au point de déversement, ce qui prête à confusion sur l'interprétation des données (par exemple : le rendement réel de la STEP peut être surestimé). La connaissance des débits déversés est primordiale; elle donne d'importantes informations, non seulement sur le fonctionnement de la STEP, mais aussi sur le fonctionnement des réseaux.

La figure 2 donne une vue d'ensemble des volumes d'eaux usées arrivant aux STEP d'une capacité de plus de 10'000 EH.

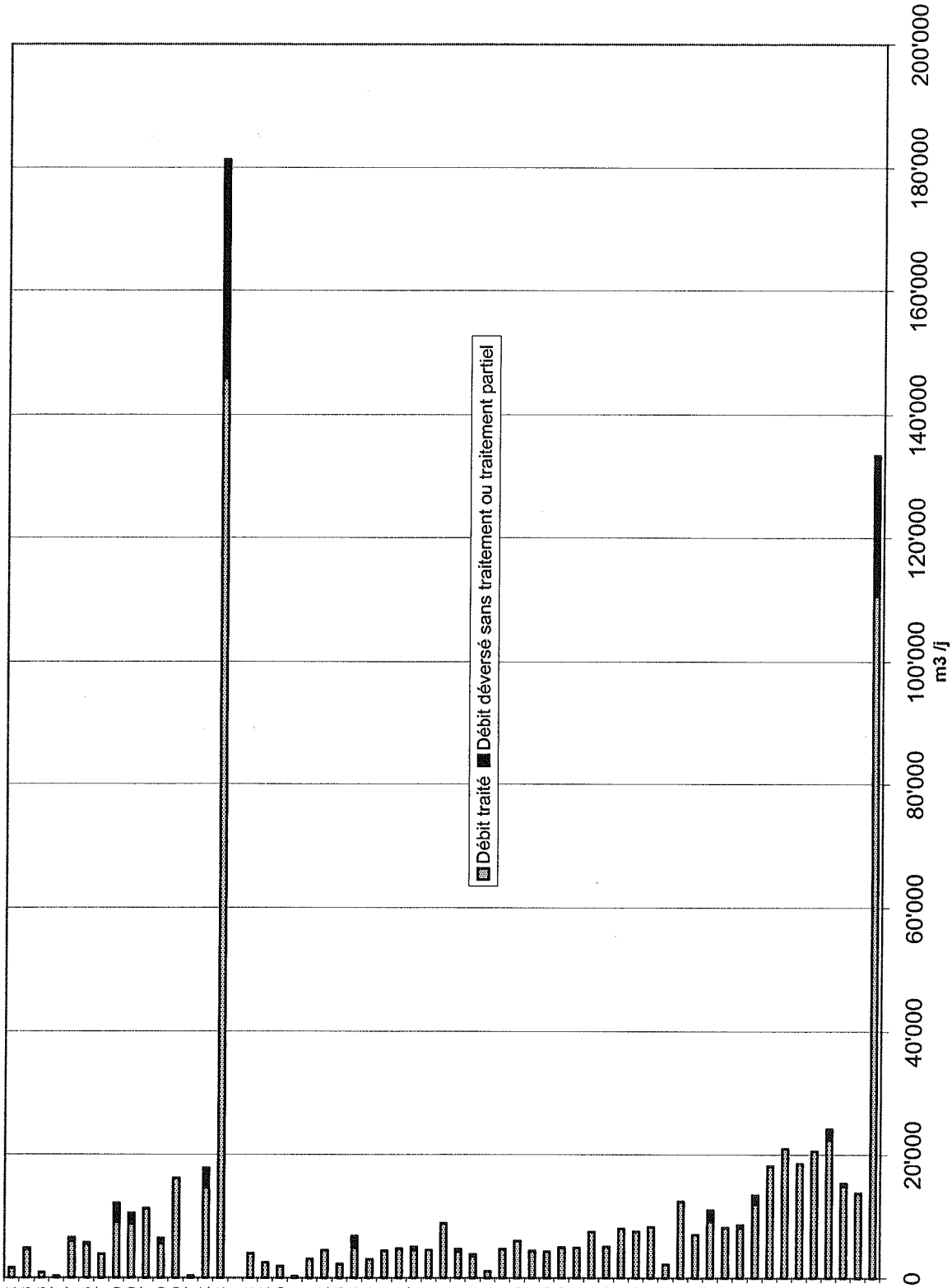


Figure 2 : Débits journaliers traités et déversés sans traitement biologique (déversés à l'entrée et/ou après le décanteur primaire - DP)

4.2. Demande biochimique en oxygène (DBO_5)

En Suisse, les normes de rejet pour la matière organique (DBO_5) sont définies par l'Ordonnance fédérale sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (OEaux, 1998) (20 mg O_2 /l et 90 % de rendement d'épuration pour les STEP de moins de 10'000 EH et 15 mg O_2/l et 90 % de rendement d'épuration pour les STEP de 10'000 EH et plus).

En France, jusqu'en 1994, ces normes étaient déterminées au cas par cas, en tenant compte des objectifs de qualité des milieux récepteurs, en application des textes sur les autorisations de rejets (décret du 23 février 1973, arrêté du 20 novembre 1979 et circulaire du 4 novembre 1980 relative aux conditions de détermination de la qualité minimale des rejets d'effluents urbains). Cette circulaire définissait différents niveaux de rejets en fonction du type de traitement. L'autorisation, prise en application des textes précédents, fixait des valeurs maximales de rejets en concentration sur 2 heures et 24 heures (en règle générale 30 mg O_2/l). Un arrêté ministériel du 22 décembre 1994 fixe désormais la concentration maximale à 25 mg O_2 /l de DBO_5 ou un rendement minimal de 70 à 80 % suivant la charge de pollution organique reçue.

TABLEAU 4 - Bilan des charges, concentrations et rendements pour la DBO5 pour les STEP des différentes entités en 2000 (pour les STEP contrôlées représentant 95 % de la capacité totale)

Bassin versant	Canton / Département	Charges en tonnes de O_2 par an (365 jours)			Concentrations (mg O_2 /l)			Rendement en %	
		Eaux brutes	Déversées		Eaux brutes	Eaux déversées			
			Après traitement	Sans traitement complet		Traitées	Traitées + déversées	Traité [1]	Traité + déversé [2]
Léman	Ain	139	11	22	43	4	10	91	76
	Genève	109	4	0	106	4	4	96	-
	Haute-Savoie	2'372	448	55	185	37	39	81	79
	Valais	20'565	608	268	270	8	12	97	96
	Vaud	13'517	919	552	119	10	13	90 (93)	89
Rhône aval	Ain	611	55	25	123	12	16	91	87
	Genève	15'575	790	1'482	176	12	26	85 (95)	85
	Haute-Savoie	3'978	346	318	180	17	30	91	83
Léman		**36'702**	**1'990**	**897**	**178**	**11**	**14**	**94 (94)**	**92**
Rhône aval		**20'164**	**1'191**	**1'826**	**174**	**13**	**26**	**87 (94)**	**85**
Bassin CIPEL		**56'867**	**3'181**	**2'722**	**176**	**11**	**18**	**91 (94)**	**90**

1) Le rendement sur les eaux traitées est calculé en divisant la charge retenue par la STEP par la charge effectivement traitée (en prenant en compte la charge déversée après le décanteur primaire mais sans la charge déversée en entrée de STEP). Entre parenthèses figure le rendement calculé sans prendre en compte la charge déversée après le décanteur primaire (voir les méthodes de calcul en annexe 1).

2) Le rendement sur les eaux traitées et déversées prend en compte les charges déversées en entrée et/ou après le décanteur primaire.

Pour l'ensemble du bassin versant "CIPEL" et pour 95 % de la capacité totale des STEP (STEP contrôlées), la charge en entrée des stations est de 56'867 tonnes (DBO5). La charge rejetée après traitement est de 3'181 tonnes (sans les déversements). La charge déversée en entrée des stations ou après décantation primaire est de 2'722 tonnes. Les flux en entrée des stations sont stables (± 1 %) par rapport à 1999 (BESSERO et FIAUX, 2000).

Pour le bassin versant CIPEL, et pour les eaux traitées, le rendement moyen est de 94 %, et la concentration moyenne de sortie de 11 mg O_2/l (18 mg O_2/l en prenant en compte les charges déversées en entrée de STEP et/ou après le décanteur primaire). Le rendement est meilleur dans le bassin versant du Léman. Pour le bassin versant du Rhône Aval, la performance globale est influencée par les volumes déversés. En effet, la STEP d'Aïre à Genève est en voie de transformation et déverse des charges importantes; certaines grandes STEP de montagne ne peuvent traiter l'ensemble des eaux arrivant lors de pluie et de fonte de neiges, principalement en raison de leur capacité hydraulique limitée (réseau).

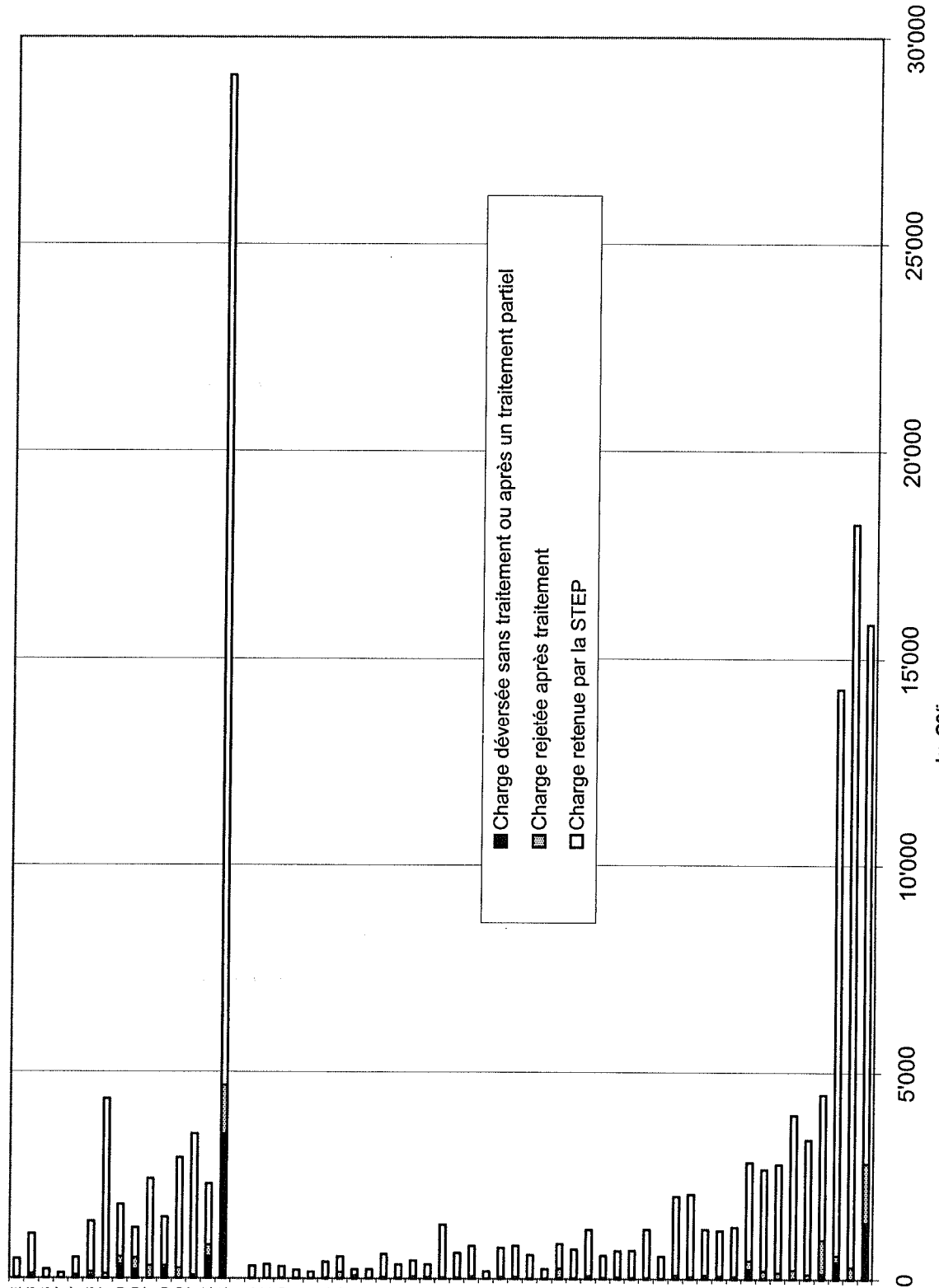


Figure 3 : Charges journalières organiques (DBO_5) dans les principales STEP du bassin versant CIPEL

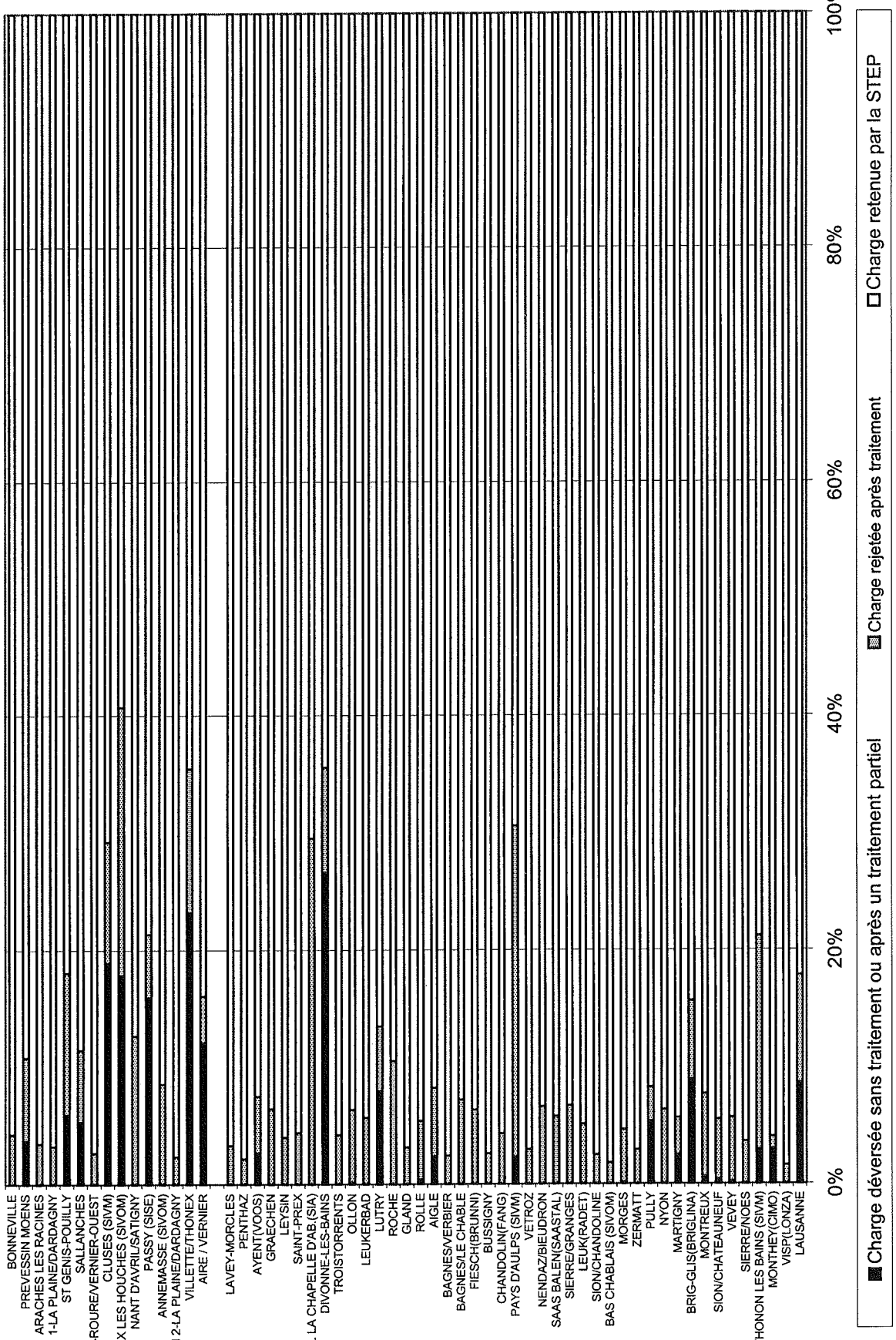


Figure 4 : Charges journalières organiques (DBO_5) traitées, déversées sans traitement et retenues exprimées en % de la charge totale dans les principales STEP

Les flux et les rendements d'épuration pour les stations de plus de 10'000 EH (60 g DBO5 /hab.jour) sont représentés sur les figures 3 et 4. Elles font ressortir que le déversement des charges non traitées pèse lourd sur le rendement d'épuration global, surtout pour le bassin versant du Rhône aval. Ces chiffres doivent toutefois être considérés avec précaution car les STEP représentées ne sont pas toutes contrôlées à la même fréquence (de 15 à 250 contrôles annuels). De plus, certaines STEP ne disposent pas de mesures des débits déversés.

4.3 Phosphore total et phosphore dissous $P\text{-}PO_4$

En Suisse et pour les bassins versants des lacs, les normes actuelles sont les suivantes : concentration du rejet 0.8 mg P/l et rendement de 80 % (OEaux, 1998). L'autorité peut renforcer ou compléter les exigences suivant les situations.

En France, jusqu'en 1994, les normes étaient, comme pour la matière organique, déterminées au cas par cas (deux niveaux : rendement de 80 % ou concentration du rejet de 1 mg P/l). Localement, le Préfet, sur préavis du Conseil Départemental d'Hygiène, peut édicter des normes plus sévères. L'arrêté ministériel du 22 décembre 1994 indique pour les zones sensibles au phosphore (comme le bassin du Léman) : une concentration du rejet de 2 mg P/l pour une charge brute en matière organique (MO) de 600 à 6'000 kg/jour; une concentration du rejet de 1 mg P/l pour une charge brute en MO supérieure à 6'000 kg/jour et un rendement de 80 % pour une charge en MO dépassant 600 kg/jour.

La Commission internationale pour la protection des eaux du Léman a adopté le 24 octobre 1996 des recommandations pour des normes minimales de rejet des STEP :

- capacité de la STEP de 500 à 2'000 EH : conc. de sortie = 1.0 mg P/l rend. = 80 %
- capacité de la STEP de 2'000 à 10'000 EH : conc. de sortie = 0.8 mg P/l rend. = 85 %
- capacité de la STEP > 10'000 EH : conc. de sortie = 0.8 mg P/l rend. = 90 %

La déphosphatation n'étant obligatoire que pour le bassin du Léman, il ne sera cité que les chiffres le concernant. Pour 98 % de la capacité totale des STEP, la charge d'entrée des stations est de 908 tonnes de phosphore total. La charge rejetée après traitement est de 90 tonnes (sans les déversements). La charge déversée en entrée des stations ou après décantation primaire est de 37.8 tonnes. Les rendements pour les eaux traitées sont conformes pour la plupart des entités, sauf pour l'Ain et dans une moindre mesure la Haute-Savoie. Compte tenu de la relative stabilité de la capacité des STEP contrôlées prises en considération sur le bassin hydrographique du Léman depuis 1996, il peut être relevé que les flux mesurés en entrée et sortie sont en légère baisse par rapport aux années précédentes. Les flux déversés sont stables, voire en légère hausse, mais cette information doit être interprétée prudemment en raison des données incomplètes concernant les flux déversés (voir tableau 3, note 1). Considérant l'importance des charges rejetées (traitées et non traitées) et la nécessité de diminuer la charge en phosphore parvenant dans le Léman, des efforts doivent encore être consentis pour mieux exploiter les capacités de traitement existantes, voire pour les augmenter, ceci en continuant les travaux sur les réseaux et les STEP.

Le rendement de l'élimination pour le phosphore total est de 90 % pour les eaux traitées, de 88 % en prenant en compte les charges déversées au décanteur primaire et de 86 % en prenant en compte les charges déversées à l'entrée de la STEP. La concentration moyenne de sortie est de 0.49 mg P/l (de 0.63 mg P/l en prenant en compte les charges déversées sans traitement). Les charges par habitant (permanent + 2/3 saisonniers) mesurées à l'entrée sont en moyenne de 2.1 g/jour, mais varient selon les cantons et départements entre 1.6 et 2.5 g. Ces mêmes charges mesurées à la sortie (en prenant en compte les charges déversées) représentent en moyenne 0.3 g par habitant et varient entre 0.2 et 0.7 g.

Les flux et les rendements d'épuration pour les stations de plus de 10'000 EH (60 g DBO_5/hab.jour) sont représentés sur les figures 5 et 6. Comme pour la DBO5, on observe clairement que le déversement des charges non traitées n'est pas négligeable. Rappelons que les STEP du bassin versant Rhône aval ne sont pas astreintes au traitement du phosphore, ce qui explique leur faible rendement d'épuration. Cependant, on note la part anormalement élevée du phosphore déversé non traité dans plusieurs STEP du bassin Léman.

TABLEAU 5 - Bilan des charges, concentrations et rendements pour le phosphore total pour les STEP des différentes entités en 2000

Bassin versant	Canton / Département	Charges en tonnes de Ptot par an (365 jours)			Concentrations (mg Ptot/l)			Rendement en %	
		Eaux brutes	Déversées		Eaux brutes	Eaux déversées			
			Après traitement	Sans traitement complet		Traitées	Traitées + déversées	Traité [1]	Traité + déversé [2]
Léman	Ain	7	2	1.1	2.04	0.71	0.89	68	56
	Genève	4	0	0.0	3.64	0.40	0.40	89	-
	Haute-Savoie	91	18	3.4	6.92	1.48	1.66	79	76
	Valais	301	29	4.7	3.93	0.39	0.44	90	89
	Vaud	506	40	28.6	4.66	0.43	0.64	88 (92)	86
Rhône aval	Ain	28	16	1.5	5.27	3.32	3.32	39	37
	Genève	363	145	47.5	4.19	2.20	2.23	47 (60)	47
	Haute-Savoie	154	74	14.1	6.70	3.63	3.83	47	43
Léman		**908**	**90**	**37.8**	**4.48**	**0.49**	**0.63**	**88 (90)**	**86**
Rhône aval		**545**	**235**	**63.2**	**4.74**	**2.58**	**2.60**	**47 (56)**	**45**
Bassin CIPEL		**1'453**	**325**	**101.1**	**4.58**	**1.18**	**1.34**	**72 (77)**	**71**

1) Le rendement sur les eaux traitées est calculé en divisant la charge retenue dans la STEP par la charge effectivement traitée (en prenant en compte la charge après le décanteur primaire mais sans la charge déversée en entrée de STEP). Entre parenthèses figure le rendement calculé sans prendre en compte la charge déversée après le décanteur primaire.

2) Le rendement sur les eaux traitées et déversées prend en compte les charges déversées en entrée et/ou après le décanteur primaire.

Pour le phosphore dissous ($P\text{-}PO_4$), il n'est pas possible de faire une synthèse globale, en raison du manque important de données. En effet, le paramètre $P\text{-}PO_4$ n'a pas été systématiquement analysé sur les eaux d'entrée brutes et sur les eaux traitées lors des contrôles effectués. Les résultats disponibles, représentant 41 % de la capacité des STEP du bassin versant du Léman, sont présentés en annexe 4.

Pour les STEP ayant effectué ces contrôles, le rendement moyen d'élimination du $P\text{-}PO_4$ est de 91 % pour une concentration moyenne de sortie de 0.15 mg P/l. En prenant en compte les charges déversées en entrée ou au décanteur primaire, le rendement est de 87 % et la concentration moyenne de sortie de 0.2 mg P/l. Les charges par habitant (permanent + 2/3 saisonniers) mesurées à l'entrée sont en moyenne 1.1 g, mais varient selon cantons et départements de 1.0 à 1.8 g. Ces mêmes charges mesurées à la sortie représentent en moyenne 0.1 g par habitant et varient de 0.1 à 0.4 g.

Le phosphore dissous (biodisponible) contribue grandement à l'eutrophisation du Léman; sa mesure est importante et doit, dans les prochains temps, être effectuée comme prévu par les recommandations, c'est-à-dire lors de chaque contrôle du phosphore total à l'entrée et à la sortie de la STEP.

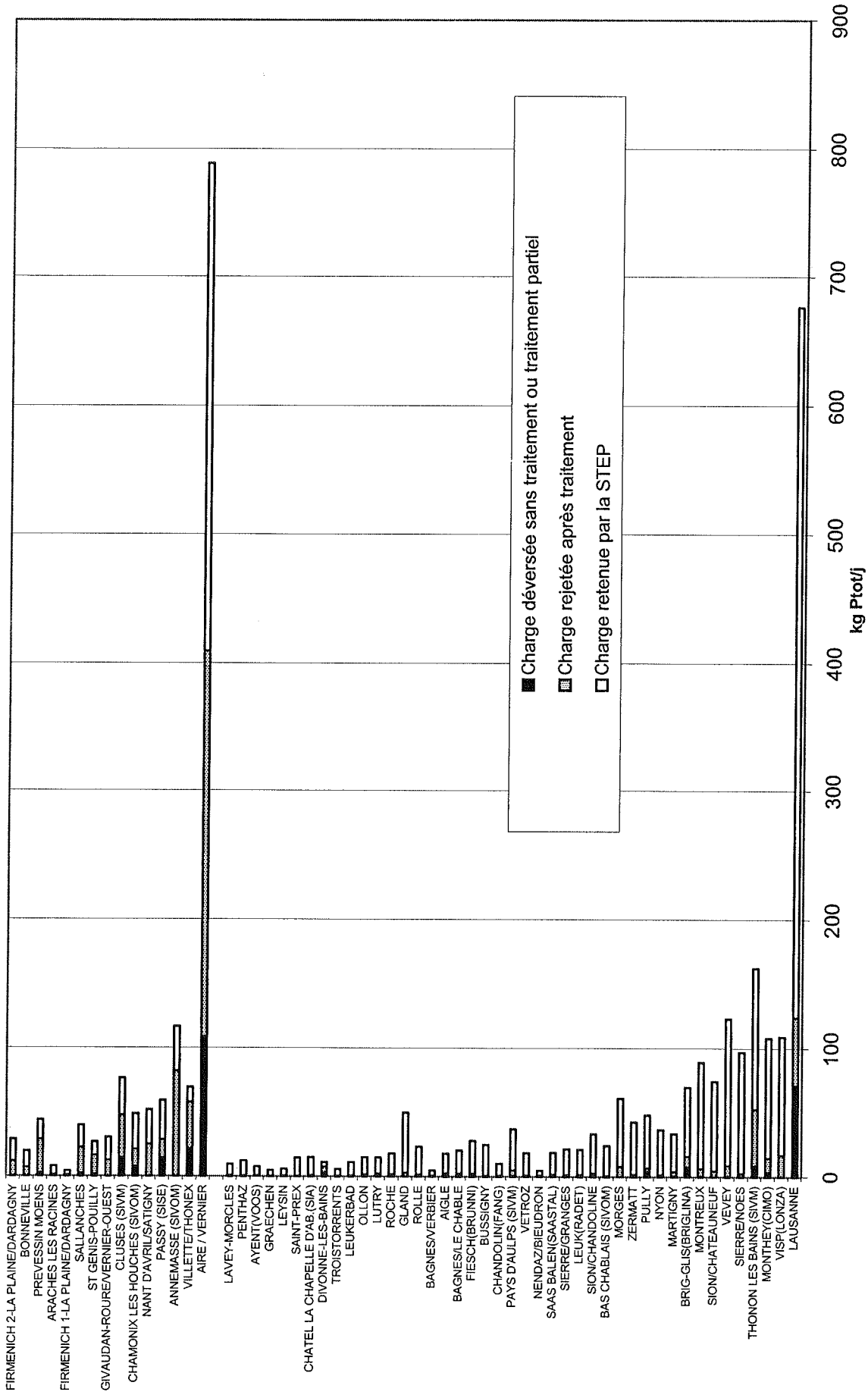


Figure 5 : Charges journalières en phosphore total dans les principales STEP du bassin versant CIPEL

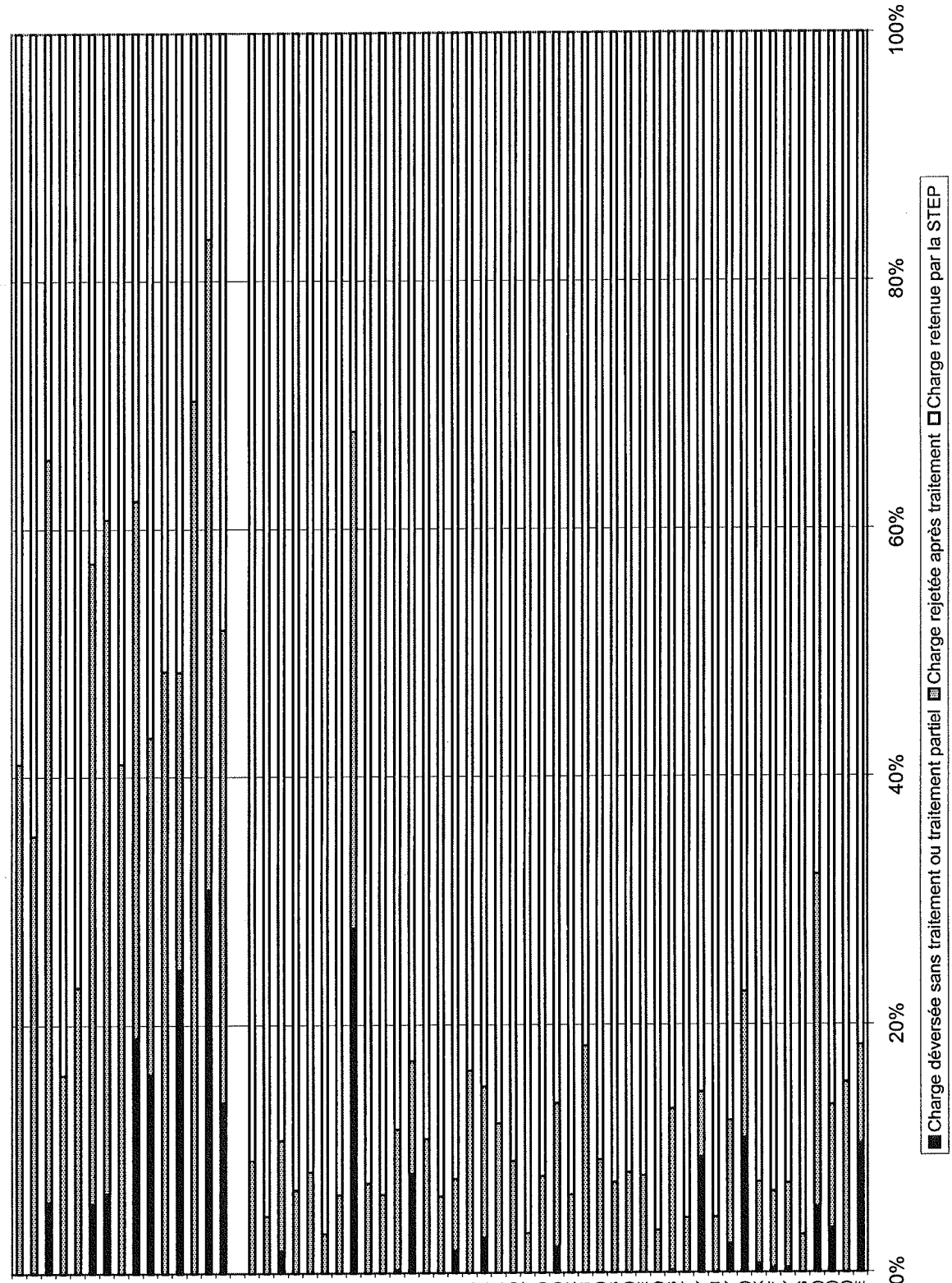


Figure 6 : Charges journalières en phosphore total traitées, déversées sans traitement et retenues, exprimée en % de la charge totale dans les principales STEP

4.4 Apports en phosphore au lac et aux cours d'eau par les STEP

L'exploitation des résultats des contrôles a permis de déterminer pour les affluents du Léman et du Rhône aval les apports par les STEP en phosphore total et dissous. En couplant ces résultats à ceux obtenus par la surveillance des affluents à leur embouchure, il est possible d'estimer, certes grossièrement, la part des STEP dans la charge totale parvenant au lac. L'interprétation de ces chiffres doit être prudente étant donné la fréquence très variable des contrôles de STEP (et aussi le non-contrôle de certaines STEP) et des prélèvements dans les affluents. En effet, le nombre de contrôles 24h pour les STEP varie de 4 à 365 par an et les charges déversées ne sont pas mesurées systématiquement ce qui conduit certainement à une sous-estimation des apports dus aux STEP. La fréquence et le mode de prélèvements aux embouchures des cours d'eau sont également très disparates comme l'indique le tableau 6.

TABLEAU 6 - Comparaison des flux de phosphore rejetés par les STEP et des flux mesurés à l'embouchure des affluents du Léman et du Rhône aval

						Flux de PO_4 en tonnes P par an		Flux de Ptot en tonnes P par an	
	Prélèvement[1]	Débit (m^3/sec)	Nbre de STEP	Capacité[2] à 60g DBO_5/hab.j	Population raccordée[2]	Embouchure	Rejets STEP	Embouchure	Rejets STEP
Bassin versant du Léman									
Rhône amont	X	189.70	64	1'413'357	498'400	40.46	6.5	1'262	35.0
Dranse	X	19.81	11	48'887	59'692	5.38	1.1	20.9	2.2
Aubonne	X	6.09	4	14'450	8'731	3.01	0.6	16.5	1.0
Venoge	X	4.22	22	60'263	31'757	3.82	0.8	20.6	1.9
Versoix	Z	3.30	5	21'975	14'592	4.25	1.6	7.4	3.1
Veveyse	X1	3.17	-	-	-	0.40	-	10.9	-
Promenthouse	X1	1.90	1	500	339	0.52	0.0	2.3	0.1
Chamberonne	X1	0.88	3	3'938	2'993	1.55	0.1	3.8	0.1
Hermance	Z	0.54	2	2'648	2'396	2.80	0.0	3.7	0.1
Eau Froide	Y	0.47	2	16'283	3'303	0.16	0.1	0.7	0.7
Morges	X1	0.45	3	4'163	2'381	0.58	0.0	2.5	0.1
Dullive	Y	0.24	-	-	-	0.11	-	0.2	-
Nant d'Aisy	Z	0.04	1	7'467	4'748	0.25	0.2	0.3	0.4
Autres affluents			22	98'357	66'696		1.1		5.2
Léman direct			19	872'538	490'688		19.1		77.8
Total Léman			**159**	**2'564'825**	**1'186'716**	**63**	**31**	**1'352**	**128**
Bassin versant du Rhône aval									
Arve	Z	72.50	35	414'108	349'406	140.43	20.1	204.2	111.5
Allondon	Z	3.73	4	44'233	29'012	12.74	4.9	16.7	16.9
Dronde	Z	0.04	-	-	-	0.001	-	0.01	-
Goy	Z	0.01	-	-	-	0.09	-	0.13	-
Autres affluents			7	8'842	6'070		1.23		1.4
Rhône aval direct			14	694'467	376'774		119		168.5
Total Rhône aval			**60**	**1'161'649**	**761'262**	**153**	**145**	**221**	**298**

1) Types de prélèvements à l'embouchure des cours d'eau :
   - X: proportionnel au débit intégré sur une semaine
   - X1: proportionnel au temps intégré sur une semaine
   - X2: proportionnel au débit intégré sur deux semaines
   - Y: proportionnel au débit sur 24h, 1 prélèvement par mois
   - Z: instantané, 1 prélèvement par mois.

2) Il s'agit de la capacité et de la population raccordée totale (population permanente et 2/3 de la population saisonnière) sur les bassins versants concernés, et non pas de la capacité des STEP contrôlées.

La figure 7 permet de visualiser la part des STEP dans les flux en phosphore dissous mesurés à l'embouchure des cours d'eau. Pour certains cours d'eau, les charges en phosphore dissous apportées par les STEP représentent plus de la moitié de la charge totale (ces proportions sont sous-estimées étant donné la faible proportion de STEP contrôlées pour le phosphore dissous). Pour d'autres affluents, les apports en phosphore dissous proviennent d'autres sources (naturelles, agricoles, pertes des réseaux, etc.).

