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 1999

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1999, 2000

Editeur :

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

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

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

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

E-mail : cipel@cipel.org

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

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

SOMMAIRE

FICHE SIGNALÉTIQUE DU LÉMAN ET DE SON BASSIN VERSANT 7

SYNTHÈSE 1999 11

CONCLUSIONS GÉNÉRALES 13

RAPPORTS SUR LES ÉTUDES ET RECHERCHES ENTREPRISES DANS LE BASSIN LÉMANIQUE

1. MÉTÉOROLOGIE 21

1. Introduction 21
2. Température de l'air 22
3. Pluviométrie 22
4. Insolation 25
5. Rayonnement 27
6. Vent 27
7. Conclusions 32

2. ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN 33

1. Méthodes 33
2 Régime thermique et influence sur la stratification ou le mélange des eaux 35
3. Evolution saisonnière dans les couches superficielles 38
   3.1 Reprise de l'activité photosynthétique au printemps 38
   3.2 Reste de l'année 41
4. Evolution saisonnière dans les couches profondes 43
5. Evolution interannuelle des principaux paramètres 46
   5.1 Oxygène dissous 46
   5.2 Phosphore dissous et phosphore total 47
   5.3 La transparence 49
   5.4 Azote nitrique et azote total 49
   5.5 Chlorure 50
6. Métaux et micropolluants organiques 51
   6.1 Métaux 51
   6.2 Pesticides (phytosanitaires) 51
   6.3 NTA - EDTA 51
7. Conclusions 54
- Bibliographie 55
- Annexes 56

3. ÉVOLUTION DE LA PRODUCTION PHYTOPLANCTONIQUE DANS LE LÉMAN 59

1. Introduction 59
2. Méthodes 60
3. Résultats 60
   3.1 Répartitions verticales 60
   3.2 Variations saisonnières 63
   3.3 Production annuelle 65
4. Conclusions 66
- Bibliographie 66

4. ÉVOLUTION DU PHYTOPLANCTON DU LÉMAN 67

1. Introduction 67
2. Méthodes 67
3. Résultats 68
   3.1 Biomasse 68
   3.2 Richesse spécifique du phytoplancton 71
4. Discussion 76
5. Conclusions 76
- Bibliographie 77

5. ÉVOLUTION DU ZOOPLANCTON DU LÉMAN 79

1. Introduction 79
2. Méthodologie 79
3. Remarques 80
4. Biovolume sédimenté 80
   4.1 Variations saisonnières 80
   4.2 Evolution à long terme 81
   4.3 Relation phosphore total - zooplancton 81
5. Composition de la biocénose rotatorienne 82
6. Etat du Léman déterminé par les rotifères 85
7. Composition de la biocénose crustacéenne 86
   7.1 Entomostracés 86
   7.2 Abondance et cycle annuel des entomostracés 86
   7.3 Autres groupes planctoniques 89
8. Conclusions 90

6. SÉGRÉGATION SPATIALE ET MIGRATION VERTICALE DU ZOOPLANCTON CRUSTACÉEN DANS LE LÉMAN 91

1. Introduction 91
2. Méthodologie 92
   2.1 Le site et les conditions d'échantillonnage 92
3. Résultats 93
   3.1 Campagne du 01.03.1999 94
   3.2 Campagne du 25.05.1999 94
   3.3 Campagne de 24 h : 30.06.1999 - 01.07.1999 97
4. Influence de l'éclipse solaire du 11 août sur la migration de quelques crustacés planctoniques 106
   4.1 Matériel et méthodes 106
   4.2 Résultats 106
5. Conclusions 110
- Bibligraphie 111

7. LE BACTÉRIOPLANCTON DU LÉMAN 113

1. Introduction 113
2. Méthodes 114
3. Résultats 114
   3.1 Distribution verticale des bactéries 114
   3.2 Evolutions saisonnières des nutriments organiques 114
   3.3 Evolutions saisonnières des bactéries 115
   3.4 Valeurs intégrées des descripteurs sur la hauteur de la colonne d'eau 120
4. Conclusions 127
- Bibliographie 128

8. ÉVOLUTION DE L'ÉTAT TROPHIQUE DU PETIT LAC ENTRE 1994 ET 1999 INDIQUÉE PAR LES COMMUNAUTÉS DE VERS ET DE CHIRONOMIDES 129

1. Introduction 129
2. Stations et méthodes 129
3. Résultats et discussion 131
4. Conclusions 133
- Bibliographie 133

9. RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES ET DES GARDONS DU LÉMAN, EN MILIEU PÉLAGIQUE 135

1. Introduction 135
2. Méthodologie 136
3. Résultats 137
4. Conclusions 140
- Bibliographie 140

10. BILAN DES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE 141

1. Généralités 142
2. Débits des affluents principaux et de l'émissaire 144
3. Apports annuels et composition de l'eau des affluents 145
   - 3.1 Phosphore 145
   - 3.2 Azote minéral et organique 148
   - 3.3 Chlorure 150
   - 3.4 Carbone organique 151
4. Etude des affluents secondaires 151
   - 4.1 Phosphore dissous et phosphore total 152
   - 4.2 Azote minéral total 152
   - 4.3 Chlorure 152
5. Bassin versant du Rhône de Genève à Chancy 153
6. Conclusions 155
   - 6.1 Bassin versant du Léman 155
   - 6.2 Bassin versant du Rhône aval jusqu'à Chancy 155
- Bibliographie 155
- Tableaux récapitulatifs 156

RAPPORT TECHNIQUE

11. CONTRÔLE DES STATIONS D'ÉPURATION 161

1. Introduction 162
2. Nombre de STEP, capacité et populations raccordées 162
3. Contrôles 163
4. Bilan des flux et rendements d'épuration 165
   - 4.1 Débits 165
   - 4.2 Demande biochimique en oxygène (DBO_5) 169
   - 4.2 Phosphore total et phosphore dissous ($P\text{-}PO_4$) 172
5. Conclusions 176
- Bibliographie 177
- Annexes 178

- **LISTE DES AUTEURS** 183

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1999, **2000**, 7-9.

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 (1930-1998) * :	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 à l'exutoire (à Genève) (1935-1998) * :	250 m^3/s		
dont : .		maxi (1995) :	327 m^3/s
.		mini (1976) :	166 m^3/s
Temps de séjour théorique des eaux (volume/débit moyen) :	11.4 ans		
Longueur de son axe :	72.3 km		
Profondeur maximale :	309.7 m		
Profondeur moyenne :	152.7 m		
Longueur des rives * * :	200.2 km		
dont : .		France :	58.0 km
.		Suisse :	142.2 km
		- Vaud :	102.0 km
		- Valais :	7.6 km
		- Genève :	32.6 km

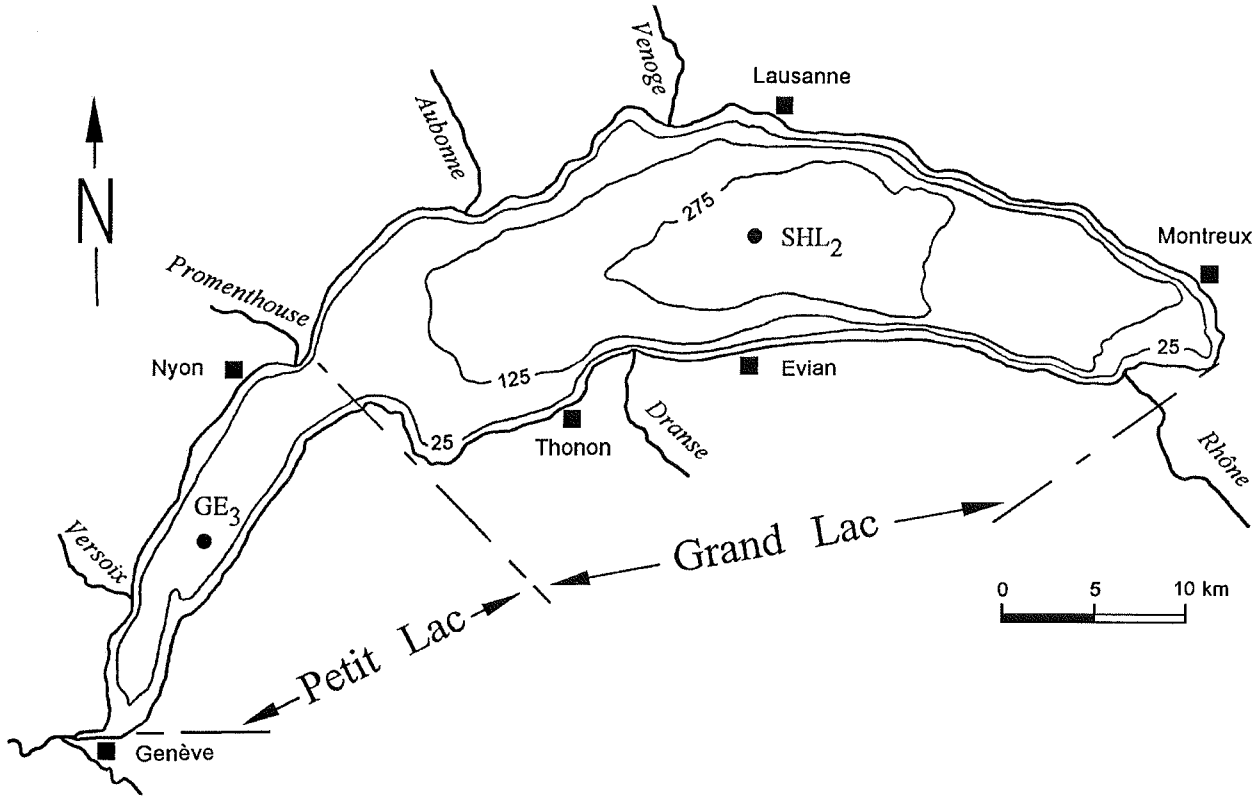
Caractéristiques morphométriques du Grand Lac et du Petit Lac

	Léman	Grand Lac	Petit Lac
Surface du plan d'eau (km^2/%)	580.1 / 100	498.90 / 86	81.20 / 14
Surface de la zone 0-12 m (km^2/%)	43.7 / 100	24.47 / 56	19.23 / 44
Volume (km^3/%)	89 / 100	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

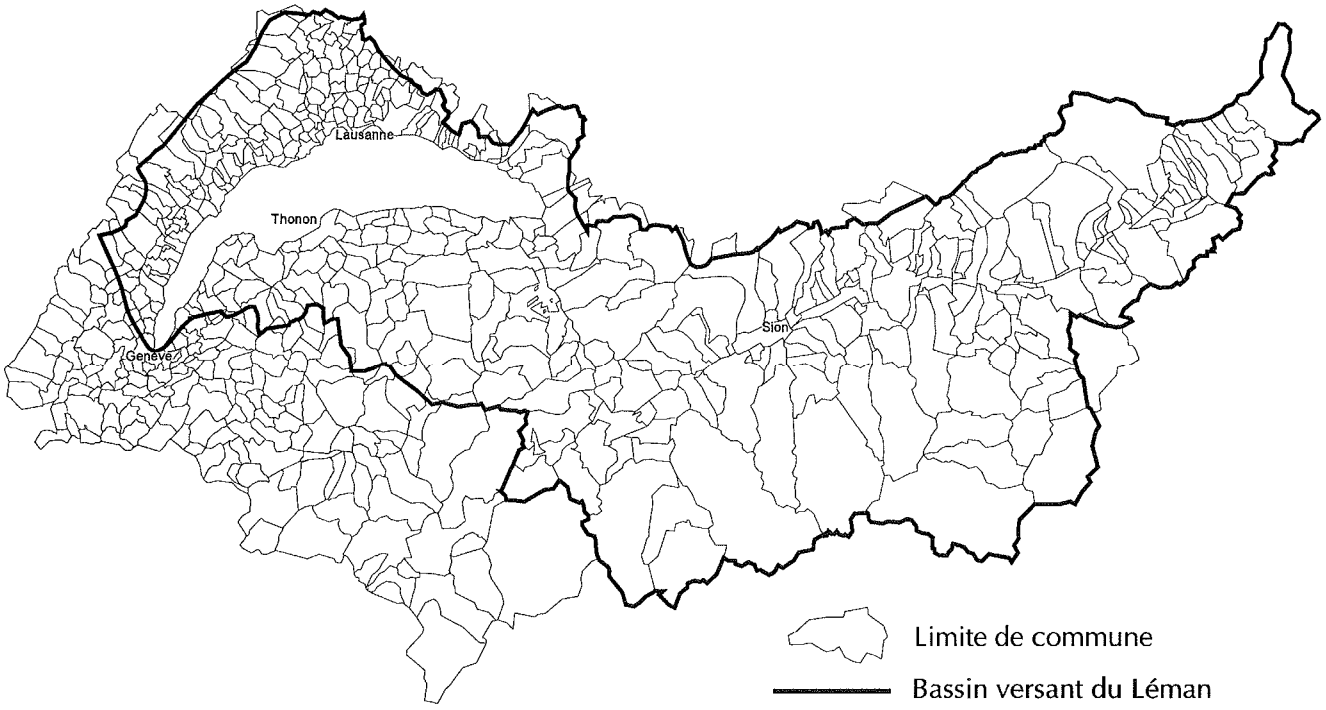
Le Grand Lac forme un bassin unique, d'orientation approximative est-ouest, caractérisé par une plaine centrale étendue, limitée par la courbe isobathe 300 m. Orienté nord-est - sud-ouest, le Petit Lac est bien plus étroit et moins profond. Son plancher est découpé par une série de cuvettes peu marquées.

* Annuaire hydrologique de la Suisse, 1998

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



Zone géographique concernée par la CIPEL



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) (1935-1998) * :	341 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, 1998

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 1999, **2000**, 11.

SYNTHÈSE 1999

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE

CIPEL, CP 80, CH - 1000 LAUSANNE 12

Etat de santé du Léman

Principaux points positifs :

- brassage des eaux ayant permis une réoxygénation des eaux profondes,
- baisse de la production des algues et des bactéries,
- amélioration de l'état biologique des sédiments profonds du Petit Lac,
- pour toutes les substances analysées (métaux, pesticides, NTA, EDTA), les eaux au centre du lac satisfont pleinement aux exigences requises pour l'eau potable,
- amélioration de la qualité hygiénique des eaux de baignade.

Principaux points négatifs :

- pas de baisse significative des teneurs en phosphore dans les eaux depuis quelques années,
- biomasse algale encore importante en été et en automne,
- la présence d'herbicides triaziniques est toujours décelée dans les eaux du lac. Bien que les teneurs soient faibles et satisfassent les exigences requises pour l'eau potable, leur présence n'est pas souhaitable.

EN BREF

De nombreux indices, au niveau de la qualité chimique des eaux, de la faune des sédiments (vers et insectes) et de la végétation aquatique, montrent une restauration progressive de l'état du Léman.

En ce qui concerne le plancton végétal, la biomasse et la productivité des algues 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, demeure une condition nécessaire pour ramener la productivité algale à un niveau acceptable et rendre le lac plus attractif pour ses usagers.

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1999, **2000**, 13-18.

CONCLUSIONS GÉNÉRALES

Campagne 1999

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE

CIPEL, CP 80, CH - 1000 LAUSANNE 12

L A C

Evolution physico-chimique

❑ *Un brassage hivernal des eaux (hiver 1998-1999)*

Après treize ans sans brassage complet dans le Grand Lac, l'hiver 1998-99 a provoqué un brassage presque complet en mars 1999. La réoxygénation des eaux profondes a permis d'atteindre une concentration de 9.1 mg O_2 /l à 309 mètres. Pour toute l'année 1999 et dans l'ensemble de la masse d'eau, les concentrations sont supérieures à 4 mg O_2 /l.

❑ *L'évolution des teneurs en nutriments*

Le brassage hivernal dans le Grand Lac a réparti les nutriments de façon homogène dans toute la masse d'eau, ce qui a provoqué une augmentation sensible des concentrations en phosphore dans les couches superficielles en début 1999 par rapport aux années précédentes.

Le phosphore dissous est consommé en quasi-totalité dans les couches superficielles de mai à fin septembre.

Pour les stocks de phosphore contenus dans le lac, on ne constate pas d'évolution significative par rapport à 1998 (- 1 %). Les concentrations moyennes annuelles sont en 1999 de 39 µg P/l pour le phosphore total et de 35 µg P/l pour le phosphore dissous, ce qui correspond à une quantité de phosphore total dans le Grand Lac de 3'360 tonnes et de 2'990 tonnes de phosphore dissous.

Pour l'azote total et l'azote nitrique, les concentrations demeurent stables depuis quelques années, Les concentrations pour 1999 sont de 660 µg N/l pour l'azote total et 560 µg N/l pour l'azote nitrique. Pour le Grand Lac, le stock d'azote nitrique est de 47'655 tonnes.

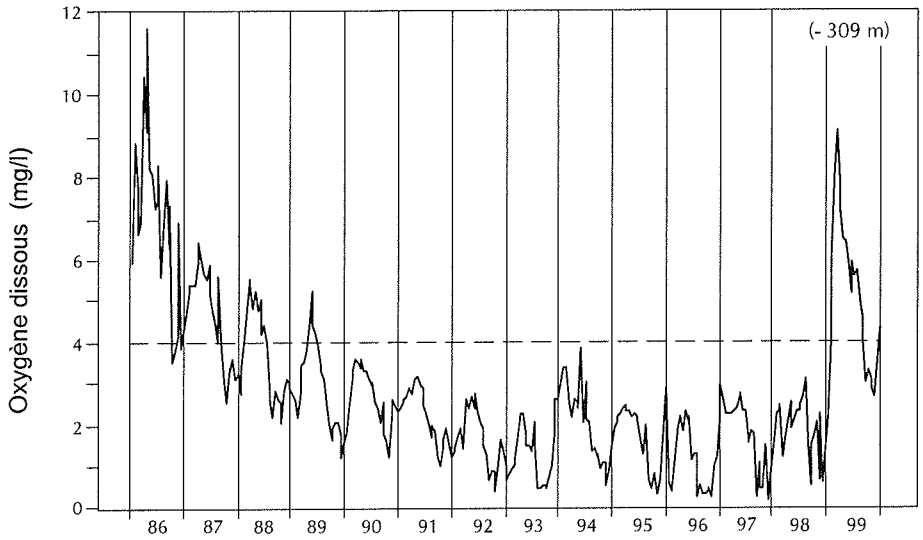
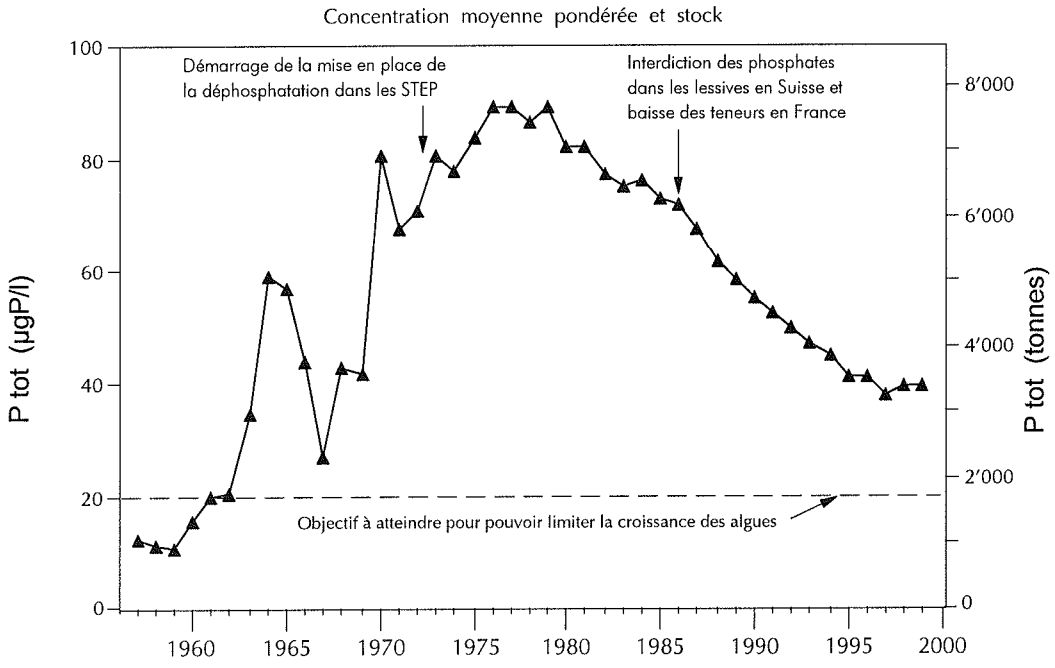


Figure 1

Figure 2



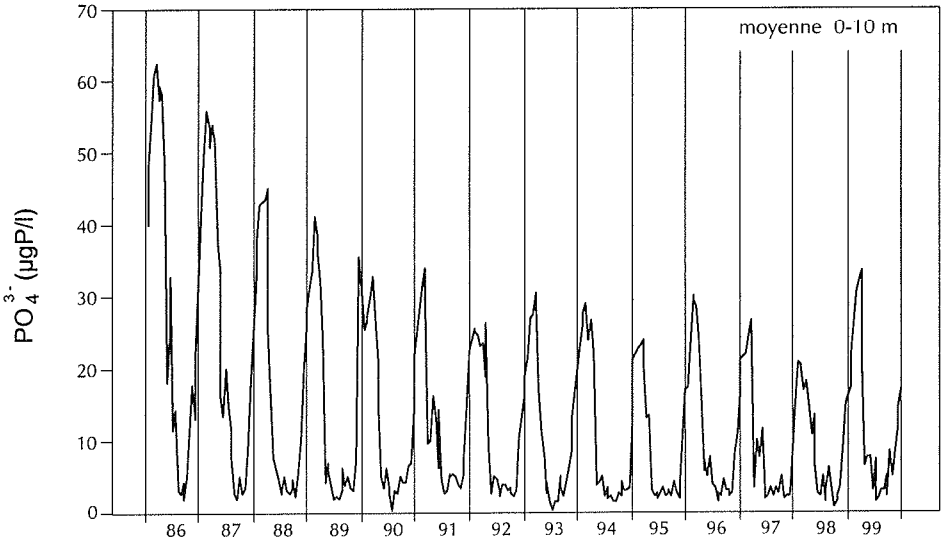


Figure 3

Evolution biologique

❑ Le bactérioplancton

Les mesures effectuées en 1998 et 1999 viennent actualiser, après sept ans d'interruption, les cinq années d'auscultation du bactérioplancton du Léman réalisées de 1986 à 1990.

En moyenne annuelle, la fraction du carbone organique dissous susceptible d'être dégradée à court terme (15 j) par les bactéries hétérotrophes est un peu inférieure (21 %) à ce qu'elle était en 1998 (27 %). La fraction des populations bactériennes métaboliquement actives est, elle aussi, plus faible en 1999 (2 %) qu'en 1998 (4 %). Les deux résultats peuvent être rapprochés mais il doit être tenu compte du fait que la relation entre les bactéries et les nutriments est modulée par la prédation, processus qui ne fait pas l'objet de mesures dans le cadre actuel de l'auscultation du lac.

La concentration moyenne des bactéries par strate est très inférieure à ce qu'elle était en 1998 et reste un peu supérieure à ce qu'elle était en 1990. Globalement, la production bactérienne diminue également par rapport à 1998 et reste inférieure à celle de 1990. Son importance vis-à-vis de la production primaire phytoplanctonique nette augmente par contre en 1999 pour s'établir à 26.6 % (23 % en 1998) mais reste inférieure à ce qu'elle était en 1990 (28 %).

L'ensemble des résultats semble indiquer que les ressources en nutriments organiques ont été plus faibles en 1999 qu'en 1998 et qu'en conséquence, les bactéries ont contribué dans une moindre mesure à la productivité générale du lac.

❑ Le phytoplancton

La biomasse annuelle moyenne a diminué en 1999 et se retrouve à une valeur proche de celle des années 1995-1996, cette diminution est de 25 % par rapport à 1997. Elle a porté surtout sur la biomasse estivale moyenne (moins 31 % par rapport à 1997). La biomasse printanière moyenne est en augmentation depuis 1997; en 1999 elle est 2.5 fois plus faible que la biomasse estivale, proportion qui se rapproche des valeurs antérieures à 1996. Les algues ainsi produites constituent la part majeure de la charge organique détritique responsable de la consommation rapide de l'oxygène au fond du lac.

L'accroissement depuis 1997 de la prolifération de la dinophycée *Ceratium hirundinella,* volumineuse algue estivale, a cessé en 1999. Cette dinophycée est une des seules espèces dont l'évolution dans le Léman a étroitement suivi celle du phosphore.

La biomasse de fin d'été et d'automne a été largement dominée par les diatomées, surtout par *Diatoma elongatum* dont la biomasse moyenne dépasse celle de *Ceratium hirundinella.*

La prolifération automnale d'algues filamenteuses de grande taille, en particulier *Mougeotia*, observée régulièrement de 1996 à 1998 dans les dix premiers mètres, n'a pas été observée en 1999 dans la couche superficielle (0-10 m) mais ces algues ont été signalées plus en profondeur.

Les espèces plutôt oligotrophes ou mésotrophes (*Cyclotella spp, Dinobryon spp, Synedra, Asterionella*) restent bien présentes mais sans montrer d'accroissement, sauf pour la petite diatomée *Cyclotella cyclopuncta* qui a dominé lors de la phase des eaux claires et du minimum estival.

La confrontation des observations des quatre dernières années montre que l'évolution de l'état biologique du Léman indiqué par le phytoplancton - biomasses produites et espèces présentes - tend à se stabiliser. La diminution des concentrations en phosphore ayant cessé, il est difficile d'espérer une diminution significative des biomasses produites et la disparition de phénomènes temporaires indésirables comme les fleurs d'eau. En effet, si les variations interannuelles quantitatives et qualitatives de la production algale sont modulées par les facteurs physiques (notamment la stabilité thermique) et biotiques (zooplancton, poissons etc. ...), la valeur maximale de cette production est fixée par le phosphore. Seule une diminution de ce nutriment permettrait de diminuer cette valeur et d'atteindre un stade d'évolution plus nettement mésotrophe.

❑ *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.

Le fonctionnement du réseau trophique ces deux 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 filtreurs utilisant les bactéries et la matière organique détritique issue de la décomposition du phytoplancton excédentaire non consommé par le zooplancton herbivore.

Avec la nette régression numérique de certains microcrustacés prédateurs, ce zooplancton herbivore a présenté un développement saisonnier, mais n'a pas été en mesure d'exploiter cette abondance du phytoplancton

La relation phosphore total/zooplancton sédimenté conduit à penser à un certain arrêt du processus de réhabilitation du Léman. Ce phénomène pourrait être lié à la quasi stabilité des teneurs en phosphore total ces dernières années, à la baisse de la production primaire phytoplanctonique et, dans une moindre mesure, à une tendance à la baisse de la production bactérienne.

❑ *Benthos dans le Petit Lac (les vers dans les sédiments)*

L'évolution des communautés de vers et d'insectes (chironomides) montre que l'état biologique des sédiments profonds du Petit Lac s'est amélioré entre 1994 et 1999. L'augmentation des espèces caractéristiques des lacs oligotrophes (peu de phosphore et beaucoup d'oxygène) indique que, comme le Grand Lac entre 1990 et 1998, cette région du Léman se rapproche peu à peu de l'état existant jusqu'à la fin des années cinquante et qui constitue l'objectif d'une restauration biologique réussie.

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

En 1999, l'étude de la qualité hygiénique des eaux littorales et des plages montre que pour 80 % des 93 points de contrôle cette qualité est bonne, qu'elle est moyenne pour 18 % des cas, que dans 2 % des stations l'eau peut être momentanément polluée et qu'aucune station n'est qualifiée de mauvaise qualité (une carte de l'état sanitaire des eaux de baignade a été publiée dans *La Lettre du Léman* No 21 - juin 2000).

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 pour les plages dont la qualité des eaux était momentanément polluée, la proportion 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, 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.

Les autres micropolluants surveillés demeurent non décelables ou en faibles concentrations et inférieures aux tolérances requises pour les eaux de boisson.

BASSIN VERSANT DU LÉMAN

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

L'année 1999 est une année de forte pluviométrie au voisinage du Léman. Les débits moyens annuels sont supérieurs à la moyenne de la période 1985-1999. Les débits du Rhône à l'émissaire sont supérieurs de 21 % par rapport à la moyenne sur 15 ans.

Les apports en phosphore total sont de 1'386 tonnes pour les quatre rivières principales (Rhône, Dranse, Venoge et Aubonne). Pour le phosphore dissous, élément directement assimilable par les algues, les apports par ces rivières principales (45 tonnes) sont les plus faibles depuis le début des années 60. Par contre, les apports par les neuf rivières secondaires mesurées sont relativement importants.

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 6'300 tonnes. Les apports en azote minéral total par le Rhône amont représentent 61 % de l'ensemble des apports des quatre rivières principales et de neuf rivières secondaires.

Les apports en chlorure par l'ensemble des rivières contrôlées continuent à augmenter et atteignent le total de 63'000 tonnes. Une étude en cours en précisera l'origine.

❑ *L'épuration des eaux usées*

Les problèmes principaux sont liés à la nature et à l'état des réseaux de canalisations qui véhiculent trop d'eaux propres qui ne devraient pas s'y trouver. Plus de la moitié des eaux arrivant aux stations d'épuration (STEP) sont des eaux parasites qui perturbent leur bon fonctionnement. De plus, celles-ci provoquent des déversements d'eaux non traitées par l'intermédiaire des déversoirs d'orage.

Sur les 162 STEP du bassin hydrographique du Léman, 139 sont équipées pour la déphosphatation (99 % de la capacité nominale des installations; 99 % de la population raccordée). La population raccordée à ces 162 STEP est de 829'200 habitants permanents, 547'500 habitants saisonniers et 740'000 équivalents-habitants industriels.

Le nombre de STEP contrôlées (contrôle sur 24 heures) est de 143 (88 % du nombre de STEP et 99 % de la population raccordée).

Pour le bassin versant du Léman et pour les STEP contrôlées, les apports en phosphore total en entrée de STEP contrôlées sont de 924 tonnes et les charges rejetées après traitement de 105 tonnes. Le rendement moyen d'élimination est de 88 % sur les eaux traitées et la concentration moyenne de sortie est de 0.54 mgP/l. Globalement, ces valeurs sont en amélioration par rapport à 1998.

Pour la matière organique exprimée par la Demande Biochimique en Oxygène (DBO_5), le rendement moyen d'abattement des STEP est de 94 % sur les eaux traitées et la concentration moyenne de sortie (pondérée par les débits) est de 11 mgO_2/l. Ces valeurs sont similaires à celles de 1997 et 1998.

Un nombre important de mesures démontre très clairement le problème de qualité des réseaux (présence d'eaux claires 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 installations importantes.

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).

BASSIN VERSANT DU RHÔNE AVAL

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

❑ *Le bilan des apports au Rhône*

Pour le bassin versant du Rhône en aval, du lac jusqu'à la frontière franco-suisse à Chancy, les analyses effectuées sur les différentes rivières donnent une indication de la contribution des divers bassins versants à l'enrichissement en éléments fertilisants.

La charge du Rhône en nutriments à la frontière est multipliée par 2.2 pour les nitrates et multipliée par 4.6 pour le phosphore dissous par rapport à celle mesurée à la sortie du lac.

Par rapport à la charge à Chancy, celle de l'Arve représente 31 % pour les nitrates et 42 % pour le phosphore dissous. Pour le bassin dit "genevois", les charges obtenues par soustraction des charges entrantes mesurées (sortie du lac, Arve et Allondon) de la charge à Chancy représentent 19 % pour les nitrates et 31 % pour le phosphore dissous. Ces évaluations obtenues par calcul représentent la charge résiduelle à l'aval de la retenue de Verbois.

❑ *L'épuration des eaux usées*

Sur les 59 STEP du bassin versant du Rhône aval, seules 36 ont fait l'objet de contrôles sur 24 heures (14 genevoises et 22 françaises). Ces 36 stations correspondent à 87 % de la population raccordée.

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

Pour les stations contrôlées, le rendement pour l'élimination de la matière organique (exprimée par la DBO_5) atteint 94 % pour les eaux traitées et la concentration moyenne de sortie (pondérée par les débits) est de 13 mgO_2/l.

Un nombre important de mesures démontre très clairement le problème de qualité des réseaux (présence d'eaux claires 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 installations importantes.

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 1999, **2000**, 21-32.

MÉTÉOROLOGIE

Campagne 1999

PAR

Alain ORAND et **Jean GAGNAIRE**

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA), BP 511, F - 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 de l'air en 1999 est de 11 °C. Sur la période 1953-1999, elle a dépassé les 11 °C à douze reprises dont neuf fois depuis 1988. La moyenne interstations des précipitations est de 1'323.9 mm en 1999. On peut considérer que l'année 1999 est une année de forte pluviométrie; d'ailleurs le total des précipitations atteint, à la station de Thonon, 1'134.6 mm ce qui place l'année 1999 au 5e rang de la chronique 1953-1999. Les mois les plus pluvieux ont été ceux d'avril et de juin et le mois le plus sec celui de janvier.

Concernant l'insolation, les résultats 1999 sont inférieurs à la moyenne. Par rapport à la moyenne mensuelle de la période 1954-1999, seuls les mois de janvier et de décembre sont nettement excédentaires. Par rapport à l'insolation, le rayonnement global présente des écarts à la moyenne 1971-1999 beaucoup moins marqués et au plan annuel les résultats de l'année 1999 sont moyens.

En ce qui concerne le vent dont l'activité a été, en 1999, faible en janvier, mai, juin, août, septembre et octobre, les mois les plus actifs sont ceux de février, mars, avril, juillet et décembre.

1. INTRODUCTION

Pas de modification du réseau de mesures toujours constitué des stations climatologiques de l'Institut Suisse de météorologie de Genève-Cointrin, Changins, Pully, Montreux-Clarens et du laboratoire de l'INRA à Thonon-les-Bains. Les paramètres pris en compte dans ce rapport sont la température de l'air, la pluviométrie, l'insolation, le rayonnement global et le vent.

2. TEMPÉRATURE DE L'AIR (figures 1.1 et 1.2)

La température moyenne annuelle interstations est, en 1999, de 11 °C. Pully est la station la plus chaude et Changins la plus froide.

Excepté celles des mois de février, juin et novembre, les températures moyennes mensuelles sont supérieures aux moyennes mensuelles de la période 1953-1999.

TABLEAU 1 - Température de l'air (°C) - 1999

	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon	Thonon 1953-1999
Janvier	2.6	2.0	3.6	3.4	3.3	2.0
Février	1.7	1.1	1.7	1.0	2.2	3.0
Mars	7.1	6.7	7.4	6.9	7.1	6.1
Avril	9.7	9.1	9.7	9.5	9.2	9.3
Mai	16.7	15.8	16.8	16.3	16.4	13.8
Juin	17.1	16.4	17.2	17.1	16.7	17.1
Juillet	21.0	20.1	20.9	21.0	20.6	19.9
Août	19.9	19.1	20.1	19.9	20.0	19.4
Septembre	18.2	17.3	18.3	17.8	18.4	16.2
Octobre	11.4	10.4	12.0	11.6	11.6	11.3
Novembre	4.4	3.6	4.6	4.4	5.0	6.1
Décembre	3.5	2.8	3.9	3.4	4.4	3.2
MOYENNE	11.1	10.4	11.4	11.0	11.2	10.6

3. PLUVIOMÉTRIE (figures 2.1 et 2.2)

La station dont les résultats annuels se rapprochent le plus de la moyenne interstations (1'323.9 mm) est celle de Changins.

Avec un total annuel de 1'134.6 mm de pluie, Thonon est la station la moins arrosée et Montreux (1'555.4 mm) celle où les précipitations sont les plus importantes.

A la station de Thonon le total annuel de pluviométrie est largement supérieur à la moyenne établie sur les 46 dernières années.

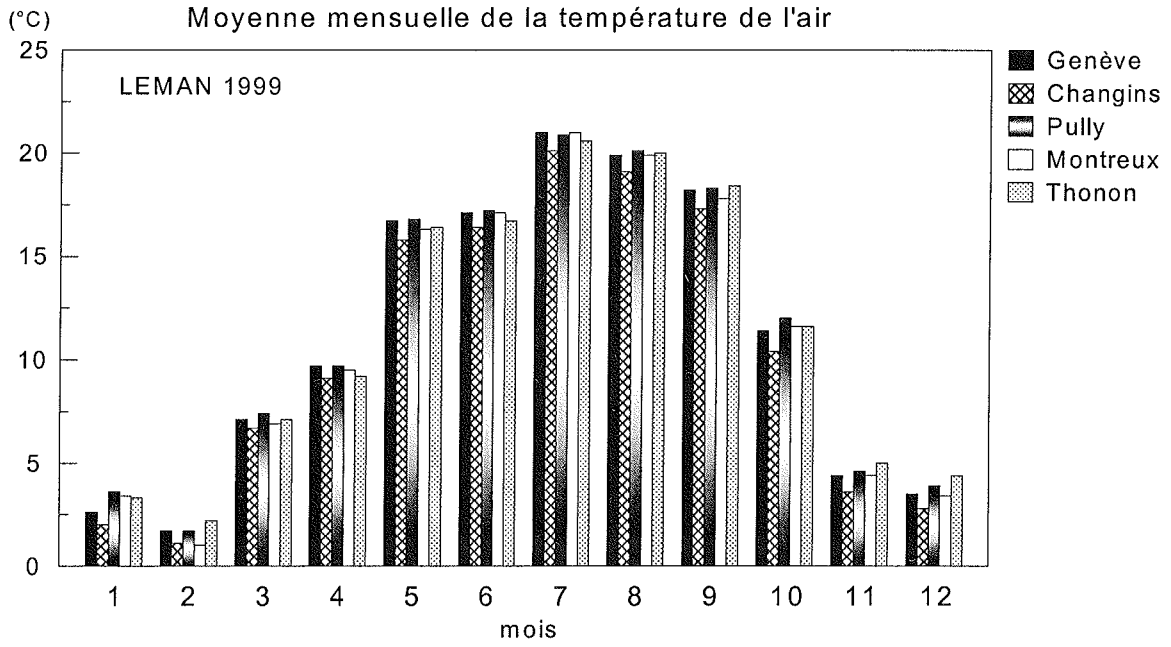


Figure 1.1

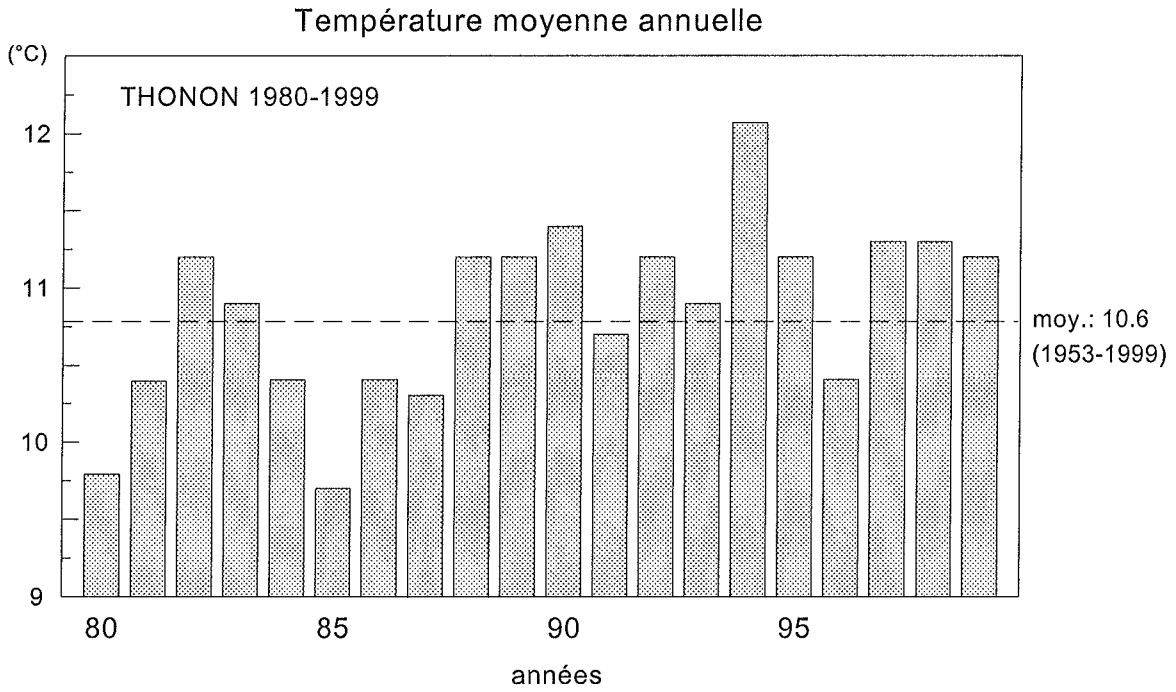


Figure 1.2

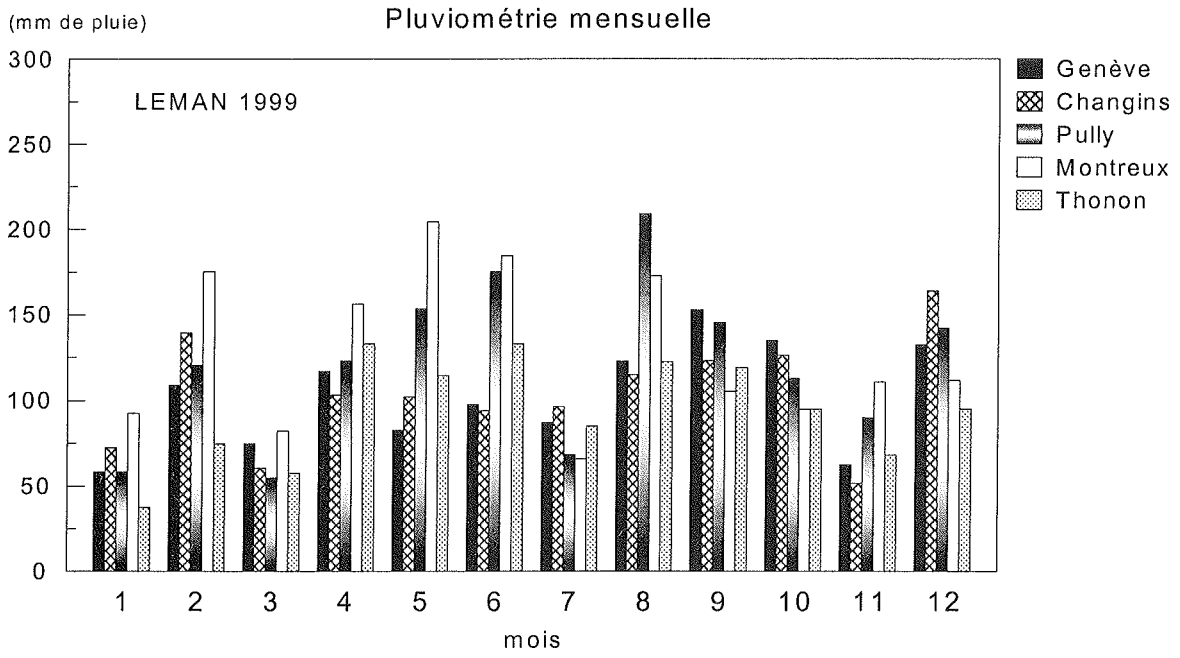


Figure 2.1

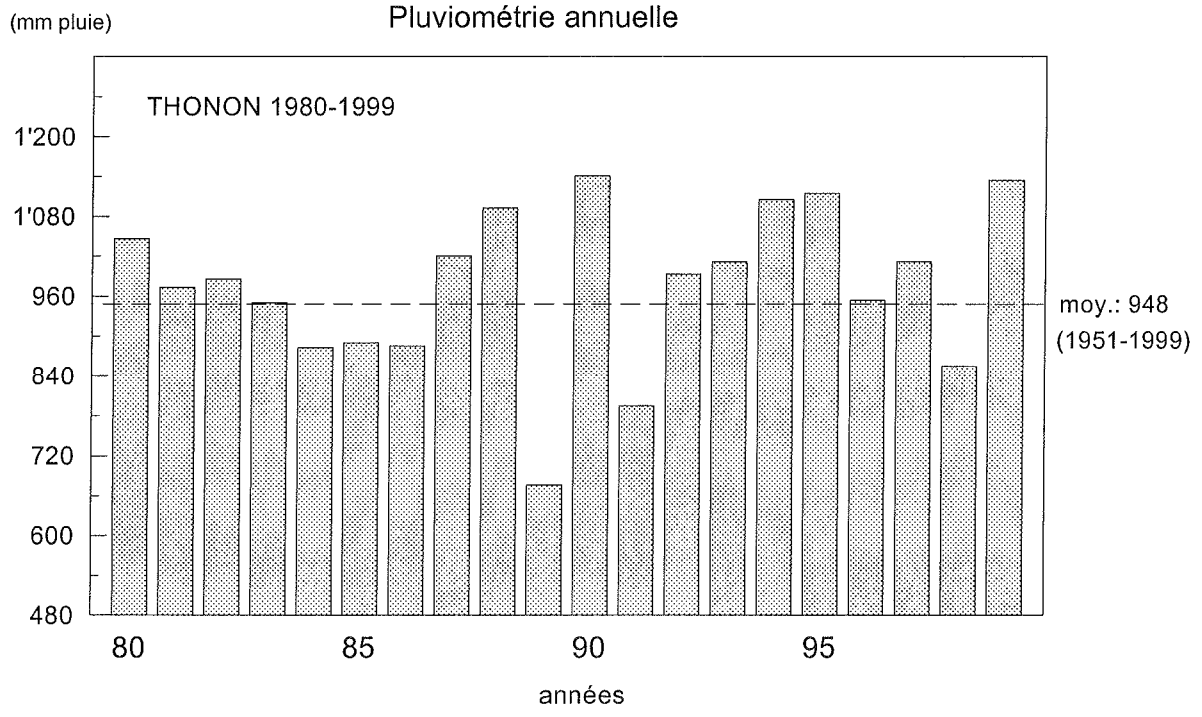


Figure 2.2

TABLEAU 2 - Pluviométrie (mm) - 1999

	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon	Thonon 1951-1999
Janvier	58.2	72.4	58.3	92.5	37.5	62.8
Février	108.9	139.2	120.3	175.1	74.6	57.3
Mars	74.7	60.4	54.7	82.2	57.5	62.2
Avril	116.9	103.1	122.9	156.0	133.0	69.5
Mai	82.6	102.1	153.4	204.4	114.5	90.2
Juin	97.5	94.0	175.1	184.5	133.0	103.9
Juillet	87.0	96.3	68.3	65.7	85.0	73.2
Août	122.8	114.8	209.0	172.6	122.5	97.8
Septembre	152.6	123.2	145.1	105.2	119.0	95.6
Octobre	134.9	126.3	112.7	94.7	95.0	82.7
Novembre	62.2	51.6	89.8	110.8	68.0	82.5
Décembre	132.3	163.9	141.9	111.7	95.0	70.7
TOTAL	1'230.6	1'247.3	1'451.5	1'555.4	1'134.6	948.4

4. INSOLATION (figures 3.1 et 3.2)

L'insolation n'a été mesurée qu'aux stations de Genève, Changins, Pully et Thonon. La moyenne interstations est de 1'770 h en 1999. Le total annuel enregistré à Thonon (1'702 h) est inférieur à la moyenne établie à cette station sur 45 ans. C'est une année de faible insolation. A la station de Thonon, l'année 1999 se place au 36^{e} rang de la période 1954-1999.

Thonon est la station la moins ensoleillée du bassin lémanique. A cette station, au plan mensuel, les mois de janvier et de décembre sont nettement excédentaires par rapport à la norme établie sur les 45 dernières années. Le mois de juillet est le mois le plus ensoleillé. Les mois les plus déficitaires sont en particulier ceux de mars, avril, mai, août, octobre et novembre.

TABLEAU 3 - Insolation (heures) - 1999

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Thonon 1954-1999
Janvier	63.0	64.8	75.7	52.7	43.1
Février	66.3	74.4	83.1	75.1	81.9
Mars	141.1	142.4	154.1	134.5	150.2
Avril	148.2	143.8	156.6	150.5	191.2
Mai	191.0	188.9	194.2	186.0	222.5
Juin	244.2	240.1	232.0	245.5	239.1
Juillet	302.0	300.2	292.7	270.2	269.1
Août	212.1	210.7	207.6	213.5	234.6
Septembre	190.6	183.6	187.0	186.2	177.3
Octobre	86.0	88.7	113.3	84.4	110.7
Novembre	44.9	57.2	82.8	38.4	54.7
Décembre	70.7	71.3	73.1	65.0	39.5
TOTAL	1'760.1	1'766.1	1'852.2	1'702.0	1'813.9

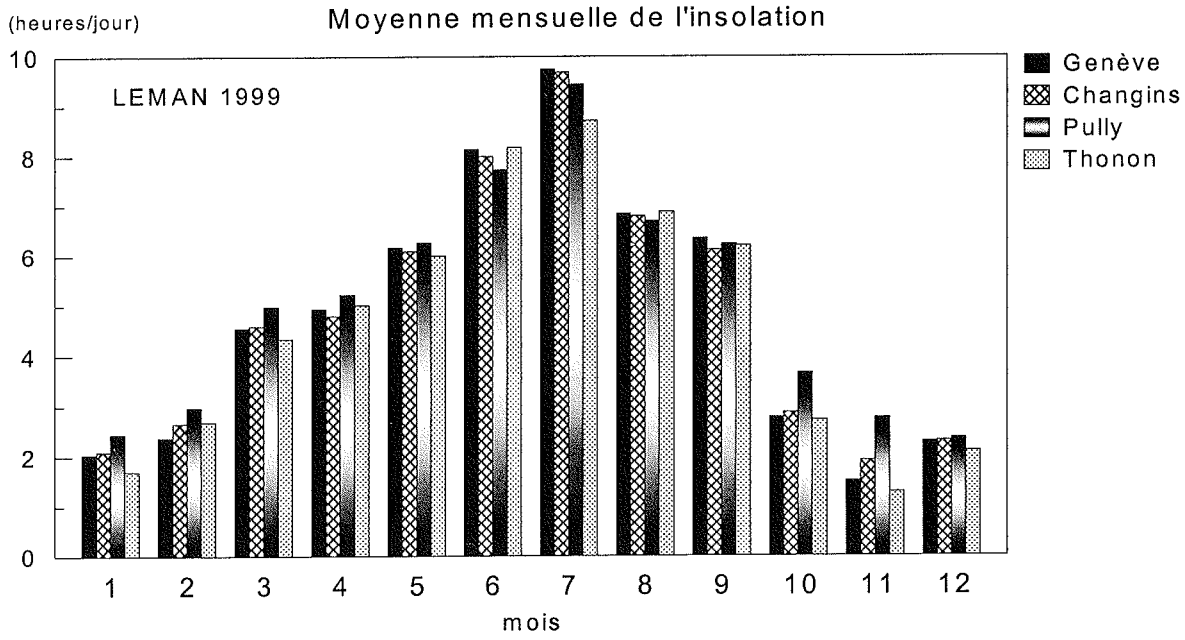


Figure 3.1

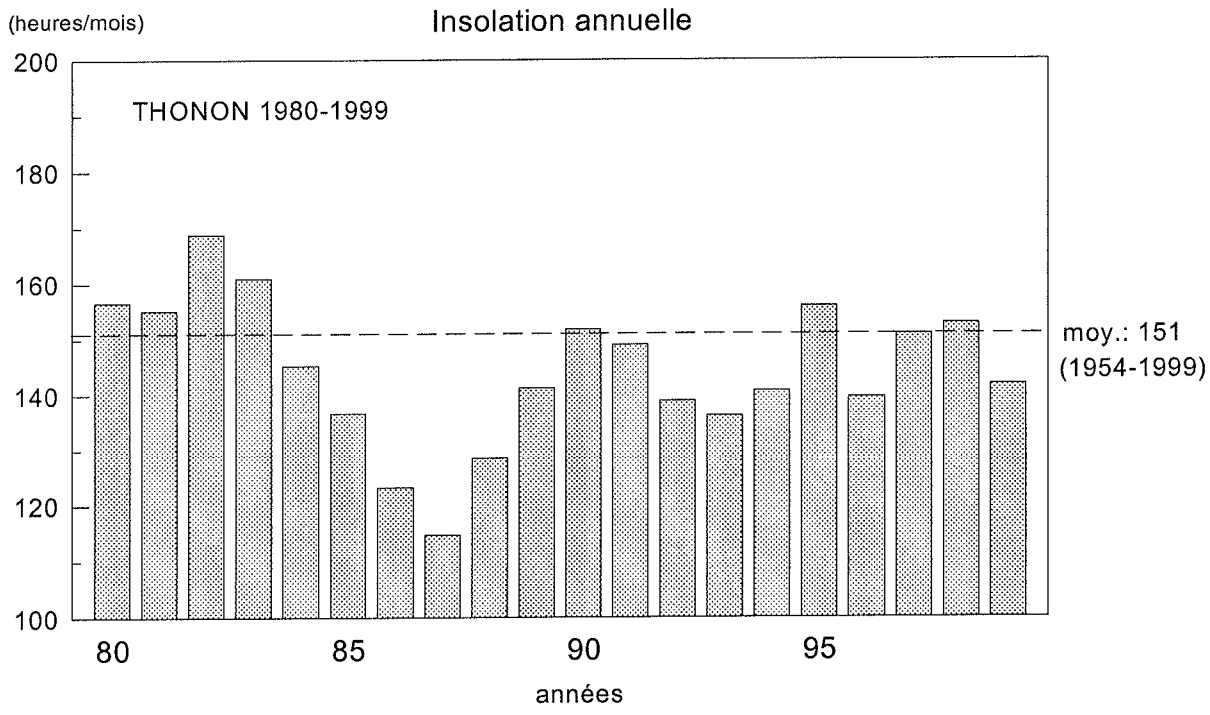


Figure 3.2

5. RAYONNEMENT (figures 4.1 et 4.2)

La station de Montreux-Clarens n'est pas équipée pour la mesure du rayonnement global. Les commentaires sont donc basés sur les résultats de quatre stations : Genève-Cointrin, Changins, Pully et Thonon.

Les moyennes annuelles enregistrées à toutes les stations sont très voisines. Par rapport à l'année moyenne établie sur la période 1971-1999 les mois de février à mai, août, octobre et novembre sont déficitaires.

TABLEAU 4 - Rayonnement global ($MJ.m^{-2}.j^{-1}$) - 1999

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Thonon 1971-1999
Janvier	3.7	3.7	3.9	3.2	3.0
Février	5.5	5.9	5.7	5.4	5.6
Mars	10.8	10.6	10.7	10.0	10.4
Avril	13.9	13.5	13.7	13.4	15.1
Mai	16.9	16.7	17.6	16.8	18.2
Juin	21.1	20.4	20.9	21.2	20.2
Juillet	22.7	22.2	22.8	21.7	21.1
Août	16.7	16.4	16.8	17.1	18.1
Septembre	13.2	12.7	13.0	13.8	12.9
Octobre	6.6	6.7	7.6	6.4	7.0
Novembre	3.6	4.1	4.5	3.1	3.6
Décembre	3.5	3.4	3.4	3.2	2.5
MOYENNE	11.5	11.4	11.7	11.3	11.5

6. VENT (figures 5.1, 5.2 et 5.3)

La station de Thonon dispose d'un enregistrement continu de la direction et de la vitesse du vent. Dans les autres stations, la vitesse instantanée du vent est mesurée à heures fixes à 1 h, 7 h, 13 h et 19 h (G.M.T).

Basée sur l'examen des résultats mensuels de Changins à 13 h, l'activité du vent a été faible en janvier. Les mois les plus actifs dont la moyenne mensuelle dépasse 5 m/s sont ceux de février, mars, juillet et décembre.

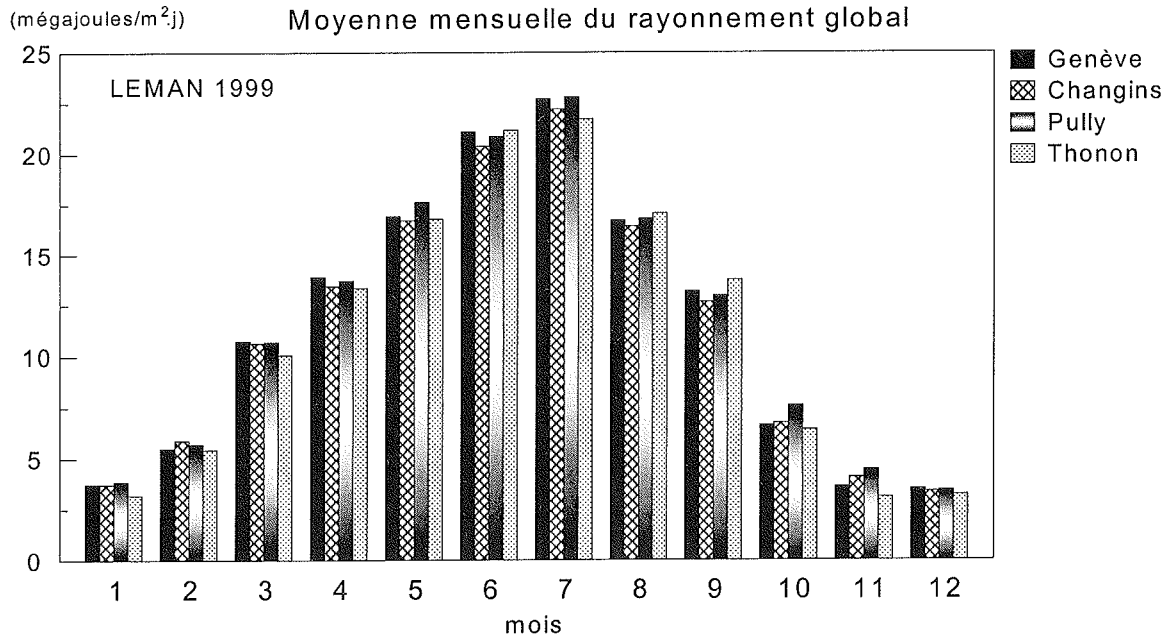


Figure 4.1

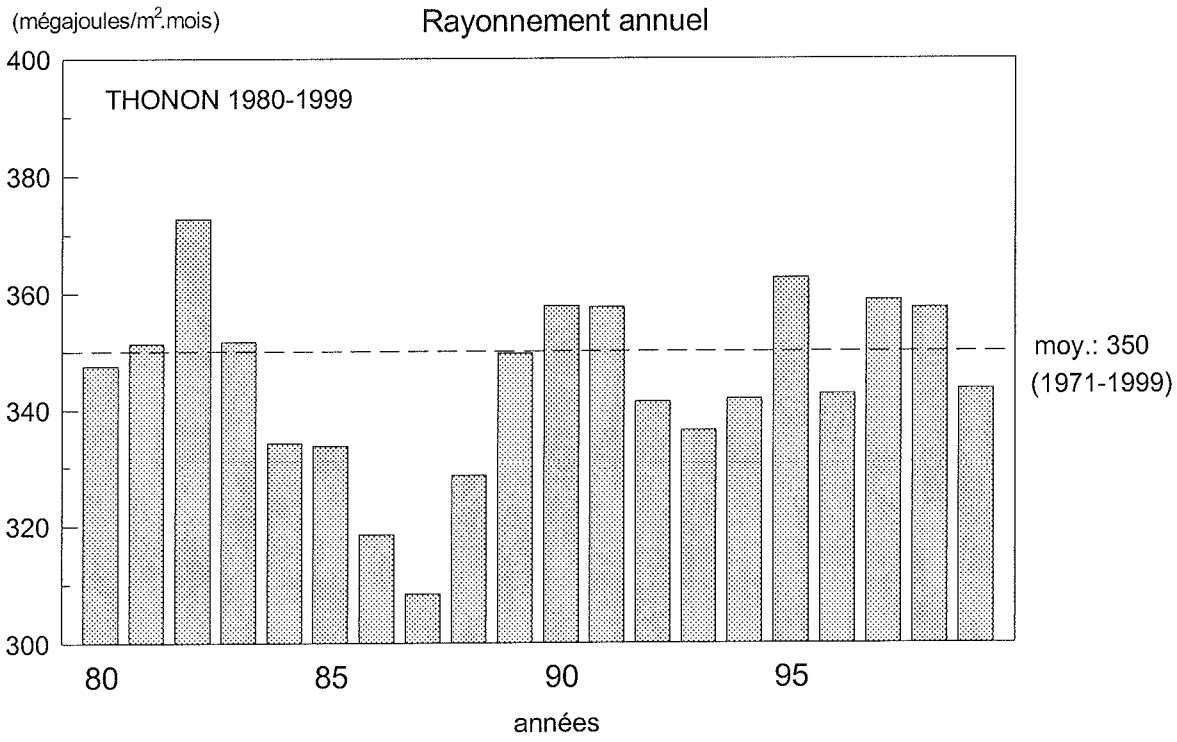


Figure 4.2

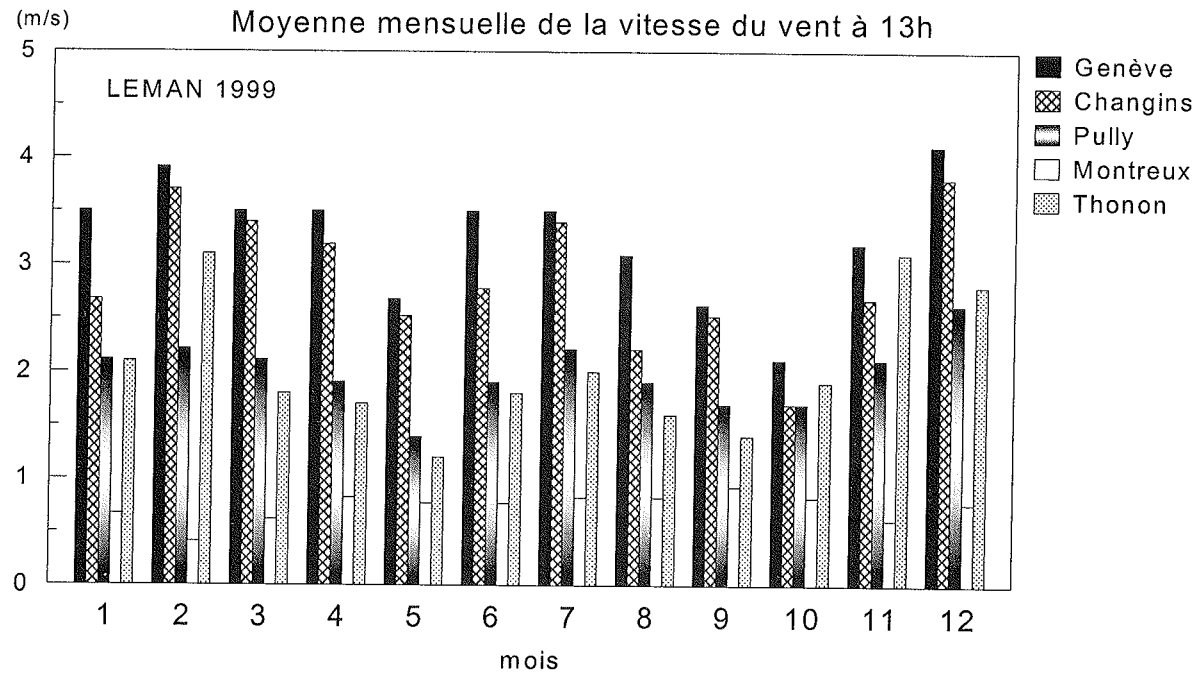


Figure 5.1

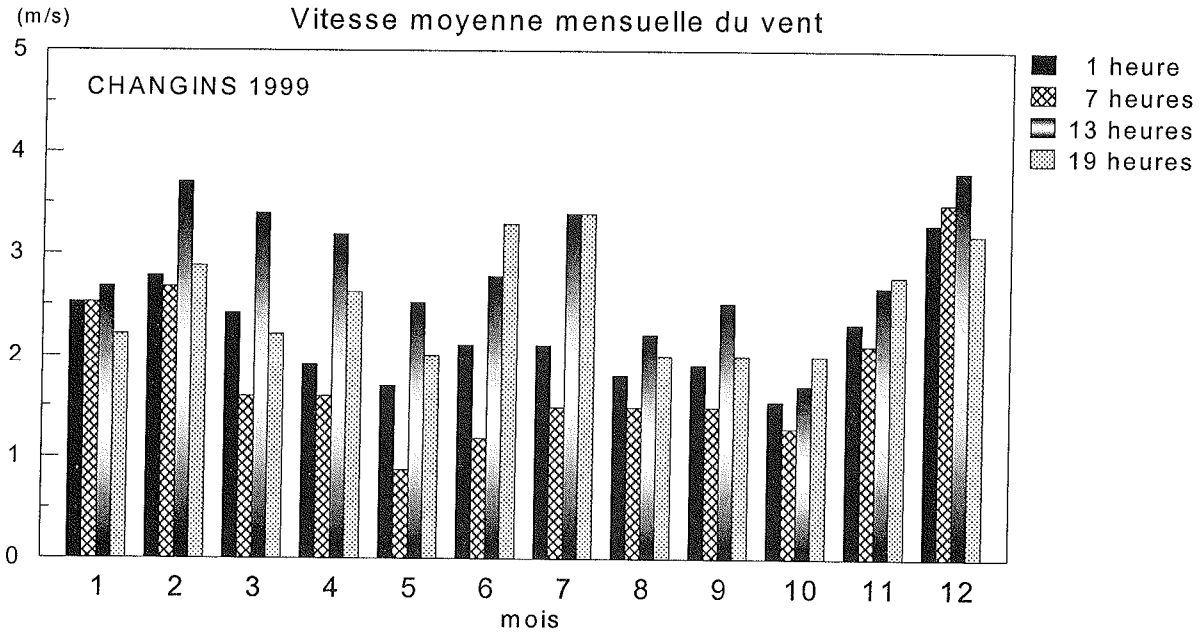


Figure 5.2

TABLEAU 5 - Moyenne mensuelle de la vitesse du vent à 13 h (m/s) - 1999

	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon
Janvier	3.5	2.7	2.1	0.7	2.1
Février	3.9	3.7	2.2	0.4	3.1
Mars	3.5	3.4	2.1	0.6	1.8
Avril	3.5	3.2	1.9	0.8	1.7
Mai	2.7	2.5	1.4	0.8	1.2
Juin	3.5	2.8	1.9	0.8	1.8
Juillet	3.5	3.4	2.2	0.8	2.0
Août	3.1	2.2	1.9	0.8	1.6
Septembre	2.6	2.5	1.7	0.9	1.4
Octobre	2.1	1.7	1.7	0.8	1.9
Novembre	3.2	2.7	2.1	0.6	3.1
Décembre	4.1	3.8	2.6	0.8	2.8
MOYENNE	3.3	2.9	2.0	0.7	2.0

TABLEAU 6 - Vitesse moyenne du vent à Changins (m/s) - 1999. (G.M.T)

	1 heure	7 heures	13 heures	19 heures
Janvier	2.5	2.5	2.7	2.2
Février	2.8	2.7	3.7	2.9
Mars	2.4	1.6	3.4	2.2
Avril	1.9	1.6	3.2	2.6
Mai	1.7	0.9	2.5	2.0
Juin	2.1	1.2	2.8	3.3
Juillet	2.1	1.5	3.4	3.4
Août	1.8	1.5	2.2	2.0
Septembre	1.9	1.5	2.5	2.0
Octobre	1.5	1.3	1.7	2.0
Novembre	2.3	2.1	2.7	2.8
Décembre	3.3	3.5	3.8	3.2
MOYENNE	2.2	1.8	2.9	2.6

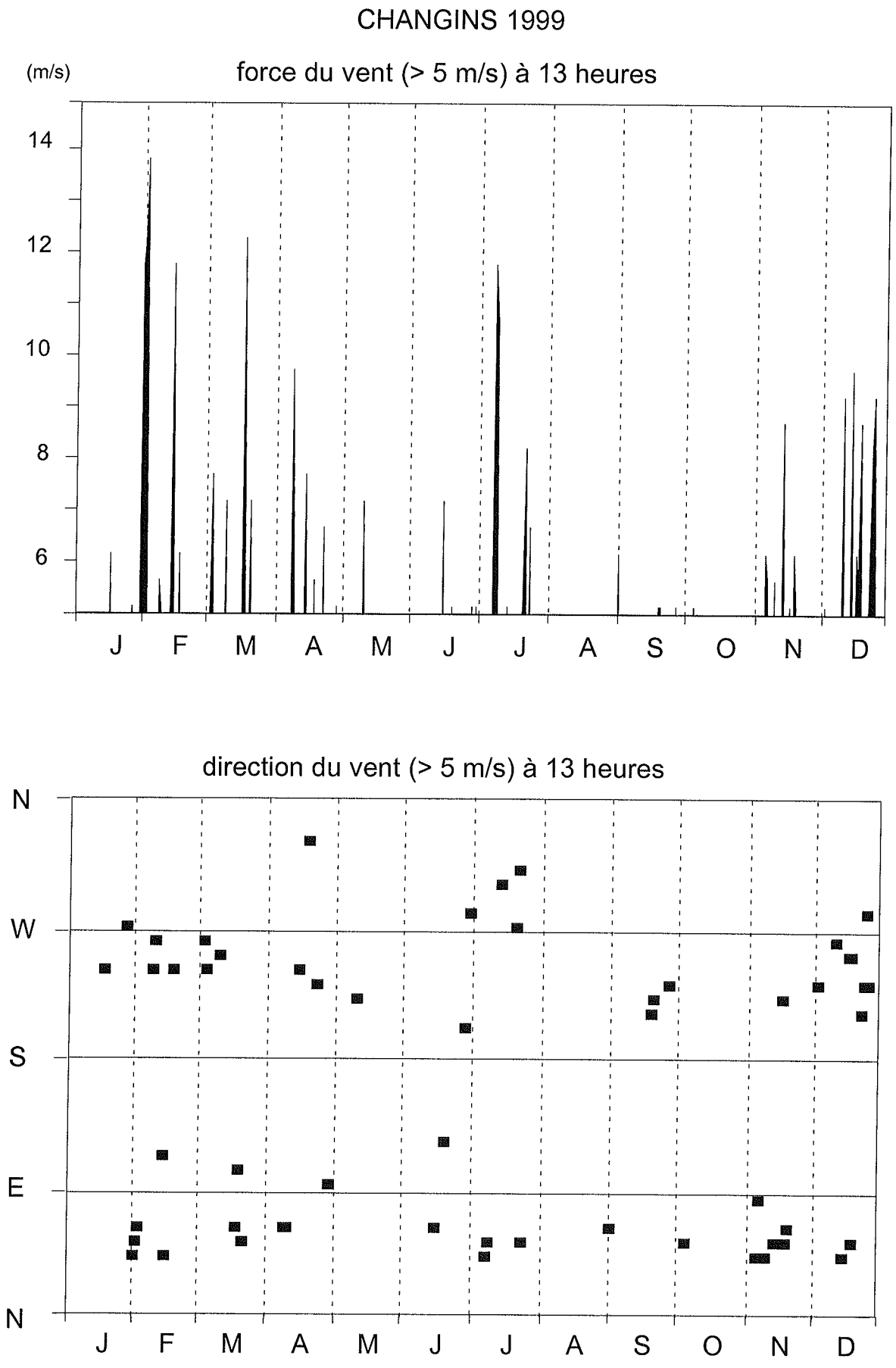

CHANGINS 1999
(m/s)
force du vent (> 5 m/s) à 13 heures
14
12
10
8
6
J F M A M J J A S O N D
direction du vent (> 5 m/s) à 13 heures
N
W
S
E
N
J F M A M J J A S O N D

Figure 5.3

7. CONCLUSIONS

En 1999, la température moyenne annuelle de l'air a dépassé une nouvelle fois le seuil des 11 °C. Par ailleurs, la lame d'eau moyenne précipitée autour du Léman est supérieure à 1.3 m. Les résultats annuels de l'insolation et du rayonnement sont inférieurs à la moyenne. L'activité du vent a été relativement importante en février, mars, juillet et décembre.

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1999, **2000**, 33-58.

ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN

Campagne 1999

PAR

Paul BLANC

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

Claude CORVI et **Sophal KHIM-HEANG**

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

François RAPIN

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

RÉSUMÉ

Après treize ans sans brassage complet dans le Grand Lac, l'hiver 1998-99 a provoqué un brassage presque complet en mars 1999. La réoxygénation des eaux profondes a permis d'atteindre une concentration de 9.1 mgO_2 à 309 mètres. Pour toute l'année et dans l'ensemble de la masse d'eau, les concentrations sont supérieures à 4 mgO_2/l.

La température des eaux du fond se stabilise à environ 5.8 °C, après un accroissement de 1 °C depuis 1986.

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

La transparence maximale de 17.5 mètres mesurée au début mars 1999 est relativement élevée comparée aux années précédentes.

La reprise de l'activité phytoplanctonique a été importante et brutale dès la mi-avril, suivant l'évolution des températures superficielles des eaux.

Dès mi-mai et jusqu'à mi-juillet, les transparences sont élevées. En août l'activité phytoplanctonique a redémarré avec pour conséquence une chute des teneurs en nitrate et silice jusqu'à fin septembre, le phosphore dissous restant à des concentrations très faibles jusqu'à fin octobre.

Pour les stocks de phosphore contenus dans le lac, on ne constate pas d'évolution significative par rapport à 1998 (- 1 %). Pour le Grand Lac, le stock de phosphore total est de 3'360 tonnes en 1999, contre 3'395 en 1998. Pour l'azote total et l'azote nitrique, la stabilité des concentrations se poursuit depuis quelques années. Pour le chlorure, on constate d'année en année une augmentation des concentrations.

Les concentrations de mercure, plomb, cadmium, chrome, cuivre, manganèse et fer ont été déterminées, à différentes profondeurs, dans les eaux du Léman après brassage hivernal et pendant la période de stagnation. Les teneurs demeurent faibles et satisfont pleinement aux exigences requises pour l'eau potable et la vie piscicole.

Des recherches et dosages de différentes familles de pesticides (phytosanitaires), d'acide nitrilo-triacétique (NTA) et d'acide éthylène-diamine-tétracétique (EDTA) ont également été effectués. Des traces d'herbicides, atrazine, simazine, terbutylazine et métolachlore sont observées. Les concentrations mesurées sont inférieures aux exigences requises pour l'eau potable. Cependant, la présence de ces substances dans les eaux du lac n'est pas souhaitable. Les concentrations en NTA et EDTA des eaux du lac demeurent faibles, sans évolution significative depuis 1988.

1. MÉTHODES

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

- SHL 2 au centre du Grand Lac entre Evian et Lausanne (coord. : 534.70/144.95), correspond à la partie la plus profonde du lac (- 309.7 m),
- GE 3 au centre du Petit Lac dans la fosse de Chevrens entre Coppet et Chevrens (coord. : 506.10/128.04) (- 71 m).

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

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

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

0 - 2.5 - 5 - 7.5 - 10 - 15 - 20 - 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 prévue : mensuelle de décembre à février, mois pendant lesquels l'activité biologique est réduite; bimensuelle de mars à novembre, lorsque l'activité est intense et 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-Thonon-les-Bains), qui procède également à diverses mesures *"in situ"*.

Les échantillons sont analysés par le laboratoire de la Station d'Hydrobiologie Lacustre (INRA-Thonon-les-Bains). La validité des résultats est périodiquement testée par des analyses inter-laboratoires auxquelles participent environ 20 laboratoires. En 1999, les résultats analytiques sont concordants.

De plus, lors de chaque campagne, des profils verticaux (mesures à chaque mètre) de température, oxygène dissous, conductivité électrique, pH, turbidité et chlorophylle *in vivo* 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. La recherche d'herbicides, décelés antérieurement dans les eaux du Léman, ainsi que quelques dosages d'EDTA et de NTA ont également été effectués. Nous avons aussi recherché 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. La liste des produits recherchés est donnée en annexe 1. La méthodologie analytique est décrite dans CORVI et KHIM (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'écotoxicologie de Genève.

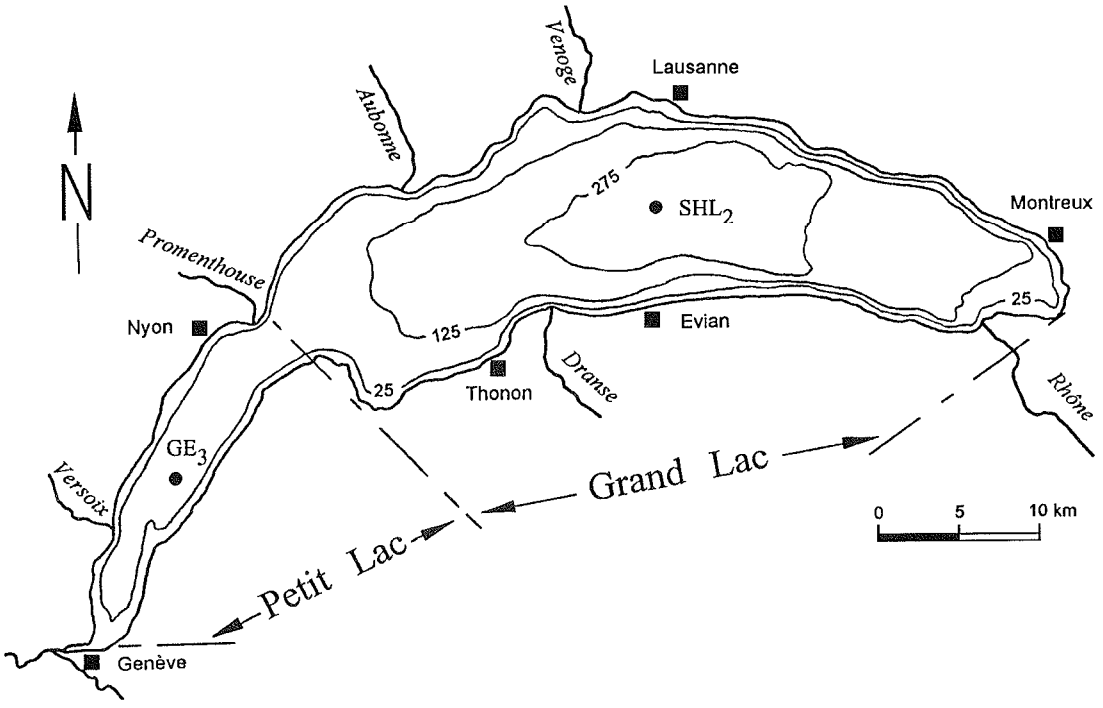
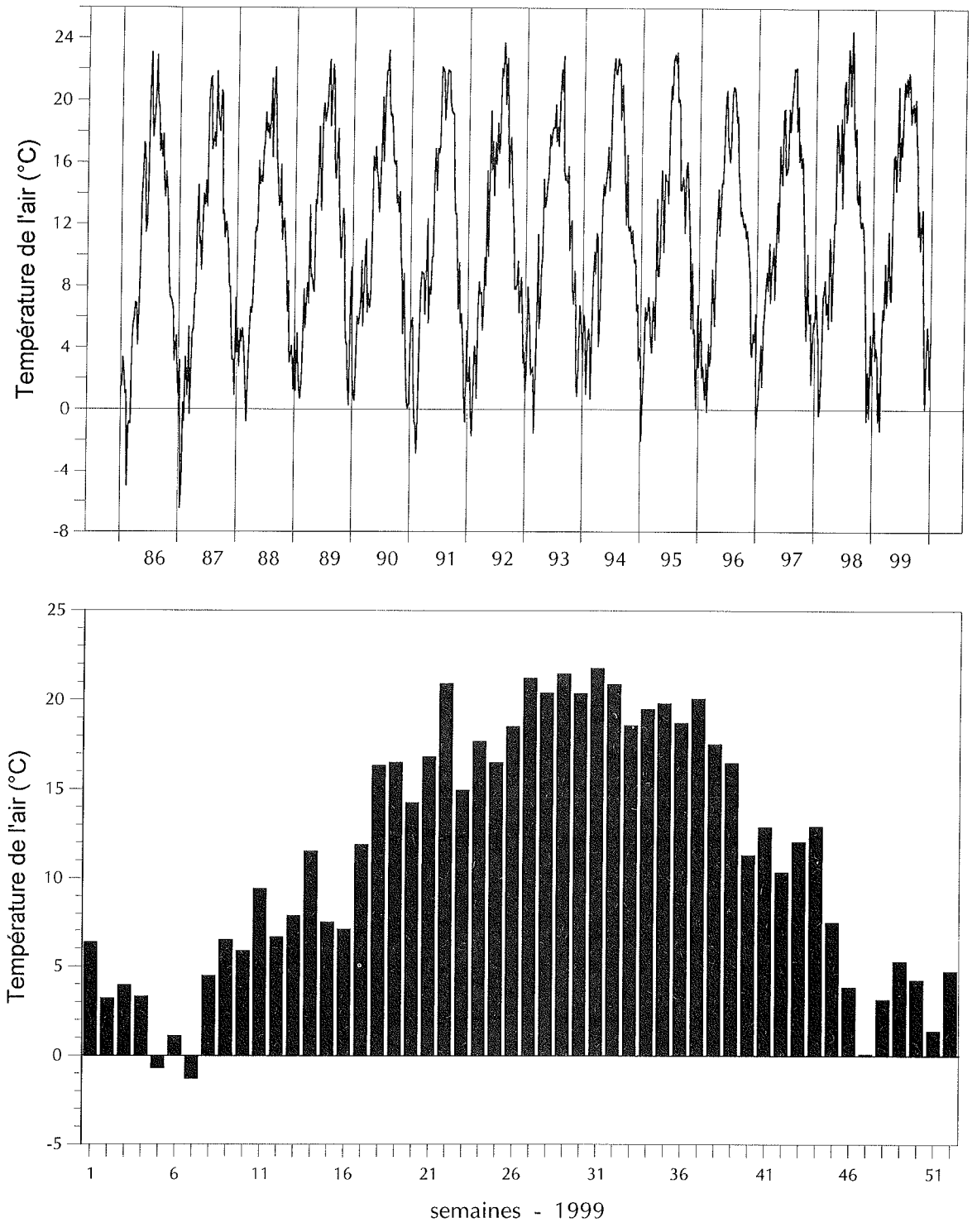


Figure 1 : Situation des points de prélèvement

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

Les températures moyennes de l'air du mois de février 1999 (figures 2a et 2b) (ORAND et GAGNAIRE, 2000a) ont été un peu plus faibles qu'en 1998. Le brassage hivernal presque complet du lac a été observé au début mars 1999. L'oxygène des eaux du fond a atteint durant cette période 9.1 mgO_2/l (figures 14 et 16).

Bien que l'hiver n'ait pas été très rigoureux, le brassage s'est trouvé facilité du fait de l'augmentation globale des températures des eaux les plus profondes d'un degré depuis 1986 (figures 3 et 4).



Figures 2 a : Température moyenne hebdomadaire de l'air à la station de Pully de 1986 à 1999

b : Température moyenne hebdomadaire de l'air à la station de Pully en 1999

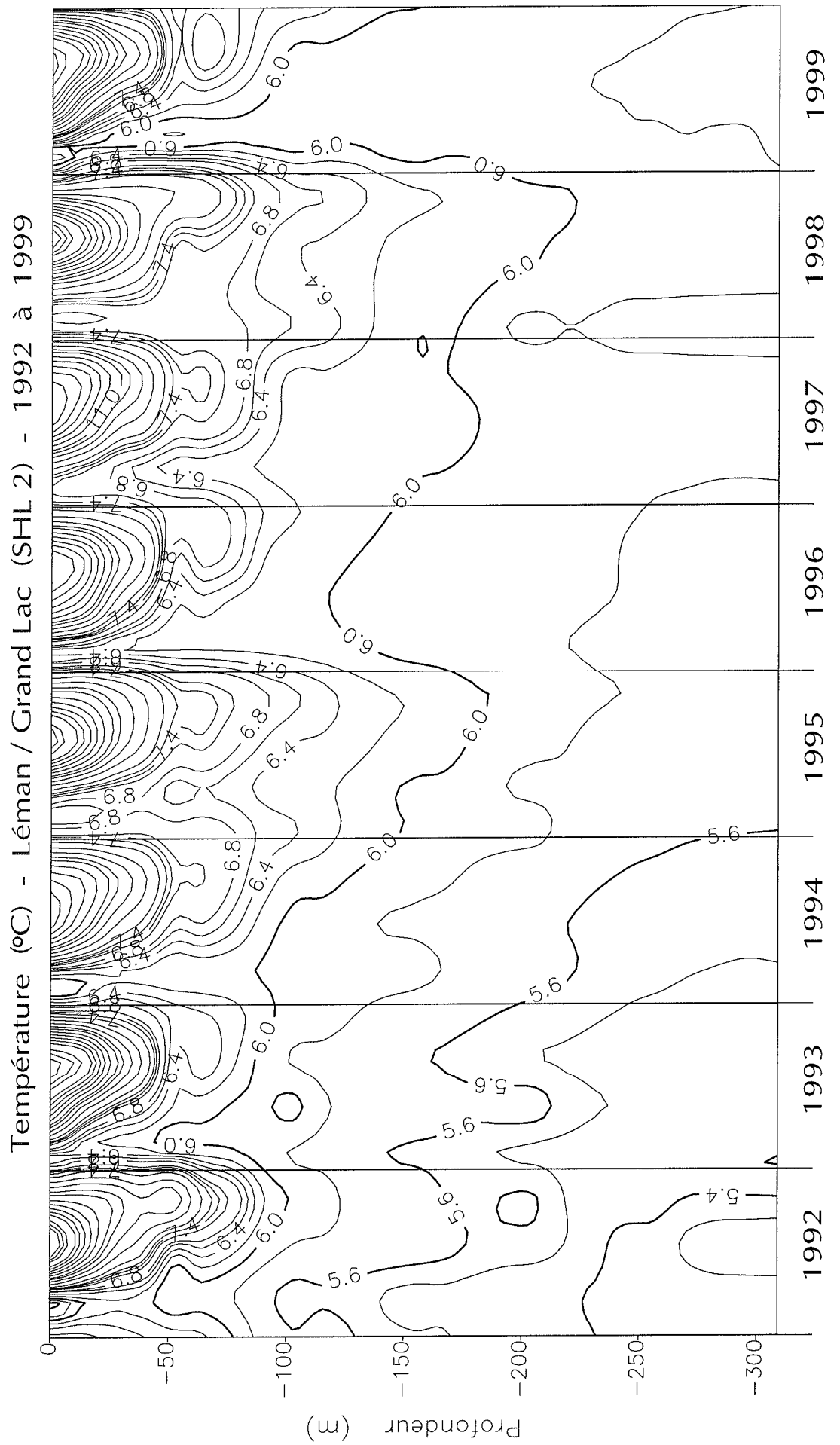


Figure 3 : Température des eaux du Léman (Grand Lac - SHL2) en fonction de la profondeur

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)

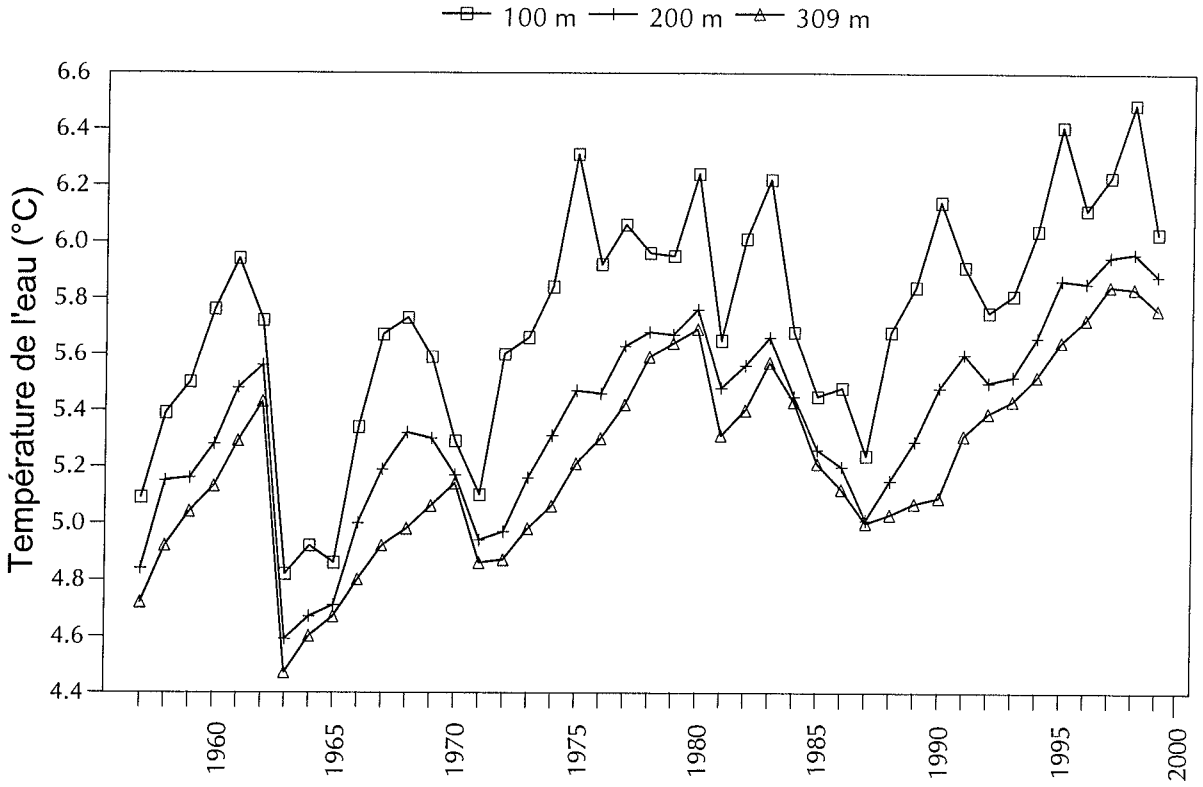


Figure 4 : Evolution de la température moyenne annuelle de l'eau du Léman - Grand Lac à 100, 200 et 309 mètres de profondeur

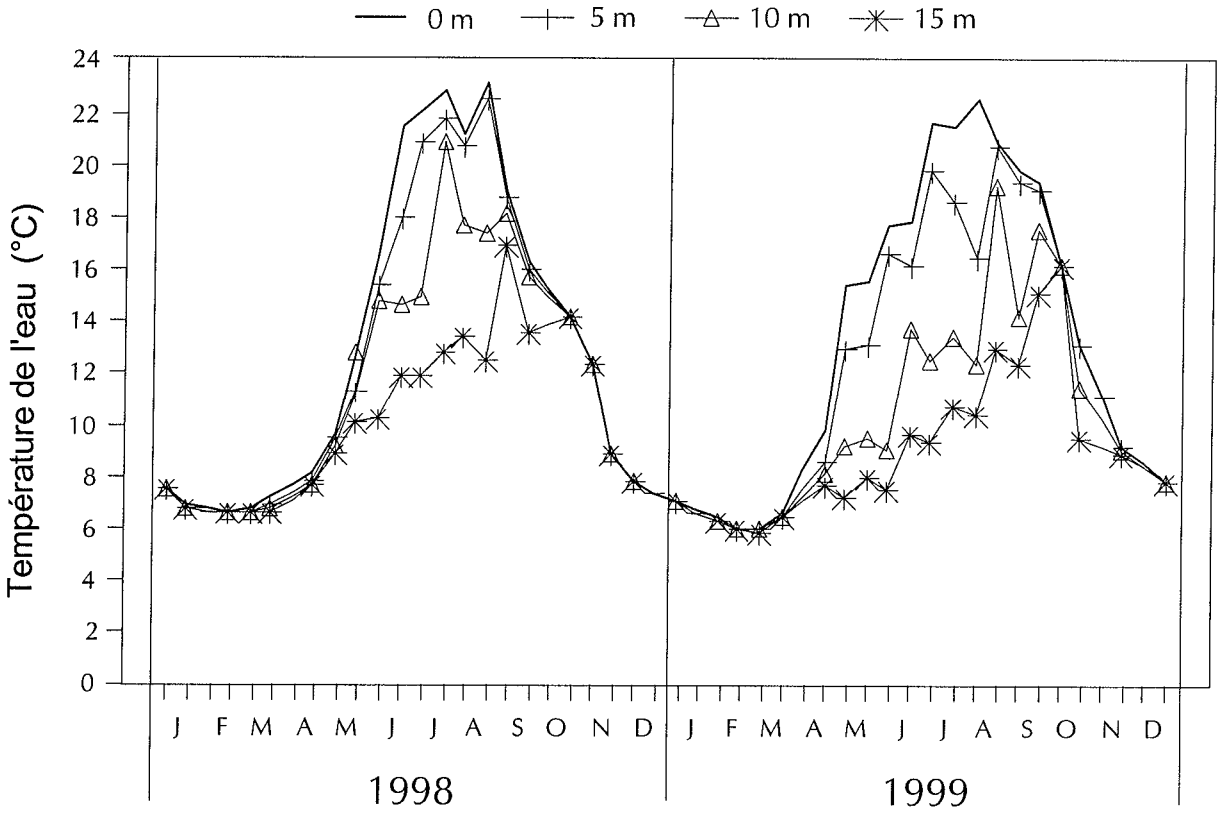


Figure 5 : Température de l'eau des couches superficielles (0, 5, 10 et 15 m) Léman - Grand Lac (SHL 2)

3. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES

3.1 Reprise de l'activité photosynthétique au printemps

Le brassage hivernal en début 1999 induit un renouvellement des nutriments en provenance de la zone profonde. La concentration de phosphore dissous en mars 1999 était d'environ 32 µgP/l dans les couches superficielles de 0 à 10 mètres (figure 6).

La transparence maximale de 17.5 m le 1er mars 1999 est relativement élevée comparée aux années précédentes (figure 10).

La reprise de l'activité photosynthétique est importante de mi-avril à mi-mai suivant le réchauffement des eaux superficielles (figure 5).

Ceci entraîne une chute brutale des concentrations en nutriments (PO_4 - SiO_2 - NO_3 - figures 7 à 9) à mettre en parallèle avec la poussée de diatomées et de cryptophycées constatée à la même époque (REVACLIER et al., 2000) et qui s'accompagne de valeurs faibles de la transparence (inférieure à 3 mètres - figure 10), ainsi que des concentrations en oxygène dissous importantes dans la couche de 0 à 10 mètres (figure 11).

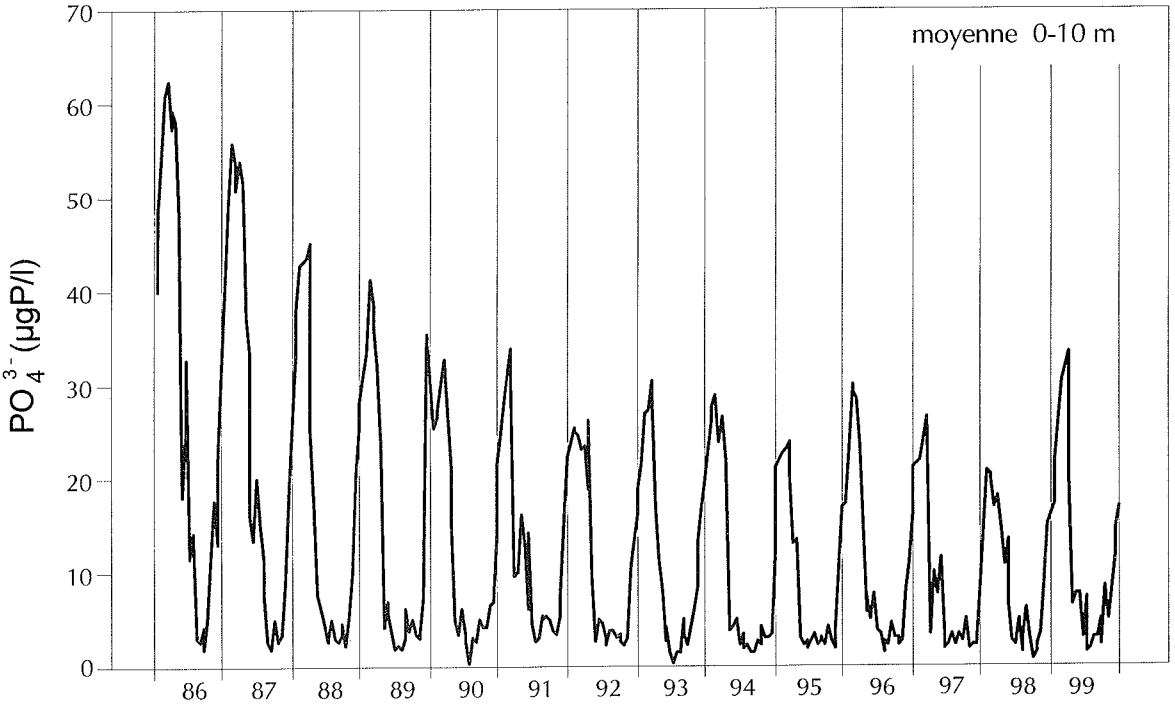


Figure 6 : Concentration en phosphore dissous (PO_4^{3-}) des eaux de la couche superficielle (moyenne 0-10 m), Léman - Grand Lac (SHL 2)

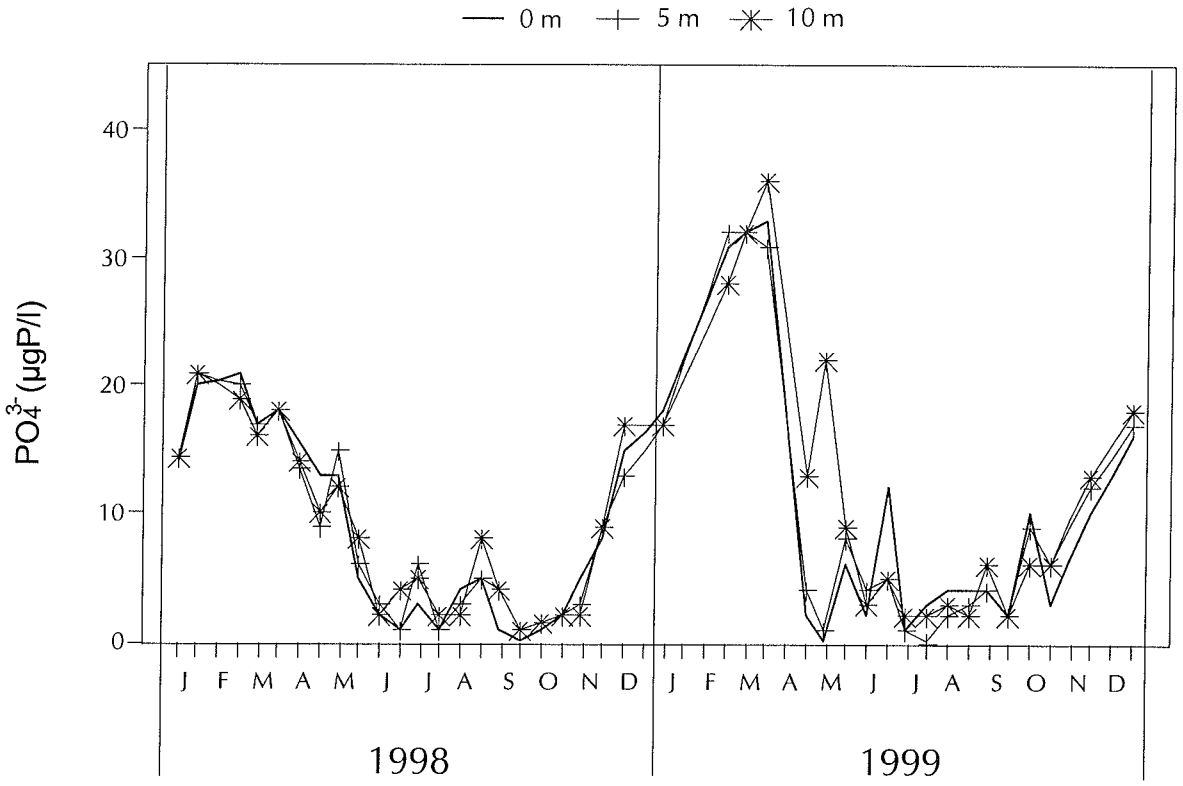


Figure 7 : Concentration en phosphore dissous (PO_4^{3-}) des eaux des couches superficielles (0, 5 et 10 m), Léman - Grand Lac (SHL 2)

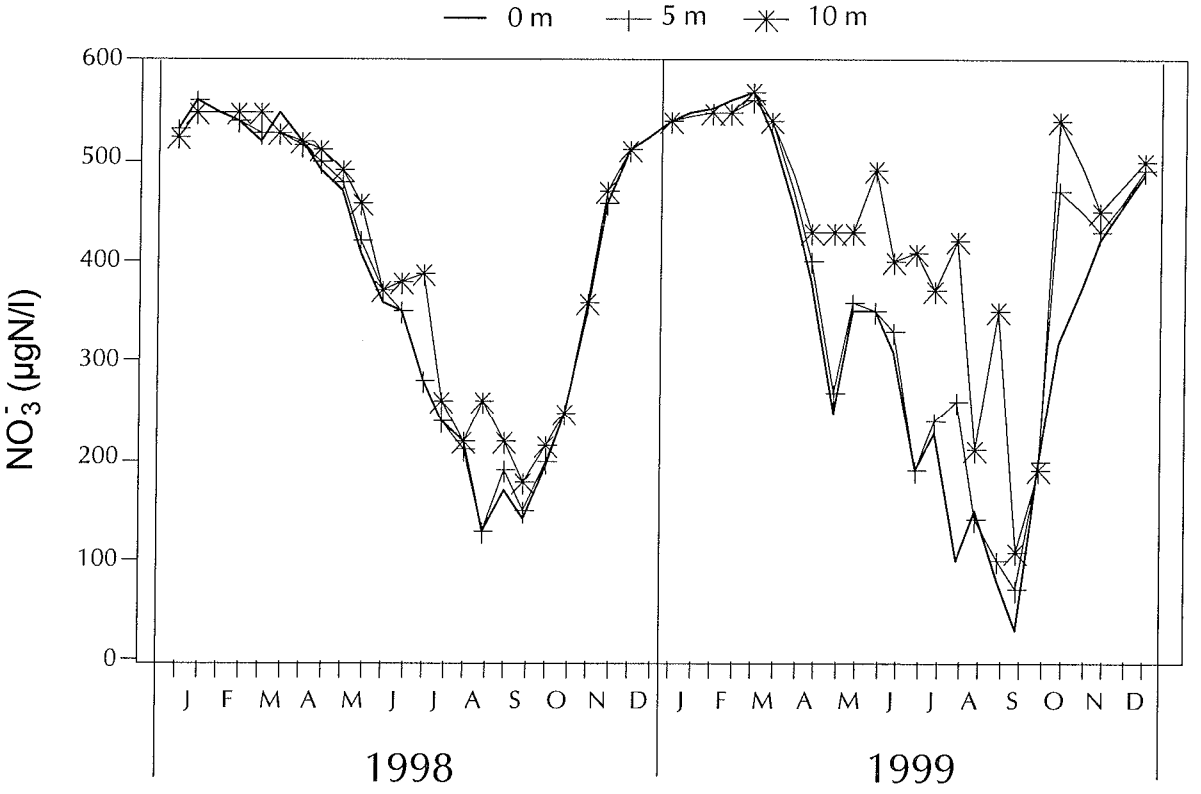


Figure 8 : Concentration en nitrate (NO_3^-) des eaux des couches superficielles (0, 5 et 10 m), Léman - Grand Lac (SHL 2)

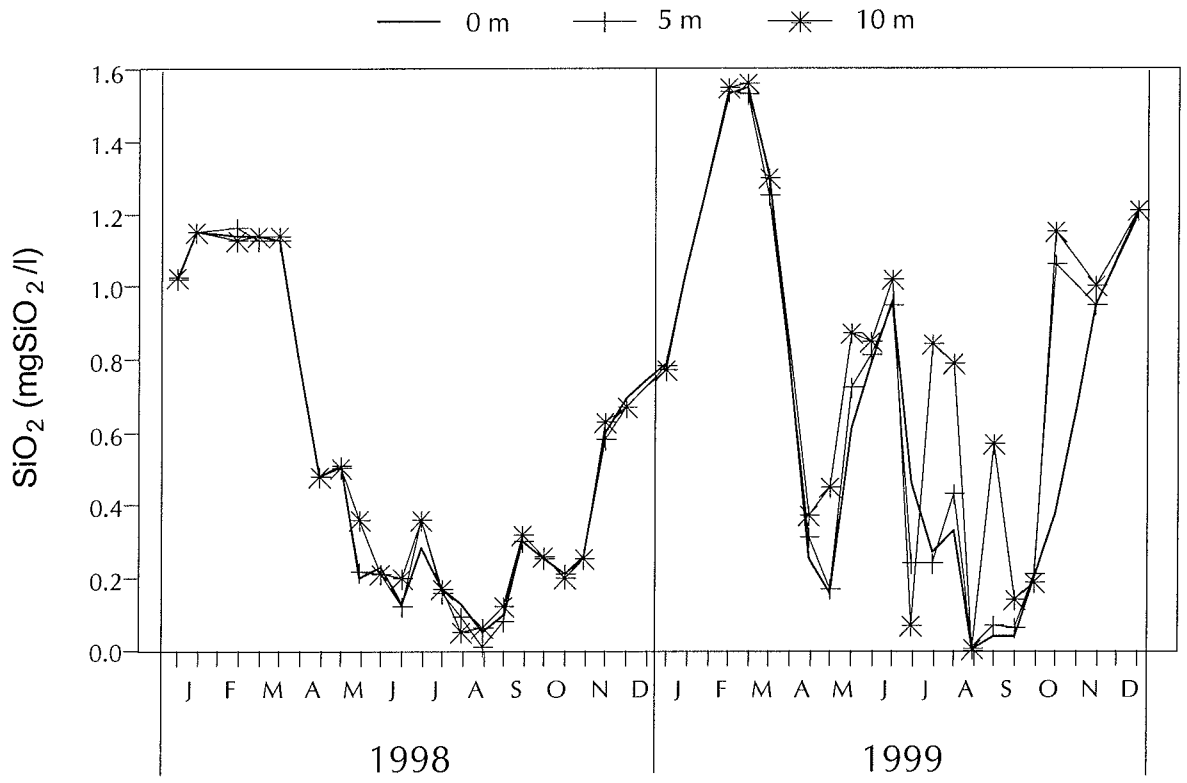


Figure 9 : Concentration en silice dissoute (SiO_2) des eaux des couches superficielles (0, 5 et 10 m), Léman - Grand Lac (SHL 2)

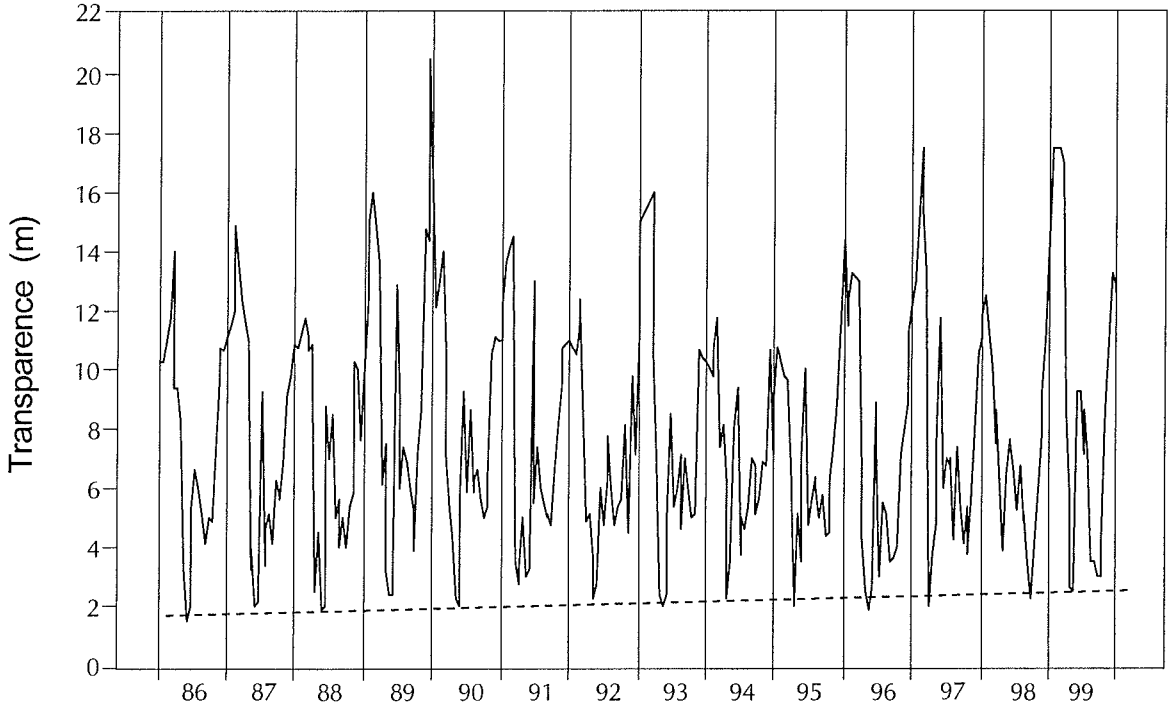


Figure 10 : Transparence mesurée avec le disque de Secchi, Léman - Grand Lac (SHL 2)

3.2 Reste de l'année

De mi-mai à mi-juillet, on constate une nette augmentation de la transparence (figure 10), avec un maximum entre le 25 mai et le 16 juin (9.3 m) correspondant à une période des "eaux claires" relativement prolongée cette année.

Cette périodes pourrait avoir été favorisée par une stabilité plus grande des couches d'eaux superficielles qui de ce fait n'ont pas été réapprovisionnées en nutriments depuis les couches plus profondes. On constate également un moindre réchauffement des couches entre 10 et 15 mètres limitant la production phytoplanctonique (REVACLIER et al., 2000). Ce phénomène se caractérise par une non-consommation du nitrate à 10 mètres (figure 8). Il en est de même pour la silice de 0 à 10 mètres (figure 9).

En août l'activité du phytoplancton a redémarré avec comme conséquence une chute des teneurs en nitrate et silice jusqu'à fin septembre, le phosphore restant à des concentrations très faibles jusqu'à fin octobre. Cette activité s'accompagne de deux pics d'azote ammoniacal (figure 12) et de carbone et azote particulaires (figure 13).

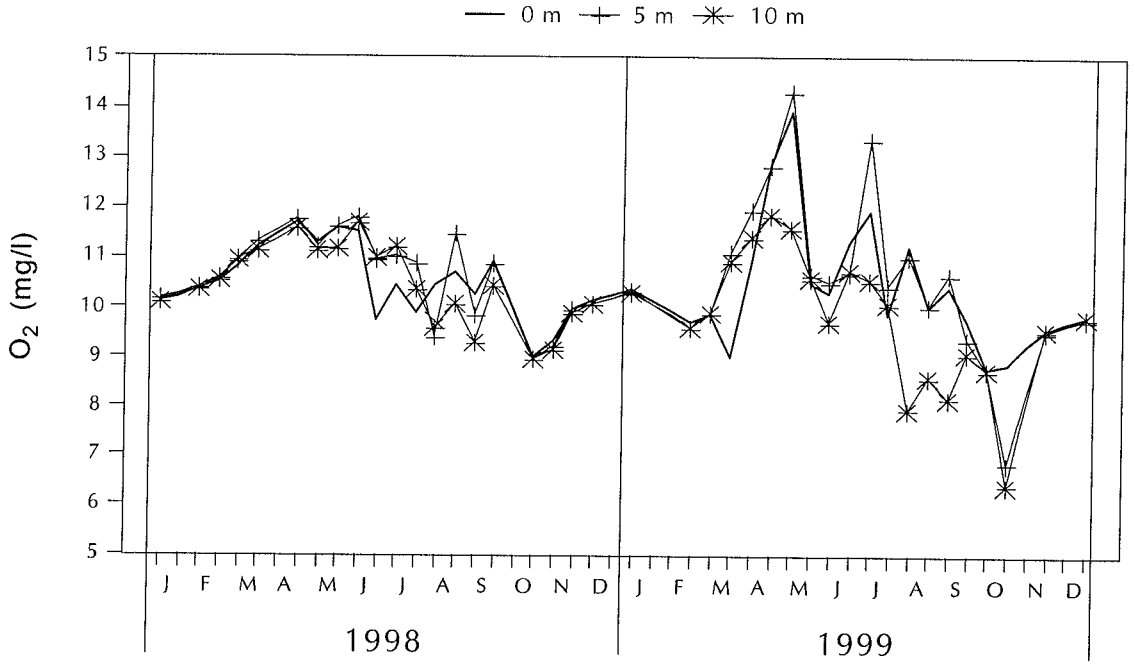


Figure 11 : Concentration en oxygène dissous des eaux des couches superficielles (0, 5, 10 et 15 m), Léman - Grand Lac (SHL 2)

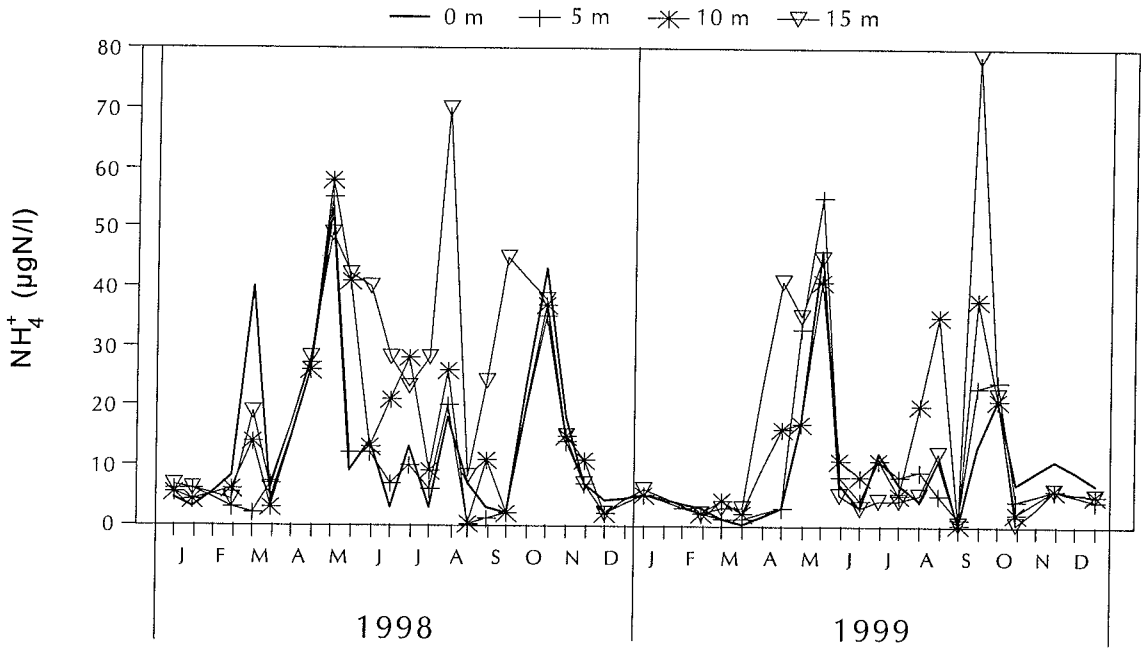


Figure 12 : Concentration en azote ammoniacal des eaux des couches superficielles (0, 5, 10 et 15 m), Léman - Grand Lac (SHL 2)

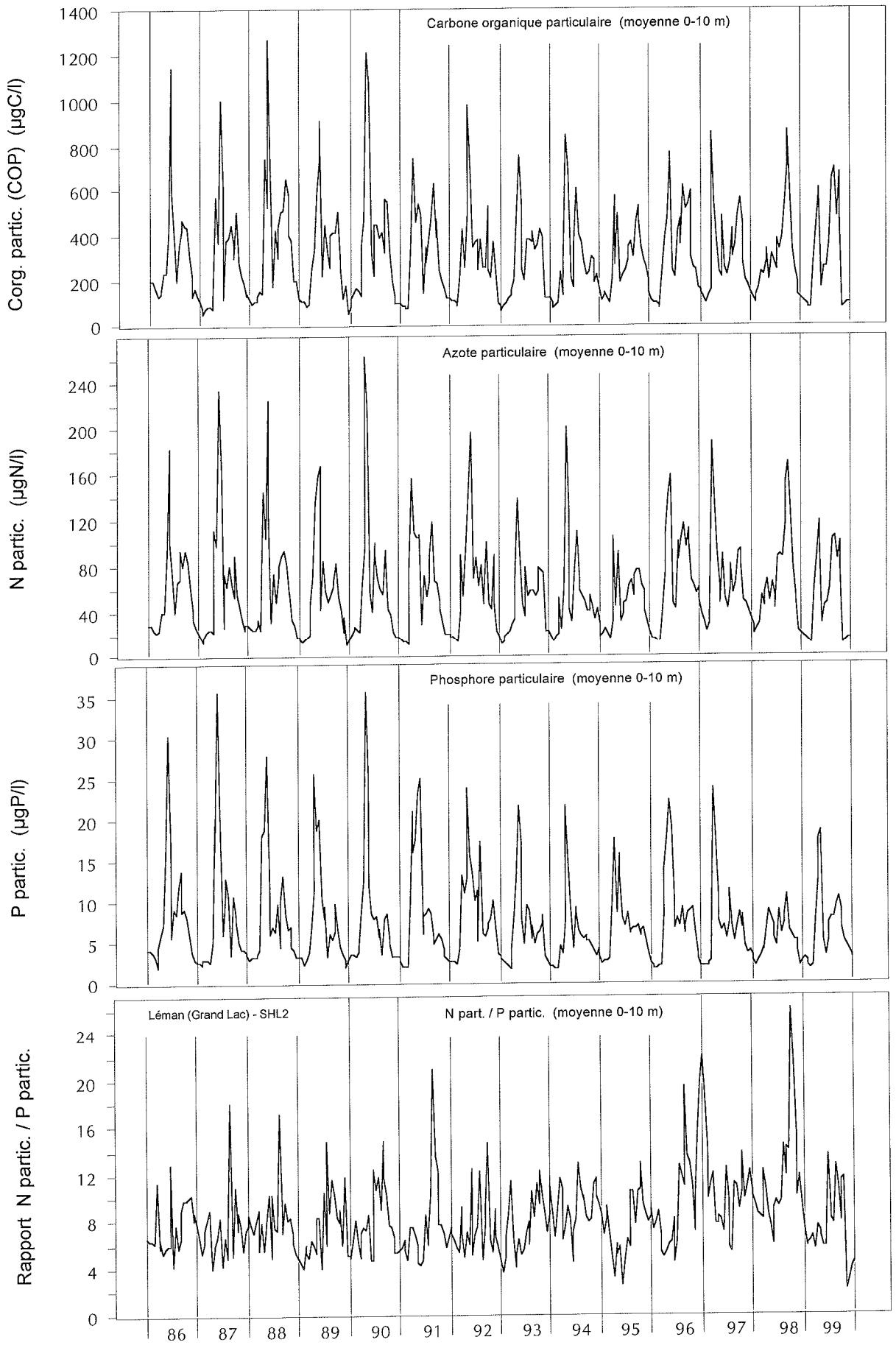


Figure 13 : Concentrations en carbone organique, azote et phosphore particulaires des eaux de la couche superficielle (0-10 m). Rapport N particulaire / P particulaire, Léman - Grand Lac (SHL 2)

4. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES PROFONDES

Le brassage presque complet en mars 1999 entraîne une bonne oxygénation des couches profondes (figures 14 et 16), sans toutefois atteindre la saturation. Très rapidement une partie de cet oxygène se trouve consommé par la nature réductrice des sédiments profonds.

Ce brassage rétablit partiellement l'homogénéisation chimique de la colonne d'eau (PO_4 - figure 20).

La teneur en oxygène est presque toujours supérieure à 4 mgO_2/l dans les couches profondes (figure 16).

Le mélange des eaux, donc l'homogénéisation, entraîne une chute des teneurs en phosphore dissous dans les couches profondes et sa diffusion depuis les sédiments a été limitée (figures 15 et 20).

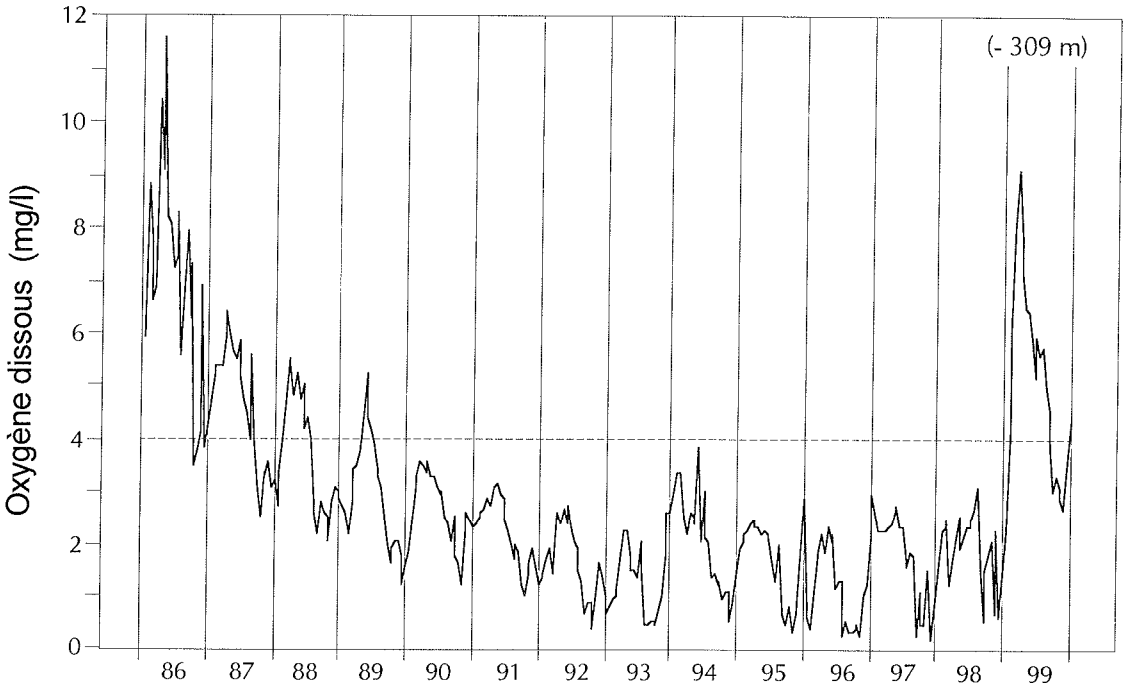


Figure 14 : Concentration en oxygène dissous des eaux du fond, Léman - Grand Lac (SHL 2)

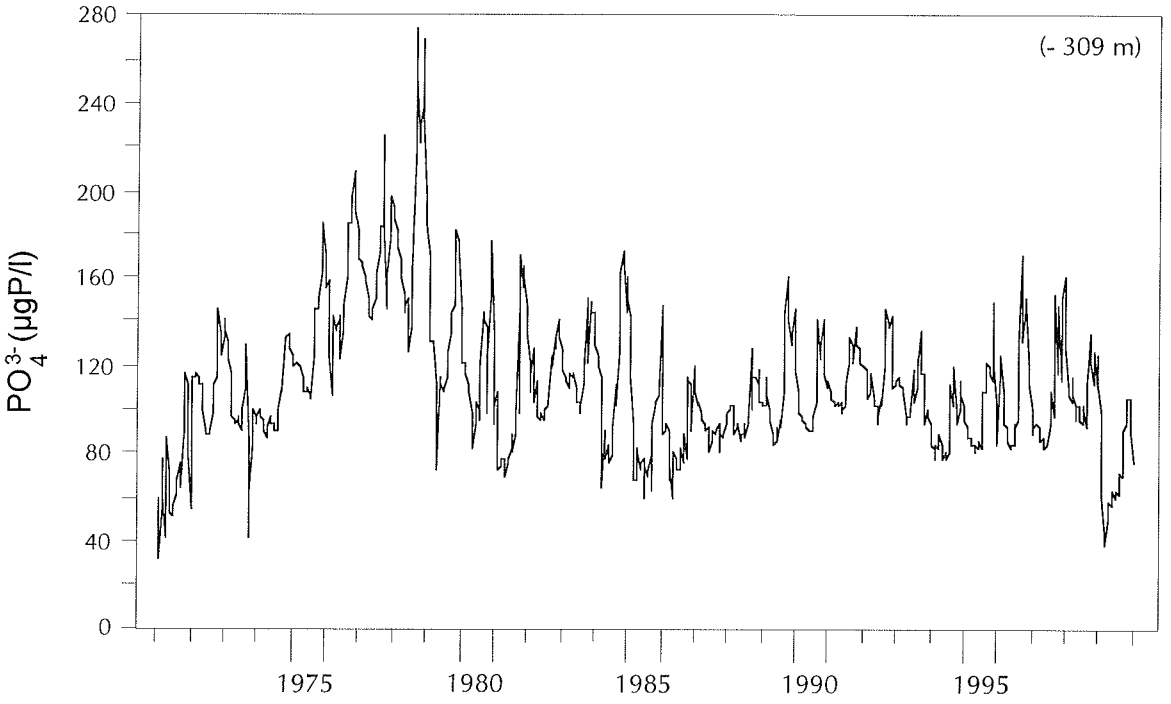


Figure 15 : Concentration en phosphore dissous (PO_4^{3-}) des eaux du fond, Léman - Grand Lac (SHL 2)

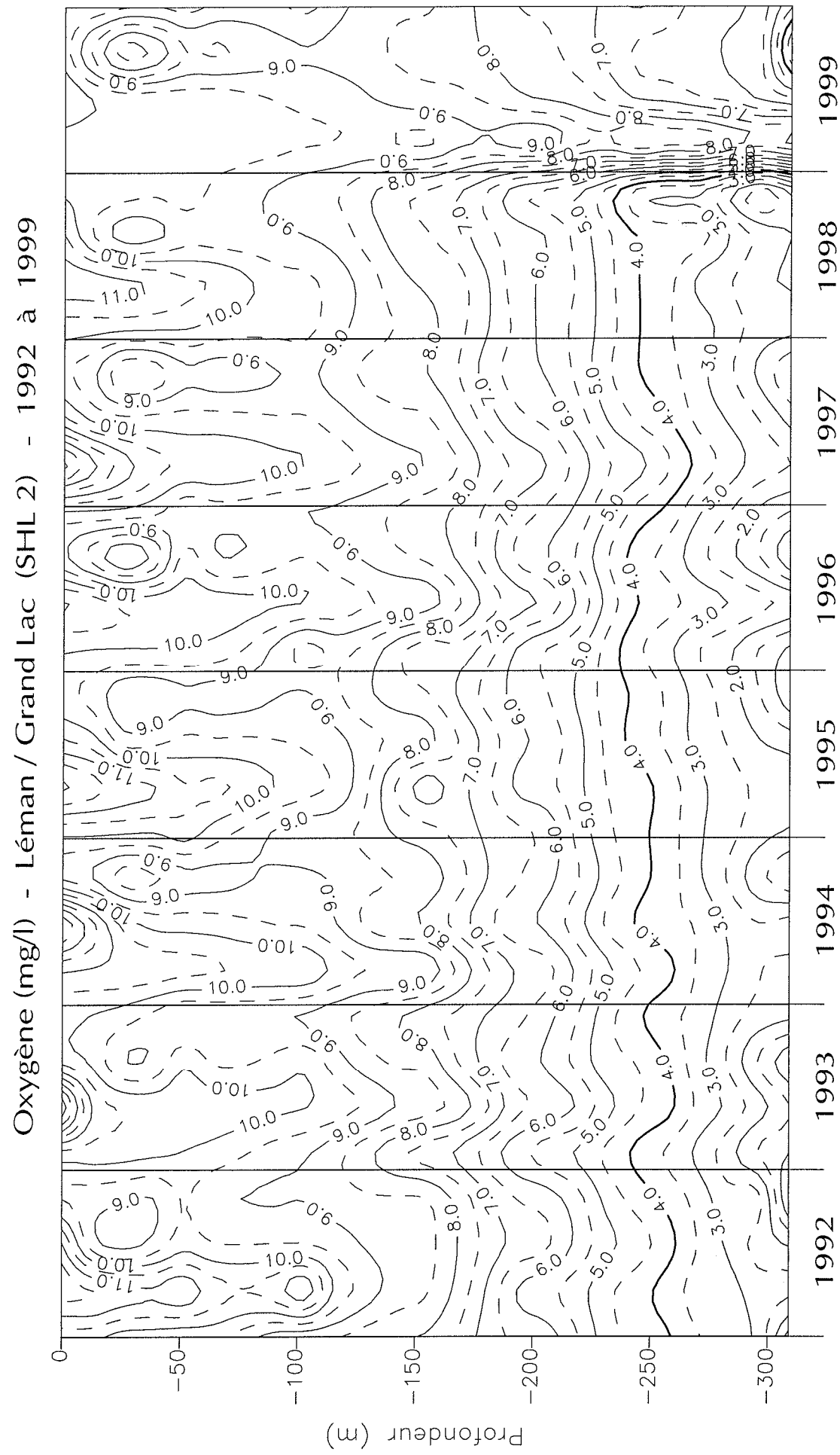


Figure 16 : Concentration en oxygène dissous des eaux du Léman (SHL 2) (zone grisée = concentration inférieure à 4 mgO_2/l)

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)

Du fait de la bonne oxygénation des eaux profondes, il n'y a pas eu de réduction des sels de manganèse et donc de leur diffusion à partir des sédiments (figure 17).

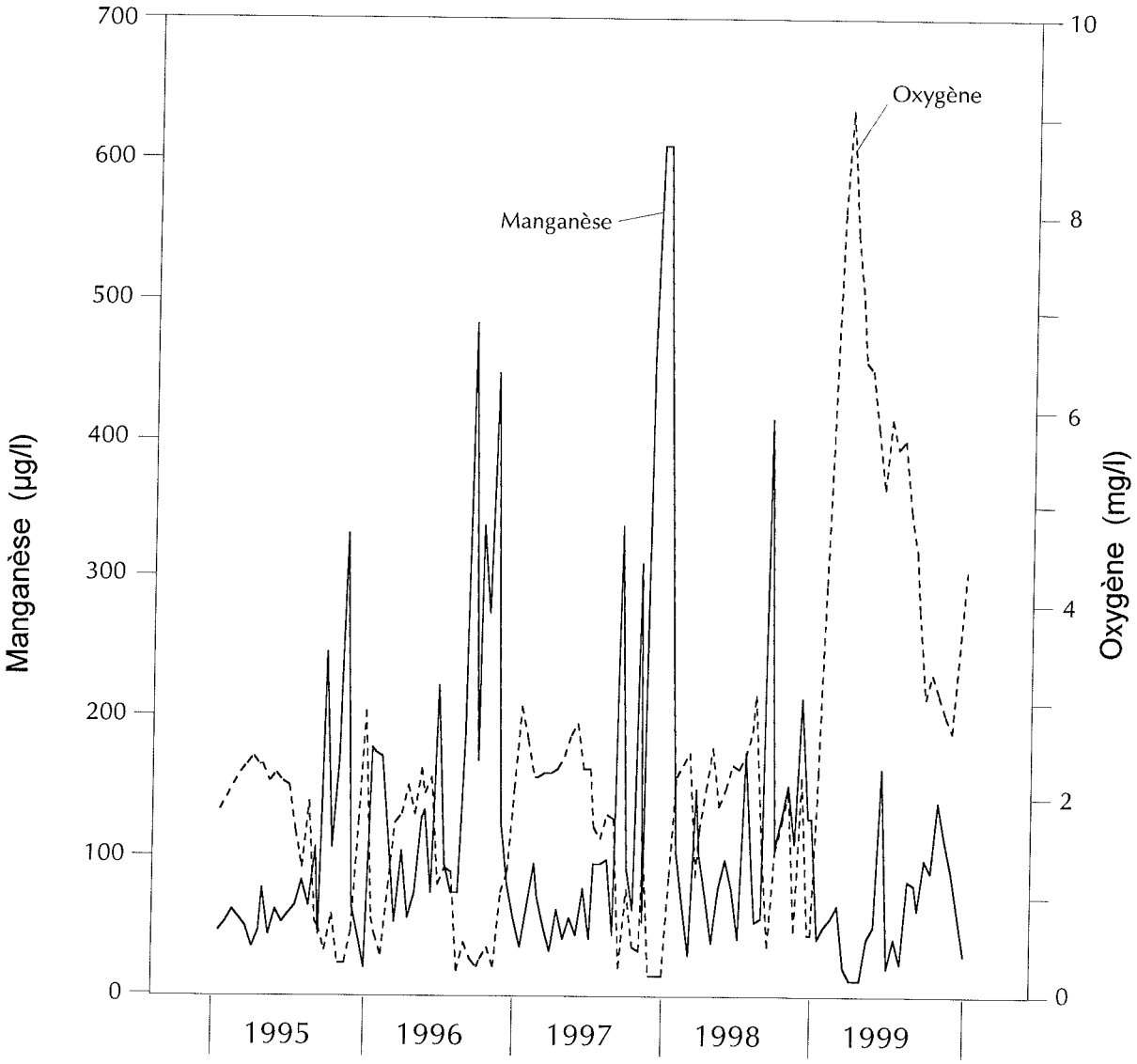


Figure 17 : Evolution comparée des concentrations en manganèse total et en oxygène dissous dans les eaux du fond du Léman Grand Lac (SHL2)

5. ÉVOLUTION INTERANNUELLE DES PRINCIPAUX PARAMÈTRES

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

5.1 Oxygène dissous (figures 14, 16 et 18)

Le brassage en mars 1999 a provoqué une bonne réoxygénation des eaux profondes avec une valeur qui a atteint 9.1 mgO_2/l. La figure 18 montre l'évolution de la teneur au fond du lac depuis 1957.

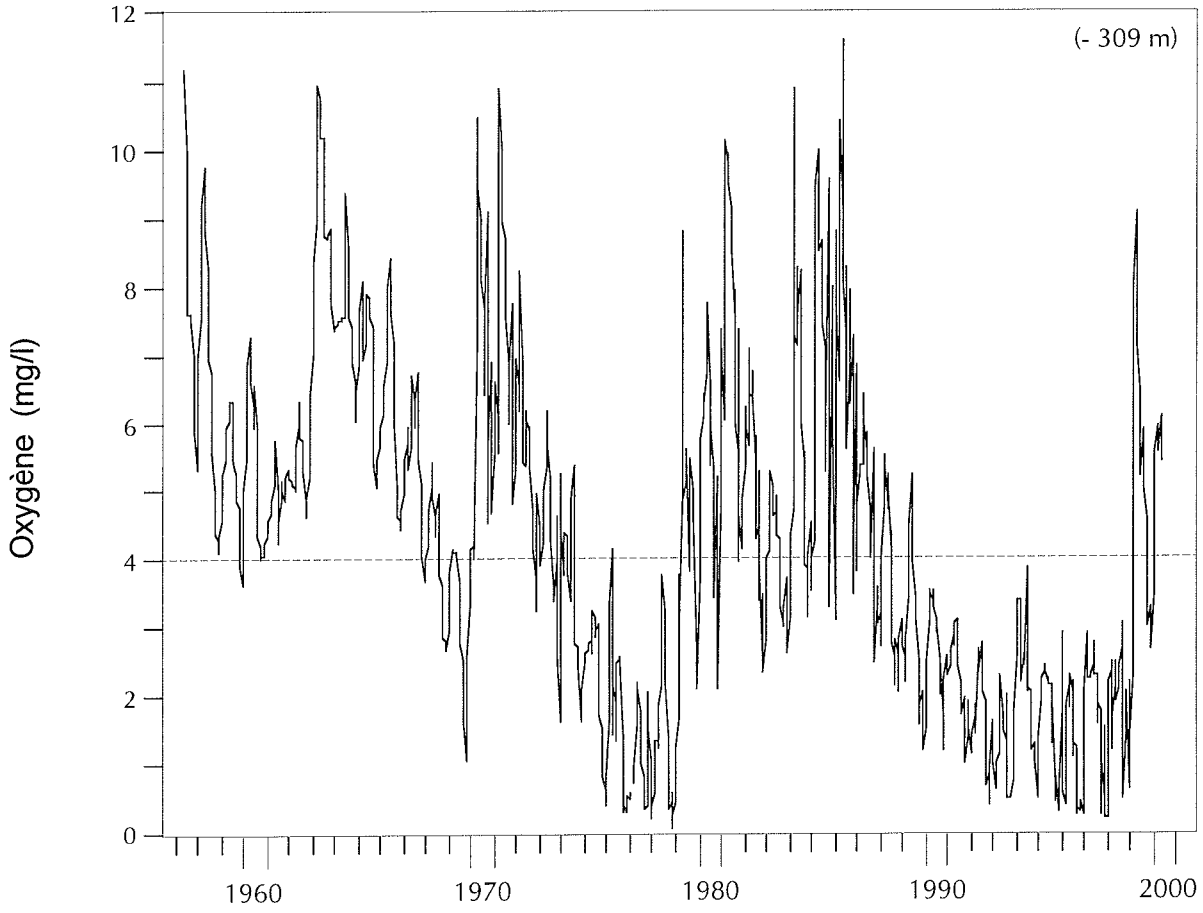


Figure 18 : Concentration en oxygène dissous des eaux au fond du Léman - Grand Lac (SHL 2)

Sur les figures 14 et 18, la limite indiquée à 4 mgO_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/l O_2... Les conditions naturelles particulières sont réservées".

---

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

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

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

5.2 Phosphore dissous et phosphore total (figures 19 et 20)

En 1999, on mesure un stock moyen quasi égal à celui de 1998 (- 1 %). Les concentrations moyennes annuelles sont en 1999 de 39 µgP/l pour le phosphore total et de 35 µgP/l pour le phosphore dissous, ce qui correspond à une quantité de phosphore total contenu dans le Grand Lac de 3'360 tonnes et de 2'990 tonnes de phosphore dissous.