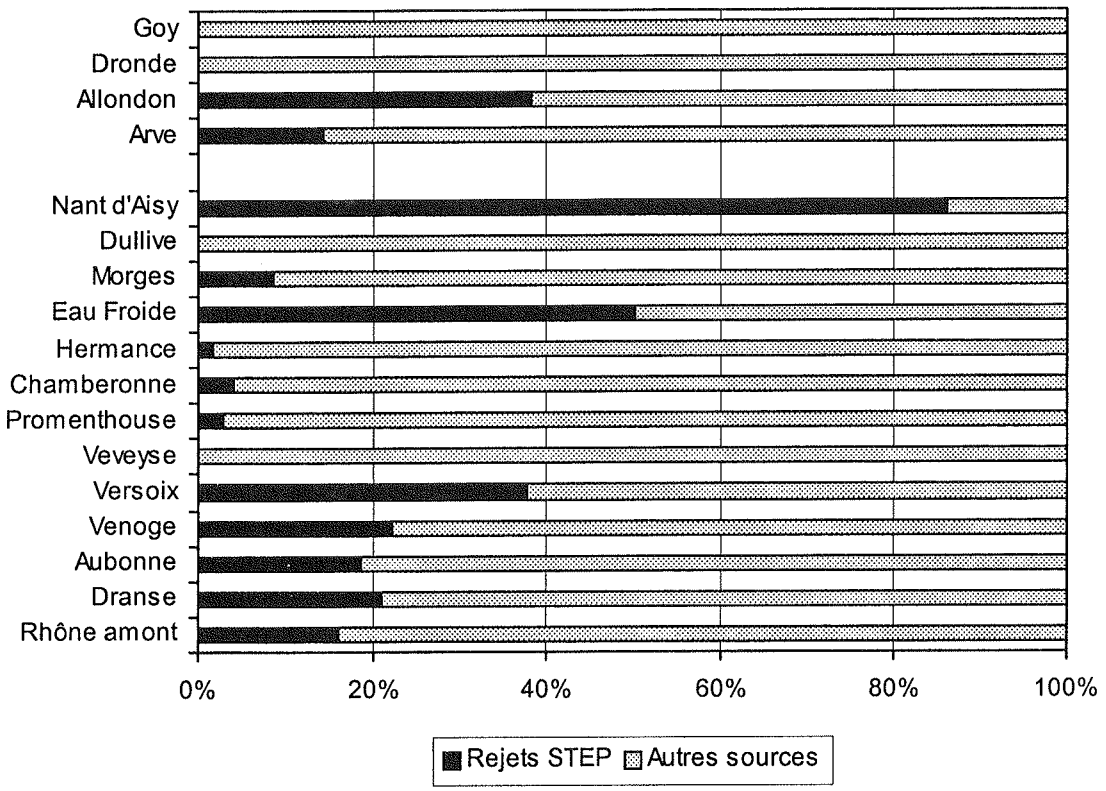


Figure 7 : Flux annuels (en 2000) en phosphore dissous à l'embouchure des affluents du Léman et du Rhône aval provenant des STEP et d'autres sources, exprimés en % du flux total à l'embouchure

5. CONCLUSIONS

Pour l'ensemble du bassin versant "CIPEL" (Léman + Rhône aval), 219 stations d'épuration (STEP) sont en service à fin 2000 pour une capacité de 3'726'000 équivalents-habitants (EH). La population raccordée à ces stations est de 1'440'000 habitants permanents, 763'000 habitants saisonniers (capacité d'hébergement touristique) et 980'000 équivalents-habitants industriels.

Pour le bassin versant du Léman, il y a 159 STEP (capacité : 2'565'000 EH; population raccordée permanente : 823'000; population raccordée saisonnière : 547'000 EH; part industrielle : 740'000 EH). Sur ces STEP, 136 pratiquent la déphosphatation (capacité : 99 %; population raccordée : 99 %).

Les efforts entrepris dans les différentes entités portent leurs fruits; en effet le nombre de STEP contrôlées est en constante augmentation et le nombre d'informations récoltées (débits horaires, journaliers, paramètres analysés) est également en progression. Les moyens techniques dont disposent actuellement les stations d'épuration permettent une approche plus réaliste du fonctionnement, tant de la STEP que du réseau. Les STEP de grande capacité sont désormais équipées pour effectuer les prélèvements d'échantillons d'eau, les analyses et les mesures de débit dans de bonnes conditions. Les mesures de débit sont effectuées en continu sur la plupart des installations et permettent donc d'avoir une vision très réelle du fonctionnement du réseau et de la STEP. Malheureusement, les mesures des débits déversés ne sont pas systématiquement fournies avec les résultats des contrôles, ce qui ampute les bilans de fonctionnement d'informations importantes.

Pour le bassin du Léman, les contrôles insuffisants (moins de quatre contrôles sur 24 heures par année) de certaines stations sont observés principalement dans le département de la Haute-Savoie et le canton du Valais; ils ne touchent que de très petites STEP. Signalons toutefois qu'en Valais la moitié de ces stations a été contrôlée, mais seulement de une à trois fois (sur 24 heures), ce qui n'est pas suffisant pour estimer, de façon satisfaisante, leur fonctionnement annuel.

Il faut encore relever que les contrôles (au moins quatre contrôles sur 24 heures par année) sur le bassin versant "Rhône aval" (de l'émissaire du lac jusqu'à la frontière franco-suisse) sont statistiquement insuffisants pour établir un bilan représentatif pour le département de la Haute-Savoie et dans une moindre mesure pour celui de l'Ain.

Pour la matière organique exprimée par la DBO_5 (demande biochimique en oxygène) et pour les stations ayant des contrôles sur 24 heures, les apports pour l'ensemble du bassin versant "CIPEL" sont de 56'867 tonnes (O_2) et les charges rejetées après traitement de 3'181 tonnes (O_2). Le rendement moyen d'élimination est de 94 % sur les eaux traitées et la concentration moyenne de sortie est de 11 mg O_2/l. Globalement, ces valeurs respectent les normes. En prenant en compte les charges rejetées sans traitement biologique, le rendement est alors de 90 %.

Pour le phosphore total et pour le bassin versant du Léman, les apports sont de 908 tonnes en entrée de STEP et les charges rejetées après traitement de 90 tonnes et de 37.8 tonnes déversées sans traitement complet. Le rendement moyen d'élimination est de 90 % sur les eaux traitées. Il est en augmentation par rapport à 1999 (88 %). La concentration moyenne de sortie est de 0.49 mg P/l. Globalement, ces valeurs respectent les normes. En prenant en compte les charges rejetées sans traitement biologique, le rendement est alors de 86 %, en légère progression par rapport à 1999 (85 %).

Il n'est malheureusement pas possible de faire une synthèse pour le phosphore dissous du fait qu'une partie importante des STEP n'ont pas été contrôlées selon les règles (analyse du phosphore dissous sur les eaux d'entrée et de sortie).

L'interprétation détaillée de tous les résultats à disposition permet les conclusions suivantes :

- La règle minimaliste des quatre contrôles (24 heures) par an est insuffisante si l'on veut obtenir une bonne représentation de l'ensemble de l'année. A cet effet, la Commission internationale a adopté en octobre 1994 des "Recommandations et méthodologie pour la conduite des mesures de contrôle et d'auto-surveillance du fonctionnement des stations d'épuration". Ces recommandations préconisent un renforcement des contrôles, principalement pour les grandes installations, ainsi que la promotion de la mise en place de l'auto-surveillance et de sa validation par les services officiels; en France, cette validation doit se réaliser en application des dispositions de l'arrêté ministériel du 22 décembre 1994.
- Les déversements d'eaux non traitées se produisant lors de pointes de débit dues aux pluies constituent un problème important et influencent, dans certains cas notablement, le rendement global des stations d'épuration. En général la charge déversée sans traitement est inférieure à la charge rejetée après traitement. Toutefois il faut signaler que certaines STEP ne sont pas équipées pour mesurer les débits aux points de déversement ce qui fausse les estimations du rendement. La mesure de débit est peu coûteuse et facile à mettre en place. Elle doit être généralisée sur l'ensemble des stations, et particulièrement aux points de déversement des stations qui bénéficient d'une protection hydraulique (déversoir à l'entrée ou après le décanteur primaire).
- Un nombre important de mesures démontre très clairement le problème de qualité des réseaux (présence d'eaux claires parasites), et leur influence sur le traitement par les STEP (par les déversements). Si sur les eaux traitées, les rendements sont très bons et en augmentation, la partie déversée sans traitement est problématique et devrait être diminuée, ceci particulièrement sur les installations importantes. Les responsables techniques et politiques devraient être sensibilisés à cet aspect du fonctionnement des systèmes d'assainissement et développer les contrôles de réseau qui permettent de déterminer les origines des eaux claires parasites et de supprimer une partie de ces apports.
- Il est constaté que la plupart des grandes STEP sont équipées de mesures de débits en continu et que ces données méritent d'être exploitées en détail, et plus particulièrement les mesures de débits horaires, pour mieux comprendre le fonctionnement de la STEP et de son réseau d'alimentation, en utilisant, par exemple, la méthode développée par FIAUX et al. (1996) et étudiée actuellement par le groupe de travail "Pollutions domestiques".
- Il est important que les STEP fournissent les mesures de débits déversés en entrée et au décanteur primaire car ces informations permettent d'obtenir des informations importantes sur les charges déversées dans le milieu. Elles permettent aussi d'établir des diagnostics plus réalistes sur le fonctionnement global du système d'assainissement (réseau et STEP) et de cibler les efforts sur les actions les plus efficaces en matière de lutte contre la pollution.
- Pour le phosphore total, l'efficacité de l'élimination de cet élément sur les eaux traitées est en légère augmentation par rapport à 1999; comme mentionné précédemment, les charges déversées sans traitement complet diminuent le rendement global de l'épuration. Par contre, le manque de mesures du phosphore dissous sur les eaux d'entrée brutes et les eaux traitées ne permet pas de tirer un bilan global pour ce paramètre. Il est donc nécessaire d'intensifier les analyses de ce paramètres en vue de quantifier les charges rejetées de phosphore dissous (biodisponible).

BIBLIOGRAPHIE

OEaux (1998) : Ordonnance fédérale sur la protection des eaux du 28 octobre 1998.

BESSERO, H. et FIAUX, J.-J., (2000) : Contrôle des stations d'épuration. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1999, 161-181.

FIAUX, J.-J., ADAM, H. et RAPIN, F. (1996) : Fonctionnement des réseaux de collecteurs - présentation d'une approche méthodologique. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 271-283.

Remerciements : Nous tenons à remercier les services gestionnaires des stations d'épuration qui nous ont fourni leurs résultats d'analyses qui ont été utilisés pour ce rapport.

ANNEXE 1 - Mode de calcul des rendements

Lors des contrôles 24h dont les résultats sont utilisés pour établir les bilans de fonctionnement des STEP, les concentrations sont en règle générale mesurées à différents points des stations d'épuration :

- Entrée, utilisées pour les calculs des flux d'entrée et des flux déversés en entrée
- DP (Décanteur primaire), utilisées pour les calculs des flux déversés au DP; s'il n'y a pas de mesure, la concentration après le DP est estimée à 70% de celle en entrée
- Sortie, flux de sortie

Les débits sont mesurés aux points suivants:

- Déversement en entrée (pour certaines STEP uniquement)
- Entrée
- Déversement au DP (pour certaines STEP uniquement)
- Sortie

Calculs des flux et rendements (pour charges et débits)

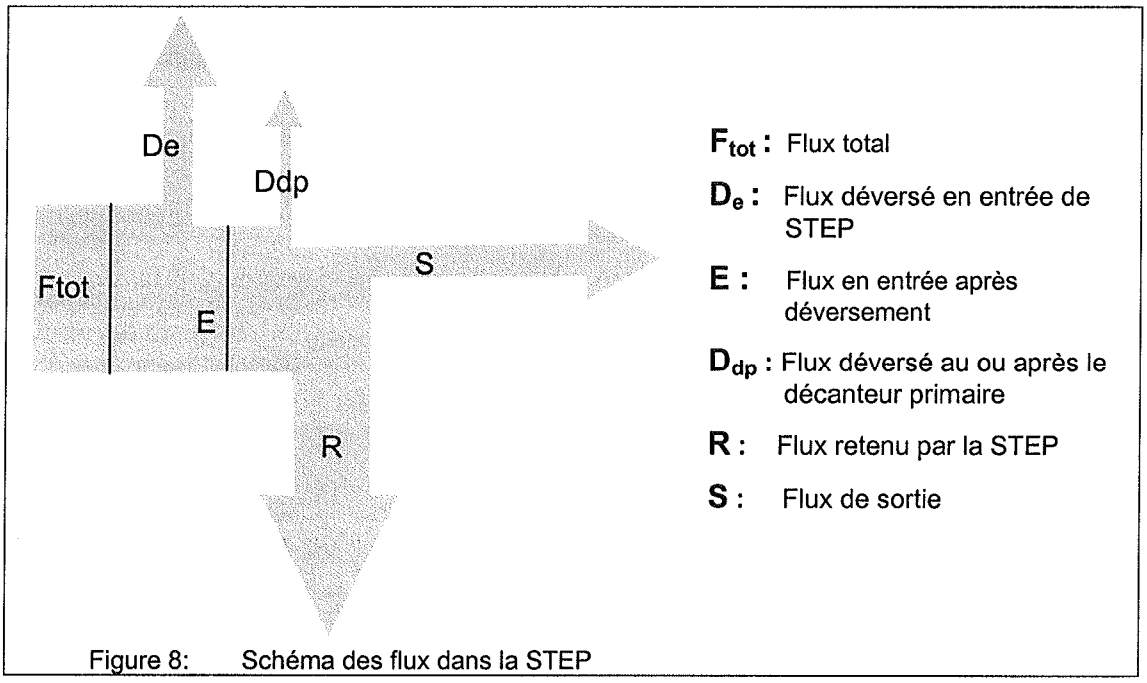


Figure 8: Schéma des flux dans la STEP

Les flux D_e, E, D_{dp} et S sont calculés, pour chaque contrôle 24h en multipliant le débit par la concentration (mg/l).

Les autres flux sont alors calculés de la manière suivante :

Le flux total arrivant à la STEP $F_{tot} = D_e + E$

Le flux retenu à la STEP (dans les boues)

$$R = F_{tot} - (S + D_{dp} + D_e)$$
$$= D_e + E - (S + D_{dp} + D_e)$$
$$= E - (S + D_{dp})$$

Le flux total rejeté par la STEP est : $S + D_{dp} + D_e$

Le rendement sur eaux traitées : R / E

Le rendement sur eaux traitées sans prise en compte des charges déversées après le décanteur primaire est : $(E - S)/ E$

Le rendement global incluant les charges déversées en entrée et après le décanteur primaire est : R / F_{tot}

ANNEXE 2 - Contrôle des STEP pour la matière organique exprimée en DBO_5 en 2000

Canton/ Département	Bassin versant	Nombre total de STEP	Capacité totale des STEP (60 g DBO_5/hab.j)	Nombre de STEP contrôlées	Capacité des STEP contrôlées (60 g DBO_5/ hab.j)	STEP contrôlées en % de la capacité	Population raccordée (perm.+ 2/3 sais.) sur les STEP contrôlées	Débit			
								m^3/jour			
								total	traité	déversé en entrée	déversé au DP
Ain	Léman	3	19'350	2	18'900	97.7	11'775	8'828	6'911	1'918	0
Genève		2	7'595	2	7'595	100.0	4'820	2'816	2'816	0	0
Haute-Savoie		19	196'288	5	177'703	90.5	140'886	35'225	33'224	1'975	0
Valais		61	1'364'490	47	1'316'411	96.5	461'801	208'376	205'150	3'225	0
Vaud		74	977'102	74	977'102	100.0	545'579	310'900	263'154	8'207	24'090
Total	Léman	159	2'564'825	130	2'497'711	97.4	1'164'862	566'145	511'255	15'325	24'090
Ain	Rhône aval	10	52'695	5	48'600	92.2	30'079	13'661	12'805	857	0
Genève		16	761'768	13	749'425	98.4	422'806	242'441	182'097	0	41'596
Haute-Savoie		34	347'186	10	227'403	65.5	220'085	60'535	54'376	6'474	0
Total	Rhône aval	60	1'161'649	28	1'025'428	88.3	672'971	316'638	249'278	7'331	41'596
Total	Bassin CIPEL	219	3'726'474	158	3'523'139	94.5	1'837'833	882'784	760'533	22'655	65'686

Canton/ Département	Bassin versant	Flux de matières organiques en kg O_2/jour					Concentration en DBO_5 (mg O_2/l)			Rendement moyen (pondéré par les débits) en %	
		Entrée flux total	Entrée flux traité	Sortie traitée	Déversé à l'entrée (si mesuré)	Déversé au DP (si mesuré)	Entrée	Sortie traitée	Sortie traitée + déversée	Eaux traitées*	Traitées + déversées
Ain	Léman	381	321	30	60	0	43.12	4.30	10.16	91 %	76 %
Genève		300	300	11	0	0	106.45	3.81	3.81	96 %	-
Haute-Savoie		6'499	6'348	1'228	151	0	184.51	36.97	39.16	81 %	79 %
Valais		56'341	55'608	1'664	733	0	270.38	8.11	11.50	97 %	96 %
Vaud		37'033	36'491	2'518	542	971	119.12	9.57	12.97	90 % (93 %)	89 %
Total	Léman	100'554	99'068	5'451	1'486	971	177.61	10.66	13.97	93.5% (94.5%)	92 %
Ain	Rhône aval	1'675	1'605	152	70	0	122.58	11.87	16.24	90.5%	87 %
Genève		42'672	42'672	2'164	0	4'060	176.01	11.89	25.67	86.5% (95 %)	85 %
Haute-Savoie		10'899	10'027	947	872	0	180.04	17.41	30.04	91 %	83 %
Total	Rhône aval	55'245	54'304	3'263	942	4'060	174.47	13.09	26.10	86.5% (91 %)	85 %
Total	Bassin CIPEL	155'799	153'372	8'714	2'427	5'031	176.49	11.46	18.32	91 % (94 %)	90 %

*entre parenthèse le rendement sur les eaux traitées calculé sans prendre en compte les flux déversés au DP

ANNEXE 3 - Contrôle des STEP pour le phosphore total en 2000

Canton/ Département	Bassin versant	Nombre total de STEP	Capacité totale des STEP (60 g DBO_5/hab.j)	Nombre de STEP contrôlées	Capacité des STEP contrôlées (60 g DBO_5/ hab.j)	STEP contrôlées en % de la capacité	Population raccordée (perm.+ 2/3 sais.) sur les STEP contrôlées	Débit m^3/jour			
								total	traité	déversé	déversé au DP
Ain	Léman	3	19'350	2	18'900	97.7	11'775	9'213	7'152	2'061	0
Genève		2	7'595	2	7'595	100.0	4'820	2'816	2'816	0	0
Haute-Savoie		19	196'288	7	184'370	93.9	146'165	35'869	33'863	1'980	0
Valais		61	1'364'490	47	1'316'411	96.5	461'801	209'672	206'464	3'208	0
Vaud		74	977'102	74	977'102	100.0	545'579	297'736	257'311	7'198	21'576
Total	Léman	159	2'564'825	132	2'504'377	97.6	1'170'140	555'306	507'606	14'448	21'576
Ain	Rhône aval	10	52'695	5	48'600	92.2	30'079	14'568	13'331	1'238	0
Genève		16	761'768	13	749'425	98.4	422'806	237'189	181'100	0	38'794
Haute-Savoie		34	347'186	9	224'503	64.7	217'620	62'761	55'532	7'503	0
Total	Rhône aval	60	1'161'649	27	1'022'528	88.0	670'506	314'519	249'963	8'740	38'794
Total	Bassin CIPEL	219	3'726'474	159	3'526'906	94.6	1'840'646	869'824	757'569	23'188	60'370

Canton/ Département	Bassin versant	Flux de phosphore total en kg P_{tot}/jour					Concentration en P_{tot} (mg P_{tot}/l)			Rendement moyen (pondéré par les débits) en %	
		Entrée flux total	Entrée flux traité	Sortie traitée	Déversé à l'entrée (si mesuré)	Déversé au DP (si mesuré)	Entrée	Sortie traitée	Sortie traitée + déversée	Eaux traitées	Traitées + déversées
Ain	Léman	19	16	5	3.1	0.0	2.04	0.71	0.89	67.5%	56 %
Genève		10	10	1	0.0	0.0	3.64	0.40	0.40	89 %	-
Haute-Savoie		248	239	50	9.3	0.0	6.92	1.48	1.66	79 %	76 %
Valais		824	811	80	12.7	0.0	3.93	0.39	0.44	90 %	89 %
Vaud		1'387	1'363	111	23.8	54.5	4.66	0.43	0.64	88 % (92 %)	86 %
Total	Léman	2'488	2'439	247	49.0	54.5	4.48	0.49	0.63	88 % (90%)	86 %
Ain	Rhône aval	77	73	44	4.2	0.0	5.27	3.32	3.32	39 %	37 %
Genève		994	994	398	0.0	130.2	4.19	2.20	2.23	47 % (60 %)	47 %
Haute-Savoie		421	382	202	38.8	0.0	6.70	3.63	3.83	47 %	43 %
Total	Rhône aval	1'492	1'449	644	43.0	130.2	4.74	2.58	2.60	46.5% (55.5%)	45 %
Total	Bassin CIPEL	3'980	3'888	891	91.9	184.7	4.58	1.18	1.34	72 % (77 %)	71 %

*entre parenthèse le rendement sur les eaux traitées calculé sans prendre en compte les flux déversés au DP

ANNEXE 4 - Contrôle des STEP pour le phosphore dissous (orthophosphates – PO_4) en 2000

Canton/ Département	Bassin versant	Nombre total de STEP	Capacité totale des STEP (60 g DBO_5/hab.j)	Nombre de STEP contrôlées	Capacité des STEP contrôlées (60 g DBO_5/ hab.j)	STEP contrôlées en % de la capacité	Population raccordée (perm.+ 2/3 sais.) sur les STEP contrôlées	Débit m^3/jour			
								total	traité	déversé	déversé au DP
Ain	Léman	3	19'350	2	18'900	97.7	11'775	9'332	7'158	2'174	0
Genève		3	8'598	2	7'595	88.3	4'820	2'816	2'816	0	0
Haute-Savoie		19	196'288	5	46'187	23.5	58'631	9'002	8'874	128	0
Valais		61	1'364'490	-	-	0.0	255'118	113'025	109'543	3'482	0
Vaud		75	977'226	74	977'102	100.0	545'579	300'933	259'622	7'118	21'255
Total	Léman	161	2'565'952	83	1'049'783	40.9	875'923	435'108	388'013	12'902	21'255
Ain	Rhône aval	10	52'695	3	33'750	64.0	15'370	9'114	8'261	853	0
Genève		16	761'768	12	720'842	94.6	419'785	233'485	177'357	0	38'805
Haute-Savoie		34	347'185	1	5'400	1.6	11'197	3'179	3'179	0	0
Total	Rhône aval	60	1'161'648	16	759'992	65.4	446'352	245'778	188'797	853	38'805
Total	Bassin CIPEL	221	3'727'600	99	1'809'775	48.6	1'322'274	680'886	576'809	13'755	60'059

Canton/ Département	Bassin versant	Flux de phosphore dissous en kg P-PO_4/jour					Concentration en PO_4 (mg P-PO_4/l)			Rendement moyen (pondéré par les débits) en %	
		Entrée flux total	Entrée flux traité	Sortie traitée	Déversé à l'entrée (si mesuré)	Déversé au DP (si mesuré)	Entrée	Sortie traitée	Sortie traitée + déversée	Eaux traitées	Traitées + déversées
Ain	Léman	12	10	2	2.4	0.0	1.32	0.28	0.47	80 %	64 %
Genève		5	5	1	0.0	0.0	1.72	0.21	0.21	88 %	88 %
Haute-Savoie		106	104	2	1.4	0.0	11.73	0.20	0.36	98 %	97 %
Valais		-	-	16	0.0	0.0		0.15	0.14	-	-
Vaud		543	535	38	7.9	16.1	1.80	0.14	0.15	90 % (93 %)	89 %
Total	Léman	666	654	58	11.8	16.1	1.53	0.15	0.16	89 % (91 %)	87 %
Ain	Rhône aval	20	19	14	1.1	0.0	2.21	1.66	1.62	28 %	27 %
Genève		449	449	300	0.0	68.0	1.92	1.69	1.28	18 % (33 %)	18 %
Haute-Savoie		18	18	15	0.0	0.0	5.75	4.72	4.72	18 %	18 %
Total	Rhône aval	487	486	328	1.1	68.0	1.98	1.74	1.34	18 % (32 %)	18 %
Total	Bassin CIPEL	1'153	1'140	386	12.8	84.1	1.69	0.67	0.59	59 % (66 %)	58 %

*entre parenthèse le rendement sur les eaux traitées calculé sans prendre en compte les flux déversés au DP

ANNEXE 5 : Bilan des apports en matière organique (DBO_5), phosphore total et phosphore dissous ($P\text{-}PO_4$) pour les STEP contrôlées en 2000

Canton/ Département	Bassin versant	STEP contrôlées en % de la capacité	Flux de matière organique en tonnes O_2/an				Rendement moyen sur les eaux traitées+déversées (%)
			Entrée flux total	Sortie traitée	Déversé (si mesuré)	Abattement	
Ain	Léman	97.7	139.0	10.9	21.9	106	76
Genève		100.0	109.4	3.9	0.0	105	96
Haute-Savoie		90.5	2372.2	448.4	55.1	1'869	79
Valais		96.5	20564.5	607.5	267.5	19'689	96
Vaud		100.0	13517.1	919.1	552.2	12'046	89
Total	Léman	97.4	36702.2	1989.7	896.6	33'816	92
Ain	Rhône aval	92.2	611.2	55.5	25.5	530	87
Genève		98.4	15575.2	790.0	1482.0	13'303	85
Haute-Savoie		65.5	3978.0	345.6	318.2	3'314	83
Total	Rhône aval	88.3	20164.5	1191.0	1825.7	17'148	85
Total	Bassin CIPEL	94.5	56866.7	3180.7	2722.3	50'964	90

Canton/ Département	Bassin versant	STEP contrôlées en % de la capacité	Flux du phosphore total en tonnes P/an				Rendement moyen sur les eaux traitées+déversées (%)
			Entrée flux total	Sortie traitée	Déversé (si mesuré)	Abattement	
Ain	Léman	97.7	6.9	1.9	1.1	4	56
Genève		100.0	3.7	0.4	0.0	3	89
Haute-Savoie		93.9	90.6	18.3	3.4	69	76
Valais		96.5	300.6	29.2	4.7	267	89
Vaud		100.0	506.2	40.4	28.6	437	86
Total	Léman	97.6	908.0	90.2	37.8	780	86
Ain	Rhône aval	92.2	28.0	16.1	1.5	10	37
Genève		98.4	363.0	145.4	47.5	170	47
Haute-Savoie		64.7	153.5	73.7	14.1	66	43
Total	Rhône aval	88.0	544.5	235.2	63.2	246	45
Total	Bassin CIPEL	94.6	1452.6	325.4	101.0	1'026	71

Canton/ Département	Bassin versant	STEP contrôlées en % de la capacité	Flux du phosphore dissous ($P\text{-}PO_4$) en tonnes P/an				Rendement moyen sur les eaux traitées+déversées (%)
			Entrée flux total	Sortie traitée	Déversé (si mesuré)	Abattement	
Ain	Léman	97.7	4.5	0.7	0.9	3	64
Genève		88.3	1.8	0.2	0.0	2	88
Haute-Savoie		23.5	38.5	0.6	0.5	37	97
Valais		0.0	-	5.9	0.0	-	-
Vaud		100.0	198.2	13.7	8.8	176	89
Total	Léman	40.9	243.0	21.2	10.2	212	87
Ain	Rhône aval	64.0	7.4	5.0	0.4	2	27
Genève		94.6	163.8	109.4	24.8	30	18
Haute-Savoie		1.6	6.7	5.5	0.0	1	18
Total	Rhône aval	65.4	177.9	119.8	25.2	33	18
Total	Bassin CIPEL	48.6	420.9	141.0	35.4	244	58

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, **2001**, 231-259.

BANDES HERBEUSES ET LUTTE CONTRE LES POLLUTIONS DIFFUSES D'ORIGINE AGRICOLE

Critères d'efficacité et conditions d'implantation

PAR

Dominique TREVISAN

SUACI MONTAGNE - GIS ALPES DU NORD
(INRA-UMR/CARRTEL), BP 511, F - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

Jean-Marcel DORIOZ

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

avec la collaboration technique de **Jean-Paul MOILLE** et **Jean-Pierre BOSSE**

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

RÉSUMÉ

L'objectif de ce travail est d'apporter des références sur le fonctionnement des bandes herbeuses dans le contexte du bassin lémanique, pour lutter contre les transferts de MES, de phosphore et de produits phytosanitaires d'origine agricole diffuse. Il se justifie compte tenu du caractère généralement peu filtrant des sols du pourtour lémanique, pour lesquels il est généralement admis une faible efficacité des bandes herbeuses. En outre d'autres interrogations subsistent, notamment l'impact de différentes pratiques culturales, telles le retournement des engins agricoles ou certaines pratiques de production fourragère (amendement, pâturage). Néanmoins, on luttera en première priorité contre le ruissellement superficiel au niveau de la parcelle elle-même par le choix d'itinéraires culturaux appropriés. Les bandes herbeuses n'apportent qu'une contribution complémentaire à la réduction des apports de nutriments et de polluants au Léman.

Pour apporter des règles et recommandations pratiques en terme d'implantation et d'entretien des bandes, notre démarche a reposé sur une analyse comparative de la diversité des situations agro-pédologiques des rives du Léman. On a effectué des observations portant sur la nature et la qualité physico-chimique du ruissellement dans diverses configurations parcellaires " cultures annuelles amont - prairies aval ", différentes entre elles par le type de sol, les pratiques culturales et les conditions météorologiques.

Les résultats acquis permettent de mettre en évidence :

- *une efficacité variable des bandes en fonction de la nature des sols, avec un taux d'infiltration et une épuration du ruissellement limités mais non nuls dans le cas des sols à tendance hydromorphe;*
- *une rétention des quelques produits phytosanitaires étudiés, variable selon les propriétés physico-chimiques des sols, en particulier de leur statut organique;*
- *de fortes différences de comportement selon la nature concentrée ou diffuse du ruissellement;*
- *une dynamique saisonnière du fonctionnement des bandes, avec dans les périodes hivernales une baisse graduelle de leur capacité épuratoire au fur et à mesure de la saturation des sols;*
- *la probabilité de relargage des formes solubles du phosphore.*

Un modèle général de fonctionnement est avancé et nous amène à préciser le potentiel d'épuration et le dimensionnement optimal des bandes en fonction des conditions agro-pédologiques, climatiques ou topographiques. On recommande une largeur de 5 mètres dans le cas des sols les plus filtrants du contexte étudié (sols limoneux - sableux) ou dans les autres situations de sol, si les rotations culturales ne présentent des risques de ruissellement que durant la période estivale. Dans les autres cas de figure, 10 mètres permettront de retenir une quantité significative de contaminants particulaires (80 à 90 %), si du moins le ruissellement présente une forme diffuse. Dans le cas contraire, avec une forme concentrée, cette largeur ne sera pas suffisante et c'est 20 mètres de bande herbeuse qu'il faut rechercher si on vise les mêmes niveaux d'abattement.

Enfin, les bandes doivent faire l'objet d'une gestion attentive. On ne peut leur attribuer simultanément des fonctions épuratoires et des fonctions productives, aussi tout amendement organique, apports de nutriments minéraux ou pâturage doivent-ils être proscrits. En revanche, il faut veiller à l'entretien calcique des bandes, avec si nécessaire, le recours à des chaulages pour assurer une rétention optimale des formes solubles du phosphore.

Les bandes herbeuses peuvent retenir une quantité non négligeable de contaminants mais leur capacité d'épuration est limitée dans les situations d'épisodes de ruissellement intense. Dans la mesure où, sous notre climat, les phénomènes de ruissellement sont en grande partie liés aux modes de conduite des cultures annuelles, il faut concevoir un plan d'ensemble de lutte contre les pollutions diffuses, qui permette avec des raisonnements relatifs aux techniques culturales et de travail du sol, à l'organisation du parcellaire et des rotations dans l'espace, de garantir la pleine efficacité des bandes.

1. INTRODUCTION

L'objectif de ce travail est d'apporter des références et des connaissances nouvelles sur le fonctionnement et l'efficacité des bandes herbeuses dans le contexte du bassin lémanique. Il s'inscrit dans le cadre des efforts entrepris pour maîtriser les transferts diffus de phosphore et de contaminants associés d'origine agricole.

On appelle bande herbeuse une prairie ou une bande de prairie implantée à l'aval de cultures annuelles, ayant pour fonction l'interception du ruissellement et des différents contaminants (matières en suspension, nutriments, xénobiotiques) qu'il transporte.

Dans le contexte français du bassin lémanique, plusieurs travaux portant sur l'ordre de grandeur, les déterminants et les moyens de contrôle des flux de polluants associés au ruissellement des cultures annuelles, ont montré l'effet tampon des prairies et autres surfaces végétales tels que ripisylves ou surfaces boisées (VANSTEELANT et al., 1997; WANG et al., 1999; JORDAN - MEILLE et al., 1998). Ainsi lorsque le parcellaire est composé d'une mosaïque de cultures, de haies et de surfaces en herbe, les teneurs moyennes en phosphore total des eaux de surface sont faibles. Inversement, dans les situations de bassins versants où le développement des cultures de céréales a induit la restructuration du parcellaire et la disparition progressive des zones tampons, en particulier des prairies interstitielles, les cultures annuelles ruissellent directement dans les fossés. Il en résulte des teneurs en phosphore des eaux de surface très élevées, non compatibles avec les exigences de qualité d'eau requises pour limiter l'eutrophisation du lac.

Le rôle des bandes herbeuses et des surfaces en herbe dans la maîtrise des problèmes environnementaux liés au ruissellement a été observé dans de nombreux contextes et leur intérêt est universellement reconnu (LOWRANCE et al., 1985; DILLAHA et al., 1989). On s'accorde aussi sur le fait que l'abattement des charges contaminantes des eaux de ruissellement par les bandes herbeuses varie grandement d'un contexte à l'autre (PATTY et GRIL, 1994; OFEFP, 1996). Il est difficile donc de généraliser les recommandations de dimensionnement ou d'entretien des bandes, sans un examen préalable de leur fonctionnement dans les conditions climatiques, pédologiques ou agronomiques spécifiques de leur lieu d'implantation.

Dans le contexte du bassin lémanique, plusieurs problèmes demandent des compléments d'analyse.

Les recommandations relatives au dimensionnement des bandes herbeuses s'appuient en grande partie sur des résultats acquis par simulation de pluie, où les intensités d'averses et les conditions d'écoulement du ruissellement (écoulement en nappe, forts gradients hydrauliques dans la bande expérimentale) s'écartent fortement des conditions naturelles de plein champ (ruissellement diffus ou concentré, averses de faible intensité).

Dans les bas fonds ou dans les axes d'écoulement de l'eau, où les sols présentent un faible potentiel d'infiltration du ruissellement (TRÉVISAN et al., 1996), on peut se demander si les bandes herbeuses sont réellement efficaces.

Enfin, sur le pourtour français du Léman, les parcelles agricoles ont une petite taille. En l'absence de compensations financières ou contractuelles, l'implantation de bandes herbeuses ne peut s'envisager que dans la mesure où leurs fonctions environnementales sont doublées de fonctions agricoles (zone de manœuvre des engins agricoles, production d'herbe pour l'affouragement). Dans de telles conditions d'utilisation des bandes, on peut d'abord s'attendre à une canalisation du ruissellement dans les empreintes de roues, qui risque de réduire considérablement l'efficacité de la bande. Ensuite, il est probable que l'entretien des fonctions agronomiques des bandes (amendements organiques, pâturage, etc.) a aussi des incidences sur la rétention des polluants dans les bandes.

Il importe en conséquence de mesurer l'impact que peuvent avoir de telles conditions de sol ou de pratiques sur le maintien du potentiel tampon des bandes.

2. OBJECTIFS

Ce travail sera centré sur la reconnaissance des critères d'efficacité des bandes herbeuses vis-à-vis de la rétention des polluants transportés par le ruissellement, avec une référence particulière pour les matières en suspension et le phosphore. En complément, on réalisera un premier cadrage sur le potentiel de rétention des produits phytosanitaires.

On s'attachera dans ce but à comprendre le fonctionnement des bandes, dans les conditions réelles du terrain, c'est-à-dire lors d'averses naturelles, dans des parcelles aussi diverses que possibles, représentatives du contexte agro-pédo-climatique de la zone étudiée (sols lourds, zones de retournement des engins, possibilité d'utilisation agricole).

Les résultats attendus seront traduits en terme de guides et de recommandations pratiques à l'usage des exploitations agricoles et des gestionnaires, pour développer et maintenir le potentiel tampon des bandes herbeuses et contribuer à maîtriser l'impact de l'agriculture sur la qualité des eaux de surface. Seront notamment visées des règles relatives au dimensionnement, aux conditions d'implantation, d'utilisation et d'entretien des bandes herbeuses.

En principe, la lutte contre le ruissellement superficiel se fait en première priorité au niveau de la parcelle elle-même par le choix d'itinéraires culturaux appropriés. Les bandes herbeuses sont susceptibles d'apporter une contribution complémentaire à la réduction des apports de nutriments et de polluants dans les eaux. Les résultats attendus seront donc traduits en terme de guides.

3. CONNAISSANCES PRÉALABLES

3.1 Démarches et méthodes de mesure de l'efficacité des bandes

Différentes approches et méthodes de mesure de l'efficacité des bandes ont été développées.

Il peut s'agir de *méthodes indirectes*, avec par exemple des observations portant sur la biomasse végétale des ripisylves, indicatrice à long terme de la rétention de nutriments (FAIL et al., 1985) ou encore de mesures portant sur l'accumulation de sédiments, révélée par l'utilisation du Cs^{137} (COOPER et al., 1985).