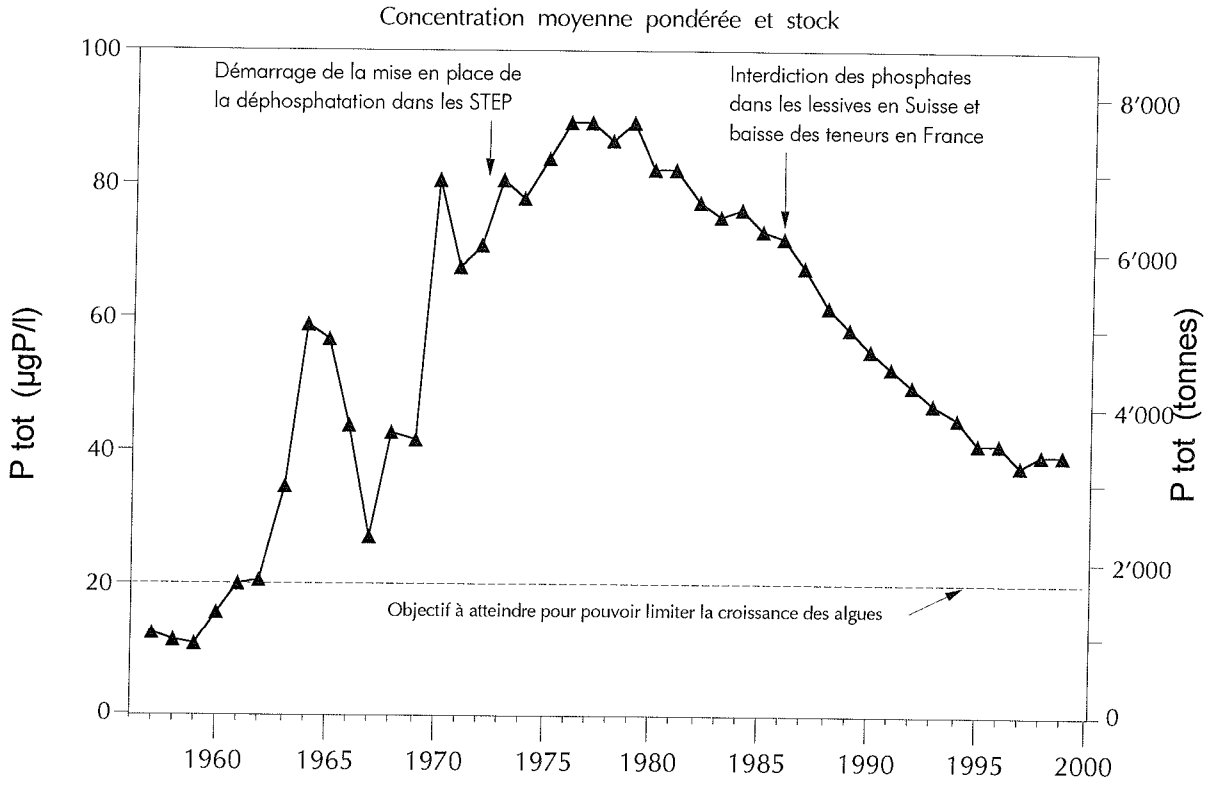


Figure 19 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et du stock de phosphore total contenu dans le Grand Lac

La figure 20 montre l'évolution des concentrations en phosphore dissous dans les différentes couches pour les années 1992 à 1999. L'homogénéisation de mars 1999 se marque bien.

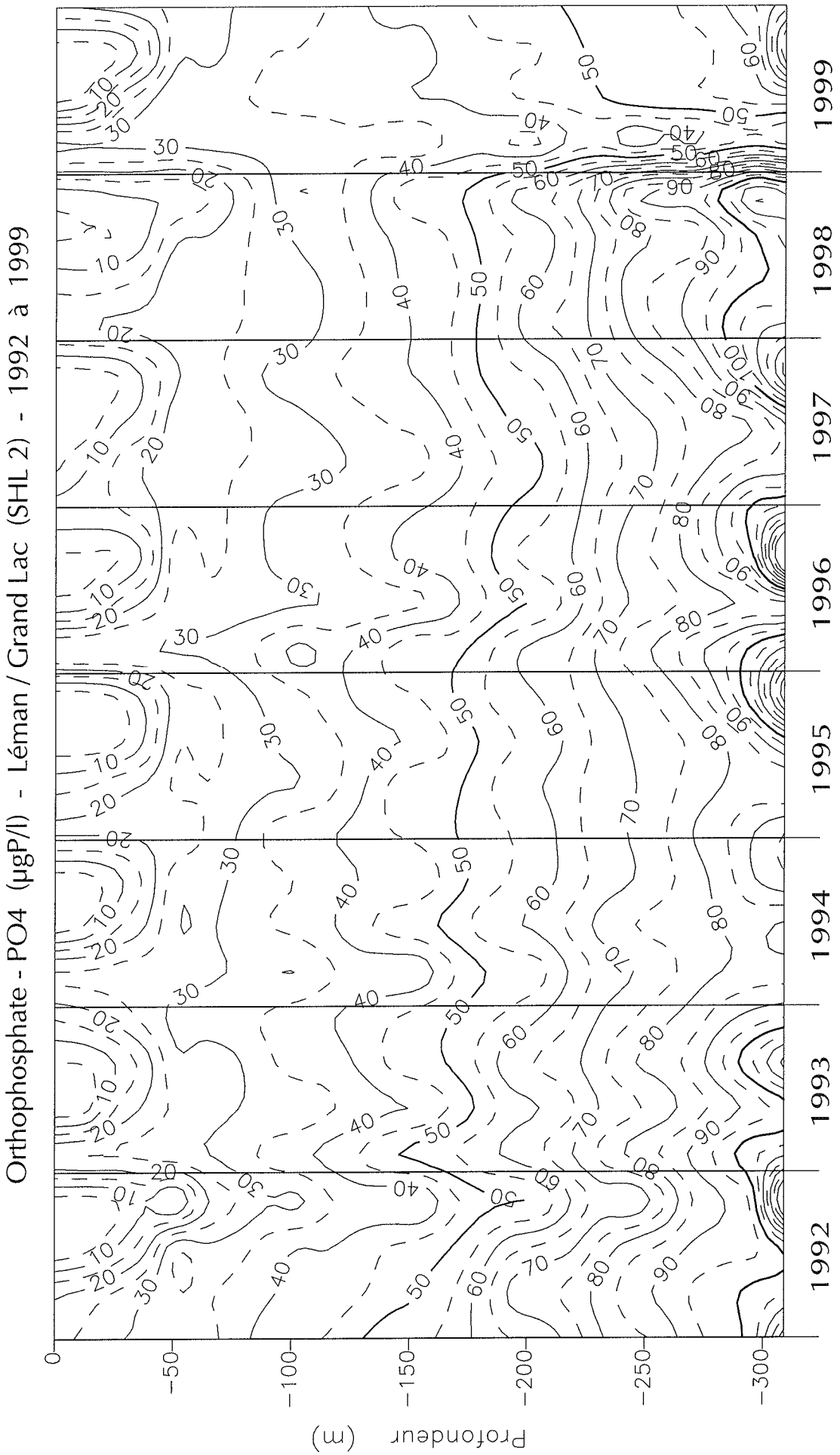


Figure 20 : Concentration en phosphore dissous (PO_4^{3-}) dans les différentes couches du Léman (SHL2)
(Zone grisée = concentration supérieure à 100 µgP/l)

5.3 La transparence (figure 10)

On peut constater (figure 10) une tendance à l'augmentation des minima de transparence observés lors des poussées phytoplanctoniques ces quinze dernières années.

5.4 Azote nitrique et azote total (figure 21)

Les concentrations pour 1999 sont de 660 µgN/l pour l'azote total et 560 µgN/l pour l'azote nitrique. La stabilité des concentrations se poursuit depuis quelques années.

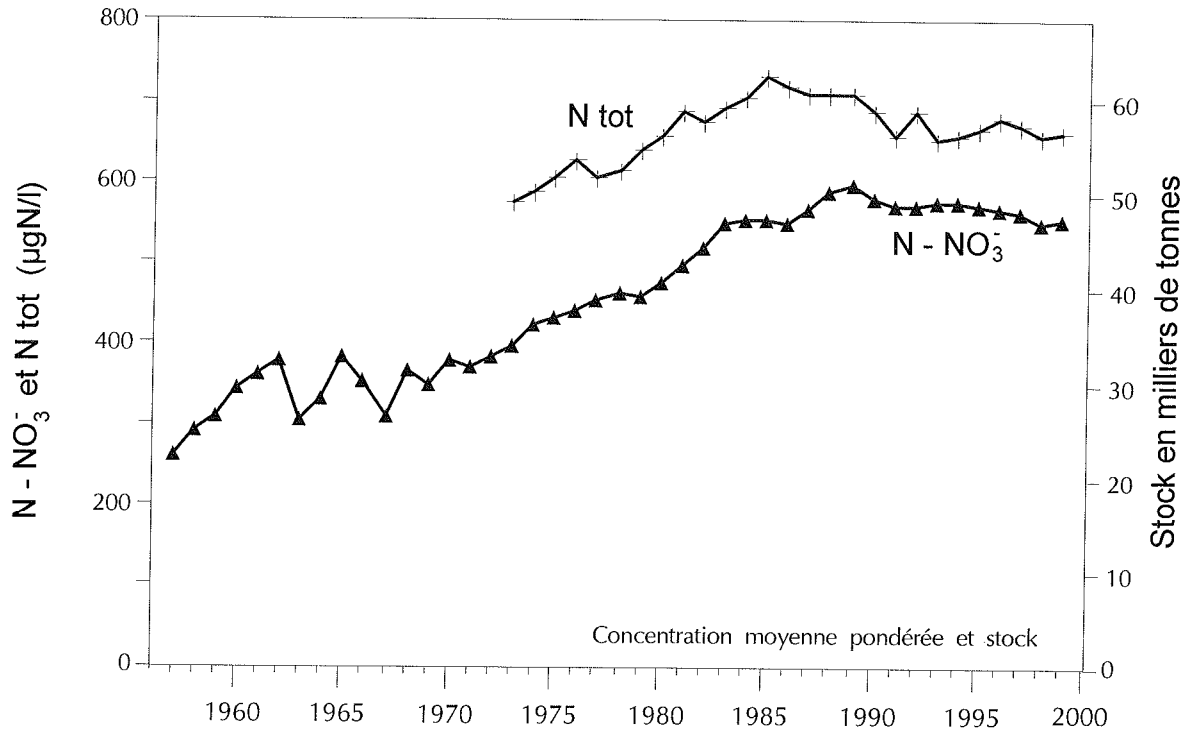


Figure 21 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et des stocks d'azote total et d'azote nitrique contenus dans le Grand Lac

5.5 Chlorure (figure 22)

Depuis que des mesures régulières de ce paramètre sont effectuées, on constate d'année en année une augmentation de la concentration en chlorure. En 1999, la concentration moyenne est de 7.19 mg/l, alors qu'elle n'était que de 2.73 mg/l en 1971.

On peut toutefois s'attendre à ce que cette hausse se stabilise lorsque les concentrations dans le lac seront voisines de celles observées dans les affluents (y compris les rejets des STEP directs au lac), soit inférieures à 10 mg/l en moyenne pondérée, mais, ceci pour autant que les apports en chlorure des affluents restent stables.

Les chlorures proviennent principalement de l'industrie et l'artisanat, des sels de déneigement, des adoucisseurs d'eau, des produits utilisés pour éliminer le phosphore dans les STEP, des rejets domestiques, des précipitations et du lessivage/érosion des sols (CORVI, 1984a).

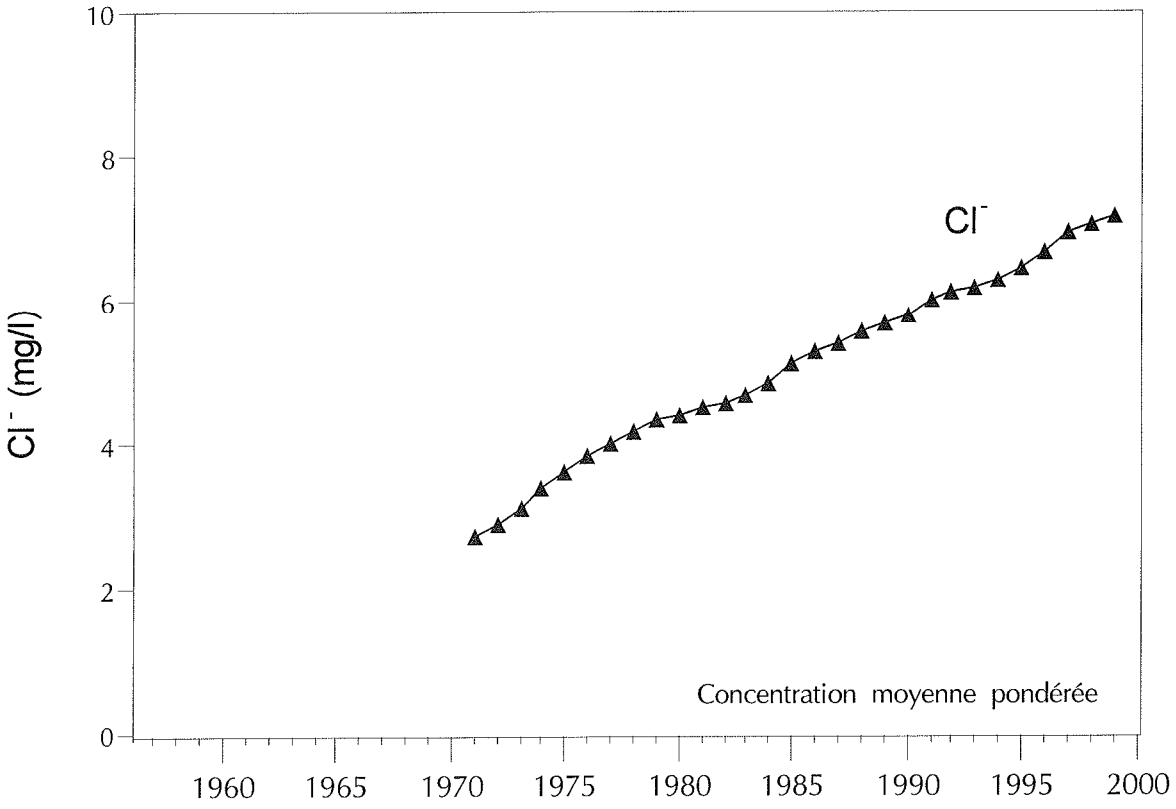


Figure 22 : Evolution de la concentration moyenne annuelle en chlorure, pondérée pour l'ensemble de la masse d'eau du Grand Lac

6. MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES

6.1 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 métalliques 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.

6.2 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.

6.3 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 ou à la valeur limite fixée, pour la Suisse, à respectivement 5 et 200 µg/l (OSEC, 1995).

TABLEAU 1 - Campagne du 24 mars 1999 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	4	nd*	nd*	nd*	4	nd*
1	1	4	nd	nd	nd	5	nd
5	-	-	-	-	-	-	-
7.5	1	5	nd	nd	nd	5	nd
10	1	6	nd	nd	nd	5	nd
30	1.5	10	nd	nd	nd	4	nd
100	8	7	nd	nd	nd	4	nd
305	13	6	nd	nd	nd	5	nd
fond	11	6	-	-	-	-	-

* = 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 21 septembre 1999 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	1	nd*	nd*	nd*	<1	nd*
1	<1	1	nd	nd	nd	4	nd
5	<1	3	nd	0.06	nd	<1	nd
7.5	<1	2	nd	0.07	nd	3	nd
10	<1	2	nd	nd	nd	<1	nd
30	<1	4	nd	nd	nd	3	nd
100	<1	1	nd	nd	nd	4	nd
305	6	3	nd	nd	nd	<1	nd
fond	97	5	nd	nd	nd	<1	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)

Profond. (m)	24 mars 1999				21 septembre1999			
	Simazine µg/l	Atrazine µg/l	Terbutylazine µg/l	Métolachlore µg/l	Simazine µg/l	Atrazine µg/l	Terbutylazine µg/l	Métolachlore µg/l
0	0.02	0.05	0.02	0.04	0.02	0.02	0.01	0.01
1	0.03	0.05	0.03	0.07	0.02	0.03	0.03	0.03
5	-	-	-	-	0.02	0.03	0.03	0.02
7.5	0.03	0.05	0.02	0.06	0.02	0.04	0.03	0.02
10	0.03	0.04	0.02	0.06	0.02	0.04	0.02	0.02
30	0.03	0.04	0.02	0.06	0.03	0.04	0.03	0.03
100	0.03	0.04	0.02	0.07	0.03	0.05	0.03	0.05
305	0.03	0.04	0.02	0.05	0.03	0.06	0.03	0.04
fond	-	-	-	-	0.02	0.05	0.03	0.04

TABLEAU 4 - NTA et EDTA

Léman - Grand Lac (Station SHL2)

Profondeur (m)	NTA (µg/l)		EDTA (µg/l)	
	24 mars 1999	21 septembre 1999	24 mars 1999	21 septembre 1999
0	0.6	0.2	0.6	0.4
1	0.6	0.2	0.6	1.0
5	0.5	0.2	0.3	0.7
7.5	0.8	0.2	0.4	0.4
10	0.5	0.2	0.8	0.5
30	0.4	-	0.3	-
100	0.1	-	0.5	-
305	0.2	0.1	0.5	0.4
fond	0.1	0.2	0.5	0.6

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).

7. CONCLUSIONS

Les principales observations en 1999 sont les suivantes :

- le brassage hivernal des eaux a été presque complet en mars 1999 dans le Grand Lac; le Petit Lac, qui a une profondeur maximum inférieure à 80 m, a été entièrement brassé comme chaque année,

- le brassage a permis de réoxygéner les couches profondes. Les teneurs en oxygène demeurent presque toute l'année et en tous points supérieures à 4 mgO_2/l,

- le brassage hivernal dans le Grand Lac a réparti les nutriments de façon homogène dans toute la masse d'eau, ce qui a provoqué une augmentation sensible des concentrations en phosphore dans les couches superficielles par rapport aux années précédentes,

- la reprise de l'activité photosynthétique a été importante dès la mi-avril. De mi-mai à mi-juillet, on constate une nette augmentation de la transparence, avec un maximum entre le 25 mai et le 16 juin (9.3 m) correspondant à une période des "eaux claires" relativement prolongée cette année.

  Le phosphore dissous est consommé en quasi-totalité dans les couches superficielles de mai à fin septembre.

Pour les stocks de phosphore contenus dans le lac, on ne constate pas d'évolution significative par rapport à 1998 (- 1 %). Pour l'azote total et l'azote nitrique, la stabilité des concentrations se poursuit depuis quelques années. Pour le chlorure, on constate d'année en année une augmentation des concentrations.

- Pour le Grand Lac, le stock de phosphore total est de 3'360 tonnes en 1999, contre 3'395 en 1998,

- pour le Grand Lac, le stock d'azote nitrique (47'655 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 des 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 proches des exigences fixées par cette ordonnance prise comme point de comparaison.

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 développer.

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

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. (1998) : Evaluation de l'étendue de la zone désoxygénée dans la plaine centrale du Grand Lac, en automne 1997. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1997.

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. (1984a) : Chlorures. In : Le Léman, Synthèse 1957-1982. Ed. par Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., 183-191.

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.

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.

ORAND, A. et GAGNAIRE, J. (2000 a) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1999.

ORAND, A. et GAGNAIRE, J. (2000 b) : Bilan des apports par les affluents au Léman et au Rhône à l'aval de Genève. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1999.

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.

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

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

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)

Année	Oxygène mg/l	P tot. µgP/l	PO4 µgP/l	N tot. µgN/l	Nmintot µgN/l	NH4 µgN/l	NO2 µgN/l	NO3 µgN/l	Cl mgCl/l	C.O.P µgC/l	Npartic µgN/l	Ppartic µgP/l	Transpar 12 mois (en m)	Transpar mai-sept (en m)
1957	9.66	12.4			266	0.3	1.0	265					10.80	6.74
1958	10.32	11.2			297	0.9	1.7	294					9.50	5.20
1959	9.59	10.4			312	0.3	1.1	311					9.70	6.74
1960	9.57	15.4			349	1.2	1.1	347					11.10	10.46
1961	9.36	20.0			366	3.4	0.9	362					9.50	8.06
1962	10.33	20.4			392	9.0	1.5	381					9.70	6.80
1963	10.30	34.7			314	6.0	1.5	306					9.80	6.26
1964	10.21	58.8			342	8.8	1.3	332					9.50	7.30
1965	10.25	56.8			391	4.4	1.3	385					9.50	7.10
1966	10.44	43.9			362	4.8	1.4	356					8.10	5.74
1967	9.72	27.0			314	2.1	1.0	311					9.80	6.30
1968	9.43	42.5			372	5.4	0.7	366					10.30	6.52
1969	9.01	41.7			354	4.2	1.1	349					9.60	7.24
1970	9.69	80.5	50.5		383	2.9	1.3	379					8.63	4.86
1971	9.69	67.6	45.6		382	9.0	1.6	371	2.73				9.49	6.02
1972	9.25	71.1	56.3		401	14.6	1.6	385	2.93				8.45	6.88
1973	9.36	80.5	66.1	574	412	13.8	2.4	396	3.16				9.33	5.48
1974	9.12	78.2	63.2	588	438	13.8	1.9	422	3.44				8.46	5.98
1975	8.96	84.0	66.1	606	447	10.6	1.9	434	3.66				7.30	3.78
1976	8.36	89.6	72.3	628	454	11.7	1.4	441	3.84				8.18	4.00
1977	8.31	89.4	74.0	608	468	11.2	1.8	455	4.05				7.95	5.18
1978	8.55	86.8	73.4	617	474	7.0	1.8	465	4.18				7.27	5.64
1979	8.93	89.5	74.0	641	466	5.5	1.5	459	4.35				10.42	5.86
1980	9.06	82.5	71.5	657	485	7.4	1.9	476	4.39				8.88	6.04
1981	9.32	82.6	71.6	688	507	8.0	1.1	498	4.53				8.10	5.80
1982	9.24	77.5	69.5	675	529	8.4	1.2	519	4.60				7.54	5.52
1983	9.19	75.4	67.3	693	560	10.2	1.2	549	4.70				8.23	6.04
1984	9.46	76.4	67.6	706	566	11.2	1.0	554	4.88				7.59	5.55
1985	9.54	73.1	65.0	734	571	14.0	0.6	556	5.12				8.44	4.94
1986	9.83	71.8	61.9	718	558	6.8	1.0	550	5.30	106.7	19.0	3.1	7.50	4.31
1987	9.62	67.7	58.3	713	573	6.6	0.8	566	5.40	72.9	14.0	2.9	8.00	4.70
1988	9.33	61.7	54.5	709	594	5.4	0.9	588	5.60	115.3	17.2	2.5	7.18	5.19
1989	8.65	58.3	51.7	712	605	5.6	0.9	598	5.68	93.3	14.2	2.1	8.85	6.22
1990	8.33	55.3	48.3	689	589	5.8	0.9	582	5.79	101.7	16.4	2.4	7.82	6.08
1991	8.49	52.3	45.3	660	580	5.9	0.9	572	6.00	91.5	15.1	2.5	7.79	5.86
1992	8.42	49.9	40.8	690	577	5.4	1.2	570	6.16	91.2	17.7	2.8	6.77	5.19
1993	8.29	47.3	40.4	656	581	3.2	0.9	577	6.18	88.1	13.3	2.3	8.24	5.42
1994	8.33	44.8	39.4	660	580	3.9	1.1	575	6.29	83.6	14.0	2.2	7.10	5.87
1995	8.22	41.3	37.0	667	576	3.5	1.2	571	6.47	90.1	13.1	2.3	7.47	5.89
1996	8.27	40.9	36.0	681	575	4.5	1.1	569	6.68	107.4	22.3	2.3	7.17	4.56
1997	8.41	37.7	33.7	673	568	4.2	1.1	563	6.96	107.4	23.1	2.2	8.82	6.73
1998	8.26	39.6	35.2	658	557	5.1	0.9	551	7.06	100.3	22.1	2.2	7.36	5.65
1999	8.79	39.2	34.9	662	560	3.3	0.8	556	7.19	92.3	13.2	2.3	8.99	5.72

C.I.P.E.L. : 16/03/2000

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)

Année	Oxygène Tonnes	P tot. Tonnes	P-PO4 Tonnes	N tot. Tonnes	Nmintot Tonnes	N-NH4 Tonnes	N-NO2 Tonnes	N-NO3 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

C. I. P. E. L. : 16/03/2000

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1999, **2000**, 59-66.

ÉVOLUTION DE LA PRODUCTION PHYTOPLANCTONIQUE DANS LE LÉMAN

Campagne 1999

PAR

Christophe LEBOULANGER

avec la collaboration technique de

Pascal CHIFFLET et **Jean-Paul MOILLE**

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE, CARRTEL INRA, BP 511, F - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

RÉSUMÉ

La base du fonctionnement trophique du Léman repose sur la production primaire, issue du carbone minéral assimilé par le phytoplancton dans la couche supérieure du lac, accessible à la lumière du soleil. 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. Ces mesures ont été effectuées à neuf profondeurs dans la couche éclairée, lors de dix-huit campagnes de janvier à novembre 1999.

Par rapport à 1998, la production primaire annuelle nette mesurée en 1999 a été réduite, égale à 210 g/m^2 de carbone, disponible pour les échelons trophiques supérieurs. Au cours des treize dernières années, seule l'année 1995 a montré une productivité légèrement plus faible. Une telle diminution apparente doit être considérée avec précaution, au vu du calendrier des prélèvements fortement perturbé par les conditions météorologiques. La concentration moyenne pondérée en chlorophylle a dans les dix mètres sous la surface du lac est égale à 5.2 mg chl a/m^3, soit pratiquement la même biomasse que l'année précédente.

1. INTRODUCTION

La présence d'une biomasse chlorophyllienne dans la couche éclairée résulte d'un équilibre dynamique entre production de matière vivante nouvelle (se concluant par des divisions cellulaires) et disparition de cette biomasse par différents phénomènes : sédimentation, consommation par le zooplancton herbivore, et lyse cellulaire principalement. La concentration en chlorophylle est donc un instantané du stock phytoplanctonique à un moment donné, alors que la mesure de production primaire renseigne sur l'activité, et par là sur la vitesse de renouvellement, de ce même phytoplancton. Seule cette double représentation statique et dynamique (liée à la structure et au fonctionnement) permet d'appréhender le fonctionnement du premier échelon trophique du lac, qui pourra ensuite conduire à une production piscicole exploitable (dans le meilleur des cas) où à une dégradation de la valeur d'usage du milieu (dans le pire des cas).

2. MÉTHODES

Au cours de l'année 1999, seules dix-huit campagnes (sur les 21 programmées) de mesures des paramètres de production et biomasse phytoplanctoniques ont pu être réalisées sur la station de référence SHL2 en raison de mauvaises conditions météorologiques. Par ailleurs, l'arrêt de fonctionnement du compteur à scintillation liquide, équipement nécessaire à la mesure de l'incorporation du radiocarbone, nous a obligé à utiliser le matériel du CARRTEL Université de Savoie. Ces contraintes n'ont que peu perturbé le déroulement du présent travail.

Comme lors des campagnes précédentes, ainsi qu'il est rappelé dans PELLETIER et LEBOULANGER (1999), la méthode de STEEMAN-NIELSEN (1952) 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. Chaque échantillon est fractionné en trois aliquotes, distribués dans trois flacons, enrichi en carbonate radioactif puis ré-immergé à la profondeur de prélèvement où l'incubation est réalisée pendant une durée égale au tiers médian de la photopériode.

Le phytoplancton est ensuite récupéré par filtration sur membrane en polycarbonate de 0.8 µm de porosité, seuil où la plupart des cellules autotrophes sont retenues. Ce filtre est ensuite traité au laboratoire en vue d'un comptage de la radioactivité incorporée. 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 déterminé expérimentalement (PELLETIER, 1983).

La mesure de la concentration en chlorophylle *a* à chacune des neuf profondeurs se fait sur les mêmes 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).

3. RÉSULTATS

3.1 Répartitions verticales

Les profils 0-30 m de la biomasse phytoplanctonique (exprimée en mg.chl *a*/m^3) et de la production primaire (en mg C assimilé/m^3 pendant 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 début mars, la biomasse phytoplanctonique augmente très légèrement à la fin du même mois, et montre son premier pic fin avril, avec un maximum proche de 18 mg chl *a*/m^3 à 2 mètres. Fin mars, la répartition homogène de cette biomasse, entre 5 et 6.5 mg chl *a*/m^3 sur l'ensemble des 30 mètres sous la surface, suggère un brassage de la masse d'eau, diluant un éventuel pic de densité phytoplanctonique préalable (lié à un vent fort à la mi-mars, ORAND et GAGNAIRE, 2000).

La phase des eaux claires apparaît lors de la campagne du 25 mai, avec une biomasse réduite d'un facteur proche de 5 par rapport à la campagne effectuée deux semaines auparavant, et une production nettement inférieure. Cette phase claire reste peu marquée en durée et en intensité, et dès la fin du mois de juin une augmentation de la biomasse est constatée, accompagnée d'une augmentation similaire de la production. En juillet puis en août, l'augmentation de biomasse s'accentue, atteignant près de 12 mg chl *a*/m^3 en moyenne, alors que la production primaire mesurée chute fortement. Cette évolution diffère fortement de celle constatée les années précédentes, où la biomasse élevée de la fin de l'été était accompagnée d'une forte production. Ceci pourrait traduire à la fois un épuisement des ressources en sels nutritifs, et une communauté phytoplanctonique riche en espèces à croissance lente.

Tableau 1 - Principaux paramètres de la production primaire.

DATE	ΣA 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	Prof. Secchi m
11.01.99	83	184	13,2	2,80	28	83	-
01.03.99	127	282	30.9	0.89	10	27	17.5
08.03.99	151	336	33.4	1.07	9	29	17.0
24.03.99	917	2036	227.6	5.64	60	171	8.5
26.04.99	1308	2903	380.9	2.67	109	157	2.7
10.05.99	1178	2616	320.3	2.33	102	160	2.6
25.05.99	400	889	79.2	0.73	18	31	9.3
16.06.99	606	1345	134.8	1.65	32	62	9.3
24.06.99	868	1926	222.5	4.47	48	96	7.2
05.07.99	682	1515	196.5	7.15	67	164	8.6
19.07.99	865	1921	171.9	3.33	34	79	7.1
02.08.99	538	1193	136.1	3.16	66	105	3.6
23.08.99	463	1027	120.7	7.33	120	217	3.5
06.09.99	140	311	24.4	13.55	109	262	3.0
21.09.99	568	1261	137.6	7.69	99	202	3.0
05.10.99	145	322	35.9	5.40	54	133	4.0
19.10.99	37	82	9.3	0.63	21	32	8.0
24.11.99	53	118	11.9	1.83	19	36	13.2

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

Prof. Secchi : Transparence exprimée en mètres, mesurée à l'aide du disque de Secchi.

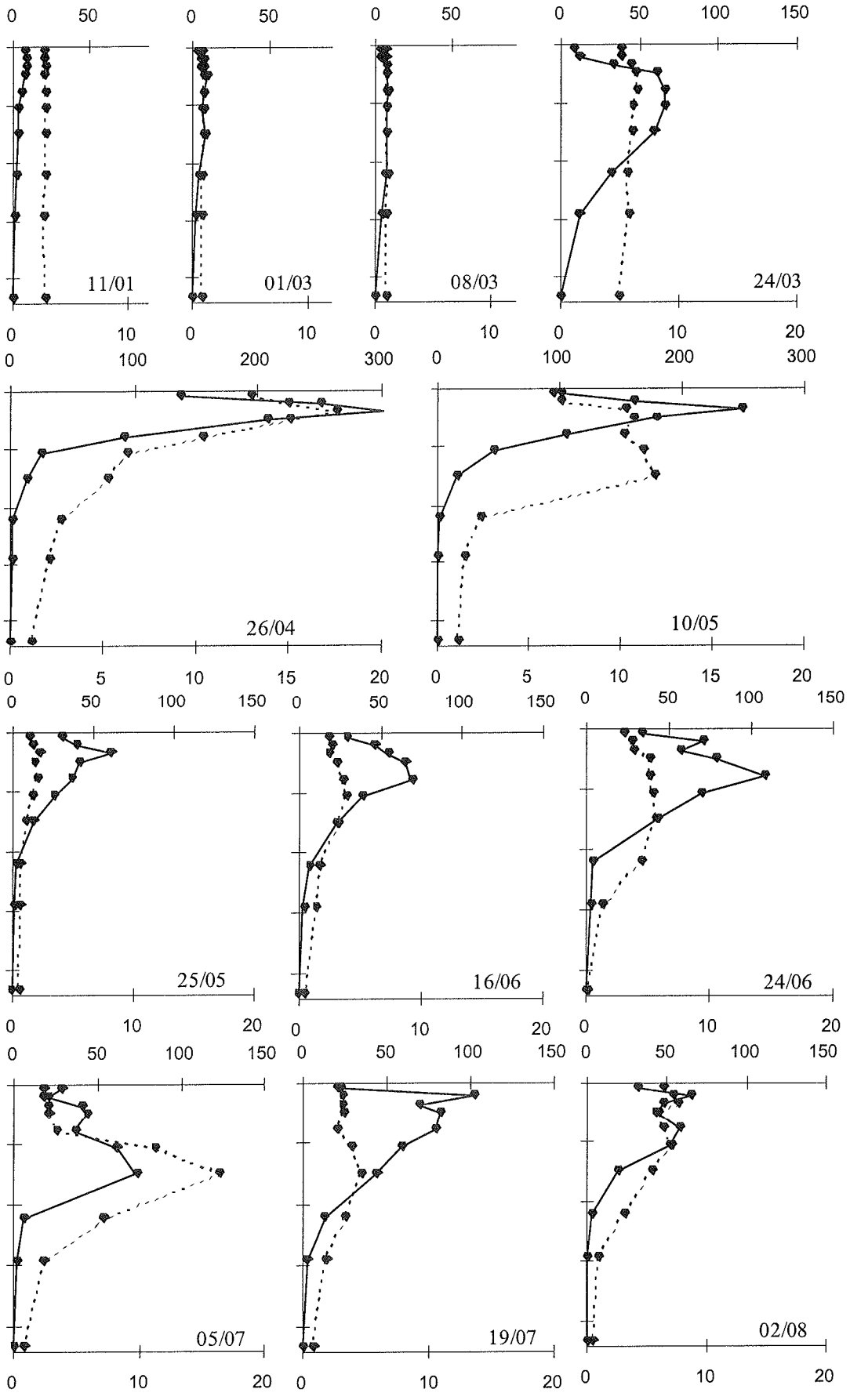


Figure 1 : Profils verticaux de la production primaire (traits pleins, échelles supérieures en mgC fixé par m^3 par incubation) et de la biomasse exprimée en chlorophylle *a* (traits pointillés, échelle inférieure en mg chl *a* par m^3) au point SHL 2 du 11 janvier au 8 août 1999

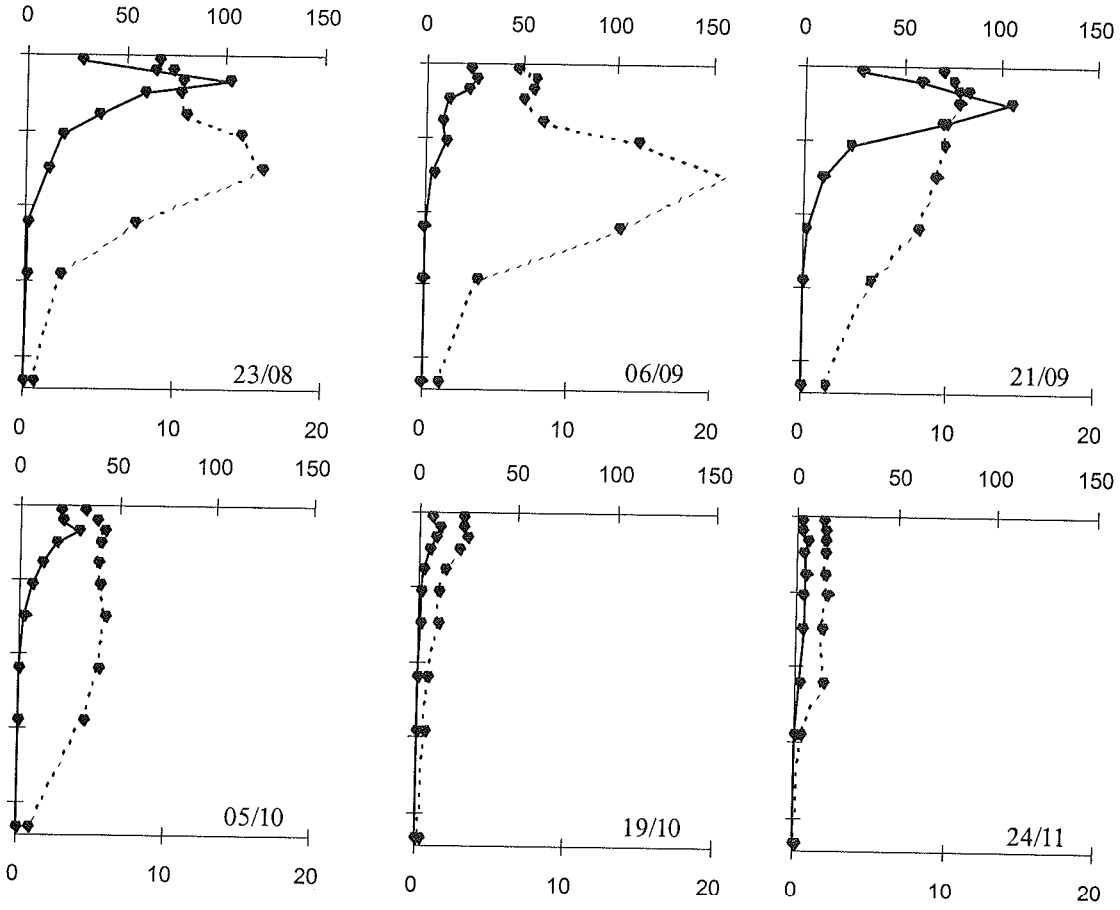


Figure 1 (suite) : Profils verticaux de la production primaire et de la biomasse exprimée en chlorophylle *a* au point SHL2 du 23 août au 24 novembre 1999 (même unités)

3.2 Variations saisonnières

La phase printanière (biomasse et production élevée) 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 SHL 2 suit de façon très fidèle cette évolution. Ceci est à comparer avec les estimations de biomasse totale (REVACLIER et DRUART, 2000). Cette poussée printanière est suivie d'une phase claire bien marquée en juin puis d'une augmentation en juillet, le pic des mois de fin d'été (août et septembre) étant atypique : caractérisé par une forte biomasse (262 mg chl *a*/m^2 sur 0-30 m), il montre par contre une productivité relativement faible (figure 2). Cette observation est en accord avec la très forte baisse du phosphore et du silicate biodisponibles dans la couche éclairée, observée à la même époque (BLANC et al., 2000). Le phytoplancton est dominé par les diatomées (REVACLIER et DRUART, 2000) contrairement à la fin de l'été 1998 où les espèces filamenteuses représentaient l'essentiel de la biomasse. Les algues sont alors certainement en période de ralentissement du métabolisme, par épuisement des sels nutritifs (P, N et Si), comme suggéré par les mesures physico-chimiques (BLANC et al., 2000) à cette même période.

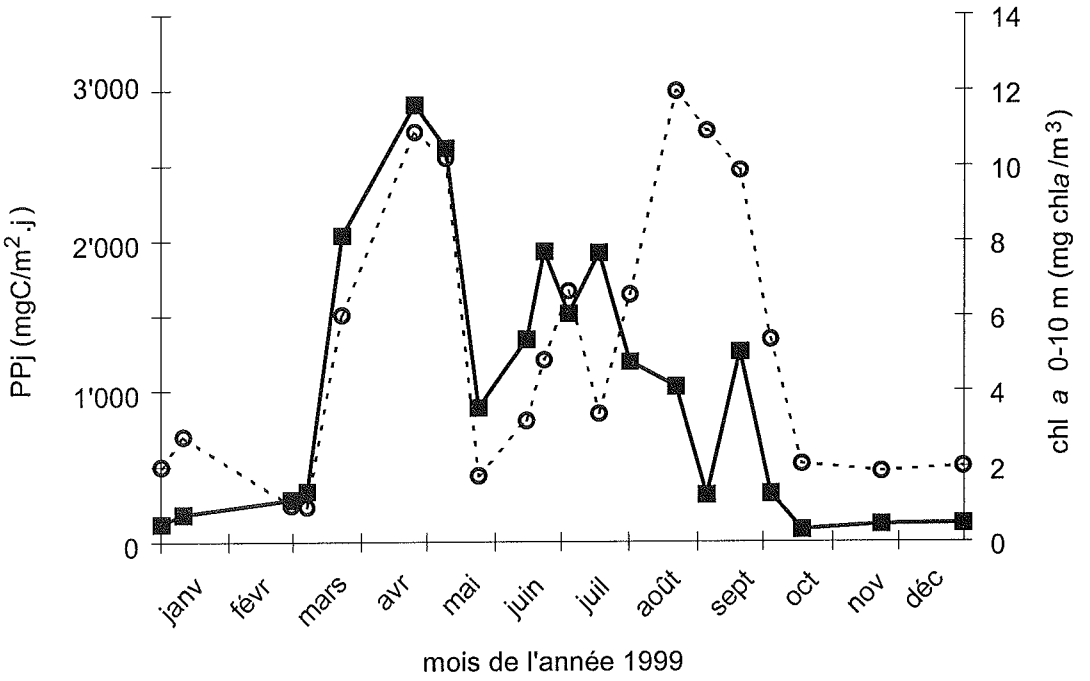


Figure 2 : Evolutions comparées de la production primaire par unité de surface (traits pleins, carrés noirs) et de la biomasse totale intégrée sur les dix premiers mètres (traits pointillés, cercles blancs) au cours de l'année 1999 au point SHL 2

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). De même, si l'on calcule le rapport biomasse (matière fraîche) / biomasse (chlorophylle *a*), il est d'environ 450 au printemps, et 836 à la fin de l'été. Cela est bien en accord avec la prédominance des diatomées dans le deuxième cas, caractérisées par une faible teneur en chlorophylle intracellulaire.

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 et minimale fin mars-début mai.

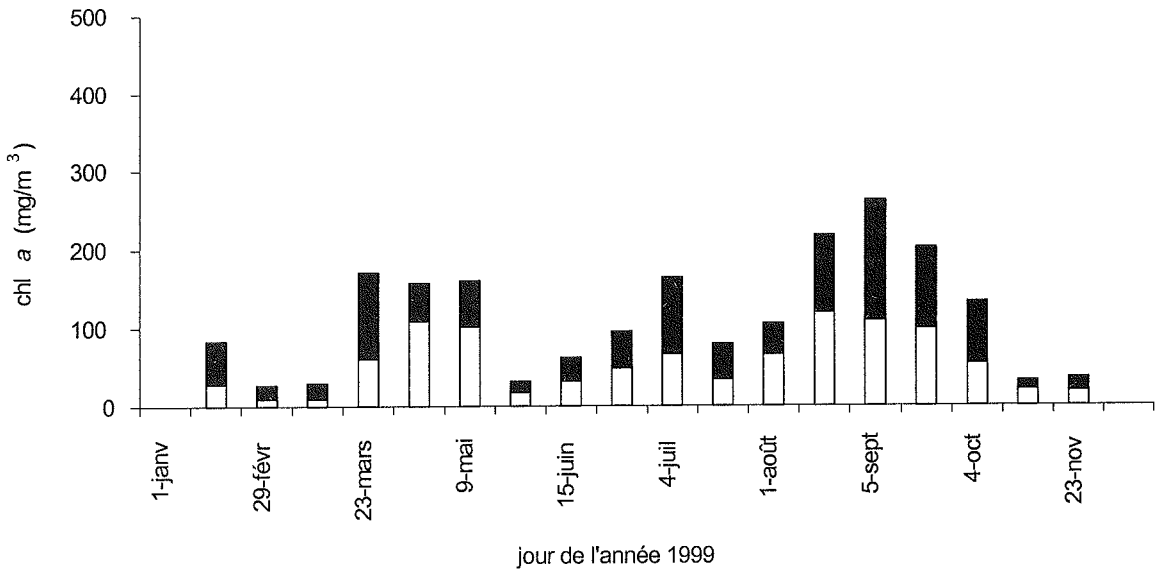


Figure 3 : Evolution de la biomasse chlorophyllienne au cours de l'année dans les dix premiers mètres (barres inférieures) et dans la couche 10-30 m (barres supérieures) au cours de l'année 1999 au point SHL 2

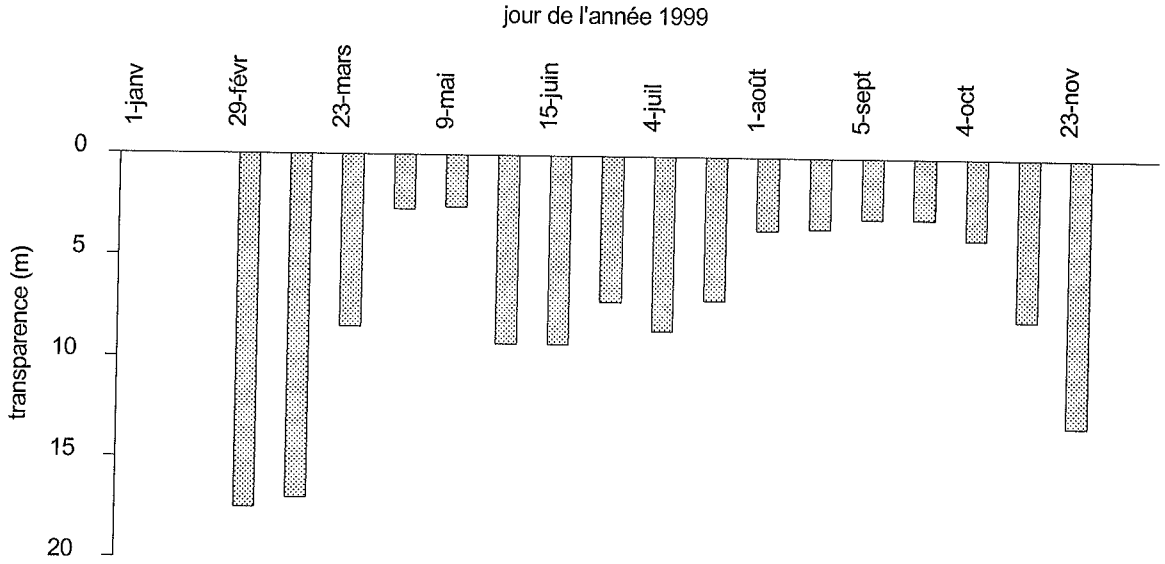


Figure 4 : Evolution de la transparence, mesurée comme profondeur de disparition du disque de Secchi, au cours de l'année 1999 au point SHL 2

3.3 Production annuelle

Le calcul de la production annuelle, bien qu'approximatif eu égard au nombre de campagnes inférieur par rapport aux années précédentes, donne une valeur faible (210 $gC/m^2.an$). 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 94 à 97, seule l'année 1998 ayant montré une productivité plus élevée lors des cinq dernières années (figure 5). Cette productivité est égale à 40 grammes de carbone fixé par an par milligramme de chlorophylle *a* présente dans la couche 0-10 m.

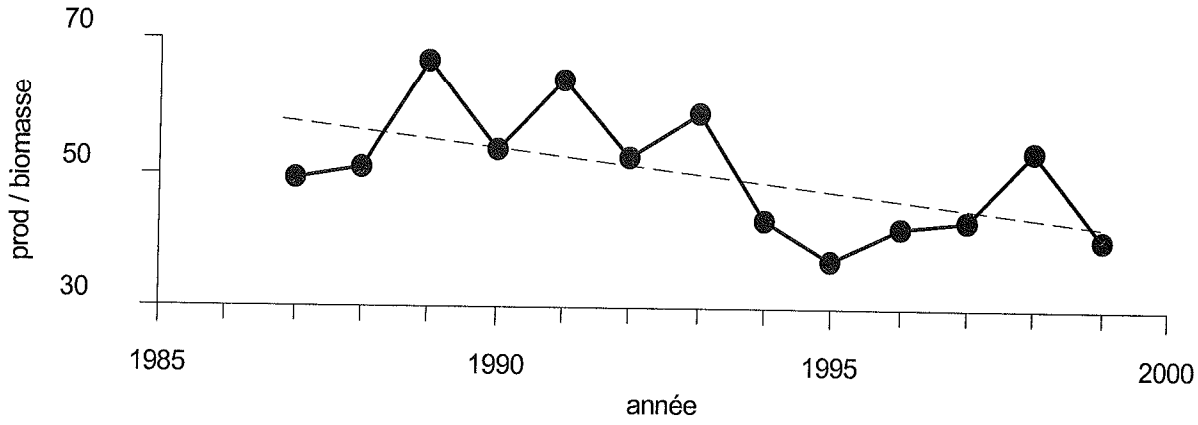


Figure 5 : Evolution au cours des treize dernières années du rapport production annuelle sur biomasse chlorophyllienne moyenne dans la couche 0-10 m au point SHL 2

4. CONCLUSIONS

L'année 1999 ressemble par certains points aux années précédentes, notamment par un fort développement de fin d'été (même si les espèces mises en jeu ne sont pas les mêmes que lors des précédentes années). Il semble donc que la production primaire phytoplanctonique dans le Léman tende à se stabiliser d'une année sur l'autre, comme montré par d'autres paramètres physico-chimiques ou biologiques. Il est par contre possible que certains phénomènes apparaissant à la lumière des résultats présentés ici (notamment la contradiction forte biomasse / faible production de la fin d'été) soient en fait dus à un calendrier de prélèvements ne correspondant pas toujours à la rapidité des phénomènes biologiques que l'on souhaiteraient observer.

Pour appréhender de façon plus synthétique l'évolution de la production primaire phytoplanctonique dans le Léman, il apparaît maintenant nécessaire d'entreprendre une analyse des paramètres de cette production sur une plus large échelle de temps. Ces paramètres, intégrateurs de l'écologie et de la physiologie du phytoplancton, pourront permettre d'assigner aux mesures de production, telles qu'elles sont présentées dans ce travail, une signification en termes de position trophique des communautés algales. Il sera alors possible de mettre en évidence ou non le retour vers la méso-oligotrophie déjà suggéré par l'analyse des séries chronologiques du plancton (ANNEVILLE et al., 2000).

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier Jean P. Pelletier pour la transmission du flambeau « production primaire », ainsi que Dominique Fontvielle et Sylvie Viboud pour leur aide précieuse palliant aux défaillances du compteur à scintillation.

BIBLIOGRAPHIE

ANNEVILLE, O., ANGELI, N., GINOT, V. et PELLETIER, J.P. (2000) : Ambiguïté sur l'état trophique du Léman : vers un indice fondé sur les associations d'espèces. In : Indicateurs de l'état de santé écologique des hydrosystèmes : Résultat du programme "Variables Biologiques" GIP Hydrosytèmes, Paris (in press).

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.

ORAND, A. et GAGNAIRE, J. (2000) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1999.

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.

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

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 pp.

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1999, **2000**, 67-78.

ÉVOLUTION DU PHYTOPLANCTON DU LÉMAN

Campagne 1999

PAR

Roger REVACLIER

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

Jean-Claude DRUART

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

RÉSUMÉ

En 1999, la biomasse annuelle moyenne (2'015 mg/m^3) est en baisse pour la deuxième année consécutive.

Le pic maximum est observé en août avec 9'200 mg/m^3 et le pic de printemps est en avril avec 2'700 mg/m^3. Sur 115 taxons identifiés dans le Grand Lac, 23 ont dominé la biomasse. La classe d'algue dominante est celle des diatomées (45 %) suivie des dinophycées (23 %).

Depuis 1996, l'évolution de l'état biologique du Léman, indiqué par les biomasses de phytoplancton produites et les espèces présentes, tend à se stabiliser et son état trophique est dans une position proche de celui de la fin des années 60.

Une fleur d'eau à chrysophycées (Uroglena apiculata) a été signalée de fin juillet à début août en différents points de la rive française du Grand Lac, sans atteindre la zone pélagique.

1. INTRODUCTION

L'étude du phytoplancton est réalisée aux stations SHL 2 et GE 3, comme les années précédentes. Elle comporte l'analyse de l'évolution qualitative et quantitative des peuplements phyto-planctoniques.

Le zooplancton, la chlorophylle et la production primaire, étudiés parallèlement à SHL 2, font l'objet de chapitres séparés (BALVAY, 2000; LEBOULANGER, 2000).

L'évolution du phytoplancton de ces sept dernières années a montré que l'augmentation de la biomasse phytoplanctonique annuelle moyenne à partir de 1992 avait cessé en 1998, mais sans que cette biomasse diminue de façon très significative. Cette augmentation quantitative du phytoplancton était due à la prolifération en seconde partie d'année d'espèces de grande taille, souvent filamenteuses, non consommées par le zooplancton (DRUART et al., 1999).

Cette évolution de la biomasse peut être mise en parallèle avec le ralentissment de la baisse des concentrations en phosphore dans les eaux du Léman depuis 1995 (BLANC et al., 2000).

Cependant, sur le plan qualitatif la réappariton d'espèces ou de taxons d'algues caractéristiques de milieux oligotrophes et mésotrophes, qui étaient présentes au début de la phase d'eutrophisation du Léman, a conduit à conclure à un retour à des conditions trophiques proches de celles qui prévalaient à la fin des années 60 (ANNEVILLE et al., *in press*).

2. MÉTHODES

Le phytoplancton est étudié à partir d'échantillons d'eau de la couche 0-10 mètres prélevés à la station SHL 2 (Grand Lac) avec un appareil intégrateur d'eau brute et à GE 3 (Petit Lac) avec un tuyau lesté de 10 m de longueur. La campagne 1999 a comporté 19 prélèvements répartis sur l'année à SHL 2 et 12 prélèvements mensuels à GE 3.

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, exprimée en poids de matière fraîche par mètre cube d'eau.

3. RÉSULTATS

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.

Dans le Grand Lac (figure 1) :

- pendant la phase hivernale la production phytoplanctonique est faible avec une valeur observée de 310 mg/m^3, valeur inférieure à celle de l'année précédente (380 mg/m^3) mais toujours dans la fourchette des années antérieures (300 à 400 mg/ m^3);
- la phase printanière, prolonge la phase hivernale et se termine le 26 avril avec un pic de 2'700 mg/m^3;
- pendant la phase qui suit, du 10 mai au 16 juin, la biomasse moyenne est de 407 mg/m^3 avec un minimum de 140 mg/m^3 le 10 mai. Cette phase coïncide avec le début de la période des "eaux claires" pendant laquelle la transparence a atteint 9.3 m (BLANC et al., 2000);
- la phase dite "estivale" débute le 25 mai (eaux claires) et montre un seul pic le 5 juillet (7'080 mg/m^3). Puis nous observons une forte régression de cette biomasse avec un maximum le 2 août. Les années précédentes nous observions généralement la présence de deux pics;
- la phase dite "automnale" se déroule activement dès les mois d'août et septembre et décroît progressivement jusqu'à la fin novembre. Elle est marquée par un pic fin août (9'190 mg/m^3 dans le Grand Lac), pic un peu plus élevé que celui observé l'année précédente (9'010 mg/m^3). La biomasse moyenne mesurée au cours de cette période est forte (4'000 mg/m^3) mais cependant plus réduite que les années antérieures (6'480 mg/m^3 en 1997 et 4'990 mg/m^3 en 1998);
- la phase hivernale qui suit est très précoce (25 novembre) avec des valeurs faibles (350 mg/m^3).

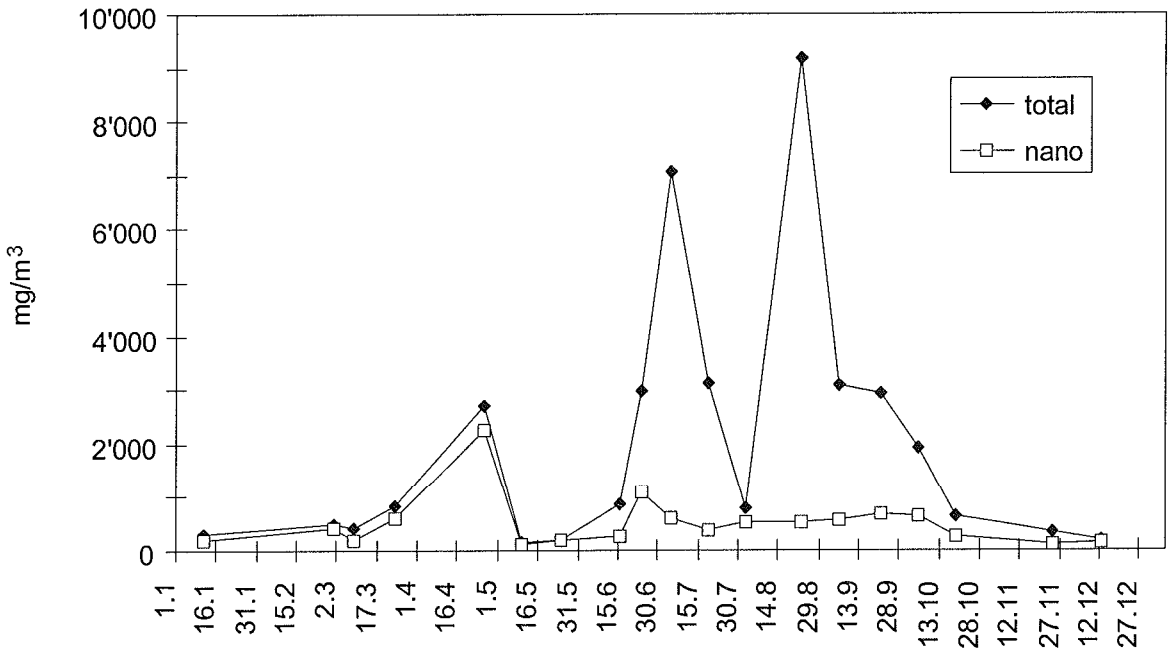


Figure 1 : Variations saisonnières de la biomasse totale du phytoplancton et de la biomasse du nanoplancton (matière fraîche) (Léman, SHL 2, 1999)

Dans le Petit Lac (figure 2) :

- le pic printanier est observé le 26 avril avec 1'020 mg/m^3 (1'090 mg/m^3 le 24 avril 1998);
- la phase des eaux claires est observée le 25 mai, comme dans le Grand Lac, avec une biomasse de 250 mg/m^3 ;
- la croissance du pic estival débute plus tard en juillet et culmine le 16 août avec une biomasse de 3'020 mg/m^3. Ce pic se prolonge jusqu'en octobre (biomasse de 3'080 mg/m^3 le 11 octobre), puis il décroît rapidement en novembre et décembre.

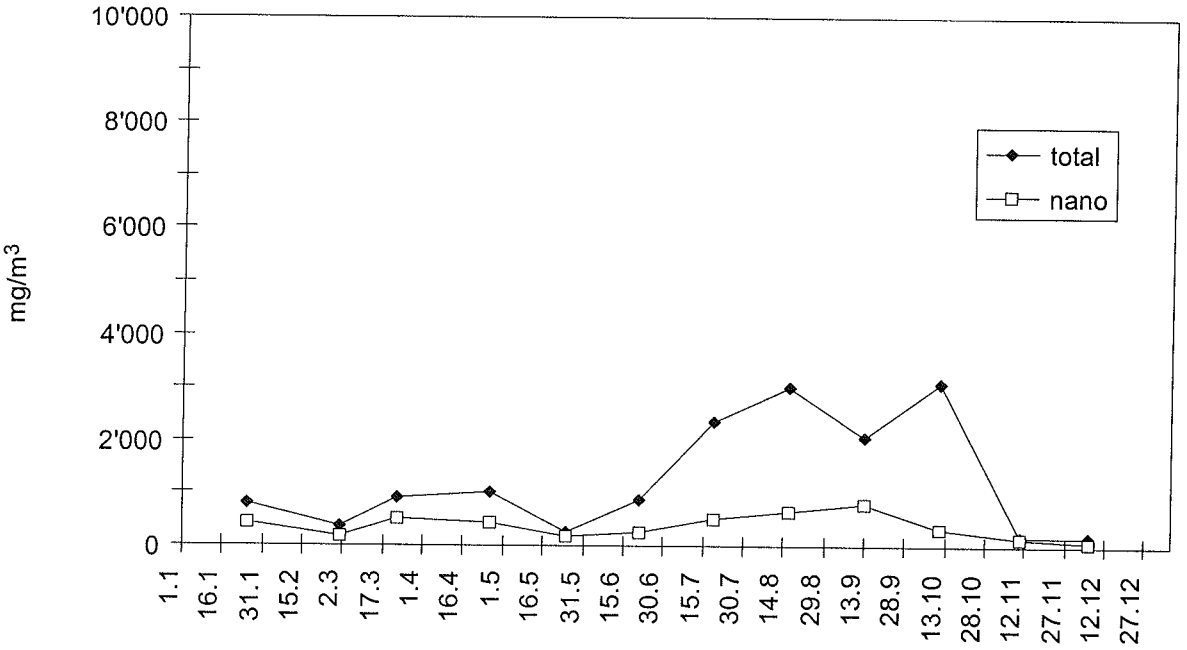


Figure 2 : Variations saisonnières de la biomasse totale du phytoplancton et de la biomasse du nanoplancton (matière fraîche) (Léman, GE 3, 1999)

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

Après des valeurs fortes les années précédentes (2'804 mg/m^3 en 1997 et 2'435 mg/m^3 en 1998), la biomasse annuelle moyenne du phytoplancton a sensiblement baissé cette année (2'015 mg/m^3); elle reste néanmoins encore élevée, mais se rapproche de la valeur moyenne des biomasses annuelles enregistrées entre 1991 et 1999 (1'792 mg/m^3).

La biomasse moyenne printanière (952 mg/m^3), dominée par les algues nanoplanctoniques, est en augmentation (769 mg/m^3 en 1998), mais elle est encore relativement faible par rapport à celle enregistrée en 1995 (1'722 mg/m^3).

La biomasse estivale moyenne en 1999 (2'395 mg/m^3), due aux espèces de grande taille du microplancton, montre des valeurs nettement plus faibles que l'année précédente (3'204 mg/m^3). La biomasse estivale maximale (9'190 mg/m^3) est légèrement plus forte qu'en 1998 (9'010 mg/m^3) mais n'atteint pas la valeur enregistrée en 1997 (10'350 mg/m^3).

Cette année, le développement printanier du phytoplancton a été relativement important par rapport à celui se produisant en été et en automne. La valeur du rapport BP/BE (0.40) est plus forte que celle de 1996 à 1998 (figure 3 et tableau 1).

Dans le Petit Lac, la biomasse annuelle moyenne (1'250 mg/m^3) est supérieure à celle de 1998 (1'170 mg/m^3) et à la moyenne de 1991 à 1999 (950 mg/m^3).

TABLEAU 1 - Biomasse annuelle moyenne, biomasses saisonnières et biomasses maximales (mg/m^3) à SHL 2 de 1995 à 1999

Année	1995	1996	1997	1998	1999
Biomasse annuelle moyenne	1'897	2'114	2'677	2'435	2'015
Biomasse printanière moyenne (BP)	1'722	676	750	769	952
Biomasse estivale moyenne (BE)	2'018	3'192	3'448	3'204	2'395
BP/BE	0.85	0.21	0.22	0.24	0.40
Biomasse printanière maximale (mois)	4'400 (4)	2'271 (4)	1'977 (4)	1'813 (4)	2'703 (4)
Biomasse estivale maximale (mois)	4'736 (9)	8'978 (9)	10'347(9)	9'010 (8)	9'187 (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

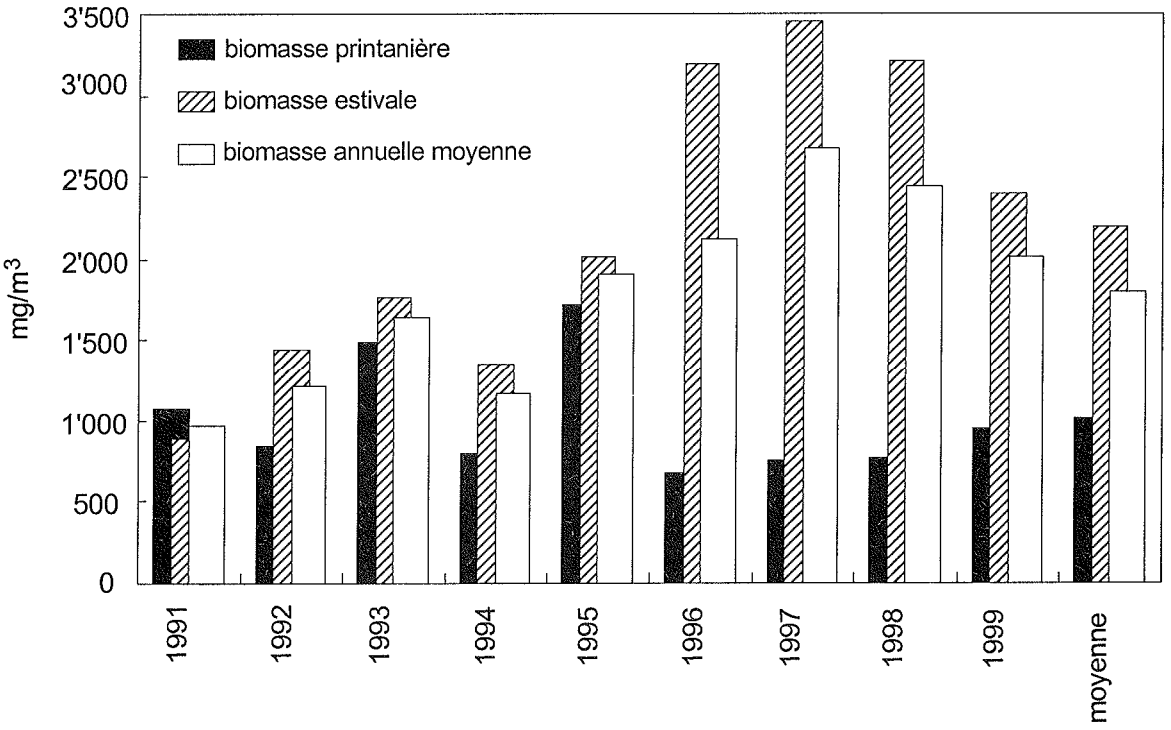


Figure 3 : Evolution des biomasses printanières, estivales et annuelles moyennes de 1991 à 1999 (Léman, SHL 2, 1999)

3.2 Richesse spécifique du phytoplancton

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 nanophytoplancton (longueur de la cellule ou de la colonie < 50 µm et volume cellulaire < 10'000 µm^3) ou au microphytoplancton (dimensions supérieures) figurent dans le tableau 2.

TABLEAU 2 - Nombre de taxons de micro et nanophytoplancton en 1999

	MICRO	NANO	TOTAL
Cyanobactéries	12	1	13
Dinophycées	5	7	12
Cryptophycées	0	5	5
Euglénophycées	0	0	0
Chrysophycées	5	5	10
Xanthophycées	1	0	1
Diatomées	15 (2)*	12 (4)*	27 (6)*
Chlorophycées	12	27	39
Conjuguées	6	2	8
Total 1999	56	59	115

* entre parenthèses = Diatomées centriques

En 1999, 115 taxons ont été identifiés, soit onze unités de moins qu'en 1998 et sensiblement le même nombre qu'en 1997 (tableau 3). Cette diminution affecte aussi bien le nano que le microphytoplancton. Il est à remarquer que cette richesse spécifique du phytoplancton est très variable d'une année à l'autre, mais elle avait nettement augmenté de 1992 à 1995. Les résultats de 1999 semblent confirmer une tendance actuelle à une légère diminution des taxons observés dans le lac.

TABLEAU 3 - Nombre de taxons de micro et de nanophytoplancton durant la période 1991/1999

Année	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Nano	62	79	70	68	64	67	61	63	59
Micro	71	72	72	74	80	59	52	63	56
Total	133	151	142	142	144	126	113	126	115

A l'échelle de l'année, en terme de biomasse (figure 4), ce sont les diatomées qui représentent le plus fort pourcentage (45 %) devant les dinophycées (23 %), les cryptophycées (11 %), les cyanobactéries (6 %), les chlorophycées (6 %), les conjuguées (5 %) et les chrysophycées (4 %). Comme on l'a déjà dit, tout comme la richesse spécifique, les biomasses des différentes classes sont également extrêmement variables. Cette année, si les diatomées dominent, les dinophycées sont stables tandis que les conjuguées sont en forte régression (5 % contre 31 % en 98). Les cyanobactéries reprennent la place qu'elles occupent depuis quelques années (8 % en 97), après une forte régression en 98 (1 %).

Globalement par son profil de répartition des pourcentages annuels des classes, l'année 1999 est proche des années 1994 et 1995.

En moyenne annuelle, avec 27 %, la part du nanophytoplancton double par rapport à 1998 (figure 5); cette proportion est voisine de celle des années 1995 et 1996.

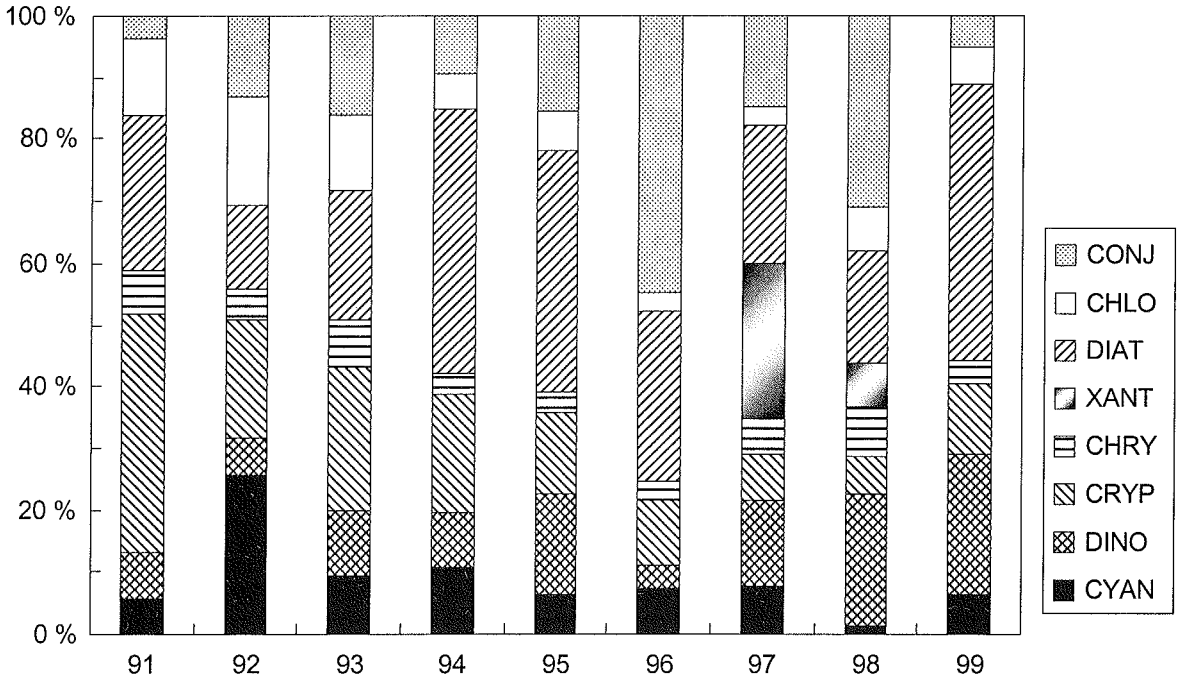


Figure 4 : Evolution des classes d'algues de 1991 à 1999 (Léman, SHL 2, 1999)

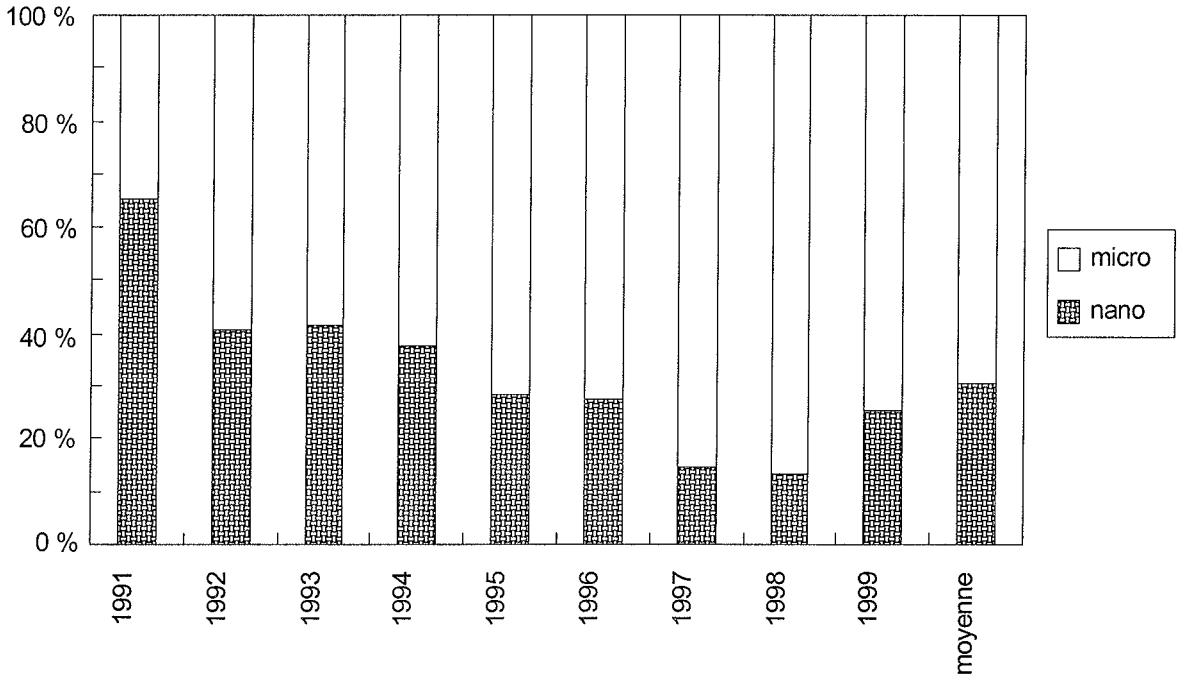


Figure 5 : Evolution de la biomasse relative du nanophytoplancton (nano) et du microphytoplancton (micro) de 1991 à 1999 (Léman, SHL 2, 1999)

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

En terme de biomasse, sur les 115 taxons inventoriés en 1999, 23 sont abondants à très abondants et représentent globalement 90 % de la biomasse du phytoplancton (seulement 16 espèces en 98) et les 4 espèces majeures représentent 57 % de cette biomasse (*Diatoma elongatum* 26.2 %, *Ceratium hirundinella* 16.2 %, *Fragilaria crotonensis* 7.8 % et *Cryptomonas* spp 6,5 %).

Pour la diatomée pennée *Diatoma elongatum,* après un développement important en 1996 (19.1 % de la biomasse phytoplanctonique totale), elle atteint cette année des valeurs jamais encore enregistrées pour le lac : 26.2 % de la biomasse totale.

3.2.3 *Succession des espèces dominantes* (figure 6)

En 1999, 12 taxons prennent une grande importance dans l'évolution saisonnière de la biomasse (figure 6); sans entrer dans les détails on relèvera les éléments suivants :

- au début de l'année, les diatomées centriques occupent une place majeure avec *Stephanodiscus neoastraea* unicellulaire et *Aulacoseira islandica su. helv.* en filaments;
- de mars à début mai, des espèces de plus petites tailles prennent le relais; il sagit à nouveau de diatomées centriques *Stephanodiscus minutulus* + *S. parvus* et *Cyclotella cyclopuncta*, accompagnées de cryptophycées nanoplanctoniques du genre *Rhodomonas*; pour *Cyclotella* le maximum coïncide avec la phase des eaux claires (25 mai);
- la fin des eaux claires est dominée par les *Cryptomonas* bien présentes jusqu'au début du mois de juillet;
- progressivement de juin à juillet, la dinophycée *Ceratium hirundinella* devient dominante associée successivement à une conjuguée, *Staurastrum cingulum,* des cryptophycées *Cryptomonas* et enfin à la diatomée *Fragilaria crotonensis*;
- pendant une dizaine de jours à dater du 27 juillet, on a pu observer dans la partie amont du Grand Lac, particulièrement dans les eaux qui baignent la rive française entre Publier et Meillerie et la côte vaudoise, une fleur d'eau due à la chrysophycée *Uroglena apiculata.* A la même époque, dans les zones pélagiques du Grand Lac et du Petit Lac, seules quelques rares colonies de cette chrysophycée ont été retrouvées et uniquement dans les prélèvements de phytoplancton de filet.

  Cette espèce a été découverte dans le Léman et décrite par REVERDIN (1919) sous le nom d'*Uroglenopsis apiculata.* A notre connaissance elle n'a plus été signalée dans le lac depuis (DRUART et al.,1982).

  Les cellules flagellées et de couleur brun-jaune de cette algue microscopique sont groupées en colonies mucilagineuses sphériques d'environ 60 µm de diamètre.

  L'aspect repoussant et l'extrême turbidité des eaux littorales, provoqués par la prolifération intense de cette algue, a conduit les collectivités locales françaises, par précaution, à prendre des mesures temporaires d'interdiction de la baignade pour les plages atteintes. Cette algue n'étant pas connue comme toxique ou dangereuse pour la santé cette mesure a pu être rapidement levée.

  Cette fleur d'eau à chrysophycées est à rapprocher de la fleur d'eau à cyanobactéries (*Aphanothece sp*) qui s'est produite de façon assez comparable dans le Grand Lac en 1998 (DRUART et al.,1999).

- le 2 août, lors du minimum de biomasse estival, diverses espèces se partagent la biomasse parmi lesquelles on note à nouveau, comme durant la phase des eaux claires, *Cyclotella cyclopuncta;*
- du 23 août au 19 octobre, *Diatoma elongatum*, diatomée pennée coloniale, domine accompagnée alors par la cyanobactérie *Pseudanabaena galeata.*

  Diatoma a produit une biomasse record de près de 7'400 mg/m^3 le 23 août soit 80 % de la biomasse à cette date. En troublant et colorant en brun les eaux du Léman, cette diatomée a provoqué ainsi une situation assimilable à un phénomène de fleur d'eau.
- la fin de l'année ne montre pas de développement majeur et est dominée par *Ceratium hirundinella* et *Cryptomonas* spp.

Remarquons que la desmidiée filamenteuse *Mougeotia gracillima*, perçue comme une nuisance par les pêcheurs et qui avait largement dominé en été 1998 (plus de 50% en août) n'a pas dépassé 15 % le 21 septembre 1999. Une autre algue filamenteuse, la xanthophycée *Tribonema ambiguum* très abondante en 1997, particulièrement en automne (tableau 4), a quasi disparu.

TABLEAU 4 - Biomasse relative des espèces les plus abondantes (Léman SHL 2, 1995 à 1999)

	1995	1996	1997	1998	1999
CYANOBACTÉRIES					
Aphanizomenon flos-aquae	0.7	1.1*	0.3	0.1	0.01
Lemmermaniella sp					1.1*
Oscillatoria rubescens	3.3*	2.7*	6.6**	0.5	1.0*
Oscillatoria limnetica	0.3	1.2*	0.2	0.1	1.7*
Pseudanabaena galeata					2.9*
DINOPHYCÉES					
Gymnodinium helveticum	1.1*	1.0*	1.0*	0.3	1.0*
Peridinium willei	1.0*	0.5	2.2*	0.6	2.2*
Peridiniopsis elpatiewskii					2.5*
Ceratium hirundinella	13.3**	2.0*	10.1**	19.5**	16.2**
CRYPTOPHYCÉES					
Cryptomonas spp	4.7*	5.4*	2.3*	3.0*	6.5**
Rhodomonas minuta	5.1*	2.9*	2.7*	1.9*	3.4*
Rhodomonas minuta v. nannoplanctica	3.1*	2.6*	2.2*	1.1*	1.4*
CHRYSOPHYCÉS					
Dinobryon sociale	0.7	1.8*	5.4*	4.9*	1.2*
Dinobryon divergens			3.1	3.1*	0.7
DIATOMÉES					
Aulacoseira islandica subsp. helvetica	5.7**	0.7	0.3	0.1	0.5
Stephanodiscus neoastraea	0.3	0.6	0.2	0.3	1.7*
Stephanodiscus minutulus	3.2*	1.0	1.7*	0.0	2.2*
Diatoma elongatum	8.1**	19.1**	13.8**	9.1**	26.2**
Fragilaria crotonensis	8.7**	3.9*	1.2*	1.9*	7.8**
Asterionella formosa	2.7*	1.1*	3.2*	3.4*	1.8*
Synedra acus v. angustissima	0.8	1.2*	0.1	0.9	1.1*
Cyclotella radiosa	0.3	0.4	0.9	1.2*	0.0
Cyclotella cyclopuncta	4.5*	0.2	0.0	0.4	2.0*
CHLOROPHYCÉES					
Pediastrum boryanum	0.3	0.2	0.3	1.3*	0.3
Chlamydomonas sp	3.9*	0.4	0.9	1.7*	1.4*
Tetraedron minimum					1.3*
XANTHOPHYCÉES					
Tribonema ambiguum		1.0*	25.1**	6.9**	0.1
CONJUGUÉES					
Mougeotia gracillima	8.8**	37.9**	10.3**	24.4**	1.9*
Closterium aciculare	1.6*	1.6*	1.4*	0.0	0.1
Staurastrum cingulum	1.8*	1.3*	0.5	5.1*	1.4*
Staurastrum johnsonii		0.3	0.3	1.2*	0.1

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

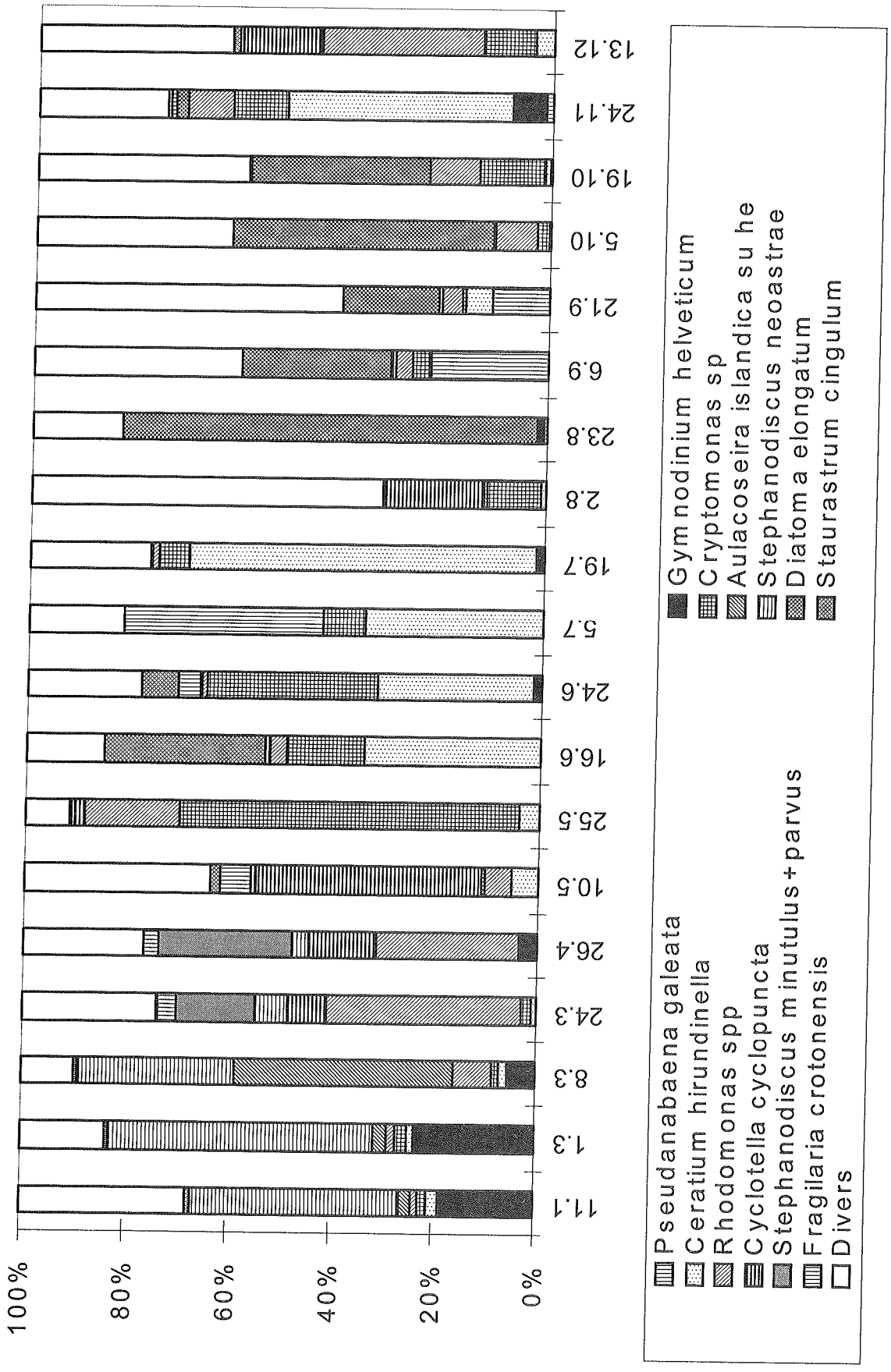


Figure 6 : Succession des taxons dominants de la biomasse du phytoplancton (Léman, SHL 2, 1999)

4. DISCUSSION

La biomasse annuelle moyenne a diminué en 1999 et se retrouve à une valeur proche de celle des années 1995-1996, cette diminution est de 25 % par rapport à 1997. Elle a porté surtout sur la biomasse estivale moyenne (moins 31 % par rapport à 1997). La biomasse printanière moyenne est en augmentation depuis 1997; en 1999 elle est 2.5 fois plus faible que la biomasse estivale, proportion qui se rapproche des valeurs antérieures à 1996 (tableau 1, figure 3). De telles biomasses constituent la part majeure de la charge organique détritique responsable de la consommation rapide de l'oxygène au fond du lac (GANDAIS et VERNET, 1988; BLANC et al., 2000).

L'accroissement depuis 1997 de la prolifération de la dinophycée *Ceratium hirundinella,* volumineuse algue estivale, a cessé en 1999 (474 mg/m^3 en 1998 en moyenne annuelle et 326 mg/m^3 en 1999). Cette dinophycée est une des seules espèces dont l'évolution dans le Léman a étroitement suivi celle du phosphore (ANNEVILLE et al., *in press*). Selon REYNOLDS (1998), le statut trophique de *Ceratium* est mésotrophique.

La biomasse de fin d'été et d'automne a été largement dominée par les diatomées, surtout par *Diatoma elongatum* dont la biomasse moyenne dépasse celle de *Ceratium hirundinella* avec 528 mg/m^3; selon REYNOLDS (1998), le statut trophique du genre *Diatoma* est eutrophique à hyper-eutrophique.

La prolifération automnale d'algues filamenteuses de grande taille en particulier *Mougeotia*, observée régulièrement de 1996 à 1998, ne s'est pas reproduite en 1999.

Les espèces plutôt oligotrophes ou mésotrophes (*Cyclotella spp, Dinobryon spp, Synedra, Asterionella*) (ANNEVILLE et al., *in press*) restent bien présentes mais sans montrer d'accroissement, sauf pour la petite diatomée *Cyclotella cyclopuncta* qui a dominé lors de la phase des eaux claires et du minimum estival; ce taxon est de statut oligotrophique selon REYNOLDS (1998).

5. CONCLUSIONS

La confrontation des observations des quatre dernières années montre que l'évolution de l'état biologique du Léman indiqué par le phytoplancton - biomasses produites et espèces présentes - tend à se stabiliser. La diminution des concentrations en phosphore ayant cessé (BLANC et al., 2000) il est difficile d'espérer une diminution significative des biomasses produites et la disparition de phénomènes temporaires indésirables comme les fleurs d'eau. En effet, si les variations interannuelles quantitatives et qualitatives de la production algale sont modulées par les facteurs physiques (notamment la stabilité thermique) et biotiques (zooplancton, poissons, etc), la valeur maximale de cette production est fixée par le phosphore (ANNEVILLE et al., *in press*). Seule une diminution de ce nutriment permettrait de diminuer cette valeur et d'atteindre un stade d'évolution plus nettement mésotrophe.

Le maintien de la diversité et de la productivité d'espèces oligotrophes et méso-oligotrophes signalé dans la discussion permet de conclure, en citant ici ANNEVILLE et al.(*in press*) : "*... que malgré l'augmentation de la biomasse globale, l'état trophique du Léman ne s'est pas dégradé ces dernières années et que, sur le plan qualitatif, il se situe dans une position proche de celui de la fin des années 60*".

BIBLIOGRAPHIE

ANNEVILLE, O., ANGELI, N., GINOT, V. et PELLETIER, J.-P. (*in press*) : Ambiguïté sur l'état trophique du Léman : vers un indice fondé sur l'association d'espèces - Les variables biologiques comme indicateurs de l'état de santé des hydrosystèmes. Ed. CEMAGREF, 243 pp.

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

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.

DRUART, J.-C., PONGRATZ, E., et REVACLIER, R., 1983. Les algues planctoniques du Léman : historique et inventaire. Revue Suisse Hydrol., 45, 2, 430-457.

DRUART, J.-C., REVACLIER, R., PELLETIER, J.-P. et VANSTEELANT-EL JAY, A. (1999) : Evolution du phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1998, 69-78.

GANDAIS, V. et VERNET, J.-P. (1988) : Détermination des flux de nutriments sous forme particulaire dans le Léman à l'aide de trappes à sédiments, Campagne 1986 et 1987. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987, 97-118.

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

REVERDIN, L. (1919) : Etude phytoplanctonique expérimentale et descriptive des eaux du Lac de Genève. Arch. Sci. phys. nat. Genève, 5/1, 302-345, 369-451.

REYNOLDS, C.S. (1998) : What factors influence the species composition of the phytoplankton in lakes of different trophic status. Hydrobiologia, 369/370, 11-26.

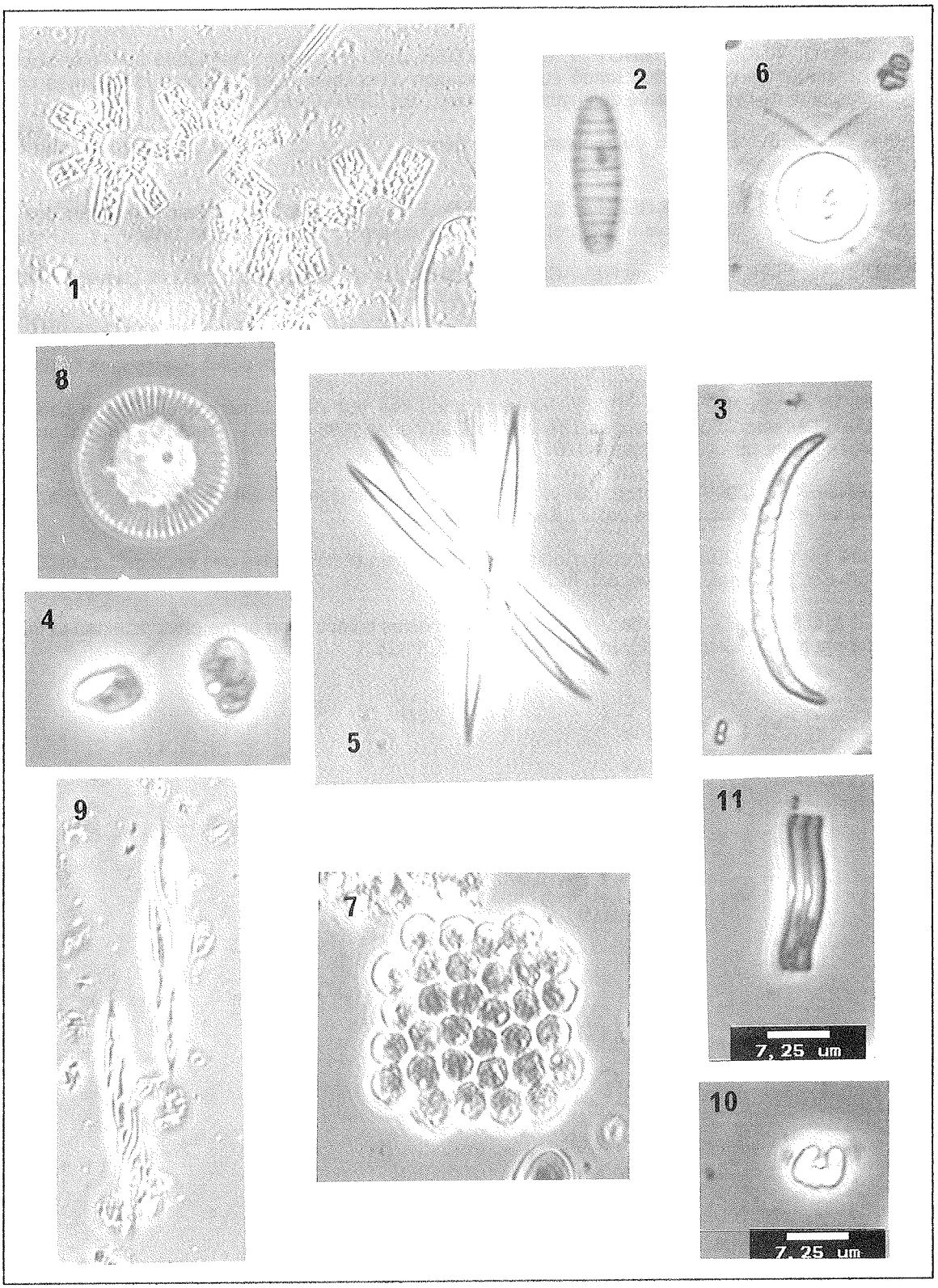


Planche 1 : Quelques taxons phytoplanctoniques rencontrés dans le Léman en 1999

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*

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1999, **2000**, 79-90.

ÉVOLUTION DU ZOOPLANCTON DU LÉMAN

Campagne 1999

PAR

Gérard BALVAY

avec la collaboration technique de **Geneviève CHAPUIS**

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE INRA, F - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

RÉSUMÉ

L'étude du zooplancton met en évidence une relative constance depuis 1994 de la moyenne annuelle du biovolume sédimenté avec des valeurs proches de celles observées en 1968-69 lors de la phase de dégradation de la qualité des eaux.

Le fonctionnement du réseau trophique ces deux dernières années a été soumis à d'importants développements d'algues filamenteuses et de diatomées coloniales.

Avec la nette régression numérique de certains microcrustacés prédateurs (Cyclops vicinus), le zooplancton herbivore a présenté un développement saisonnier important, mais n'a pas été pour autant en mesure d'exploiter correctement le phytoplancton.

La relation phosphore total/zooplancton sédimenté montre une certaine stagnation dans le processus de réhabilitation du Léman, phénomène paraissant lié à la quasi stabilité des teneurs en phosphore total ces dernières années.

Toutefois, en ne considérant que les espèces à statut d'indicateur de niveau trophique relativement bien déterminé, la biocénose rotatorienne reste dominée en 1998 et 1999 par les espèces oligo-mésotrophes, bien que leur importance relative ait diminué par rapport aux deux années précédentes.

Cette relative stabilité de la biocénose zooplanctonique est certainement en relation avec les conditions ambiantes physico-chimiques et biologiques rencontrées en 1998 et 1999. La biologie du zooplancton est en effet soumise à un certain nombre de contraintes d'origine externe (climatologie générale) et interne (nature et disponibilité des ressources alimentaires, impact de la prédation, etc.) sur lesquelles l'homme ne peut pas agir.

1. INTRODUCTION

L'étude du zooplancton du Léman à la station SHL 2 a été poursuivie selon les mêmes procédures que les années précédentes. Ce compartiment biologique joue un rôle essentiel dans le fonctionnement du réseau trophique lacustre, tant par la prédation exercée sur le phytoplancton, surtout lorsque celui-ci est facilement ingérable, que comme source de nourriture pour les poissons.

2. MÉTHODOLOGIE

Le zooplancton est recueilli avec deux filets jumelés à vide de maille de 0.064 mm (rotifères) ou de 0.200 mm (entomostracés) 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.

Les rotifères sont déterminés et dénombrés au microscope inversé après sédimentation d'un sous-échantillon en chambre d'Utermöhl. Les entomostracés 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. REMARQUES

Les prélèvements de zooplancton ont mis en évidence un développement très important d'un phytoplancton filamenteux durant la majeure partie de 1998, représenté en particulier par la xanthophycée *Tribonema ambiguum* au printemps et la conjuguée *Mougeotia gracillima* durant le second semestre. Cependant, les prélèvements de phytoplancton effectués dans le Grand Lac avec un appareil intégrateur dans la couche 0-10 m ne reflètent malheureusement pas l'abondance des algues filamenteuses en profondeur qui se sont à nouveau manifestées en 1999.

4. BIOVOLUME SÉDIMENTÉ

4.1 Variations saisonnières

Le cycle d'abondance du zooplancton, exprimé à partir des biovolumes sédimentés, montre toujours des variations saisonnières importantes (figure 1). Le pic printanier (343 ml/m^2 le 6 mai 1998, 489 ml/m^2 le 25 mai 1999) est lié à l'essor saisonnier et simultané des divers entomostracés; les cladocères représentent près de 50 % des individus en 1998 et 72 % en 1999.

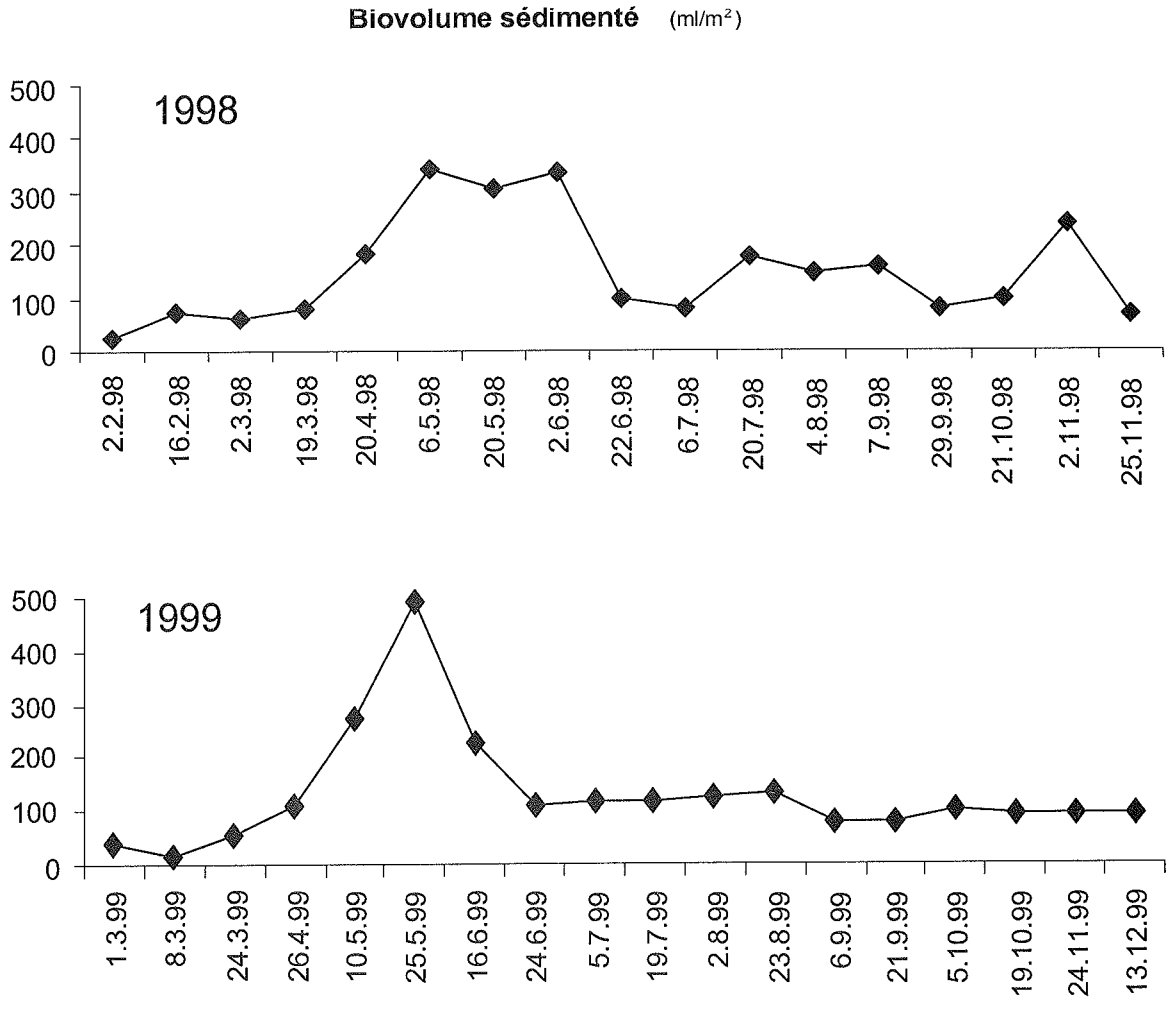


Figure 1 : Evolution de l'abondance du zooplancton (biovolume sédimenté en ml/m^2) en 1998 et 1999, Léman, SHL 2

4.2 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.

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 peut-être en relation avec un éventuel colmatage par ces algues du filet à zooplancton (maille de 0. 200 mm) durant certaines campagnes, créant un éventuel effet de refoulement des organismes.

4.3 Relation phosphore total - zooplancton

L'évolution de l'abondance du biovolume sédimenté du zooplancton a été comparée aux variations au cours des années de la teneur moyenne annuelle des eaux en phosphore total (µg P/l). Les variations simultanées de ces deux paramètres montrent un parallélisme important (r = 0,76 ; N = 39).

La figure 2 montre les différentes phases de l'évolution de ces deux paramètres, avec une première crise d'eutrophisation (1963-1969), la période d'eutrophisation maximale (1970-1987) et la phase couvrant la période actuelle (1988-1999).

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

La relation phosphore total/zooplancton sédimenté conduit à penser à un certain arrêt du processus de réhabilitation du Léman. Ce phénomène pourrait être lié à la quasi stabilité des teneurs en phosphore total ces dernières années, à la baisse de la production primaire phytoplanctonique et, dans une moindre mesure, à une tendance à la baisse de la production bactérienne.

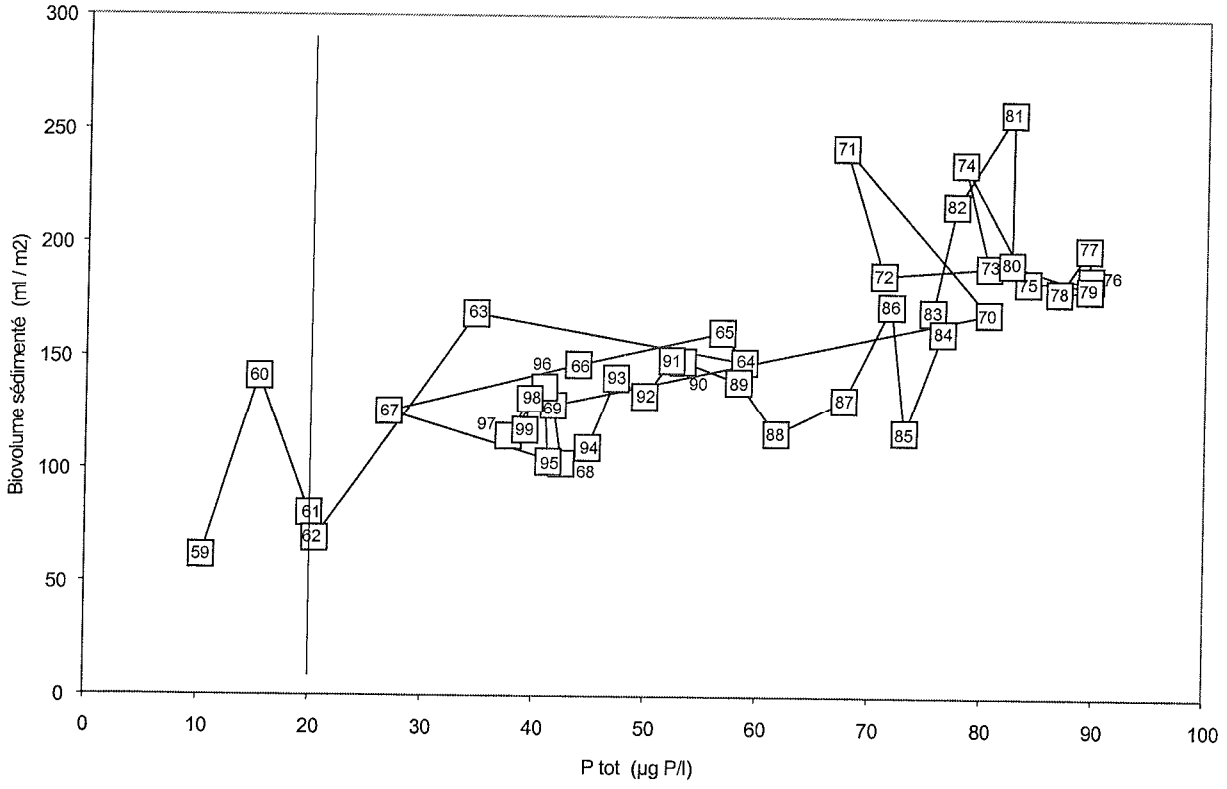


Figure 2 : Evolution comparée de la teneur en phosphore total et du biovolume sédimenté du zooplancton (moyennes annuelles pondérées) (Léman, SHL 2)

5. COMPOSITION DE LA BIOCÉNOSE ROTATORIENNE

La composition de la biocénose rotatorienne est restée globalement identique à celle des années antérieures et renferme 34 taxons planctoniques. Suite à la prospection de nombreux sites littoraux, et en particulier dans les ports, 32 taxons typiquement associés à la zone littorale ont été observés en 1999 (tableau 1).

Alors qu'en 1998 le peuplement rotatorien présentait un pic majeur au printemps et un second pic en automne, on note en 1999 un net changement dans l'évolution saisonnière de ces organismes avec une faible abondance printanière et surtout un très important pic d'abondance en automne (figure 3).

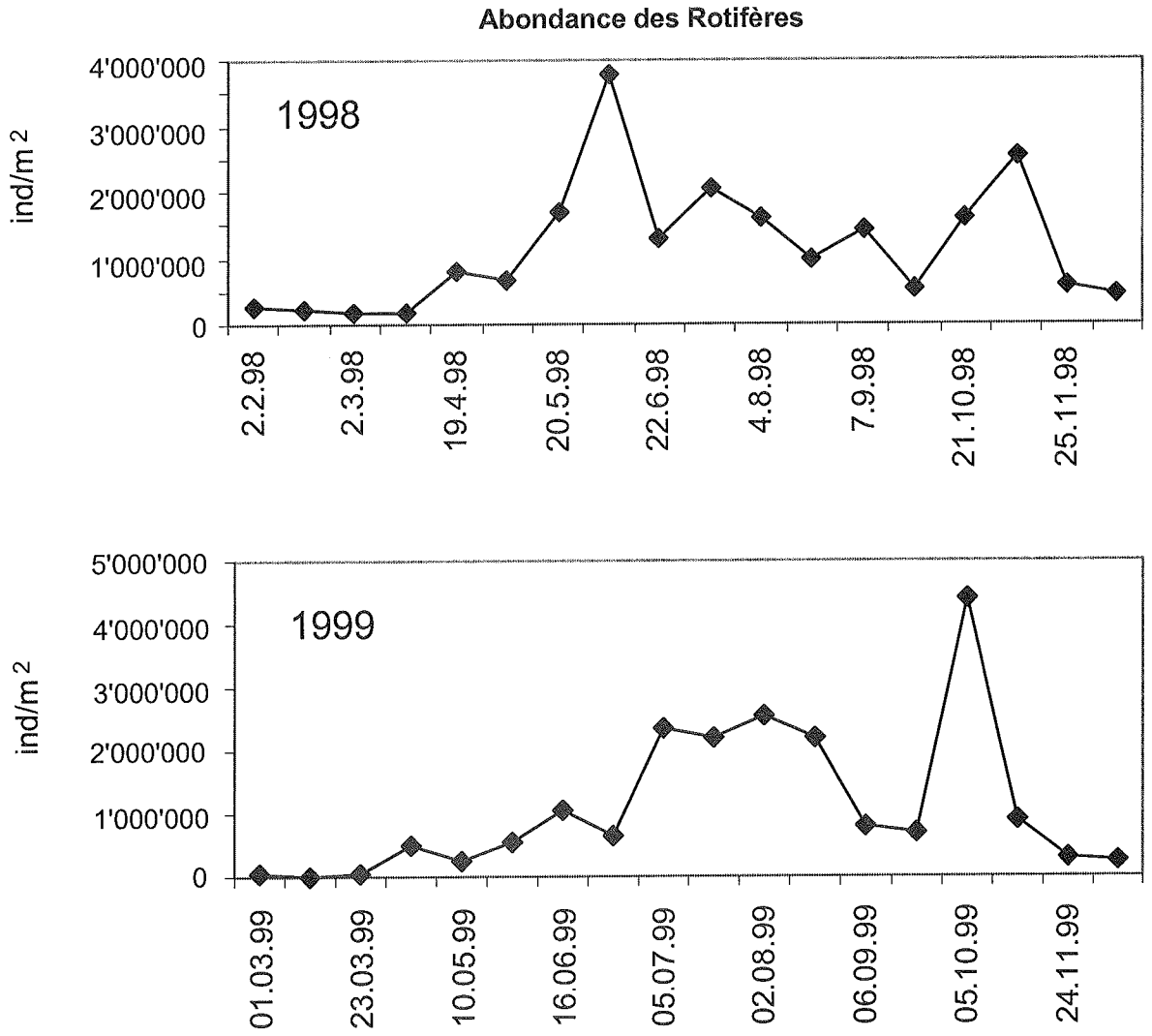


Figure 3 : Evolution saisonnière de l'abondance des Rotifères (ind/m^2), Léman, SHL 2

TABLEAU 1 - Liste des Rotifères rencontrées dans le Léman en 1999

ROTIFÈRES

Brachionidae
- *Anuraeopsis fissa**
- *Brachionus urceolaris**
- *Keratella cochlearis*
- *K. coch.* var. *hispida*
- *K. coch.* var. *irregularis*
- *Keratella hiemalis*
- *Keratella quadrata*
- *Keratella tecta*
- *Notholca acuminata*
- *Notholca caudata*
- *Kellicottia longispina*

Euchlanidae
- *Beauchampiella eudactylota**
- *Euchlanis deflexa**
- Euchlanis dilatata *

Mytilinidae
- *Mytilina ventralis brevispina **

Trichotridae
- *Trichotria pocillum **

Colurellidae
- *Colurella adriatica**
- *Colurella colurus compressa**
- *Colurella obtusa**
- *Colurella uncinata bicuspidata**
- *Lepadella ovalis**
- *Lepadella patella**

Lecanidae
- *Lecane (Monostyla) bulla**
- *Lecane (Monostyla) closterocerca**
- Lecane (*Monostyla*) *lunaris**
- *Lecane (Monostyla) stenroosi**
- *Lecane (Monostyla) copeis**
- *Lecane (Monostyla) stichaea**
- *Lecane (Lecane) flexilis**
- *Lecane (Lecane) imbricata**
- *Lecane (Lecane) ludwigi**
- *Lecane (Lecane) luna**

Notommatidae
- *Cephalodella* sp
- *Cephalodella catellina natans**
- *Cephalodella gibba**
- *Scaridium longicaudum **

Trichocercidae
- *Trichocerca dixon-nuttalli*
- *Trichocerca insignis**
- *Trichocerca similis**
- *Trichocerca longiseta**
- *Trichocerca lophoessa**
- *Trichocerca porcellus*
- *Trichocerca pusilla*
- *Trichocerca rousseleti*

Gastropodidae
- *Gastropus stylifer*
- *Ascomorpha ovalis*
- *Ascomorpha saltans*

Synchaetidae
- *Synchaeta lakowitziana*
- *Synchaeta oblonga*
- *Synchaeta pectinata*
- *Synchaeta stylata*
- *Synchaeta grandis*
- *Polyarthra dolichoptera*
- *Polyarthra euryptera*
- *Polyarthra major*
- Polyarthra vulgaris
- Polyarthra luminosa*
- *Ploesoma hudsoni*
- *Ploesoma truncatum*

Asplanchnidae
- *Asplanchna priodonta*

Dicranophoridae
- *Encentrum* sp*

Testudinellidae
- *Testudinella patina**
- *Pompholyx sulcata*

Conochilidae
- *Conochilus unicornis*

Filiniidae
- *Filinia terminalis*

Collothecidae
- *Collotheca pelagica*
- *Collotheca* sp.

* espèces rencontrées uniquement en zone littorale

L'abondance moyenne annuelle des rotifères continue sa régression (tableau 2). Le pic de printemps, en nette réduction par rapport aux années précédentes, est dominé par *Polyarthra dolichoptera-vulgaris*, (824'200 ind/m^2), taxon accompagné en moindre abondance par *Kellicottia longispina* et *Synchaeta oblonga* (81'900 ind/m^2 pour chacune de ces deux espèces).

TABLEAU 2 - Evolution de l'abondance des rotifères (ind/m^2) (Léman, SHL 2)

ind/m^2	1995	1996	1997	1998	1999
Moyenne annuelle	1'224'600	1'137'000	1'528'500	1'094'100	893'100
Pic de printemps (date)	5'116'800 (29.05) (pic majeur)	7'664'800 (3.06) (pic majeur)	3'805'700 (9.04)	3'793'700 (2.06) (pic majeur)	1'073'800 (16.06)
Pic d'été (date)	2'748'500 (7.08)	1'497'600 (19.08)	3'872'600 (25.06) (pic majeur)	2'028'500 (6.07)	2'567'500 (2.08)
Pic d'automne (date)	1'634'500 (15.11)	2'257'400 (21.10)	2'550'700 (20.10)	2'545'100 (2.11)	4'413'900 (5.10) (pic majeur)

Le pic d'été est très nettement dominé par *K. cochlearis* (+ variétés) (1'224'200 ind/m^2), avec *P. dolichoptera-vulgaris* (359'800 ind/m^2) et *S. oblonga* (243'800 ind/m^2). Le pic d'automne, pic majeur en 1999, est constitué principalement *K. cochlearis* (+ variétés) (2'129'300 ind/m^2), associé à *P. dolichoptera-vulgaris* (1'419'600 ind/m^2).

Keratella cochlearis (variétés incluses), taxon en forte diminution numérique, cède le premier rang d'abondance en 1999 à *Polyarthra dolichoptera-vulgaris*, en abondance accrue par rapport à 1998; la troisième place est occupée par *Synchaeta oblonga* dont la population est demeurée relativement stable (tableau 3).

Les trois espèces dominantes sont identiques de 1995 à 1999 malgré des modifications dans leur classement respectif, mais l'importance relative des autres espèces accompagnatrices change selon les années (tableau 3).

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

Espèces	1995		1996		1997		1998		1999	
	ind/m^2	%	ind/m^2	%	ind/m^2	%	ind/m^2	%	ind/m^2	%
P.dolichoptera-vulgaris	275'500	22.5	524'500	46.1	295'900	19.3	188'400	17.3	306'700	34.3
Keratella cochlearis	330'500	27.0	169'000	14.9	418'900	27.4	480'700	44.1	271'400	30.4
Synchaeta oblonga	169'600	12.2	102'500	9.0	213'600	13.9	87'200	8.0	80'500	9.0
Kellicottia longispina	66'900	5.5	53'200	4.7	64'300	4.2	49'900	4.6	52'000	5.8
Synchaeta stylata	23'900	1.9	7'900	0.7	37'500	2.5	34'800	3.2	30'600	3.4
Keratella tecta	1'000	<0.1	2'000	0.2	2'100	0.1	15'000	1.4	26'200	2.9
Polyarthra cf *major*	34'800	2.8	53'200	4.7	65'100	4.3	32'300	3.0	25'400	2.8
Trichocerca pusilla	200	<0.1	600	<0.1	1'900	0.1	32'400	3.0	24'300	2.7
Synchaeta lakowitziana	92'300	7.5	35'900	3.2	117'700	7.7	35'600	3.3	18'600	2.1
Ascomorpha ovalis	32'200	2.6	3'700	0.3	11'000	0.7	16'100	1.5	13'800	1.5
Keratella quadrata	84'900	6.9	25'100	2.2	47'000	3.1	35'600	3.3	13'000	1.5
Asplanchna priodonta	3'700	0.3	22'200	2.0	4'700	0.3	8'700	0.8	5'800	0.6
Pompholyx sulcata	33'300	2.7	5'800	0.5	14'900	1.0	9'900	0.9	2'700	0.3
Synchaeta pectinata	29'500	2.4	7'000	0.6	12'700	0.8	4'700	0.4	2'200	0.2
Trichocerca rousseleti	Non observé		200	<0.1	12'000	0.8	18'100	1.7	800	<0.1
Notholca caudata	13'300	1.1	1'500	0.1	20'400	1.3	6'000	0.6	700	<0.1
Conochilus spp	16'300	1.3	101'600	9.0	128'000	8.4	10'400	1.0	200	<0.1
Gastropus stylifer	13'700	1.1	2'500	0.2	300	<0.1	2'900	0.3	200	<0.1

6. 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 dominée en 1999 par les espèces oligo-mésotrophes, bien que leur importance relative ait nettement diminué par rapport à l'année précédente en raison de l'essor d'espèces eurytopes et, dans une bien moindre mesure, à statut actuellement indéterminé (figure 4).

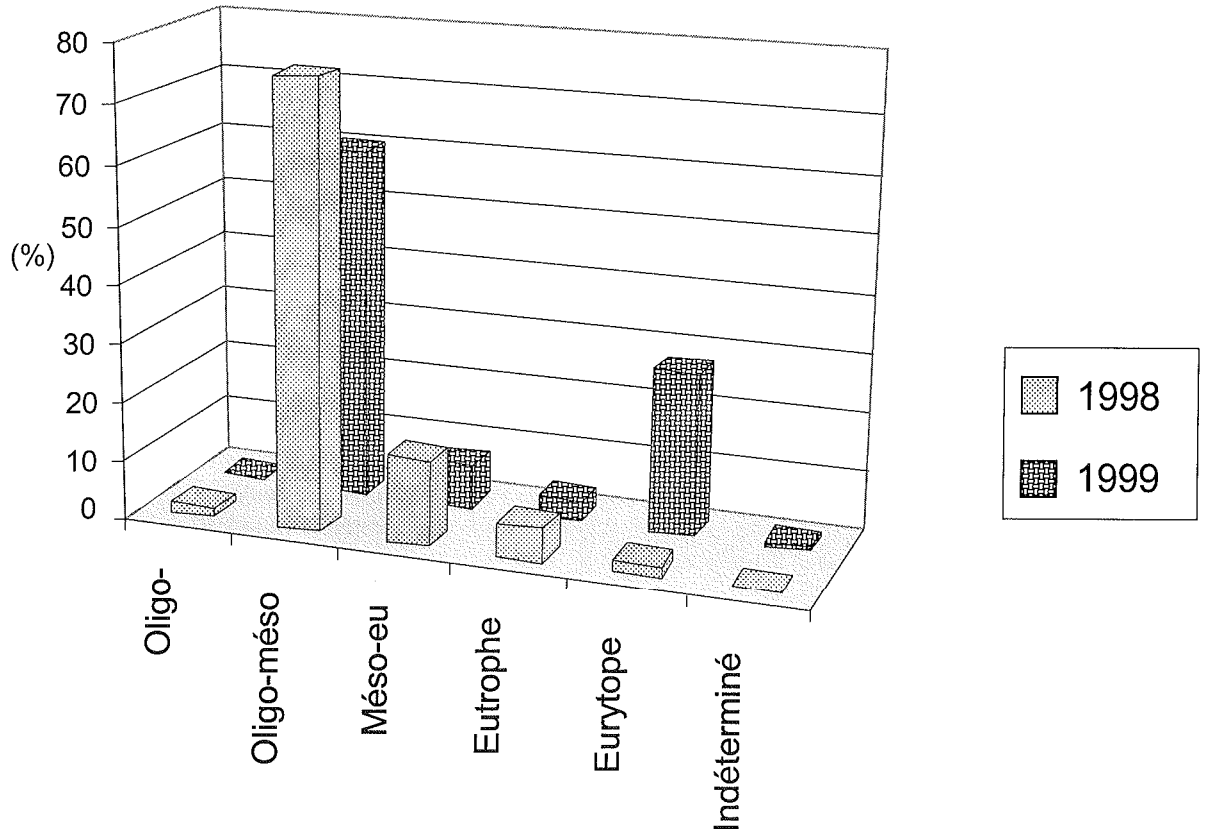


Figure 4 : Répartition des différents taxons de Rotifères en fonction de leur statut d'indicateur de niveau de trophie, Léman, SHL 2

Il est logique de constater 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.

7. COMPOSITION DE LA BIOCÉNOSE CRUSTACÉENNE

7.1 Entomostracés

Ce peuplement planctonique ne représente qu'une fraction de la biodiversité des microcrustacés présents dans le Léman, la faune littorale étant nettement plus diversifiée, avec en particulier l'importance de la famille des Chydoridés (tableau 4).

TABLEAU 4 - Liste des espèces rencontrées dans le Léman en 1999

CLADOCÈRES

Sididae
- *Sida crystallina**

Daphniidae
- *Ceriodaphnia pulchella**
- *Ceriodaphnia quadrangula**
- *Daphnia galeata*
- *Daphnia hyalina*
- *D. hyalina* var. *pellucida*
- *D.* hybrides *hyalina/galeata*
- *Daphnia longispina*
- *Scapholeberis mucronata**
- *Simocephalus exspinosus**
- Simocephalus vetulus*
- *Simocephalus serrulatus**

Bosminidae
- *Bosmina longirostris*
- *Eubosmina longispina*
- *Eubosmina mixta*

Chydoridae
- *Acroperus harpae**
- *Acroperus elongatus**
- *Alona quadrangularis**
- *Alona rectangula**
- *Biapertura affinis**
- *Camptocercus rectirostris**
- *Chydorus sphaericus**
- *Eurycercus lamellatus**
- *Pleuroxus aduncus**
- *Pleuroxus denticulatus**
- *Pleuroxus truncatus**
- *Pleuroxus uncinatus**

Ilyocryptidae
- *Ilyocryptus sordidus**

Polyphemidae
- *Bythotrephes longimanus*
- *Polyphemus pediculus**

Leptodoridae
- *Leptodora kindtii*

CYCLOPOÏDES
- *Acanthocyclops robustus*
- *Acanthocyclops vernalis*
- *Cyclops prealpinus*
- Cyclops vicinus
- *Eucyclops serrulatus**
- *Mesocyclops leuckarti**

CALANOÏDES
- *Eudiaptomus gracilis*

POECILOSTOMATIDES

Argulidae
- *Argulus foliaceus**

MOLLUSQUES
- *Dreissena polymorpha*

* espèces rencontrées uniquement en zone littorale

7.2 Abondance et cycle annuel des entomostracés

L'abondance moyenne annuelle des entomostracés est en légère augmentation en 1999 sans qu'il y ait de changements notables dans l'importance des pics saisonniers qui sont identiques en 1998 et 1999, alors que les pics printaniers sont en diminution et ceux d'automne en augmentation par rapport à 1996 et 1997 (tableau 5).

TABLEAU 5 - Evolution de l'abondance des entomostracés (ind/m^2) (Léman, SHL 2)

	1996	1997	1998	1999
Moyenne annuelle	461'300	387'200	408'100	446'900
Pic de printemps (date)	2'328'200 (03.06) (pic majeur)	2'554'900 (21.05) (pic majeur)	1'024'100 (6.05) (pic majeur)	1'083'400 (10.05) (pic majeur)
Pic d'automne (date)	328'300 (25.10)	380'600 (20.10)	861'800 (2.11)	703'600 (13.12)

En valeur moyenne annuelle, les calanoïdes sont dominants en 1998 devant les cyclopoïdes et les cladocères. En 1999, les calanoïdes restent toujours dominants devant les cladocères en nette augmentation et les cyclopoïdes en légère diminution.

7.2.1 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 » sont en forte augmentation (142'800 ind/m^2) par rapport aux années précédentes (tableau 6). Les daphnies représentent toujours l'essentiel des cladocères herbivores mais comme en 1997, les années 1998 et 1999 sont caractérisées par le développement important de *Eubosmina* alors que le genre *Bosmina* a été relativement peu abondant ces deux dernières années

Le remplacement d'une partie de la population de *Daphnia* par *Bosmina*, genre de taille plus réduite et phytophage moins efficace que *Daphnia*, est une des causes possibles de l'augmentation de la biomasse annuelle moyenne du phytoplancton et de la prolifération automnale des algues de grande taille. Bien que la peuplement d'automne des cladocères herbivores soit important en automne, celui-ci n'a pu contrôler la prolifération algale observée en cette saison.

TABLEAU 6 - Evolution de l'abondance des cladocères herbivores (ind/m^2) (Léman, SHL 2)

	1996	1997	1998	1999
Moyenne annuelle	98'400	76'900	81'200	142'800
Pic de printemps (date)	1'541'500 (03.06) (pic majeur)	798'000 (21.05) (pic majeur)	507'300 (6.05) (pic majeur)	656'400 (10.05) (pic majeur)
Pic d'automne (date)	185'200 (05.08)	190'100 (19.08)	145'200 (2.11)	304'400 (19.10)

Toujours moins abondants que les cladocères herbivores, les cladocères prédateurs *Leptodora kindtii* et *Bythotrephes longimanus* présentent en moyenne annuelle des effectifs comparables à ceux des années précédentes. *L. kindtii* est une espèce saisonnière à preferendum estival, qui apparaît en avril (1998) ou mai (1999); elle développe une très importante population à partir de fin juin qui culmine en fin juillet 1998 (26'900 ind/m^2) ou fin août 1999 (17'300 ind/m^2) puis régresse progressivement jusqu'à disparaître en décembre. La présence de *B. longimanus* est permanente tout au long de l'année. Son abondance maximale atteint 5'600 ind/m^2 en début juin 1998 et 6'100 ind/m^2 en mi-juin 1999, avec des fluctuations numériques moins importantes que pour *L. kindtii*.

7.2.2 Calanoïdes

La population d'*Eudiaptomus gracilis* s'est reconstituée par rapport à 1997 surtout en raison du développement de cette espèce durant le second semestre 1999 (tableau 7).

TABLEAU 7 - Evolution de l'abondance des calanoïdes (ind/m^2) (Léman, SHL 2)

	1996	1997	1998	1999
Moyenne annuelle	198'600	145'100	191'300	177'800
Pic d'hiver (date)	241'200 (06.05)	Pic Absent	399'900 (16.02)	204'300 (26.04)
Pic de printemps (date)	405'800 (03.06)	753'800 (21.05) (pic majeur)	116'500 (2.06)	165'200 (25.05)
Pic d'été (date)	94'500 (02.08)	Pic Absent	67'400 (20.07)	133'300 (2.08)
Pic d'automne (date)	661'100 (04.11) (pic majeur)	138'000 (20.10)	413'600 (2.11) (pic majeur)	600'100 (13.12) (pic majeur)

7.2.3 Cyclopoïdes

Les cyclopoïdes sont essentiellement représentés par *Cyclops prealpinus*, espèce dominante (90'200 ind/m^2) et *C. vicinus* (11'600 ind/m^2). Les autres espèces ne sont apparues que de façon erratique et en nombre limité d'individus dans les prélèvements (*Acanthocyclops robustus, Acanthocyclops vernalis*).

Les cyclopoïdes sont en diminution par rapport à 1997, avec des pics de printemps et d'automne en forte régression (tableau 8). Cette diminution est en rapport avec le déclin de *C. vicinus* dont la population s'est très fortement raréfiée durant le second semestre en 1998 et 1999.

TABLEAU 8 - Evolution de l'abondance des cyclopoïdes (ind/m^2) (Léman, SHL 2)

	1996	1997	1998	1999
Moyenne annuelle	140'700	162'400	132'200	122'800
Pic de printemps	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)
Pic d'automne	187'900 (14.10)	235'200 (20.10)	299'600 (2.11)	122'900 (5.10)

Mesocyclops leuckarti, espèce qui était réapparue en très faible abondance en 1996, est restée rare depuis cette date et a été récoltée en 1999 uniquement en zone littorale. *Acanthocyclops robustus,* 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), n'a pratiquement pas été observée ces deux dernières années.

7.3 Autres groupes planctoniques

Mollusques *: Dreissena polymorpha*

Les larves véligères de la moule zébrée d'eau douce sont observées dans les prélèvements à partir de juin et sont présentes jusqu'en septembre. Leur abondance maximale apparaît en août (22'400 ind/m^2 en 1998, 22'000 ind/m^2 en 1999).

Protozoaires ciliés : Epistylidés et Vorticellidés

Un essai de quantification de ces organismes a été tenté. Les donnée obtenues ne sont que très approximatives en raison du vide de maille du filet à zooplancton (200 µm), mais les variations observées reflètent certainement les variations réelles d'abondance de ces protozoaires (tableau 9).

TABLEAU 9 - Evolution de l'abondance de certains protozoaires (ind/m^2) (Léman, SHL 2)

		1998	1999
Epistylidés	Maximum	112'000	102'000
	moyenne annuelle	21'000	19'000
Vorticellidés	Maximum	1'430'000	184'000
	moyenne annuelle	151'000	24'000

Le fonctionnement du réseau trophique ces deux 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 filtreurs utilisent les bactéries et la matière organique détritique issue de la décomposition du phytoplancton excédentaire non consommé par le zooplancton herbivore.

Il serait intéressant de développer les recherches sur ces protozoaires qui 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 ».

8. CONCLUSIONS

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

Le fonctionnement du réseau trophique ces deux 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 filtreurs utilisant les bactéries et la matière organique détritique issue de la décomposition du phytoplancton excédentaire non consommé par le zooplancton herbivore.

Avec la nette régression numérique de certains microcrustacés prédateurs, ce zooplancton herbivore a présenté un développement saisonnier important, mais n'a pas été en mesure d'exploiter correctement le phytoplancton

La relation phosphore total/zooplancton sédimenté conduit à penser à un certain arrêt du processus de réhabilitation du Léman. Ce phénomène pourrait être lié à la quasi stabilité des teneurs en phosphore total ces dernières années, à la baisse de la production primaire phytoplanctonique et, dans une moindre mesure, à une tendance à la baisse de la production bactérienne.

Toutefois, en ne considérant que les espèces à statut d'indicateur de niveau trophique relativement bien déterminé, la biocénose rotatorienne reste cependant dominée en 1998 et 1999 par les espèces oligo-mésotrophes, bien que leur importance relative ait diminué par rapport aux deux années précédentes.

Ce phénomène est certainement lié aux conditions de prélèvement rencontrées en 1998 et à l'évolution générale du Léman pour laquelle les changements observés dans les données physico-chimiques et biologiques ne sont pas toujours synchronisés. La biologie du zooplancton est en effet soumise à un certain nombre de contraintes d'origine externe (climatologie générale) et interne (nature et disponibilité des ressources alimentaires, impact de la prédation, etc.) sur lesquelles l'homme ne peut malheureusement pas agir.

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1999, **2000**, 91-112.

SÉGRÉGATION SPATIALE ET MIGRATION VERTICALE DU ZOOPLANCTON CRUSTACÉEN DANS LE LÉMAN

Campagne 1999

PAR

Corinne GIROUD et Gérard BALVAY

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

RÉSUMÉ

L'étude effectuée de février à juillet 1999 vise à caractériser les modalités de ségrégation spatiale et de migration verticale du zooplancton crustacéen dans le Léman :

- *En période de circulation des eaux et au début du printemps, la migration verticale n'est pas encore établie mais la distribution des espèces diffère entre ces deux phases. En période d'homogénéité thermique, les espèces (en particulier Cyclops prealpinus et Eudiaptomus gracilis) se localisent dans les couches superficielles afin de bénéficier de meilleures conditions environnementales. Ce positionnement est une adaptation aux facteurs abiotiques (faible lumière, température basse, etc.) malgré une faible abondance de la nourriture. Lors de la phase des eaux claires, la diversité spécifique et l'abondance des individus augmentent; les daphnies et E. gracilis sont en surface, les bosmines et les cyclopoïdes en profondeur. Leur ségrégation spatiale est fonction des facteurs abiotiques qui jouent un rôle beaucoup plus important qu'en période de circulation des eaux avec en plus l'influence de facteurs biotiques (structure et répartition de la nourriture, compétition, etc.). A cette époque, la pression de prédation intervient peu sur la localisation des espèces étant donné que les poissons planctonophages n'ont pas encore atteint leur stade pélagique.*
- *En période de stratification thermique, les facteurs du milieu conditionnent fortement la ségrégation spatiale et la migration verticale du zooplancton. Au cours d'un cycle nycthéméral, C. prealpinus, C. vicinus, E. gracilis et Daphnia hyalina migrent vers la surface la nuit et redescendent à l'aube en profondeur; D. galeata ne présente pas de comportement migratoire et Bosmina migre uniquement à l'intérieur de l'hypolimnion. Cette migration résulte d'interactions entre les facteurs abiotiques et biotiques avec, pour chaque espèce, des réponses comportementales différentes selon leurs exigences éco-physiologiques. La pression de prédation et la lumière semblent être les facteurs primordiaux influençant la ségrégation spatiale et la migration verticale du zooplancton crustacéen dans le Léman en période de stratification thermique.*

En outre, une campagne réalisée le 11 août 1999 a permis d'observer l'impact éventuel de l'éclipse solaire partielle, donc du rôle de la lumière sur la ségrégation spatiale et la migration verticale du zooplancton. La baisse de l'intensité lumineuse a initié un début de migration verticale chez C. prealpinus et D. hyalina qui amorcent un mouvement ascendant au début de l'éclipse qui se poursuit jusqu'au maximum de cette dernière, puis ils redescendent en profondeur avant la fin du phénomène. E. gracilis, localisé préférentiellement dans la couche 20-30 m, présente une abondance plus marquée dans la couche 10-20 m au maximum de l'éclipse; il amorce une faible remontée en surface plus lente que chez C. prealpinus et D. hyalina. L'influence de la lumière sur ces migrations aurait été probablement plus importante si l'éclipse avait été totale, ce phénomène créant alors des conditions lumineuses proches de celles dues à l'alternance jour/nuit.

1. INTRODUCTION

La distribution du zooplancton résulte de déplacements verticaux (migrations nycthémérales) et horizontaux (liés aux courants internes dans la masse d'eau). Son positionnement dépend de ses réactions vis-à-vis de facteurs abiotiques (lumière, température, oxygène dissous, etc.) et biotiques (localisation des ressources alimentaires, compétition, prédation, etc.). Cette répartition est plus ou moins perturbée par des phénomènes de turbulence des eaux. Les données relatives à cette ségrégation spatiale sont peu nombreuses alors que les migrations verticales ont été plus souvent étudiées.

Plusieurs campagnes ont été effectuées afin d'aborder la distribution verticale diurne du zooplancton dans le Léman (BALVAY, 1992, 1996) : les crustacés juvéniles et les rotifères se situent dans les couches supérieures tandis que les adultes de ces mêmes crustacés se positionnent en profondeur; la taille des daphnies augmente avec la profondeur; deux espèces de même taille et de régime alimentaire identique peuvent coexister et éviter la compétition interspécifique en occupant des strates différentes, en corrélation avec des exigences thermiques distinctes.

Les interactions à fine échelle temporelle entre les modalités diurnes de migration verticale et de broutage du zooplancton sont peu étudiées. Cependant, ANGELI et al. (1995) ont établi des liaisons spatio-temporelles entre les migrations journalières et la consommation du phytoplancton, en utilisant une maille temporelle d'échantillonnage fine et en analysant le contenu stomacal des crustacés du Léman. Ainsi, la migration verticale de *Daphnia* semble contrôlée par les changements relatifs de lumière au crépuscule et à l'aube. En outre, la prédation sélective par les poissons, la répartition du phytoplancton, le gradient thermique vertical et chez les daphnies la taille, sont responsables des différences observées dans les modalités de migration et d'alimentation des crustacés planctoniques.

La présente étude de février à juillet 1999, vise à caractériser la ségrégation spatiale du zooplancton crustacéen en période d'homogénéité et de stratification thermique d'un point de vue interspécifique et intraspécifique. Cette étude aborde les modalités de migration verticale de ces organismes, uniquement en période de stratification thermique quand cette migration est établie (ANGELI et al., 1995). Plusieurs paramètres ont été étudiés : migration journalière et importance des déplacements du zooplancton, répartition et durée de présence des divers stades de développement entre les différentes strates.

Suite à cette étude sur les modalités de ségrégation spatiale et de migration verticale, la campagne réalisée le 11 août 1999 lors de l'éclipse solaire partielle a complété les données concernant le rôle de la lumière dans le déclenchement de la migration verticale de quelques crustacés planctoniques.

2. MÉTHODOLOGIE

2.1 Le site et les conditions d'échantillonnage

Les échantillonnages effectués à la station SHL 2 ont débuté à 17 h (heure légale) le 26 février 1999, en période de circulation des eaux alors que la migration nycthémérale n'est pas encore établie (ANGELI et al., 1995); ils ont permis d'étudier la ségrégation spatiale du zooplancton. Les prélèvements en période de stratification thermique ont mis en évidence la ségrégation spatiale et la migration verticale du zooplancton (tableau 1).

TABLEAU 1 - Récapitulatif du calendrier de l'étude

Dates	Périodes	Etudes effectuées
du 26.02 au 22.04.1999	Circulation des eaux	Ségrégation spatiale
du 26.04 au 25.05.1999	Phase des eaux claires	Ségrégation spatiale
du 16.06 au 01.07.1999	Stratification thermique	Ségrégation spatiale et migration verticale

Le zooplancton est récolté à l'aide d'un filet fermant biconique de 23 cm de diamètre avec un vide de mailles de 200 µm lors de traits verticaux ascendants fractionnés (tableau 2).

Les organismes sont identifiés et dénombrés au microscope sur lame de comptage graduée. Les prélèvements d'hiver sont étudiés en totalité; ceux d'été sont sous-échantillonnés en raison de la forte abondance des organismes. La répartition par classe de taille et les méthodes de comptage se font selon la procédure de BALVAY (1994).

Les profils verticaux, jusqu'à 50 m de profondeur, de la température et de la chlorophylle *a* (par fluorescence) ont été obtenus avec une sonde multiparamètres.

Les dates des campagnes coïncident généralement, mais pas de manière systématique, avec celles prévues par la CIPEL pour différentes causes :

- Problèmes liés au vent : un vent fort désorganise la distribution verticale du zooplancton, rend impossible la navigation ou ne permet pas les traits de filet à cause des vagues, de la dérive du bateau et/ou des courants internes dans la colonne d'eau; la trappe du filet ne se ferme pas correctement et l'échantillonnage n'est pas représentatif.
- Problèmes techniques : des pannes imprévisibles (dysfonctionnement de la sonde, du bateau, du treuil, etc.) perturbent certaines campagnes. En outre, les prélèvements CIPEL sont parfois trop importants pour que cette étude puisse être intégrée dans le chronogramme.

3. RÉSULTATS

Nous présenterons les campagnes correspondant aux trois périodes les plus caractéristiques de l'évolution verticale de la colonne d'eau. La première (01.03.1999) a été choisie en période de circulation des eaux (homogénéité thermique), la deuxième (25.05.1999) a eu lieu durant la phase des eaux claires au printemps (début de stratification thermique); la ségrégation spatiale observée lors de ces deux campagnes n'est qu'une image instantanée du positionnement du zooplancton dans la colonne d'eau. Enfin, la dernière (30.06.1999 et 01.07.1999) correspond à la campagne de 24 h en période de stratification thermique; elle a été choisie pour étudier la migration verticale du zooplancton pendant un cycle nycthéméral (tableau 2).