Ces méthodes sont difficiles à mettre en œuvre, aussi la majorité des auteurs ont-ils recours à des *méthodes directes* de mesure de l'efficacité des bandes herbeuses. On prélève dans ce cas de l'eau de ruissellement à l'amont et à l'aval des bandes herbeuses, dans le but d'analyser l'abattement des charges polluantes du ruissellement après son parcours sur la bande. Les dispositifs expérimentaux sont divers, le ruissellement pouvant être généré par des averses naturelles ou artificielles (MAGETTE et al., 1989; PATTY et GRIL, 1994; REAL 1998). L'ensemble culture - bande herbeuse est souvent délimité par des tôles fichées dans le sol; des gouttières permettent alors d'effectuer des prélèvements d'eau et des mesures des volumes écoulés pour accéder aux flux de polluants (DILLAHA et al., 1989). De tels dispositifs ne sont pas toujours faciles à mettre en place car ils exigent une infrastructure expérimentale assez lourde. Ainsi par exemple, dans le cas d'une averse faible de 10 mm, ruisselant sur une surface de 10 m x 10 m avec un très faible coefficient de ruissellement de 1 %, il faut déjà recueillir 100 litres d'eau de ruissellement. Ces problèmes amènent généralement les auteurs à réduire considérablement l'aire de mesure à quelques m^2, maille souvent trop petite pour prendre en compte les effets de différents facteurs majeurs de ruissellement (fourrières, modelés linéaires liés au travail du sol, traces d'engins, etc.).

Face à ces difficultés, d'autres méthodes ont été développées, notamment l'usage de *capteurs de ruissellement*, placés à différentes distances de la culture émettrice de ruissellement (HUGHES et al., 1998). Ces capteurs permettent d'analyser les variations de concentration du ruissellement au fur et à mesure de son avancée dans la bande herbeuse. Ils apportent des informations relatives sur le fonctionnement des bandes (aire minimale de la surface d'infiltration du ruissellement, variabilité spatiale des concentrations du ruissellement) permettant des analyses comparatives de différentes situations cultures - bandes. D'implantation facile, ne nécessitant pas une infrastructure lourde pour la collecte des lames ruisselantes (seuils bétonnés, cuves, ...) ils sont particulièrement bien adaptés pour répondre à des objectifs de reconnaissance des critères d'efficacité des bandes dans une gamme large et concrète de situations de topographie, de sols et de cultures. Les informations recueillies par les capteurs doivent cependant être analysées avec précaution, car les volumes d'eau collectés peuvent à la fois correspondre à des phases de déclenchement ou de tarissement du ruissellement. La nature des eaux collectées peut également être affectée, notamment par des effets pièges à sédiments.

3.2 Facteurs contrôlant l'efficacité des bandes

Différents mécanismes sont impliqués dans la rétention des polluants par les bandes herbeuses : infiltration du ruissellement, filtration de l'eau par la végétation, adsorption des contaminants sur les particules de sol (matières organiques en particulier). Une fois interceptés dans les bandes, les contaminants peuvent être dégradés, assimilés, voire même relargués lors d'épisodes de ruissellement ultérieurs (DILLAHA et al., 1986).

La largeur de la bande est déterminante. En première approche, la rétention des polluants, pour des bandes de 5 mètres de large, est de l'ordre de 80 %, 60 et 70 % pour les matières en suspension, le phosphore et l'azote total (GAUTHIER, 1994; PARMELAN, 1994). D'autres facteurs conditionnent également le fonctionnement des bandes (pente, biomasse et couverture végétale, texture et teneur en matière organique du sol). Les conditions d'écoulement du ruissellement sont en outre déterminantes.

On distingue classiquement un ruissellement diffus (où des filets d'eau s'écoulent sur l'ensemble de la surface d'une parcelle) et un ruissellement concentré (où les filets d'eau convergent à la faveur d'un modelé tel qu'une trace de roue ou un talweg vers un point donné de la parcelle). Ce transfert au travers des bandes est accru lorsque la surface et la durée de contact entre les eaux de ruissellement et la bande herbeuse sont réduites, ce qui est le cas lors d'écoulements concentrés ou dans des situations de forts débits de ruissellement.

Dans certaines situations de fonctionnement (saturation des sites d'adsorption, accumulation progressive de sédiments sur la bande), il faut également noter que des relargages de contaminants ont été mis en évidence (BARFIELD et al., 1981; HAYES et al., 1981; DILLAHA et al., 1986).

Dans le cas particulier des produits phytosanitaires, différentes expérimentations ont permis de montrer que les bandes herbeuses limitent leur transfert dans des proportions assez importantes. Avec une largeur de 6 mètres, on a noté plus de 80 % de rétention de différentes produits phytosanitaires; sur des bandes de 12 mètres, une rétention de près de 90 % a été enregistrée (REAL, 1998). Dans différentes études portant sur la distribution des produits phytosanitaires entre l'eau, les sols ou les sédiments, il a été montré que la teneur en matière organique, la quantité d'argile, le pH, la capacité d'échange cationique et la taille des particules affectent significativement la rétention des produits phytosanitaires. Cependant, la matière organique joue un rôle prépondérant (JORGENSEN et al., 1998). Pour rendre compte de ses effets, on mesure le Koc des produits phytosanitaires (constante d'adsorption sur la phase organique des sols), donnant le point d'équilibre entre la concentration Cs des molécules adsorbées sur la phase organo-minérale des sols et la phase liquide Cw :

$$Cs = Cw \cdot Koc \cdot oc$$ où oc est la teneur en matière organique.

Dans la mesure où Koc détermine en grande partie le risque de contamination de l'eau et compte tenu que cette constante n'est pas systématiquement déterminée, plusieurs travaux ont tenté d'approcher indirectement sa valeur. Ainsi LYMAN et al. (1990), cités par JORGENSEN et al. (1998) ont pu calculer, sur une centaine de molécules présentant une grande variété de configurations moléculaires, la valeur du coefficient d'adsorption Koc (l^{-1}) :

$$\log Koc = -0.55 \log S + 5.29$$ où S est la solubilité des molécules dans l'eau ($\mu mol \cdot l^{-1}$).

De cette première analyse, on retiendra que l'efficacité des bandes est très variable, en relation avec les caractéristiques climatiques et topographiques et plus généralement les propriétés hydrologiques et biologiques du système sol - végétation.

4. MÉTHODES ET SITES D'ÉTUDE

4.1 Dispositif de mesure

Pour apporter des références adaptées à la diversité des conditions de plein champ, on a implanté des capteurs de ruissellement dans différentes situations culture - bandes herbeuses. Ce choix se justifie dans la mesure où ces capteurs sont peu coûteux, simples à mettre en œuvre et de ce fait, bien adaptés pour analyser le fonctionnement des bandes, dans des conditions concrètes du terrain.

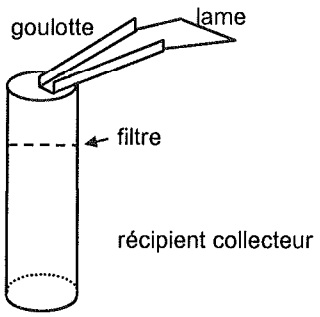


Figure 1 : Capteur de ruisellement

La figure 1 donne un schéma du capteur de ruissellement utilisé : il s'agit d'une goulotte placée à la surface du sol, recueillant l'eau de ruissellement et la déversant dans un récipient collecteur cylindrique de 20 cm de long et 5 cm de diamètre, placé dans un forage tubé du sol. Goulotte et récipient collecteur forment un ensemble solidaire dépassant la surface du sol, de façon à ce que les écoulements hypodermiques ne remplissent pas directement le récipient collecteur. Le récipient collecteur est muni d'une bague amovible supportant un filtre nylon de maille millimétrique ayant pour fonction d'empêcher la faune du sol (insectes, lombrics, mulots,...) d'être piégée. La goulotte présente en aval une lame de 15 cm de large, qui est enfoncée sous le mât racinaire, de façon à assurer une bonne continuité entre le dispositif et la surface du sol et permettre ainsi le bon écoulement du ruissellement.

L'ensemble du dispositif est surmonté d'un chapeau sous forme d'une plaque de 40 cm x 40 cm (non représenté dans la figure 1), dont le rôle est d'éviter le remplissage direct du tube collecteur par la pluie. Les différents éléments du dispositif sont réalisés en PVC.

Les capteurs sont disposés sur la bande selon deux schémas d'implantation (figure 2). Lorsque la bande présente une forme en talweg et que le ruissellement est concentré, les capteurs sont disposés de part et d'autre de la ligne principale d'écoulement. Lorsque le ruissellement s'écoule au contraire de façon diffuse, les capteurs sont disposés uniformément sur la bande.

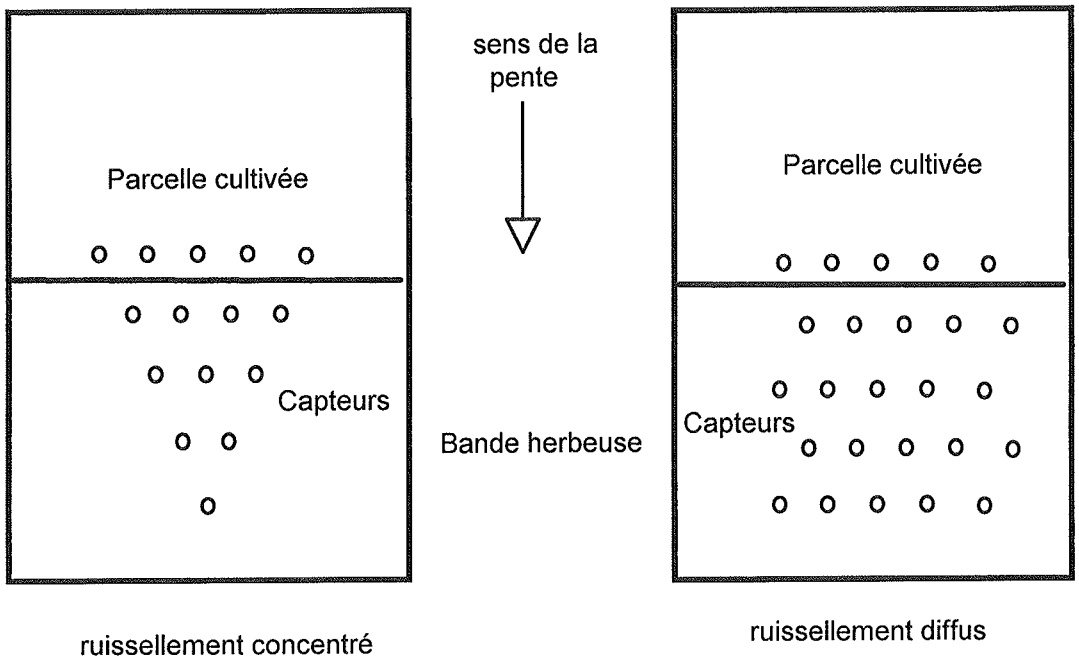


Figure 2 : Schéma d'implantation des capteurs

Selon la forme du ruissellement (ruissellement concentré ou diffus) et la configuration du site, les bandes herbeuses sont équipées de capteurs sur une direction perpendiculaire à la pente variant entre 10 et 20 m et une largeur X comprise entre 10 et 40 m. Les capteurs sont disposés en quinconce, sur des alignements qui dans le sens de la pente, sont distants entre eux de 2 à 2.5 m. Compte tenu de la distance importante séparant deux capteurs successifs d'une même ligne de pente (4 à 5 m), de la faible largeur de la lame de la goulotte et de l'aire réduite de ruissellement qu'elle capte, les capteurs amont n'influencent pas le comportement des capteurs aval.

4.2 Sites de mesure

Rappelons qu'une des questions traitées dans cette étude est de préciser s'il est possible en implantant des bandes de concilier des objectifs environnementaux (lutter contre le transfert des polluants avec des prairies situées à l'aval de terres nues) et des fonctions agronomiques (valoriser l'herbe de ces prairies pour l'affouragement des animaux). On a donc cherché à équiper et suivre des prairies représentatives des différentes conditions d'utilisation agricole, en incluant dans les dispositifs des prairies de fauche ou des pâtures, pouvant recevoir des fertilisants organiques, être piétinées par les animaux ou encore utilisées pour les manoeuvres des engins agricoles.

Les bandes herbeuses équipées correspondent à des prairies fauchées ou pâturées situées à l'aval de parcelles cultivées. Le choix des sites est lié à différents critères :

- risque important d'émission de ruissellement, évalué selon la nature de la culture et ses modalités d'implantation (VAN STEELANT et al., 1997);
- contact continu entre parcelle cultivée et prairie aval (absence d'opérations tels que griffes de charrue ou surcreusements ayant pour fonction le détournement de l'eau de ruissellement).

Les capteurs ont été implantés durant deux périodes climatiques et culturales différentes : une période "estivale", comprise entre avril et septembre 1998, et une période "hivernale", de décembre 1998 à mai 1999. Les principales caractéristiques des sites équipés sont données dans les tableaux 1 et 2.

TABLEAU 1 - Caractéristiques des sites de mesure de la période estivale (LA : limon fortement argileux; La : limon argileux)

Site	Sol	Nature culture / Précédent	Utilisation prairie	Type de ruissellement
1	LA	Maïs / Maïs	Fauche / pâture automne	Diffus
2	LA	Orge / Maïs	Fauche	Concentré
3	LA	Blé / Maïs	Fauche/ pâture automne	Diffus
4	La	Maïs / Maïs	Fauche	Diffus
5	LA	Blé / Maïs	Fauche	Diffus

Dans le cas du suivi réalisé en période estivale, deux types de sol sont représentés : les sols LA (limons fortement argileux, dont la teneur en argile est en surface comprise entre 25 et 35 %) et les sols La (limon argileux, teneur en argile comprise entre 20 et 25 %). Les sols LA sont développés sur moraine et présentent une organisation pélosolique, avec une perméabilité moyenne ($K= 10^{-3}$ cm·s^{-1}). Le sol La est de type brun faiblement lessivé, développé sur placage colluvionnaire et a une perméabilité plus forte ($K = 5 \cdot 10^{-3}$ cm·s^{-1}).

Dans le cas de ce suivi estival, les prairies sont destinées à la fauche, les sites 1 et 3, proches du siège d'exploitation sont également pâturés à l'automne. Les cultures amont font toutes suite à une culture d'hiver. Le ruissellement est de type diffus, excepté pour le site 2, situé dans un talweg où le ruissellement est concentré.

TABLEAU 2 - Caractéristiques des sites de mesure de la période hivernale (LA : limon fortement argileux ; AL : argile limoneuse; LaS : limon sableux limoneux)

Site	Sol	Nature culture / Précédent	Utilisation prairie	Type de ruissellement
A	LA	Blé / Blé	Fauche	Diffus
B	LA/AL	Blé / Prairie	Fauche	Diffus
C	LA	Blé / Betterave	Pâture	Concentré
D	LaS	Blé / Maïs	Fauche	Diffus

Dans le cas de la période hivernale, les sols des sites A et C sont du même type LA précédemment décrit. Le site B est par contre dans une situation de bas fond, de plus faible perméabilité. Il présente une texture LA/AL et des traces d'hydromorphie assez nettes dès 50 cm (Ks de $3 \cdot 10^{-3}$ à $3 \cdot 10^{-4}$ cm·s^{-1}). Enfin, le site D est développé sur un sol LaS, issu d'une formation alluviale, présentant un profil de sol brun modal, sans traces d'hydromorphie et de forte perméabilité ($K = 5 \cdot 10^{-3}$ cm·s^{-1}).

Les prairies sont destinées à la fauche (sites A, B, D) ou à la pâture (site C) exclusive. Le site A a fait l'objet d'un épandage épars de fumier (20 % de recouvrement de fumier en surface) deux semaines après l'implantation des capteurs de ruissellement. Le site C, sur lequel le ruissellement est concentré, a été pâturé un mois avant son équipement. Les précédents culturaux des cultures amont correspondent à des cultures de printemps, excepté pour le site B qui fait suite à un retournement de prairie.

La localisation des sites est donnée à la figure 3.

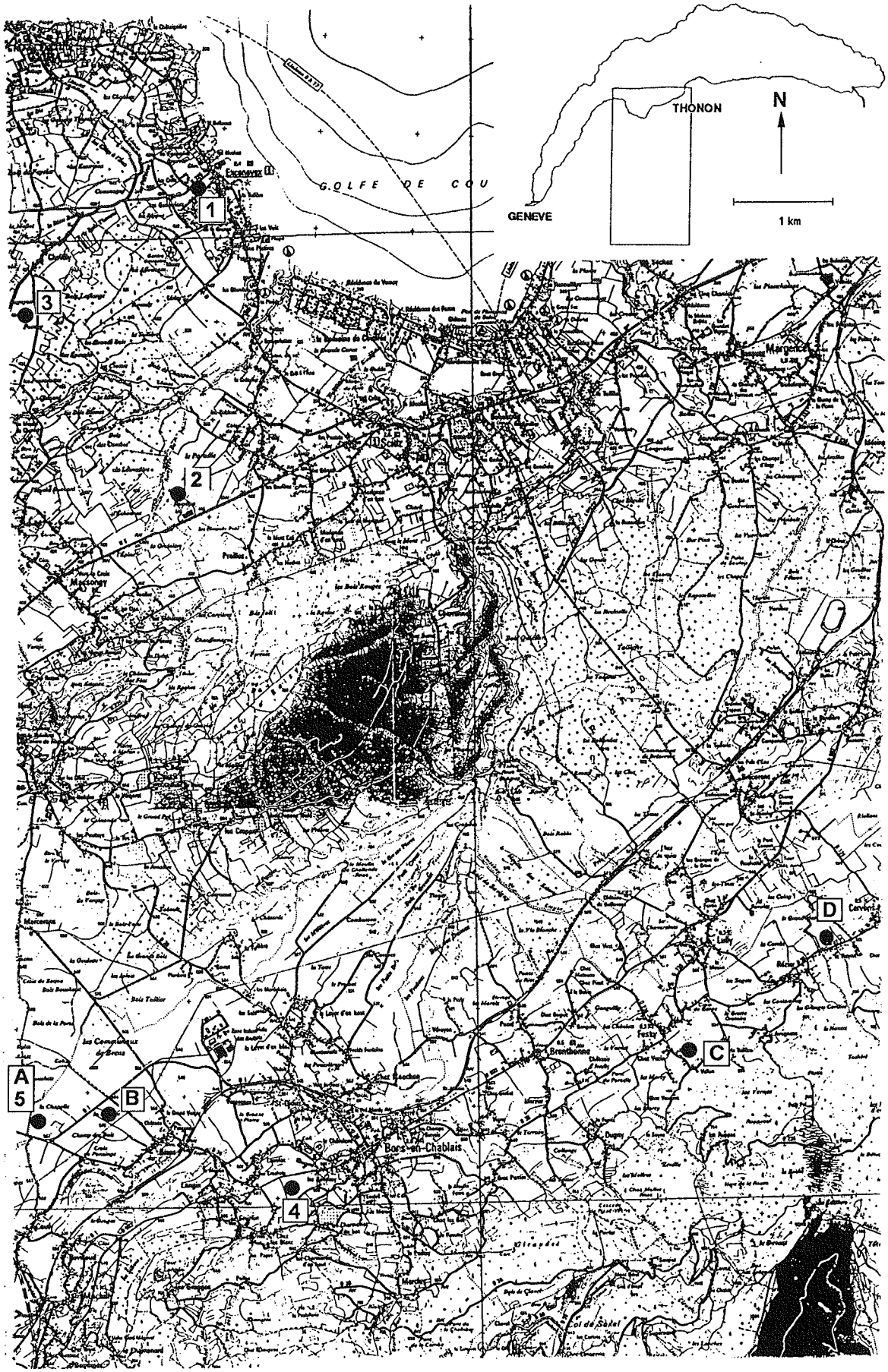


Figure 3 : Localisation des sites d'implantation des capteurs de ruissellement

4.3 Signification des données enregistrées par les capteurs

Compte tenu des limites des capteurs (échantillonage d'eau variable selon la durée et l'intensité des épisodes de ruissellement) et pour juger de la représentativité des données qu'ils permettent de recueillir et finalement évaluer leur aptitude à révéler des différences de fonctionnement intersites, on a été amenés à effectuer des mesures complémentaires : chaque fois que possible lors d'averses érosives, de l'eau de ruissellement a été prélevée au voisinage des capteurs à l'aide d'une seringue de 100 ml. Les données issues de ces deux modes de prélèvement ont été confrontées pour juger de la signification des enregistrements des capteurs.

4.4 Suivi

Durant les périodes d'implantation des capteurs, des tournées de terrain ont été régulièrement organisées pour assurer la maintenance des dispositifs de prélèvement d'eau et collecter les eaux de ruissellement en vue de déterminer leur teneur en nutriments ou en produits phytosanitaires.

La maintenance des dispositifs a consisté à vérifier régulièrement le bon état d'implantation et de fonctionnement des capteurs de ruissellement :

- nettoyage des goulottes et des récipients collecteurs souillés par des insectes et l'activité des vers de terre ou des mulots;
- démontage des chapeaux protecteurs et des goulottes lors des fauches;
- déplacement des capteurs mal positionnés sur les trajets du ruissellement ou enfouis par les mulots.

4.5 Collecte de l'eau de ruissellement en vue de l'analyse des teneurs en nutriments et matières en suspension

4.5.1 Prélèvements de l'eau des récipients collecteurs

La collecte de l'eau a été effectuée après des périodes pluvieuses remarquables. L'eau des récipients est filtrée à l'aide d'un tamis en nylon de maille millimétrique pour enlever des débris végétaux ou des insectes piégés, puis recueillie dans un flacon en vue d'analyses physico-chimiques.

Lors des collectes, différentes observations ont été notées :

- l'état de surface de la culture amont, avec des notations relatives aux différents faciès de la structure de la surface du sol, selon la méthodologie mise au point par BOIFFIN et al. (1988). On a en particulier relevé le recouvrement du faciès F0 (forte perméabilité), F1 (perméabilité moyenne) et F2 (faible perméabilité);
- la hauteur de végétation de la prairie et de la culture;
- la nature et le positionnement des traces d'écoulement d'eau de ruissellement;
- la hauteur d'eau dans les récipients collecteurs, avec éventuellement la hauteur des sédiments;
- les problèmes éventuels de positionnement du récipient collecteur (mauvais ancrage au tube de forage et soulèvement par effet flotteur);
- les souillures des goulottes ou des récipients collecteurs par la faune du sol (turricules, animaux piégés).

Les analyses d'eau, réalisées par le laboratoire de chimie de la station INRA de Thonon, ont porté sur les matières en suspension (MES, correspondant ici aux résidus retenus par un filtre de 0.45 µm), le phosphore total eau brute (Ptot), le phosphore soluble (Ps) correspondant au P total eau filtrée à 45 µm, NO_3^-, Cl^-. Lorsque les volumes d'eau recueillis étaient faibles, c'est l'analyse de Ps qui a été privilégiée. Au total, sur l'ensemble des deux périodes de suivi, près de 180 échantillons d'eau ont été ainsi analysés.

Des tournées de terrain ont été organisées durant des journées pluvieuses sur les sites n° 2 en été et sur l'ensemble des sites en hiver. Ces tournées ont permis d'observer le ruissellement des cultures amont, la forme de l'écoulement, son trajet dans les bandes herbeuses et de repérer ainsi les goulottes ou les capteurs mal placés par rapport au trajet du ruissellement. Ces observations ont également permis de définir la quantité maximale d'eau qu'il est possible de recueillir sur chaque site avec les capteurs de ruissellement. Ce volume potentiel de collecte d'eau est donné par le produit du volume du récipient collecteur par le nombre de capteurs bien disposés sur le trajet du ruissellement.

4.5.2 Prélèvements de l'eau de la lame ruisselante

Lors d'averses érosives, on a effectué des prélèvements d'eau directement sur la lame de ruissellement, en pratiquant plusieurs aspirations d'eau dans des micro-dépressions de la surface du sol, à l'aide d'une seringue de vétérinaire de 100 ml et en veillant à ne pas mettre en suspension des agrégats ou des

particules sédimentées sur la surface du sol. Plusieurs échantillons de la lame de ruissellement ont ainsi été collectés le long de la ligne d'écoulement de l'eau, avec une distance moyenne entre chaque prélèvement d'environ 1 mètre. La collecte de l'eau a été organisée en commençant par le prélèvement le plus éloigné de la culture, puis en remontant progressivement vers cette dernière, ceci afin de ne pas perturber le trajet du ruissellement, ni de modifier sa charge en matières en suspension.

4.6 Prélèvements d'eau en vue d'analyses des teneurs en produits phytosanitaires du ruissellement

Des échantillons d'eau du site B, collectés par les capteurs une semaine après un traitement phytosanitaire de la culture amont, ont fait l'objet d'une recherche spécifique de différentes substances actives. Les analyses ont été effectuées par le laboratoire du Service de la protection de la consommation du canton de Genève.

Le produit de traitement utilisé était du "Printagal", herbicide sélectif pour céréales d'hiver ou de printemps, destiné au traitement des dicotylédones. Ce produit agit par absorption foliaire et pénètre rapidement dans la plante. Il est efficace sur un grand nombre de mauvaises herbes dès leur levée, particulièrement sur les gaillets qu'il détruit à tous les stades du développement.

Le Printagal est composé de trois substances actives : le Fluroxypyr, dosé à 30 g/l, le Dichlorprop (320 g/l) et le 2,4 MCPA (100 g/l). Quelques propriétés de ces substances sont données dans le tableau 3.

TABLEAU 3 - Propriétés chimiques des substances actives du Printagal

Fluroxypyr	Dichlorprop	2,4 MCPA
Stable dans l'eau (T ½ = 185 j)	Stable dans l'eau (supérieur à 2 ans)	Stable dans l'eau
Solubilité dans l'eau : 91 mg/l	Solubilité dans l'eau : 360 mg/l	Solubilité dans l'eau : 825 mg/l
Décomposition microbiologique dans le sol : T ½ = 50 j	Décomposition microbiologique dans le sol : T ½ = 8 j	Décomposition microbiologique dans le sol : 3 à 4 mois.

Ces molécules présentent une bonne stabilité dans l'eau. Le Fluroxypyr se distingue du Dichlorprop et du 2,4 MCPA par un dosage plus faible (respectivement 10 fois et 3 fois plus faible) et une moindre solubilité dans l'eau (respectivement 4 fois et 10 fois plus faible).

4.7 Traitements statistiques

On a tenté de mettre en relation différentes variables Y relatives à la qualité physico-chimique de l'eau (MES, Ptot, Ps, NO_3^-) avec des variables explicatives x indépendantes, susceptibles de rendre compte du fonctionnement des bandes herbeuses. Différents modèles Y = f(x) ont été testés. Ils sont de forme $Y = \alpha o + \beta 1(x1i) + ... + \beta nxn$ lorsque les variables x sont continues, ou de forme $Y = \alpha o + \beta 1i(x1i) + ... + \beta ni(xni)$ lorsqu'elles sont nominales ou ordinales, avec βi les coefficients d'ajustement des différentes classes xi.

Les modèles sont retenus lorsque plusieurs conditions sont réunies : cohérence par rapport aux phénomènes biologiques et physiques; indépendance des différentes variables x entre elles; liaison significative entre chaque variable x et M; normalité des résidus. L'ensemble de ces traitements a été réalisé sous logiciel JMP, SAS System ©.

5. RÉSULTATS

5.1 Pluviosité des périodes de suivi et épisodes de ruissellement

La figure 4 donne un histogramme des pluviométries cumulées de mai à août, établi sur la base des données météorologiques enregistrées à Thonon-les-Bains depuis 1951. On voit que l'année 1998 figure dans le groupe des quatre années dont la pluviométrie est inférieure à 190 mm. Les conditions extrêmement sèches qui ont prévalu durant cette période n'ont permis d'analyser que deux épisodes de ruissellement. L'un d'eux a fait l'objet de prélèvements directs sur la lame d'eau ruisselante, circulant de façon concentrée sur le site 2.

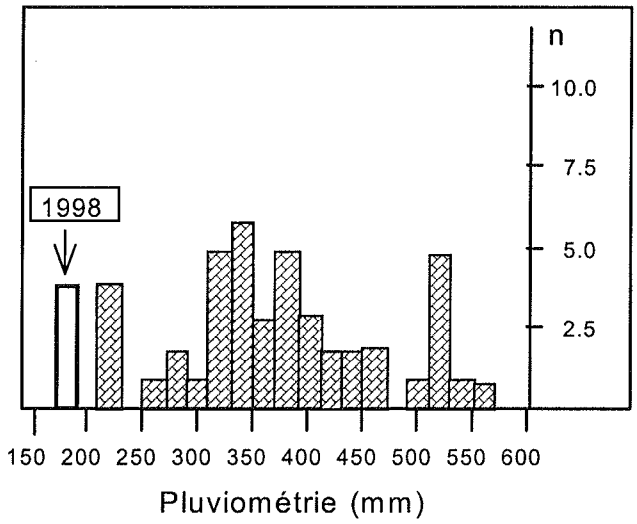


Figure 4 : Fréquences absolues (n : nombre d'années) des pluviométries enregistrées depuis 1951 durant la période mai - août. En blanc : groupe des 4 années dont la pluviométrie est inférieure à 190 mm. L'année 1998 est incluse dans ce groupe

Durant la période de suivi hivernal, les conditions pluviométriques sont par contre très différentes et les épisodes de ruissellement nombreux. La figure 5 donne la pluviométrie enregistrée durant le suivi hivernal et les différentes périodes de collecte d'eau.

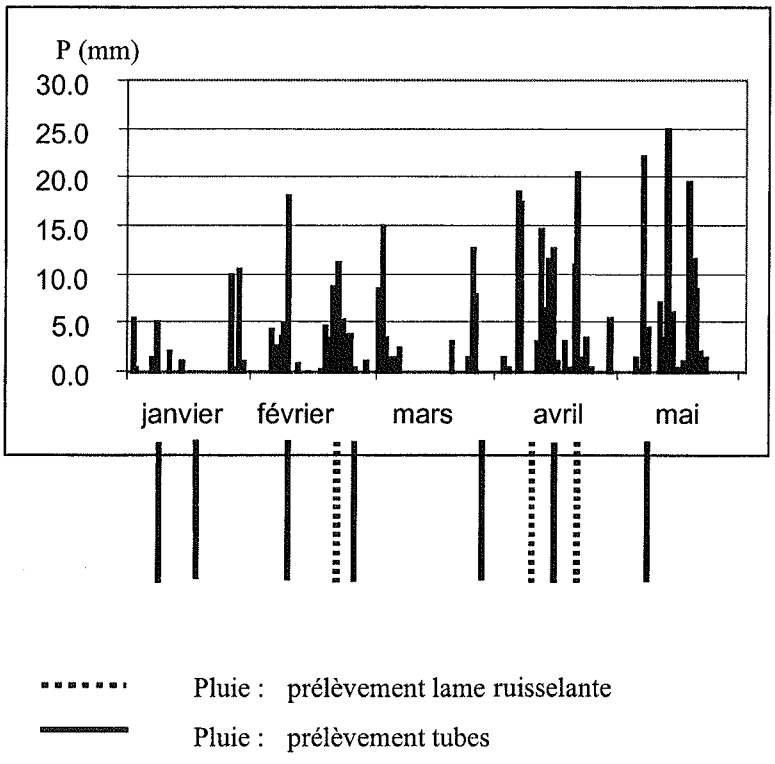


Figure 5 : Pluviométrie et épisodes de ruissellement durant le suivi hivernal

Durant ce suivi hivernal, 10 épisodes de ruissellement ont fait l'objet de prélèvements, soit directement dans la lame ruisselante, soit par les capteurs de ruissellement.

On examinera en premier lieu le fonctionnement et l'efficacité des bandes vis-à-vis de la rétention des matières en suspension et des nutriments, puis les conditions de rétention des produits phytosanitaires.

5.2 Efficacité des bandes vis-à-vis de la rétention des matières en suspension et des nutriments

5.2.1 Suivi estival

Dans le cadre du suivi estival, un nombre restreint d'averses a provoqué du ruissellement sur les sites 1, 3 (ruissellement diffus) et 2 (ruissellement concentré).

Sur le site 1, les capteurs ont permis de recueillir quelques échantillons d'eau au cours d'une averse tombée début avril. Les résultats d'analyse sont donnés à la figure 6.

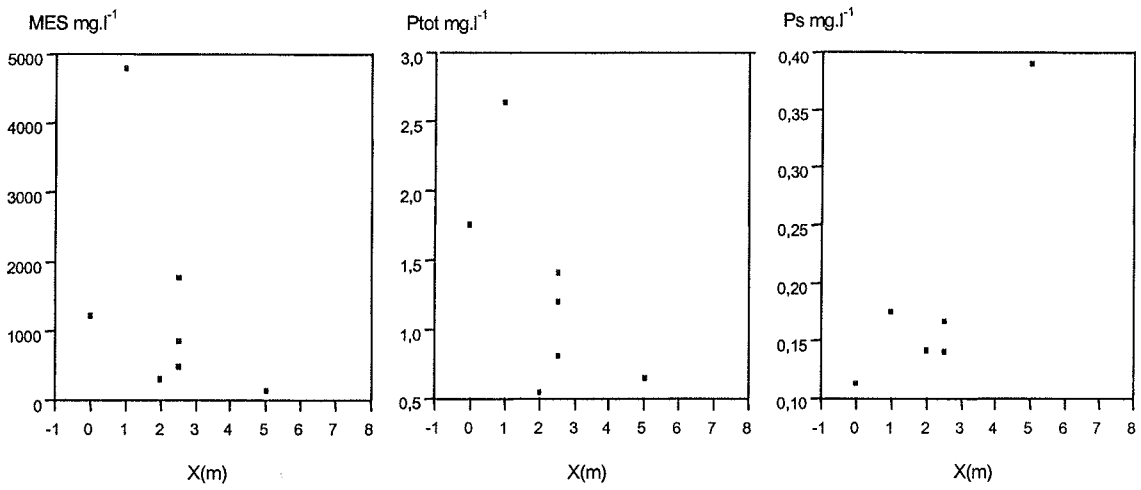


Figure 6 : Variation des MES, du P total (Ptot) et du P soluble (Ps) en fonction de la distance X de ruissellement (prélèvements capteurs)

On constate une décroissance des matières en suspension et du Ptot en fonction de la distance de ruissellement. Les teneurs baissent d'environ 90 % au bout de cinq mètres. Inversement, les teneurs en phosphore soluble augmentent au fur et à mesure de l'écoulement du ruissellement.

Sur ce même site 1, une seconde averse survenue fin avril a permis de recueillir quelques échantillons d'eau. Lors de cette averse, les volumes collectés étaient très faibles, notamment pour les grandes distances (figure 7). Lors de cette averse, compte tenu de la forte capacité d'infiltration du sol, la lame de ruissellement a un profil d'épaisseur en long très biseauté. Là aussi, les valeurs de Ps obtenues augmentent avec X : elles varient entre 0.03 et 0.06 $mg \cdot l^{-1}$ en entrée de bande, alors qu'à 5 m on note une valeur de 0.77 $mg \cdot l^{-1}$.