TABLEAU 2 - Récapitulatif des conditions des campagnes effectuées au point SHL 2

Dates	Heures légales et durée	Limites des strates étudiées (m)	Vent *		
			V. P. (km)	Max. (m/s)	Moy. (m/s)
01.03.99	11 h 57 - 12 h 16	0-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50, 50-75, 75-100	78	7	0.9
	13 h 25 - 13 h 50	0-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50, 50-75, 75-100	78	7	0.9
26.04.99	09 h 23 - 10 h 25	0-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50, 50-75, 75-100	30	3	0.35
10.05.99	10 h 00 - 11 h 00	0-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50, 50-75, 75-100	17	3	0.2
	12 h 30 - 13 h 02	0-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50, 50-75, 75-100	17	3	0.2
	13 h 50 - 14 h 12	0-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50, 50-75, 75-100	17	3	0.2
25.05.99	10 h 57 - 11 h 22	0-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50, 50-75, 75-100	8	2	0.09
	13 h 55 - 14 h 19	0-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50, 50-75, 75-100	8	2	0.09
30.06.99	14 h 55 - 15 h 24	0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50, 50-75, 75-100	18	2	0.21
	17 h 53 - 18 h 23	0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50, 50-75, 75-100	18	2	0.21
	20 h 49 - 21 h 13	0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50, 50-75, 75-100	18	2	0.21
	23 h 52 - 00 h 23	0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50, 50-75, 75-100	18	2	0.21
01.07.99	03 h 12 - 03 h 41	0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50, 50-75, 75-100	82	5	0.95
	05 h 47 - 06 h 11	0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50, 50-75, 75-100	82	5	0.95
	08 h 53 - 09 h 14	0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50, 50-75, 75-100	82	5	0.95
	11 h 45 - 12 h 05	0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50, 50-75, 75-100	82	5	0.95
	14 h 45 - 15 h 08	0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50, 50-75, 75-100	82	5	0.95

Vent : V.P. : quantité de vent passé le jour du prélèvement.
Max. : vitesse instantanée maximale.
Moy. : vitesse moyenne au cours de la journée.
* données de la station météorologique de l'INRA-Thonon.

3.1 Campagne du 01.03.1999

La colonne d'eau 0-50 m est homogène pour les paramètres chlorophylle *a* et température (figure 1). La migration n'est pas encore établie à la fin de l'hiver (ANGELI et al., 1995) quand les ressources alimentaires sont faibles et uniformément réparties, caractéristiques propres à la période de circulation des eaux ou phase d'homogénéité thermique.

Les deux espèces les mieux représentées sont *C. prealpinus* et *E. gracilis*. Les autres organismes sont peu abondants voire absents de la colonne d'eau. En effet, *C. vicinus* n'est représenté que par quelques adultes, cette espèce étant toujours en diapause au stade C4 dans les sédiments. *Leptodora* et *Bythotrephes* principalement estivaux sont peu représentés, de même que *D. hyalina* et *B. longispina* car leur phase de développement débute au printemps (avril-mai).

Cette campagne met en évidence une ségrégation spatiale du zooplancton crustacéen en période de circulation des eaux (figure 1). Les copépodites C3 à C5 et les adultes de *C. prealpinus* sont localisés principalement dans la couche 20-30 et 50-100 m et répartis de façon plus ou moins homogène dans le reste de la colonne d'eau. *E. gracilis* représenté majoritairement par des adultes et quelques C3 et C4 se localise dans la couche de surface (0-20 m). Les premiers stades de développement (nauplii, C1 et C2) de ces deux espèces colonisent uniquement la strate 0-10 m et sont en faible abondance.

Les facteurs influençant la ségrégation spatiale des organismes en période d'homogénéité thermique sont de nature abiotique (lumière et température) et biotique (localisation de la nourriture). La colonne d'eau est homogène bien que des variations thermiques quotidiennes apparaissent près de la surface; l'énergie solaire bien que faible à cette période, peut cependant réchauffer les couches de surface. La faible augmentation de ces deux paramètres abiotiques permet un accroissement de la photosynthèse du phytoplancton. De ce fait, *E. gracilis* se localise plus en surface afin de bénéficier de meilleures conditions environnementales pour le développement des différents stades.

Cette distribution des organismes en période d'homothermie résulte d'une adaptation aux conditions du milieu (peu de lumière, température faible et besoins en nourriture) et, à l'exception des juvéniles, cette répartition est différente de celle observée en période de stratification thermique par BALVAY (1996).

3.2 Campagne du 25.05.1999

La phase des eaux claires est caractérisée par la diminution du phytoplancton en surface due au broutage intensif par les daphnies herbivores. Ceci est confirmé par le profil très différent de la chlorophylle *a* les 10 et 25 mai (figure 2) et la forte augmentation de la transparence de l'eau (tableau 3). La température augmente de 8°C dans la strate 0-10 m et l'épilimnion s'individualise.

TABLEAU 3 – Transparence de l'eau les 26 avril, 10 et 25 mai 1999

Dates	Transparence de l'eau (m)
26.04.1999	2.7
10.05.1999	2.6
25.05.1999	9.3

Au cours de la phase des eaux claires, la colonne d'eau présente une stratification diurne instable révélée par la présence de petites thermoclines dans la strate 0-5 m. Cependant, il apparaît une nette ségrégation spatiale de l'ensemble des espèces : la couche de surface (0-10 m) est désertée par le zooplancton, résultant d'un phénomène d'évitement de la lumière. Les daphnies juvéniles et *E. gracilis* adultes sont dominants dans la couche 10-20 m et leur abondance diminue avec la profondeur. Les daphnies adultes sont surtout localisées dans la strate 30-40 m. Dans les couches profondes (30-75 m), les bosmines ainsi que tous les stades des cyclopoïdes et du calanoïde (sauf les adultes) sont abondants, leur densité augmentant jusqu'à 75 m (figure 2).

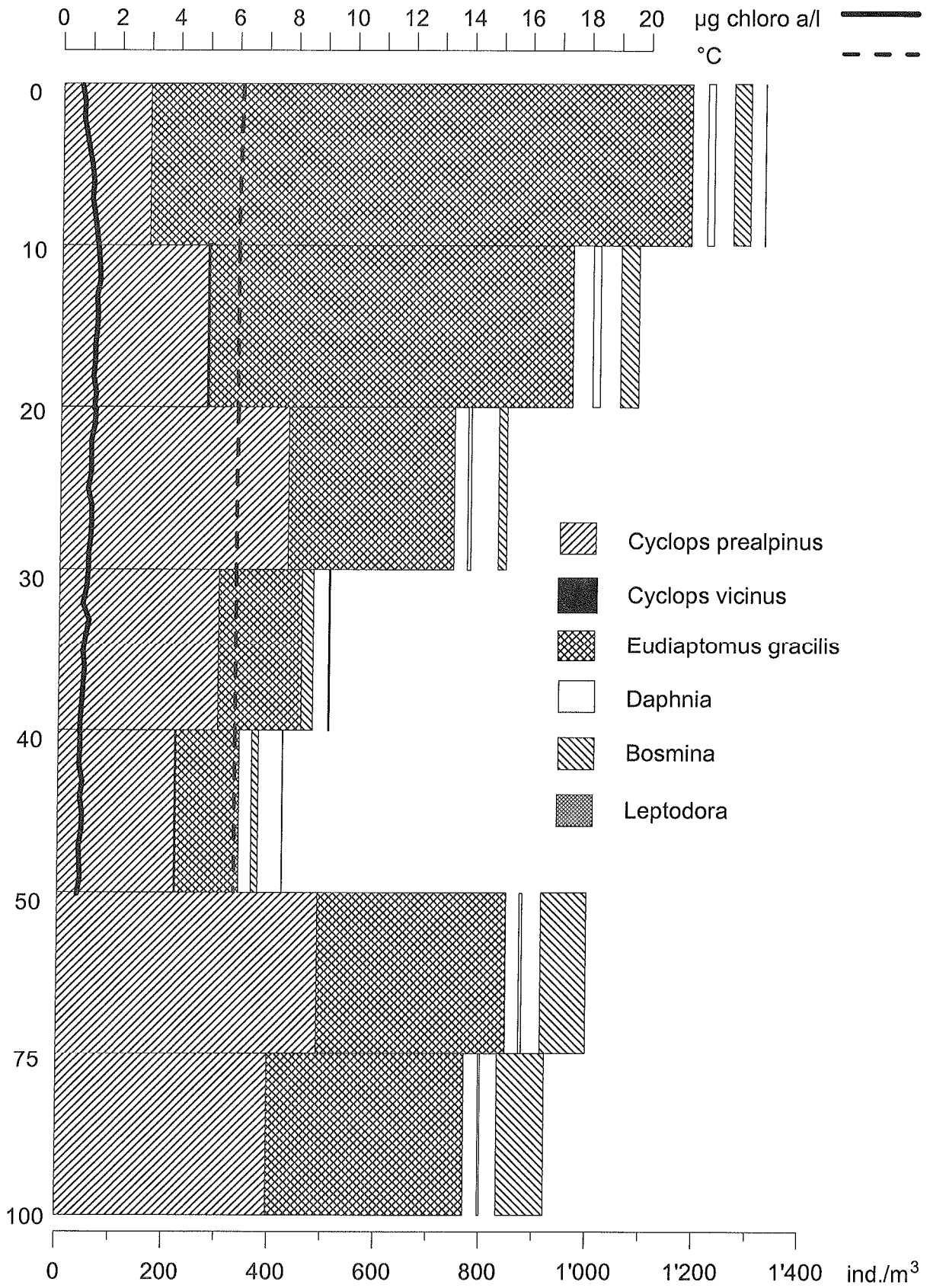


Figure 1 : Abondance des principales espèces en fonction de la profondeur et profils de la température et de la chlorophylle *a* le 01.03.1999

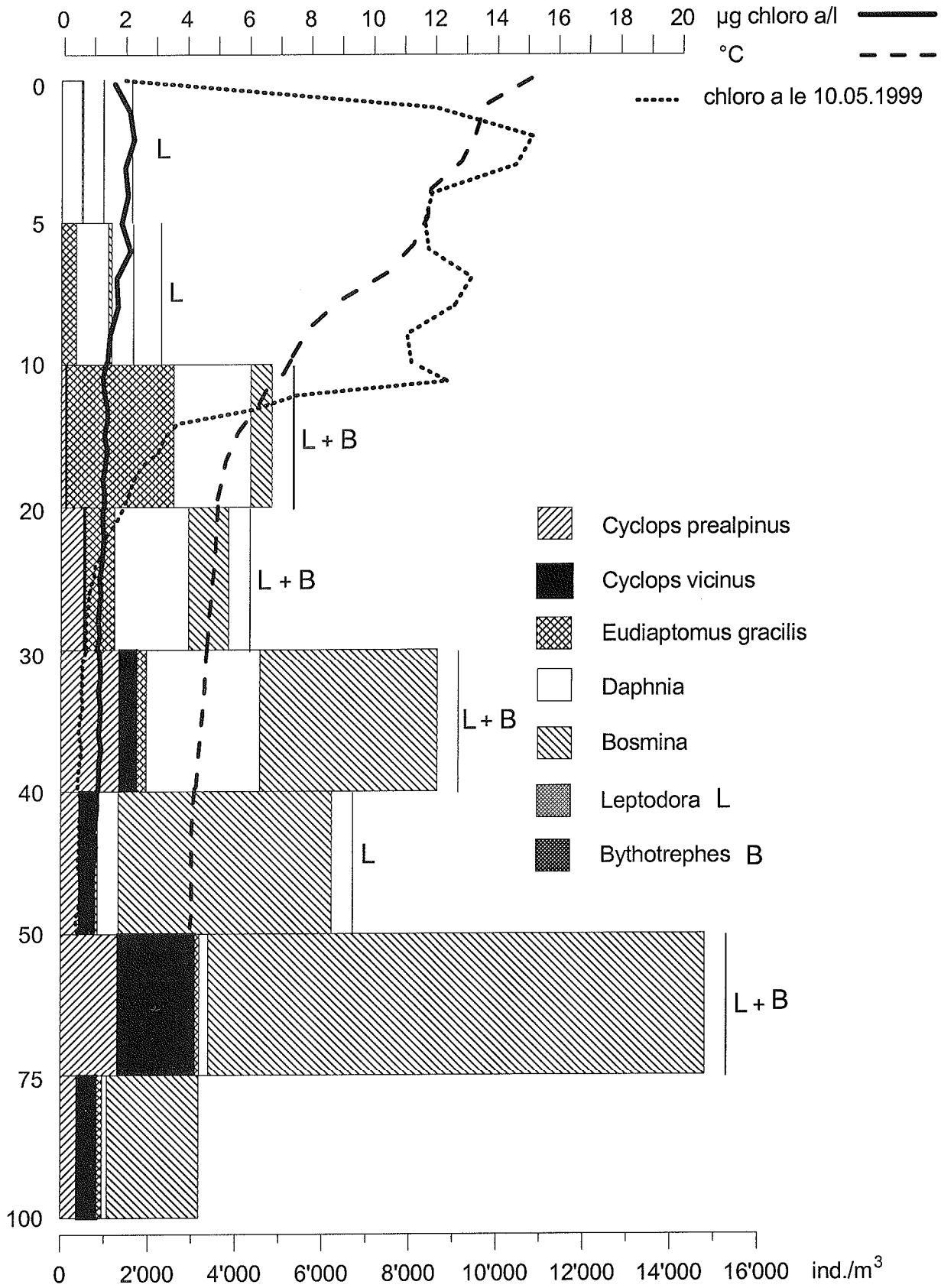


Figure 2 : Abondance des principales espèces en fonction de la profondeur et profils de la température et de la chlorophylle *a* le 25.05.1999. A titre indicatif, le profil de la chlorophylle *a* le 10.05.1999 a été également mentionné

Les daphnies adultes sont responsables de la phase des eaux claires, de même que *E. gracilis* dans une moindre mesure. L'éclaircissement des eaux indique que la consommation par ces espèces est supérieure à la production phytoplanctonique. Leur positionnement simultané dans la couche 10-20 m indique qu'il n'y a pas de compétition interspécifique (figure 2). En effet, les daphnies et le calanoïde sont des organismes "filtreurs" mais seules les daphnies filtrent le picoplancton alors qu'*E. gracilis* est surtout "raptateur". Par contre, il existe peut-être une compétition interspécifique ou un phénomène d'évitement entre les daphnies (*D. galeata*) dans la strate 10-20 m et *Bosmina* en profondeur. Cependant, ce dernier, détritivore, préfère les eaux froides d'où sa localisation dans l'hypolimnion (PONT, 1995).

Les deux cyclopoïdes, majoritairement représentés par des adultes carnivores, se retrouvent en profondeur; leur régime alimentaire ne nécessite pas un positionnement permanent dans les strates plus riches en phytoplancton.

Les facteurs biotiques jouent un rôle beaucoup plus important au cours de la phase des eaux claires qu'en période d'homogénéité thermique, notamment en fonction de la prédation et de la compétition interspécifique (plus grand nombre d'espèces présentes). La répartition des différentes espèces selon la profondeur représente, lors de ce prélèvement, un positionnement diurne "instantané" des organismes.

3.3 Campagne de 24 h : 30.06.1999 - 01.07.1999

Le Léman est stratifié thermiquement; la colonne d'eau présente trois couches distinctes : épilimnion d'une épaisseur de 10 m et hypolimnion, séparées par un métalimnion de 5 m d'épaisseur. La température passe de 18.5°- 20°C en surface (selon les séries) à 8°C à 20 m (figures 3a à 3i). La thermocline est nette entre 10 et 15 m au début de cette campagne mais s'érode progressivement avec l'augmentation du vent (tableau 2). La chlorophylle *a* présente un pic important au niveau du métalimnion, variant selon les heures entre 9 et 12 mg/m^3 (figures 3a à 3i).

L'installation de ce gradient vertical, très marqué au niveau de la thermocline, influence la répartition verticale du zooplancton. La thermocline constitue un obstacle pour certains organismes et le maximum de biomasse zooplanctonique se situe souvent au-dessus ou au niveau de cette discontinuité thermique et densitaire.

Comportement global du zooplancton

On observe une désertification de la couche 0-10 m entre 15 h et 18 h (figures 3a, 3b) à l'exception de quelques *D. galeata* et *D. hyalina*. Le métalimnion est toujours densément peuplé par les cladocères herbivores (*Daphnia* spp.) alors que les cyclopoïdes et les bosmines se situent entre 30 et 75 m de profondeur.

Ce n'est qu'au crépuscule (20 h) que les espèces zooplanctoniques (sauf *Bosmina* spp.) entreprennent un mouvement ascendant et colonisent la partie inférieure de l'épilimnion (figure 3c).

A minuit, la majeure partie du zooplancton atteint la surface à l'exception toujours de *Bosmina* spp. en dessous de 30 m (figure 3d).

A 3 h, la colonisation est toujours maximale entre 0-20 m; les daphnies sont concentrées dans la strate 0-5 m alors que les cyclopoïdes et *E. gracilis* amorcent déjà un mouvement descendant pour coloniser respectivement les strates de 5-10 et 10-20 m (figure 3e). L'enfoncement se poursuit après l'aube avec une accumulation de *E. gracilis* principalement à la base du métalimnion alors que les cyclopoïdes ont dépassé la profondeur de 30 m (figure 3f).

Vers 9 h (figure 3g), on observe une nette ségrégation spatiale des organismes; les daphnies colonisent la couche de 0-10 m, *E. gracilis* celle de 20-30 m et les cyclopoïdes se localisent entre 30 et 75 m de profondeur. La même répartition est observable à 12 h (figure 3h); seul *E. gracilis* continue à descendre pour coloniser la strate de 30-40 m.

Au plus fort de l'énergie lumineuse incidente (figure 3i), on observe la même désertification de la surface (strate 0-5 m) que le jour précédent due à un enfoncement de *D. hyalina*. C'est toujours au niveau du métalimnion où l'abondance en chlorophylle *a* est optimale que se situe la densité maximale de zooplancton.

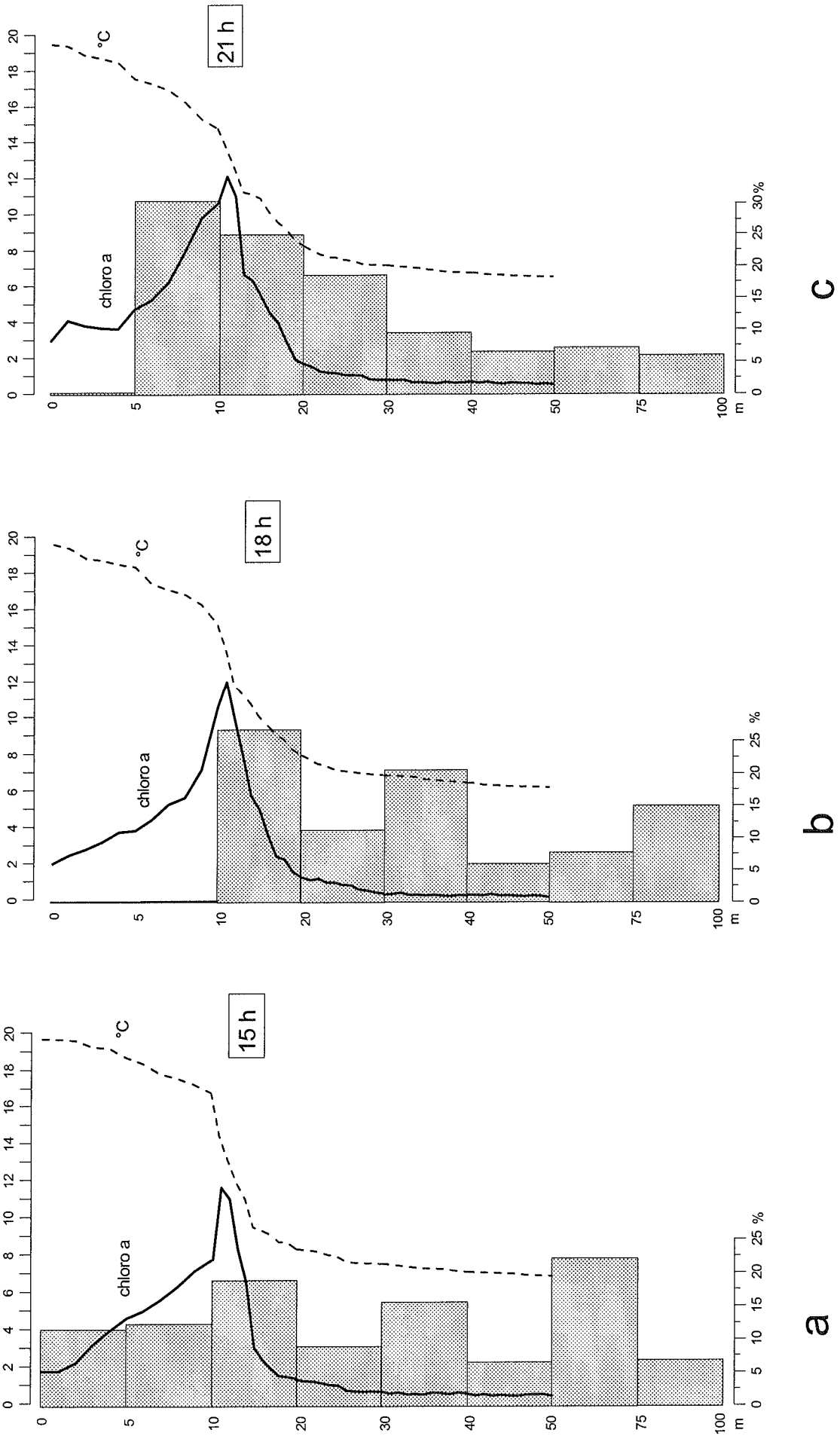


Figure 3 (a-b-c) : Abondance du zooplancton en fonction de la profondeur et profils de la température et de la chlorophylle a le 30.06.1999
a : 14h55 à 15h24, b : 17h53 à 18h23, c : 20h49 à 21h13

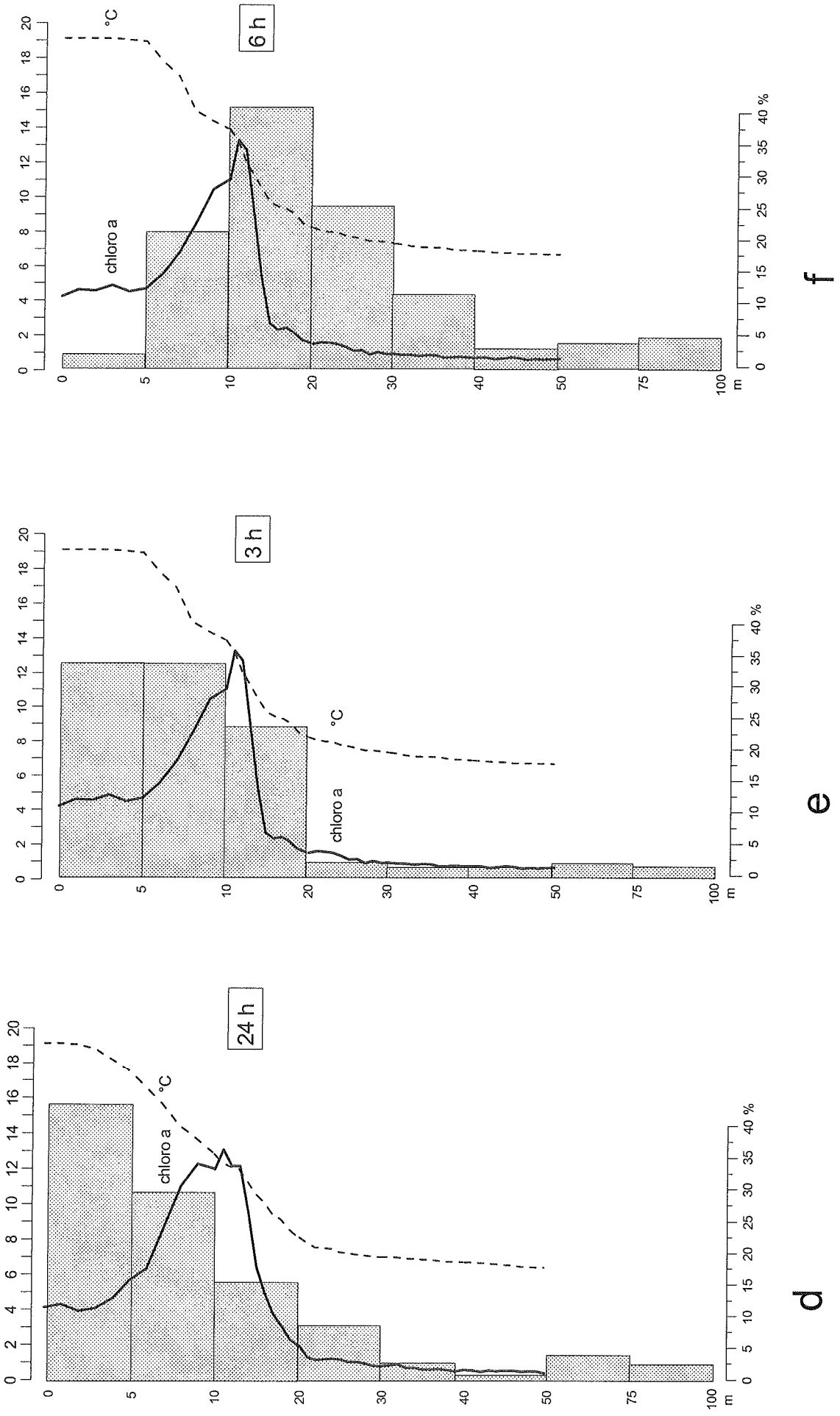


Figure 3 (d-e-f) : Abondance du zooplancton en fonction de la profondeur et profils de la température et de la chlorophylle a les 30.06.1999 et 01.07.1999 d : 23h52 à 0h23, e : 3h12 à 3h41,fF : 5h47 à 6h11

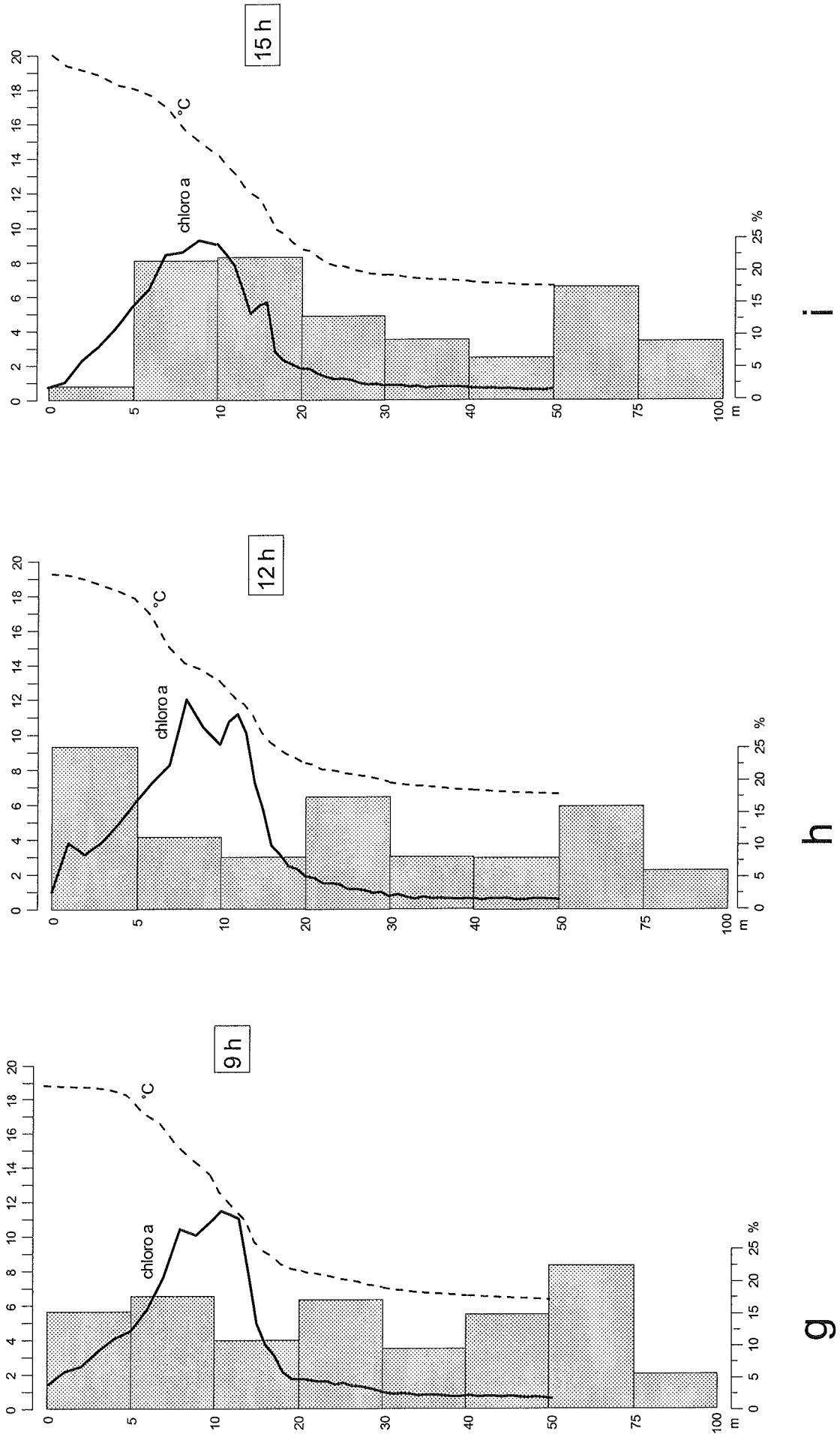


Figure 3 (g-h-i) : Abondance du zooplancton en fonction de la profondeur et profils de la température et de la chlorophylle a le 01.07.1999
g : 8h53 à 9h14,hH : 11h45 à 12h05, i : 14h45 à 15h08

Comportement des principaux organismes

Daphnia

Les daphnies, représentées par *D. galeata* et *D. hyalina*, sont caractérisées par une abondance égale de stades juvéniles et adultes. *D. galeata* se localise principalement dans la strate 5-10 m; le centre de gravité de la population se situe en moyenne vers 7.5 m. Bien qu'elle ne semble pas migrer au cours du cycle nycthéméral d'après GELLER (1986) (figure 4), elle entreprend cependant un léger mouvement ascendant durant la nuit pour venir coloniser la strate 0-5 m. L'amplitude de son déplacement quotidien est relativement faible (4 m).

D. hyalina est localisée au cours de la journée un peu plus en profondeur; la majorité de la population est située entre 7.5 et 20 m, mais répartie de façon presque homogène dans la colonne d'eau. Les individus de grande taille, plus soumis à la prédation, se positionnent plus en profondeur. Cette espèce migre au crépuscule vers la surface avec une vitesse de déplacement de 0.05 cm/s pour redescendre dans les couches inférieures à l'aube (figure 5). *D. hyalina* présente une amplitude de migration plus prononcée que *D. galeata*, espèce de petite taille, de l'ordre d'une quinzaine de mètres, valeur mentionnée par WRIGHT et al. (1980).

Eudiaptomus gracilis

E. gracilis représenté par des adultes et quelques copépodites se localise durant le jour en dessous du métalimnion (20-40 m) (figure 6). Ce calanoïde se concentre entre 20 et 30 m en fin d'après-midi et entreprend une migration verticale au crépuscule vers la strate 10-20 m pour atteindre la strate 0-10 m au milieu de la nuit; sa vitesse de déplacement est de 0.11 cm/s. Il entame une descente avant l'aube pour se repositionner dans la couche 20-40 m. Son amplitude de migration est de l'ordre d'une trentaine de mètres.

Cyclops prealpinus et *Cyclops vicinus*

C. prealpinus et *C. vicinus* (ce dernier peu abondant) majoritairement adultes se situent dans les strates hypolimniques tout au long de la journée pour migrer progressivement dès la fin de l'après-midi vers les couches supérieures (figures 7 et 8). Les copépodites C4, C5 et les adultes se positionnent en surface avec tous les autres crustacés pendant la période nocturne et redescendent avant l'aube vers les couches profondes. La distribution de ces deux cyclopoïdes dans la colonne d'eau est fonction de la pression de prédation plus importante en surface le jour que la nuit. De ce fait, ces deux espèces se localisent en profondeur le jour et migrent la nuit en surface pour s'alimenter avec une amplitude de migration d'une soixantaine de mètres, nettement supérieure à celle observée pour les autres espèces. *C. vicinus* migre en surface et redescend en profondeur beaucoup plus rapidement que *C. prealpinus*; les vitesses de déplacement pour ces deux espèces sont respectivement, pour l'ascension de 0.19 cm/s et 0.16 cm/s, pour la descente de 0.13 cm/s et 0.11 cm/s. Au cours du cycle nycthéméral, les juvéniles séjournent dans les eaux superficielles chaudes et riches en nourriture (GERRISTEN, 1992).

Bosmina

B. mixta et *B. longispina*, peu nombreux, se localisent toujours dans les couches profondes de l'hypolimnion (figure 9) et ne migrent pas jusqu'en surface au crépuscule comme les autres espèces. Leur mouvement ascendant à la tombée du jour, plus tardif que chez les autres organismes, est limité à la partie supérieure de l'hypolimnion avec une vitesse de déplacement de 0.09 cm/s; elles entreprennent une descente dans les couches inférieures de celui-ci à l'aube. Les bosmines migrent au même titre que les autres espèces mais uniquement à l'intérieur de l'hypolimnion; leur amplitude de migration est de l'ordre d'une quarantaine de mètres.

Une ségrégation spatiale des organismes apparaît pendant la période diurne avec *D. galeata*, *E. gracilis* dans les couches de surface, au-dessus et au niveau de la thermocline. Les couches hypolimniques renferment les cyclopoïdes et les bosmines alors que *D. hyalina* se localise dans l'ensemble de la colonne d'eau. A l'exception de *D. galeata* et des bosmines, les espèces zooplanctoniques qui se concentrent la nuit en surface, descendent à l'aube dans les couches inférieures (*E. gracilis* et *D. hyalina*) ou dans l'hypolimnion (*C. prealpinus* et *C. vicinus*) où elles se localisent durant le jour, ne remontant en surface qu'au crépuscule pour redescendre à l'aube suivante.

L'ascension est un phénomène actif (nage) alors que la descente peut résulter d'un enfoncement passif des organismes dont la densité est légèrement supérieure à celle de l'eau, pouvant expliquer l'enfoncement plus lent que le mouvement ascendant chez les copépodes (*E. gracilis*, *C. préalpinus* et *C. vicinus*). Les vitesses moyennes de déplacement des espèces zooplanctoniques, sont comprises entre 0.02 et 1 cm/s (ANGELI et al., 1995; DUSSART et DEFAYE, 1995); les espèces lémaniques présentent lors de cette étude des vitesses de déplacement comprises dans cet intervalle. L'amplitude des migrations varie en fonction de la vitesse de nage des organismes, plus les organismes sont de petite taille, moins l'étendue de la migration est importante.

Les facteurs environnementaux évoluent dans le temps et dans l'espace en période de stratification thermique. Les organismes sont affectés et régulent leur distribution sur l'axe vertical en fonction de leurs exigences éco-physiologiques respectives :

- La lumière est un des facteurs influençant le plus la migration verticale du zooplancton lacustre. Son rôle semble fondé, en tant que signal déclenchant, orientant et/ou contrôlant la vitesse et l'amplitude des migrations verticales des cyclopoïdes, d'*E. gracilis* et *D. hyalina*. A l'aube, le signal déclenchant la migration vers le bas est l'augmentation du taux relatif d'intensité d'éclairement. L'orientation des organismes est contrôlée par la lumière selon que leur comportement répond à un enfoncement passif ou à une phototaxie négative. Au crépuscule, la migration est initiée par la diminution d'intensité lumineuse et l'ascension résulte de la réaction à la lumière et d'un accroissement d'activité. Celle-ci dépend aussi de la température qui agit ainsi en renforçant l'effet des variations d'intensité lumineuse mais qui peut aussi limiter l'amplitude des migrations. La lumière n'agit pas en tant que telle, mais ce sont les changements d'intensité, donc la succession jour-nuit qui importe. Le rôle de la lumière est complexe et son influence est encore débattue (SWIFT et FORWARD, 1988; WAGNER-DOBLER, 1988; HANEY et al., 1990).
- La température est un facteur primordial influençant la répartition et la migration verticale du zooplancton. En effet, la relation entre la migration verticale et la stratification thermique montre que les crustacés suivent les mouvements verticaux des isothermes et en particulier de la thermocline (GELLER, 1986). Le positionnement des animaux est fonction de leur preferendum thermique. Le milieu lacustre n'est pas figé, de fortes et soudaines variations de température déclenchent des mouvements verticaux chez le zooplancton qui régulent sa distribution en fonction de ses exigences thermiques (GERRISTEN, 1992). Ainsi *E. gracilis* et les cyclopoïdes juvéniles se localisent toujours dans les eaux de surface chaudes au contraire, *C. prealpinus*, espèce sténotherme d'eau froide, se situe dans les couches profondes de l'hypolimnion.
- D'autres facteurs abiotiques interviennent dans une moindre mesure comme l'oxygène dissous envers lequel les exigences des espèces sont variables et le pH avec cependant peu d'informations disponibles sur son influence qui semble peu conséquente.

Parallèlement à ces facteurs abiotiques, les facteurs biotiques influencent considérablement la ségrégation spatiale et la migration verticale des espèces zooplanctoniques :

- La distribution de la nourriture joue un rôle majeur. Dès les mois d'avril et mai apparaît dans la zone trophogène une explosion phytoplanctonique due au réchauffement des eaux de surface et à l'augmentation de l'énergie lumineuse incidente dans une zone riche en nutriments (NO_3^- et PO_4^{3-}). Ce développement se poursuit tout l'été en s'atténuant au fur et à mesure de l'avancée de la saison. Durant cette période, les organismes vont se positionner aux profondeurs où leurs exigences physiologiques seront respectées et où le phytoplancton, à la base de leur nourriture, sera en abondance. Le positionnement de ces deux maillons de la chaîne alimentaire a été mis en évidence chez les crustacés (GEORGE, 1983). Cet auteur pense que la migration est la plus probable quand la nourriture est quantitativement limitée, la migration nycthémérale n'étant qu'un mécanisme d'évitement de la famine.
- La compétition intra- et interspécifique est un facteur permettant de comprendre le positionnement et le déplacement du zooplancton. En présentant des modalités de migration propres (amplitude de migration et distribution verticale), les espèces peuvent éviter la compétition directe et coexister ce qui pourrait indiquer que chacune réagit à la présence de l'autre (BORHER, 1980). La répartition des daphnies dans les couches de surface et des bosmines en profondeur dans le Léman résulte peut-être d'un tel phénomène de compétition interspécifique ou d'évitement.
- La pression de prédation par les poissons planctonophages chassant à vue serait la conséquence, pour de nombreux auteurs, de la distribution et de la migration verticale des entomostracés (LAMPERT, 1992; DINI et CARPENTER, 1992). La distribution type d'une population zooplanctonique, notamment de *C. prealpinus*, *C. vicinus* et de *D. hyalina*, est de passer les heures diurnes en profondeur et de monter en surface la nuit les individus migrants peuvent sans risque exploiter les ressources épilimniques dès la tombée de la nuit et éviter la prédation le jour. Bien qu'étant d'une importance primordiale dans l'influence de la migration verticale, la pression de prédation n'est pas en mesure d'expliquer totalement pourquoi ce phénomène est si largement répandu, ni pourquoi *D. galeata* migre faiblement face à un niveau de prédation élevé au cours de la journée. Cependant, *D. galeata*, espèce de petite taille, a une fécondité importante qui est peut-être supérieure à la prédation qu'elle subit. De plus, ses besoins en nourriture sont inversement proportionnels à sa taille (VIJVERBERG, 1980). Ces deux raisons peuvent expliquer sa localisation en surface le jour.
- La composante génétique dans la population naturelle des daphnies influence la migration verticale qui dépend de leur structure génotypique selon WEIDER (1984). Ainsi, le potentiel du comportement migratoire résiderait dans le génome et les daphnies ne présentant pas le génotype "migration" ne migreraient sous aucune circonstance (DINI et CARPENTER, 1992). Ces différences génotypiques permettent donc aux espèces qui les présentent de réagir et de se maintenir face aux perturbations et aux changements de pression de sélection. *D. galeata* pourrait, en plus de sa fécondité importante et de sa petite taille, ne pas présenter ce génotype étant donné qu'elle ne migre pas à l'inverse de *D. hyalina*.

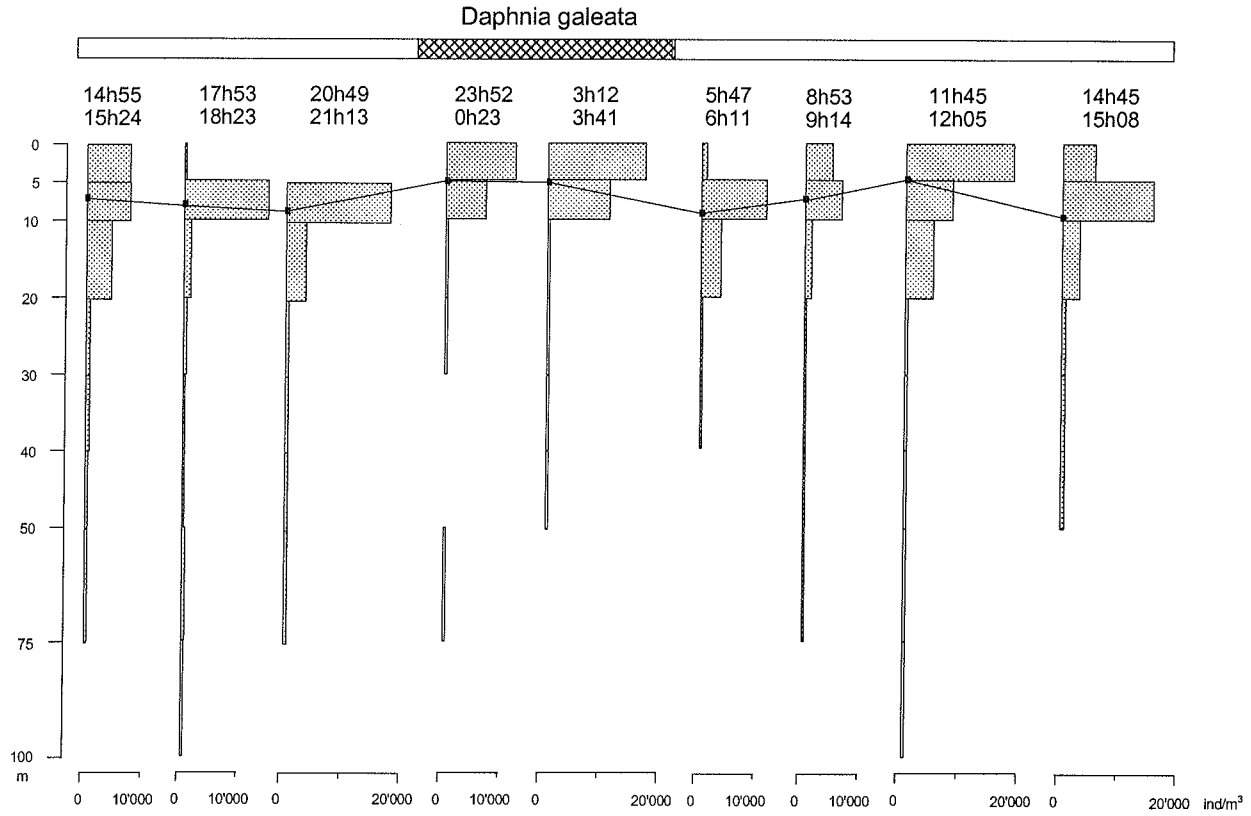


Figure 4 : Abondance de *Daphnia galeata* (ind/m^3) en fonction de la profondeur au cours du cycle nycthéméral les 30.06.1999 et 01.07.1999

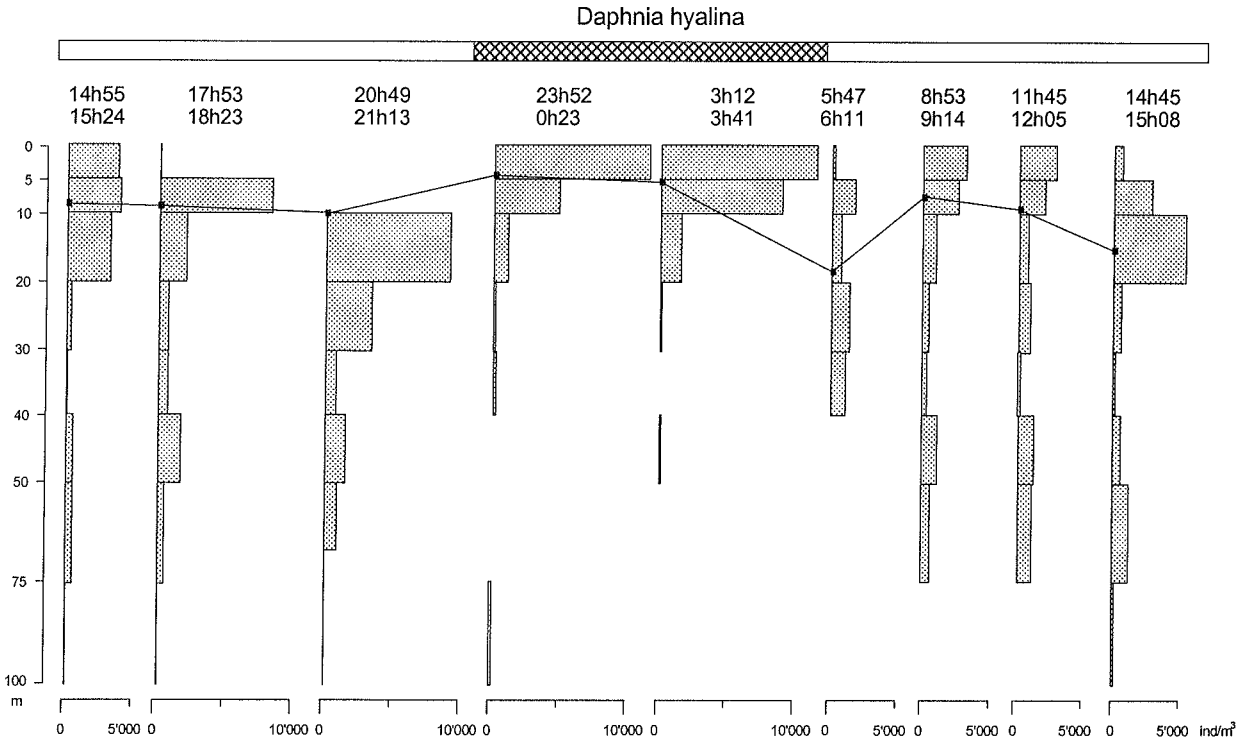


Figure 5 : Abondance de *Daphnia hyalina* (ind/m^3) en fonction de la profondeur au cours du cycle nycthéméral les 30.06.1999 et 01.07.1999

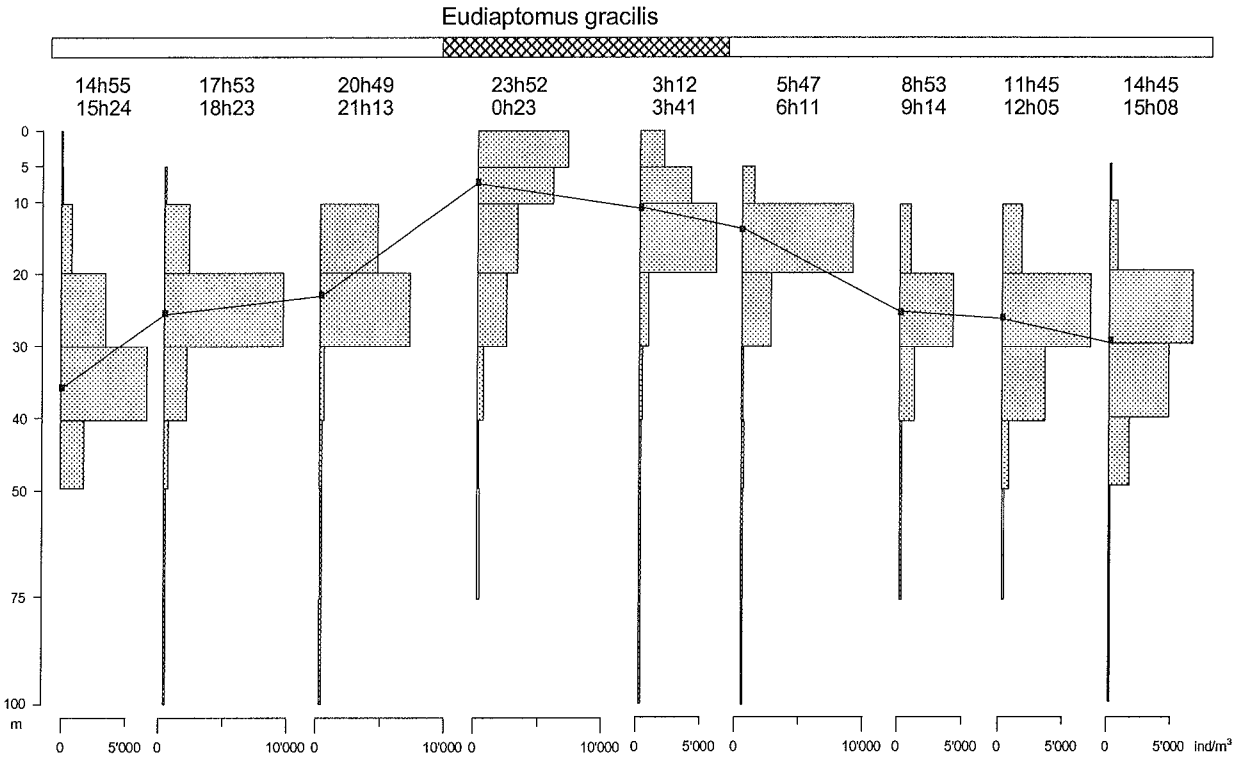


Figure 6 : Abondance d'*Eudiaptomus gracilis* (ind/m^3) en fonction de la profondeur au cours du cycle nycthéméral les 30.06.1999 et 01.07.1999

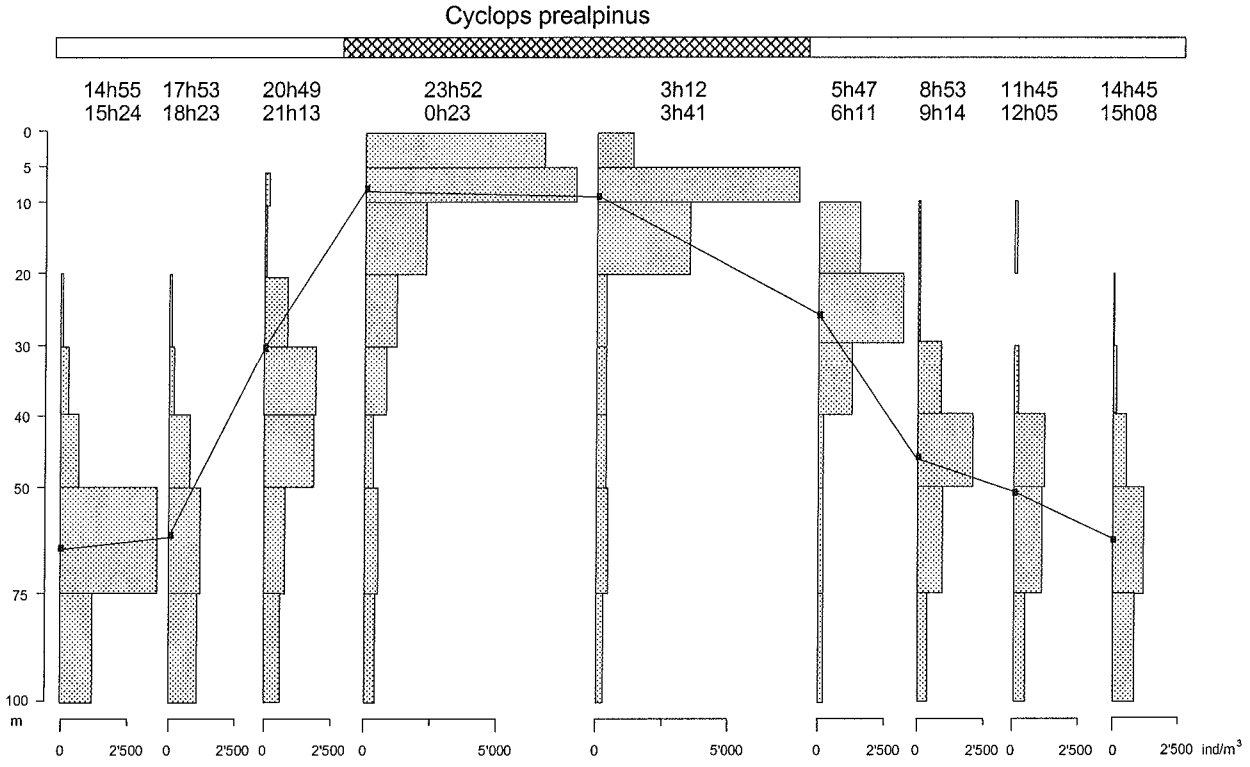


Figure 7 : Abondance de *Cyclops prealpinus* (ind/m^3) en fonction de la profondeur au cours du cycle nycthéméral les 30.06.1999 et 01.07.1999

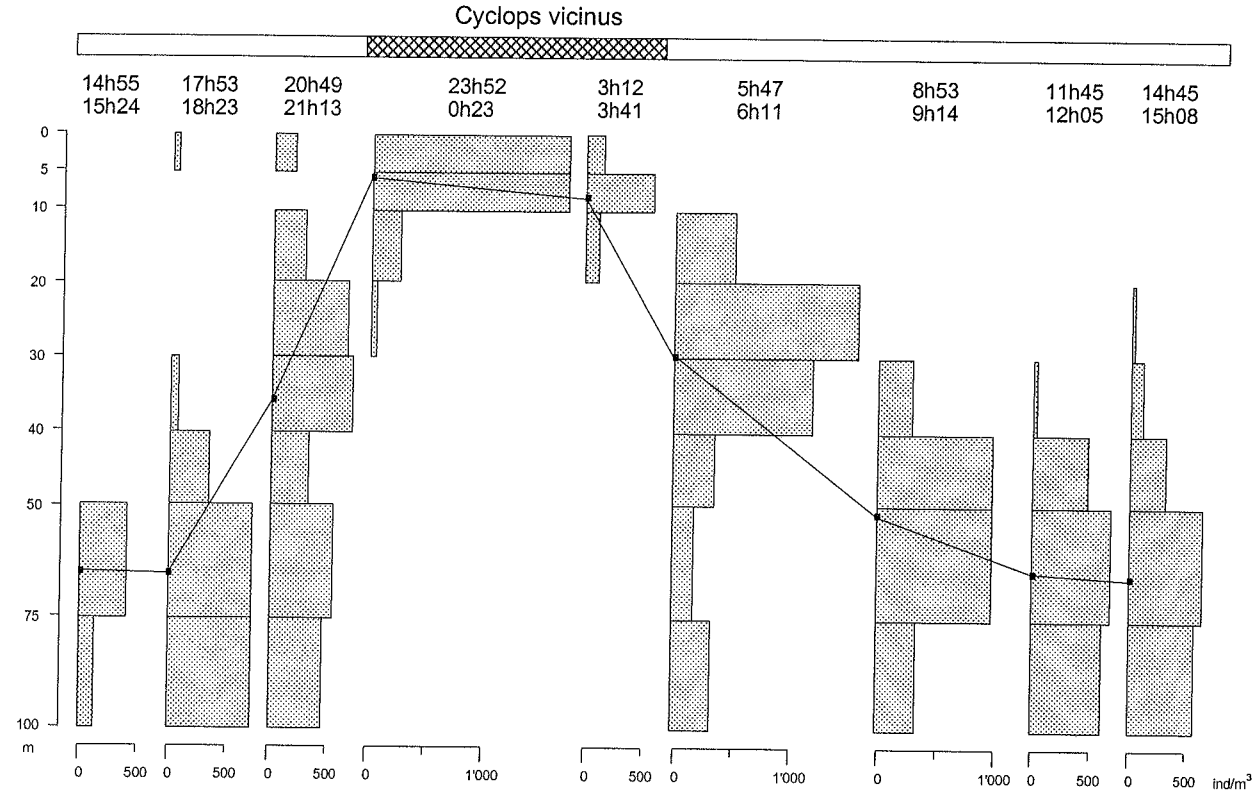


Figure 8 : Abondance de *Cyclops vicinus* (ind/m^3) en fonction de la profondeur au cours du cycle nycthéméral les 30.06.1999 et 01.07.1999

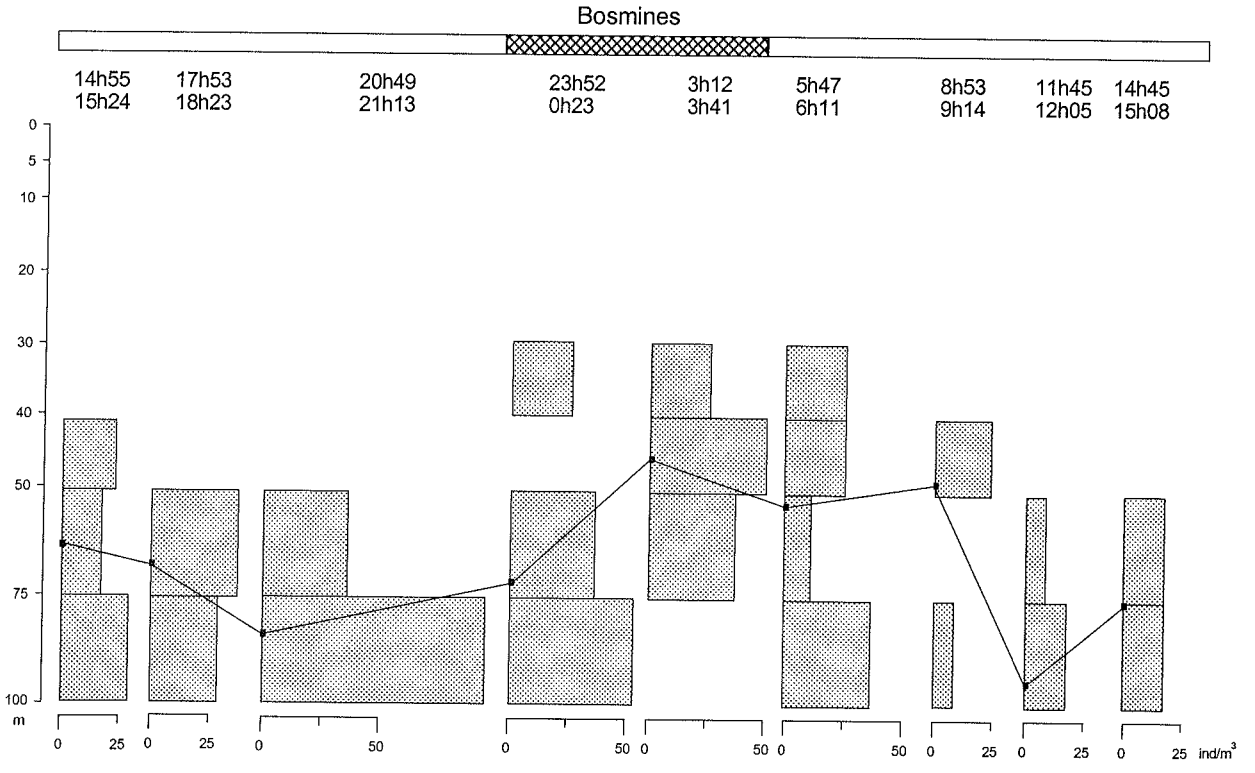


Figure 9 : Abondance des Bosmines (ind/m^3) en fonction de la profondeur au cours du cycle nycthéméral les 30.06.1999 et 01.07.1999

4. INFLUENCE DE L'ÉCLIPSE SOLAIRE DU 11 AOÛT SUR LA MIGRATION DE QUELQUES CRUSTACÉS PLANCTONIQUES

4.1 Matériel et méthodes

Les échantillonnages ont eu lieu le 11 août 1999, lors de l'éclipse partielle sur le Léman, à la station SHL1 à 3 km des rives de Thonon-les-Bains (MONOD, 1984). Quatre séries de prélèvements ont été réalisées en fonction des caractéristiques locales de ce phénomène : une après le début, deux séries au maximum et enfin la dernière avant la fin de l'éclipse (GIROUD et BALVAY, 1999).

Le zooplancton est récolté lors de traits verticaux ascendants échantillonnant des strates de 5 ou 10 m de hauteur jusqu'à 50 m de profondeur. Le zooplancton crustacéen colonise également le Léman en dessous de 50 m, les organismes migrant entre cette zone profonde et la couche 0-50 m (GIROUD, 1999). Cependant, il a été choisi volontairement de n'échantillonner que jusqu'à 50 m afin d'adapter la durée des prélèvements aux caractéristiques locales de l'éclipse (GIROUD et BALVAY, 1999).

Les procédures de comptage et la répartition par classe de taille sont effectuées selon les méthodes précédemment décrites (BALVAY, 1999).

L'énergie lumineuse incidente et la température de l'air ont été enregistrées par la station météorologique de l'INRA à Thonon-les-Bains. Les valeurs de l'énergie lumineuse concernent le cumul durant l'heure précédente alors que la température est relevée à chaque heure (GIROUD et BALVAY, 1999).

Les données recueillies lors de l'éclipse du 11 août ont été comparées à celles obtenues lors de la campagne de 24 h des 30 juin et 1er juillet 1999, et en particulier aux séries effectuées durant la période diurne (de 9 h à 15 h) lorsque les organismes ne présentent pas de déplacement ascendant.

4.2 Résultats

Au cours de la campagne du 1er juillet, *E. gracilis*, *C. prealpinus* et *D. hyalina* occupent des strates différentes de la colonne d'eau et ne présentent pas de mouvement vertical au cours de la période diurne concernée, alors que la ségrégation spatiale de ces espèces durant l'éclipse n'est pas comparable à celle observée au cours du nycthémère.

Les résultats obtenus lors de l'éclipse présentent une nette ségrégation spatiale des organismes au début de ce phénomène avec les juvéniles (nauplii, copépodites C1 et C2) d'*E. gracilis* et de *C. prealpinus* dans la couche de surface (0-20 m), au-dessus et au niveau de la thermocline. Les copépodites C3, C4, C5 et les adultes d'*E. gracilis* et de *C. prealpinus* se localisent dans la couche 20-50 m alors que *D. hyalina* colonise l'ensemble de la colonne d'eau étudiée.

Cyclops prealpinus

Lors de la campagne du nycthémère (figure 7), les copépodites C3 à C5 et les adultes de *C. prealpinus* sont localisés principalement dans la zone profonde (40-50 m) où ils demeurent durant le jour, les couches supérieures (0-20 m) étant colonisées par quelques juvéniles (nauplii, C1 et C2).

La première série de la campagne de l'éclipse (figure 10), effectuée alors que le disque solaire commençait à être masqué par la lune, montre une colonisation de la couche 10-30 m par les copépodites C3 à C5 et les adultes, la strate 40-50 m étant toujours densément peuplée. Au moment de l'extinction maximale, *C. prealpinus* s'étale dans la colonne d'eau 10-40 m et gagne même les deux strates superficielles. Après la phase d'obscurcissement, *C. prealpinus* réagit à l'augmentation de l'intensité lumineuse, déserte les strates de surface et redescend dans les couches profondes.

Daphnia hyalina

D. Hyalina, lors du cycle nycthéméral, colonise toute la colonne d'eau, les juvéniles se localisant surtout dans la couche 0-5 m alors que les individus de grande taille occupent l'ensemble de la colonne d'eau. Les adultes localisés dans les couches supérieures descendent en profondeur au moment du midi solaire (14 h 45-15 h 08) afin d'échapper à la prédation par les poissons chassant à vue et à la forte intensité lumineuse (figure 5).

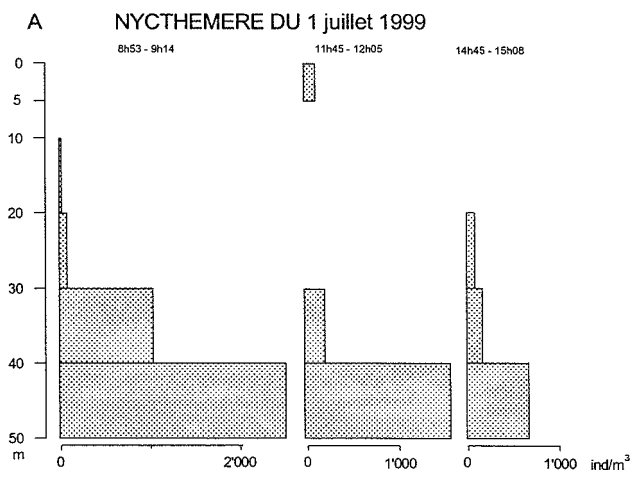
Lors de l'éclipse solaire, les adultes de *D. hyalina* présentent un mouvement ascendant vers la strate 10-20 m, avant de se répartir de façon plus homogène dans les couches profondes à la fin de l'éclipse les juvéniles étant peu abondants à cette période de l'année (figure 11).

Eudiaptomus gracilis

Le 1er juillet, les copépodites C3 à C5 et les adultes d'*E. gracilis* occupent une position intermédiaire entre *D. hyalina* dans les couches de surface et *C. prealpinus* dans les couches profondes, colonisant principalement la strate 20-30 m (figure 6).

Juste après le maximum de l'éclipse, les copépodites C3 à C5 et les adultes d'*E. gracilis* présentent une abondance accrue dans la strate 10-20 m que cette espèce abandonne progressivement pour regagner la strate 20-30 m où elle semble trouver des conditions de milieu optimales (figure 12).

La répartition des individus par classe de taille de *C. prealpinus*, de *D. hyalina* et d'*E. gracilis* en fonction de la profondeur permet de confirmer les migrations ascendantes des copépodites C3 à C5 et des adultes de ces espèces lors de l'éclipse solaire. En effet, on remarque que la classe 0.25-0.5 mm, constituée par les juvéniles peu abondants (nauplii, C1 et C2) de *C. prealpinus* et d'*E. gracilis* ne migre pas lors de ce phénomène en restant localisée dans la couche 10-30 m de profondeur (figure 13a). La classe 0.5-1 mm (copépodites C3 à C5 de *C. prealpinus*, d'*E. gracilis* et juvéniles de *D. hyalina*) et la classe 1-2 mm (adultes de ces trois espèces) présentent des variations d'abondance au cours de l'éclipse. Au début de cette dernière, la classe 0.5-1 mm est localisée dans la couche 10-30 m alors que celle de 1-2 mm se répartit plus en profondeur de 20 à 50 m. Au moment de l'extinction maximale, ces deux classes présentent une abondance accrue dans la couche 10-30 m et plus particulièrement la strate 10-20 m et la strate 20-30 m respectivement pour la classe 0.5-1 mm et 1-2 mm (figures 13b, 13c). A la fin de l'éclipse, la ségrégation spatiale des classes est identique à celle observée au début du phénomène (figures 13b, 13c).



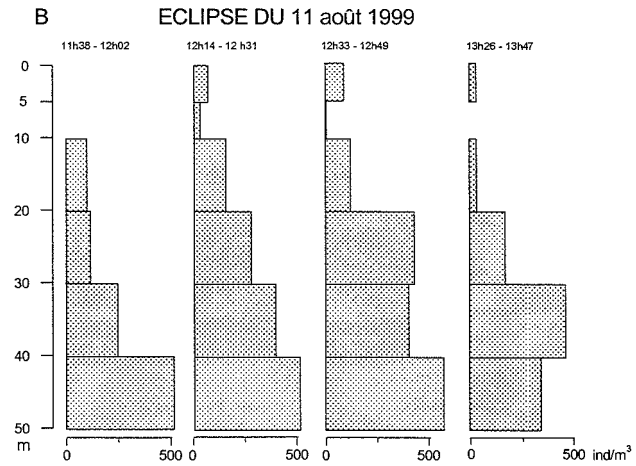
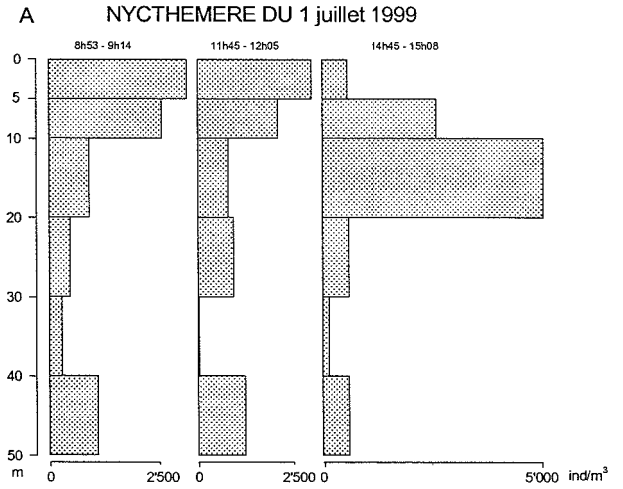


Figure 10



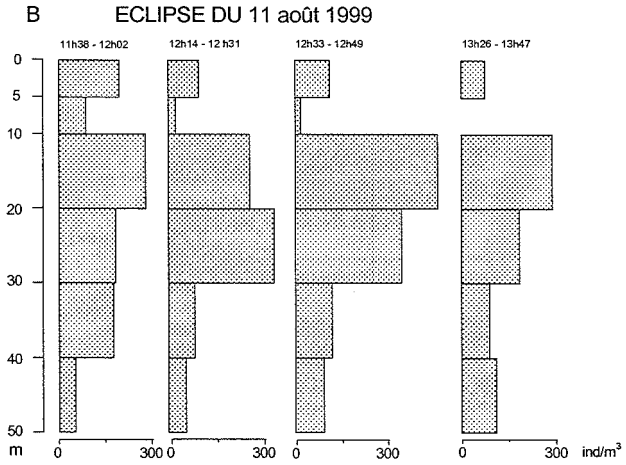
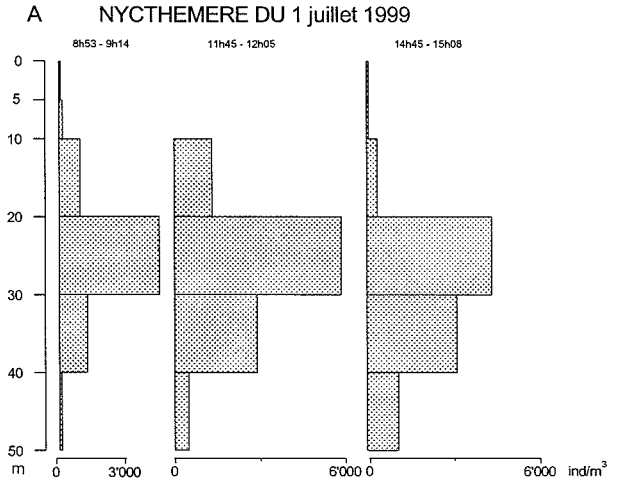


Figure 11



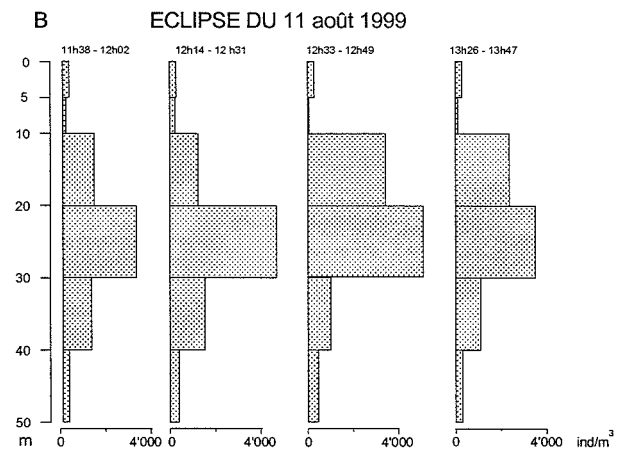


Figure 12

Figures 10 - 11 - 12 : Abondance de *Cyclops prealpinus* (figure 10), de *Daphnia hyalina* (figure 11) et d'*Eudiaptomus gracilis* (figure 12) en fonction de la profondeur lors du nycthémère du 1 juillet 1999 (A) et de l'éclipse du 11 août 1999 (B).

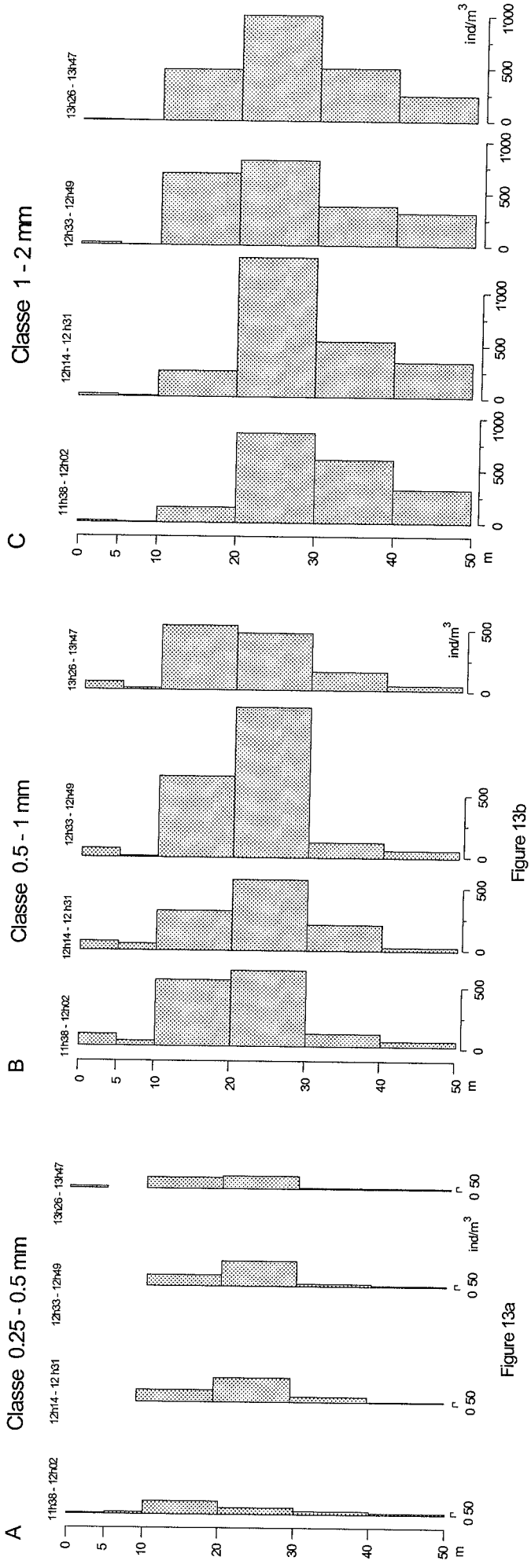


Figure 13a

Figure 13b

Figure 13c

Figures 13a - 13b - 13c : Variations de la classe de taille 0.25-0.5 mm (A), de la classe 0.5-1 mm (B) et de la classe 1-2 mm (C) en fonction de la profondeur au début, au maximum et à la fin de l'éclipse (11 août 1999)

5. CONCLUSIONS

De nombreuses espèces zooplanctoniques effectuent des migrations verticales circadiennes conduisant à un évitement diurne de l'épilimnion et à une concentration nocturne près de la surface. Parmi les diverses hypothèses avancées sur le déterminisme des migrations nycthémérales, l'une repose sur le concept d'évitement de la prédation. Cette réponse génotypique, nécessitant un certain délai, semble intégrer des mécanismes plus rapides (message chimique émis par le prédateur).

La lumière est également un facteur primordial influençant la répartition spatiale du zooplancton crustacéen dans le Léman en période de stratification thermique. Elle agit par de nombreuses modalités sur la direction et la vitesse de déplacement du zooplancton et joue un rôle complexe mais majeur dans ce phénomène. La baisse de l'intensité lumineuse lors de l'éclipse solaire a engendré un début de migration verticale chez *C. prealpinus* et *D. hyalina* qui amorcent un mouvement ascendant au début de l'éclipse qui se poursuit jusqu'au maximum de cette dernière puis redescendent en profondeur avant la fin du phénomène. Ceci confirme le rôle primordial des variations d'intensité lumineuse dans le déclenchement de ces migrations car le phénomène de l'éclipse, bien que très court dans le temps, crée les mêmes conditions lumineuses que celles de l'alternance jour/nuit. Le mouvement ascendant de ces deux espèces est inhabituel étant donné les caractéristiques locales de cette éclipse partielle (taux d'extinction et durée). Par rapport aux observations du 1er juillet, on peut supposer que ces deux espèces sont capables de détecter de faibles variations d'intensité lumineuse et de réagir face à ces changements minimes comme dans le cas de notre étude (RINGELBERG, 1987). Par contre, *E. gracilis* présente une faible migration ascendante lors du maximum de l'éclipse; les adultes amorçant une remontée plus lente et plus limitée que pour *C. prealpinus* et *D. hyalina*. Cette espèce pourrait réagir aux changements de lumière à partir d'un seuil plus élevé de variations lumineuses.

Il faut rester prudent dans l'interprétation des résultats de la campagne du 11 août lors de l'éclipse solaire. En effet, cette dernière n'a été que partielle sur le Léman et bien qu'elle ait créé, dans une moindre mesure, des conditions lumineuses proches de celles d'un cycle nycthéméral, ce phénomène a été très court dans le temps et en intensité. Lors de cette éclipse, la lumière a influencé le mouvement ascendant de *C. prealpinus* et *D. hyalina* et dans une moindre mesure celui d'*E. gracilis* mais d'autres facteurs abiotiques et biotiques ont pu intervenir dans la ségrégation spatiale et la migration verticale de ces espèces. Malgré ces incertitudes, on peut admettre l'hypothèse que les changements d'intensité lumineuse lors de cette éclipse ont provoqué un début de migration ascendante de la part de ces espèces. Cette réponse comportementale aux variations de la lumière est en accord avec les résultats de GIROUD (1999). L'influence de la lumière dans le déclenchement de la migration verticale du zooplancton aurait été probablement plus importante si l'éclipse avait été totale.

La communauté zooplanctonique présente des modalités d'agrégation hiérarchisées. Cette hétérogénéité des distributions et le comportement migratoire, observables sur un vaste continuum d'échelles tant spatiales que temporelles, sont le produit d'interactions entre de nombreux processus physiques et biologiques dont la nature et l'importance dépendent des échelles considérées et de l'écosystème.

Ces interactions s'effectuent entre les facteurs abiotiques ou biotiques d'autres combinaisons existent comme celles entre facteurs abiotiques et biotiques. Ces interactions agissent à différents niveaux, sur le phénomène lui-même par rapport à son amplitude ou à son déclenchement. Les facteurs endogènes contrôlant la répartition verticale des communautés zooplanctoniques sont la vitesse de déplacement, les réactions photo- et géotropiques, le stade de développement et les migrations, alors que les facteurs exogènes prépondérants sont la répartition de la nourriture, les clines, l'abondance et la nature des prédateurs.

REMERCIEMENTS

Cette étude, sujet d'un DEA d'Ecologie des Systèmes Aquatiques Continentaux, a été soutenue financièrement par une bourse INRA. Elle a bénéficié de la logistique de la CIPEL et des résultats physico-chimiques enregistrés par l'INRA lors des diverses campagnes.

Nous tenions à remercier Geneviève CHAPUIS, Jean-Christophe HUSTACHE et Pascal CHIFFLET pour leur collaboration.

BIBLIOGRAPHIE

ANGELI, N., PINEL-ALLOUL, B., BALVAY, G. et MENARD, I. (1995) : Diel patterns of feeding and vertical migration in daphnids and diaptomids during the clear water phase in Lake Geneva (France). *Hydrobiologia* 300/301 : 163-184.

BALVAY, G. (1992) : Distribution verticale du zooplancton dans le Léman en 1991. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1991, 115-125.

BALVAY, G. (1994) : Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993, 107-122.

BALVAY, G. (1996) : Ségrégation spatiale diurne du zooplancton dans le Léman. Hydroécol. appl. 8 (1-2), 143-153.

BALVAY, G. (1999) : Evolution du zooplancton rotatorien du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1998, 79-85.

BOHRER, R.N. (1980) : Experimental studies on diel vertical migration. In : Kerfoot W.C. (ed.). Evolution and Ecology of zooplankton communities. Univ. Press New England, Hanover (N.H.), London, 111-121.

DINI, M.L. et CARPENTER, S.R. (1992) : Fish predators, food availability and diel vertical migration in *Daphnia*. J. Plankton Res., 14, 359-377.

DUSSART, B. et DEFAYE, D. (1995) : Copepoda. Introduction to the copepoda. In : Dumont H.J.F. (ed.). Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. SPB Academic Publishing, Amsterdam 7, 277 p.

GELLER, W. (1986) : Diurnal vertical migration of zooplankton in a temperate great lake (Lake Constance) : a starvation avoidance mechanism ? Arch. Hydrobiol., Suppl. 74 (1), 1-60.

GEORGE, D.G. (1983) : Interrelation between the vertical distribution of *Daphnia* and chlorophyll *a* in two large limnetic enclosures. J. Plankton Res., 457-475.

GERRISTEN, J. (1992) : Behavioral response of *Daphnia* to rate of temperature change : possible enhancement of vertical migration. Limnol. Oceanogr., 27, 245-261.

GIROUD, C. (1999) : Etude de la migration verticale et de la ségrégation spatiale du zooplancton crustacéen dans le Léman. Rapport INRA-Thonon ST 3-99, 35p.

GIROUD, C. et BALVAY, G. (1999) : L'éclipse solaire du 11 août 1999 et la migration de quelques crustacés planctoniques dans le Léman. Arch. Sci. Genève, 52 (3), 199-208.

HANEY J.F., GRAGGY, A., KIMBALL, K. et WEEKS, F. (1990) : Light control of evening vertical migrations by *Chaoborus punctipennis* larvae. Limnol. Oceanogr., 35, 1068-1078.

LAMPERT, W. (1992) : Zooplankton vertical migrations : Implications for phytoplankton-zooplankton interactions. Arch. Hydrobiol., Beih. Ergebn. Limnol., 35, 69-78.

MONOD, R. (1984) : Evolution de l'état du Léman. Introduction. In : CIPEL (éd.). Le Léman, synthèse 1957-1982, 67-73.

PONT, D. (1995) : Le zooplancton herbivore dans les chaînes alimentaires pélagiques. In : Pourriot R. et Meybeck M., Limnologie générale. Masson Paris. Coll. Ecol., 25, 515-540.

RINGELBERG, J. (1987) : Light induced behaviour in *Daphnia*. Mem. Ist. ital. Idrobiol., 45, 285-322.

SWIFT, M.C. et FORWARD, J.R. (1988) : Absolute light intensity UV rate of relative change in light intensity : the role of light in the vertical migration of *Chaoborus punctipennis* larvae. Bull. Mar. Sci., 43, 23-29.

VIJVERBERG, J. (1980) : Effect of temperature in laboratory studies on development and growth of Cladocera and Copepoda from Tjeukemeer, the Netherlands. Freshwater Biol., 10, 317-340.

WAGNER-DOBLER, I. (1988) : Vertical migration of *Chaoborus flavicans* : the control of day and night depth by environmental parameters. Arch. Hydrobiol., 111, 251-274.

WEIDER, L.J. (1984) : Spatial heterogeneity of *Daphnia* genotypes : vertical migration and habitat partitioning. Limnol. Oceanogr., 225-235.

WRIGHT, D., O'BRIEN, W.J. et VINYARD, G.L. (1980) : Adaptative value of vertical migration : A simulation model argument for the predation hypothesis. In : Kerfoot W.C. (ed.). Evolution and Ecology of zooplankton communities. Univ. Press New England, Hanover (N.H.), London, 138-147.

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1999, **2000**, 113-128.

LE BACTÉRIOPLANCTON DU LÉMAN

Campagne 1999

PAR

Dominique FONTVIEILLE et Sylvie VIBOUD

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

RÉSUMÉ

Les analyses du bactérioplancton effectuées en 1998 et 1999 viennent prolonger, après sept ans d'interruption, les cinq années d'auscultation du bactérioplancton du Léman réalisées de1986 à 1990.

Deux analyses complémentaires, celle du carbone organique dissous biodégradable et celle des bactéries métaboliquement actives, sont venues s'ajouter aux dénombrements des bactéries et à la mesure de la production bactérienne.

En moyenne annuelle, la fraction du carbone organique dissous susceptible d'être dégradée à court terme (15 j) par les bactéries hétérotrophes est un peu inférieure (21 %) à ce qu'elle était en 1998 (27 %). La fraction des populations bactériennes métaboliquement actives au sens de la méthode basée sur la réduction du CTC est, elle aussi, plus faible en 1999 (2 %) qu'en 1998 (4 %). Les deux résultats peuvent être rapprochés mais il doit être tenu compte du fait que la relation entre les bactéries et les nutriments est modulée par la prédation, processus qui ne fait pas l'objet de mesures dans le cadre actuel de l'auscultation du lac.

La concentration moyenne des bactéries par strate est très inférieure à ce qu'elle était en 1998 et reste un peu supérieure à ce qu'elle était en 1990. Globalement, la production bactérienne diminue également par rapport à 1998 et reste inférieure à celle de 1990. Son importance vis-à-vis de la production primaire phytoplanctonique nette augmente par contre en 1999 pour s'établir à 26.6 % (23 % en 1998) mais reste inférieure à ce qu'elle était en 1990 (28 %).

L'ensemble des résultats semble indiquer que les ressources en nutriments organiques ont été plus faibles en 1999 qu'en 1998 et qu'en conséquence, les bactéries ont contribué dans une moindre mesure à la productivité générale du lac.

Les résultats suggèrent également que le déterminisme des biomasses bactériennes relève plus particulièrement, au printemps, des exsudats phytoplanctoniques et en été, des composés issus des processus de lyse et/ou de prédation subis par les cellules du phytoplancton.

1. INTRODUCTION

Ce rapport est le second marquant la reprise de l'auscultation annuelle du bactérioplancton du lac Léman. Il se situe dans la continuité d'une série de cinq campagnes annuelles qui avaient été réalisées de 1986 à 1990 par P. DUFOUR et ses collaborateurs (DUFOUR et al., 1991).

Deux analyses complémentaires, celle du carbone organique dissous biodégradable (CODB) et celle des bactéries métaboliquement actives (BMA) sont venues s'ajouter aux dénombrements des bactéries et à la mesure de la production bactérienne. Ces deux mesures doivent constituer une aide à l'interprétation du système formé par les nutriments, la biomasse des bactéries et leur activité métabolique.

Les caractéristiques des communautés bactériennes seront rapprochées des valeurs de la biomasse du phytoplancton et de la production primaire eucaryotique en raison des liens qui s'établissent classiquement entre algues planctoniques et bactéries hétérotrophes.

---

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

2. MÉTHODES

Les prélèvements sont effectués simultanément à ceux destinés aux analyses chimiques (18 profondeurs, 18 campagnes en 1999). 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 305 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 des volumes bactériens. La biomasse globale du bactérioplancton n'a donc pas été calculée.

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 $3{,}86.10^{18}$ 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-4tolyl-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 26.04.99 au 10.05.99), ec = eaux claires (campagnes du 25.05.99 et du 16.06.99), e = été (campagnes du 24.06.99 au 21.09.99), a = automne (campagnes du 5.10.99 au 24.11.99), h = hiver (campagnes du 11.01.99 au 24.03.99).

3. RÉSULTATS

3.1 Distribution verticale des bactéries

La figure 1 montre que les plus grandes concentrations de bactéries le long des profils de stratification se situent, selon la date, dans l'épilimnion ou dans la partie haute du métalimnion. C'est durant la période d'avril et mai que la stratification est la plus marquée (avec des valeurs maximales de l'ordre de 5 à 6.10^6 cellules/ml). Durant la phase des eaux claires, à laquelle semble correspondre la campagne du 25 mai, la stratification des bactéries est peu marquée. Elle s'accentue de nouveau en juin, simultanément à la reprise du développement du phytoplancton (LEBOULANGER, 2000).

Un second pic annuel majeur de la concentration des bactéries se situe de mi-juillet à début août et dans la partie haute du métalimnion, probablement en liaison avec la répartition des cellules phytoplanctoniques et avec les phénomènes de photoinhibition qui affectent les strates supérieures.

3.2 Evolution saisonnière des nutriments organiques

L'amplitude des variations saisonnières du carbone organique dissous (COD) est de l'ordre de 3 ppm (figure 2A). Au cours du cycle annuel, chacune des strates est affectée au moins par un pic marqué (> 2.5 ppm). Ceux de la campagne du 24 juin et des campagnes du mois d'août ont un caractère plus global en affectant toute la colonne d'eau. La plupart de ces pics (campagne du 2 août en particulier) trouvent une correspondance dans plusieurs descripteurs bactériens (concentration en bactéries, production) et dans les variations de la biomasse phytoplanctonique (LEBOULANGER, 2000). La figure 3A montre que la variabilité de la concentration en COD est plus grande dans les strates supérieures (de 0 à 50 m, CV moyen de l'ordre de 30 %) que dans l'hypolimnion (CV moyen de l'ordre de 20 %) conformément avec la distribution verticale des sources de production et de consommation de ce type de nutriments. La variabilité est la plus grande durant l'hiver et l'été dans la strate 0-5 m et au printemps dans les strates 5-20 m et 20-50 m.

Les valeurs relatives du carbone organique dissous biodégradable (CODB) sont globalement plus variables que celles du COD (CV moyen de l'ordre de 90 % et figure 3B), notamment en fonction des saisons. Toutes les strates sont également concernées par cette dispersion des valeurs. L'ordre de grandeur de ce descripteur se situe entre 20 et 30 % de la valeur du COD, avec l'établissement, en moyennes annuelles, d'un gradient décroissant depuis l'épilimnion vers l'hypolimnion (tableau 1). C'est en été que s'établissent les plus forts pourcentages de CODB (jusqu'à 78 % du COD) bien que de fortes valeurs apparaissent également à certaines profondeurs en hiver et au printemps (figure 2B)

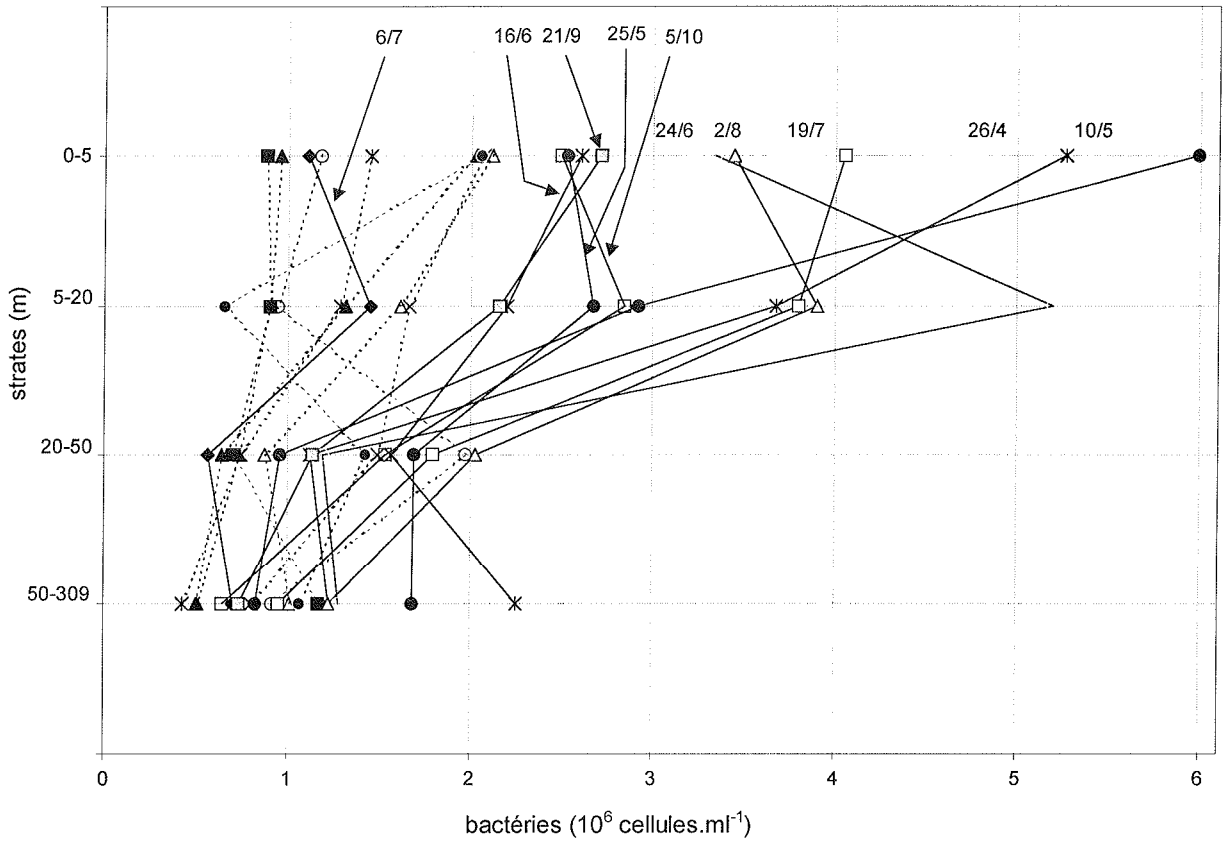


Figure 1 : Evolution saisonnière de la stratification de la concentration des bactéries (dénombrement après coloration au DAPI) au point SHL2 durant l'année 1999. Seules sont indiquées les dates pour lesquelles l'écart des concentrations le long du profil est supérieur à 2.10^6 bactéries/ml

3.3 Evolution saisonnière des bactéries

Cas de l'ensemble des communautés bactériennes

Les variations saisonnières de la concentration des bactéries (figure 4A) sont très marquées avec des pics importants au printemps (26.04, 10.05) et en été (24.06, 19.07, 02.08). Un pic moins important se produit en automne (21.09, 05.10). Lors de ces épisodes la concentration atteint des valeurs entre 4 à 6 fois plus fortes que celles du niveau de base relevé lors des autres saisons (environ 10^6 cellules par ml). La figure 5A montre que les valeurs sont plus stables dans les strates profondes que dans les strates de surface. Dans ces dernières, c'est en été, et dans une moindre mesure en automne, que la variabilité est la plus grande. En moyenne annuelle, un gradient décroissant s'établit entre les plus fortes concentrations de l'épilimnion et les faibles concentrations de l'hypolimnion (tableau 1).

Si l'on fait abstraction de la valeur exceptionnelle du 2 août, la moyenne annuelle de la production bactérienne est de 60 ngC/l.h, la médiane s'établissant autour de 12.5 ngC/l.h (figure 4B). Les fortes valeurs sont observées au printemps et en été. L'amplitude des variations dans ces périodes, pour la strate de surface, par exemple, est de l'ordre de 5 à 9 fois. La figure 5B montre que leur variabilité est moins forte dans les strates profondes (20 à 309 m) que dans les strates de surface où les plus grandes valeurs de l'écart type des moyennes sont observées au printemps et en été.

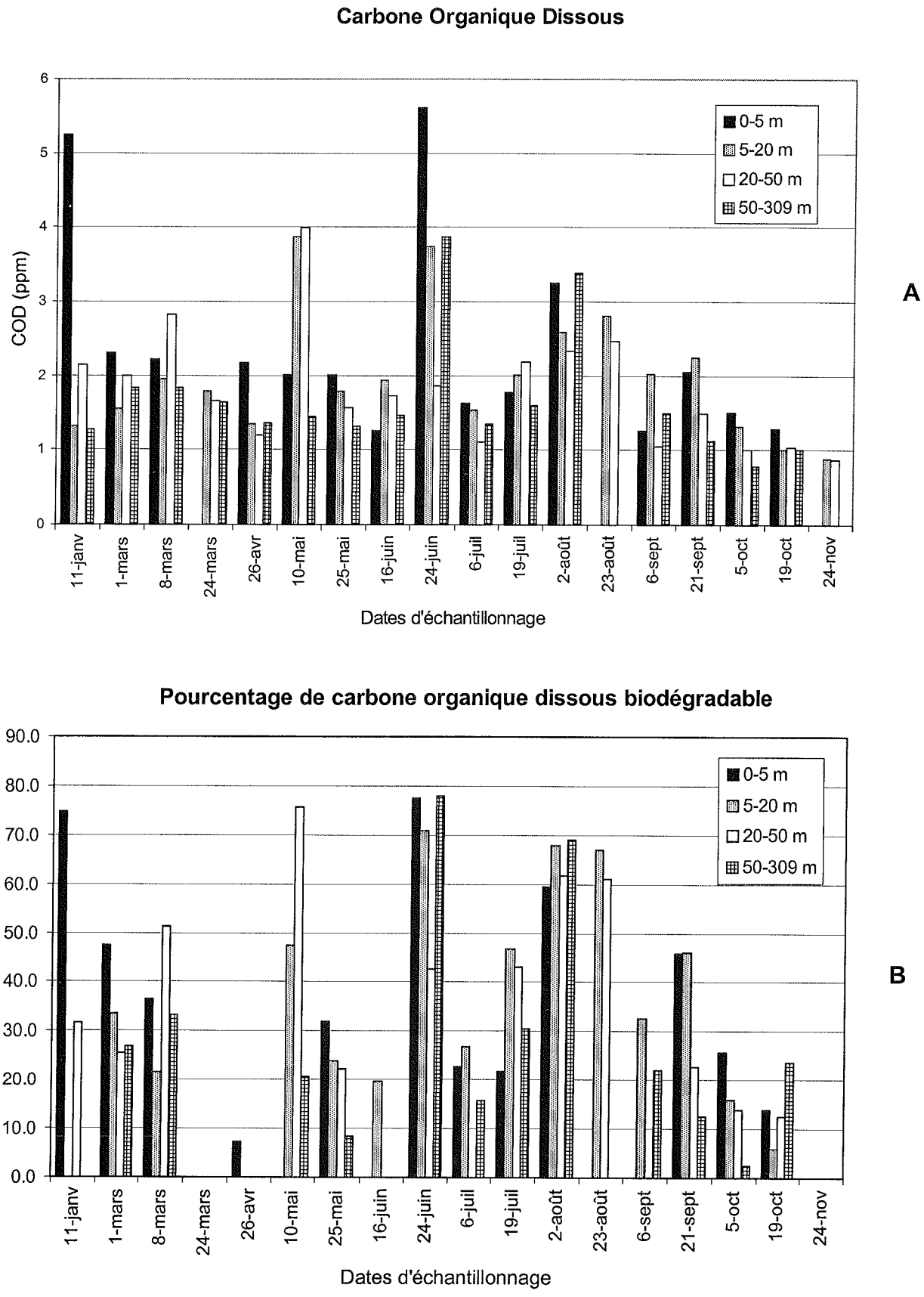
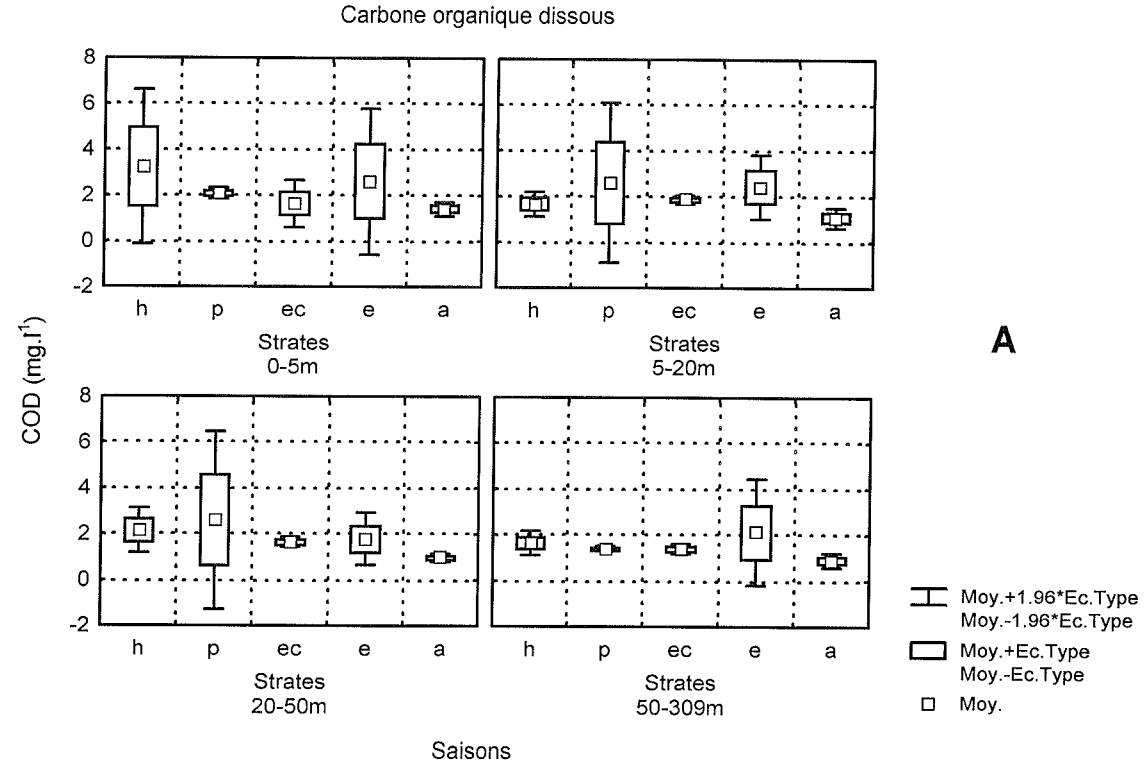


Figure 2 : Variations saisonnières et stratification de la concentration du carbone organique dissous (COD - **A**) et de l'importance relative du carbone organique dissous biodégradable (CODB - **B**) au point SHL 2 en 1999. L'absence d'histogramme à certaines strates et certaines dates indique que la valeur est manquante (et non égale à zéro)



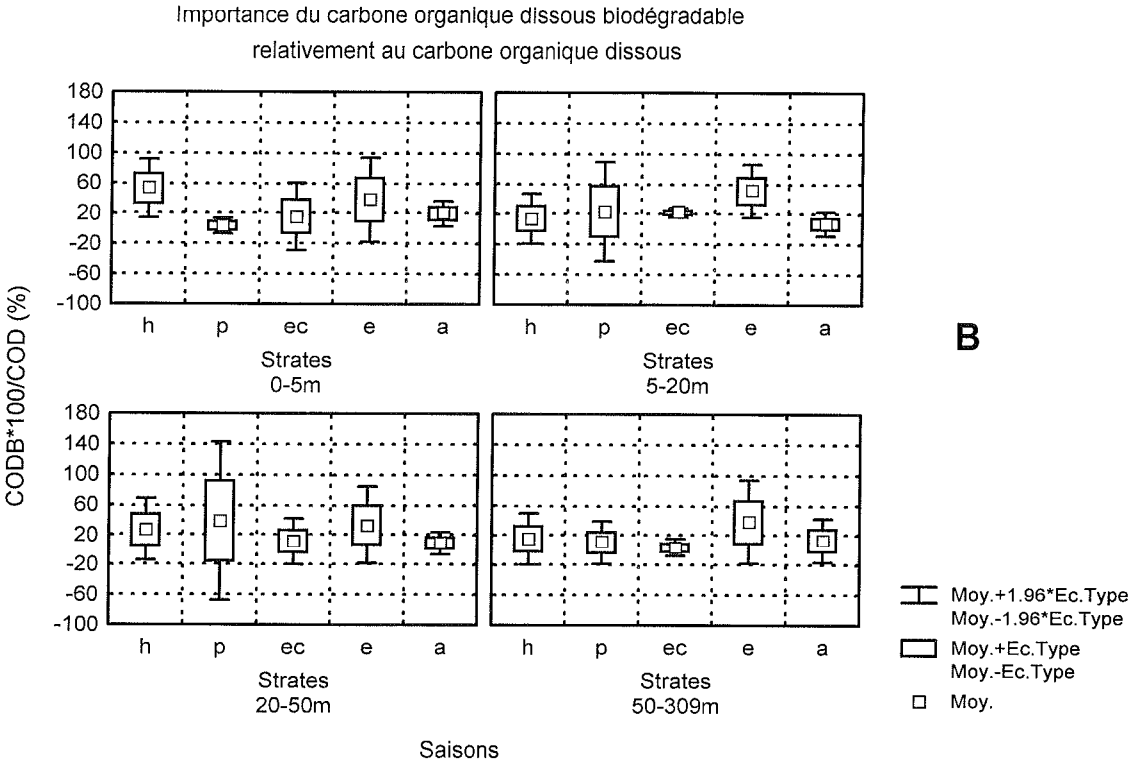


Figure 3 : Valeurs moyennes et variabilité du carbone organique dissous (COD - **A**) et de l'importance relative du carbone organique dissous biodégradable (CODB - **B**) par strate et par saison (campagne 1999). p = printemps (campagnes du 26.04 au 10.05), ec = eaux claires (campagnes du 25.05 et du 16.06), e = été (campagnes du 24.06 au 21.09), a = automne (campagnes du 5.10 au 24.11), h = hiver (campagnes du 11.01 au 24.03)

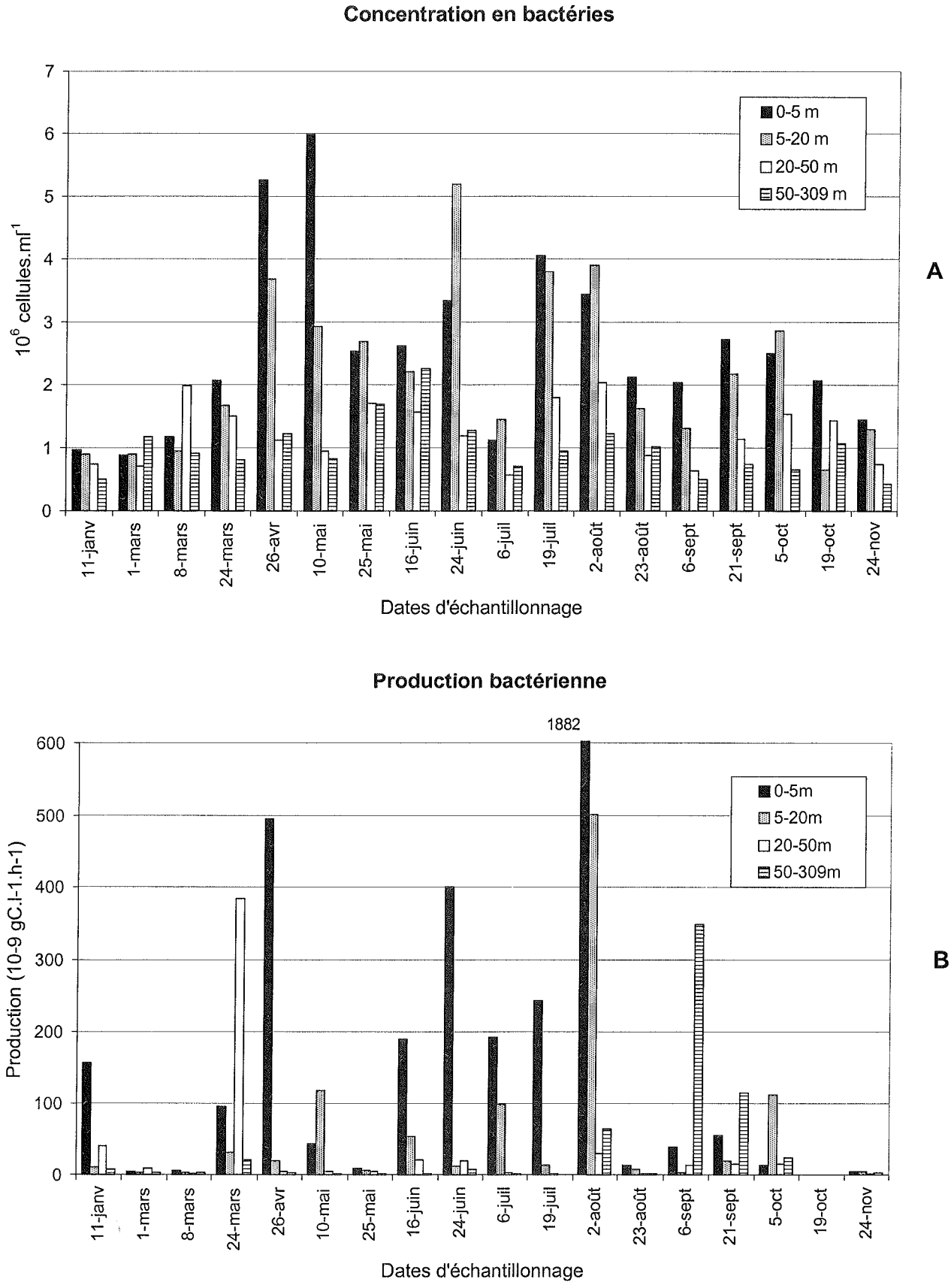


Figure 4 : Variations saisonnières et stratification de la concentration en bactéries (coloration au DAPI - **A**) et de la production bactérienne (**B**) au point SHL 2 en 1999

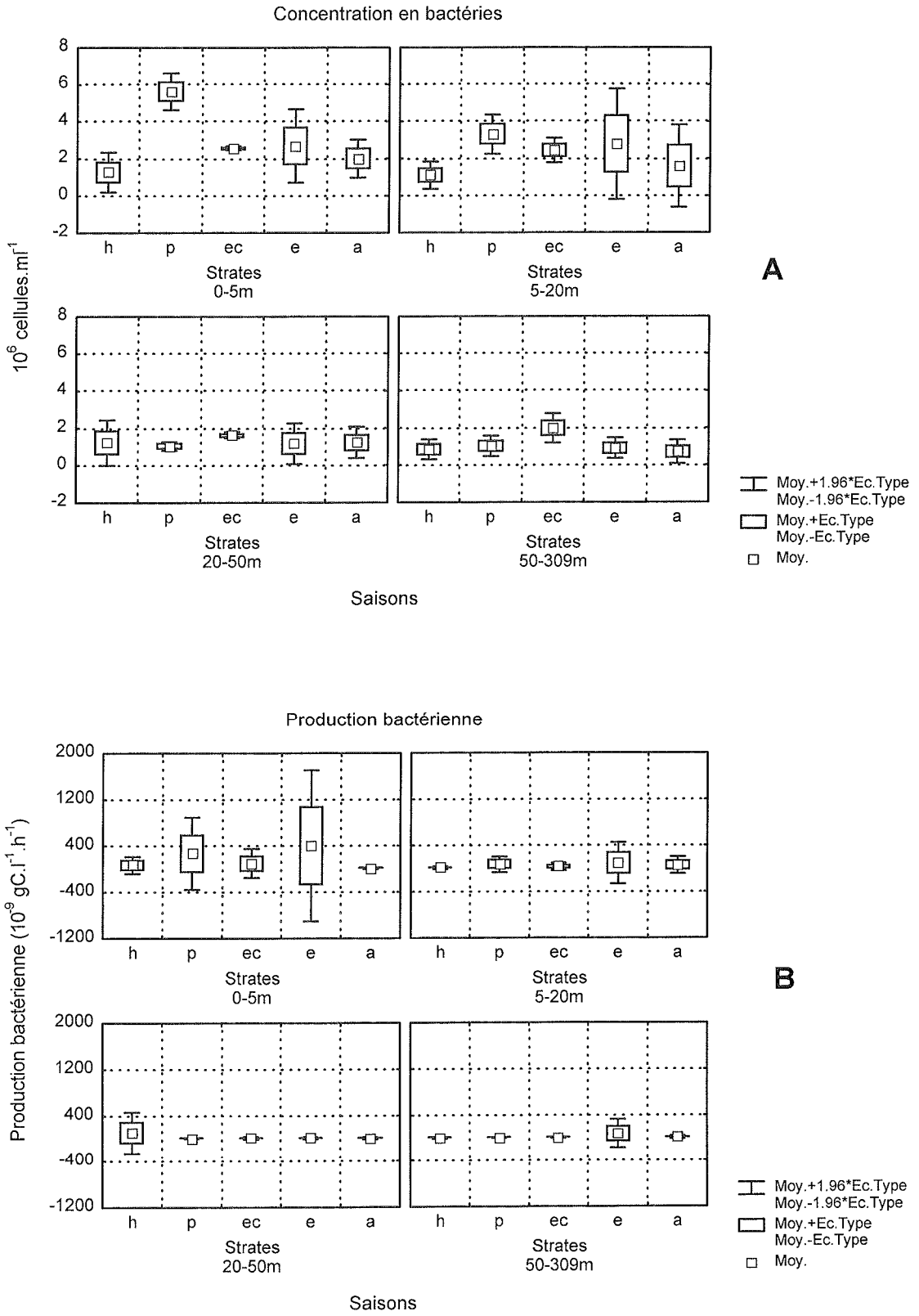


Figure 5 : Valeurs moyennes et variabilité de la concentration des bactéries (coloration au DAPI - **A**) et de la production bactérienne (**B**), par strate et par saison (campagne 1999). p = printemps (campagnes du 26.04 au 10.05), ec = eaux claires (campagnes du 25.05 et du 16.06), e = été (campagnes du 24.06 au 21.09), a = automne (campagnes du 5.10 au 24.11), h = hiver (campagnes du 11.01 au 24.03)

Cas des bactéries métaboliquement actives

La concentration des bactéries métaboliquement actives (BMA) subit de fortes variations saisonnières (figure 6A). Les valeurs décroissent durant la période hivernale jusqu'à la campagne du 8 mars. Elles augmentent ensuite durant le printemps et s'effondrent au moment de la phase des eaux claires (25.05). Elles s'accroissent à nouveau à partir du 23 août pour culminer lors de la campagne du 21 septembre. Les plus fortes valeurs enregistrées en hiver et en été sont près de 90 à 800 fois plus importantes que les plus petites valeurs enregistrées au cours de l'ensemble de l'année. La figure 7A montre qu'il y a peu de différence entre les strates du point de vue de la variabilité de la concentration des BMA sauf en été, période pour laquelle de grandes variations des valeurs sont observées dans les strates de surface (0-20 m).

Le schéma des variations saisonnières de la concentration des BMA se répète quasi à l'identique lorsque leur concentration est exprimée en pourcentage de la concentration de l'ensemble des bactéries (dénombrées après coloration au DAPI). L'amplitude des variations est cependant plus accentuée. Les valeurs les plus fortes se situent entre 22 et 32 % et les plus faibles sont de l'ordre de 0.2 %. L'amplitude des variations à l'échelle annuelle est de l'ordre de 100 fois. La moyenne est de 3.2 % et la médiane de 1.2 % seulement.

3.4 Valeurs intégrées des descripteurs sur la hauteur de la colonne d'eau

L'examen des valeurs intégrées des descripteurs (tableau 2) ne fait que confirmer les résultats de l'analyse détaillée précédente. La figure 8A montre une assez bonne corrélation entre le carbone organique dissous (COD) et le carbone organique dissous biodégradable (CODB) ce qui suggère une origine plutôt autochtone du COD. La relation du CODB avec la production primaire n'est cependant pas très nette, les variations de la concentration en CODB pouvant, selon les cas, accompagner celles de la production phytoplanctonique (figure 8B, 28 juin) ou les suivre (campagnes du 10 mai ou du 2 août) avec un décalage plus ou moins grand en liaison avec la lyse d'une partie des cellules.

Les valeurs intégrées des descripteurs permettent en outre de faire plus aisément la comparaison entre l'activité du bactérioplancton et celle du phytoplancton. Le tableau 2 montre ainsi qu'en moyenne, le pourcentage de bactéries métaboliquement actives s'établit à 2.5 % environ de la concentration totale de bactéries, que la proportion de CODB dans le COD est de 32% et que la production bactérienne représente près de 26.6 % de la production primaire phytoplanctonique.

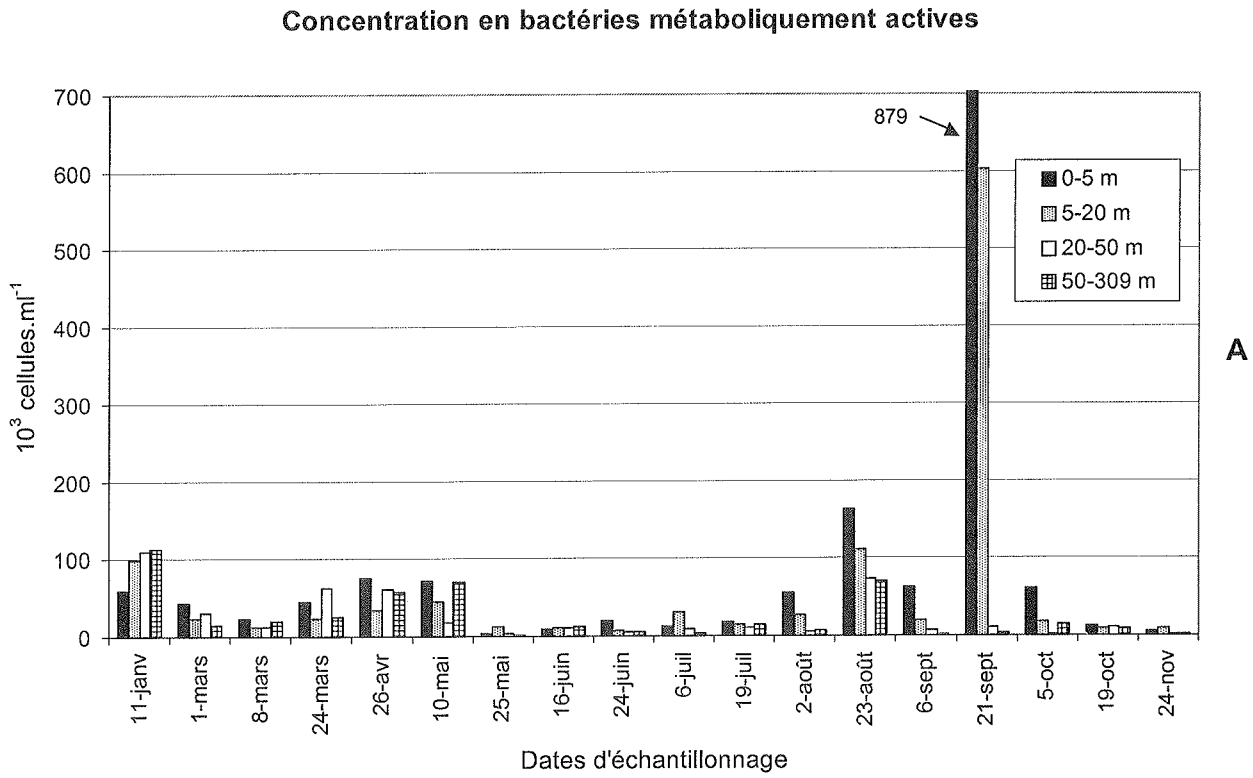
TABLEAU 1 - Moyennes annuelles par strate et écarts types des descripteurs des communautés bactériennes et de leurs nutriments organiques

Strates	Bactéries totales		Bactéries actives		% bact.	PRODBACT	
	Moyennes	Ecart-type	Moyennes	Ecart-type	Moyennes	Moyennes	Ecart-type
0-5 m	2.57E+06	1.42E+06	9.01E+04	2.01E+05	3.82	225.7	450.79
5-20 m	2.23E+06	1.28E+06	6.16E+04	1.38E+05	3.45	59.5	120.22
20-50 m	1.23E+06	0.47E+06	2.47E+04	0.30E+05	2.60	33.2	90.80
50-309 m	0.99E+06	0.44E+06	2.46E+04	0.31E+05	3.15	35.6	85.84

Strates	COD (ppm)		CODB (ppm)		CODB (%)	
	Moyennes	Ecart-type	Moyennes	Ecart-type	Moyennes	Ecart-type
0-5 m	2.37	1.34	1.01	1.37	31.0	25.7
5-20 m	1.98	0.83	0.73	0.79	29.1	24.1
20-50 m	1.81	0.79	0.63	0.80	25.7	24.9
50-309 m	1.67	0.82	0.52	0.87	21.4	23.3

TABLEAU 2 - Valeurs des descripteurs intégrés sur la totalité de la colonne d'eau (campagne 1999)

Dates	Bact. tot. (cell.m^2)	Bact. activ. (cell.m^2)	Bact.activ. (%)	Prod. bact. (mgC/m^2.j)	COD (mg/m^2)	CODB (mg/m^2)	CODR (mg/m^2)	CODB/COD (%)	Prod. phyto. (mgC/m^2.j)	Prod. bact/ Prod. phyto (%)
11.01.99	1.72E+14	3.43E+13	20.0	92.5	4.4E+05	4.0E+04	4.4E+05	9.1	184	50.3
01.03.99	3.42E+14	5.07E+12	1.5	22.9	5.7E+05	1.6E+05	4.1E+05	27.3	282	8.1
08.03.99	3.16E+14	5.76E+12	1.8	24.7	6.0E+05	2.1E+05	3.9E+05	35.3	336	7.3
24.03.99	2.88E+14	9.03E+12	3.1	424.4	5.0E+05	1.0E+02	5.1E+05	0.0	2'036	20.8
26.04.99	4.32E+14	1.78E+13	4.1	85.4	4.2E+05	8.0E+02	4.2E+05	0.2	2'903	2.9
10.05.99	3.16E+14	1.94E+13	6.1	63.7	5.6E+05	2.0E+05	3.7E+05	34.8	2'616	2.4
25.05.99	5.41E+14	6.15E+11	0.1	17.2	4.2E+05	4.9E+04	3.8E+05	11.5	889	1.9
16.06.99	6.77E+14	3.78E+12	0.6	69.3	4.7E+05	5.7E+03	4.6E+05	1.2	1'345	5.2
24.06.99	4.62E+14	1.62E+12	0.4	110.8	1.1E+06	8.7E+05	2.7E+05	75.9	1'926	5.8
06.07.99	2.26E+14	1.79E+12	0.8	70.1	4.1E+05	6.2E+04	3.5E+05	15.2	1'515	4.6
19.07.99	3.77E+14	4.19E+12	1.1	36.4	5.2E+05	1.7E+05	3.5E+05	33.0	1'921	1.9
02.08.99	4.53E+14	2.92E+12	0.6	822.3	1.0E+06	6.9E+05	3.2E+05	68.3	1'193	68.9
23.08.99	3.22E+14	2.26E+13	7.0	18.4	1.2E+05	7.4E+04	3.3E+05	63.2	1'027	1.8
06.09.99	1.80E+14	1.35E+12	0.8	2'178.8	4.5E+05	9.5E+04	3.6E+05	21.0	311	700.6
21.09.99	2.71E+14	1.46E+13	5.4	737.3	3.8E+05	6.7E+04	3.1E+05	17.6	1'261	58.5
05.10.99	2.69E+14	4.40E+12	1.6	197.9	2.6E+05	1.4E+04	2.5E+05	5.6	322	61.5
19.10.99	3.40E+14	2.72E+12	0.8	400.0	3.1E+05	6.8E+04	2.5E+05	21.6	82	487.8
24.11.99	1.59E+14	6.06E+11	0.4	25.1	3.9E+04	2.0E+02	2.7E+05	0.5	118	21.3
Moyennes	3.41E+14	8.48E+12	2.5	299.8	4.8E+05	1.5E+05	3.5E+05	32.0	1'126	26.6



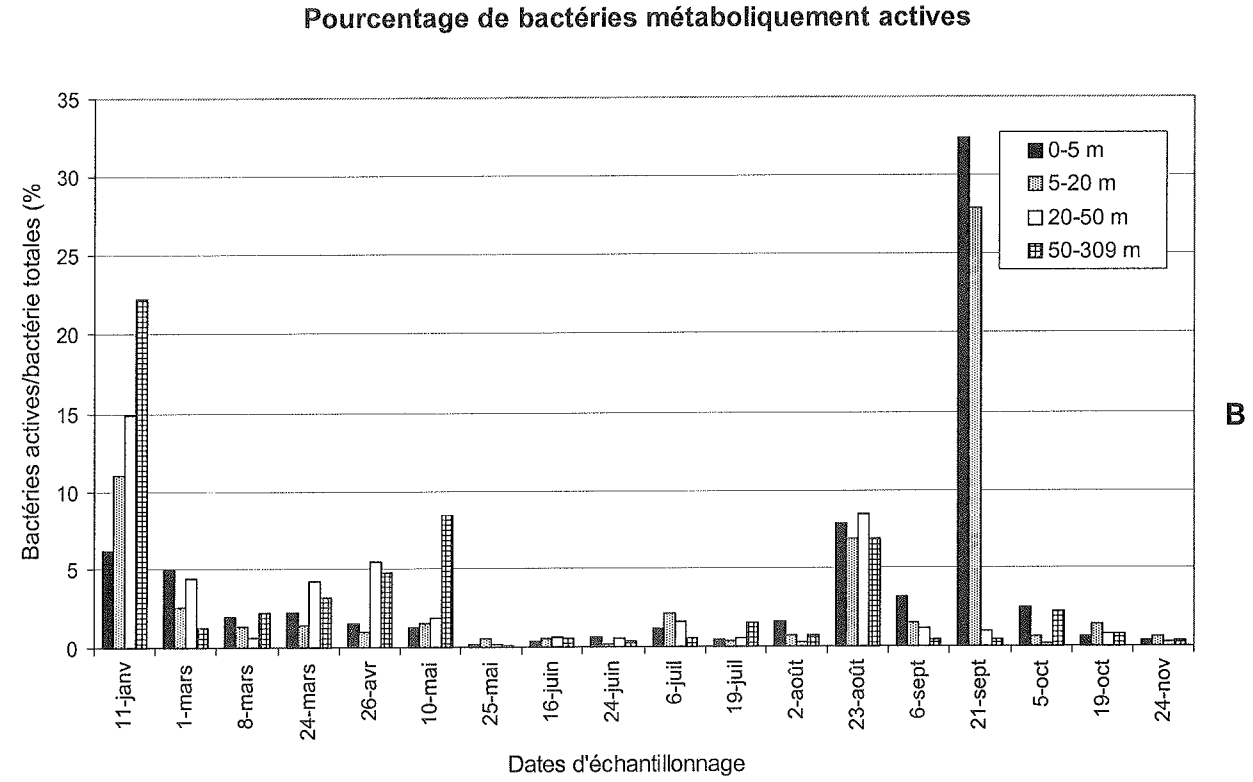


Figure 6 : Variations saisonnières et stratification de la concentration des bactéries métaboliquement actives (**A**) et de leur importance relative vis-à-vis de la concentration de l'ensemble des bactéries (rapport bactéries CTC-actives/bactéries colorées au DAPI - **B**) au point SHL 2 (campagne 1999)

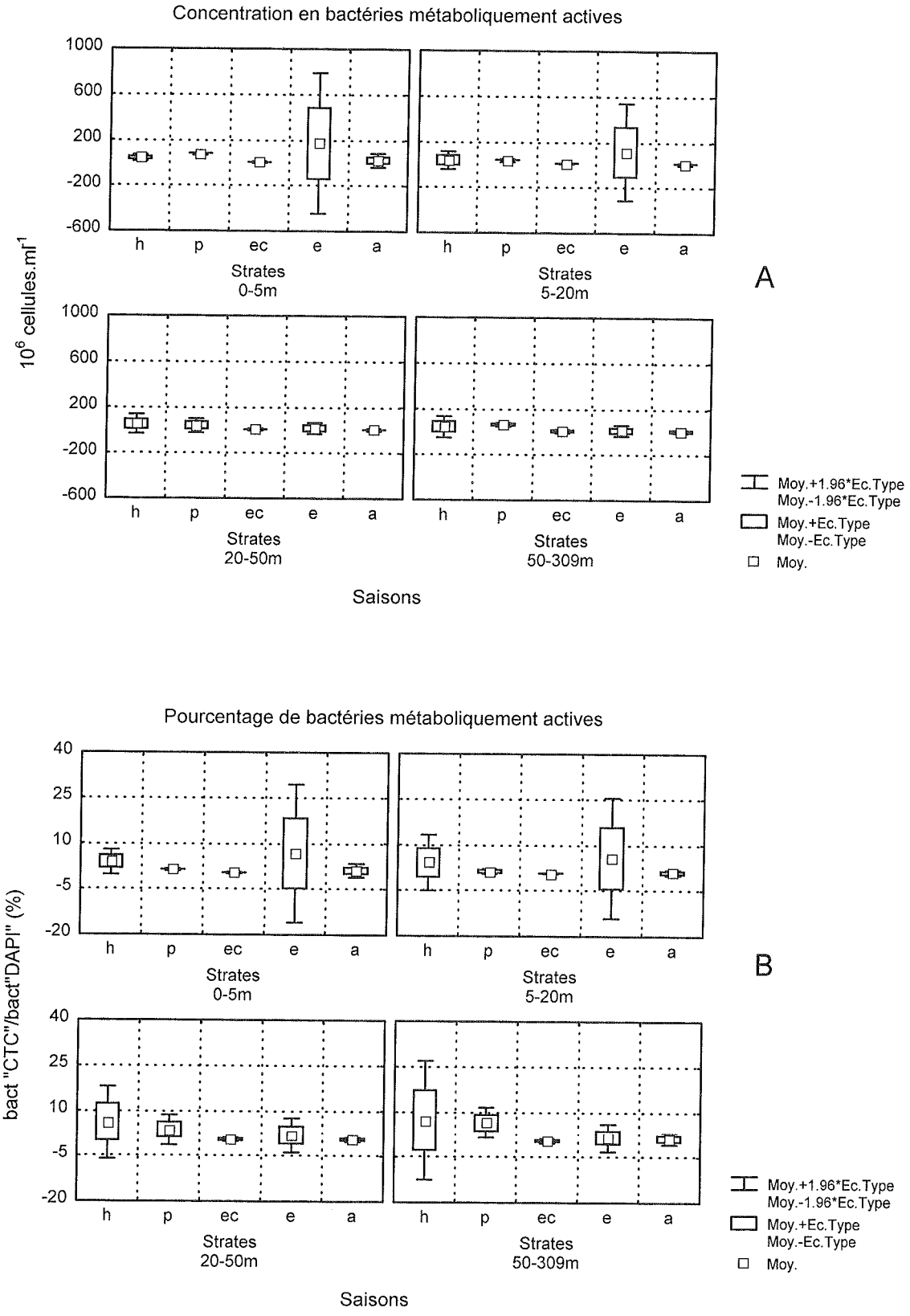
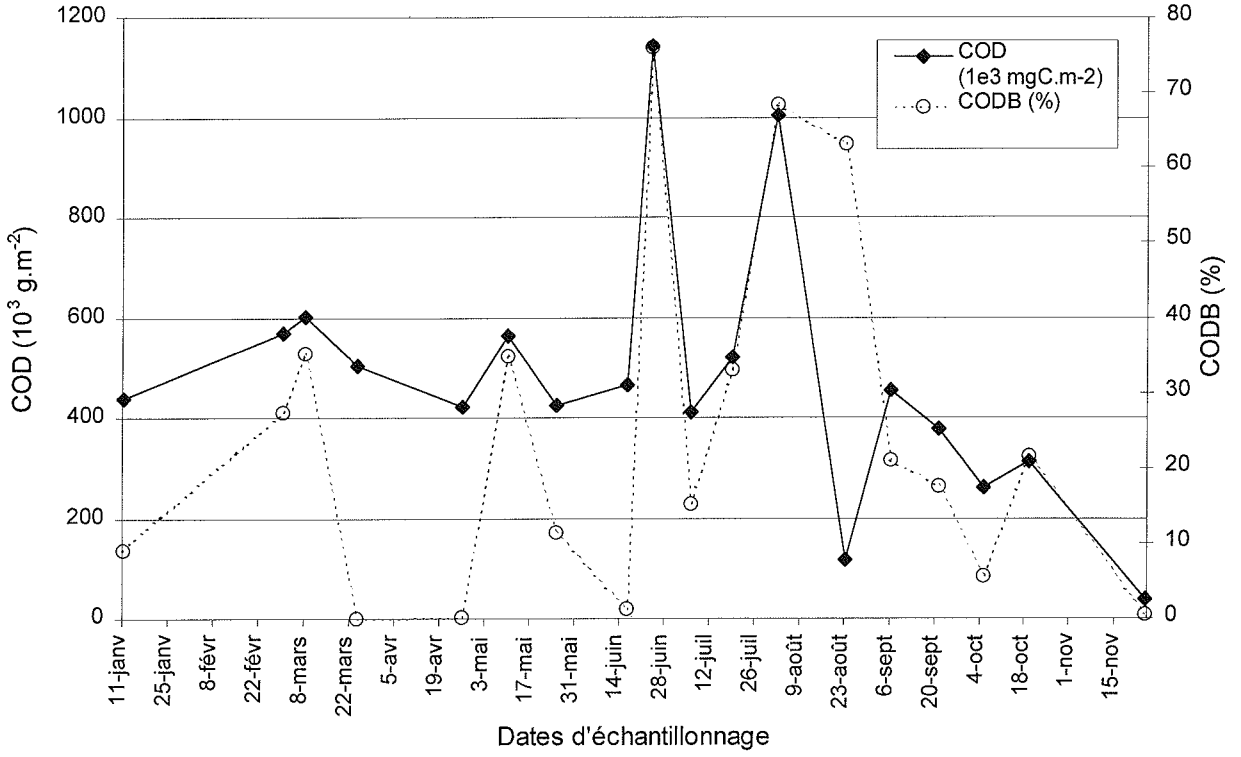


Figure 7 : Valeurs moyennes et variabilité par strate et par saison de la concentration des bactéries métaboliquement actives (marquées au CTC-formazan - **A**) et de leur importance relative vis-à-vis de l'ensemble des bactéries (dénombrées après coloration au DAPI - **B**) campagne 1999. p = printemps (campagnes du 26.04 au 10.05), ec = eaux claires (campagnes du 25.05 et du 16.06), e = été (campagnes du 24.06 au 21.09), a = automne (campagnes du 5.10 au 24.11), h = hiver (campagnes du 11.01 au 24.03)



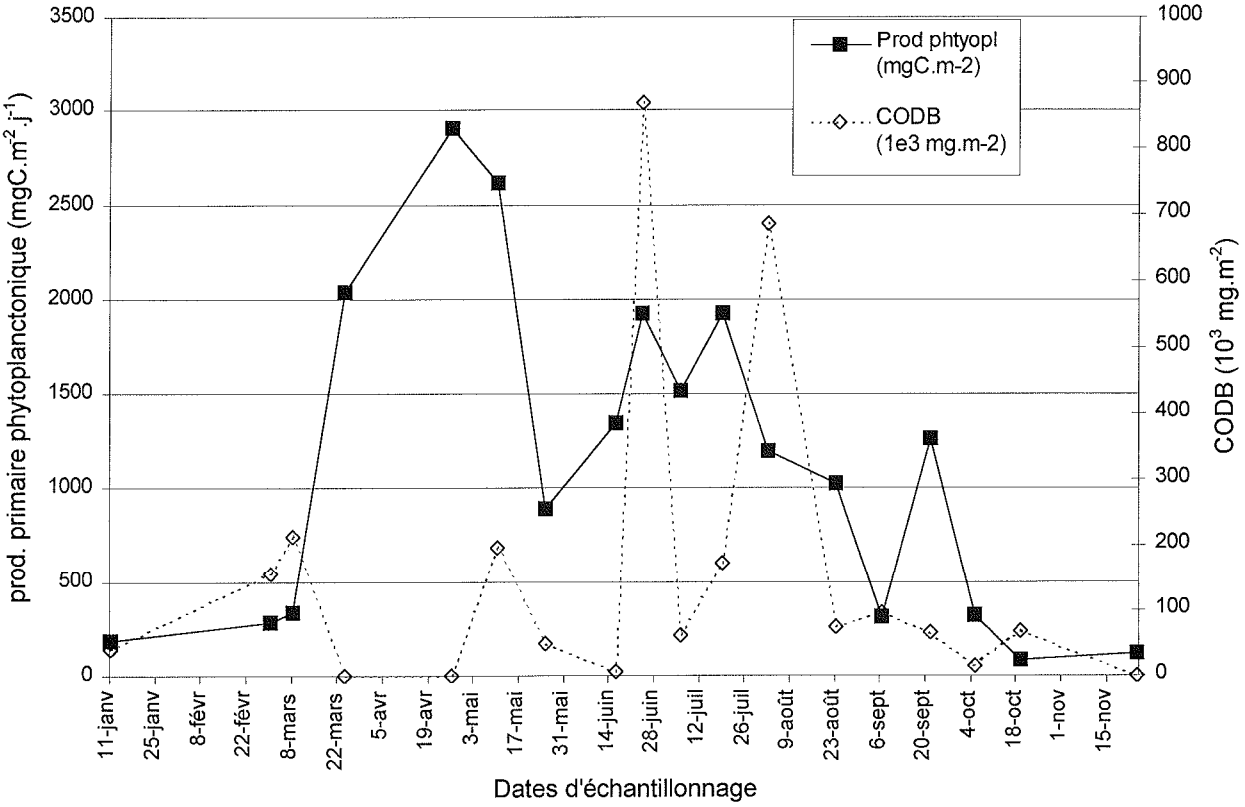


Figure 8 : **A** - Comparaison des évolutions annuelles du COD et du pourcentage de carbone organique dissous biodégradable (CODB) durant l'année 1999

B - Comparaison des évolutions annuelles de la production primaire phytoplanctonique et de la concentration en carbone organique dissous biodégradable (CODB) campagne 1999

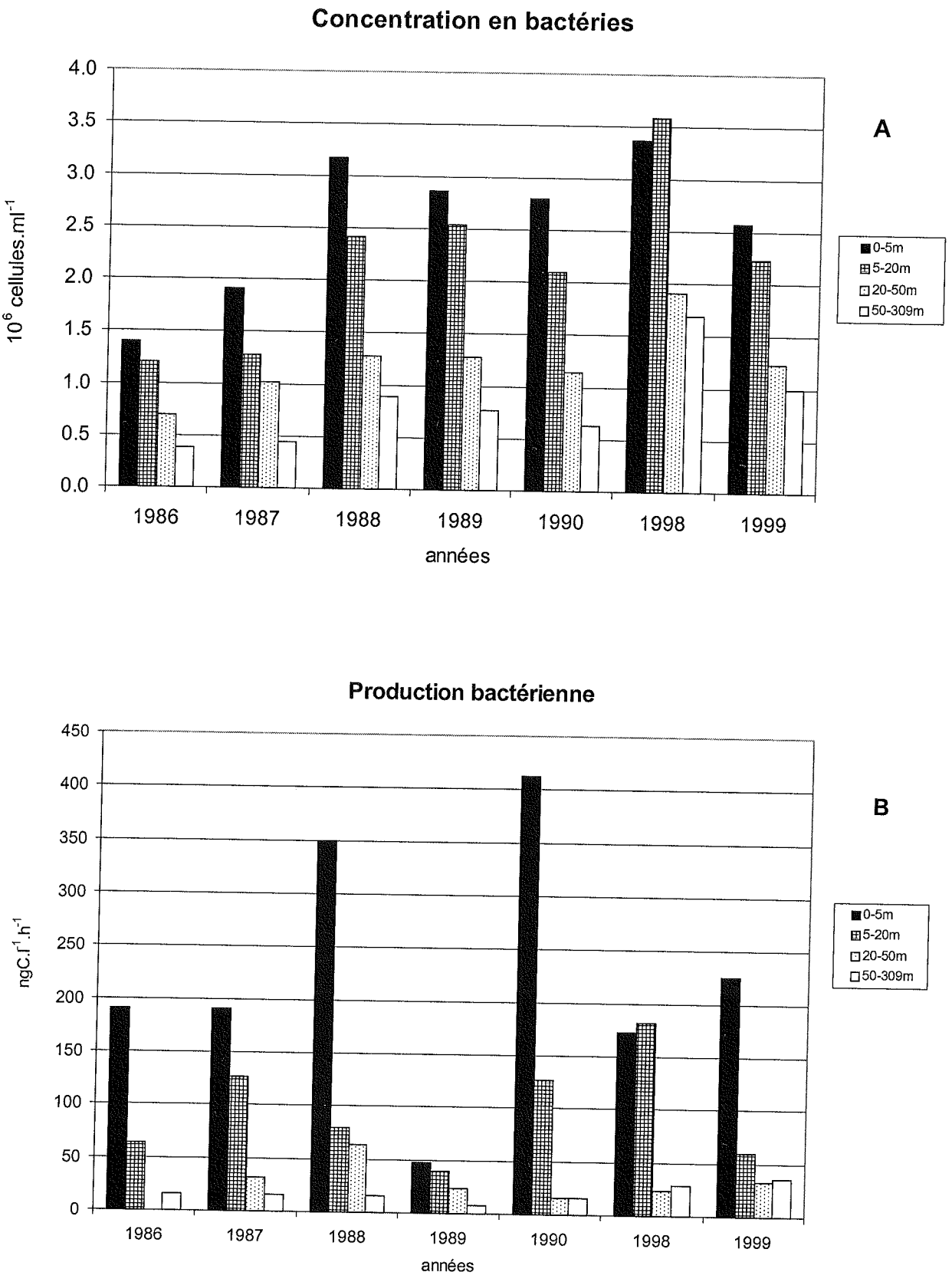
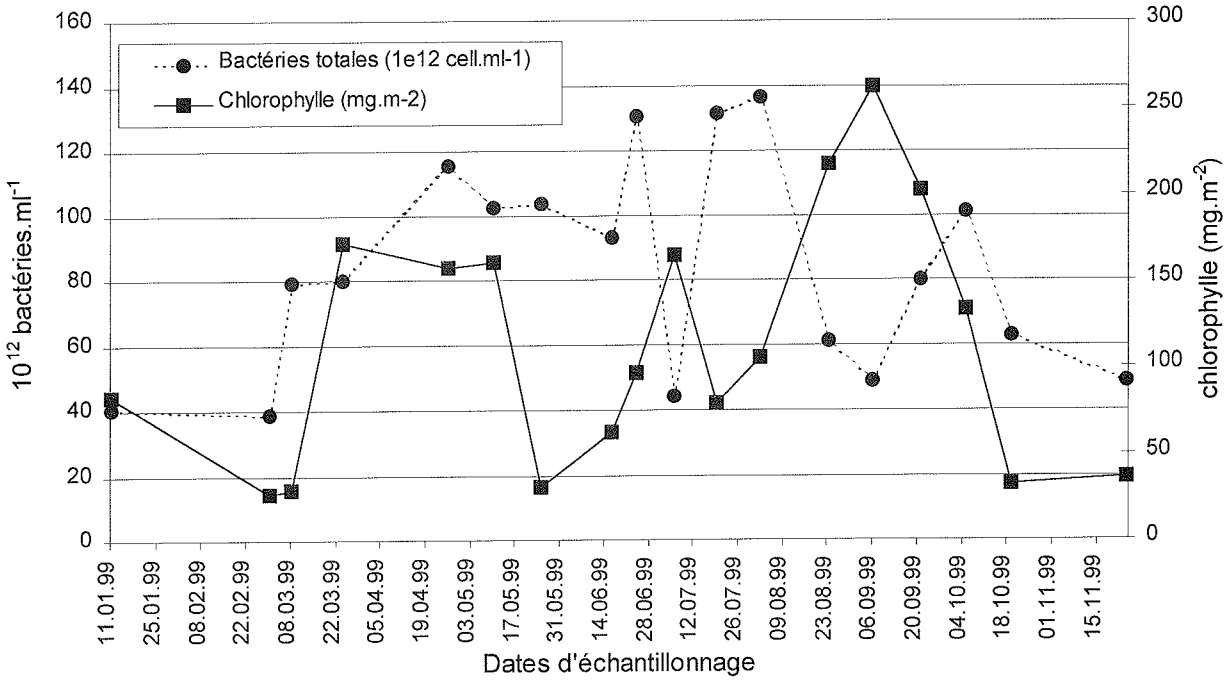


Figure 9 : Evolution des concentrations (**A**) et de la production bactérienne (**B**) par strate de 1986 à 1999



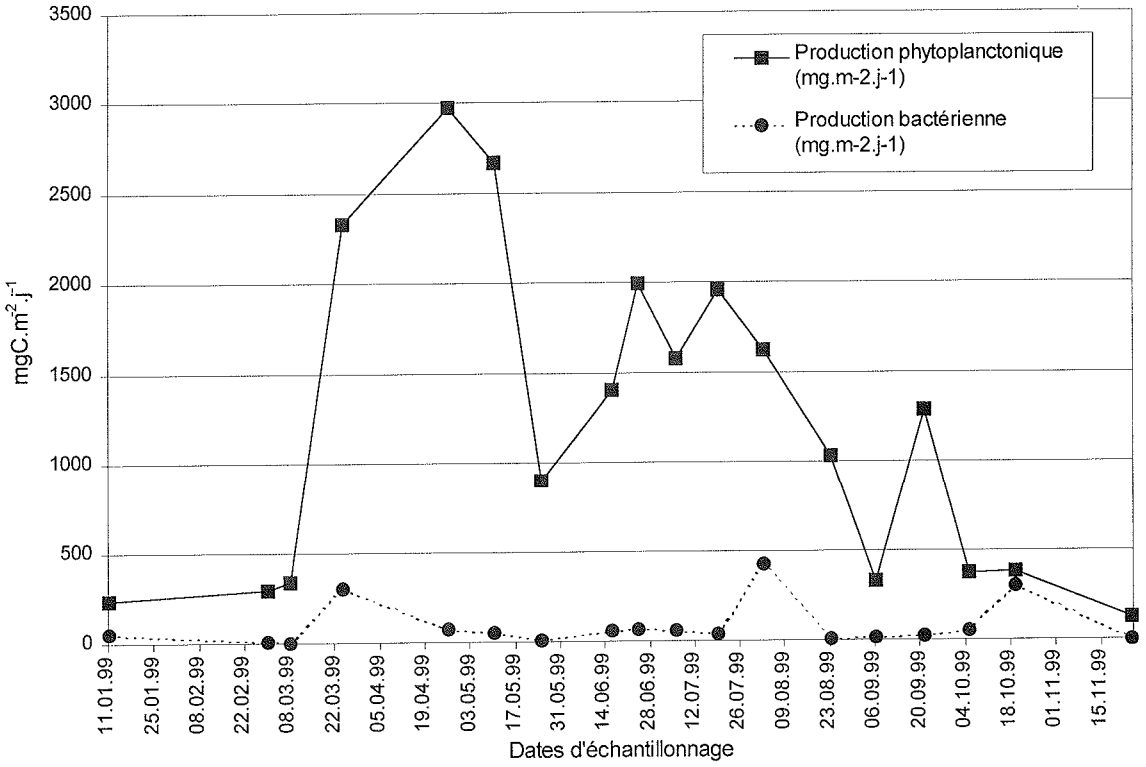


Figure 10 : Comparaison de l'évolution saisonnière du bactérioplancton et du phytoplancton en terme de biomasse (**A**) et d'activité (**B**) campagne 1999

4. CONCLUSIONS

En moyenne annuelle, la fraction biodégradable du COD est un peu plus faible en 1999 qu'en 1998 (21 % de CODB, médiane = 22.6 %, contre 27 % en 1998) alors que l'ordre de grandeur du carbone organique dissous lui-même et de ses variations saisonnières est resté identique. Cette proportion varie cependant dans une large mesure selon les saisons, entre 0.01 et 78 %. Les valeurs les plus élevées se situent dans l'épilimnion et dans la partie supérieure du métalimnion bien que ces strates soient aussi celles où le CODB est le plus consommé. Les mécanismes de production de carbone dissous seraient donc, la plupart du temps, supérieurs aux mécanismes de consommation. Le contraste entre les strates de surface et celles du fond du lac est cependant moins bien marqué qu'en 1998.