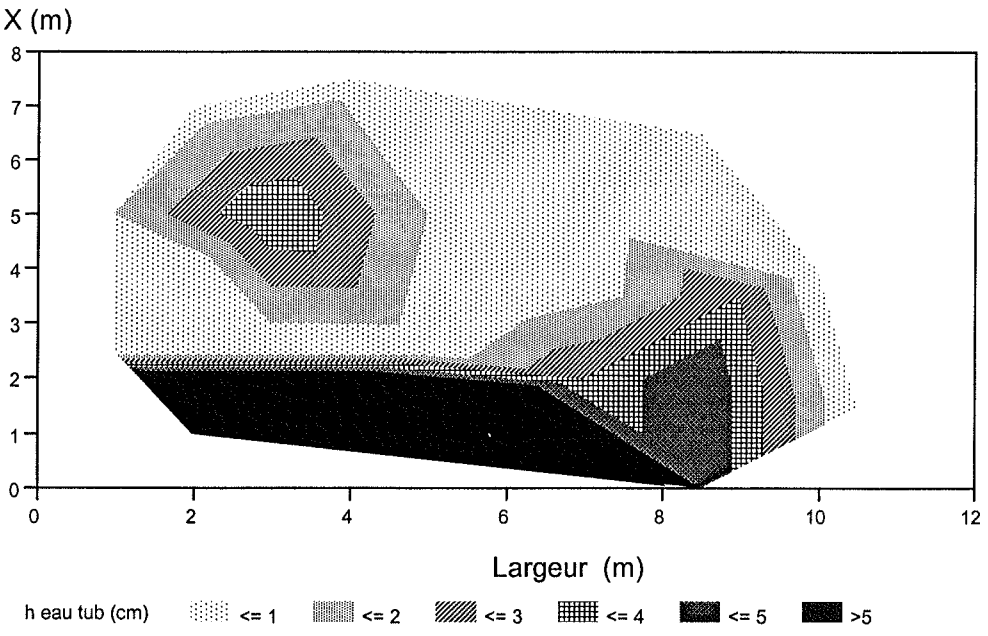
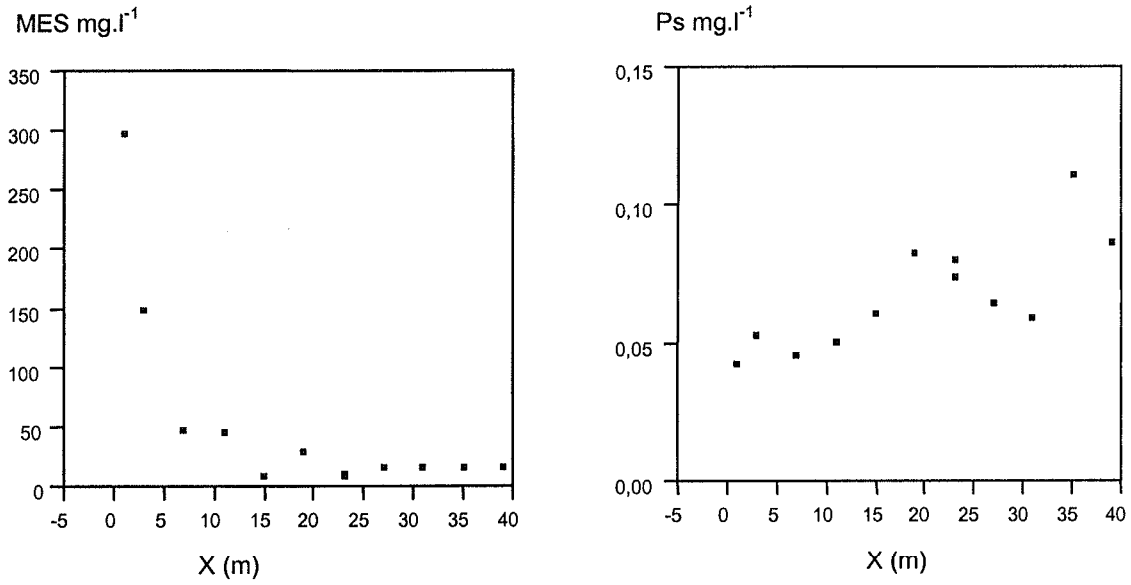


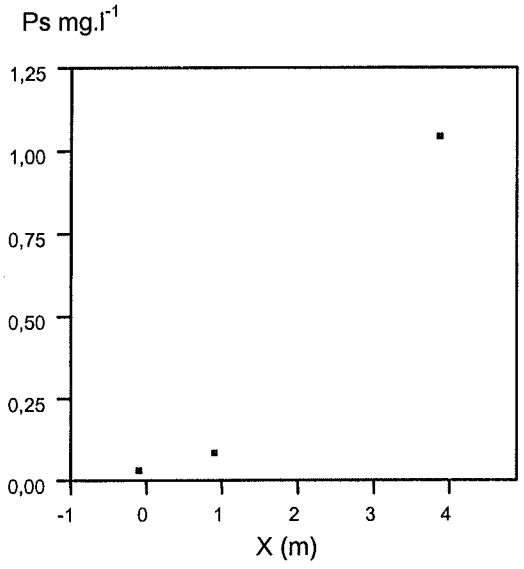
Figure 7 : Hauteur d'eau (cm) dans les récipients collecteurs (site 1). X = distance depuis la culture amont; Y = largeur de la bande.

Dans le cas du site 2, un ruissellement de début avril a été prélevé directement à la seringue (figure 8a). Les MES montrent une décroissance régulière en fonction de la distance X. Au bout de 20 mètres les teneurs chutent d'environ 90 % par rapport à leur valeur initiale. Dans le cas du Ps, on note par contre une évolution croissante en fonction de la distance X de ruissellement.

Pour le site 3, à cette même période, quelques échantillons de ruissellement ont été recueillis par un nombre restreint de collecteurs (figure 8b). L'eau récoltée a été analysée en vue de déterminer la teneur en Ps, et comme pour les prélèvements seringue, le Ps augmente avec la distance X.



a) Site 2 (prélèvement seringue)



b) Site 3 (prélèvement capteur)

Figure 8 : Evolution de Ps en fonction de la distance de ruissellement X (site 3)

Malgré le nombre restreint d'épisodes de ruissellement observés durant cette campagne estivale, quelques tendances peuvent être dégagées :

- des comportements opposés entre formes particulaires des polluants (MES, Ptot) et formes solubles (Ps), avec dans le premier cas une décroissance et dans le second une croissance des teneurs en fonction de la distance parcourue par le ruissellement;
- la réduction des teneurs des formes particulaires est très variable d'un site à l'autre, avec une meilleure efficacité de la bande herbeuse dans le cas du site à ruissellement diffus (abattement de 90 % en 5 mètres) que dans celui à ruissellement concentré (abattement de 90 % en 20 mètres);
- l'accroissement des teneurs en Ps est par contre plus marqué dans le cas des sites à ruissellement diffus (teneurs dix fois supérieures après 5 mètres de trajet) que dans celui à ruissellement concentré (teneurs deux fois supérieures au bout de 40 mètres).

Ces observations suggèrent des phénomènes de rétention - filtration des formes particulaires des contaminants, un relargage des formes solubles. La nature du ruissellement sur la bande est déterminante, avec une faible intensité de la rétention ou du relargage lorsque la surface de contact eau - bande est faible, comme c'est le cas lorsque le ruissellement est concentré.

5.2.2 Suivi hivernal

- ***Conditions météorologiques, état de surface des cultures et circulation du ruissellement***

  Durant le suivi hivernal, la hauteur de végétation des parcelles cultivées augmente progressivement pour atteindre une valeur voisine de 30 à 40 cm vers la fin mai.

  Dans la situation de sol alluvial filtrant LaS (site D), les faciès structuraux de la surface du sol sont dominés par le type F1, de forte perméabilité. Dans ce contexte alluvial filtrant, malgré la forte pluviosité de la période hivernale, seul un nombre limité de capteurs, distants de moins d'un mètre de la limite de la culture, ont permis de collecter du ruissellement.

  Il y a par contre une dégradation structurale importante de la surface des cultures des situations de sol Limono-argileux (sites A, B, C) où très rapidement des faciès F2 se sont développés, pour recouvrir début janvier de 60 à 80 % de la surface du sol. Dans ces sites, le ruissellement s'est rapidement généralisé, comme le montre l'évolution des volumes cumulés d'eau recueillis de chaque épisode (figure 9). Entre début et fin février, pratiquement tous les récipients collecteurs étaient remplis : durant cette période, on voit que le volume d'eau total recueilli par les capteurs des différents sites atteint la valeur du volume potentiel de collecte d'eau (9'000 ml sur site C et 1'100 ml sur sites A et B). Ceci suggère qu'assez tôt au cours du suivi, le volume d'eau de ruissellement émis par les parcelles cultivées s'écoule dans sa quasi-totalité à la surface des bandes, avec un taux d'infiltration dans le sol probablement très limité. Cette hypothèse est également fondée par le fait que la forte pluviosité a rapidement amené les sols à un état hydrique proche de la saturation, comme en témoigne la présence d'eau relevée assez systématiquement dans les forages tubés des capteurs placés en dehors des trajets du ruissellement.

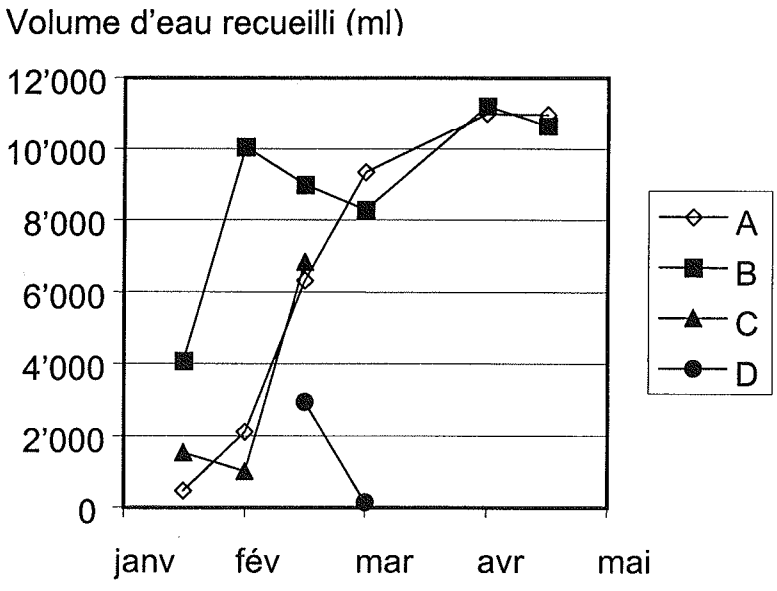


Figure 9 : Volume total d'eau recueilli par les capteurs de ruissellement durant le suivi hivernal

Durant le suivi, les profils de lame de ruissellement sont très différents. En début de suivi et quels que soient les sites, les lames ont un profil d'épaisseur biseauté en long, c'est-à-dire une épaisseur qui s'amenuise vers l'avant (figure 10). Par la suite et assez rapidement, les lames ont une épaisseur qui est assez constante, du fait de la saturation des sols (figure 11).

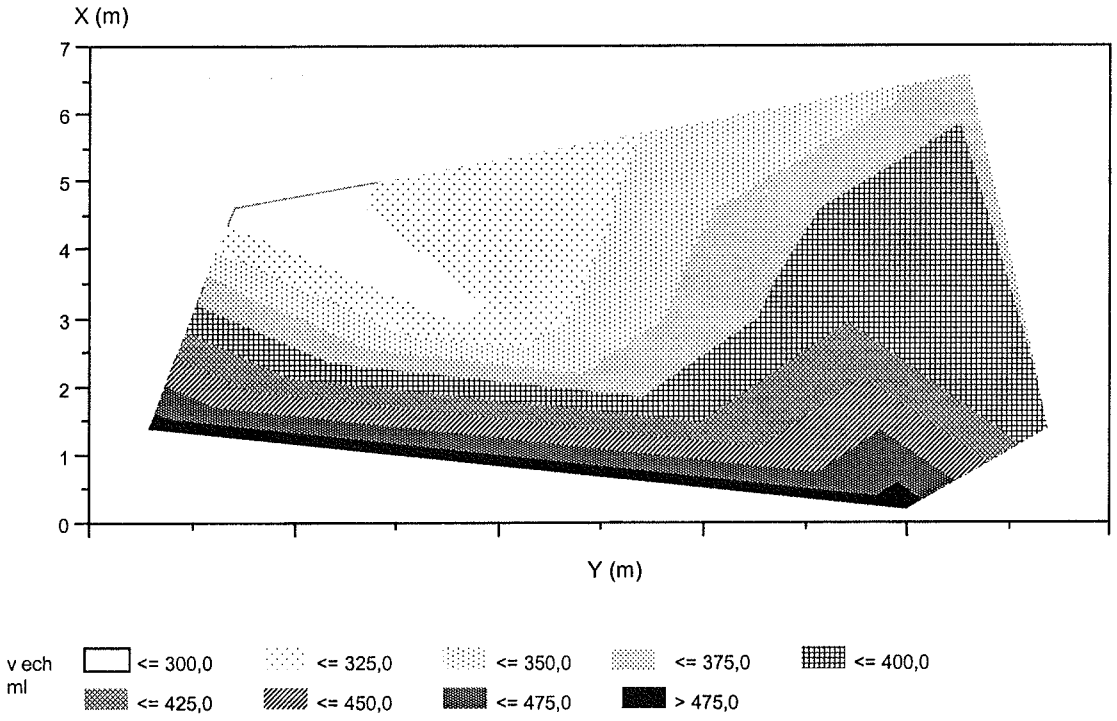


Figure 10 : Volumes d'eau des récipients collecteurs. Cas d'un épisode de début de suivi.
X : distance depuis la culture amont, Y : largeur de la bande

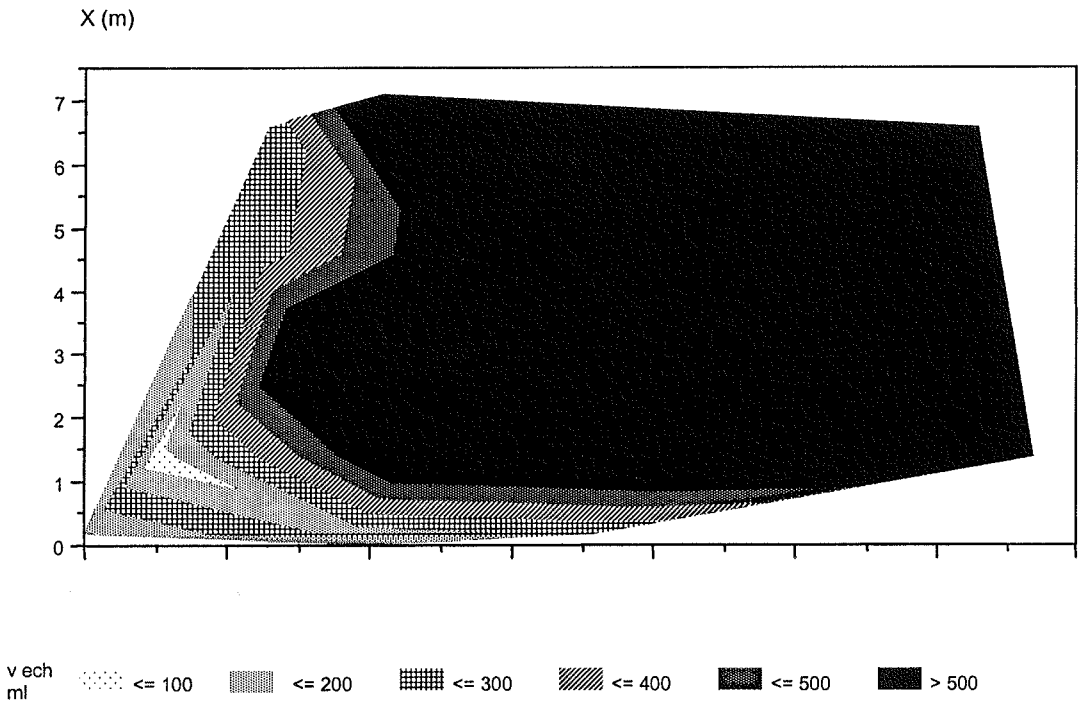


Figure 11 : Volumes d'eau des récipients collecteurs. Cas d'un épisode de fin de suivi.
X = distance depuis la culture amont; Y = largeur de la bande

- ***Echantillons d'eau prélevés directement dans les lames de ruissellement***

- Teneurs en MES de la lame d'eau ruisselante

Elles sont données à la figure 12. Les MES décroissent exponentiellement avec la distance X, par suite des phénomènes de rétention - filtration des particules au cours de l'écoulement du ruissellement. La décroissance est particulièrement nette (80 à 90 %) dans le cas des sites A et B à ruissellement diffus. Pour le site C à ruissellement concentré, la baisse est plus faible, de 70 à 80 %. On observe donc les mêmes comportements que ceux déjà notés durant les suivis estivaux, avec du fait d'un meilleur contact eau de ruissellement - bande, une rétention plus forte lorsque le ruissellement est de forme diffuse.

On remarque aussi que les MES initiales (teneur du ruissellement en entrée de bande) sont de plus en plus faibles au fur et à mesure de l'avancement de la saison (par exemple, pour le site A, la valeur initiale est de 90'000, 15'000 et 2'000 $mg \cdot l^{-1}$ pour respectivement les prélèvements 1, 2 et 3. Ceci doit être mis en relation avec une augmentation progressive de la couverture végétale des parcelles cultivées (la végétation a une hauteur qui passe de 5 cm à 15 - 20 cm entre les prélèvements 1 et 3), qui en protégeant la surface du sol limite les effets splash et diminue ainsi la charge en MES du ruissellement.

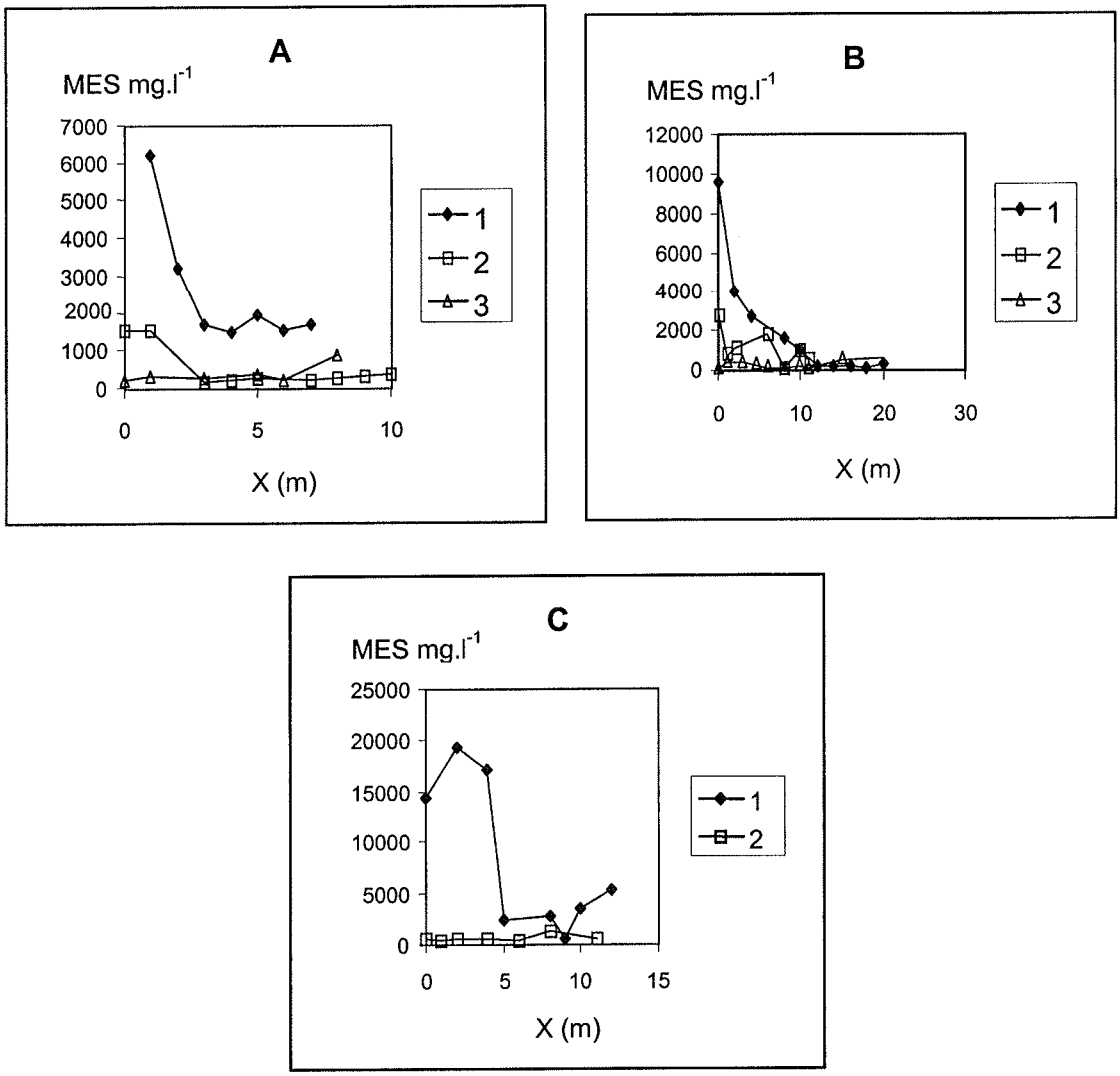


Figure 12 : Teneurs en matières en suspension dans les lames d'eau ruisselantes pour les sites A, B (ruissellement diffus) et C (ruissellement concentré), durant trois épisodes de ruissellement (1 : fin février; 2 : fin mars; 3 : fin avril)

- Teneurs en Ptot de la lame d'eau ruisselante

Les tendances observées dans le cas des matières en suspension se retrouvent pour le phosphore total eau brute (figure 13). Il y a une décroissance exponentielle de la teneur Ptot avec la longueur du trajet du ruissellement, avec des baisses apparemment plus affirmées pour les averses de début de suivi. Comme pour les MES, les teneurs initiales de Ptot sont d'autant plus faibles que la saison est avancée et les bandes semblent plus efficaces pour retenir le Ptot dans le cas des sites à ruissellement diffus.

Le fait que les comportements des MES et du Ptot soient équivalents n'est pas surprenant; le Ptot est en effet essentiellement sous forme particulaire (sur l'ensemble des analyses effectuées, les formes particulaires du phosphore représentent en moyenne 87 % du phosphore total).

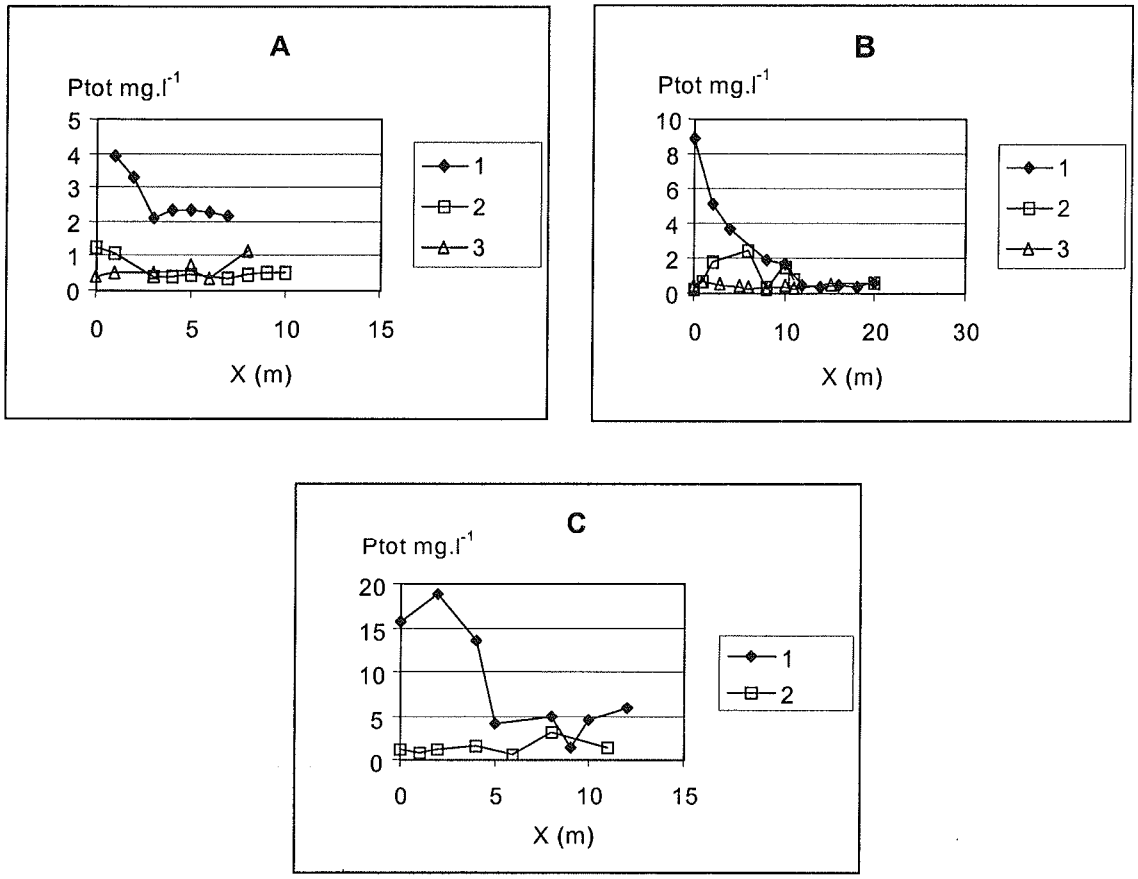


Figure 13 : Teneurs en Ptot dans les lames d'eau ruisselantes pour les sites A, B (ruissellement diffus) et C (ruissellement concentré), durant trois épisodes de ruissellement (1 : fin février; 2 : fin mars; 3 : fin avril)

- Teneurs en Ps de la lame d'eau ruisselante

Le comportement du phosphore soluble est très différent de celui des matières en suspension et du phosphore total (figure 14). On observe pour les premiers prélèvements une tendance à l'augmentation des teneurs en Phosphore soluble de la lame d'eau ruisselante. Par la suite, il y a par contre une tendance à la réduction des teneurs avec la distance. Ces résultats sont peut-être liés à un épuisement du stock superficiel en P des bandes avec la succession des épisodes de ruissellement. Il peut aussi s'agir d'effets liés à la dilution de la lame d'eau de ruissellement dans des flaques apparaissant en fin de saison au sein des bandes, par suite de leur saturation progressive en eau.

On note enfin que les teneurs des eaux de ruissellement sont assez différentes d'un site à l'autre, avec des valeurs plus élevées dans le cas des sites A et C récemment amendés, dont la surface est donc très riche en phosphore organique soluble.

L'ensemble de ces résultats suggère un relargage de formes solubles du phosphore depuis la surface des bandes, avec pour conséquence un enrichissement des eaux de ruissellement. L'intensité du relargage varierait en relation avec les conditions agro-pédologiques (richesse en P de la surface des sols des bandes) et la succession des averses, avec des enrichissements de moins en moins intenses au fur et à mesure de l'épuisement du stock superficiel de phosphore, en partie masqués par des effets de dilution du ruissellement liés à la saturation des bandes.

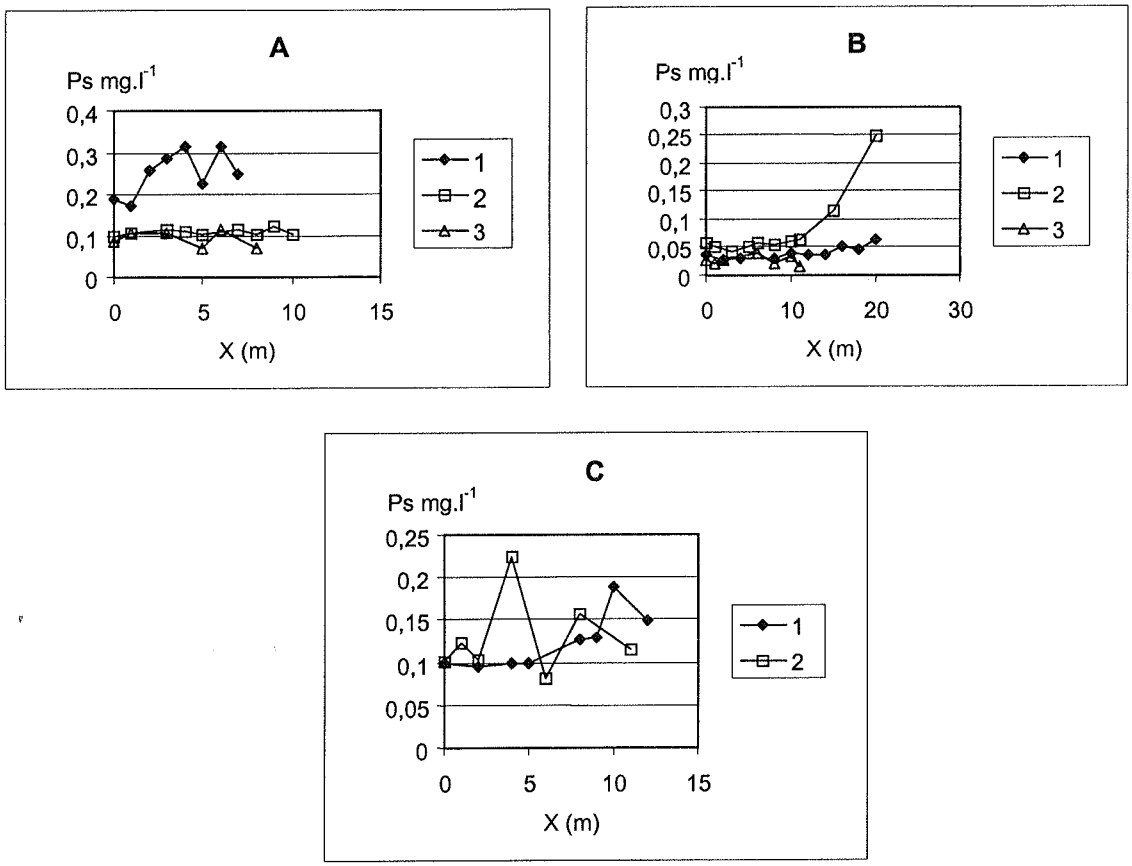


Figure 14 : Teneurs en phosphore soluble eau filtrée dans les lames d'eau ruisselantes pour les sites A, B (ruissellement diffus) et C (ruissellement concentré), durant trois épisodes de ruissellement (1 : fin février; 2 : fin mars; 3 : fin avril)

- Teneurs en NO_3^- et en chlorure de la lame ruisselante

On voit à la figure 15 que la concentration en NO_3^- de la lame ruisselante des sites A et C n'est pas influencée par la distance X. Il n'y a pas non plus d'effet significatif de X sur le chlorure (figure 16). Le comportement du site B montre par contre une nette tendance à la diminution de NO_3^- et de Cl^-. Dans ce site, les valeurs de NO_3^- baissent d'environ 3 $mg \cdot l^{-1}$ en entrée de bande à environ 1.5 $mg \cdot l^{-1}$ vers 20 m et celles de Cl^- chutent parallèlement.

Sur les sites A et C, les nitrates et le chlorure ne font donc que traverser les bandes, sans que des phénomènes de rétention soient perceptibles. Sur le site à B, il y a une baisse des teneurs qui ne peut pas s'expliquer par une assimilation biologique (Cl^- diminue parallèlement à NO_3^-). Bien que des phénomènes de complexation puissent être évoqués, nous pensons que dans ce site à caractère hydromorphe, les baisses observées sont probablement liées à des phénomènes de dilution de la lame de ruissellement dans des flaques d'eau formées au sein des bandes.

Les comportements de Ps, NO_3^- et Cl^- suggèrent finalement des stades successifs de fonctionnement hydrique des bandes. En début d'hiver il existe un certain potentiel d'infiltration, probablement faible mais non nul. Par suite des apports successifs d'eau pluviale et de ruissellement en provenance de la culture, les bandes sont progressivement saturées, jusqu'à émettre elles-mêmes du ruissellement.

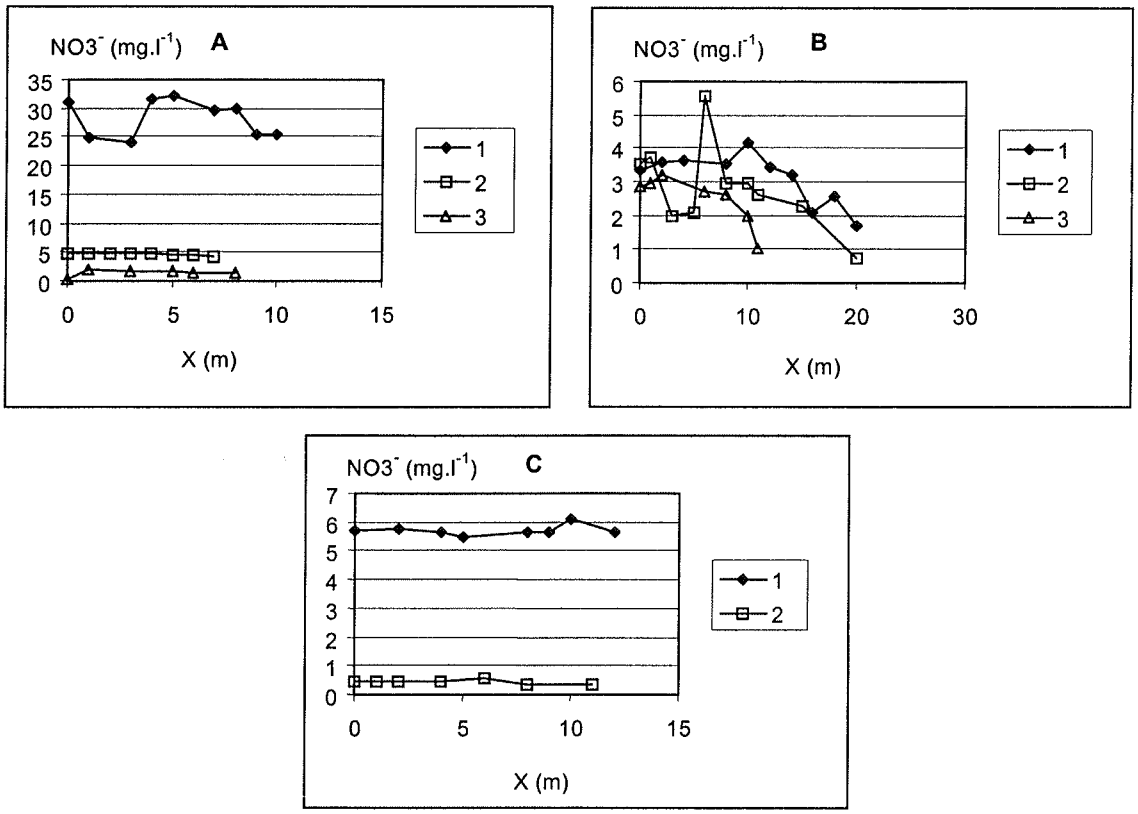


Figure 15 : Teneurs en NO_3^- dans les lames d'eau ruisselantes pour les sites A, B (ruissellement diffus) et C (ruissellement concentré), durant trois épisodes de ruissellement (1 : fin février; 2 : fin mars; 3 : fin avril)

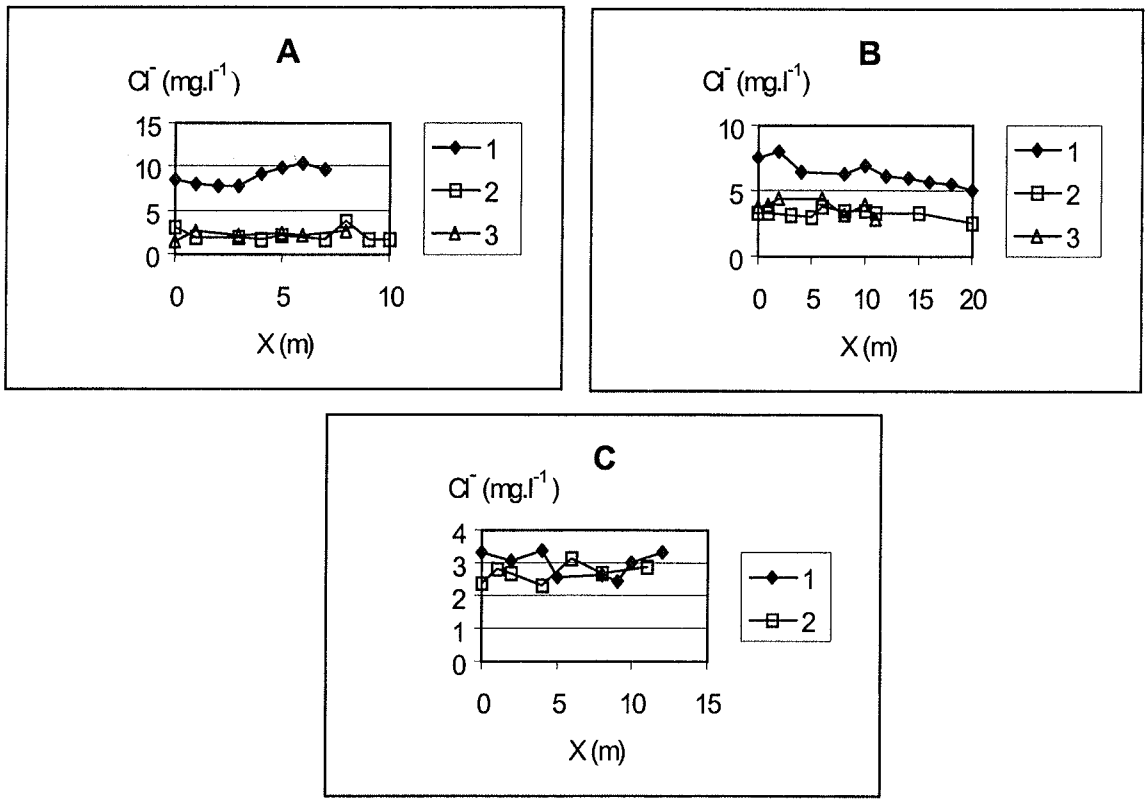


Figure 16 : Teneurs en Cl^- dans les lames d'eau ruisselantes pour les sites A, B (ruissellement diffus) et C (ruissellement concentré), durant trois épisodes de ruissellement (1 : fin février; 2 : fin mars; 3 : fin avril)

- ***Echantillons d'eau collectée par les capteurs de ruissellement***

Les différentes analyses physico-chimiques des échantillons des capteurs ont été rassemblées dans une même base de données afin d'étudier les liens existant entre plusieurs variables à expliquer Y (matières en suspension, phosphore total eau brute, phosphore total eau filtrée, phosphore total des sédiments) et différentes variables explicatives X relatives aux conditions météorologiques, morphopédologiques ou agronomiques des bandes (hauteur pluviométrique, nature du ruissellement, etc.). Dans la mesure où les variables Y présentent une distribution log-normale (sur la base de différents tests pratiqués, une distribution log-normale est acceptable), les analyses ont été effectuées sur le logarithme népérien des variables Y.