L'analyse du CODB dans le lac Léman durant les deux dernières années montre que son importance vis-à-vis de la concentration en COD est du même ordre de grandeur que celle mesurée dans le lac d'Annecy considéré comme oligo-mésotrophe. C'est donc en terme de concentration et par l'amplitude de ses variations que ce descripteur pourrait rendre compte du niveau trophique du Léman. L'observation de son évolution au cours des prochaines années devrait permettre d'affiner cette appréciation.

Les campagnes 1999 sont caractérisées par un gradient vertical régulier (sans pic intermédiaire) des valeurs moyennes annuelles des descripteurs du bactérioplancton. Tous les descripteurs convergent pour indiquer que le travail de décomposition de la matière organique se fait essentiellement dans l'épilimnion. Les résultats montrent également une reprise de l'activité bactérienne dans l'hypolimnion avec une augmentation du pourcentage de bactéries actives et de la production bactérienne.

Du point de vue des bactéries elles-mêmes, les analyses montrent que seul un très petit pourcentage des cellules présentes est métaboliquement actif (de l'ordre de 2 %). En 1999, ce pourcentage a été plus élevé en hiver et en été et sans correspondance claire avec les variations de la production bactérienne. Cette discordance avait déjà été observée l'an dernier et trouve probablement une partie de son explication dans la régulation des biomasses bactériennes par les prédateurs (protozoaires flagellés et ciliés, cladocères). La valeur moyenne de ce pourcentage est également trois fois plus faible dans le Léman que dans les lacs voisins (lac du Bourget, lac d'Annecy, GAYTE et al., 1998; GERDEAUX et al., 1999). Ce résultat peut être expliqué par une faible productivité bactérienne associée ou non à une forte prédation touchant particulièrement les bactéries actives. La valeur de la production est certainement en cause comme nous l'indiquons plus loin mais l'apport d'une troisième campagne d'analyse paraît nécessaire compte tenu des grandes variations saisonnières de ce descripteur.

La concentration moyenne des bactéries par strate est nettement inférieure à celle de 1998 (figure 9A). Elle reste très légèrement supérieure à ce qu'elle était en 1990 sauf dans l'épilimnion où les valeurs sont, au contraire, inférieures à celles de cette année de référence. En 1998, l'écart vis-à-vis des valeurs de 1990 était déjà moins net pour l'épilimnion que pour les autres strates. De ce point de vue, la concentration bactérienne enregistrée dans l'épilimnion en 1999 semble se situer dans le cadre d'une évolution à la baisse constatée depuis 1988.

La moyenne annuelle de la production bactérienne de chaque strate diminue également par rapport à 1998 sauf dans l'épilimnion. Toutes les valeurs restent, par ailleurs, nettement inférieures à ce qu'elles étaient en 1990 (figure 9B) sauf celles de la strate 20-50m. Pour l'ensemble de la colonne d'eau, la production bactérienne moyenne représentait en 1990, 28 % de la production phytoplanctonique nette. En 1999, elle s'est établie à 300 mgC/m.j soit 26.6 % de la production phytoplanctonique alors que cette dernière a été globalement plus faible en 1999 (210 gC/m.an contre 258 gC/m.an en 1990, LEBOULANGER, 2000). La production bactérienne au point central du lac Léman est environ 2 fois plus faible que celle du lac du Bourget en 1996, conformément au niveau méso-eutrophe que l'on attribue à ce lac (GAYTE et al., 1998). Elle est également environ 5 fois plus faible que celle du lac d'Annecy (campagne 1998, GERDEAUX et al., 1999) dont les performances, de ce point de vue, semblent être liées à une grande efficacité des transferts de carbone le long des chaînes trophiques.

Le rapprochement des caractéristiques des populations bactériennes avec celles du phytoplancton dans la limite de la strate 0-50m (REVACLIER et al., 2000; LEBOULANGER, 2000) montre qu'il s'établit entre ces organismes une corrélation plutôt négative en terme de biomasse et une corrélation positive épisodique, en terme de production (figure 10). Tous les pics de production bactérienne sont associés à des pics de production primaire mais l'inverse n'est pas vrai. La biomasse bactérienne s'accroît au printemps en parallèle avec celle du phytoplancton alors qu'en été, les variations des deux populations sont en opposition (figure 10A). Ces résultats suggèrent que le déterminisme des biomasses bactériennes relève plus particulièrement, au printemps, des exsudats phytoplanctoniques et en été, des composés issus des processus de lyse et/ou de prédation subit par les cellules du phytoplancton.

BIBLIOGRAPHIE

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. 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, 310 pp.

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, 111 p.

LEBOULANGER, C., (2000) : Evolution de la production phytoplanctonique dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne1999.

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, J.-C. (2000) : Evolution du phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1999.

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 1999, **2000**, 129-133.

ÉVOLUTION DE L'ÉTAT TROPHIQUE DU PETIT LAC ENTRE 1994 ET 1999 INDIQUÉE PAR LES COMMUNAUTÉS DE VERS ET DE CHIRONOMIDES [1]

PAR

Claude LANG

Avec la collaboration technique d'**Olivier REYMOND**

CONSERVATION DE LA FAUNE ET DE LA NATURE (Laboratoire d'Hydrobiologie), Ch. du Marquisat 1, CH - 1025 ST-SULPICE

RÉSUMÉ

Les communautés de vers (tubificidés et lumbriculidés) et de larves de chironomides ont permis de caractériser l'évolution biologique des sédiments de la zone profonde (34 - 78 m) du Petit Lac entre 1994 et 1999. L'abondance relative des espèces caractéristiques des lacs oligotrophes augmente entre 1994 et 1999 : passant de 30 à 32 % dans le bassin de Nyon, de 13 à 17 % dans celui de Tougues et de 4 à 8 % dans celui de Chevrens. Ces valeurs correspondent respectivement à un état mésotrophe pour le premier bassin et à un état méso-eutrophe pour les deux autres. Ces différences s'expliquent par l'augmentation de la sédimentation organique entre le bassin de Nyon et celui de Chevrens. L'abondance relative des espèces oligotrophes, observée dans le bassin de Nyon, est proche de la valeur calculée à partir des concentrations en phosphore. En d'autres termes, les communautés de vers du bassin de Nyon ont répondu positivement à la baisse du phosphore. Dans les autres bassins, la restauration biologique des sédiments est retardée par l'accumulation des apports organiques provenant des affluents et du lac lui-même.

1. INTRODUCTION

Dans le Léman, les concentrations moyennes en phosphore total ont passé de près de 90 mg/m^3 en 1979 à moins de 40 mg/m^3 en 1998 (BLANC et al., 1999). Les communautés de vers (tubificidés et lumbriculidés) et de larves de chironomides de la zone profonde du Petit Lac, étudiées en 1994 et en 1999, devraient répondre à cette amélioration de l'état chimique de l'eau comme celles du Grand Lac entre 1990 et 1998 (LANG, 1999a) ou comme celles du lac de Neuchâtel entre 1992 et 1997 (LANG, 1999b). L'abondance relative moyenne des individus appartenant à des espèces typiques des lacs oligotrophes, appelées plus simplement espèces oligotrophes, devrait augmenter et se rapprocher de 35 %, valeur caractéristique d'un lac mésotrophe (LANG, 1990), se situant ainsi à mi-chemin entre la valeur d'un lac eutrophe (0 %) et celle d'un lac oligotrophe (70 %), comme l'était le Léman au début du siècle. Cette augmentation, si elle se produit, montrera que l'état biologique des sédiments profonds s'améliore en réponse aux mesures d'assainissement prises dans le bassin versant du lac.

Ce rapport résume dans l'optique de la CIPEL (recherche appliquée) un article qui décrit et discute en détails l'ensemble des résultats obtenus (LANG, 2000).

2. STATIONS ET MÉTHODES

Entre la mi-mai et la mi-juin 1994 et 1999, les vers (tubificidés et lumbriculidés) et les larves de chironomides de la zone profonde (34 - 78 m) du Petit Lac ont été étudiés à partir de 159 prélèvements répartis régulièrement (500 m entre 2 prélèvements) sur 22 transects, perpendiculaires à l'axe nord-sud et distants de 500 m les uns des autres (figure 1). Les transects 1 à 7 couvrent le bassin de Chevrens (le plus proche de Genève), les transects 8 - 15 le bassin de Tougues et les transects 16 - 22 le bassin de Nyon (le plus proche du Grand Lac).

---

[1] Etude réalisée dans le cadre des activités de surveillance du Service cantonal vaudois des forêts et de la faune

Chaque prélèvement consiste en une carotte de sédiment de 16 cm^2, récoltée à partir de la surface au moyen d'un carottier. En laboratoire, le sédiment est tamisé (maille 0.2 mm); les vers (tubificidés et lumbriculidés) et les larves de chironomides, séparés du sédiment, sont montés entre lame et lamelle dans un milieu approprié (REYMOND, 1994) afin d'être identifiés jusqu'à l'espèce ou au groupe d'espèces selon les cas. Puis, l'abondance de chaque espèce est déterminée (LANG, 2000). En 1999, les larves de chironomides ont été comptées et identifiées carotte par carotte comme les vers. En 1994, elles ne l'ont été qu'en bloc dans l'ensemble des 159 prélèvements.

Les espèces de vers sont réparties en trois groupes d'après leur valeur indicatrice : les espèces oligotrophes, mésotrophes et eutrophes (tableau 1). L'abondance relative des espèces oligotrophes est calculée en rapportant le nombre de vers appartenant à ces espèces au nombre total de vers présents dans chaque carotte. En 1999, les larves de chironomides sont également incluses dans ce calcul.

Pour apprécier l'évolution du Petit Lac, une relation empirique, établie précédemment (LANG, 1990) entre les espèces oligotrophes et le phosphore, est utilisée. La concentration moyenne en phosphore total (TP) est calculée pour les cinq années précédant chacune des campagnes de prélèvements des vers, soit cinq ans avant 1994 et 1999. Cette valeur permet de calculer l'abondance relative (%) des espèces de vers oligotrophes (OS) à partir de l'équation suivante :

$$OS = 80.29 - 8.35\ TP^{0.5} \quad r^2 = 0.81 \quad n = 15$$

L'abondance relative des espèces oligotrophes, ainsi calculée, est égale à 28.2 % en 1994 et à 36.6 % en 1999. Si les abondances observées dans les différentes régions du Petit Lac sont proches de ces valeurs de référence, cela signifie que la restauration biologique des sédiments répond positivement à la diminution du phosphore dans la colonne d'eau. Si elles sont inférieures, cela veut dire que la restauration est retardée par un manque d'oxygène ou une accumulation de matière organique au niveau du fond (LANG 1999a).

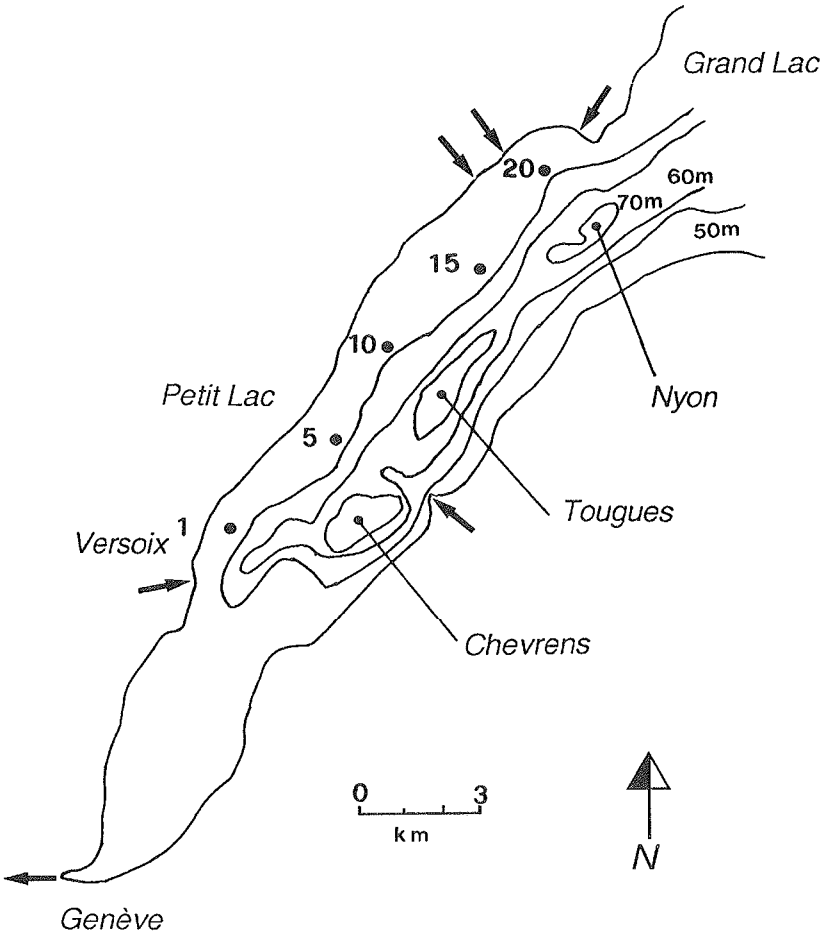


Figure 1 : Localisation du premier des points de prélèvements de cinq des 22 transects (cercles et chiffres 1, 5, 10, 15, 20) visités en 1994 et en 1999 dans le Petit Lac. Les flèches indiquent les principaux apports organiques par les rivières.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

Tant en 1994 qu'en 1999, l'abondance relative moyenne des espèces de vers oligotrophes tend à augmenter du transect 1, situé à proximité de Versoix, au transect 22, situé à la limite du Grand Lac (tableau 2, figure 1). Les valeurs observées indiquent que nous passons de communautés caractéristiques de conditions eutrophes, ou presque, dans le bassin de Chevrens à des communautés typiques de conditions mésotrophes dans le bassin de Nyon, le bassin de Tougues présentant une situation intermédiaire.

La diminution de la sédimentation organique, observée entre le bassin de Chevrens et celui de Nyon, permet d'expliquer les différences constatées au niveau des vers et des chironomides (LANG, 2000). Le bassin de Chevrens constitue en effet une zone où la matière organique provenant des affluents et du lac lui-même tend à s'accumuler.

Les abondances relatives moyennes des espèces de vers oligotrophes sont supérieures en 1999 (tableau 2) à celles observées en 1994 dans les bassins de Nyon, de Tougues et de Chevrens. Cette augmentation suggère que l'état biologique des sédiments s'améliore en 1999. Dans le bassin de Nyon, l'abondance des espèces oligotrophes est proche en 1999 de 36.6 %, valeur calculée à partir des concentrations en phosphore (voir Stations et méthodes); les valeurs observées dans les deux autres bassins sont inférieures à cette valeur de référence. Cette similitude et ces différences peuvent s'interpréter ainsi : la composition des communautés de vers du bassin de Nyon reflète la baisse du phosphore constatée au niveau de l'eau. Au contraire, la restauration biologique des sédiments est moins avancée dans le bassin de Tougues alors qu'elle ne fait que commencer dans le bassin de Chevrens.

Comme dans le lac de Neuchâtel entre 1992 et 1997 (LANG 1999a), les larves de chironomides indicatrices de conditions oligotrophes augmentent rapidement entre 1994 et 1999 dans le Petit Lac (LANG, 2000). La rapidité de cette augmentation montre que ces organismes doivent être utilisés en plus des vers afin de pouvoir mieux diagnostiquer l'évolution d'un lac après la baisse du phosphore (tableau 2).

TABLEAU 1 - Valeur indicatrice des principales espèces de chironomides et de vers (tubificidés et lumbriculidés) identifiées dans le Petit Lac en 1994 et 1999 (détails dans LANG, 2000)

Espèces	Indique une tendance		
	Oligotrophe	Mésotrophe	Eutrophe
Micropsectra	+		
Stylodrilus lemani (Grube)	+		
Bichaeta sanguinea Bretscher	+		
Stylodrilus heringianus Claparède	+		
Spirosperma velutinus (Grube)	+		
Potamothrix vejdovskyi (Hrabe)		+	
Spirosperma ferox (Eisen)		+	
Psammoryctides barbatus (Grube)		+	
Limnodrilus hoffmeisteri (Claparède)			+
Potamothrix hammoniensis (Michaelsen)			+
Potamothrix heuscheri (Bretscher)			+
Tubifex tubifex (Müller)			+

TABLEAU 2 - Abondance relative moyenne (%) des espèces de vers oligotrophes par transect (figure 1) dans le Petit Lac en 1994 et en 1999. N = nbre de prélèvements (carottes de 16 cm^2) par transect ou par bassin. Conditions : eutrophes (E), méso-eutrophes (ME), mésotrophes (M), oligo-mésotrophes (OM), déterminées à partir de l'abondance relative moyenne des espèces oligotrophes. Conditions en 1994 (+) et en 1999 (*) lorsque celles-ci sont différentes de celles de 1994.

Coordonnées [2] géographiques			Espèces oligotrophes (%)			Conditions			
	Transect	N	1994	1999	1999 [3]	E	ME	M	OM
503.5 127.0	1	7	0	7.1	9.6	+			
503.5 127.5	2	8	0	1.4	1.2	+			
504.0 128.0	3	7	2.9	3.5	3.5	+			
504.5 128.5	4	6	4.6	15.2	14.6	+			
505.0 129.0	5	4	10.8	12.5	24.2		+		
505.5 129.5	6	6	3.9	17.9	21.6	+	*		
505.5 130.0	7	6	11.8	5.5	10.4	*	+		
505.5 130.5	8	7	3.1	13.6	17.6	+	*		
505.5 131.0	9	7	8.9	5.2	16.4	+			
506.0 131.5	10	7	4.2	18.7	33.3	+	*		
506.0 132.0	11	7	5.9	9.1	21.2	+			
506.5 132.5	12	7	14.3	19.3	29.9		+		
506.5 133.0	13	7	18.6	12.8	15.5		+		
507.0 133.5	14	7	24.2	16.4	19.4		+		
507.5 134.0	15	6	25.6	42.3	41.7		+	*	
507.5 134.5	16	7	37.4	42.0	44.8			+	
508.0 135.0	17	7	45.8	45.7	49.8				+
508.0 135.5	18	8	29.9	23.5	28.3			+	
508.5 136.0	19	8	11.3	10.5	11.4		+		
509.0 136.5	20	9	31.0	20.3	29.8		*	+	
509.0 137.0	21	11	30.9	30.2	32.0			+	
509.5 137.5	22	10	25.0	49.4	52.8		+		*
Chevrens	1-7	44	4.2	8.4	10.9	+			
Tougues	8-15	55	12.9	16.7	24.1		+		
Nyon	16-22	60	29.7	31.6	35.5			+	
Petit Lac	1-22	159	16.8	20.0	24.7		+		

[2] Carte nationale de la Suisse, coordonnées géographiques du premier point de prélèvement de chaque transect.

[3] Vers et chironomides oligotrophes réunis.

4. CONCLUSIONS

L'évolution des communautés de vers et d'insectes (chironomides) montre que l'état biologique des sédiments profonds du Petit Lac s'est amélioré entre 1994 et 1999. L'augmentation des espèces caractéristiques des lacs oligotrophes (peu de phosphore et beaucoup d'oxygène) indique que, comme le Grand Lac entre 1990 et 1998, cette région du Léman se rapproche peu à peu de l'état existant jusqu'à la fin des années cinquante et qui constitue l'objectif d'une restauration biologique réussie.

REMERCIEMENTS

L'aide de Laurent CAVALLINI m'a permis d'effectuer les deux campagnes de prélèvements qui constituent la base de ce rapport. Les remarques de Gérard BALVAY et de Philippe VIOGET ont contribué à améliorer ce texte.

BIBLIOGRAPHIE

BLANC, P., CORVI, C., KHIM-HEANG, S. et RAPIN, F. (1999) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1998, 33-59.

LANG, C. (1990) : Quantitative relationships between oligochaete communities and phosphorus concentrations in lakes. Freshwater Biology, 24, 327-334

LANG, C. (1999a) : Evolution de l'état trophique du Léman entre 1990 et 1998 indiquée par les communautés de vers présentes à 150 m de profondeur. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1998, 101-110.

LANG, C. (1999b) : Contrasted responses of oligochaetes and chironomids to the abatement of eutrophication in Lake Neuchâtel. Aquatic Sciences, 61, 206-214.

LANG, C. (2000) : Réponse des communautés d'Oligochètes (Tubificidés et Lumbriculidés) et de Diptères Chironomidés à la baisse des teneurs en phosphore dans le Léman (Petit Lac). Annales de Limnologie, 36, 13-20.

REYMOND, O. (1994) : Préparations microscopiques permanentes d'oligochètes: une méthode simple. Bull. Soc. Vaud. Sc. Nat., 83, 1-3.

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1999, **2000**, 135-140.

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

Campagne 1999

PAR

Daniel GERDEAUX

Avec la collaboration technique de **Valérie HAMELET**

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA), BP 511, F - 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 tous plus de 35 cm de longueur totale et la taille des gardons dépasse 30 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. En août et septembre 1999, les poissons avaient souvent l'estomac vide traduisant un manque de ressource alimentaire zooplanctonique. Ils se tournent alors vers les nymphes de chironomides en septembre et octobre. Une comparaison de ces données avec celles de 1984 montre un schéma saisonnier assez proche avec dominance des Daphnies pour les gardons et des grands Cladocères pour les corégones.

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.

Des études des dernières décennies montrent l'impact des poissons sur les maillons de la chaîne trophique. En effet, en contrôlant les organismes de grande taille, les poissons favorisent le développement d'un peuplement constitué d'organismes plus petits, ayant d'une part un impact qualitatif sur le phytoplancton et stimulant la production primaire d'autre part (KITCHELL et CARPENTER, 1993).

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. En 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.

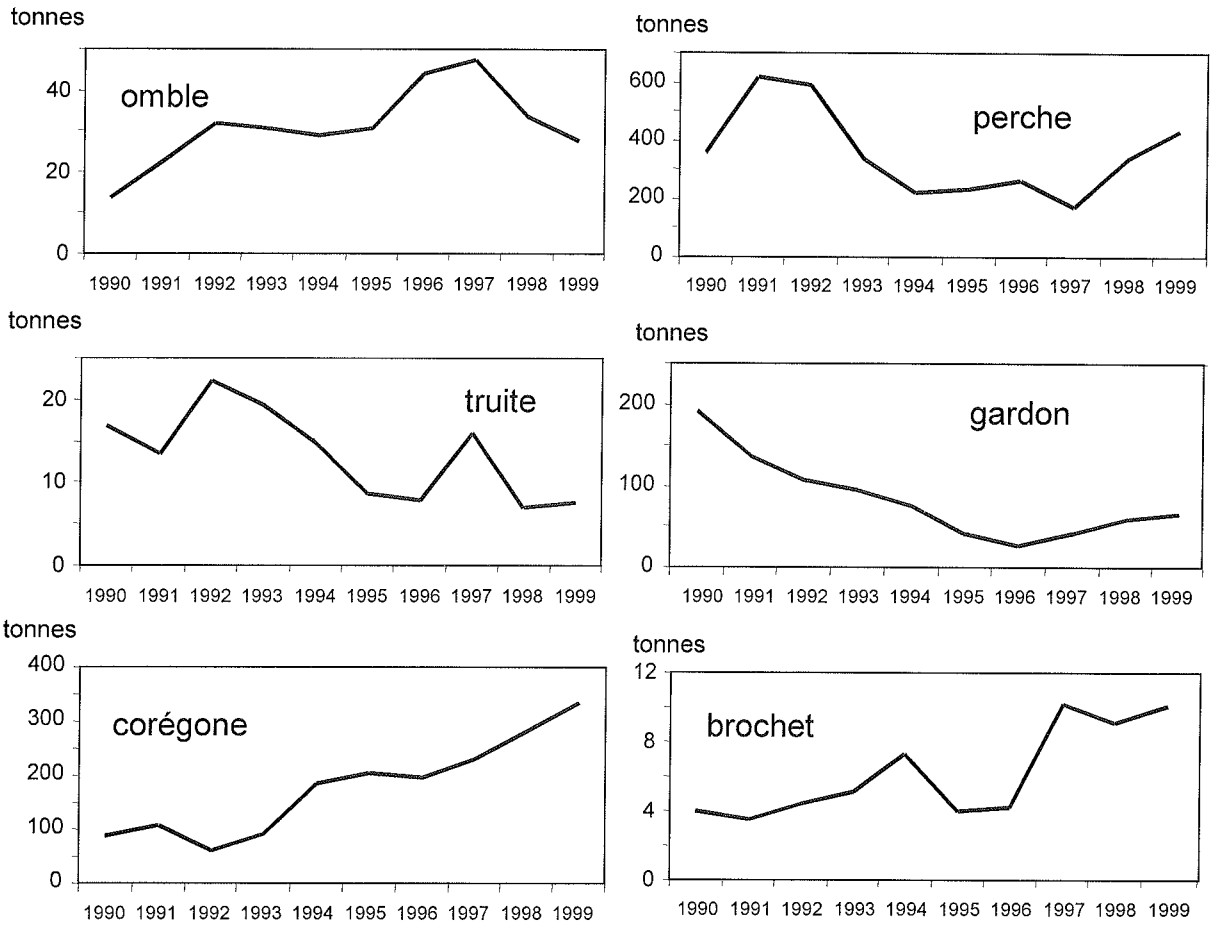


Figure 1 : Evolution de 1990 à 1999 des tonnages de la pêche professionnelle au Léman pour les principales espèces exploitées

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 inter-individuelle est faible et qu'un échantillon de 10 poissons est 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 (Cyclopides et Calanides), Cladocères (Bosmines, Daphnies, *Leptodora, Bythotrephes*), Chironomes (larves et nymphes).

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

3. RÉSULTATS

▸ Taille des poissons examinés

La taille moyenne des 174 corégones étudiés est de 43 cm de longueur totale (figure 2). Le plus petit poisson mesurait 36.5 cm, le plus gros 55 cm. La plupart des poissons mesuraient de 38 à 45 cm, c'est-à-dire que tous les sujets examinés sont des adultes en 3e et 4e année de vie.

La taille moyenne des 169 gardons prélevés est de 31.7 cm. Le plus petit poisson mesurait 29 cm, le plus gros 36 cm. La plupart des poissons mesuraient de 30 à 33 cm. Ce sont tous des poissons âgés de plus de 6 ans.

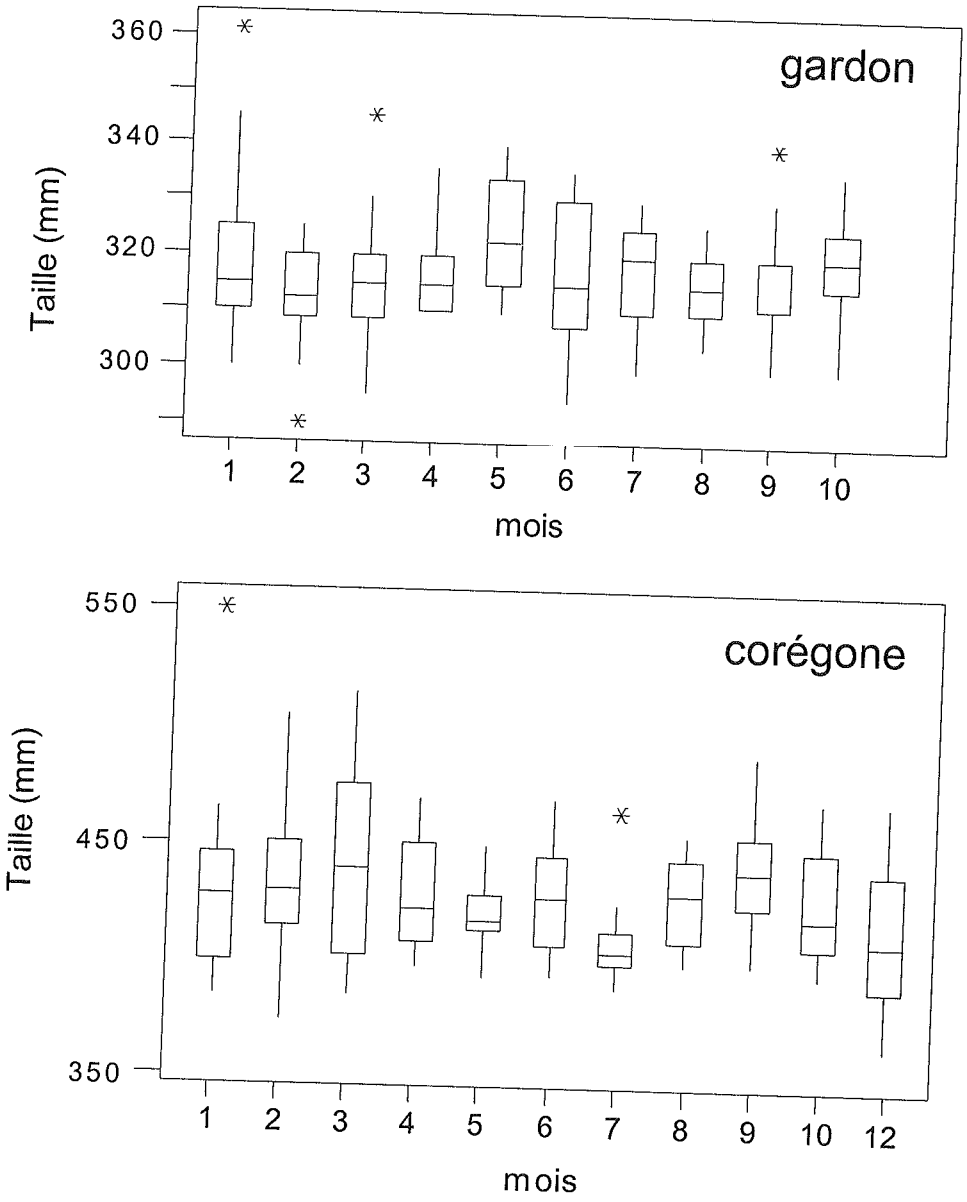


Figure 2 : Répartition des tailles des poissons dont l'estomac a été analysé en 1999. Représentation en "boîte à moustaches" où la ligne au travers de la boîte est au niveau de la médiane. Le bas de la boîte est le premier quartile (Q1) et le haut est le troisième quartile (Q3). Les moustaches sont les 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). La proportion d'estomacs vides est grande chez le gardon, alors que le corégone, espèce d'eaux plus froides, présente une activité alimentaire tout au long de l'année. D'avril à juillet et en octobre, tous les poissons examinés présentent un estomac plein. En août et septembre, il a été au contraire difficile d'obtenir quelques estomacs présentant un contenu analysable. La répétition des sondages, pendant plusieurs jours et chez plusieurs pêcheurs, a confirmé les résultats présentés dans la figure 3. Les deux espèces n'ont pas trouvé de nourriture planctonique pendant ces deux mois de l'année. Ce résultat est conforté par l'analyse des contenus stomacaux.

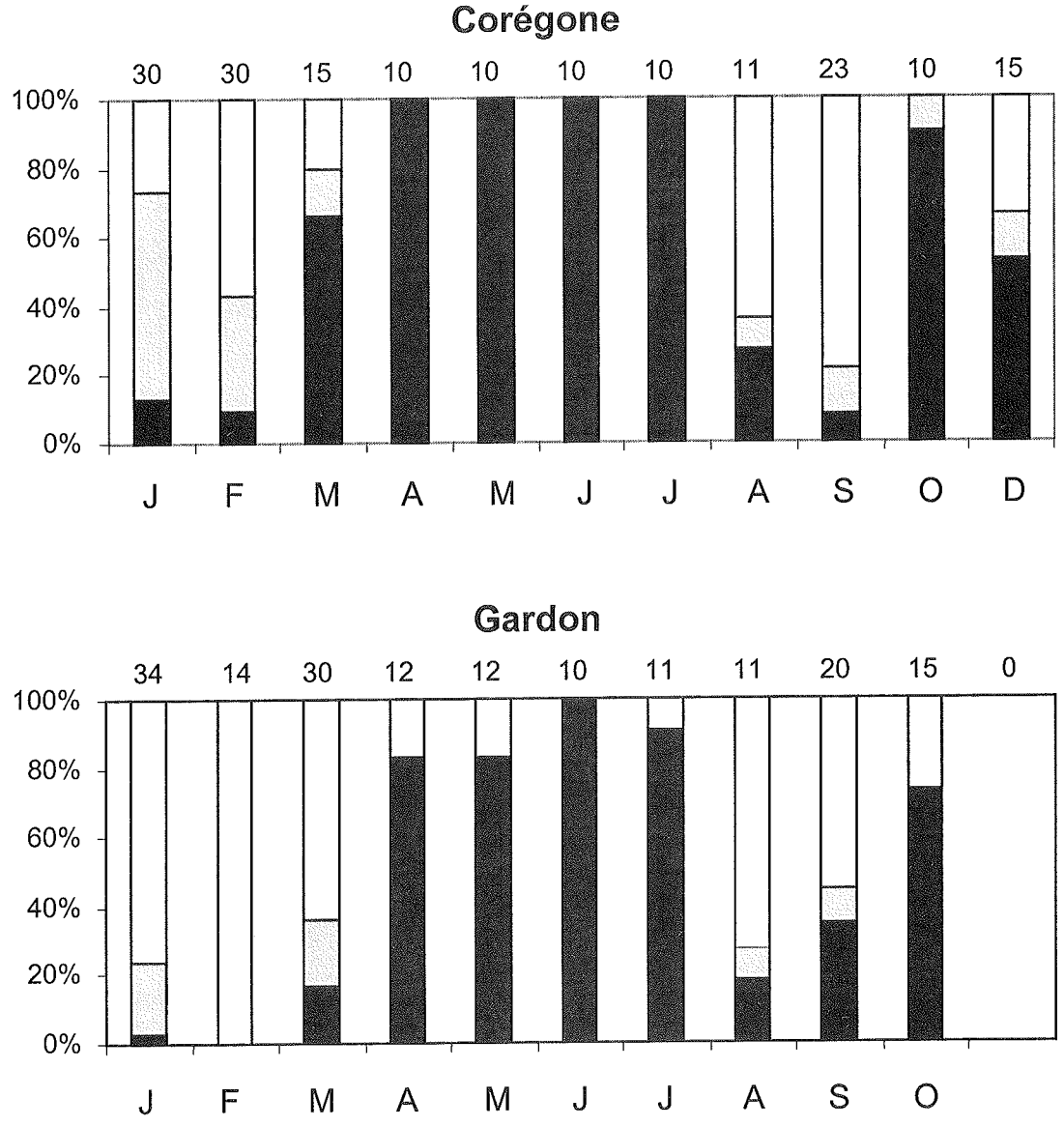


Figure 3 : Evolution mensuelle du taux de vacuité des estomacs analysés de gardon et de corégone en 1999 au Léman. En noir est représentée la classe des estomacs pleins, en blanc celle des estomacs vides et en grisé celle des estomacs partiellement remplis. Le chiffre porté au-dessus de chaque barre représente le nombre d'estomacs prélevés

- **Composition du régime alimentaire**

Les résultats présentés de façon synthétique en pourcentages mensuels sont bien représentatifs de la variabilité saisonnière (figure 4). Une analyse de variance sur les pourcentages d'une proie montre que la variabilité interindividuelle est bien inférieure à la variabilité intermensuelle (exemple : analyse de variance sur le pourcentage de daphnies, $P < 0.0001$) (MOOKERJI et al., 1998).

De janvier à août, les corégones et les gardons pêchés ne mangent que des organismes du zooplancton. En fin d'année, les poissons se tournent pour partie vers des nymphes de chironomes. Les Daphnies et les *Bythotrephes* constituent l'essentiel du bol alimentaire des 2 espèces de janvier à juillet. On trouve quelques cyclopides chez les gardons, en particulier en mars. Les *Leptodora* apparaissent en juin dans le régime alimentaire des 2 espèces. En août, quand la plupart des poissons ont l'estomac vide, cette espèce est la proie principale qui semble encore disponible. En septembre, les Daphnies sont à nouveau présentes. Mais le fait le plus marquant est l'apparition des chironomes dans le régime alimentaire des corégones puis des gardons.

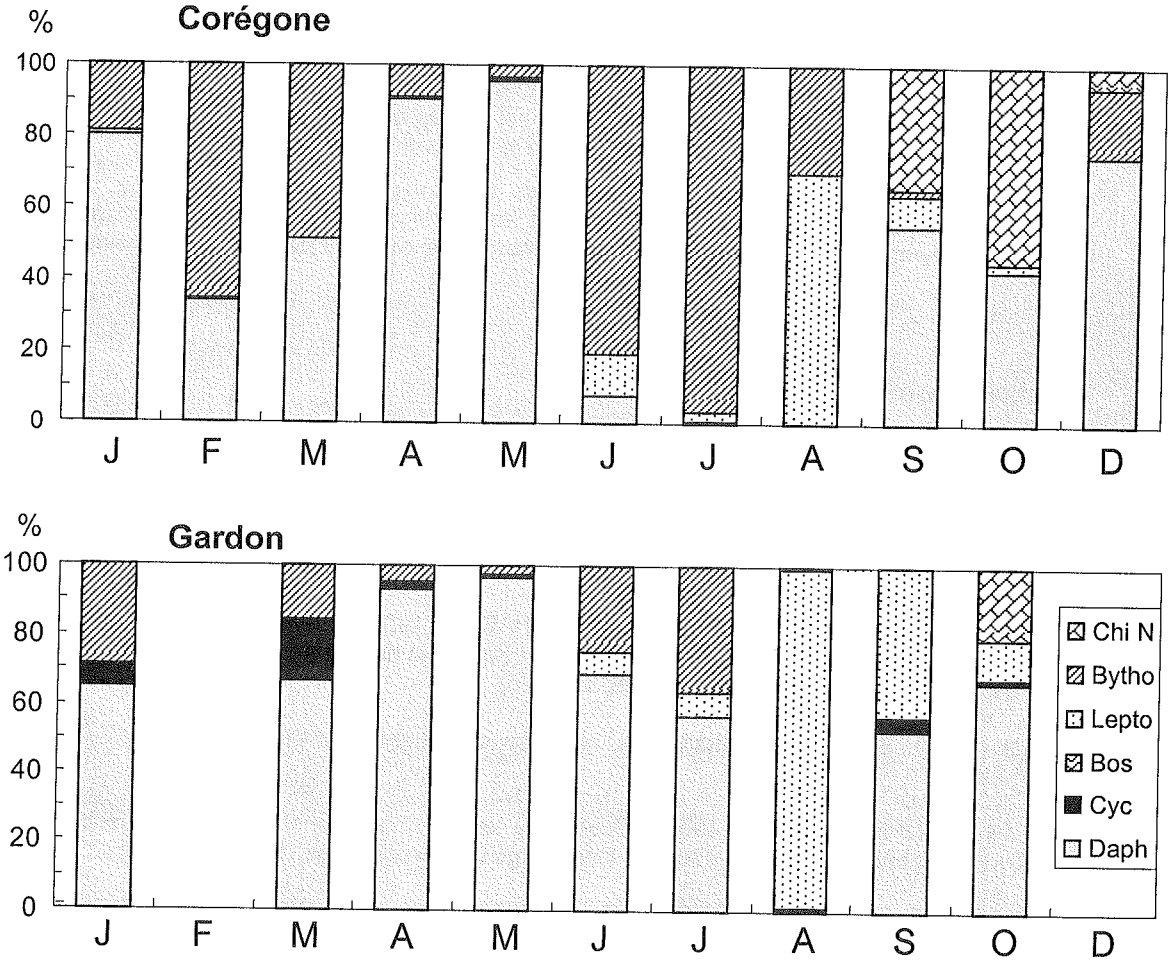


Figure 4 : Evolution mensuelle des pourcentages volumétriques des proies dans les estomacs de corégone et de gardon en 1999 au Léman.

4. CONCLUSIONS

Le seul travail antérieur sur l'alimentation des corégones et des gardons du Léman a été réalisé 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. Les conclusions étaient les suivantes pour les corégones : 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. En avril et mai, lorsque ces deux proies étaient peu abondantes dans le milieu, elles étaient remplacées par *Daphnia* sp. Les Cyclopides 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 Cyclopides, 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 Cyclopides par les gardons est plus forte, elle reste toujours très marginale chez les corégones. Les deux grandes différences sont :

- la vacuité des estomacs en août et septembre 1999 alors qu'en 1984, les corégones avaient presque tous l'estomac plein et,
- la part des Chironomes dans l'alimentation en septembre et octobre 1999.

En 1984, la population de gardon était très importante au Léman. Le tonnage de la pêche du corégone était inférieur à 50 tonnes alors qu'il était supérieur à 300 tonnes en 1999. La nature de la pression de prédation des poissons pélagiques planctonophages a ainsi été modifiée. La pression de prédation sur les daphnies n'est plus aussi forte aujourd'hui que lorsque la population de gardon était dominante. En revanche, la pression sur les grands cladocères s'est accrue avec l'augmentation de la population de corégones. Ces éléments sont à mettre en relation avec l'évolution du zooplancton.

Pendant l'été 1999, l'étude de l'alimentation des corégones et gardons montre qu'une pénurie alimentaire a obligé les poissons à se tourner vers les Chironomes. Cette évolution saisonnière est à analyser de façon intégrée avec les résultats obtenus sur le zooplancton et le phytoplancton.

REMERCIEMENTS

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

BIBLIOGRAPHIE

CRÉTENOY, L., GERDEAUX, D., ANGELI, 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 poll., Campagne 1995, 173-185.

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

KITCHELL, J.F., 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., 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., MULLER, R. (1998) : Diel and seasonal patterns of food intake and prey selection by *Coregonus* sp. in re-oligotrophicated Lake Lucerne, Switzerland. J. of Fish Biol., 52 (3), 443-457.

PONTON, D. (1986) : Croissance et alimentation de deux poissons planctonophages du lac Léman : le corégone (*Coregonus* sp.) et le gardon (*Rutilus rutilus*). Thèse Université Lyon 1, 156 pages + annexes.

PONTON, D., 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.

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1999, **2000**, 141-157.

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

Campagne 1999

PAR

Alain ORAND, Jean GAGNAIRE et Jean Marcel DORIOZ

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA), F - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

RÉSUMÉ

Les apports au Léman par les rivières sont calculés à partir des analyses sur des prélèvements d'eau en continu (proportionnels aux débits) pour les quatre affluents principaux (Rhône amont, Dranse, Aubonne et Venoge) et de prélèvements sur 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 1999 est une année de forte pluviométrie au voisinage du Léman. Les débits moyens annuels sont supérieurs à la moyenne de la période 1985-1999.

En 1999, les apports en phosphore total au lac par les quatre rivières principales ont été de 1'386 tonnes. Le Rhône amont représente 94.5 % de ces apports. Les neuf rivières secondaires apportent 65 tonnes de phosphore total au Léman.

Les apports en phosphore dissous des quatre rivières principales (45 tonnes) sont les plus faibles enregistrés depuis le début des années 60. Les concentrations moyennes annuelles sont relativement élevées dans certaines des rivières secondaires telles que le Vengeron (257 µg P/l), la Morges (45 µg P/l), la Chamberonne (42 µg P/l) et la Versoix (72 µg P/l).

Les apports en azote minéral total par le Rhône amont représentent 60.7 % du total des apports répertoriés (quatre rivières principales et neuf rivières secondaires). Les concentrations en azote minéral total varient de 0.83 mg N/l dans la Veveyse à 6.34 mg N/l dans la Morges. Une rivière principale, l' Aubonne, ainsi que quatre rivières secondaires, la Chamberonne, le Vengeron, la Morges et la Dullive dépassent la concentration moyenne annuelle de 3 mg N/l.

Les apports en chlorure qui avaient régressé en 1998 avec 52'000 tonnes dans les rivières principales dépassent ceux de 1997 (56'000 tonnes). Ils sont pour les quatre rivières principales de 57'900 tonnes. Neuf affluents secondaires apportent 5'600 tonnes. La concentration moyenne annuelle pondérée dans les rivières secondaires (13.0 mg Cl/l) est plus élevée que celle des rivières principales (7.2 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 1.5, on constate que les nitrates sont multipliés par un facteur de 2.2, le phosphore total augmente d'un facteur 3.6 et le phosphore dissous d'un facteur 4.6.

1. GÉNÉRALITÉS

En 1999, 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 : le Vengeron, la Versoix, la Promenthouse, la Dullive, la Morges, la Chamberonne, la Veveyse, l'Eau Froide et le canal Stockalper. 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'écotoxicologie, Genève
- Laboratoire du Service des eaux, sols et assainissement du canton de Vaud, Epalinges
- Laboratoire du Service de la protection de l'environnement du canton du Valais, Sion
- Station d'Hydrobiologie Lacustre (INRA), Thonon-les-Bains
- Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux (IFAEPE), Dübendorf, programme NADUF.

Ces laboratoires participent régulièrement aux calibrations interlaboratoires organisées dans le cadre de la CIPEL.

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
Stockalper		x	
Veveyse	x [1]		
Promenthouse	x [1]		
Chamberonne	x [1]		
Vengeron			x
Eau Froide		x	
Morges	x [1]		
Dullive		x	
Rhône émissaire	x [2]		
Bassin du Rhône aval			
Arve			x
Allondon			x
Rhône à Chancy	x [2]		

[1] = intégré sur une semaine, proportionnel au temps
[2] = intégré sur deux semaines

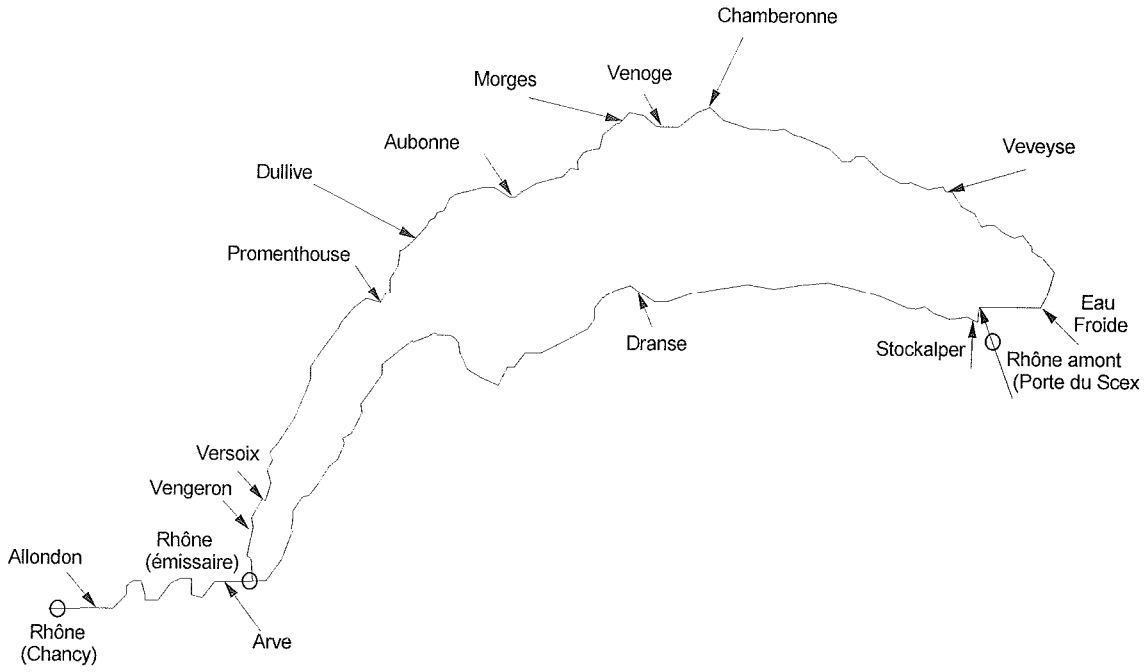


Figure 1 : Situation des diverses rivières étudiées

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

L'année 1999 est une année de forte pluviométrie avec une lame d'eau précipitée au niveau du Léman de l'ordre de 1'300 mm (ORAND et GAGNAIRE, 2000). Les débits moyens annuels des rivières principales ont augmenté de 8 % pour l' Aubonne, de 16 % pour le Rhône amont et de plus de 23% pour les autres rivières principales par rapport à la moyenne inter-annuelle de 1985 à 1999.

TABLEAU 2 - Débits des affluents principaux et de l'émissaire (m^3/s)

Année	Venoge	Aubonne	Dranse	Rhône amont	Rhône émissaire
1985	3.4	4.6	19.7	182.7	258.0
1986	3.9	5.3	21.4	199.1	259.1
1987	4.7	6.9	23.3	198.2	276.6
1988	5.5	6.7	22.2	206.7	278.9
1989	2.3	2.9	12.1	169.6	207.2
1990	3.0	3.7	18.3	172.2	238.6
1991	3.2	5.9	14.9	173.7	201.5
1992	4.1	7.2	21.3	178.5	224.7
1993	6.6	5.6	17.3	191.2	243.2
1994	4.5	6.1	20.5	216.4	297.4
1995	5.3	6.6	27.2	210.5	303.4
1996	3.5	4.5	15.2	147.2	192.5
1997	3.9	5.8	18.7	184.9	234.0
1998	3.3	4.9	17.2	170.5	216.3
1999	5.1	6.0	24.9	218.0	302.2
Moyenne	4.2	5.5	19.6	188.0	248.9

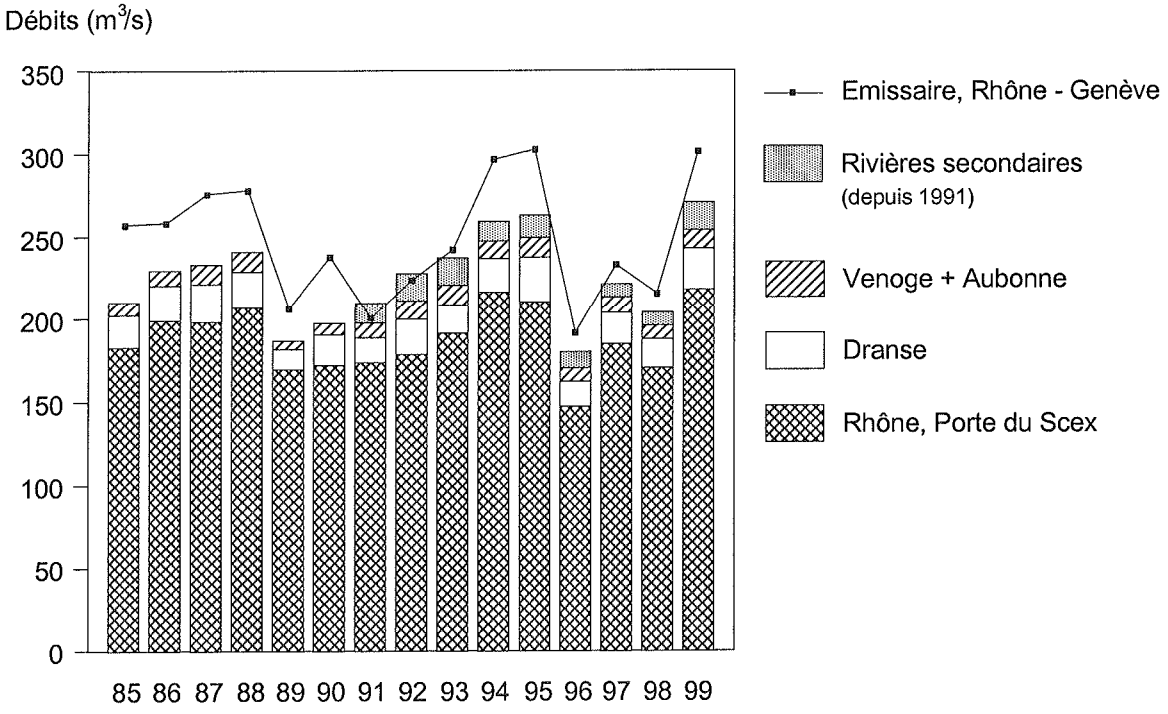


Figure 2 : Débits moyens annuels

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*

$$Fa = \sum_{1}^{s} Ch \,.\, Qh \qquad Cmoy = \frac{Fa}{\sum_{1}^{s} Qh}$$

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 1980-1999 sont de 1'050 tonnes par an. Ils sont de 1'386 tonnes pour l'année 1999 dont 1'309 tonnes pour le Rhône-amont.

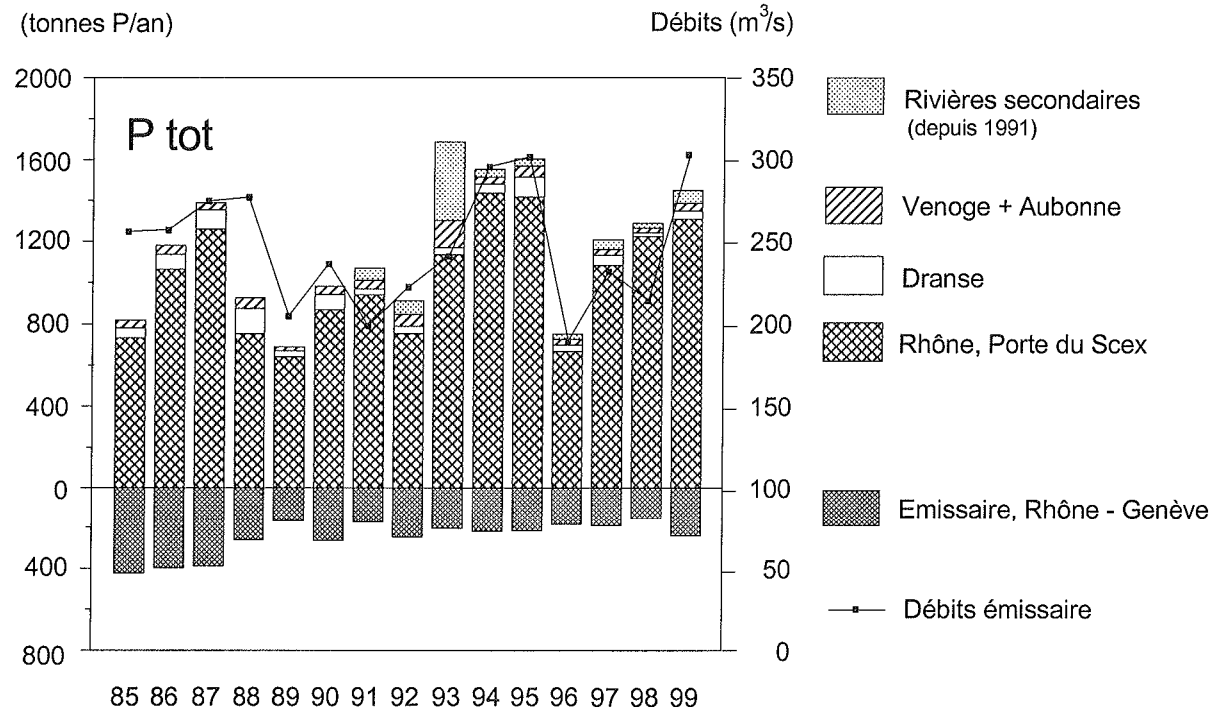


Figure 3 : Phosphore total - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires et perte annuelle par l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac)

3.1.2 Phosphore dissous (orthophosphate)

Le total des apports en orthophosphate par les affluents principaux (45 tonnes) est toujours largement inférieur à 100 tonnes, seuil atteint en 1987.

Les apports par la Dranse représentent 11.8 % des apports totaux des rivières principales. Le pourcentage moyen sur la période 1990-1999 est identique (11.7 %).

Les concentrations moyennes annuelles pondérées par les débits se répartissent comme suit : 4.6 µg P/l pour le Rhône amont, 6.8 µg P/l pour la Dranse, 17.7 µg P/l pour l' Aubonne et 27.5 µg P/l pour la Venoge.

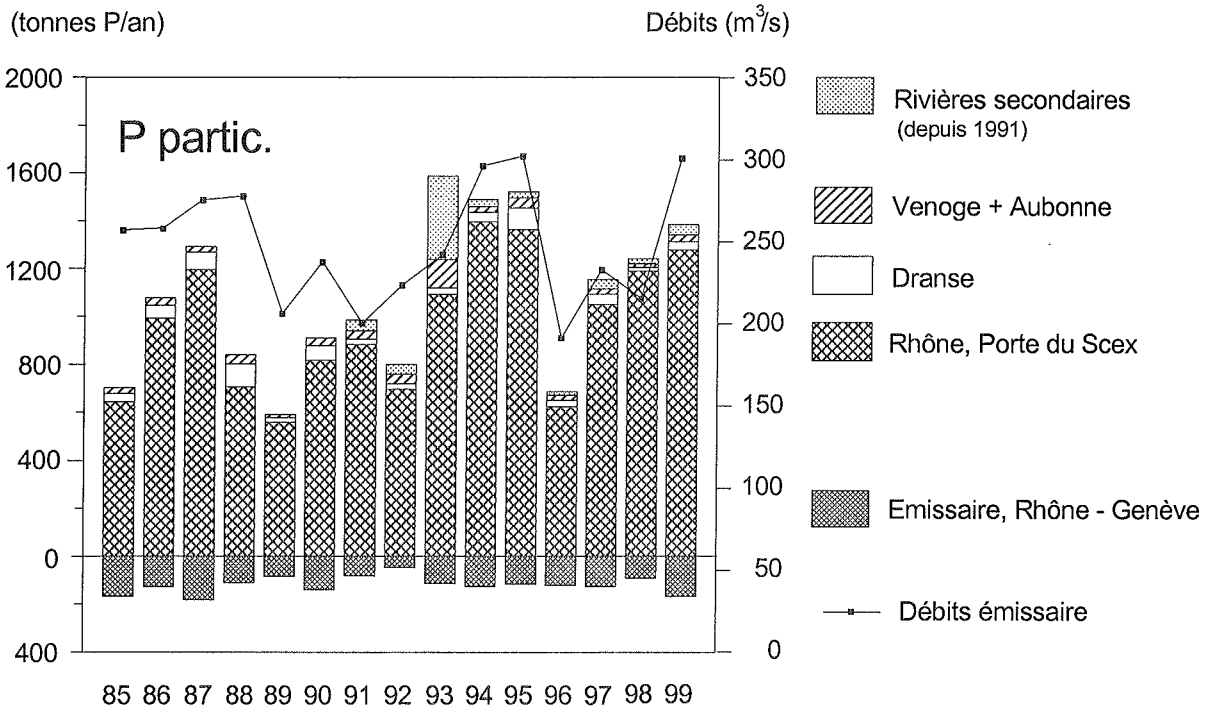


Figure 4 : Phosphore particulaire - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires et perte annuelle par l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac)

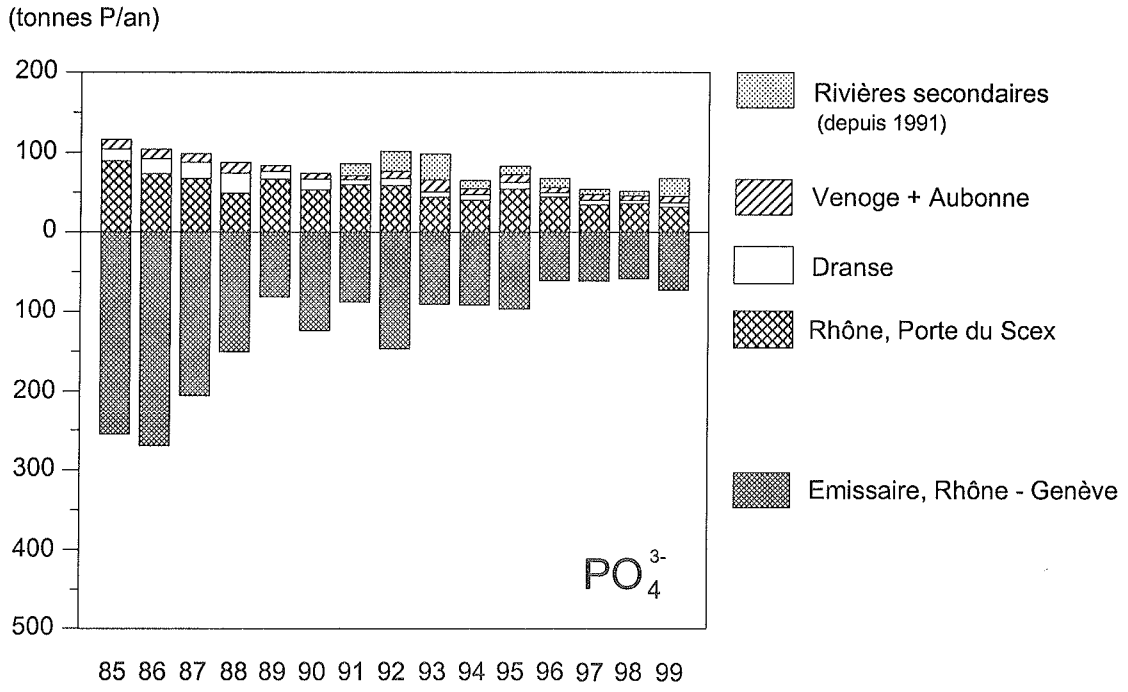


Figure 5 : Phosphore dissous (orthophosphate) - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires et perte annuelle par l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac)

3.2 **Azote minéral et organique** (tableau 3 et figures 6 à 8)

En 1999, les apports en azote nitrique par les quatre affluents principaux atteignent 4'761 tonnes (concentration moyenne pondérée par les débits : 0.59 mg N/l).

Les exportations d'azote nitrique par l'émissaire sont, en 1999, de 3'120 tonnes, total proche de la moyenne depuis 1980 (3'188 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 3'740 tonnes. Le Rhône amont représente 73 % du total des apports des rivières principales. De fortes disparités existent entre les rivières, la fourchette des concentrations variant de 0.61 mg N/l pour la Dranse à 4.4 mg N/l pour la Venoge.

Pour l'azote total (azote minéral et organique) dans le Rhône amont, les apports en 1999 (5'705 tonnes) sont plus faibles que la moyenne interannuelle 1980-1999 (5'720 tonnes). C'est le contraire pour la Dranse (599 tonnes et 517 tonnes).