De l'ensemble des observations effectuées, on peut conclure à une forte similitude des résultats entre prélèvements " seringue " et prélèvements " capteur. "

- Teneurs en MES du ruissellement collecté par les capteurs

Les facteurs qui ont un effet significatif sur *logMES* sont *X*, la distance de ruissellement ($p < 0.0001$), *nat-ruiss* (nature diffuse ou concentrée du ruissellement, $p = 0.0006$), H (hauteur d'eau cumulée des averses précédant la collecte des échantillons d'eau, $p < 0.0001$) et enfin haut-veg (la classe de hauteur moyenne de la végétation de la culture amont à la période de la collecte, avec trois classes : < 5 cm, comprise entre 10 et 15 cm et supérieure à 15 cm, $p < 0.0001$). Le modèle obtenu a un r^2 de 0.66 (figure 17), il est de forme :

$$logMES = \alpha 0 + \beta 1 \cdot X(nat\text{-}ruiss) + \beta 2\ (nat\text{-}ruiss) + \beta 3 \cdot H + \beta 4\ (\%veg)$$

avec $\alpha 0 = 7.07$ ($p < 0.0001$)

$\beta 1 = -0.21$ si le ruissellement est concentré; -0.23 si le ruissellement est diffus

$\beta 2 = 0.58$ si le ruissellement est concentré; -0.58 si le ruissellement est diffus

$\beta 3 = 0.02$

$\beta 4 = 1.35$ si la hauteur est < 5 cm ; -0.29 si 10-15 cm et -1.05 si > 15 cm

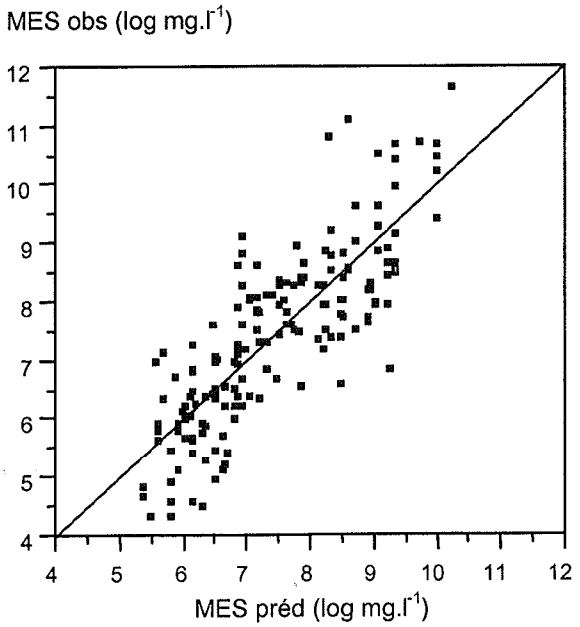


Figure 17 : Teneurs en MES observées et prédites

Les teneurs en MES dépendent à la fois de l'intensité de l'érosion des parcelles cultivées (elle-même liée au splash des gouttes de pluie et à l'énergie abrasive du ruissellement) et du potentiel de charriage du ruissellement. Plusieurs facteurs affectent l'intensité de l'acquisition de la charge en MES du ruissellement au niveau de la parcelle cultivée et son atténuation lors du parcours du ruissellement sur la bande.

Les conditions qui amènent une faible charge en MES sont des averses de faible hauteur ($\beta 3$ positif), les situations des parcelles à forte couverture végétale ($\beta 4$ d'autant plus négatif que la couverture végétale est forte) ou les écoulements diffus ($\beta 2$ négatif).

Les teneurs des matières en suspension diminuent avec la longueur du trajet du ruissellement (coefficient β1 négatif), ce qui est à relier à des phénomènes de rétention ou de sédimentation des particules au sein des bandes. La baisse de teneurs constatée lors d'averses de faible hauteur peut également être liée à une faible énergie de transport. C'est aussi probablement la raison pour laquelle les teneurs en MES sont plus faibles lorsque le ruissellement est diffus (coefficient β1 plus faible pour cette modalité).

L'équation obtenue entre MES et les différentes variables explicatives permet de prédire l'efficacité des bandes pour différentes conditions topographiques, climatiques ou culturales (figures 18 et 19).

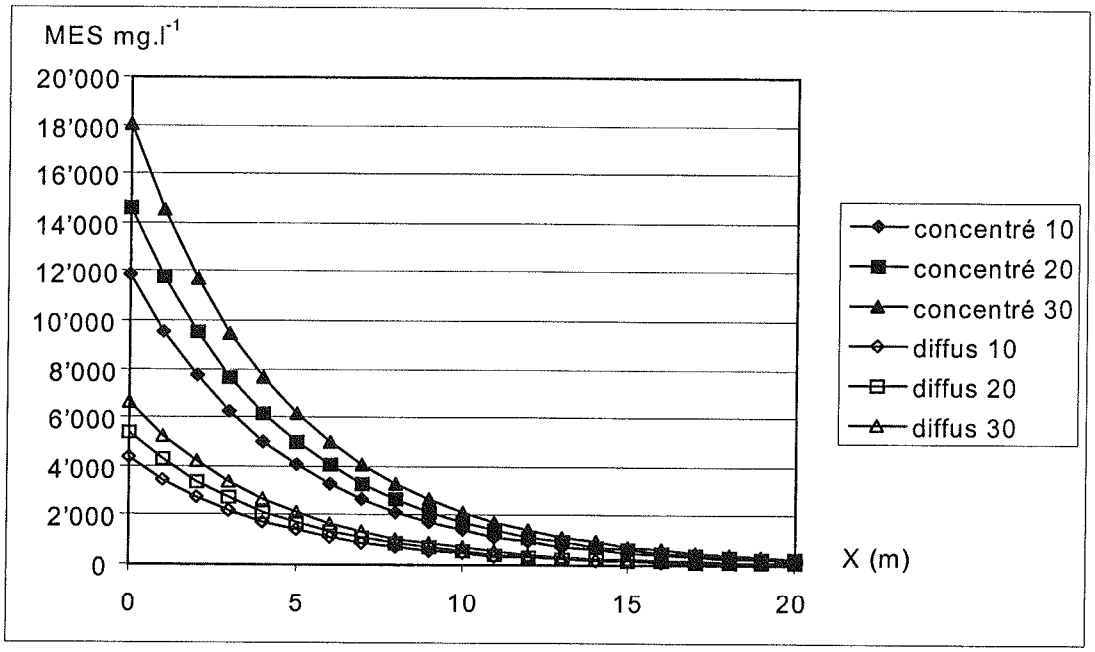


Figure 18 : MES prédites dans le cas de ruissellement diffus et concentré, pour des averses de 10, 20 ou 30 mm. Cas d'une végétation de faible hauteur, inférieure à 5 cm

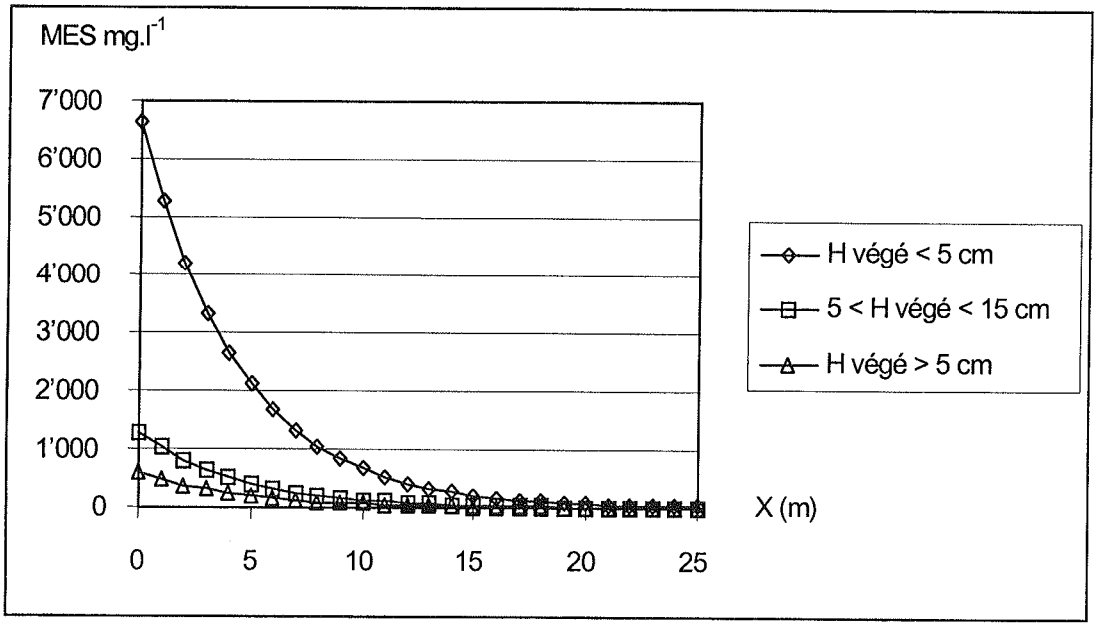


Figure 19 : MES prédites dans le cas d'un ruissellement diffus, pour des hauteurs de végétation différentes. Cas d'une averse de 30 mm

On voit qu'il existe une hiérarchie de facteur dans le contrôle des teneurs en MES en sortie de bande herbeuse. Le recouvrement végétal est déterminant. Le type de ruissellement a une importance moindre, mais néanmoins supérieure à la hauteur de pluie.

- Teneurs en Ptot de l'eau de ruissellement collectée par les capteurs

Logiquement et comme dans le cas de l'eau prélevée directement dans la lame de ruissellement, il y a comportement similaire du Ptot et des MES. Les mêmes facteurs expliquent la variabilité observée du phosphore total eau brute, la forme du modèle est identique à celle obtenue pour les MES et l'ajustement a un r^2 de 0.58 (fig.20) :

$$logPtot = \alpha 0 + \beta 1 \cdot X\,(nat\text{-}ruiss) + \beta 2\,(nat\text{-}ruiss) + \beta 3 \cdot H + \beta 4\,(haut\text{-}veg)$$

avec $\alpha 0 = -1.88$ ($p < 0.0024$)

$\beta 1 = -0.04$ si le ruissellement est concentré; -0.35 si le ruissellement est diffus

$\beta 2 = 0.47$ si le ruissellement est concentré; -0.47 si le ruissellement est diffus

$\beta 3 = 0.05$

$\beta 4 = 2.48$ si la hauteur est < 5 cm; 0.05 si 10-15 cm et -2.53 si > 15 cm

Les facteurs jouent dans le même sens que pour les MES : on retrouve des teneurs en Ptot basses lorsque les averses ont une faible hauteur. Il y a diminution de la charge en Ptot lors du parcours du ruissellement sur la bande. L'efficacité de la rétention est plus faible lorsque le ruissellement est concentré). En fin de période de suivi, lorsque la végétation des parcelles cultivées est haute, les teneurs en Ptot sont plus faibles.

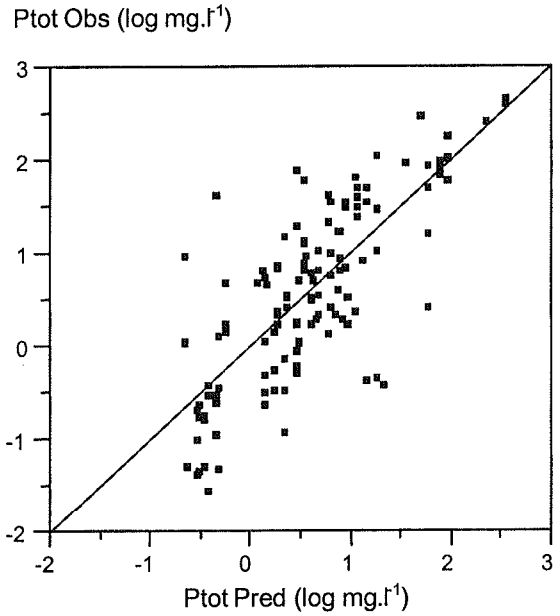


Figure 20 : Teneurs en phosphore total (Ptot) observées (Obs) et prédites (Pred)

- Teneurs en Ps du ruissellement collecté par les capteurs

Au contraire de ce qui a été observé pour les matières en suspension et le phosphore total eau brute, on constate qu'il existe une liaison positive entre la distance X et les teneurs en phosphore soluble du ruissellement. Cependant, cette liaison n'est pas significative ($p = 0.20$).

Les facteurs qui se sont révélés avoir un effet significatif sur *log Ps* sont la hauteur H de pluie cumulée précédant la collecte des échantillons d'eau ($p = 0.03$), fert-band ($p < 0.0001$) le niveau de fertilisation organique récent avec trois classes correspondant à des niveaux d'apport très forts (fff, apport de fumier en début d'hiver), forts (ff pâture d'automne) ou faibles (f pas d'apport récent) et enfin le volume d'eau vech recueilli dans les récipients collecteurs ($p < 0.0001$). Le modèle obtenu a un r^2 de 0.54 (figure 21) et est de forme :

$$logPs = \alpha 0 + \beta 1 \cdot H + \beta 2 \cdot vech + \beta 3\ (fert\text{-}band)$$

avec $\alpha 0 = -0.37$ ($p < 0.0001$)

$\beta 1 = -0.05$

$\beta 2 = -0.002$

$\beta 3 = -0.57$ si f; $+0.18$ si ff; $+0.31$ si fff

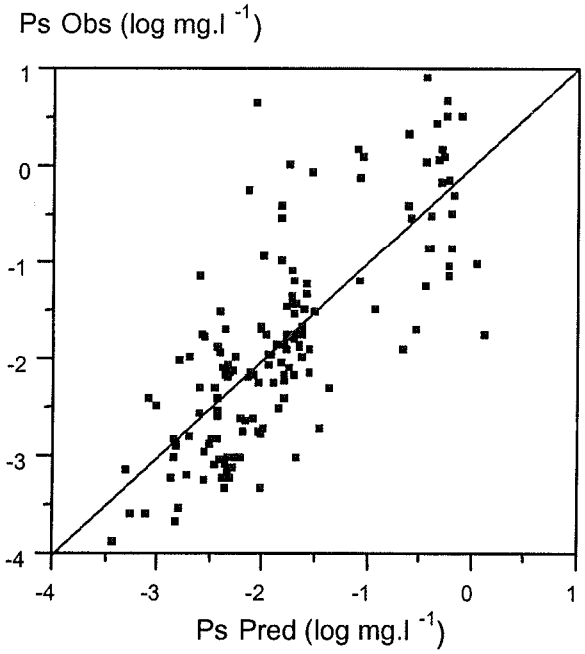


Figure 21 : Teneurs en phosphore soluble (Ps) observées (Obs) et prédites (Pred)

Le fait que les bandes récemment fertilisées par des amendements organiques aient des eaux de ruissellement plus riches en Ps relève certainement d'une augmentation de la masse de P mis en solution. Les eaux de ruissellement seraient donc enrichies par le stock de P soluble présent à la surface des bandes herbeuses.

Logiquement, la concentration du ruissellement est d'autant plus forte que les volumes d'eau écoulés sont faibles, comme c'est le cas de ruissellement issu de faibles hauteurs d'averses, ou encore lorsque les capteurs collectent peu d'eau de ruissellement (filets d'eau périphériques). Comme suggéré dans le cas des prélèvements directs de la lame d'eau de ruissellement, ces éléments vont également dans le sens d'effets dilution du ruissellement par des flaques d'eau issues de la saturation des bandes. Cette dilution masquerait peut-être l'effet relargage, les deux phénomènes se compensant l'un l'autre, ce qui expliquerait l'absence de relation statistique entre Ps et X.

Comme observé précédemment dans le cas de la lame d'eau ruisselante, on retrouve un comportement du Ps très différent de celui des contaminants particulaires, avec des phénomènes de relargage de P depuis la bande.

- ***Efficacité des bandes vis-à-vis de la rétention des produits phytosanitaires***

Les teneurs en 2.4 MCPA, Dichlorprop et Fluroxypyr des eaux collectées par les capteurs sont données à la figure 22.

On constate que les capteurs situés à une même distance de la parcelle cultivée amont ont des teneurs en produits phytosanitaires assez variables, en raison peut-être de l'hétérogénéité spatiale initiale des teneurs en produits phytosanitaires de la surface de la parcelle cultivée. Cependant et pour les trois molécules, il y a une décroissance des teneurs en fonction de la longueur du trajet du ruissellement, ce qui peut être lié à une rétention des différents composants et une épuration du ruissellement, ou à une contamination des premiers mètres de la bande par suite de la dispersion des aérosols lors de la pulvérisation du produit phytosanitaire.

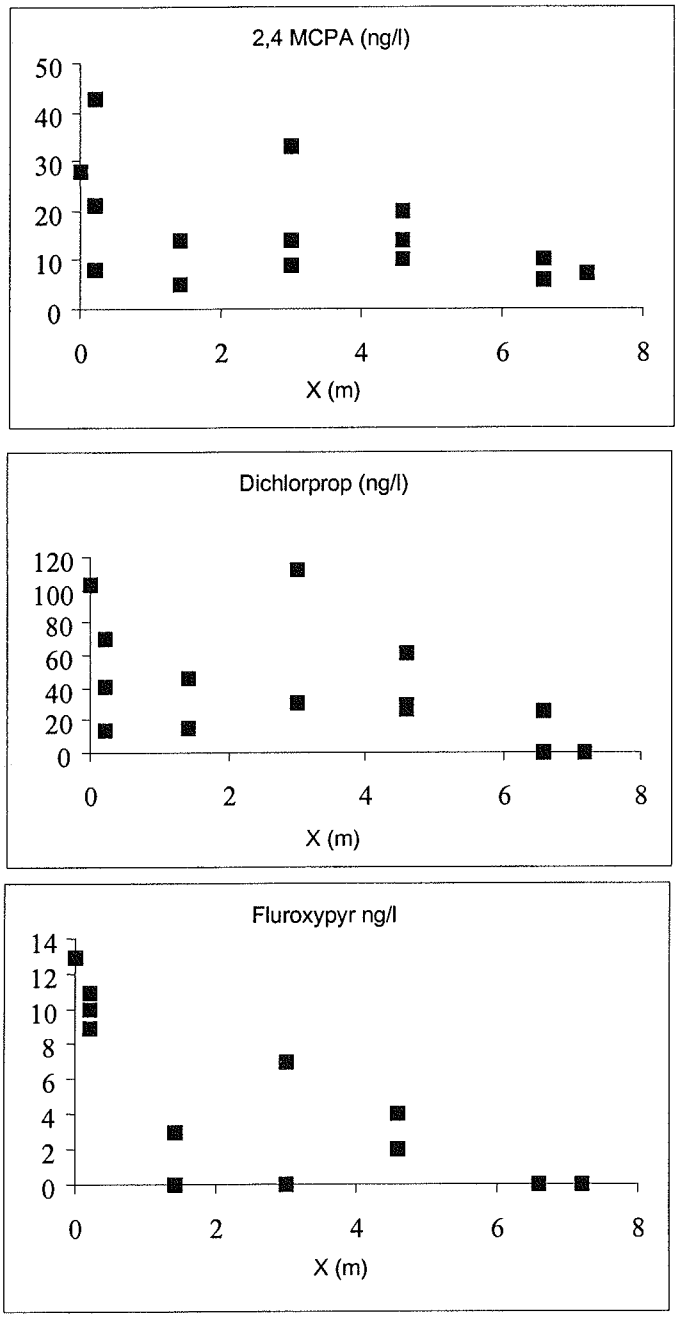


Figure 22 : Variation des teneurs en 2.4 MCPA, Dichlorprop et Fluroxypyr des eaux collectées par les capteurs en fonction de la distance X du trajet du ruissellement

En calculant la concentration C(X) moyenne des capteurs situés à une même distance X de la culture amont et C(0) la concentration moyenne à la distance X = 0, on observe que l'évolution des rapports C(X) / C(0) est différente d'une molécule à l'autre (figure 23).

La baisse relative des teneurs est la plus faible pour le 2,4 MCPA (environ 50 % de baisse pour un trajet de ruissellement de 5 mètres) et la plus prononcée pour le fluroxypyr (80 % de baisse), le dichlorprop montrant un comportement intermédiaire (60 % de baisse). Dans la mesure où les baisses des teneurs diffèrent selon la nature des molécules et ne sont pas ordonnées selon leur sensibilité à la dégradation (cf. tableau 3), ces résultats suggèrent bien des effets d'adsorption des molécules lors du parcours du ruissellement sur la bande et non pas une dispersion de l'aérosol lors du traitement de la culture.

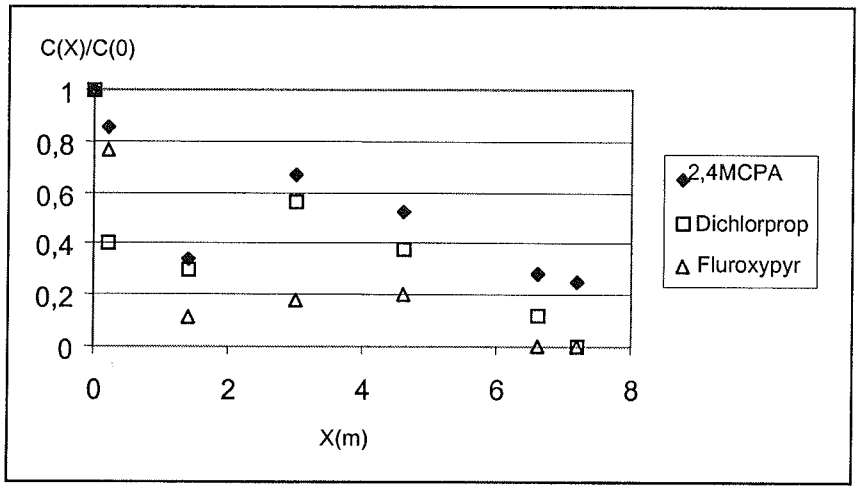


Figure 23 : Evolution de C(X)/C(0) en fonction de la distance X

On constate d'ailleurs qu'il y a une relation assez étroite entre la baisse relative des teneurs du ruissellement en fonction de la distance X et les coefficients théoriques d'adsoption Koc, calculés selon LYMAN et al., 1990 (figure 24).

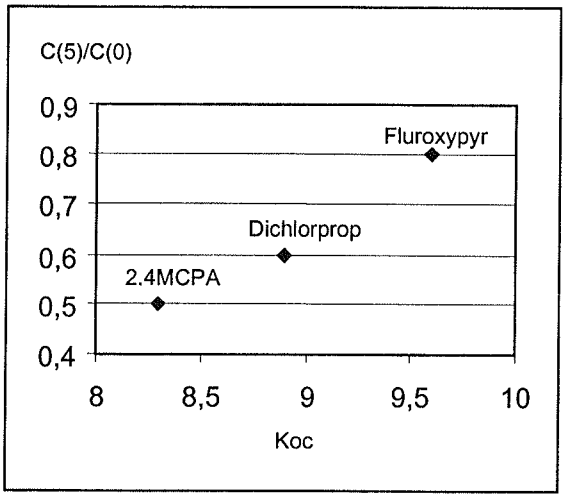


Figure 24 : Relation entre la constante d'adsorption sur la phase organique du sol et la baisse relative des teneurs du ruissellement à 5 mètres de la limite culture-bande herbeuse

La nature des sols et en particulier leur statut organique détermineraient le potentiel de rétention des produits phytosanitaires dans les bandes.

6. DISCUSSION-CONCLUSION

Pour apporter des références sur l'efficacité des bandes herbeuses dans le contexte du Bas-Chablais et définir des règles relatives à leur implantation et leur gestion, on a réalisé une série d'observations de plein champ, portant sur l'évolution des concentrations du ruissellement en divers contaminants lors de son parcours sur des bandes enherbées.

Les résultats acquis montrent que l'efficacité des bandes varie en fonction de la nature des polluants et des conditions météorologiques, pédologiques, topographiques ou culturales.

6.1 Efficacité des bandes selon le type de sol

Les distances parcourues par le ruissellement sont liées au potentiel d'infiltration de l'eau dans les sols. Logiquement, lorsqu'il est élevé comme dans le cas des sols LA (limon fortement argileux) en période estivale ou en toutes périodes pour certaines situations alluviales limono-sableuses, le ruissellement ne parcourt pas plus d'un mètre. Dans ces périodes ou situations de forte infiltration, les lames d'eau de ruissellement ont sur les bandes un profil en long très biseauté, avec une épaisseur maximale en entrée de bandes, qui s'amenuise au fur et à mesure de l'infiltration du ruissellement.

Dans le cas des sols LA, à faible perméabilité ($Ks < 5 \cdot 10^{-3}$ cm·s^{-1}), l'eau de ruissellement s'infiltre mal durant la période hivernale. Durant cette saison, il y a une évolution du fonctionnement hydrique du sol des bandes. Durant la période d'entrée d'hiver, au fur et à mesure du remplissage progressif de la réserve en eau du sol, la capacité d'infiltration diminue progressivement et les lames d'eau de ruissellement ont sur les bandes un profil en long de moins en moins biseauté vers l'avant. Avec les apports d'eau successifs et assez rapidement, la saturation en eau des bandes se généralise. Un deuxième type de fonctionnement hydrique se met en place, avec un épaississement de la lame de ruissellement au fur et à mesure de son parcours sur la bande. Au ruissellement de nature hortonien, s'ajoute donc dans ces conditions, un ruissellement lié à des barrières de perméabilité du sol.

Du fait de la faible capacité d'infiltration des sols en période hivernale, les débits de ruissellement en entrée de bandes sont quasiment identiques à ceux de sortie de bandes, si bien que les abattements des flux de contaminants sont du même ordre de grandeur que les abattements des teneurs observées.

6.2 Efficacité des bandes vis-à-vis du transfert des produits phytosanitaires

Le statut organique des sols des prairies détermine par ailleurs le taux de rétention des produits phytosanitaires. Malgré un nombre de données assez restreint, on montre un comportement variable des molécules selon leurs propriétés physico-chimiques, en particulier leur aptitude à l'adsorption sur la phase organique du sol. De tels comportements ont déjà été signalés (PATTY et al., 1994). Ces résultats demanderaient cependant des compléments d'observation sur une gamme plus large de situation de sol et sur une plus grande diversité de molécules. Ils montrent néanmoins la nécessité d'adapter le dimensionnement des bandes en fonction du traitement phytosanitaire le plus à risque dans les rotations et du statut organique des sols.

La nature des sols, en déterminant les modalités de l'écoulement du ruissellement et les propriétés d'adsorption des produits phytosanitaires est donc un élément important pour le raisonnement de l'implantation et du dimensionnement des bandes.

6.3 Efficacité des bandes et nature du ruissellement

Lorsque le débit de ruissellement est fort, en raison de la concentration des filets d'eau, l'efficacité des bandes est amoindrie. En moyenne, après un parcours de 5 mètres sur les bandes, la concentration du ruissellement est doublée lorsque les écoulements sont concentrés. L'effet du débit du ruissellement sur la rétention des sédiments a déjà été signalé dans différents travaux. DILLAHA et al. (1986) donnent par exemple des taux de rétention qui varient entre 50 et 100 % pour une bande de 8 mètres lorsque le ruissellement varie de 1 à 14 cm/semaine.

En pratique, ceci implique des adaptations de dimensionnement des bandes en fonction de la configuration topographique de leur site d'implantation, mais aussi des adaptations de pratiques de travail du sol (limiter les motifs linéaires de surface liés aux semoirs, traces de roues qui concentrent le ruissellement) ou des aménagements du contact parcelle - bande herbeuse (favoriser les formes en butée des contacts).

6.4 Utilisation culturale des bandes

La fertilisation des bandes, quelles que soient les configurations topographiques, la nature des sols et le type de contaminant, a pour effet d'enrichir les eaux de ruissellement en substances solubles (phosphore soluble, nitrate, chlorure). La mise en place de bandes herbeuses dans le parcellaire des exploitations ne peut donc avoir un double objectif de protection des eaux de surface et de production agricole. L'utilisation pastorale, la valorisation des déchets organiques sont également à proscrire.

6.5 Nature des contaminants et dynamiques saisonnières

Dans le contexte étudié, les bandes retiennent efficacement les composés particulaires (matières en suspension, phosphore total). Les teneurs en sortie de bandes sont variables selon les modalités de circulation du ruissellement sur la bande et la quantité de composés particulaires émise par les parcelles cultivées, variant elle-même au cours des saisons culturales, en relation avec l'évolution du recouvrement végétal.

Durant la période estivale et dans le cas d'un ruissellement diffus, 90 % des MES sont retenues en 5 mètres par des phénomènes de sédimentation ou de filtration (par effet tamis). En début de période hivernale, alors que les sols des bandes sont encore non complètement saturés, ce taux de rétention est plus faible, de l'ordre de 70 à 80 %. En période de saturation hivernale des prairies, le taux de rétention est le plus faible, avec des valeurs qui approchent 50 %.

L'efficacité des bandes vis-à-vis de l'épuration de contaminants en solution dans l'eau de ruissellement est très différente de celle des MES et composés particulaires, avec une dynamique saisonnière très marquée. Les bandes herbeuses peuvent, par effet d'infiltration du ruissellement, retenir les composés solubles durant les périodes estivales ou de début de saison hivernale. En dehors de ces périodes d'infiltration et compte tenu de la richesse en phosphore facilement mobilisable à la surface des prairies (CASTILLON, 1991), qu'elles soient faiblement ou fortement fertilisées, les bandes du contexte étudié sont susceptibles de relarguer du phosphore soluble et d'enrichir ainsi le ruissellement.

L'intensité du relargage hivernal ne serait pas constant au cours de la saison, avec un épuisement progressif du stock solubilisable de surface, avec la succession des épisodes de ruissellement.

6.6 Modèle saisonnier de fonctionnement et règles d'implantation des bandes

Ces différents éléments peuvent être synthétisés dans un modèle saisonnier du comportement des bandes herbeuses (figure 25).

Plusieurs éléments sont pris en compte :

- la nature des sols du site d'enherbement;
- le profil en long des lames d'eau de ruissellement (coupe longitudinale de la lame d'eau entre l'entrée et la sortie de bande), avec trois types de configurations : (i) diminution de l'épaisseur de la lame de ruissellement en saison estivale ; (ii) épaisseur presque constante de la lame en période de faible intensité d'infiltration et (iii) une épaisseur croissante lors du flaquage des bandes;
- la grandeur des stocks de contaminants particulaires (MES, Ptot) ou solubles (PS) émis par les parcelles cultivées et les bandes;
- les critères d'efficacité et les risques de transfert de polluants.

Pour ces sites à ruissellement diffus, les risques de transfert sont faibles durant la période estivale et, quel que soit le type de sol d'implantation des bandes, un dimensionnement de cinq mètres des bandes sera suffisant pour garantir une rétention intense des différents types de polluants (MES et nutriments). Dans la mesure où la teneur en matière organique de la surface des bandes est forte, un tel dimensionnement semble également adapté pour la rétention des produits phytosanitaires. Cette largeur de bande peut en outre être conservée durant la période hivernale dans les situations de sols les plus filtrants (sols LaS - limon sableux limoneux) ou dans les situations où les rotations pratiquées ne présentent pas de risque de ruissellement durant la période hivernale (situations culturales de déchaumage ou de chaumes de céréales à paille, chantier de récolte de maïs grain, VANSTEELANT et al., 1997).

Dans le cas contraire de sols peu perméables LA ou LA/AL présentant des risques de ruissellement élevés, la largeur des bandes doit être élevée à au moins 10 mètres, ce qui, malgré les éventuels problèmes de saturation des bandes, peut être suffisant pour restreindre le transfert des polluants particulaires.

Les problèmes de relargage de phosphore soluble seront probablement limités si on veille à maintenir par l'intermédiaire de chaulages, un pH assez élevé à la surface des bandes. Des compléments d'étude devraient être programmés pour vérifier au préalable les effets du chaulage, de même que ceux d'un ensemble de pratiques (coupes, amendements) susceptibles d'influencer les teneurs et propriétés de la phase organique de la surface des sols enherbés et de contrôler le comportement du P et des produits phytosanitaires.

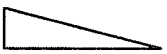
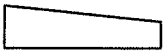
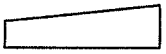
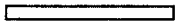
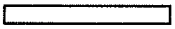
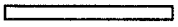
	• Tous types de sols été • Sols LaS hiver • Situations culturales à faible risque de ruissellement	Sols LA début hiver	• Sols LA fin hiver • Sols LA/AL hiver
Profil de la lame de ruissellement			
Stock de MES émis en entrée de bande			
Risque transfert MES	-	++	+
Stock de Ps émis par la bande			
Efficacité rétention Ps	Rétention par infiltration	Relargage	Relargage
Risque transfert Ps	-	++	++
Dimensionnement souhaitable Ruissellement diffus	**5 m**	**10 m**	**10 m**
Dimensionnement souhaitable Ruissellement concentré	**10 m**	**20 m**	**20 m**

Figure 25 : Efficacité des bandes en fonction des propriétés pédologiques et des conditions saisonnières. Cas d'un ruissellement diffus

Dans le cas de *ruissellement concentré* par un modelé en talweg du site, la bande herbeuse devra être plus large. En situation estivale, 10 m de bande devraient permettre de retenir par effet sédimentation - filtration 70 % des MES. Avec 20 m de bande, le gain est légèrement plus fort, de 80 %. Durant la période hivernale, les valeurs correspondantes sont de 50 et 60 %. Dans ces situations critiques de ruissellement concentré, différents aménagements, tels la mise en place de banquettes enherbées, devraient permettre de limiter au maximum l'accroissement des volumes de ruissellement (DILAHHA et al., 1986; LIVINGSTON et HEGG, 1981; MAGETTE et al., 1989). Dans notre contexte, ces aménagements peuvent difficilement être envisagés dans la mesure où les parcelles cultivées sont de faible taille (un à deux hectares). Cependant, lors d'aménagements liés à des remembrements ou à des successions visant la restructuration du parcellaire des exploitations agricoles, de tels dispositifs pourraient être suggérés.

Cette étude montre finalement que les bandes peuvent être utiles pour retenir une fraction non négligeable de polluants. Les périodes critiques de faible efficacité des bandes sont celles où le recouvrement végétal des cultures est faible et où la saturation des sols des bandes se généralise par suite des apports successifs d'eau de ruissellement amont. Il importe en conséquence de ralentir au maximum l'imperméabilisation des sols cultivés. Il s'agit notamment, par la promotion de différentes pratiques de travail du sol et le raisonnement des rotations (VAN STEELANT et al., 1997), de reporter les périodes de ruissellement le plus tard dans la saison, ce qui avec le développement du couvert végétal et la réduction des volumes cumulés de ruissellement, permettra de garantir une pleine efficacité des bandes herbeuses.

Remerciements

Ce travail n'aurait pas pu voir le jour sans l'aide et la contribution de nombreuses personnes. Nous tenons à remercier les agriculteurs du Bas-Chablais qui nous ont chaleureusement accueillis et aidés pour la mise en place et le suivi des différents sites d'observation. Merci en particulier à MM. MOUCHET, MATHIEU, BOUVET, BETEMPS et LAVY pour nous avoir prêté leurs parcelles et accepté la gêne que nos dispositifs de mesure leur ont occasionnée. Merci également à F. CENA de la Chambre d'Agriculture pour son aide et son investissement dans ce travail.

Cette étude a également bénéficié du concours des agents de l'INRA pour les prélèvements sur le terrain, la maintenance des sites (J. GAGNAIRE, J.-P. MOILLE) et des analyses de laboratoire (J.-P. BOSSE). Nous tenons à remercier tout particulièrement P. BLANC pour son aide précieuse dans l'interprétation des données d'analyse.

Sans les efforts gracieux de l'équipe du laboratoire du Service le la protection de la consommation de Genève, les analyses des produits phytosanitaires n'auraient pas pu être effectuées.

Enfin, ce travail a fait l'objet de nombreuses rencontres d'experts que nous avons sollicités pour sa mise en place et son pilotage. Nous remercions vivement P. VUILLOUD et J.P. CHARLES (RAC Changins), C. SOUILLER (CEMAGREF), S. KHIM HEANG (laboratoire du Service le la protection de la consommation de Genève) et L.E. CRÉMILLE (Agence de l'eau Rhône-Méditerrannée-Corse) pour leur aide et analyse critique.

Merci enfin à C. CORVI (Service le la protection de la consommation de Genève) et G. BALVAY (INRA) pour les remarques et corrections qu'ils ont apportées au manuscrit.

Enfin, nous tenons à remercier tout particulièrement H. ADAM et F. RAPIN de la CIPEL, sans qui ce projet n'aurait pas pu voir le jour.

BIBLIOGRAPHIE

BARFIELD , B.J., TOLLNER, E.W., HAYES, J.C. (1979) : Filtration of sediment by simulated vegetation. I- Steady state flow with homogeneous sediment. Trans of the ASAE, 22(3), 540-545.

BOIFFIN, J., EIMBECK, M., PAPY, F. (1988) : Influence des systèmes de culture sur les risques d'érosion par ruissellement concentré. I- Analyse des conditions de déclenchement de l'érosion. Agronomie 8(8), 663-673.

CASTILLON, P. (1991) : Les essais de longue durée sur la fertilisation phosphatée des cultures annuelles et des prairies. Convention 2214A, DPE/INRA, ITCF, Baziège.

COOPER, J.R., WILLIAM, J.W., JACOBS, T.C. (1985) : Riparian aeras as control of non point polluants. In : Watershed research perspectives. David L Correl (ed.) Smithsonian press, Washington DC,166-188.

DILLAHA, T.A., SHERRARD, J.H., LEE, D. (1986) : Long term effectiveness and maintenance of vegetative filter strips. Virginia Water ressources Research Center, Bull. 153, 39p.

DILLAHA, T.A., RENEAU, R.B., MOSTAGHIMI. S., LEE, D. (1989) : Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. Trans. of the ASAE, 32(2), 513-519.

FAIL ,J.L., NASIR HAMZAH, J.R. M., HAINES, B.L., TODD, R.L. (1985) : Above and belowground biomass. Production and element accumulation in riparian forests of an agricultural watershed. In : Watershed research perspectives. David L Correl (ed.) Smithsonian press, Washington DC,193-223.

GAUTHIER, C. (1994) : Les bandes riveraines. Doc. interne INRS-EAU, Québec, 40p.

HAYES, J.C., BARFIELD, B.J., BARNHISEL, R.I. (1979) : Filtration of sediment by simulated vegetation. II. Unsteady flow with non homogeneous sediment. Trans of the ASAE, 22(5), 1063-1067.

HUGHES, J.W., JOKELA, W.E., WANG, D., BORER, C. (1998) : Determination and quantification of factors buffering polluant transfer from agricultural land to streams in the lake Champlain basin. University of Vermont, 52p.

JORDAN-MEILLE, L., DORIOZ ,J.M., WANG, D. (1998) : Analysis of the export of diffuse phosphorus from a small rural watershed. Agronomie, 18, 5-26.

JORGENSEN, S.E., HALLING-SORENSEN, B., MAHLER, H. (1998) : Handbook of estimation methods in ecotoxicology and environmental chemistry. Lewis Publishers, 229p.

LIVINGSTON, W.H., HEGG, R.O. (1981) : Terraced pasture for disposal of dairy yard runoff. Proc 4th International Liestock Waste symposium, ASAE Pub 2-81, 270-273.

LOWRANCE, R., LEONARD, R., SHERIDAN, J. (1985) : Managing riparian ecosystems to control non point pollution. J. Soil and Water Conservation 40, 87-91.

LYMAN, W.J., REEHL, W.F., ROSENBLATT, D.H. (1990) : Handbook of chemical property estimation methods. American Chemical Society, Washington DC.

MAGETTE, W.L., BRINSFIELD, R.B., PALMER, R.E., WOOD, J.D. (1989) : Nutriment and sediment removal by vegetated filter strips. Trans. of the ASAE, Vol 32(2), 663-667.

OFEFP (1996) : Environnement et fumure. Commentaires de la législation fédérale et des informations pratiques. L'environnement pratique. Publication Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne, 15p.

PATTY, L., GRIL. J.-J. (1994) : Dispositifs enherbés. Des possibilités pour préserver la qualité des eaux superficielles. Perspectives agricoles, 196, 90-95.

PARMELAN, E. (1994) : Rôle des bandes végétales filtrantes dans la lutte contre la pollution diffuse d'origine agricole. Revue bibliographique. Doc. int. GIS Alpes du Nord, Chambéry, 10p.

RÉAL, B. (1998) : Etude de l'efficacité des dispositifs enherbés. Les études de l'Agence de l'eau n° 63, ISSN : 1161-0425, 29p.

TRÉVISAN, D., VANSTEELANT, J.Y., PERRON, L., DORIOZ ,J.M., ROYBIN, D. (1996) : Activité agricole et qualité des eaux superficielles dans le bassin lémanique français. Contrat INRA-GIS Alpes du Nord-Agence de l'eau R.-M.-C., DDAF 74, DIREN Rhône Alpes, SIVOM Bas-Chablais. GIS alpes du Nord, Chambéry, 85p.

VANSTEELANT, J.Y., TREVISAN, D., PERRON, L., DORIOZ, J.M., ROYBIN, D. (1997) : Conditions d'apparition du ruissellement dans les cultures annuelles de la région lémanique, relation avec le fonctionnement des exploitations agricoles. Agronomie, 17, 17-34.

WANG, D, DORIOZ, J.M., TREVISAN, D., BRAUN, D.C., VANSTEELANT, J.Y. (1999) : Use of a lanscape approach to interpret diffuse phosphorus pollution in the Lac Léman basin and in the Lake Champlain basin. Soumis à Landscape Ecology.

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, **2001**, 261-278.

ORIGINE DE LA POLLUTION DU LÉMAN PAR LE CHLORURE [1]

PAR

Damien GUMY et **Luiz F. de ALENCASTRO**

LABORATOIRE DE GESTION DES ECOSYSTÈMES - ECOTOXICOLOGIE,
ECOLE POLYTECHNIQUE FÉDÉRALE, CH - 1015 LAUSANNE

RÉSUMÉ

Les différentes sources du chlorure se déversant dans le lac Léman ont été répertoriées et quantifiées à l'aide d'extrapolations. Les résultats présentés sont issus de la littérature, de mesures effectuées par la CIPEL et différents services cantonaux vaudois et valaisans, ainsi que des rapports d'activité des deux salines suisses (les Salines de Bex et celles du Rhin).

Depuis une trentaine d'années, on constate une augmentation constante du stock de chlorure dans le Léman. En effet, la concentration en ion chlorure avoisinait 2 mg/l en 1965, alors qu'elle approche 7.5 mg/l en 2000.

Les résultats de ce travail montrent que les deux sources principales du chlorure sont l'industrie, avec plus de 50 % des apports, et les sels de déneigement, avec environ 20 % des apports. Par contre, les apports provenant de la déphosphatation dans les stations d'épuration sont négligeables (environ 3 %).

Une recherche bibliographique des valeurs de toxicité du chlorure pour différentes espèces aquatiques a également été effectuée. Les concentrations actuelles du Léman en chlorure sont bien inférieures aux valeurs trouvées. Il est possible que certains organismes soient affectés par une telle augmentation de la concentration de chlorure. Les études dans ce domaine sont très sommaires.

1. INTRODUCTION

1.1 Le chlorure

Le chlorure est utilisé en Suisse dans de nombreux domaines : industrie, agriculture, traitement de l'eau, entretien hivernal des routes ... Son utilisation s'est accrue dans la seconde moitié du 20^{e} siècle, ce qui a entraîné une hausse de sa concentration dans les rivières et dans les effluents des stations d'épuration qui ne le retiennent pas.

Le stock de chlorure du lac Léman a donc régulièrement augmenté depuis les années 60 (par exemple : + 260 % de 1961 à 1999 dans le Petit Lac et + 160 % de 1971 à 1999 dans le Grand Lac).

Dans ce travail, nous analysons les différentes sources de chlorure pour essayer d'estimer leur part respective dans cette augmentation du stock et leur évolution dans le futur.

Nous essayons également de comparer les valeurs obtenues avec les toxicités connues du chlorure pour différentes espèces aquatiques, afin d'apprécier si l'environnement ne court pas un risque à plus ou moins long terme.

Les résultats présentés dans ce rapport sont tous issus de la littérature ou sont le résultat de mesures et d'enquêtes effectuées principalement par la CIPEL (Commission internationale pour la protection des eaux du Léman). Aucune mesure ou expérience n'a été faite par les auteurs, qui se sont contentés de rassembler des informations et d'en tirer des conclusions.

---

1) Travail réalisé dans le cadre d'un Séminaire interdisciplinaire 2000 du Département de Génie Rural de l'Ecole polytechnique fédérale de Lausanne.

1.2 Le Léman

La plupart des résultats figurant dans ce rapport sont le fruit d'extrapolations qui se basent sur les données résumées ci-dessous (CIPEL, 2000) :

Volume moyen :	89 km^3 soit 89 milliards de m^3		
Temps de séjour théorique des eaux :	11.4 ans		
Principaux affluents :	Rhône :	68	% des apports
	Dranse :	7.5	%
	Autres affluents :	8.9	%
	Origines atmosphériques :	7.8	%
Bassin versant			
Surface du bassin versant :	7'395 km^2		
	dont : France :	890 km^2	
	Suisse :	6'505 km^2	
Population permanente (01.01.99) :	933'750		
	dont : France :	125'900	
	Suisse :	807'850	

2. CONCENTRATION ET STOCK DE CHLORURE

2.1 Concentration et stock de chlorure dans le Léman

Des mesures régulières des teneurs en chlorure sont effectuées depuis 1957 pour le Petit Lac, et depuis 1971 pour le Grand Lac. Depuis cette date, les concentrations de chlorure sont mesurées mensuellement en différents points du lac et à différentes profondeurs.

Au début des années 60, la concentration était constante et se situait vers 2 mg/l d'ion chlorure dans le Petit Lac (Annexe 1).

On constate depuis le milieu des années 60 une augmentation plus ou moins linéaire de la concentration : elle est passée de 2 mg/l, à 7.2 mg/l pour 1999. Ce qui représente une augmentation de 260 % en moins de 40 ans (figure 1).

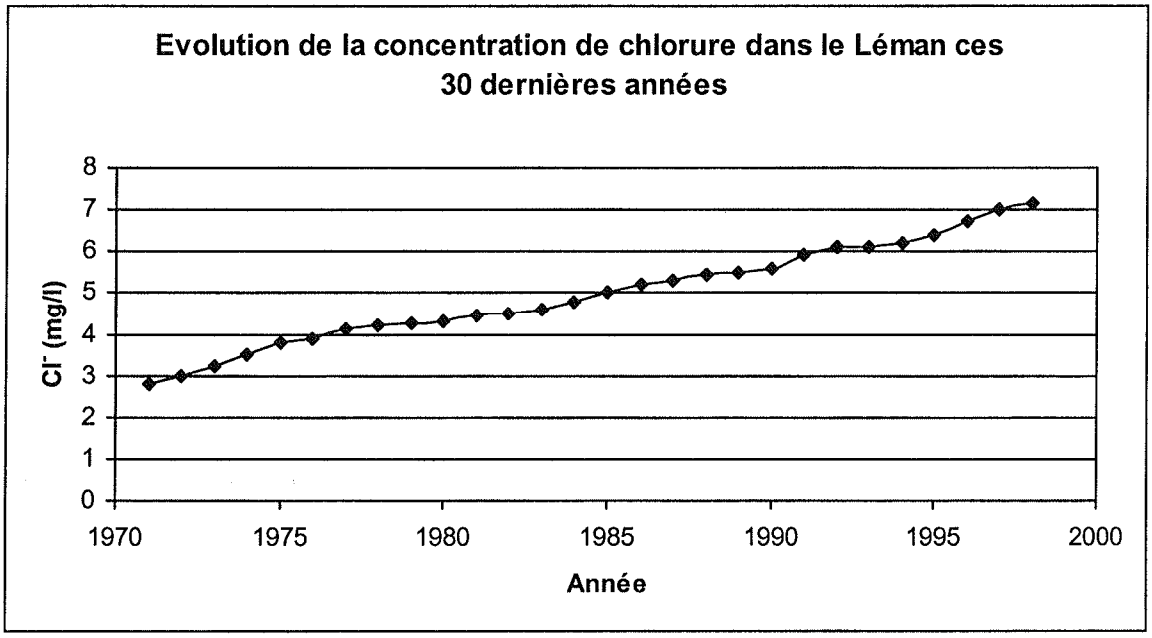


Figure 1 : Concentration de chlorure dans le Léman - moyenne pondérée toutes profondeurs (CIPEL, 2000)

Il n'y a pas de variation saisonnière marquée : l'évolution mensuelle des concentrations moyennes pondérées, ainsi que les valeurs observées en surface pour l'ensemble des stations, ne mettent pas en évidence de variations systématiques.

Le stock de chlorure est passé de moins de 250'000 tonnes en 1971, à plus de 600'000 tonnes en 1999.

L'augmentation moyenne annuelle du stock de chlorure dans le Léman est de l'ordre de 14'500 t/an (figure 2).

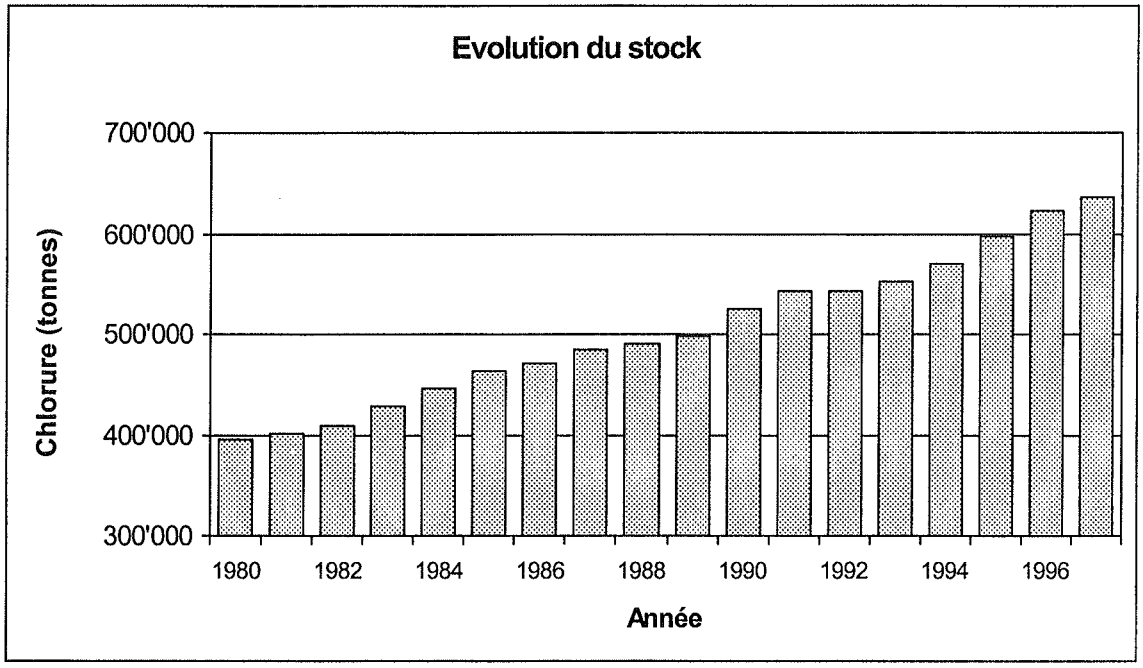


Figure 2 : Evolution du stock de chlorure dans le Léman (CIPEL, 2000)

Des études réalisées dans les années 70, ont montré que les concentrations de chlorure diminuaient sensiblement avec la profondeur, mais qu'elles étaient relativement constantes les années de circulation totale (1971 et 1981) (figure 3).

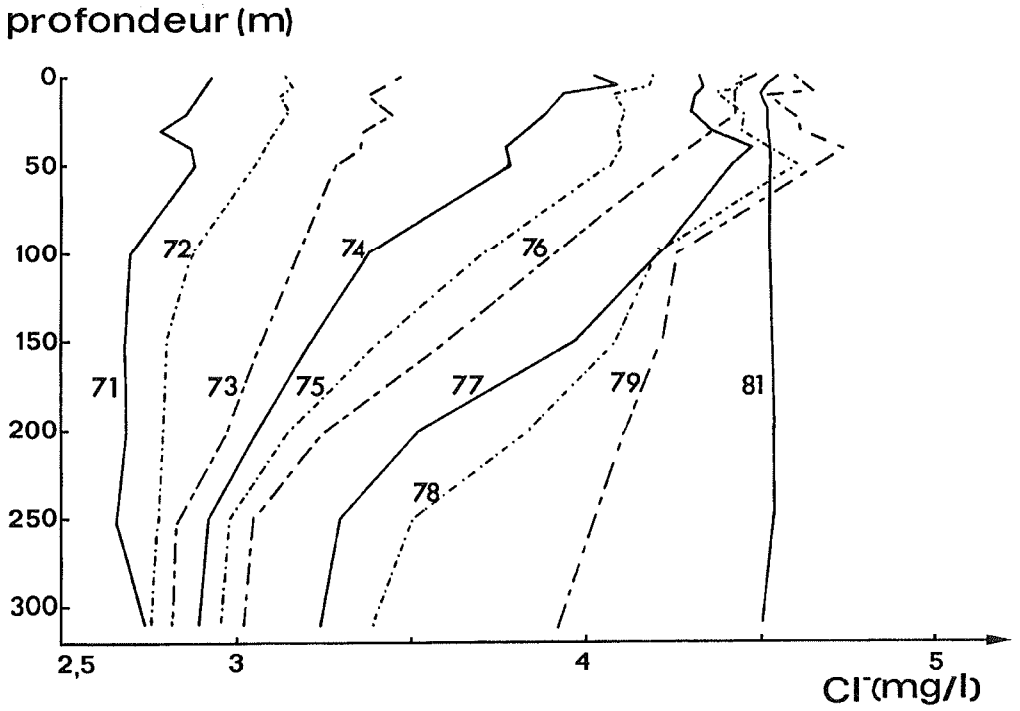


Figure 3 : Concentration de chlorure en fonction de la profondeur - moyennes annuelles - Grand Lac (CORVI, 1984)

2.2 Apports totaux

Les mesures des concentrations de chlorure de ces dernières années du Léman et celles de son émissaire, le Rhône, nous permettent de faire une première estimation des apports totaux de chlorure dans le lac. En effet, on a :

$$\Delta S + Q_s = Q_e$$

avec : ΔS = augmentation du stock de chlorure dans le Léman
Q_s = flux de chlorure sortant par le Rhône émissaire
Q_e = flux de chlorure entrant

ce qui nous donne pour les 20 dernières années des apports compris entre 42'000 et 79'000 tonnes de chlorure par an (figure 4).

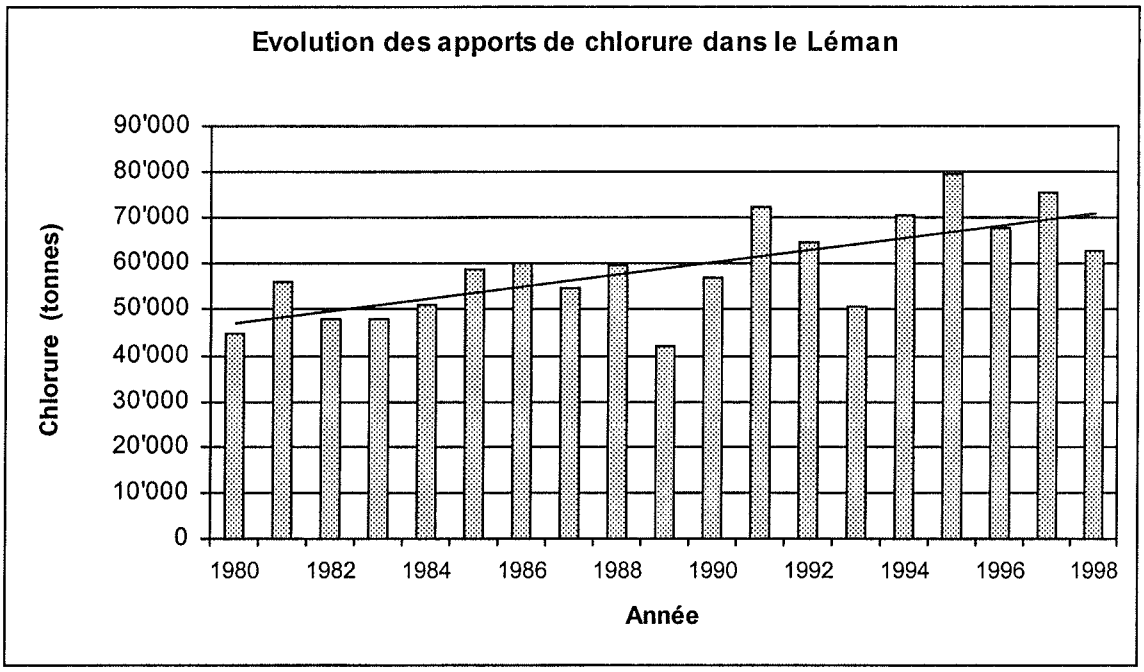


Figure 4 : Apport de chlorure dans le Léman 1980-1998

On constate d'assez grandes variations annuelles des tonnages avec toutefois une nette tendance à l'augmentation. On peut estimer les apports entre 55 et 65'000 tonnes par an pour les années 90.

Si l'on calcule une droite de tendance, on met en évidence cette augmentation des apports, qui passent de 50'000 tonnes pour 1980 à environ 65'000 tonnes pour la fin du siècle.

Ces premières estimations des apports seront comparées aux extrapolations des quantités des différentes sources de chlorure (voir chapitre 4).

3. TOXICITÉ ET NORMES

3.1 Toxicité

Le chlorure n'est pas très toxique pour les organismes aquatiques, mais il peut influencer l'équilibre osmotique du milieu. Toutes les valeurs de toxicité trouvées dans la littérature sont largement supérieures aux concentrations que l'on retrouve dans le Léman ou dans ses affluents. Néanmoins, le manque de données complètes pour les espèces vivant dans le Léman ne nous permet pas de porter un jugement définitif sur les effets de l'augmentation du stock de chlorure sur l'environnement. On ne possède notamment aucune mesure pour le microplancton qui pourrait, s'il était affecté par l'augmentation du chlorure, influencer toute la chaîne trophique.

Il faut également noter que bien que le chlorure soit non toxique pour l'homme, il donne à l'eau de consommation un goût salé désagréable perceptible dès 100 mg/l. C'est pourquoi l'on retrouve souvent des valeurs limites dans les diverses recommandations concernant les concentrations de chlorure à ne pas dépasser pour les eaux de consommation.

Les eaux utilisées à des fins agricoles ne doivent pas être trop chargées en chlorure pour deux raisons :

- il devient toxique pour les plantes à partir d'une certaine concentration dépendante des espèces (limite pour l'eau d'irrigation pour les plantes sensibles : 100 mg/l - Environnement Canada, 2001)
- une eau d'irrigation trop salée peut entraîner la salinisation du sol et le rendre stérile.

Résumé des différents tests sur la toxicité du chlorure :

Espèces	**Tests ou effets**	**Référence**
Poissons :		
- Tête de boule (*Pimephales promelas*)	LC_{50} à 96h : **7'650 mg Cl^-/l**	HELLAWELL, 1986
- Poisson rouge (*Carasius auratus*)	LC_{50} à 96h : **7'341 mg Cl^-/l**	HELLAWELL, 1986
- *Gambusia affinis*	LC_{50} à 96h : **9'100 mg Cl^-/l** pour du NaCl LC_{50} à 48h : **9'585 mg Cl^-/l** pour du $CaCl_2$	HELLAWELL, 1986

Espèces	**Tests ou effets**		**Référence**
Invertébrés :	Pas d'effet sur leurs mouvements en dessous de 800 mg Cl^-/l Effets apparents à partir de **1'000 mg Cl^-/l**		CROWTHER et HYNES, 1977
- Trichoptères			
- *Hydropsyche betteni*			
- *Cheumatopsyche analis*			
Crustacés :			
- *Gammarus pseudo limnaeus*			
- *Daphnia magna*	KCl EC_{50} à 24h :	**298.5 mg Cl^-/l**	KHANGAROT et RAY, 1989
	48h :	**128.8 mg Cl^-/l**	
	$CaCl_2$ EC_{50} à 24h :	**1'017.1 mg Cl^-/l**	
	48h :	**680.9 mg Cl^-/l**	
	$CaCl_2$ EC_{50} à 24h :	**621.4 mg Cl^-/l**	
	48h :	**621.4 mg Cl^-/l**	
Macrophytes :			NOBEL et al., 1983
- *Potamogeton alpinus*	Seuils de toxicité :	**50 mg Cl^-/l**	
- *Potamogeton crispus*	Seuils de toxicité :	**300 mg Cl^-/l**	

3.2 Normes et recommandations

En Suisse, il existe plusieurs normes ou recommandations concernant les concentrations de chlorure dans les eaux :

- Le Manuel suisse des denrées alimentaires dans sa directive 27A préconise 20 mg/l Cl^- comme valeur indicative de qualité et 200 mg/l Cl^- comme valeur à ne pas dépasser pour l'eau de boisson.
- L'Ordonnance fédérale suisse du 28 octobre 1998 sur la protection des eaux, dans son annexe 2, exige une concentration en chlorure inférieure à 40 mg/l Cl^- pour les eaux du sous-sol utilisées comme eau potable ou destinées à l'être.

Il est à noter qu'aucune exigence ne limite les concentrations de chlorure dans les cours d'eau ou dans les effluents des stations d'épuration.

Dans le reste du monde :

- Le Conseil de l'Union Européenne dans sa directive du 3 novembre 1998 fixe à 250 mg/l Cl^- la concentration à ne pas dépasser dans les eaux destinées à la consommation.
- L'OMS préconise également une concentration de 250 mg/l Cl^- dans l'une de ses directives sur les eaux destinées à la consommation.
- Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection des utilisations de l'eau à des fins agricoles. Eau d'irrigation : la concentration en ion Cl^- ne doit pas dépassé 100 mg/l pour les cultures sensibles et 700 mg/l pour les cultures tolérantes (Environnement Canada, 2001).

4. ORIGINE DU CHLORURE

4.1 Bilan

En terme de bilan, les apports de chlorure au Léman sont de quatre types :
- les apports atmosphériques,
- le ruissellement non pris en compte dans les rivières surveillées,
- les apports par les affluents,
- les apports par les stations d'épuration se déversant directement dans le lac.

Les exportations sont d'un seul type :
- le Rhône émissaire.

4.1.1 Les affluents et l'émissaire

Les apports au Léman par les rivières sont calculés à partir des analyses sur des prélèvements en continu (proportionnels aux débits) pour les quatre affluents principaux (Rhône amont, Dranse, Aubonne et Venoge) et de prélèvements sur sept affluents secondaires. Les exportations du lac sont contrôlées sur le Rhône émissaire à Genève.

Les flux de ces 15 dernières années pour les principaux affluents ainsi que celui de l'émissaire (le Rhône) varient fortement d'une année à l'autre (cf. figures 5 et 6). On remarque une augmentation de la concentration et du tonnage dans le Rhône, à l'amont et à l'aval du lac, ainsi que dans tous les affluents du Léman (cf. figure 7 + Annexes 2 et 3).

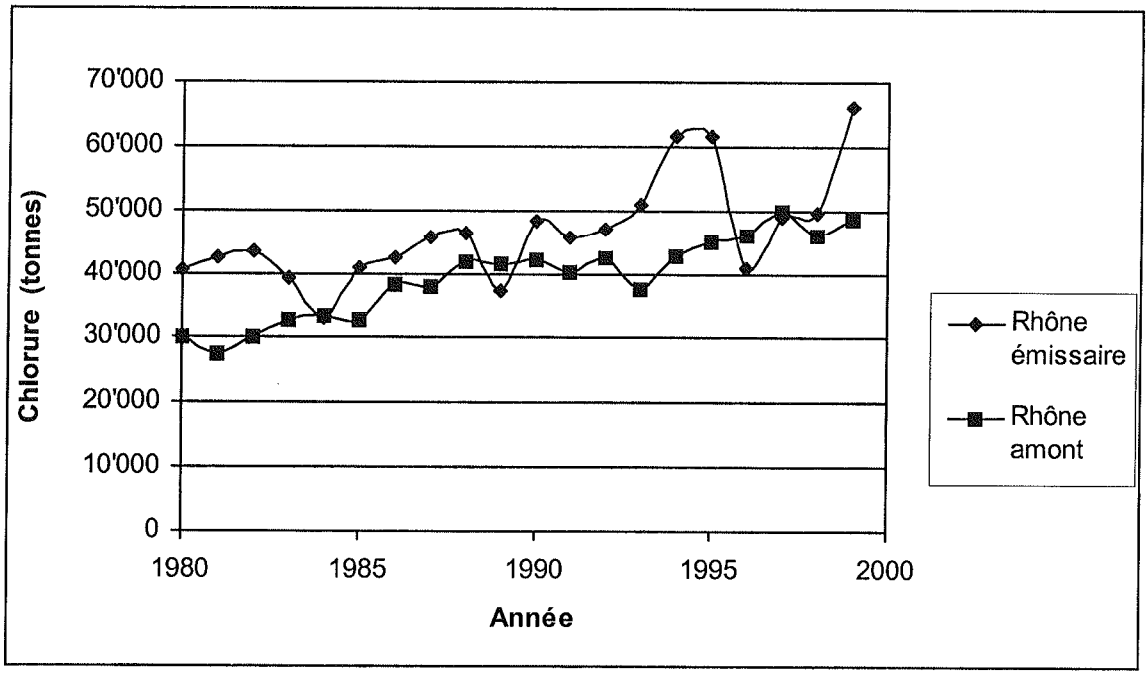


Figure 5 : Tonnage du chlorure dans le Rhône 1980-1999 (CIPEL, 1981 à 2000)

Les apports sont passés de 30'000 tonnes en 1980 à presque 50'000 tonnes d'ion chlorure en 1999 dans le Rhône amont (+ 66 %).

La courbe du Rhône émissaire varie fortement à cause des importantes variations annuelles de débits, mais on peut quand même constater qu'elle suit la même tendance que celle du Rhône amont.

Si l'on compare les flux du Rhône amont avec les apports totaux calculés au chapitre 2.2, 4.1.5 et 4.2.8, on constate que la plupart des apports de chlorure viennent du Rhône (~ 80 %).

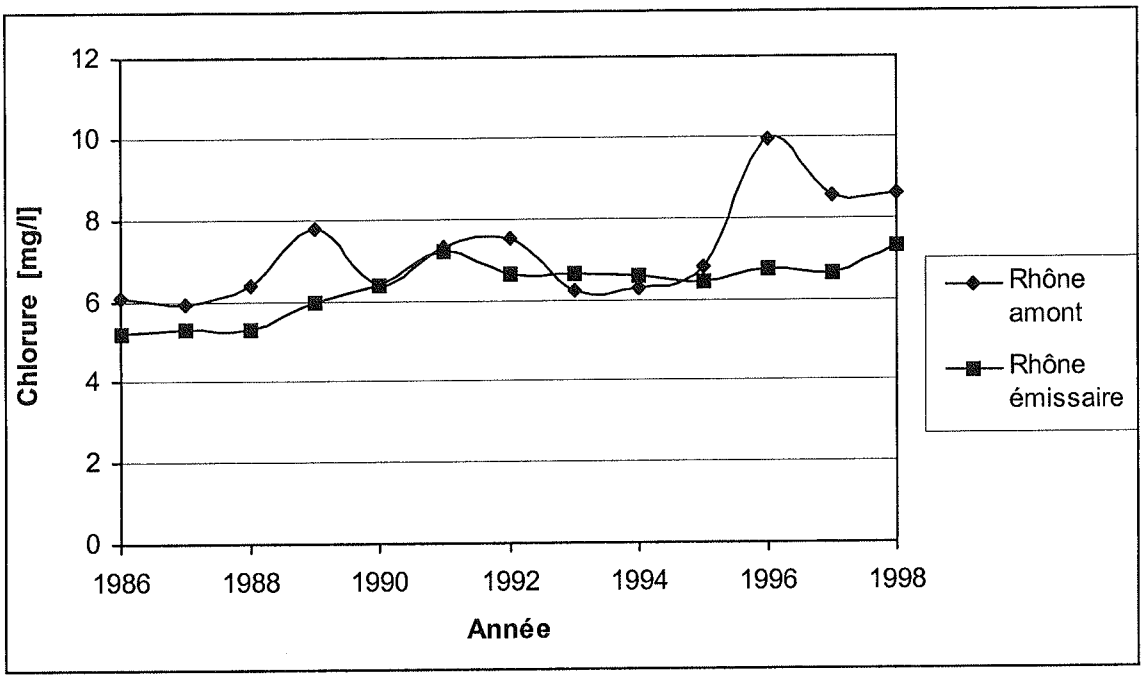


Figure 6 : Concentration de chlorure dans le Rhône amont et émissaire (CIPEL, 1987 à 2000)

Ces quinze dernières années, les apports par les rivières sont passés de 40'000 tonnes à environ 55'000 tonnes de Cl^- par an (figure 7).

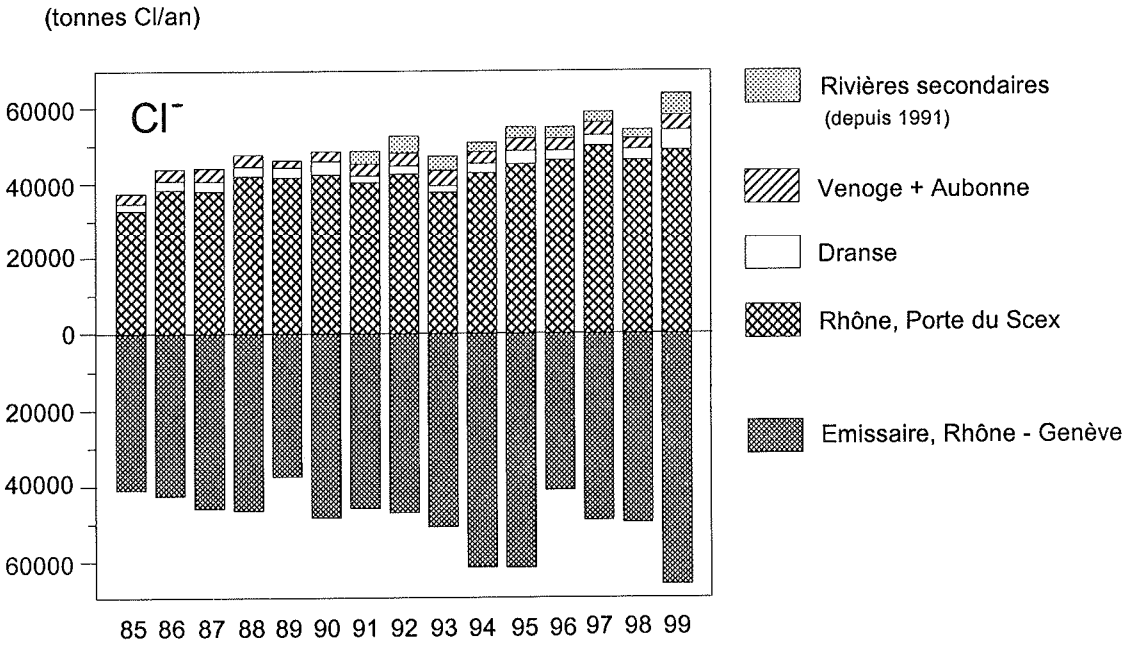


Figure 7 : Apports annuels par les affluents principaux et secondaires et perte annuelle par l'émissaire (CIPEL, 2000)

4.1.2 *STEP se déversant directement dans le lac*

Les apports provenant des différentes STEP se déversant directement dans le lac ont pu être estimés par l'extrapolation des mesures récoltées par le service des eaux du canton de Vaud dans les différentes STEP vaudoises. Le chlorure est mesuré hebdomadairement dans la plupart des stations vaudoises. On obtient donc les quantités de chlorure déversées dans le lac par les STEP en multipliant les concentrations moyennes par les débits moyens mesurés (voir Annexe 4).

Les STEP concernées sont celles de : Lausanne-Vidy, Gland, Montreux, Morges, Nyon, Rolle, Vevey, Lutry, Saint-Prex pour le canton de Vaud, et celles de Thonon et du Bas-Chablais (Douvaine) pour la France.

Les autres STEP ne sont pas prises ici en considération car leurs effluents se déversent dans des rivières. Leurs apports en chlorure sont donc déjà comptabilisés dans le chapitre précédent.

Les mesures de toutes ces stations donnent un apport de chlorure compris entre 5'000 et 5'500 tonnes par an.

On ne constate pas d'augmentation significative des concentrations dans les STEP. Elles sont relativement constantes ces dix dernières années.

Notons encore que les concentrations en chlorure dans les effluents varient très fortement d'une STEP à l'autre, et qu'elles sont largement supérieures à celles des rivières (40 à 150 mg/l Cl^-).

En 1999, on avait pour :	Lausanne, une moyenne de	63 mg/l Cl^-
	Gland	90 mg/l Cl^-
	Nyon	140 mg/l Cl^-.

4.1.3 *Les apports atmosphériques*

Les apports provenant des précipitations directes ont pu être estimés par des mesures effectuées par différents laboratoires suisses et français (Service cantonal d'écotoxicologie à Genève, Laboratoire du Service des eaux, sols et assainissement vaudois, Station d'hydrobiologie lacustre INRA, Thonon) (CIPEL, 1994).

Les résultats ci-dessous proviennent de la moyenne de 7 stations de mesures situées sur le pourtour du lac.

Année	Cl^- (tonnes/an)
1988	391
1989	299
1991	304
1993	278

On a en moyenne environ 300 tonnes de Cl^- par an qui proviennent des précipitations dans le lac. On parle ici des pluies tombant directement sur le Léman, et non de celles tombant sur tout le bassin versant.

4.1.4 *Le ruissellement non pris en compte dans les rivières surveillées*

La part des apports se faisant par ruissellement ne peut pas être déterminée directement en l'absence de mesures. On ne peut les déterminer qu'indirectement en soustrayant aux apports totaux, les trois autres types d'apports.

Ces apports sont de toute façon assez insignifiants. En effet, si on additionne les apports par les affluents et les apports par les STEP, il ne reste plus grand chose pour le ruissellement.

4.1.5 *Récapitulatif*

En additionnant les différents types d'apports on obtient les résultats suivants :

Apports :	- Affluents :	55'000	-	60'000	t Cl^-/an
	- STEP :	5'000	-	5'500	t Cl^-/an
	- Précipitations :	300		300	t Cl^-/an
Total :		**60'300**	**-**	**65'800**	t Cl^-/an

L'estimation par addition des différents apports est du même ordre de grandeur que celle effectuée aux chapitres 2.2 et 4.2.9. Remarque : Ce bilan ne tient pas compte de l'apport par le ruissellement des bassins versants des rivières non surveillées.

4.2 Sources

Les principales sources de chlorure pour la Suisse sont les suivantes :

Sources anthropiques :

- Industrie et artisanat
- Sel de déneigement
- Agriculture
- Sel alimentaire
- Sel régénérant et adoucissant
- Epuration, potabilisation des eaux.

Sources naturelles :

- Erosion
- Précipitations.

Pour chacune d'elles, une estimation de la part des apports qu'elle représente a été effectuée. Les méthodes de détermination seront décrites pour chaque différente source.

Cependant, l'absence de statistiques complètes ne permet pas l'établissement de bilan absolu de répartition.

La quasi-totalité du sel vendu en Suisse provient soit des Salines de Bex pour le canton de Vaud, soit des Salines du Rhin pour tous les autres cantons. La plupart des apports ont pu être estimés par extrapolation des quantités produites par les deux salines (voir Annexes 6 et 7).

Salines de Bex :	surface desservie :	3'212	km^2
	population desservie :	601'800	
Salines du Rhin :	surface desservie :	8'073	km^2
	population desservie :	6'271'900	

Les extrapolations ont été faites soit en fonction des surfaces, soit en fonction de la population suivant la source considérée, en tenant compte des particularités des différents cantons considérés :

Vaud : très faible industrialisation, % de terres agricoles au-dessus de la moyenne suisse.

Valais : très forte industrialisation le long du Rhône, canton montagneux, % de terres agricoles en dessous de la moyenne suisse.

4.2.1 Industrie et artisanat

Le sel est utilisé en grande quantité par l'industrie pour beaucoup d'applications différentes. Les industries chimiques l'utilisent pour la préparartion du chlore, la neutralisation par l'acide chlorhydrique et pour de nombreuses autres réactions chimiques. Le sel est aussi utilisé dans l'industrie pharmaceutique, dans la métallurgie et dans beaucoup d'autres secteurs de l'industrie.

L'industrie chimique représente la source principale des apports de chlorure dans le Léman. Les rapports de gestion des deux salines de Suisse (Saline de Bex et Saline du Rhin), nous permettent d'estimer ces apports. Ils sont de l'ordre de 35'000 à 38'000 tonnes Cl^- par an, ce qui représente plus de 50 % des apports.

L'analyse des effluents des stations d'épuration de Viège et Monthey montre l'importance de l'industrie valaisanne dans la part des apports en chlorure. Ces deux stations d'épuration sont de type mixte, c'est-à-dire qu'elles traitent en même temps les eaux usées domestiques et industrielles.

La STEP de Monthey - CIMO traite également les eaux provenant de l'usine NOVARTIS et CIBA-Spécialités, dans lesquelles la concentration moyenne en chlorure pour l'année 1999 dépassait les 4'000 mg/l. Ce qui nous donne pour cette même année un flux proche de 23'000 tonnes d'ion chlorure (valeur confirmée par NOVARTIS).

La STEP de Viège traite également les eaux de l'usine LONZA, où l'on retrouve une concentration moyenne en chlorure également très élevée pour l'année 1999, proche de 2'000 mg/l. Ce qui nous donne pour cette même année un flux proche de 10'000 tonnes d'ion chlorure (valeur confirmée par LONZA).

Ces deux usines contribuent à près de la moitié des apports en chlorure de tout le bassin versant du Léman.

Les quantités de sel utilisées par l'industrie ne cessent de croître ces dernières années (voir Annexe 6). On peut relier l'augmentation de cette source de chlorure à l'expansion de l'industrie chimique.

4.2.2 *Sel de déneigement*

En association avec d'autres moyens de lutte, les chlorure de sodium et de calcium sont utilisés pour l'entretien du réseau routier. Ces sels contiennent respectivement 60.7 % et 64 % d'ion chlorure. Les chiffres fournis par le service cantonal vaudois des routes et par le service communal lausannois des routes, ainsi que ceux fournis par les Salines de Bex et les Salines du Rhin, nous permettent d'estimer les apports au lac que représente cette source.

Ils sont de l'ordre de 10'000 - 15'000 tonnes par an (moyenne sur ces 30 dernières années), ce qui représente en moyenne environ 15 à 20 % des apports totaux et place cette source en deuxième position après l'industrie.

Ce chiffre varie fortement en fonction des années (conditions météorologiques); en 1994, le canton de Vaud n'a utilisé que 3'500 tonnes de chlorure pour ses routes nationales et cantonales, alors qu'il en a utilisé 13'000 en 1999 (voir Annexe 5). Ces grandes fluctuations conditionnent fortement le total des apports annuels de chlorure au lac. En effet, les années avec des gels fréquents, on est plus proche des 20'000 tonnes. Ces années-là, les salines du Rhin vendent autant de sel destiné au traitement des routes, qu'à l'industrie (voir Annexe 6).

En Suisse, l'Ordonnance sur les substances dangereuses pour l'environnement (OSubst, 1986) fixe les conditions du salage des routes.

4.2.3 *Agriculture*

Le chlorure est utilisé dans l'agriculture sous forme de chlorure de sodium pour l'alimentation du bétail et sous d'autres formes dans certains engrais.

Les chiffres fournis par les Salines du Rhin (17'000 tonnes de NaCl vendues par année en moyenne) et par les Salines de Bex (1'300 tonnes), nous permettent d'extrapoler la quantité de chlorure provenant de la consommation du bétail. On arrive à un total de 1'800 tonnes d'ion chlorure par an.

On doit ajouter à ce chiffre la quantité de chlorure provenant des engrais. On admet qu'elle est de l'ordre de 3'400 tonnes Cl^-/an (enquête Commune de Lausanne, CORVI, 1984). Ce qui nous donne un total de 5'200 tonnes de Cl^-/an pour l'agriculture, soit environ 7 % des apports totaux.

4.2.4 *Sel alimentaire*

Selon l'Annuaire suisse de la statistique, la consommation annuelle de sel de cuisine est relativement constante depuis 1950, de l'ordre de 50'000 tonnes par an, ce qui correspond à une consommation journalière moyenne par habitant d'environ 20 g de chlorure de sodium (sel alimentaire "industriel" compris).

Pour le bassin lémanique (904'550 habitants), la consommation de sel de cuisine correspond donc à 6'600 tonnes/an, soit l'équivalent de 4'000 tonnes d'ion chlorure par an qui représentent environ 5 % des apports totaux.

Les Salines du Rhin ont vendu entre 45'000 et 50'000 tonnes de sel alimentaire ces dix dernières années et les Salines de Bex entre 1'500 tonnes et 2'500 tonnes. On arrive donc au même ordre d'estimation que précédemment.

4.2.5 *Adoucisseurs d'eau*

Le chlorure est utilisé comme adoucisseur d'eau sous forme de NaCl dans les machines à laver la vaisselle par les ménages.

La production de sels adoucisseurs par les Salines du Rhin s'élève en moyenne à 35'000 tonnes de NaCl par an, ce qui représente environ 21'000 tonnes d'ion chlorure pour toute la Suisse.

Cette valeur extrapolée au bassin versant du Léman correspond à 3'000 tonnes de Cl^- par an, soit environ 4 % des apports totaux.

4.2.6 *Epuration*

Afin de lutter contre l'eutrophisation du lac, la déphosphatation est obligatoire en Suisse, comme en France. Celle-ci se fait dans la plupart des STEP de façon chimique par précipitation des ions phosphates par du chlorure ferrique $FeCl_3$.

Les STEP utilisent une solution à 40 % de $FeCl_3$, qui contient 262 grammes d'ion chlorure par kilo de solution.

Les quantités annuelles de solution utilisées par la STEP de Vidy (Lausanne) sont de l'ordre de 1'500 à 2'000 tonnes, ce qui représente environ 500 tonnes d'ion chlorure par an.

Par extrapolation, on obtient environ 2'000 à 2'500 tonnes par an pour le bassin versant.

Ces estimations sont confirmées par la comparaison des mesures en entrées et sorties de stations d'épuration vaudoises et valaisannes de ces dernières années :

$$Cl^-_{sortie} - Cl^-_{entrée} = Cl^-_{utilisé\ pour\ déphosphater}$$

On obtient à peu près le même ordre de grandeur en utilisant cette deuxième méthode d'estimation (Annexe 4).

La déphosphatation ne représente environ que 3 % des apports totaux, ce qui en fait une source peu importante en comparaison de l'industrie et du traitement des routes.

La quantité de sel utilisée pour la déphosphatation varie en fonction des débits traités par les STEP et de leur teneur en phosphate. Elle est relativement constante et devrait le rester.

4.2.7 Erosion

Les apports dus à l'érosion sont d'origine géologique. La dissolution de chlorure de sodium ou de potassium libère des ions chlorure

Par le biais de l'étude d'IMBODEN (1973), on peut extrapoler la part due à l'érosion à environ 2'300 à 2'900 tonnes/an en pondérant le chiffre suisse par la surface du bassin lémanique.

On peut considérer ces apports comme constants au cours du temps.

4.2.8 Précipitations

Les précipitations contiennent du chlorure provenant principalement du sel marin ainsi que des rejets d'incinération d'ordures ménagères.

L'extrapolation des valeurs obtenues pour les précipitations directes au lac (chapitre 4.1.3) pour tout le bassin versant donne les résultats suivants :

Année	Cl^- (tonnes/an)
1988	5'376
1989	4'111
1991	4'180
1993	3'823

soit un apport d'environ 4'000 tonnes annuel. La totalité n'arrivant évidemment pas au lac, il est difficile d'estimer les apports réels de cette source.

4.2.9 Résumé

La quantité de chlorure utilisée dans le bassin versant, et celle liée à l'érosion et aux précipitations, qui pourraient arriver dans le lac, estimée par addition des différentes sources, est voisine de 70'000 tonnes/an. Ce bilan est légèrement supérieur à ceux estimés précédemment (ch. 2.2 et 4.1.5) en faisant la somme des apports mesurés. Ceci est dû en partie au fait que la totalité des apports des différentes sources considérées n'arrive pas au lac. C'est notamment le cas pour le chlorure provenant de l'agriculture, des précipitations et des sels de déneigement. On reste tout du moins dans le même ordre de grandeur.

Industrie :	35'000	-	38'000	tonnes/an
Déneigement :	10'000	-	15'000	"
Alimentaire :			4'000	"
Adoucisseur d'eau :			3'000	"
Déphosphatation :	2'000	-	2'500	"
Erosion :	2'300	-	2'900	"
Précipitations :			4'000	"
Agriculture :			5'000	"
Total :	**66'400**	**-**	**75'500**	tonnes/an

La répartition des sources en différents secteurs (voir ci-dessous) montre bien l'importance de l'industrie et de l'entretien des routes, qui représentent près de 3/4 des apports à eux deux.

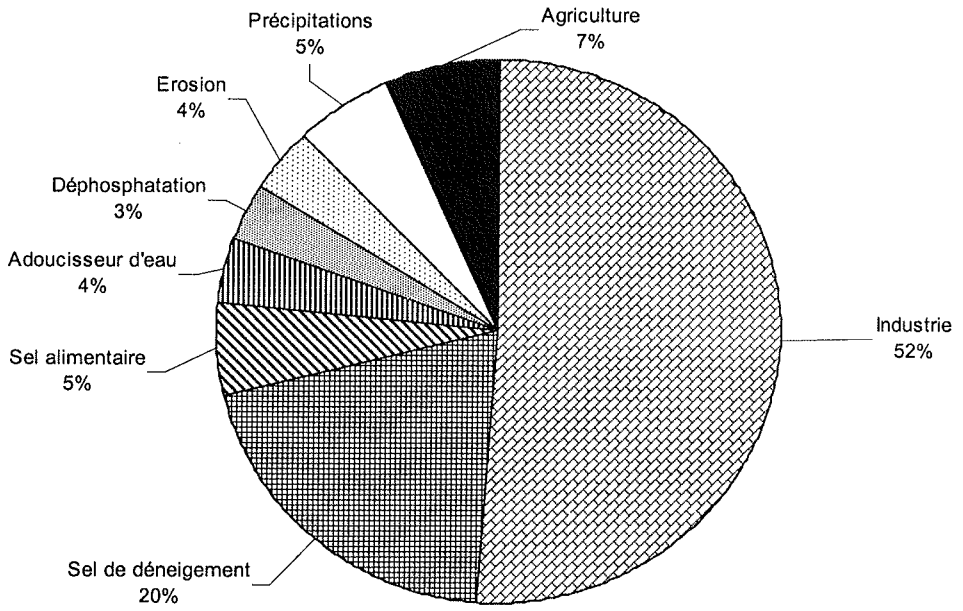


Figure 8 : Répartition des apports de chlorure selon leurs sources pour le bassin versant du Léman

Si on compare cette répartition avec la répartition des ventes de sel des Salines du Rhin, on voit que l'on arrive à peu près aux même pourcentages.

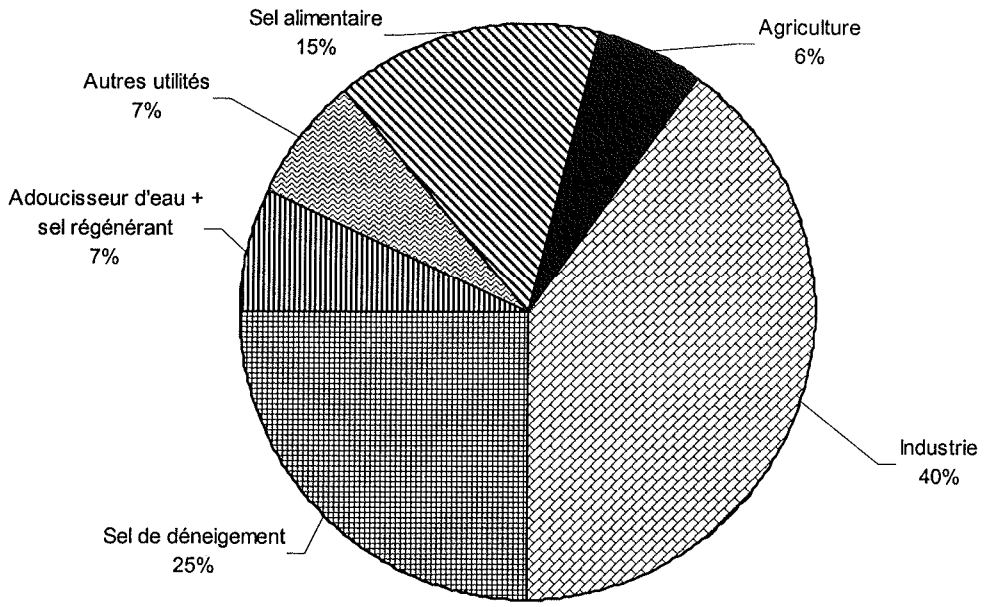


Figure 9 : Répartition des ventes de sel des Salines du Rhin par secteur (source : Rapport de gestion, Salines du Rhin, 2000)

5. DISCUSSION DES RÉSULTATS ET PRÉVISIONS

Comme nous l'avons vu dans les chapitres précédents, la concentration de chlorure dans le lac et dans ses principaux affluents, notamment le Rhône, est en permanente augmentation depuis le milieu des années 60.

Le début de cette augmentation correspond à l'avènement de plusieurs facteurs qui ont pris de plus en plus d'importance depuis 1960 :

- accroissement du réseau routier et début du salage des routes à grande échelle,
- très nette augmentation des activités de l'industrie chimique au cours de la deuxième moitié du 20^{e} siècle,
- déphosphatation chimique à l'aide de chlorure ferrique dans les STEP.

L'accroissement de la concentration de chlorure dans les affluents et dans les STEP s'explique par une utilisation toujours plus importante de sels en Suisse. Les ventes de sels toujours plus importantes des deux salines confirment cet état de fait (voir Annexes 6 et 7).

Si l'on regarde la figure 1, on constate que l'augmentation régulière de la concentration suit une droite de pente égale à environ 0.15, c'est-à-dire que la concentration augmente en moyenne de 0.15 mg de chlorure par an. Il est difficile de prévoir comment cela va évoluer, mais on peut s'attendre à ce que cette pente ne fléchisse pas, tant que les concentrations dans les affluents et les STEP ne se stabilisent pas et que la concentration dans le lac ne s'en approche.

Toutefois, un accroissement qui deviendrait exponentiel n'est pas à craindre car aucune des sources de chlorure répertoriées n'est (ou est susceptible de devenir) en hausse exponentielle.

Au rythme actuel d'augmentation, on arriverait à une concentration de 10 mg Cl^-/l dans la vingtaine d'années à venir.

6. CONCLUSIONS

Nous avons essayé de dresser un bilan aussi exhaustif que possible concernant les sources d'apports de chlorure dans le Léman. Ainsi, on a pu constater que l'industrie occupe la place la plus importante avec près de 40'000 tonnes d'ion chlorure déversés chaque année dans le lac, notamment par deux industries valaisannes, raccordées sur des STEP mixtes, déversant 33'000 tonnes annuellement. Contrairement à ce que l'on aurait pu croire, la déphosphatation ne représente qu'un très faible pourcentage des apports, avec seulement 2'500 tonnes de Cl^- déversées.

Bien que nous ne nous approchions pas encore du niveau de concentration d'une eau saumâtre (~1'000 mg Cl^-/l) ou salée (~10'000 mg Cl^-/l), l'augmentation progressive de la salinité du Léman est tout de même préoccupante. Une recherche bibliographique des valeurs de toxicité du chlorure pour différentes espèces aquatiques a également été effectuée. Les concentrations actuelles du Léman en chlorure sont bien inférieures aux valeurs trouvées. Il est possible que certains organismes soient affectés par une telle augmentation de la concentration de chlorure. Les études dans ce domaine sont très sommaires.

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier les nombreuses personnes avec qui ils ont pris contact et qui les ont aidés d'une manière ou d'une autre dans ce travail. Ils remercient plus particulièrement: les responsables des Salines de Bex et du Rhin, sans qui ce travail n'aurait pas été possible et MM C. CORVI et F. RAPIN pour leurs précieuses aides.

BIBLIOGRAPHIE

CIPEL (1981 à 2000) : Rapports sur les études et recherches entreprises dans le bassin lémanique - Campagnes 1980 à 1999. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagnes 1980 à 1999.

CORVI, C. (1984) : Chlorures. In : Le Léman, synthèse 1957-1982 des travaux de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution. Ed. CIPEL, Lausanne, 183-191.

CROWTHER, X. et HYNES, X. (1977) : The effect of road deicing salt on the drift of stream benthos. Environ. Pollut.,14, 113-26.

ENVIRONNEMENT CANADA (2001) : Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement. Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME).

HELLAWELL, J.M. (1986) : Biological indicators of freshwaters pollution and environnmental management. Pollution monitoring series. Elsevier applied science publishers, 546 pp.

IMBODEN, D. (1973) : Limnologische Transport- und Nährstoffmodelle. Rev. Suisse Hydrol., 35, 29-68.

KHANGAROT, B.S. et RAY, P. K. (1989) : Investigation of correlation between physicochemical properties of metals and their toxicity to the water flea. Ecotoxicology and Environment, Safety 18, 109-120.

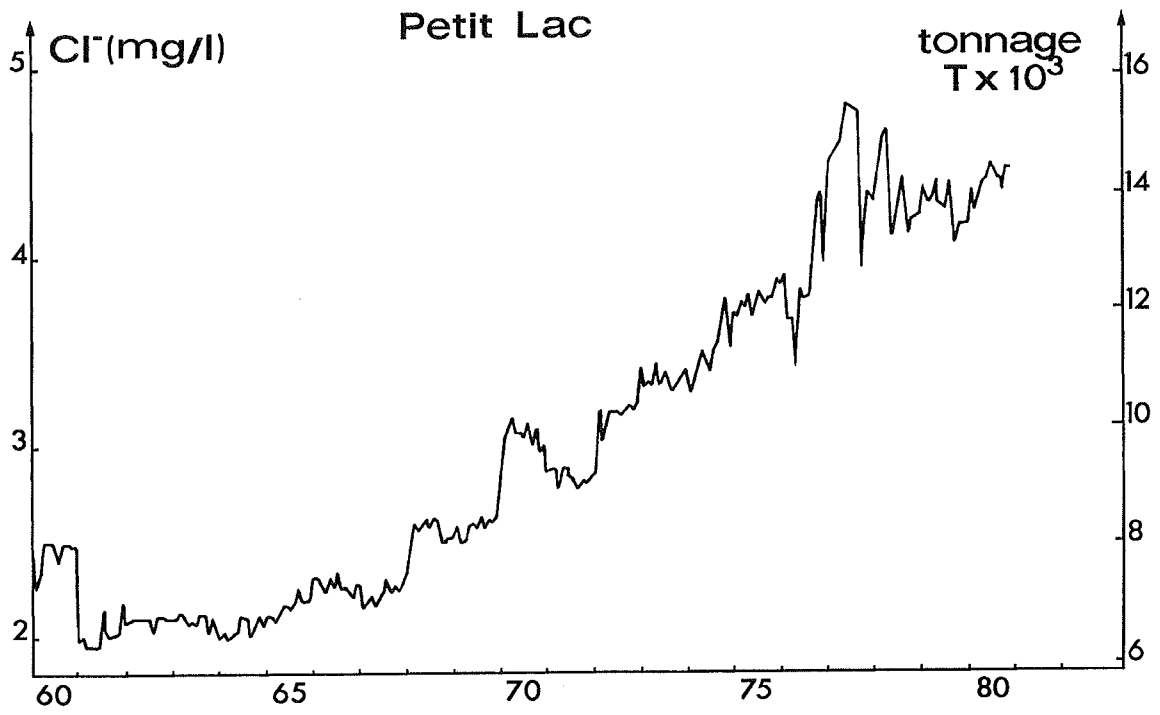
NOBEL, W., MAYER, T. et KOHLER, A., (1983) : Submerse Wasserpflanzen ald Testorganismen für Belastungsstoffe. Z. Wasser, Abwasser Forsch., 16, Nr. 3, S, 87-90.

Osubst (1986) : Ordonnance sur les substances dangereuses pour l'environnement du 9 juin 1986 (état au 6 mars 2001) (Suisse).

SALINES DE BEX (2000) : Rapport de Gestion, Exercices 1985-1999.

SALINES DU RHIN (2000) : Rapport de Gestion, Exercices 1986-1999.

Annexe 1 : Concentration (moyenne mensuelle) en chlorure dans le Petit Lac 1960-1983 (CIPEL, 1984)



Annexe 2 : Concentration en mg Cl^-/l dans les affluents du Léman 1990-1999

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Rhône aval	6.40	7.20	6.63	6.63	6.60	6.44	6.75	6.64	7.30	6.93
Rhône amont	6.40	7.30	7.54	6.24	6.27	6.79	9.93	8.55	8.60	7.08
Dranse	3.40	3.90	3.25	3.27	3.72	4.00	5.21	4.79	5.20	6.71
Aubonne	6.90	5.50	4.83	4.70	4.19	4.59	7.11	6.21	6.40	5.79
Venoge	19.30	21.40	17.70	14.85	16.09	14.23	19.39	17.79	17.60	17.53
Versoix	6.60	9.00	6.89	6.70	6.77	6.36	8.11	6.30	6.60	9.38
Veveyse	7.00	10.30	9.25	7.13	6.54	6.50	15.37	12.18	8.30	14.25
Promonthouse	9.80	10.40	9.58	7.49	6.79	7.21	12.62	9.38	7.70	9.42
Chamberonne	15.70	18.80	19.41	17.52	16.83	21.55	23.45	24.07	21.70	29.52
La Morge	26.40	28.40	27.15	11.10	20.47	18.28	23.04	19.49	21.80	22.80
Eau froide	3.70	3.90	3.98	2.90	2.19	1.66	3.18		2.20	3.90
Dullive	2.10	16.00	18.10	10.86	13.73	13.08	16.08	15.34	12.30	14.81

Annexe 3 : Flux de chlorure des affluents et de l'émissaire 1980-1999 (tonnes/an)

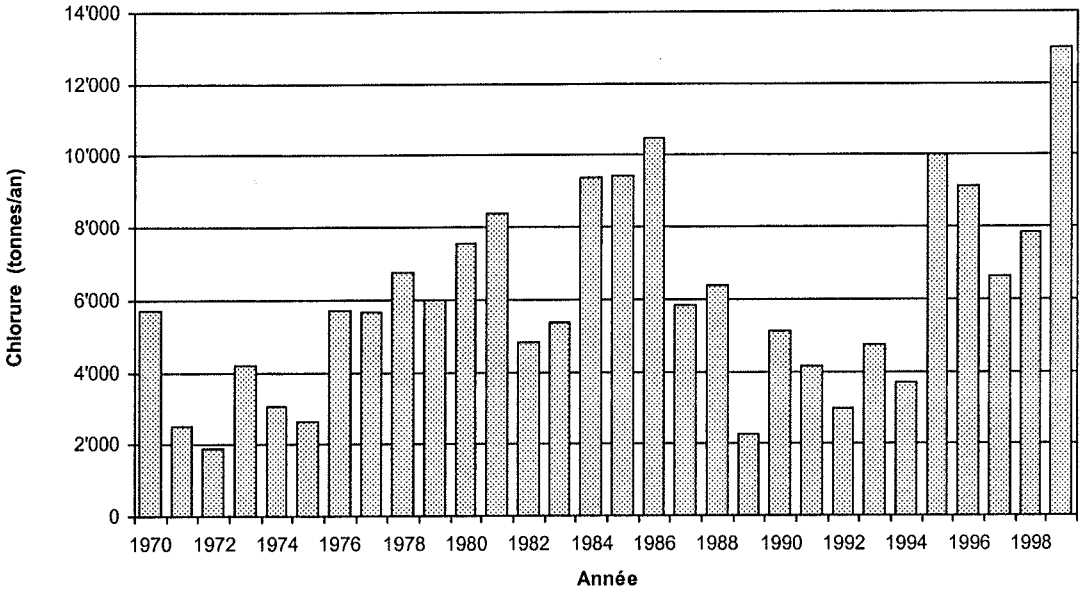
Année	Rhône amont	Dranse	Venoge + Aubonne	Rivières supplém.	Rhône émissaire	Bilan
1980	30 098	1 594	3 854		-40 353	-4 807
1981	27 600	1 714	3 286		-42 600	-10 000
1982	30 000	1 432	3 300		-43 500	-8 768
1983	32 650	1 507	3 143		-39 100	-1 800
1984	33 259	2 200	3 530		-33 115	5 874
1985	32 760	1 984	2 646		-40 836	-3 446
1986	38 300	2 400	3 100		-42 500	1 300
1987	37 965	2 613	3 447		-45 762	-1 737
1988	41 917	2 532	3 150		-46 369	1 230
1989	41 624	2 573	1 844		-37 389	8 652
1990	42 288	3 563	2 632		-48 215	268
1991	40 190	1 832	3 163	3 333	-45 742	2 776
1992	42 419	2 190	3 410	4 546	-46 969	5 596
1993	37 629	1 783	3 924	3 833	-50 829	-3 660
1994	42 786	2 410	3 069	2 494	-61 591	-10 832
1995	45 090	3 433	3 334	2 948	-61 654	-6 850
1996	46 109	2 491	3 169	2 960	-40 988	13 741
1997	49 820	2 833	3 344	2 740	-48 996	9 740
1998	46 118	2 796	2 822	2 290	-49 646	4 379
1999	48 691	5 267	3 928	5 612	-66 048	-2 550

Annexe 4 : Débit et concentration en chlorure à l'entrée et à la sortie de la STEP de Vidy (Lausanne). Exemple : mois de juin 1999

Date	Débit [m^3/j]	Cl^- [mg/l] entrée	Cl^- [mg/l] sortie
01.06.1999	114 919	39.38	41.1
11.06.1999	124 732	42.74	45.3
12.06.1999	108 586	35.54	38.9
13.06.1999	104 770	34.83	39.6
15.06.1999	117 410	39.03	42.0
16.06.1999	113 475	36.56	40.6
17.06.1999	113 112	37.60	41.1
18.06.1999	108 882	33.41	37.9
19.06.1999	95 493	28.81	32.2
20.06.1999	93 466	29.16	33.0
22.06.1999	105 404	31.80	35.6
23.06.1999	94 572	28.05	33.9
24.06.1999	100 036	30.69	35.8
25.06.1999	99 364	31.50	33.5
28.06.1999	111 675	34.84	38.8
29.06.1999	106 822	33.32	37.1
30.06.1999	99 752	30.10	33.7

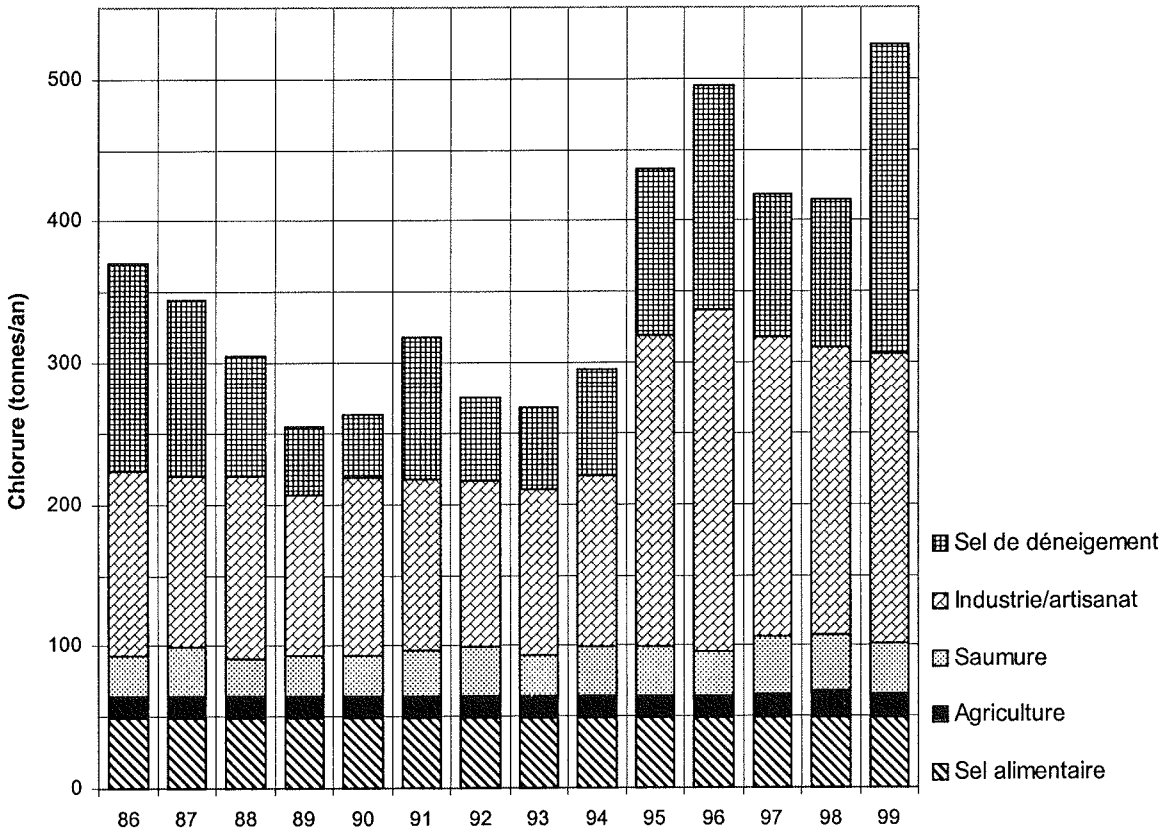
Source: Rapport mensuel STEP de Vidy

Annexe 5 : Tonnes de chlorure utilisées pour le traitement des routes cantonales et nationales dans le Canton de Vaud (1970-1998)



Source : Service des routes cantonal vaudois

Annexe 6 : Vente de sel, en tonnes, des Salines du Rhin de 1986 à 1999

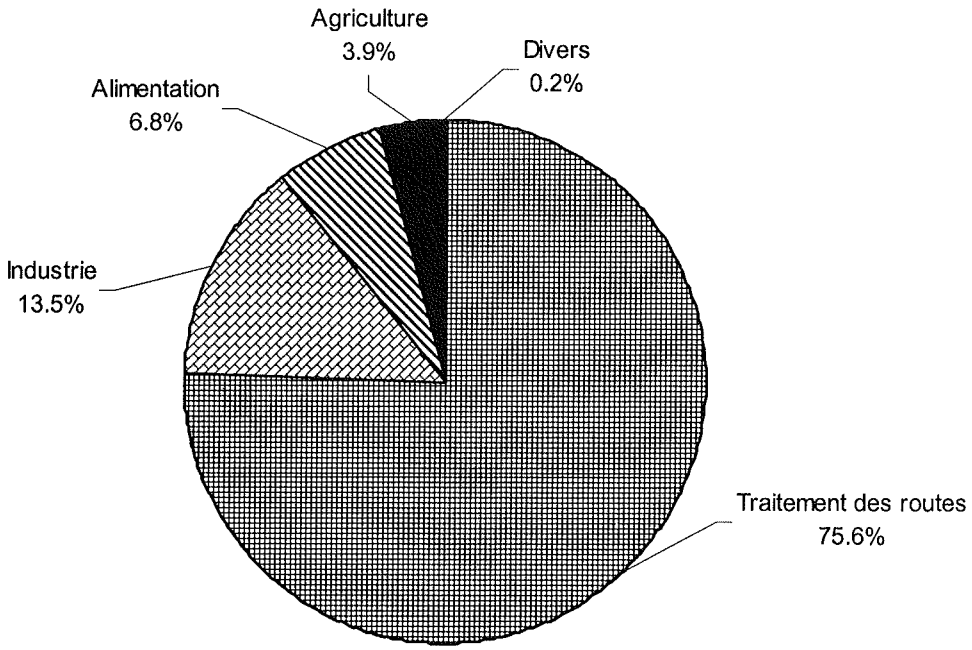


Source: Rapport de gestion des Salines du Rhin, 2000

Annexe 7 : Rapport de Gestion sur l'exercice 1999 des Salines de Bex
(Tonnes de sels vendus / an)

Année	1995	1996	1997	1998	1999
Traitement des routes	19 547	19 369	17 888	14 394	27 961
Industrie	5 075	4 982	5 214	5 093	4 986
Alimentation	1 569	1 816	1 729	1 828	2 518
Agriculture	1 351	1 158	1 036	1 242	1 455
Divers	75	112	48	88	85

Répartition en % de la consommation cantonale 1999 (Vaud)



Source : Rapport de gestion des Salines de Bex, 2000

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, **2001**, 279-291.

ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES

Campagne 2000

PAR

Andrés STRAWCZYNSKI

SERVICE DES EAUX, SOLS ET ASSAINISSEMENT DU CANTON DE VAUD
Ch. des Boveresses 155, CH - 1066 EPALINGES

RÉSUMÉ

Les laboratoires membres de la CIPEL ont pu participer à 5 essais interlaboratoires au cours de l'année 2000. Sur des matrices allant d'eaux de surface naturelles à des rejets de STEP ou industriels en passant par des échantillons synthétiques, des éléments nutritifs majeurs (cycles azote et phosphore, matière organique, ions majeurs), des métaux lourds, les hydrocarbures totaux et des produits phytosanitaires ont été analysés. Les résultats ont été traités soit par la CIPEL dans le cadre du groupe de travail "Méthodologie" pour les essais organisés en son sein (soit par des membres, soit par des membres invités) ou par les organisateurs des essais "hors CIPEL". La participation varie entre une dizaine de laboratoires pour les analyses de phytosanitaires et un peu plus de vingt laboratoires pour les analyses des éléments majeurs dans les eaux superficielles.

Le traitement statistique des données (moyenne, médiane, écarts-type, h-value et test de Dixon pour les aberrants) montre que l'ensemble des essais peut être considéré comme bon ou même très bon. Le nombre de résultats aberrants est faible, et la dispersion des résultats est bonne. Seul l'essai portant sur un rejet industriel a donné des résultats moins bons sur certains paramètres, mais ceci est certainement dû à la nature de l'échantillon.

1. INTRODUCTION

Les analyses interlaboratoires organisées dans le cadre du groupe de travail "Méthodologie" de la CIPEL, auxquelles les membres du groupe ont pu participer au cours de l'année 2000, sont données dans le tableau 1.

Tableau 1 - Liste des analyses interlaboratoires organisées en 2000

Date	Matrice	Paramètres	Participants	Remarques
03.05.2000	eau synthétique de type STEP	éléments majeurs	6	Organisé et traité par B. Duperron, LSEH - Lyon
03.05.2000	lac + rivière	éléments majeurs	23	Préparé par A. Strawczynski, SESA - Vaud
03.05.2000	rivière + eau minérale	pesticides	10	Préparé par J. Ondrus, SPE - Neuchâtel
04.10.2000	eaux industrielles	éléments majeurs, métaux, hydrocarbures	16	Préparé par M. Wohlers, CRIDEC
25.10.2000	effluent STEP	éléments majeurs	68	Organisé et traité par M. Bürgy, GBL - Berne
15.11.2000	lac + rivière	éléments majeurs	18	Préparé par A. Strawczynski, SESA - Vaud

Ont participé à ces essais :

- des laboratoires de protection des eaux suisses et français (tous les cantons romands, INRA-UMR/CARRTEL-Thonon, Bâle-Ville, Berne, Soleure, Thurgovie, Zurich, Urkantone et EAWAG),
- des laboratoires cantonaux (Genève et Neuchâtel),
- des laboratoires communaux de distributeurs d'eau et services industriels (Genève, Lausanne, Neuchâtel, La Chaux-de-Fonds et Bâle,
- des laboratoires universitaires et de recherche (EPFL),
- des laboratoires privés suisses et français.

L'ouverture très large du groupe de travail "Méthodologie", en plus des laboratoires travaillant dans le cadre des programmes de la CIPEL, à des laboratoires d'autres cantons suisses ou de France, publics ou privés, permet, par le simple fait d'augmenter le nombre de participants, d'améliorer la qualité statistique des analyses interlaboratoires. De plus, ces laboratoires organisent ou préparent à leur tour des essais auxquels peuvent participer les membres CIPEL. Ainsi, sur les six organisées en 2000, quatre intercalibrations (toutes hormis les 2 "éléments majeurs sur lac et rivière") ont été préparées par un laboratoire "invité", soit dans le cadre de la CIPEL, soit dans le cadre de ses activités hors-CIPEL.

Ce rapport présente un résumé des résultats et quelques observations que l'on peut tirer de ceux-ci, sans pour autant vouloir en faire une étude statistique exhaustive.

Le test de Dixon [1] permet de détecter les laboratoires présentant des résultats statistiquement aberrants. Une autre manière de procéder consiste à considérer comme aberrants les résultats s'écartant de plus de 3 écarts-type de la moyenne [2]. Ce test est moins sévère que le test de Dixon, cependant nous le reportons également à titre indicatif ("3*s").

La valeur moyenne du "h-value" (aussi appelée z-score) est également reportée. Cette valeur est calculée pour chaque laboratoire selon la formule suivante

$$h\text{-value} = \frac{\textit{mesure du laboratoire - moyenne des laboratoires}}{\textit{déviation standard}}$$

et mesure donc l'écart avec la moyenne, normalisé par rapport à la déviation standard. Ainsi, une h-value de - 1.8 signifie que le résultat du laboratoire se situe 1.8 fois la déviation standard en dessous de la moyenne. On calcule ensuite, en éliminant les résultats aberrants selon le test de Dixon, la moyenne des h-value pour chaque laboratoire sur l'ensemble des analyses qu'il a effectuées. La valeur "h-value moyen" reportée sur les tableaux correspond à la moyenne de ces moyennes par laboratoire.

Les données reportées sur les tableaux sont celles obtenues après élimination des données rejetées par le test statistique.

2. ÉLÉMENTS MAJEURS DANS DES EAUX DE TYPE LAC ET RIVIÈRE

2.1 **Résultats** (tableaux 2 à 5)

Les intercalibrations ont été préparées par Andrés STRAWCZYNSKI du laboratoire du Service des eaux, sols et assainissement du canton de Vaud. Lors de chaque intercalibration, deux échantillons d'eaux naturelles sont analysés, l'un provenant d'un lac et l'autre d'une rivière.

Le tableau 2 présente un résumé des résultats pour les essais du 3 mai et 15 novembre 2000. Afin de mieux cerner les problèmes, les paramètres ont été évalués tous ensemble (18-20 paramètres) et au sein d'un sous-groupe CNP (COD/COT, NH_4, NO_3, Ntot, PO_4, Ptot et Cl). De même, les laboratoires ont été considérés dans leur ensemble et comme sous-groupe "CIPEL" (Service scientifique de l'environnement et Services industriels de Genève, INRA-UMR/CARRTEL-Thonon, Service de protection de l'environnement du Valais, Service des eaux, sols et assainissement du canton de Vaud et l' EAWAG).

Entre parenthèses figure le nombre de résultats statistiquement aberrants des laboratoires "CIPEL" lorsque l'on considère l'ensemble des laboratoires.

Quelques observations peuvent être faites à partir de ce tableau :

- les résultats d'ensemble peuvent être considérés comme bons. Les écarts moyens par rapport à la moyenne se situent tous entre 0.75 et 0.85 déviation standard,
- le nombre de résultats aberrants est faible,
- il semblerait que les résultats soient meilleurs pour les paramètres du groupe CNP en ce qui concerne les résultats aberrants (les écarts moyens varient très peu),
- si l'on considère le groupe des laboratoires "CIPEL" isolé, les résultats semblent meilleurs : 1 seul résultat aberrant sur 130 analyses "CNP". Ceci pourrait s'expliquer par le fait que ces laboratoires effectuent des analyses de ce type en routine, alors que bon nombre d'autres participants utilisent des kits analytiques ou travaillent habituellement dans d'autres gammes de concentrations,
- on observe pour les essais du 15.11.2000 que la part des résultats aberrants (traitement sur l'ensemble des laboratoires) due aux laboratoires "CIPEL" est importante : 8 sur 12 pour le lac et 5 sur 13 pour la rivière. Ce sont principalement 2 laboratoires qui contribuent à ces mauvais résultats.

Les tableaux 3, 4 et 5 groupent les résultats par paramètre (CNP) pour les laboratoires "CIPEL" et l'ensemble des laboratoires. Un intervalle de confiance à 95 % (test de Student [3]) est également donné à titre indicatif.

Quelques observations générales :

- d'une manière générale, et comme pour le tableau 2, on ne peut pas directement comparer les statistiques pour l'ensemble des laboratoires et pour le sous-groupe "CIPEL". En effet, le nombre de laboratoires étant sensiblement différent, les calculs de dispersion ne sont pas comparables,
- malgré cela, dans la plupart des cas, la dispersion des résultats des laboratoires "CIPEL" est inférieure à celle de l'ensemble des laboratoires (écart-type plus petit),
- les valeurs moyennes pour l'ensemble des paramètres, qu'elles proviennent de l'ensemble des laboratoires ou des laboratoires "CIPEL" uniquement, sont très proches,
- hormis quelques cas, notamment ceux où un ou plusieurs laboratoires ont été écartés, la h-value moyenne se situe entre 0.6 et 0.8 (moins d'un écart-type de dispersion), ce qui peut être considéré comme bon.

Chlorure :

- dans 3 cas sur 4, l'écart-type se situe entre 0.3 et 0.5 mg/l et représente (sur les 4 échantillons) 6% au maximum,
- les résultats aberrants (2) proviennent d'analyses effectuées avec des techniques différentes : la chromatographie ionique et le titrage potentiométrique au nitrate d'argent.

Carbone organique :

- l'écart-type est inférieur à 0.4 mg C/l,
- tous les résultats aberrants proviennent de 2 laboratoires qui ne travaillent pas dans cette gamme de concentrations (un laboratoire analyse des eaux usées et l'autre est un laboratoire privé "industriel").

Ammonium :

- les écarts-types se situent entre 2 et 10 µg N/l, mis à part un cas où la teneur d'ammonium dans l'échantillon était trop élevée (proche de 0.5 mg N/l),
- un des deux résultats aberrants provient d'un laboratoire qui a utilisé la chromatographie ionique pour ce dosage. Cette technique ne semble pas appropriée. Pour les 2 échantillons "lac", ce laboratoire s'est situé en dessous de ses seuils de détection.

Nitrate :

- mis à part un échantillon dont la teneur en nitrate était inférieure à 1 mg N/l, les écarts-type se situent entre 2 et 6 %, soit entre 30 et 150 µg N/l,
- le résultat aberrant provient d'une analyse spectrophotométrique (méthode au salicylate), mais c'est un résultat isolé et il ne semble pas adéquat de mettre en cause la méthode analytique (la grande majorité des analyses est effectuée avec la chromatographie ionique).

Azote total :

- vu le petit nombre de laboratoires "CIPEL" effectuant cette analyse, seul l'ensemble des laboratoires est considéré ici,
- les écarts-types varient entre 0.1 et 0.3 mg N/l, soit environ entre 5 et 10 %, la dispersion la plus forte est rencontrée dans l'échantillon dont la teneur est inférieure au mg/l,
- c'est un des rares paramètres où la dispersion des résultats dépend très sensiblement de la teneur de l'échantillon : les écarts-types pour les échantillons "lac" se situent entre 8 et 12 %, alors qu'ils sont inférieurs à 6 % pour l'échantillon "rivière" (c'est encore plus visible dans l'intervalle de confiance à 95 %).

Orthophosphate :

- les valeurs sont proches des limites de quantification,
- l'écart-type pour les valeurs inférieures à 50 µg P/l semble se situer autour des 4 µg P/l. Cela représente une incertitude relativement importante (en pourcentage) lorsque l'on mesure des teneurs en phosphate inférieures à 10 µg P/l.

Phosphore total :

- les résultats sont semblables à ceux de l'orthophosphate, légèrement meilleurs même (l'analyse comporte une étape de digestion supplémentaire, mais les teneurs sont plus élevées).

2.2 Conclusions

Les résultats de ces essais peuvent être considérés comme bons, compte tenu également du fait qu'un certain nombre de laboratoires participent à ceux-ci en tant que "défis" car ils n'effectuent pas ce type d'analyses en routine.

Il ne semble pas, mis à part l'azote total, qu'il y ait une grande influence de la concentration (différence lac/rivière) au niveau de la dispersion des résultats. Il est ainsi difficile d'expliquer la meilleure (bien que ce ne soit pas très net) dispersion des résultats phosphore total par rapport à l'orthophosphate. Des écarts-types de l'ordre de 4 µg P/l (un peu plus pour l'ammonium) ne peuvent pas, dans ce type d'essais interlaboratoires, être considérés comme mauvais, mais ils sont du même ordre de grandeur que la teneur des échantillons. Il semble cependant difficile de faire mieux avec les techniques analytiques actuelles.

Il semblerait que la dispersion des résultats des laboratoires CIPEL soit inférieure à celle de l'ensemble des laboratoires, mais les valeurs moyennes sont comparables.

3. PHYTOSANITAIRES

3.1 Résultats (tableaux 6 et 7)

Cet essai a été préparé par Jiri ONDRUS du Service de la protection de l'environnement du canton de Neuchâtel. Trois échantillons ont été préparés : une eau minérale avec un dopage basse et haute valeur (respectivement notés L et H), ainsi qu'un échantillon "rivière" (R). Le tableau 6 présente les résultats d'ensemble, et le tableau 7 le détail par paramètre.

Si le nombre de rejets statistiques semble relativement important (environ 10 %), 75 % des cas (12 sur 16) sont le fait d'un seul laboratoire. Une distribution de fréquence approximative des écarts-types fait apparaître que 11 fois (45 %) l'écart-type est inférieur à ou proche de 10 %, 7 fois (30 %) entre 10 et 20 %, et enfin 6 fois (25 %) supérieur à 20 %. Il est à remarquer que sur ces 6 derniers cas, 4 correspondent à ce que l'on pourrait appeler un "classique" : l'atrazine et un métabolite, l'atrazine-déséthyle.

3.2 Conclusions

L'essai est satisfaisant. Il n'est pas possible d'établir une distinction entre dispersion des résultats sur des échantillons "réels" (rivière) et des matrices plus simples (eaux minérales dopées). A quelques exceptions près, la dispersion est moins grande sur les résultats supérieurs à 100 ng/l.

Dès 2001, un nouveau système est mis en place : il y aura deux échantillons, l'un "de suivi" (les paramètres recherchés sont fixes), et un deuxième où les phytosanitaires à rechercher peuvent varier.

4. STATIONS D'ÉPURATION

Il est difficile de mettre sur pied un essai interlaboratoires portant sur des eaux de stations d'épuration. Outre les problèmes d'homogénéité des échantillons, l'instabilité de ceux-ci rend difficile l'acheminement aux différents laboratoires. Cependant, deux intercalibrations, de nature très différente, ont pu être organisées.

4.1 Résultats : échantillons "réels" (tableau 8)

Cet essai est organisé par M. BÜRGY du laboratoire de Protection des eaux et du sol du canton de Berne (GBL), dans le cadre de la procédure d'autocontrôle des stations d'épuration. Plus de 100 laboratoires y ont participé, la majeure partie étant des stations d'épuration. Dix laboratoires de protection des eaux cantonaux, dont les 3 laboratoires des cantons membres de la CIPEL, ont pris également part à cet exercice. La matrice est un effluent de station d'épuration. Un échantillon provient d'une installation qui nitrifie et l'autre échantillon d'une installation sans nitrification.

L'ensemble du traitement est disponible auprès de M. BÜRGY [4]. Au vu de la nature hétéroclite des laboratoires, seuls les résultats des laboratoires "CIPEL" et ceux du GBL (qui fait office de référence pour ce test et qui analyse 6 échantillons de chaque type pour s'assurer de l'homogénéité) sont représentés sur le tableau 8. Les résultats peuvent être qualifiés de bons, notamment pour le phosphore. Un laboratoire présente des résultats légèrement supérieurs en ammonium et nitrate, alors qu'un autre sous-évalue un peu la DCO.

4.2 Résultats : échantillons "synthétiques" (tableau 9)

Bernard DUPERRON [5], du Laboratoire Santé-Environnement-Hygiène de Lyon, a organisé cette intercalibration à laquelle ont participé un plus grand nombre de laboratoires que ceux indiqués dans ce tableau (seuls les résultats du groupe de travail "CIPEL" sont présentés). Les échantillons sont synthétiques, c'est-à-dire des échantillons d'eau pure dopés avec les diverses substances. Il a présenté un traitement avec les 6 laboratoires du groupe de travail "Méthodologie" ayant participé (il n'est pas possible de déterminer s'il s'agit de laboratoires "CIPEL" à proprement parler ou de membres invités). Globalement satisfaisants, quelques résultats sont nettement en dehors des tolérances :

- deux laboratoires mesurent une DBO_5 manifestement trop faible. S'agissant d'échantillons synthétiques, il faut vérifier qu'il y ait suffisamment de sels minéraux et que l'échantillon ait été ensemencé des microorganismes nécessaires à la dégradation de la matière organique,
- un laboratoire reporte une valeur de nitrate excessivement faible (éventuellement problème de dilution),
- une valeur de NTK est trop basse (problème de minéralisation ?).

4.3 Conclusions

Les interlaboratoires du type STEP sont satisfaisants, mais il subsiste encore quelques problèmes ponctuels. La quantification de rejets des STEP étant très importante, il faut continuer ces intercalibrations, malgré les problèmes pratiques posés par ce type d'échantillons. Entre les échantillons synthétiques, plus faciles d'emploi mais qui ne correspondent pas totalement à une réalité, et les échantillons de STEP, trop instables, peut-être qu'une voie possible pourrait être l'emploi d'échantillons réels avec dopage et le calcul de taux de recouvrement.

5. EAUX INDUSTRIELLES

5.1 Résultats (tableaux 10 et 11)

Cet essai a été préparé par Michel WOHLERS du CRIDEC à Eclépens (Vaud). La matrice consistait en eaux de rejets de cette entreprise, avec ou sans dopage selon les paramètres.

Le tableau 10 présente une vue générale de l'essai, alors que le tableau 11 présente le détail pour les analyses de métaux.

Les résultats de l'essai sont mitigés : les écarts-types sur l'analyse des métaux, de la DCO, de l'ammonium et du phosphore semblent corrects, mais sur les autres paramètres ils sont un peu trop élevés. Par exemple, la moyenne pour l'analyse des hydrocarbures totaux est très légèrement supérieure à la limite fixée par l'Ordonnance fédérale suisse sur la protection des eaux (20 mg/l). Or l'écart-type est de 7 mg/l, soit plus de 30 %. En ce qui concerne les métaux, mis à part l'étain, les écarts-types sont de l'ordre de 10 %, et il ne semble pas y avoir une influence déterminante entre métaux dissous et métaux totaux (mais l'échantillon était acidifié à pH 2).

5.2 Conclusions

Il conviendra de répéter cette calibration interlaboratoires, en portant un soin particulier à l'homogénéité des échantillons. Peut-être convient-il pour ce type de matrices de traiter moins de paramètres et de fournir par exemple 3 échantillons par laboratoire. Les résultats sur les métaux et quelques éléments majeurs sont néanmoins satisfaisants.

6. CONCLUSIONS GÉNÉRALES

Le regroupement du traitement statistiques des essais interlaboratoires effectués durant l'année 2000 permet de qualifier ceux-ci comme bons, voire même très bons. La dispersion des résultats correspond à ce que l'on peut attendre d'essais où les méthodes analytiques ne sont pas normalisées, et le nombre de résultats écartés par le test de Dixon est faible. Cependant, l'essai portant sur des eaux de rejets industriels a présenté quelques difficultés au niveau des hydrocarbures totaux, il sera répété en 2001. Pour les essais que l'on peut définir comme "usuels" ou de "routine", à savoir l'analyse des éléments majeurs dans des eaux superficielles et l'analyse de produits phytosanitaires, ils seront poursuivis en 2001. La modalité de ce dernier essai changera un petit peu : il y aura toujours 2 échantillons, mais la composition du premier sera constante au cours des essais, permettant ainsi un contrôle de qualité et un suivi des performances. La composition du deuxième échantillon sera variable et fixée en fonction des besoins et/ou problèmes spécifiques des laboratoires. Le groupe "Méthodologie" espère également pouvoir continuer à participer à des interlaboratoires organisés en dehors de sa structure, comme par exemple les essais portant sur des eaux de type STEP organisés par le canton de Berne et le laboratoire Santé-Environnement-Hygiène de Lyon.

Tableau 2 - Eléments majeurs dans les échantillons de lac et rivière – Résumé

	Nombre de laboratoires		Paramètres	Analyses	Aberrants				h-value moyen	
					Dixon		3 * s			
	N				N	%	N	%	Moyenne	Ec.-Type
Rivière										
03.05.2000	23	tous	tous	377	23 (4)	6.1	10 (1)	2.7	0.76	0.22
03.05.2000	23	tous	CNP	148	9 (1)	6.0	4 (0)	2.7	0.76	0.30
03.05.2000	5	CIPEL	CNP	34					0.80	0.05
15.11.2000	18	tous	tous	295	13 (5)	4.4	3 (0)	1.0	0.76	0.23
15.11.2000	18	tous	CNP	118	2 (1)	1.7	1 (0)	0.8	0.74	0.26
15.11.2000	6	CIPEL	CNP	40	1	2.5			0.76	0.15
Lac										
03.05.2000	23	tous	tous	343	12 (2)	3.5	8 (0)	2.3	0.80	0.24
03.05.2000	23	tous	CNP	129	2 (0)	1.6	1 (0)	0.8	0.78	0.36
03.05.2000	5	CIPEL	CNP	29					0.82	0.27
15.11.2000	18	tous	tous	267	12 (8)	4.5	2 (1)	0.7	0.79	0.22
15.11.2000	18	tous	CNP	99	2 (1)	2.0	2 (1)	2.0	0.81	0.26
15.11.2000	6	CIPEL	CNP	36	1	2.8			0.85	0.32

Tableau 3 - Eléments majeurs dans les échantillons de lac et rivière - Détail par paramètre
Laboratoires "CIPEL"

Paramètres	Rivière - Lac	Date	Nbr. Laboratoires	Aberrants		Moyenne	Ecart-Type		h-value moyen	Confiance 95%			
				Dixon	3*s	mg/l	mg/l	%		min	max	Δ	Δ (%)
Cl	L	03.05.2000	5			7.57	0.42	5.5	0.83	7.05	8.09	1.04	14
		15.11.2000	6	1		10.06	0.29	2.9	0.82	9.69	10.42	0.73	7.3
	R	03.05.2000	5			15.09	0.90	6.0	0.77	13.98	16.20	2.22	15
		15.11.2000	6			7.13	0.34	4.8	0.64	6.78	7.49	0.71	10
COT	L	03.05.2000	4			0.91	0.05	5.5	0.86	0.82	0.99	0.17	19
		15.11.2000	5			2.34	0.23	9.8	0.85	1.96	2.52	0.56	24
	R	03.05.2000	4			2.02	0.12	5.9	0.86	1.82	2.22	0.4	20
		15.11.2000	5			1.88	0.36	19	0.75	1.43	2.45	1.02	54
COD	R	03.05.2000	2			1.80	0.12	6.7	0.71	0.71	2.88	2.17	121
		15.11.2000	2			1.80	0.07	3.9	0.71	1.21	2.39	1.18	66
N-NH4	L	03.05.2000	5			0.026	0.004	15	0.82	0.021	0.032	0.011	42
		15.11.2000	6			0.009	0.003	33	0.78	0.005	0.012	0.007	78
	R	03.05.2000	5			0.515	0.040	7.8	0.75	0.465	0.564	0.099	19
		15.11.2000	6			0.063	0.008	13	0.73	0.055	0.071	0.016	25
N-NO3	L	03.05.2000	5			0.53	0.03	5.7	0.86	0.49	0.57	0.08	15
		15.11.2000	5			1.03	0.04	3.9	0.80	0.98	1.08	0.1	9.7
	R	03.05.2000	5			4.37	0.10	2.3	0.84	4.24	4.49	0.25	5.7
		15.11.2000	5	1		2.16	0.04	1.9	0.87	2.10	2.23	0.13	6.0
N-Ntot	L	03.05.2000	3	1		0.67	0	0.0	0.00	0.67	0.67	0	0.0
		15.11.2000	4			1.35	0.13	9.6	0.78	1.14	1.55	0.41	30
	R	03.05.2000	3			5.44	0.68	13	0.73	3.75	7.12	3.37	62
		15.11.2000	4			2.47	0.10	4.0	0.85	2.31	2.63	0.32	13
P-PO4	L	03.05.2000	5			0.026	0.003	11.5	0.66	0.022	0.030	0.008	31
		15.11.2000	4			0.004	0.003	75	0.72	-0.001	0.01	0.011	275
	R	03.05.2000	5			0.068	0.007	10	0.81	0.060	0.076	0.016	24
		15.11.2000	6			0.035	0.004	11	0.72	0.030	0.040	0.010	29
P-Ptot	L	03.05.2000	5			0.035	0.003	8.6	0.82	0.031	0.038	0.007	20
		15.11.2000	6			0.009	0.001	11	0.80	0.008	0.011	0.003	33
	R	03.05.2000	5			0.084	0.006	7.1	0.82	0.077	0.091	0.014	17
		15.11.2000	6			0.043	0.006	14	0.80	0.037	0.049	0.012	28

Tableau 4 - Eléments majeurs dans les échantillons de lac et rivière - Détail par paramètre
Tous les laboratoires

Paramètres	Rivière - Lac	Date	Nbr. laboratoires	ABERRANTS		Moyenne	Ecart-Type		h-value moyen	Confiance 95%			
				Dixon	3*s	mg/l	mg/l	%		min	max	Δ	Δ (%)
Cl	L	03.05.2000	22			7.51	0.29	3.9	0.76	7.38	7.63	0.25	3.3
		15.11.2000	18	1	1	10.14	0.48	4.7	0.77	9.90	10.39	0.49	4.8
	R	03.05.2000	22	1		15.11	0.52	3.4	0.75	14.87	15.34	0.47	3.1
		15.11.2000	18			7.09	0.38	5.4	0.69	6.90	7.28	0.38	5.4
COT	L	03.05.2000	19	2	1	0.91	0.11	12	0.84	0.86	0.97	0.11	12
		15.11.2000	16	1	1	2.10	0.23	11	0.74	1.97	2.23	0.26	12
	R	03.05.2000	18	2	1	2.02	0.17	8.4	0.86	1.92	2.11	0.19	9.4
		15.11.2000	15	1	1	1.77	0.29	16	0.68	1.60	1.94	0.34	19
COD	R	03.05.2000	15	1	1	2.03	0.37	18	0.74	1.81	2.25	0.44	22
		15.11.2000	11			1.60	0.17	11	0.82	1.48	1.72	0.24	15
N-NH4	L	03.05.2000	18			0.028	0.007	25	0.79	0.025	0.031	0.006	21
		15.11.2000	14			0.009	0.002	22	0.75	0.008	0.010	0.002	22
	R	03.05.2000	22	2	1	0.525	0.052	9.9	0.72	0.501	0.549	0.048	9.1
		15.11.2000	16			0.065	0.011	17	0.66	0.059	0.071	0.012	18
N-NO3	L	03.05.2000	22			0.52	0.08	15	0.67	0.49	0.56	0.07	13
		15.11.2000	17			1.04	0.04	3.8	0.77	1.02	1.07	0.05	4.8
	R	03.05.2000	22			4.44	0.15	3.4	0.78	4.37	4.51	0.14	3.2
		15.11.2000	17	1		2.16	0.07	3.2	0.75	2.12	2.33	0.21	9.7
N-Ntot	L	03.05.2000	11			0.70	0.09	13	0.75	0.65	0.76	0.11	16
		15.11.2000	9			1.36	0.11	8.1	0.83	1.27	1.45	0.18	13
	R	03.05.2000	12	1		5.21	0.26	5.0	0.82	5.03	5.38	0.35	7
		15.11.2000	9			2.52	0.14	5.6	0.75	2.41	2.62	0.21	8
P-PO4	L	03.05.2000	20			0.023	0.007	30	0.68	0.020	0.026	0.006	26
		15.11.2000	11			0.004	0.002	50	0.76	0.002	0.006	0.004	100
	R	03.05.2000	21	1		0.069	0.014	20	0.66	0.062	0.076	0.014	20
		15.11.2000	17			0.034	0.004	12	0.81	0.032	0.037	0.005	15
P-Ptot	L	03.05.2000	17			0.033	0.004	12	0.75	0.031	0.036	0.005	15
		15.11.2000	14			0.012	0.004	33	0.81	0.010	0.014	0.004	33
	R	03.05.2000	17	1	1	0.089	0.012	13	0.72	0.083	0.095	0.012	13
		15.11.2000	15			0.044	0.004	9.1	0.80	0.042	0.047	0.005	11

Tableau 5 - Eléments majeurs dans les échantillons de lac et rivière
Détail par paramètre
Comparaison laboratoires CIPEL / tous les laboratoires

			CIPEL			Tous les laboratoires		
Paramètres	Rivière - Lac	Date	Moyenne	Ecart-Type	h-value moyen	Moyenne	Ecat-Type	h-value moyen
			mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	
Cl	L	03.05.2000	7.57	0.42	0.83	7.51	0.29	0.76
		15.11.2000	10.1	0.29	0.82	10.14	0.48	0.77
	R	03.05.2000	15.1	0.90	0.77	15.11	0.52	0.75
		15.11.2000	7.13	0.34	0.64	7.09	0.38	0.69
COT	L	03.05.2000	0.91	0.05	0.86	0.91	0.11	0.84
		15.11.2000	2.34	0.23	0.85	2.10	0.23	0.74
	R	03.05.2000	2.25	1.00	0.74	2.02	0.17	0.86
		15.11.2000	1.88	0.36	0.75	1.77	0.29	0.68
COD	R	03.05.2000	1.80	0.12	0.71	2.03	0.37	0.74
		15.11.2000	1.80	0.07	0.71	1.60	0.17	0.82
N-NH4	L	03.05.2000	0.026	0.004	0.82	0.028	0.007	0.79
		15.11.2000	0.009	0.003	0.78	0.009	0.002	0.75
	R	03.05.2000	0.515	0.040	0.75	0.525	0.052	0.72
		15.11.2000	0.063	0.008	0.73	0.065	0.011	0.66
N-NO3	L	03.05.2000	0.53	0.03	0.86	0.52	0.08	0.67
		15.11.2000	1.03	0.04	0.80	1.04	0.04	0.77
	R	03.05.2000	4.37	0.10	0.84	4.44	0.15	0.78
		15.11.2000	2.16	0.04	0.87	2.16	0.07	0.75
N-Ntot	L	03.05.2000	0.67	0	0.00	0.70	0.09	0.75
		15.11.2000	1.35	0.13	0.78	1.36	0.11	0.83
	R	03.05.2000	5.44	0.68	0.73	5.21	0.26	0.82
		15.11.2000	2.47	0.10	0.85	2.52	0.14	0.75
P-PO4	L	03.05.2000	0.026	0.003	0.66	0.023	0.007	0.68
		15.11.2000	0.004	0.003	0.72	0.004	0.002	0.76
	R	03.05.2000	0.068	0.007	0.81	0.069	0.014	0.66
		15.11.2000	0.035	0.004	0.72	0.034	0.004	0.81
P-Ptot	L	03.05.2000	0.035	0.003	0.82	0.033	0.004	0.75
		15.11.2000	0.009	0.001	0.80	0.012	0.004	0.81
	R	03.05.2000	0.084	0.006	0.82	0.089	0.012	0.72
		15.11.2000	0.043	0.006	0.80	0.044	0.004	0.80

Tableau 6 - Phytosanitaires - Résultats globaux

	Nbr. Laboratoires	Analyses	Niveau	Aberrants				h-value moyen	
				Dixon		3 * s			
			ng/l	N	%	N	%	Moyenne	Ec.-Type
eau minérale + dopage "bas" (L)	10	66	25-50	6	9.1			0.87	0.40
eau minérale + dopage "haut" (H)	10	68	100-150	6	8.8			0.81	0.25
rivière (R)	8	41	25-250	4	10.0			0.75	0.25
ensemble	10	175		16	9.0			0.81	0.23

Tableau 7 - Phytosanitaires - Détail paramètres

Paramètres	Matrice	Nbr. laboratoires	Aberrants		Moyenne	Ecart-Type		h-value moyen	Confiance 95%			
			Dixon	3*s								
					ng/l	ng/l	%		min	max	Δ	Δ (%)
Atrazine	L	10	1		33	4	12	0.75	30	35	5	15
	H	10	2		142	4	2.8	0.77	139	146	7	4.9
	R	8			70	31	44	0.77	44	96	52	74
Atrazine-déséthyle	L	9	1		47	8	17	0.75	41	54	13	28
	H	9			112	34	30	0.81	86	138	52	46
	R	7			101	30	30	0.80	74	129	55	54
Chlorbromuron	L	5			27	6	22	0.72	20	34	14	52
	H	5			125	13	10	0.67	108	141	33	26
	R	non détecté (< 20), 1 laboratoire a reporté 12 ng/l										
DEET	L	7			50	14	28	0.73	37	64	27	54
	H	7	1		155	14	9.0	0.78	140	169	29	19
	R	6	1		226	21	9.3	0.81	200	252	52	23
Dimefuron	L	5			36	2	5.6	0.80	34	38	4	11
	H	5			107	18	17	0.79	85	129	44	41
	R	non détecté, 3 laboratoires < 20, 1 lab. < 50, 1 lab. 24 ng/l										
Ethofumesate	L	6	2		39	2	5.1	0.83	36	41	5	13
	H	7	1		110	9	8.2	0.75	101	120	19	17
	R											
Isoproturon	L	5			49	10	20	0.73	37	61	24	49
	H	5			139	17	12	0.73	118	160	42	30
	R	4			69	16	23	0.74	43	95	52	75
Simazine	L	10	1		37	3	8.1	0.81	34	39	5	14
	H	10	1		128	9	7.0	0.81	121	135	14	11
	R	8	1		32	6	19	0.80	27	37	10	31
Terbuthylazine	L	9	1		27	5	19	0.65	23	31	8	30
	H	10	1		126	9	7.1	0.71	119	132	13	10
	R	8	2		30	1	3.3	0.53	29	31	2	6.7

Tableau 8 - Stations d'épuration - échantillon "réel"

Laboratoires		Labo. de référence		1	2	3
Paramètres	Echantillon	Moyenne	Ecart-Type	Résultats		
		mg/l		mg/l		
Ammonium	A	8.5	0.7	9.1	8.6	8.8
	B	< 0.5		0.01		0.11
Nitrate	A	5.4	0.2	5.9		5.4
	B	12.7	0.1	14.6		12.9
Nitrite	A	0.83	0.01	0.84	0.87	
	B	< 0.1		0.04	0.02	
Azote total	A	17.0	0.4		15.3	15.1
	B	16.1	0.1		14.9	13.9
Phosphore total	A	0.31	0.03	0.33	0.27	0.30
	B	0.65	0.02	0.63	0.60	0.61
Demande chimique en oxygène	A	24	2	26	< 20	30
	B	18	1	23	< 20	22
Matières en suspension	A	5	1	4	3	4
	B	6.0	0.7	5	4.7	5.2
Carbone organique dissous	A	6.9	0.2	8	7.3	7.9
	B	5.0	0.1	5	5.6	4.2

Tableau 9 - Stations d'épuration - échantillon "synthétique"

Laboratoires			1	2	3	4	5	6
DCO (A) mg O_2/l	moyenne	119.6	116				122.5	126
	écart-type	8.58						
	cv	7.17%						
DCO (B) mg O_2/l	moyenne	36.8	29				30.3	37
	écart-type	7.91						
	cv	21.5%						
DBO_5 mg O_2/l	moyenne	79.2			9	2.2	63.5	
	écart-type	13.2						
	cv	16.7%						
Ptot mg P/l	moyenne	1.5	1.55	2.08	1.54	1.89	1.45	1.5
	écart-type	0.15						
	cv	10.0%						
PO_4 mg PO_4/l	moyenne	4.7		6.1	4.87	5.66	4.86	5.6
	écart-type	0.5						
	cv	10.6%						
NO_3 mg NO_3/l	moyenne	9.8	9.8	10	0.4	9.7	8	9.83
	écart-type	1.04						
	cv	10.6%						
NH_4 mg NH_4/l	moyenne	12.3	12.9	18.8	12.5	12.3	12	12.1
	écart-type	1.17						
	cv	9.51%						
NTK mg N/l	moyenne	16.5			18.7		12.1	17.1
	écart-type	1.98						
	cv	12.0%						
MES mg/500 ml	moyenne	57.7	57.3	56.0	55.2	49.4	57.7	55.2
	écart-type	3.41						
	cv	5.91%						

Tableau 10 - Eaux industrielles - Résultats globaux

Paramètres	Nbr. laboratoires	Analyses	Moyenne	Ecart-Type	Aberrants				h-value moyen	
					Dixon		3 * s			
			mg/l		N	%	N	%	Moyenne	Ec.-Type
DCO	10	10	1'693	186	1	10.0			0.89	0.33
Carbone org. dissous Carbone org. total	12	23	357 406	119 113	1	4.3			0.71	0.64
Ammonium	12	12	155	8	1	8.3			0.76	0.60
Phosphore total	13	13	3.35	0.17	1	7.7	1	7.7	0.74	0.63
Hydroc. totaux	14	14	22	7					0.81	0.54
Matières en suspension	12	12	93	23						
Métaux dissous	11	77			2	2.6			0.76	0.24
Métaux bruts	13	86			5	5.8			0.85	0.44

Tableau 11 - Eaux industrielles - Détails métaux

Paramètres	dissous / total	Nbr. laboratoires	Aberrants		Moyenne	Ecart-Type		h-value moyen	Confiance 95%			
			Dixon	3*s	mg/l	mg/l	%		min	max	Δ	Δ (%)
Cd	D	10			0.17	0.02	12	0.75	0.15	0.18	0.03	17.6
	T	11			0.17	0.04	24	0.76	0.14	0.19	0.05	29.4
Co	D	9			0.62	0.04	6.5	0.79	0.59	0.65	0.06	9.7
	T	9	2		0.60	0.02	3.3	0.75	0.58	0.62	0.04	6.7
Cr	D	10			0.46	0.05	11	0.71	0.42	0.49	0.07	15.2
	T	11			0.46	0.05	11	0.78	0.42	0.49	0.07	15.2
Cu	D	11	1		1.19	0.12	10	0.72	1.11	1.28	0.17	14.3
	T	13			1.32	0.20	15	0.76	1.20	1.45	0.25	18.9
Ni	D	10			0.97	0.10	10	0.80	0.90	1.04	0.14	14.4
	T	11			0.98	0.08	8.2	0.87	0.92	1.03	0.11	11.2
Pb	D	10			0.89	0.08	9.0	0.74	0.83	0.95	0.12	13.5
	T	11	2		0.90	0.09	10	0.79	0.83	0.97	0.14	15.6
Sn	D	7			0.57	0.28	49	0.83	0.31	0.82	0.51	89.5
	T	8			0.64	0.30	47	0.74	0.39	0.89	0.50	78.1
Zn	D	10	1		2.04	0.20	9.8	0.80	1.89	2.20	0.31	15.2
	T	12	1		2.18	0.24	11	0.84	2.02	2.33	0.31	14.2

Abréviations :

COD : carbone organique dissous
COT : carbone organique total
DCO : demande chimique en oxygène
DBO_5 : demande biochimique en oxygène
NH_4 : ammonium
NO_2 : nitrite
NO_3 : nitrate
NTK : azote Kjeldahl
PO_4 : orthophosphate
Cl : chlorure
MES : matières en suspension

Cd : cadmium
Co : cobalt
Cr : chrome
Cu : cuivre
Ni : nickel
Pb : plomb
Sn : étain
Zn : zinc

RÉFÉRENCES

[1] TAYLOR, J.K (1987) : Quality assurance of chemical measurements. Lewis Publishers, inc., ISBN 0-87371-097-5, p. 35

[2] Collectif (2000) : Selection, use and interpretation of proficiency testing scheme by laboratories, Eurachem guide, p. 18

[3] FEINBERG, M. (1996) : La validation des méthodes d'analyse. Masson Ed. (Paris), ISBN 2-225-85300-2, p. 57

[4] Laboratoire de protection des eaux et des sols, Schermenweg 11, CH-3014 BERNE

[5] Laboratoire Santé-Environnement-Hygiène, 321, av. Jean-Jaurès, FR-69632 LYON Cedex 7.