TABLEAU 3 - Apports annuels en azote total (t N/an) et concentrations moyennes annuelles pondérées. Rhône Porte du Scex et Dranse

Année	Rhône		Dranse	
	tonnes	mg N/l	tonnes	mg N/l
1980	6'479	0.99	564	0.53
1981	5'499	0.83	619	0.88
1982	5'171	0.75	619	0.86
1983	5'685	0.88	531	0.74
1984	6'181	1.22	450	0.73
1985	5'592	0.97	525	0.85
1986	5'869	0.94	549	0.82
1987	7'362	1.16	567	0.77
1988	6'649	1.02	598	0.85
1989	4'929	0.92	322	0.85
1990	6'136	1.13	493	0.86
1991	5'790	1.06	412	0.88
1992	6'520	1.16	606	0.90
1993	5'672	0.94	438	0.80
1994	5'647	0.83	472	0.73
1995	5'949	0.90	627	0.73
1996	4'132	0.89	396	0.83
1997	4'871	0.84	493	0.83
1998	4'593	0.85	459	0.85
1999	5'705	0.83	599	0.76
Moyenne	5'721	0.96	517	0.80

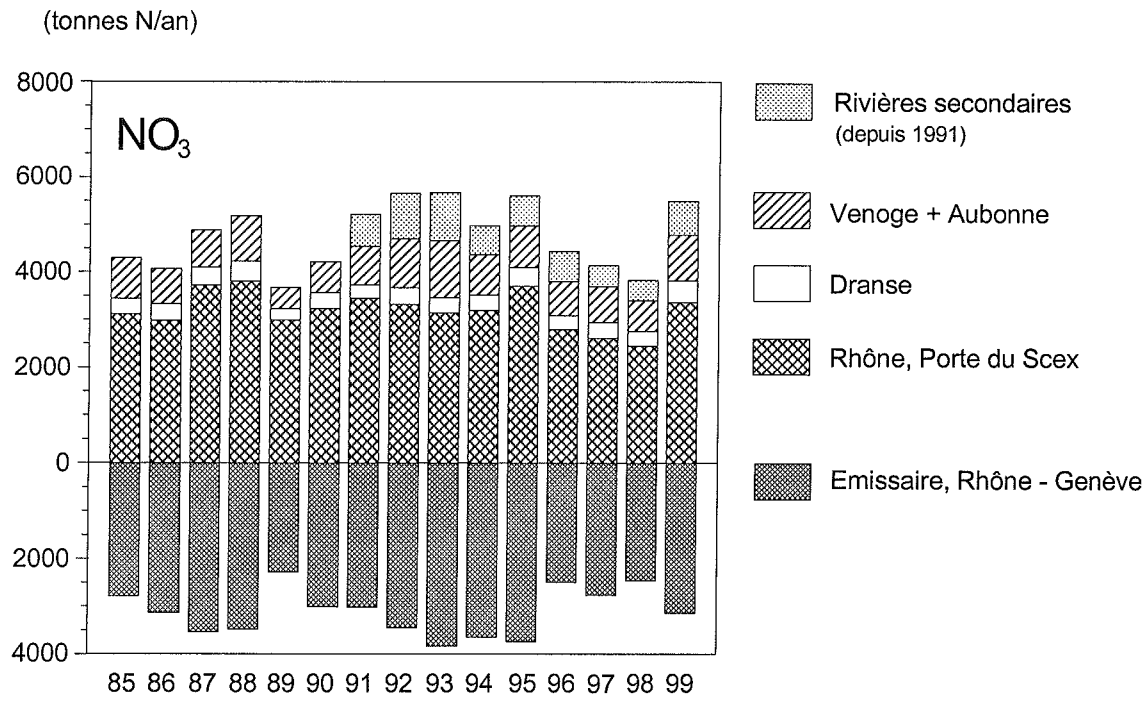


Figure 6 : Azote nitrique - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires et perte annuelle par l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac)

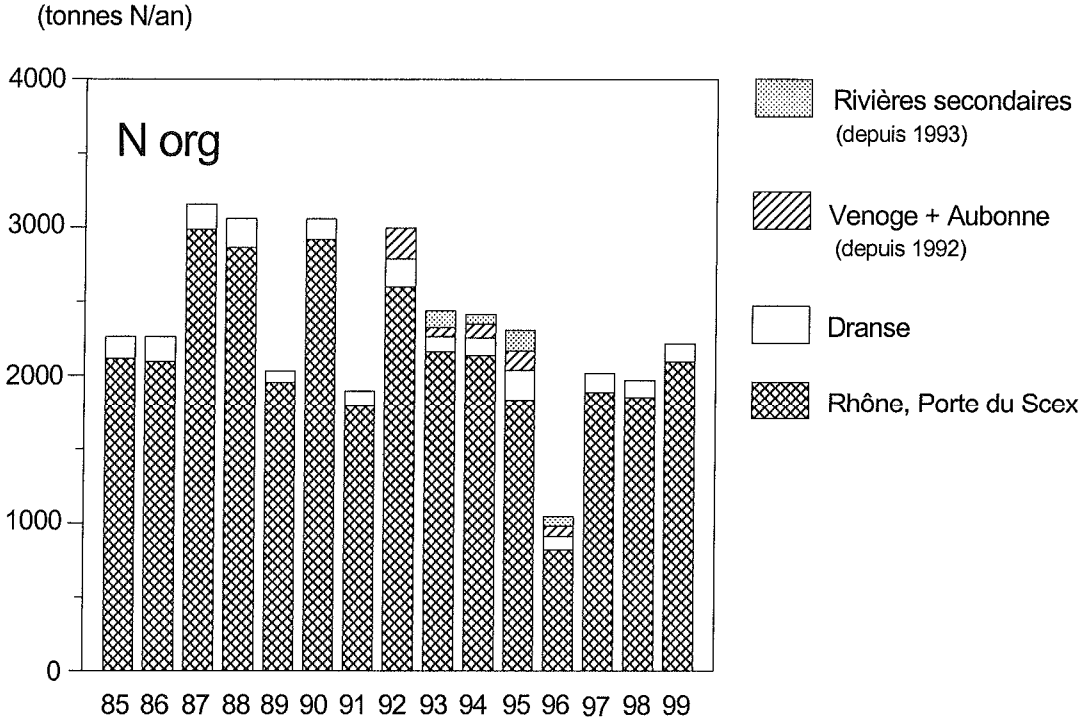


Figure 7 : Azote organique - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires.
(Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac)

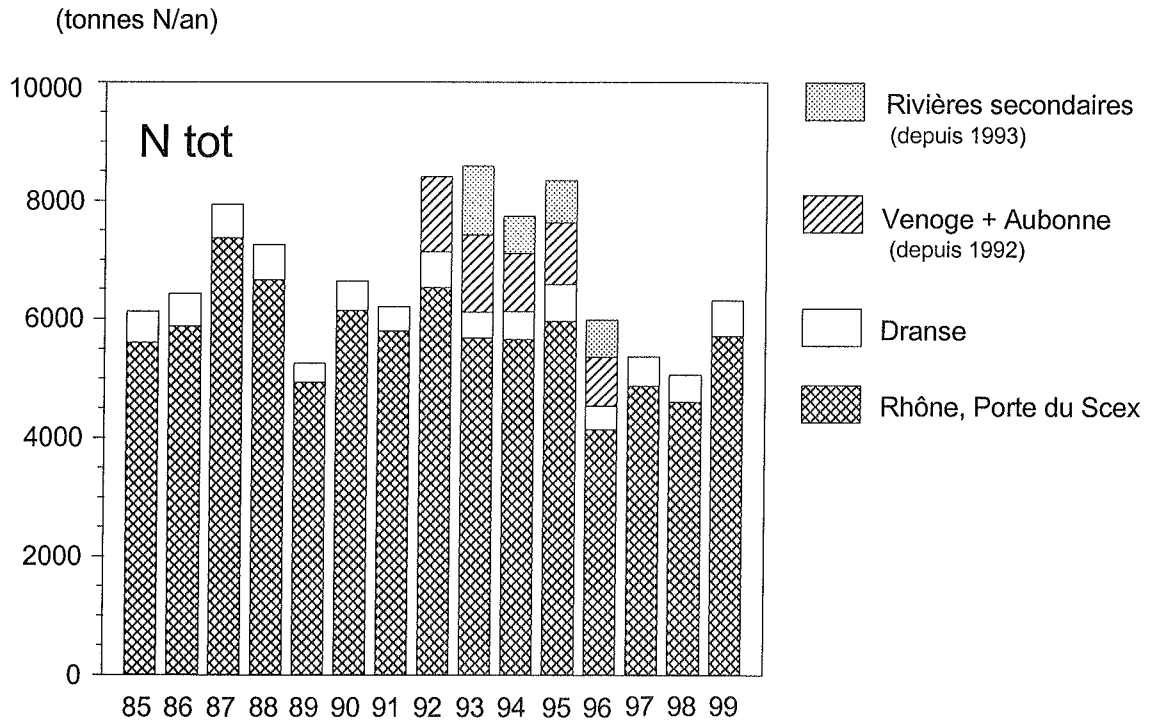


Figure 8 : Azote total - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires.
(Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac)

3.3 **Chlorure** (figure 9)

En terme d'apports annuels, le chlorure présente une tendance à l'augmentation. Pour 1999, la concentration moyenne pondérée pour les affluents principaux est de 7.2 mg Cl/l et les apports totaux par les rivières principales atteignent 57'886 t.

La teneur moyenne dans les eaux du Rhône à l'émissaire atteint 6.9 mg/l, ce qui correspond en terme de bilan à une perte annuelle de 66'048 t.

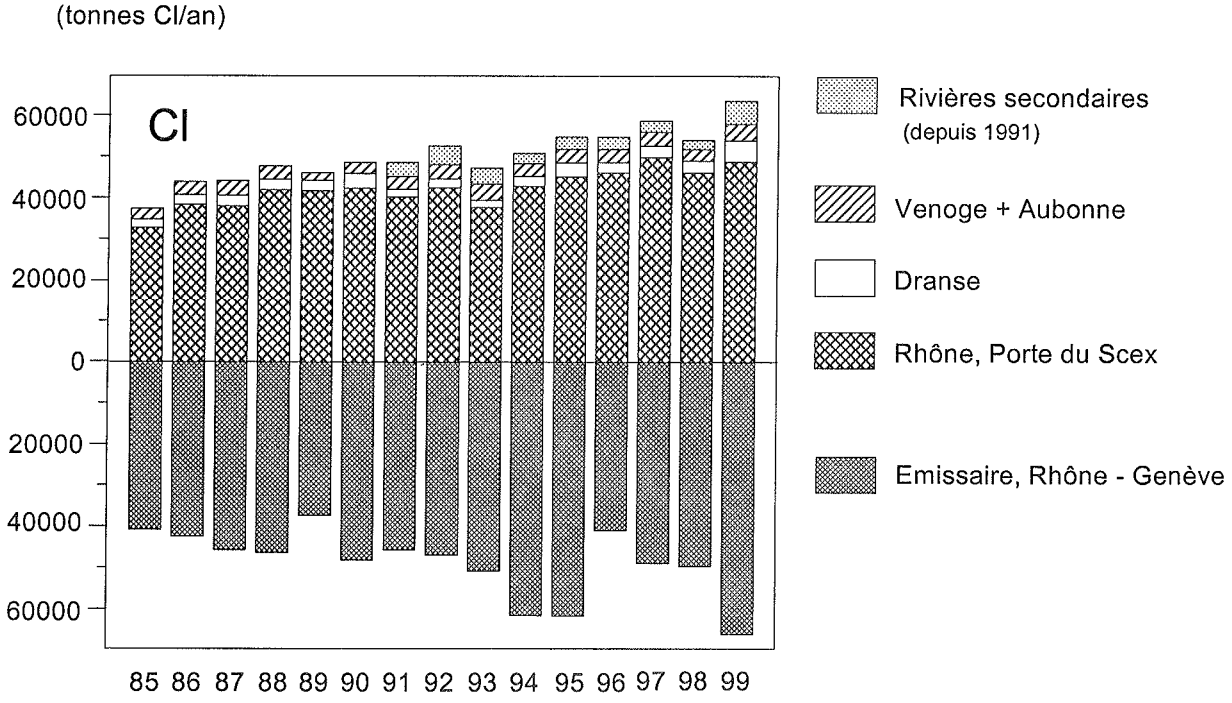


Figure 9 : Chlorure - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires et perte annuelle par l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac)

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 (1.0 mg C/l) sont trois fois plus faibles que dans les autres rivières principales. Les concentrations moyennes pondérées par les débits évoluent entre 1.0 mg/l pour le Vengeron à 3.5 mg/l pour la Morges.

La concentration de COD dans les eaux du Rhône émissaire est de 1.2 mg C/l pour l'année 1999, alors que la concentration moyenne annuelle pondérée par les débits de l'ensemble des rivières principales et secondaires considérées est de 0.9 mg C/l.

Les concentrations moyennes annuelles en carbone organique total dans les eaux sont très voisines : 3.4 mg C/l pour le Rhône amont et 3.2 mg C/l pour le Rhône à Chancy.

4. ÉTUDE DES AFFLUENTS SECONDAIRES

Les affluents secondaires étudiés fournissent un débit total de 16.9 m^3/s, soit 6.2 % des apports mesurés au lac. Comme pour les affluents principaux, l'ensemble des résultats de la campagne 1999 sur les neuf affluents secondaires du Léman est consigné dans les tableaux 6 et 7.

Les apports de l'Allondon 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 : débits moyens annuels en m^3/s

	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Bassin versant du Léman							
Versoix	2.87	3.17	3.65	3.35	2.74	3.07	4.63
Stockalper	2.79	2.41	3.32	2.20			3.17
Veveyse	1.87	2.40	1.88	1.16	1.63	1.84	3.10
Promenthouse	1.72	1.30	1.97	1.23	1.79	1.43	2.64
Chamberonne	0.68	1.07	1.06	0.77	0.75	0.68	1.05
Eau Froide	0.78	0.53	0.55	0.33		0.38	0.46
Morges	1.69	0.48	0.97	0.47	0.43	0.33	0.57
Dullive	0.98	0.28	0.19	0.21	0.21	0.26	0.34
Vengeron							0.92
Bassin versant du Rhône aval							
Allondon	3.78	3.96	3.80	4.45	3.01	3.00	6.48
Arve	62.50	84.28	90.55	71.36	63.03	65.63	103.5

4.1 Phosphore dissous (orthophosphate) et phosphore total

La charge annuelle en phosphore dissous qui transite par les neuf affluents est de 23 tonnes. Ce tonnage correspond à près de 10 tonnes de plus que celui apporté par la Dranse, l'Aubonne et la Venoge réunies (13 tonnes). En 1999, la Versoix et le Vengeron apportent 18 tonnes d'orthophosphate soit 80 % de la charge annuelle amenée par les neuf affluents secondaires.

Pour les mêmes rivières mesurées en 1998, au nombre de sept, le total des apports en orthophosphate est en augmentation (14.4 tonnes contre 5.3 tonnes). Les apports en orthophosphate ont augmenté entre 1998 et 1999 pour la plupart des rivières.

En terme de concentration en orthophosphate, la Morges (44.9 µg P/l), le Vengeron (256.6 µg P/l) et la Versoix (72.2 µg P/l) sont les rivières présentant les concentrations les plus élevées.

En phosphore total, 65 tonnes sont amenées par les rivières secondaires contrôlées.

4.2 Azote minéral total

Les concentrations moyennes annuelles en azote minéral total varient de 0.83 mg N/l pour la Veveyse à 6.34 mg N/l pour la Morges. Les concentrations sont du même ordre de grandeur que les concentrations moyennes annuelles atteintes dans les eaux des rivières principales, notamment la Venoge (4.4 mg N/l) et la Dranse (0.61 mg N/l).

Les apports cumulés de l'ensemble des rivières secondaires représentent 69.5 % des apports cumulés de la Venoge, de l'Aubonne et de la Dranse. Globalement, les rivières secondaires examinées transfèrent 1'014 tonnes d'azote minéral total au Léman.

4.3 Chlorure

Les apports en chlorure des rivières secondaires atteignent 5'613 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 9.7 %. Les concentrations en chlorure dans les rivières secondaires varient entre 3.9 mg Cl/l (l'Eau Froide) et 29.5 mg Cl/l (la Chamberonne).

5. BASSIN VERSANT DU RHÔNE DE GENÈVE À CHANCY (figure 10)

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 103.5 m^3/s) et l'Allondon (débit moyen 6.5 m^3/s). Les débits du Rhône émissaire et de l'Arve constituent 87.5 % du débit mesuré à Chancy.

Nous disposons, pour effectuer un bilan des apports au Rhône entre le lac et Chancy, des analyses d'eau du Rhône émissaire, de l'Arve à Genève (la Jonction), de l'Allondon à son embouchure et du Rhône en aval de Chancy. Les prélèvements du Rhône émissaire et de Chancy sont effectués en continu proportionnellement au débit, ceux de l'Arve et de l'Allondon sont mensuels et instantanés. Les apports calculés pour ces deux rivières doivent donc être considérés avec prudence.

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.

La figure 10 montre le détail des charges qui transitent par Chancy.

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	Chlorure t Cl/an	Sulfates t SO_4/an
Rhône émissaire	302.2	3'120	73.0	240	66'048	422'170
Arve	103.5	2'114	141.0	355	26'924	110'433
Allondon	6.5	355	16.0	33	1'446	1'548
Rhône Chancy	463.5	6'902	333.0	877	110'096	569'720
Bassin versant "genevois" [2]	51.3	1'313	103.0	249	15'678	35'569

L'augmentation du flux de nitrates entre le Rhône à l'émissaire et Chancy est de 121 %. Le flux de phosphore dissous à Chancy provient à 31 % du bassin dit "genevois" et à 42 % de l'Arve. Pour le phosphore total, 28.4 % proviennent du bassin dit "genevois". Pour le phosphore, la participation du bassin dit "genevois" est en nette régression par rapport à 1998.

Alors que les débits du Rhône émissaire représentent 65.2 % du débit du Rhône à Chancy, la participation du Rhône émissaire dans la charge totale du Rhône à Chancy représente :

21.9 % de la charge en phosphore dissous (orthophosphate)

27.3 % de la charge en phosphore total

45.2 % de la charge en nitrates

60.0 % de la charge en chlorure

74.1 % de la charge en sulfates.

---

[1] EH = équivalent habitant à 60 g de DBO_5 par jour

[2] = valeur non mesurée, mais obtenue par soustraction.

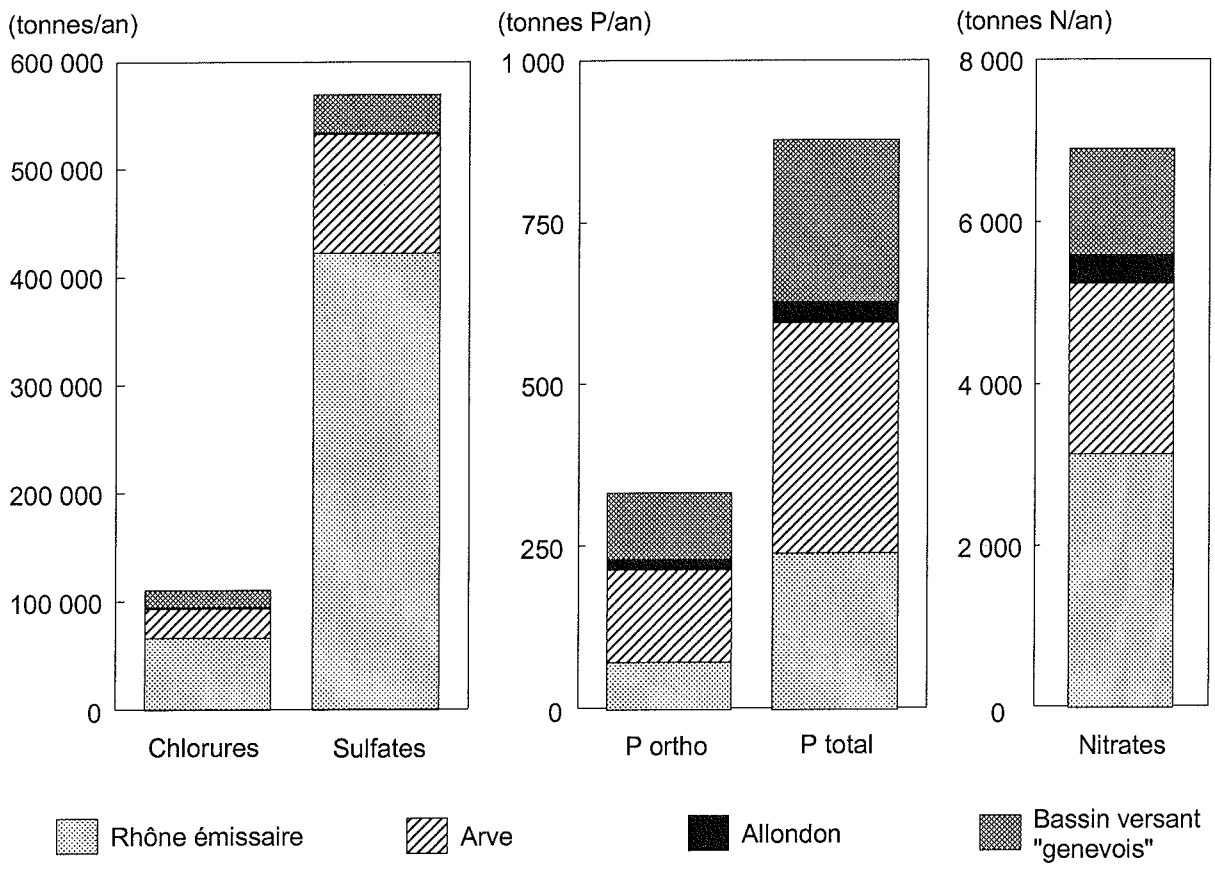


Figure 10 : Charges du Rhône à Chancy en 1999

6. CONCLUSIONS

6.1 Bassin versant du Léman

Avec une lame d'eau précipitée de l'ordre de 1'300 mm sur le bassin versant proche du Léman, 1999 est une année de forte pluviométrie et les débits du Rhône à l'émissaire sont supérieurs de 21.4 % par rapport 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 254 m^3/s.

Les apports en phosphore total sont de 1'386 tonnes pour les quatre rivières principales. Les apports par le Rhône amont représentent 94 % de ce total. Pour le phosphore dissous, élément directement assimilable par les algues, les apports par les rivières principales (45 tonnes) sont, une nouvelle fois, inférieurs à 50 tonnes. Les apports par les rivières secondaires (23 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 Vengeron atteint le niveau record de 256.6 µg P/l. Les concentrations sont encore trop élevées dans les eaux de la Chamberonne (41.9 µg P/l), de la Versoix (72.1 µg P/l) et de la Morges (44.9 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 6'302 tonnes. Les apports en azote minéral total par le Rhône amont représentent 60.7 % 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 (6.3 mg N/l), la Venoge (4.4 mg N/l), la Chamberonne (3.5 mg N/l) , la Dullive (3.7 mg N/l) et le Vengeron (3.6 mg N/l).

Les apports en chlorure par l'ensemble des rivières contrôlées dépassent le total de 63'000 tonnes. La concentration moyenne pondérée par les débits pour les rivières principales atteint 7.2 mg Cl/l. Elle est de 13 mg Cl/l pour les huit 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 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 2'115 tonnes de nitrates et 140 tonnes de phosphore dissous (orthophosphate). Le bassin dit "genevois" apporte, quant à lui, 1'310 tonnes de nitrates et 100 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 4.6 pour le phosphore dissous par rapport à celle mesurée à la sortie du lac (Rhône émissaire).

Par rapport aux charges à Chancy, celles dues à l'Arve représentent 30.6 % pour le nitrate et 42 % pour le phosphore dissous. Pour le bassin dit "genevois", les charges (obtenues par soustraction) représentent 19 % pour le nitrate et 31 % pour le phosphore dissous.

BIBLIOGRAPHIE

ORAND, A. et GAGNAIRE, J. (2000) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1999.

TABLEAU 6 - Concentrations moyennes en 1999

1999	Débit	NH_4	NO_2	NO_3	Ntot	Nmintot	PO_4	Ptot	Cl	SiO_2	SO_4	Ca	Mg	Na	K	COD	COT	MES
	m^3/s	µgN/l	µgN/l	µgN/l	µgN/l	µgN/l	µgP/l	µgP/l	mg/l	mg/l	mg/l	méq/l	méq/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Concentrations moyennes						**Bassin versant Léman**												
Rhône amont	218.0	39	*	487	830	*	4.6	190.4	7.1	2.96	45.45	1.89	0.44	5.35	1.6	1.0	2.8	230
Dranse	24.9	23	5.9	579	763	608	6.8	51.5	6.7	3.47	48.25	3.24	0.69	4.09	1.0	*	*	16.6
Aubonne	5.96	34	9.4	1'390	*	1'433	17.7	63.3	5.8	2.67	4.53	3.34	0.46	3.57	0.6	3.0	*	18.6
Venoge	5.13	57	26.1	4'319	*	4'402	27.5	149.9	17.5	4.55	16.60	4.24	0.66	8.05	2.2	3.3	*	57.5
Versoix	4.63	30	60.2	1'323	*	1'413	72.1	110.3	9.4	*	6.78	3.20	0.45	4.05	0.5	2	*	*
Stockalper	3.17	318	41.9	888	*	1'248	7.6	63.7	*	*	*	*	*	*	1.3	3.4	*	318
Veveyse	3.10	25	5.8	800	*	830	4.3	205.6	14.2	3.95	13.82	3.14	0.54	9.87	1.1	2.8	*	21.8
Promenthouse	2.64	18	5.8	2'321	*	2'345	11.0	54.1	9.4	3.98	6.26	3.83	0.61	5.21	2.4	2.7	*	385
Chamberonne	1.05	39	24.4	3'392	*	3'456	41.9	130.0	29.5	5.48	34.16	3.80	0.70	16.70	3.3	3.4	*	68.4
Vengeron	0.92	359	161.5	3'057	*	3'578	256.6	322.7	16.7	*	15.54	2.93	0.59	6.11	1.9	2.6	*	12.4
Morges	0.57	37	26.0	6'274	*	6'338	44.9	187.4	22.1	8.01	26.73	4.85	0.93	9.43	0.9	2.4	*	6.6
Eau froide	0.46	228	42.5	2'218	*	2'489	6.6	24.2	3.9	3.63	31.27	3.14	0.53	4.01	*	*	*	*
Dullive	0.34	16	11.8	3'704	*	3'732	24.1	78.0	14.8	7.77	20.83	4.71	0.91	8.06	0.7	1.7	*	25.6
						Bassin Rhône aval												
Rhône émissaire	302.2	17	6.7	327	*	351	7.6	25.2	6.9	1.19	44.29	2.23	0.51	5.38	1.52	1.21	*	*
Arve	103.5	121	46.6	648	*	815	43.3	108.8	8.2	*	33.84	2.85	0.44	4.93	1.37	1.61	*	*
Allondon	6.48	114	42.2	1'735	*	1'891	80.2	162.2	7.1	*	7.57	3.55	0.41	3.78	1.13	1.56	*	*
Rhône Chancy	463.5	108	23.6	534	896	*	25.7	67.8	8.5	1.52	44.06	2.34	0.54	6.00	1.58	1.73	3.2	35.6

* = absence de données

TABLEAU 7 - Flux en 1999

1999	Débit	NH_4	NO_2	NO_3	Ntot	Nmintot	PO_4	Ptot	Ppart	Cl	SiO_2	SO_4	Ca	Mg	Na	K	COD	COT	MES
Flux	m^3/s	t N	t N	t N	t N	t N	t P	t P	t P	t Cl	t SiO2	t SO4	t Ca	t Mg	t Na	t K	t C	t C	t
Bassin versant Léman																			
Rhône amont	218.0	264.0	*	3'346	5'705	3'828	31.74	1'309	1'277	48'691	20'349	312'469	260'255	37'037	36'749	9'289	6'936	23'542	1'208'040
Dranse	24.9	18.4	4.6	455	599	478	5.31	40.5	35.2	5'267	2'722	37'890	51'012	6'556	3214	686	*	*	31'553
Aubonne	5.96	6.3	1.8	261	*	270	3.33	11.9	8.6	1'089	502	851	12'574	1'060	672	111	491	*	6'160
Venoge	5.13	9.2	4.2	699	*	713	4.46	24.3	19.8	2'839	737	2'688	13'768	1'292	1'303	292	507	*	13'735
Versoix	4.63	4.4	8.8	193	*	207	10.54	16.1	5.6	1'371	*	992	9'375	809	591	162	185	*	*
Stockalper	3.17	31.9	4.2	89	*	125	0.76	6.4	5.6	*	*	*	*	*	*	*	248	306	2'094
Veveyse	3.10	2.4	0.6	78	*	81	0.42	20.1	19.7	1'394	387	1'352	6'156	640	966	111	260	*	24'108
Promenthouse	2.64	1.5	0.5	193	*	195	0.92	4.5	3.6	784	331	521	6'377	619	433	83	183	*	3'212
Chamberonne	1.05	1.3	0.8	112	*	114	1.38	4.3	2.9	974	181	1'127	2'510	280	551	73	89	*	1'913
Vengeron	0.92	10.4	4.7	88	*	103	7.41	9.3	1.9	481	*	449	1'694	209	177	138	30	*	*
Morges	0.57	0.7	0.5	112	*	114	0.80	3.4	2.6	395	144	479	1'741	203	169	53	63	*	1'863
Eau froide	0.46	3.3	0.6	32	*	36	0.10	0.4	0.3	56	53	453	912	94	58	16	36	*	58
Dullive	0.34	0.2	0.1	39	*	40	0.26	0.8	0.6	158	83	222	1'005	118	86	23	35	*	253
Total de 13 affluents	270.87	353.9		5'699		6'302	67.43	1'450.8	1'383.3	63'499	25'487	359'491	367'380	48'915	44'968	11035	9'064		1'292'989
Bassin Rhône aval																			
Rhône émissaire	302.2	160.6	64.1	3'120	*	3'345	72.77	239.8	167.1	66'048	11'381	422'170	427'813	59'228	51'504	14'559	11'552	*	*
Arve	103.5	394.8	151.9	2'114	*	2'661	141.22	355.2	213.9	26'924	*	110'433	186'503	17'323	16'101	4'465	5'237	*	*
Allondon	6.48	23.3	8.6	355	*	387	16.39	33.1	16.8	1'446	*	1'548	14'527	1'021	773	232	318	*	*
Rhône Chancy	463.5	1'581.5	344.8	6'902	11'590	*	332.90	877.0	544.1	110'096	19'708	569'720	606'710	84'700	77'528	20'386	22'331	41'135	460'139

* = absence de données

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1999, **2000**, 161-181.

CONTRÔLE DES STATIONS D'ÉPURATION [1]

Campagne 1999

PAR

Hervé BESSERO

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

Jean-Jacques FIAUX

SERVICE DES EAUX, SOLS ET ASSAINISSEMENT DU CANTON DE VAUD
Chemin des Boveresses 155, CH - 1066 EPALINGES

RÉSUMÉ

En 1999, 221 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 1'446'000 habitants permanents, 764'000 habitants saisonniers (capacité d'hébergement touristique) et environ 980'000 équivalents-habitants industriels.

Sur les 162 STEP du bassin hydrographique du Léman, 139 sont équipées pour la déphosphatation (99.3 % de la capacité nominale des installations; 99.1 % de la population raccordée). La population raccordée à ces 162 STEP est de 829'230 habitants permanents, 547'507 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 143 (88.3 % du nombre de STEP et 98.3 % 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 36 sur 59 (61 % du nombre de STEP et 87.0 % 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 94.1 % 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 1998 (94.4 %).

Pour le phosphore total et pour le bassin hydrographique du Léman, le rendement moyen d'élimination est de 88.2 % sur les eaux traitées. Il est en progression par rapport à 1998 (86.5 %). La concentration moyenne de sortie est de 0.54 mg P/l, en diminution par rapport à 1998 (0.63 mg P/l).

Pour le phosphore dissous et pour le bassin hydrographique du Léman, le rendement moyen d'élimination est de 91.1 % sur les eaux traitées. La concentration moyenne de sortie est de 0.20 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 33.4 % de la capacité totale du bassin du Léman.

---

[1] Les données sont obtenues dans le cadre des contrôles des STEP effectués par les Services officiels des cantons et départements et des autocontrôles pour certaines STEP.

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 :

- Canton de Vaud
- Canton du Valais
- Canton de Genève
- Département de la Haute-Savoie
- Département de l'Ain

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 soient 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 2000 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 1999, 221 STEP étaient en service dans le bassin versant "CIPEL" (Léman + Rhône aval); elles totalisaient une capacité nominale de 3'739'914 équivalents-habitants (EH) (à 60 g de DBO_5/EH.j).

Pour le bassin hydrographique du Léman seul, il y a 162 STEP d'une capacité nominale de 2'578'682 EH. 139 STEP pratiquent la déphosphatation avec une capacité de 2'559'515 EH; cela représente 99.3 % de la capacité totale. En populations raccordées (permanente + saisonnière), cela représente 98.9 %.

TABLEAU 1 - Etat des STEP et des populations raccordées en 1999

Bassin versant	Canton - Département		AIN	GENÈVE [3]	HAUTE-SAVOIE [2), 4]	VALAIS [1]	VAUD	TOTAUX
LÉMAN	Nombre de STEP	total	3	3	19	61	76	162
		avec déphos.	2	3	10	49	75	139
	Capacité STEP	total	19'350	8'598	196'288	1'364'490	989'956	2'578'682
		avec déphos.	18'900	8'598	185'120	1'357'128	989'769	2'559'515
	Population raccordée permanente	total	9'188	5'464	73'547	251'664	489'367	829'230
		avec déphos.	8'938	5'464	68'277	249'883	489'327	821'889
	Population raccordée saisonnière	total	4'368	315	120'977	327'532	94'315	547'507
		avec déphos.	4'256	315	117'717	317'176	94'315	533'779
RHÔNE AVAL	Nombre de STEP	total	10	16	33			59
		avec déphos.			3			3
	Capacité STEP	total	52'695	761'768	346'769			1'161'232
		avec déphos.			42'788			42'788
	Population raccordée permanente	total	29'395	408'090	179'526			617'011
		avec déphos.			10'354			10'354
	Population raccordée saisonnière	total	5'314	22'733	187'950			215'997
		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 effectués par les services compétents, concernant l'analyse des eaux, par bassins versants CIPEL (bassin du Léman et bassin Rhône aval) en 1999, 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 améliorer le contrôle 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'autosurveillance (autocontrôles) effectuée par les stations d'épuration; ces 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'autosurveillance selon la Loi sur l'eau et ses décrets d'application est en cours.

TABLEAU 2 - Nombre de contrôles effectués en 1999 avec analyses des eaux (prélèvements de 24 h)

Bassin versant	Canton - Département		AIN	GENÈVE	HAUTE-SAVOIE	VALAIS	VAUD
LÉMAN	Totaux	**STEP**	3	3	19	61	76
		Cap. 60 g	19'350	8'598	196'288	1'364'490	989'956
		Pop. Perm.	9'188	5'464	73'547	251'664	489'367
		Pop. Sais.	4'368	315	129'977	327'532	94'315
		Pop. Indust.			65'870	628'250	2'463
	Supérieur et égal à 12 contrôles	**STEP**			3	24	75
		Cap. 60 g			162'183	1'179'665	989'331
		Pop. Perm.			63'076	203'542	489'004
		Pop. Sais.			95'895	240'661	94'219
	De 5 à 11 contrôles	**STEP**	2	1		7	1
		Cap. 60 g	18'900	7'467		126'021	625
		Pop. Perm.	8'938	4'626		24'142	363
		Pop. Sais.	4'256	183		55'281	96
	Egal à 4	**STEP**			1	14	
		Cap. 60 g			13'000	44'205	
		Pop. Perm.			1'490	19'239	
		Pop. Sais.			15'100	18'912	
	De 1 à 3 contrôles	**STEP**	1	2	4	8	
		Cap. 60 g	450	1'132	9'457	10'244	
		Pop. Perm	250	838	3'533	3'534	
		Pop. Sais.	112	132	6'650	7'867	
	Non contrôlées	**STEP**			11	8	
		Cap. 60 g			11'648	4'355	
		Pop. Perm.			5'448	1'207	
		Pop. Sais.			12'332	4'811	
RHÔNE AVAL	Totaux	**STEP**	10	16	33		
		Cap. 60 g	52'695	761'768	346'769		
		Pop. Perm.	29'395	408'090	179'526		
		Pop. Sais.	5'314	22'733	187'950		
		Pop. Indust.	60	151'000	54'659		
	Supérieur et égal à 12 contrôles	**STEP**	2	3	7		
		Cap. 60 g	41'400	631'800	201'133		
		Pop. Perm.	24'718	388'460	126'386		
		Pop. Sais.	4'032	21'583	95'590		
	De 5 à 11 contrôles	**STEP**		3	2		
		Cap. 60 g		101'500	21'660		
		Pop. Perm.		4'681	9'765		
		Pop. Sais.		0	11'800		
	Egal à 4	**STEP**		3			
		Cap. 60 g		12'017			
		Pop. Perm.		12'322			
		Pop. Sais.		286			
	De 1 à 3 contrôles	**STEP**	8	5	3		
		Cap. 60 g	11'295	4'410	52'750		
		Pop. Perm.	4'677	2'590	14'689		
		Pop. Sais.	1'282	616	1'295		
	Non contrôlées	**STEP**		2	21		
		Cap. 60 g		12'041	71'226		
		Pop. Perm.		37	28'683		
		Pop. Sais.		248	79'265		

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 et 4),

- sur les données des stations d'une capacité de traitement supérieure à 15'000 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 80 % de la capacité des STEP (figures 1, 2, 7, 8, 11 et 12),

- sur les données journalières de 2 grandes stations : celles-ci permettent de donner une photographie réaliste du fonctionnement du couple réseau-STEP et de fournir au maître d'œuvre les renseignements nécessaires pour intervenir soit sur le réseau, soit sur la capacité hydraulique de la STEP, soit sur les deux, afin d'en optimaliser le fonctionnement. Nous avons pris comme exemple deux importantes stations rejetant directement leurs effluents dans le Léman : Lausanne et Thonon (figures 3, 4, 5, 6, 9, 10, 13 et 14).

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 4).

4.1 Débits

Pour le bassin versant du Léman, le débit total des eaux arrivant dans les stations d'épuration est de 580'000 m^3/j. Le débit des eaux effectivement traitées par les stations d'épuration est de 544'000 m^3/j, soit le 93.7 %.

Pour le bassin versant Rhône aval, le débit total des eaux arrivant dans les stations d'épuration est de 295'000 m^3/j. Le débit des eaux effectivement traitées par les stations d'épuration est 254'000 m^3/j, soit le 86.1 %.

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 ne mesurent pas le débit au point de déversement, ce qui peut prêter à confusion sur l'interprétation des données (exemple : le rendement réel de la STEP peut être surestimé).

Les figures 1 et 2 donnent une photographie plus précise et réaliste du fonctionnement réseau-STEP. Le volume réel d'eaux usées arrivant aux STEP est estimé d'après la charge organique mesurée, sur la base d'une charge spécifique de 60 g DBO_5 par habitant/jour, et d'un volume d'eaux usées produites de 200 litres par habitant/jour. On constate que la proportion des eaux usées arrivant dans les STEP est souvent inférieure à 50 % du volume d'eau total. Les réseaux de canalisations collectent donc trop souvent des eaux parasites qui n'ont pas leur place dans les réseaux d'eaux usées. Ces eaux sont, par exemple, les eaux claires permanentes de fontaines ou de captage de sources, les eaux de drainage, les eaux souterraines ou encore les eaux de pluie ou de fonte de neige. Un contrôle du réseau permet de déterminer les origines de ces eaux et de supprimer une partie de ces apports.

Les débits "journaliers" et "journaliers classés" pour les STEP de Lausanne et Thonon sont représentés sur les figures 3 et 4, respectivement 5 et 6. On constate que par temps sec, plus de 90 % des eaux transitant dans la STEP sont traitées. Les eaux claires permanentes "Autres" représentent une proportion élevée du volume d'eau total (pour Lausanne plus 60 %). On remarque que les déversements en entrée de STEP ou à la sortie du décanteur primaire (DP) se font essentiellement lors des pointes de débit, c'est-à-dire lors de fortes précipitations. Notons que la STEP de Thonon ne déverse qu'en entrée de station (eaux brutes). L'examen des débits classés permet de mieux apprécier les volumes déversés et leur périodicité. On observe qu'il y a des déversements même en période de débit journalier moyen : la cause est alors à rechercher au niveau de la variation des débits horaires (courtes précipitations).

Figure 1 : Pourcentage d'eaux usées par rapport au volume d'eau total arrivant à la STEP (estimé à partir des charges DBO_5 mesurées). Les STEP avec un fort apport industriel n'ont pas été prises en compte.

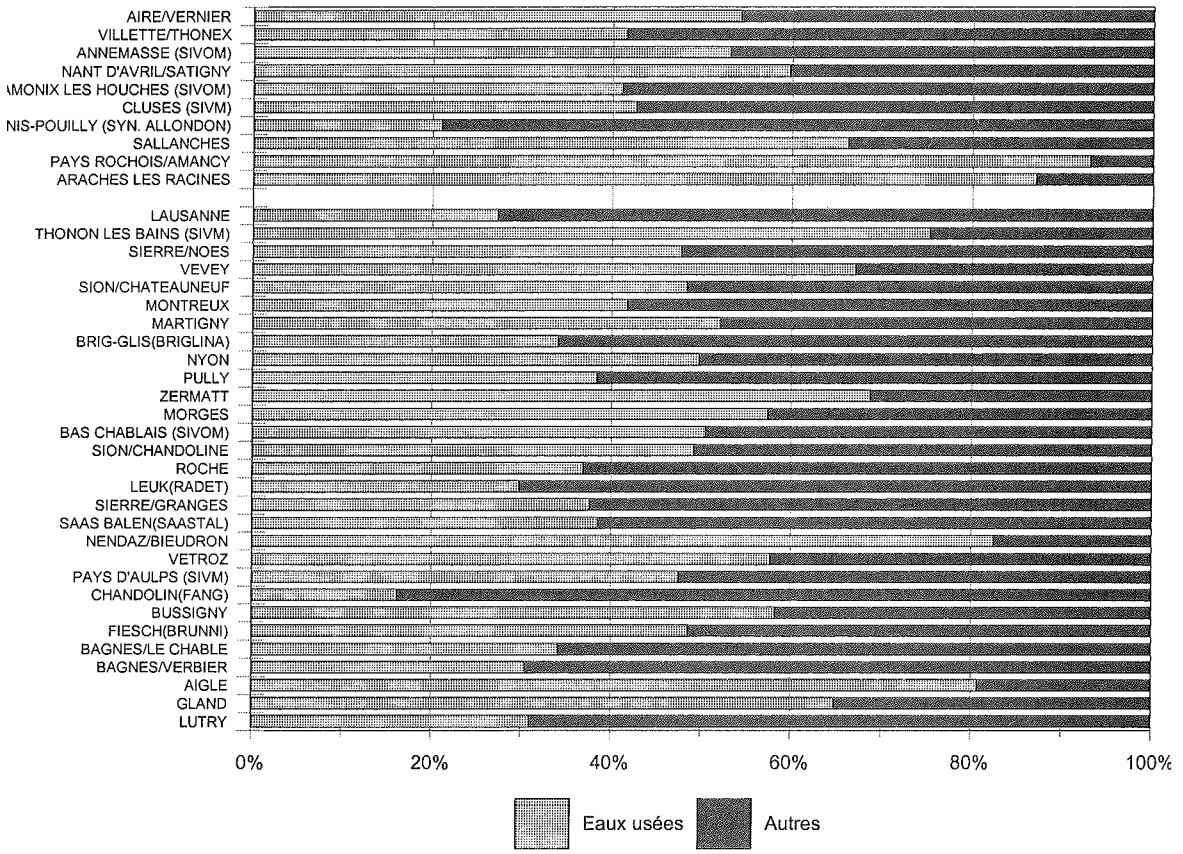


Figure 2 : Débits journaliers traités et déversés sans traitement biologique (déversés à l'entrée et/ou après le décanteur primaire (DP))

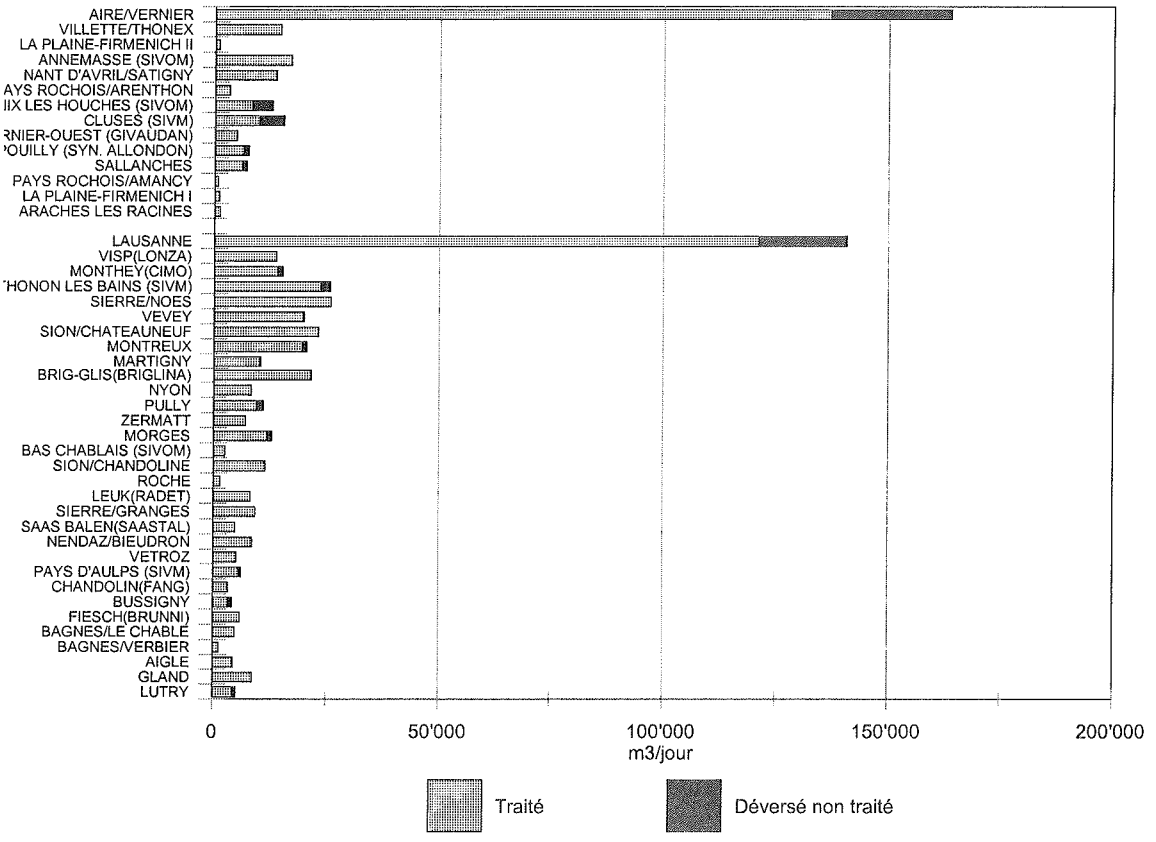


Figure 3 : Débits journaliers mesurés à la STEP de Lausanne de janvier à décembre 1999

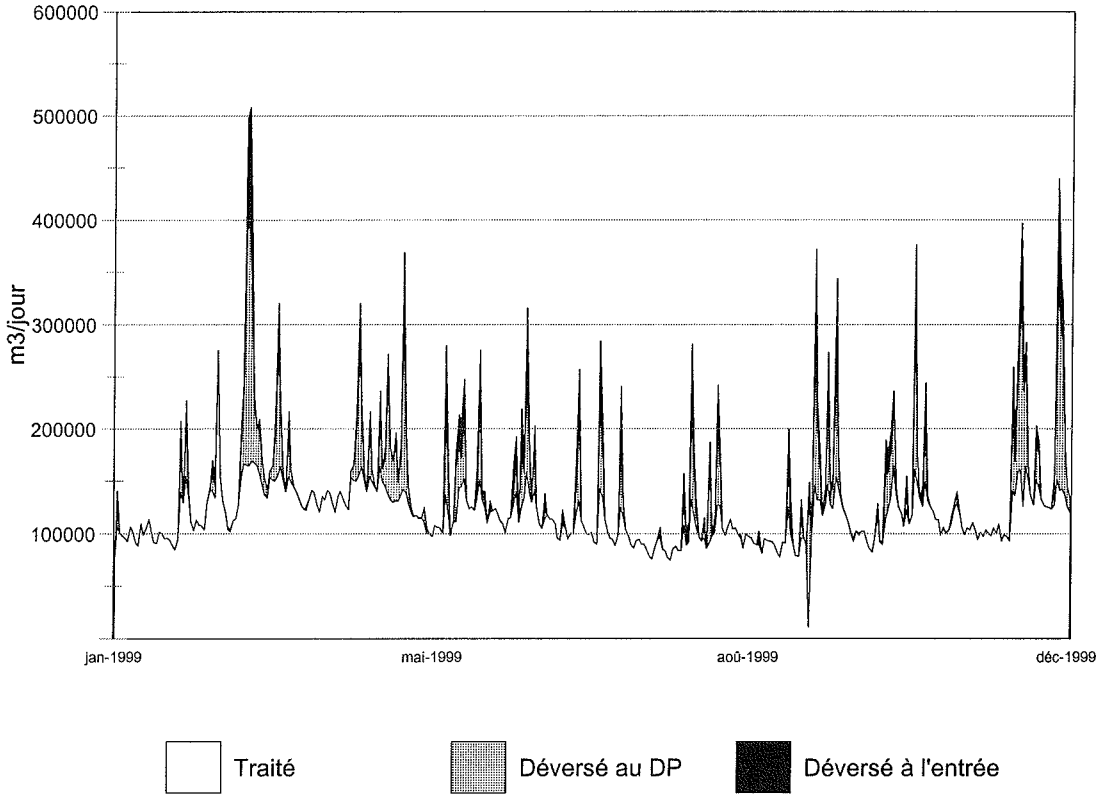


Figure 4 : Débits journaliers classés à la STEP de Lausanne (1999)

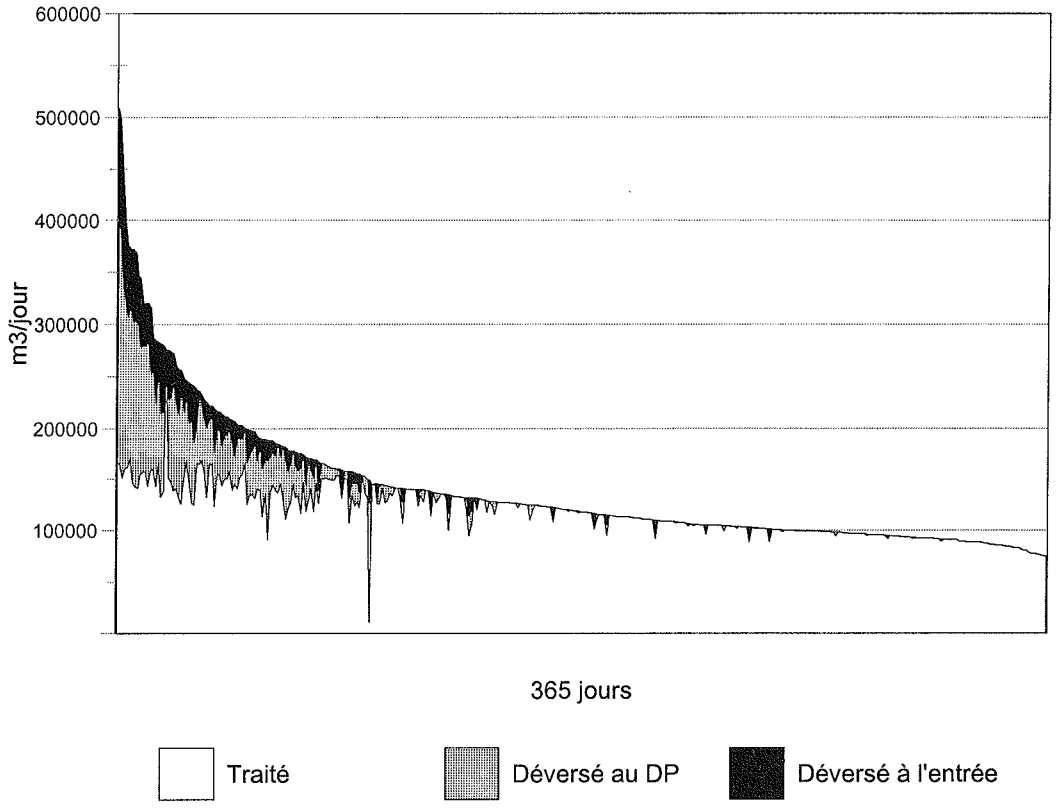


Figure 5 : Débits journaliers mesurés à la STEP de Thonon de janvier à décembre 1999

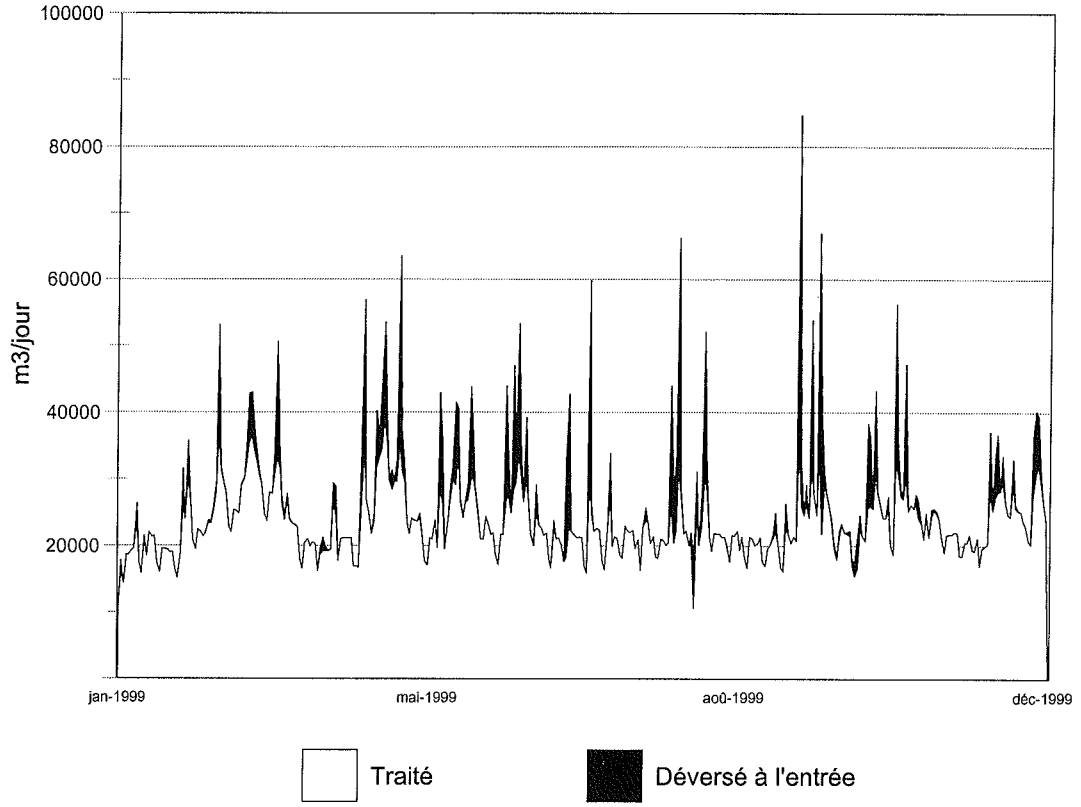
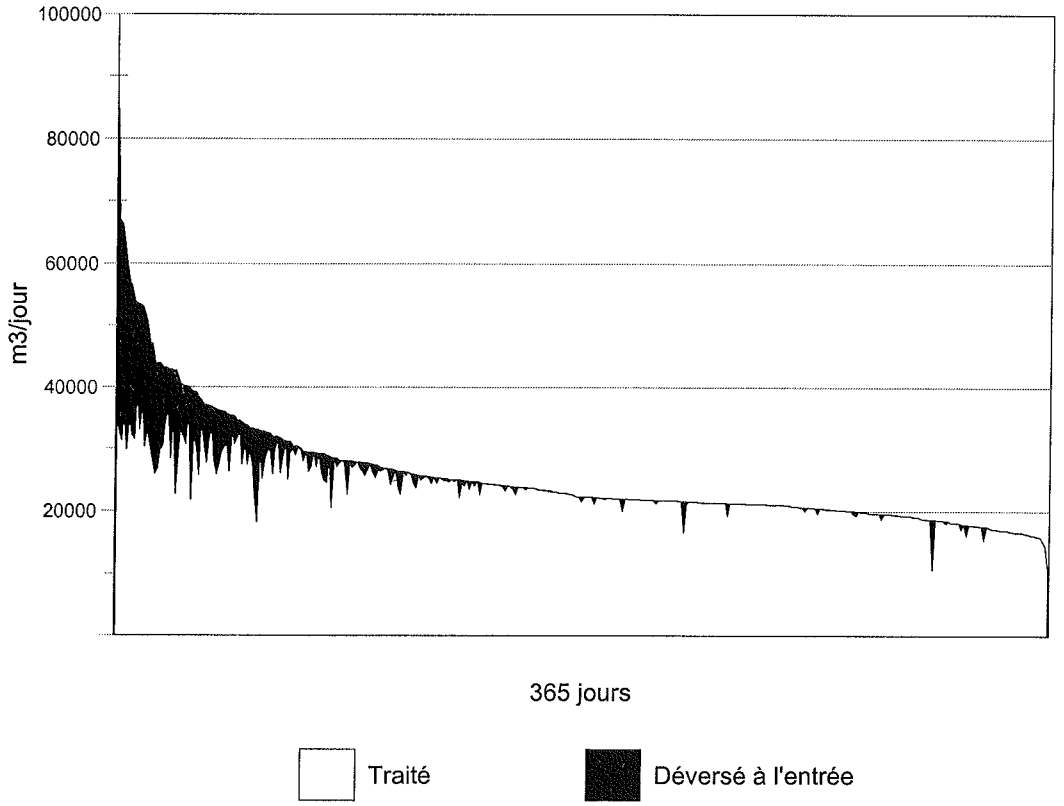


Figure 6 : Débits journaliers classés à la STEP de Thonon (1999)



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 3 - Bilan des charges, concentrations et rendements pour la DBO_5 pour les STEP des différentes entités en 1999 (pour les STEP contrôlées représentant 95 % de la capacité totale)

Bassins versants	Canton - Département	Charges			Concentrations			Rendement en %	
		tonnes par an (365 jours)			mg O_2/l				
		eaux brutes	rejetées		eaux brutes	rejetées			
			traitées	déversées non traitées		traitées	traitées + déversées non traitées	eaux traitées[1]	eaux traitées + déversées[2]
Léman	AIN	103	10	0	42	4	4	89.9	89.9
	GENÈVE	165	4	0	136	4	4	97.4	97.4
	HAUTE-SAVOIE	2'862	371	159	205	29	38	86.3	81.5
	VALAIS	21'562	923	366	265	11	16	95.6	94.0
	VAUD	12'813	825	819	116	8	15	93.1	87.2
Rhône Aval	AIN	591	57	21	101	11	13	90.0	86.8
	GENÈVE	17'069	758	1'469	229	12	30	95.1	87.0
	HAUTE-SAVOIE	4'424	355	470	183	18	34	91.0	81.3
Léman		37'505	2'134	1'344	179	11	17	94.1	90.7
Rhône Aval		22'084	1'170	1'960	211	13	30	94.2	85.8
Bassin CIPEL		**59'590**	**3'304**	**3'304**	**190**	**11**	**21**	**94.1**	**88.9**

1) Le rendement sur les eaux traitées est calculé en divisant la charge retenue dans la STEP par la charge effectivement traitée (sans la charge déversée en entrée de STEP et/ou 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 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 59'590 tonnes (DBO_5). La charge rejetée après traitement est de 3'304 tonnes (sans les déversements). La charge déversée en entrée des stations ou après décantation primaire est aussi de 3'304 tonnes. Les flux en entrée des stations sont en hausse d'environ 18 % par rapport à 1997 (RAPIN et FIAUX, 1998) et 8 % par rapport à 1998 (CLERC et al., 1999).

Pour le bassin versant CIPEL, et pour les eaux traitées, le rendement moyen est de 94.1 %, et la concentration moyenne de sortie de 11 mg O_2 /l (21 mg O_2/l en prenant en compte les charges déversées en entrée de STEP et/ou après le décanteur primaire). Ces valeurs sont semblables d'un bassin à l'autre pour les eaux traitées. Par contre, les rendements globaux des STEP du bassin versant du Rhône Aval sont influencés par les volumes déversés. En effet la STEP d'Aïre à Genève est en voie de transformation et 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 7 : Charges journalières organiques (DBO_5) dans les principales STEP du bassin versant CIPEL

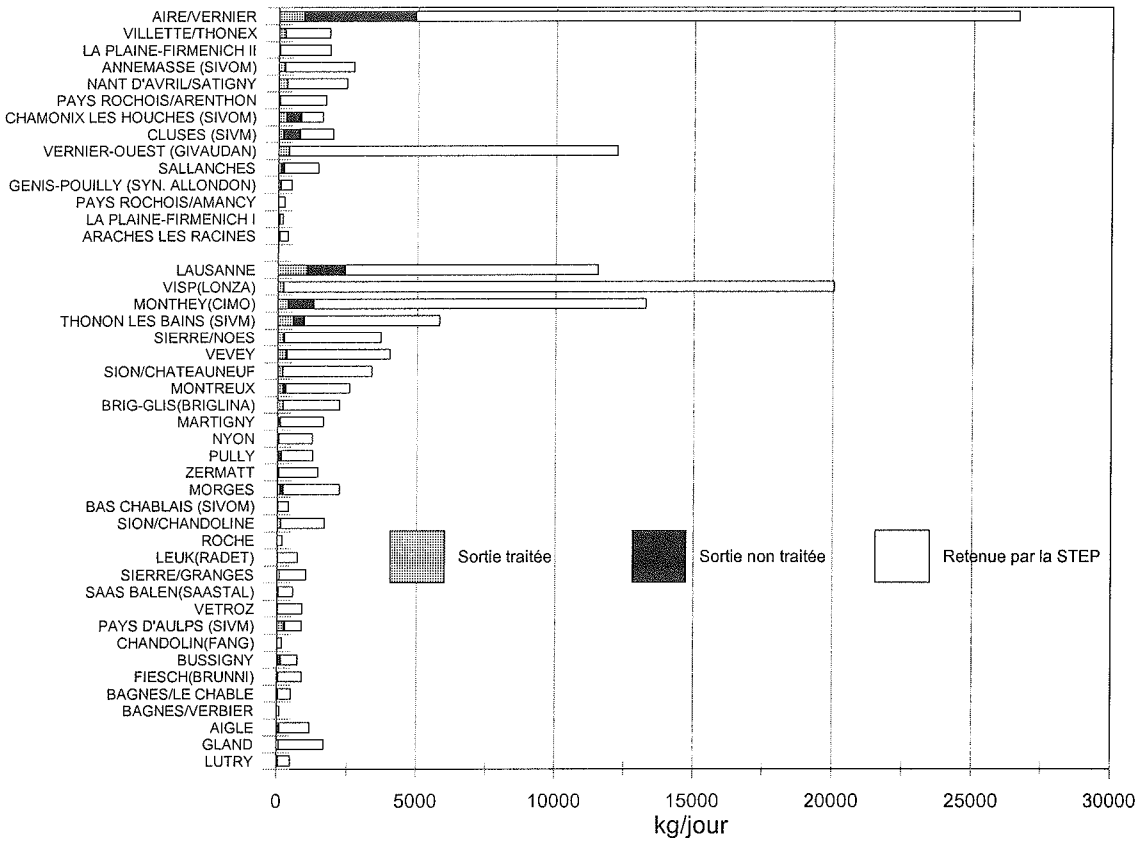


Figure 8 : Charges journalières organiques (DBO_5) traitées, déversées sans traitement et retenues exprimées en % de la charge totale dans les principales STEP du bassin versant CIPEL

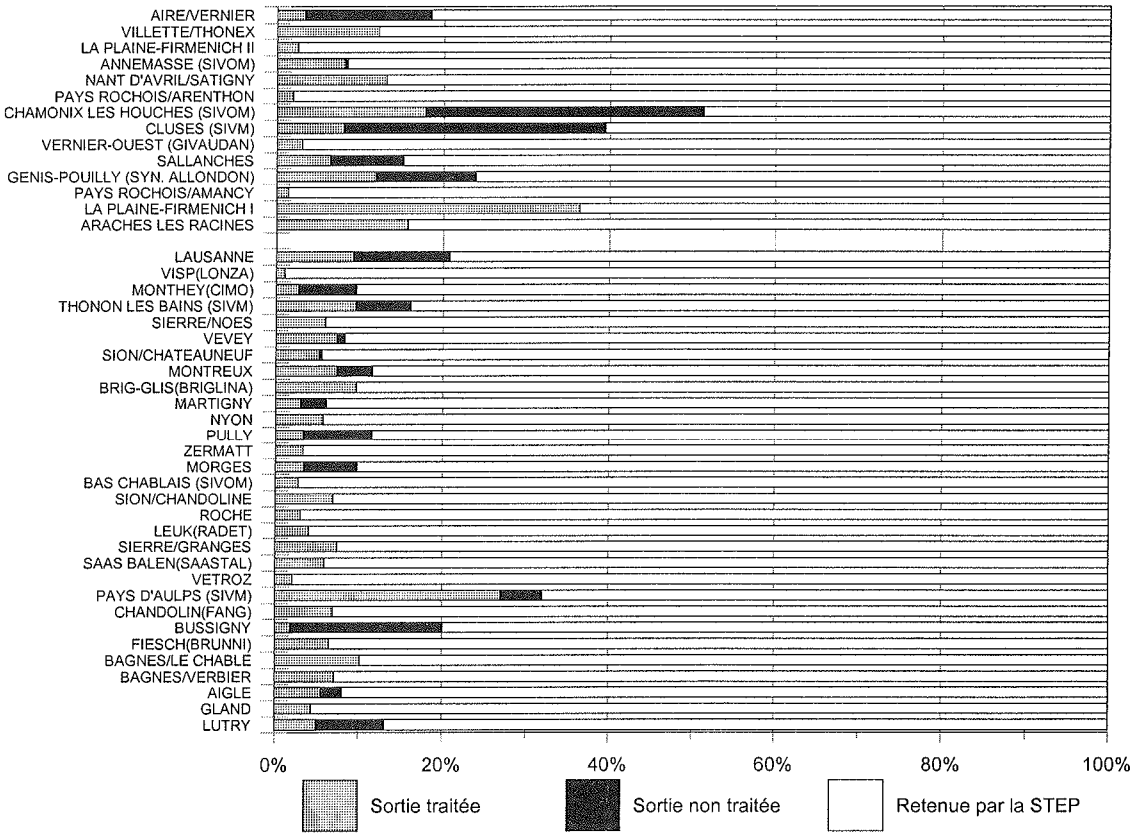


Figure 9 : Charges journalières en DBO_5 mesurées à la STEP de Lausanne de janvier à décembre 1999

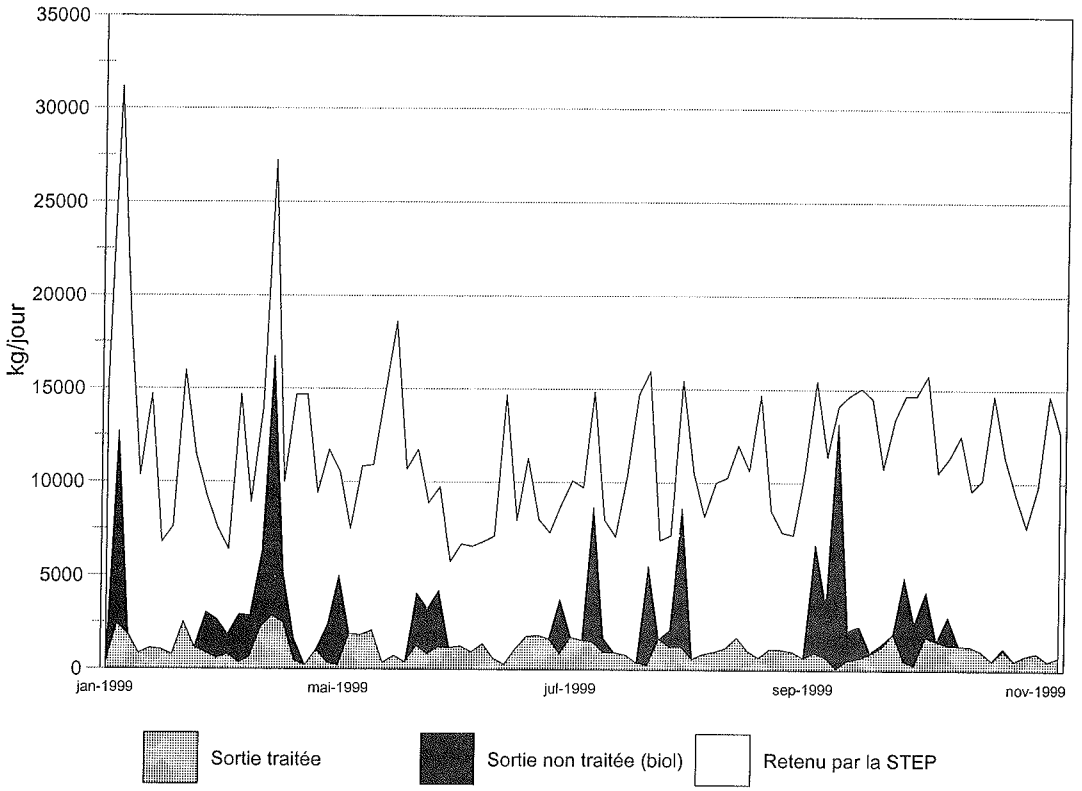
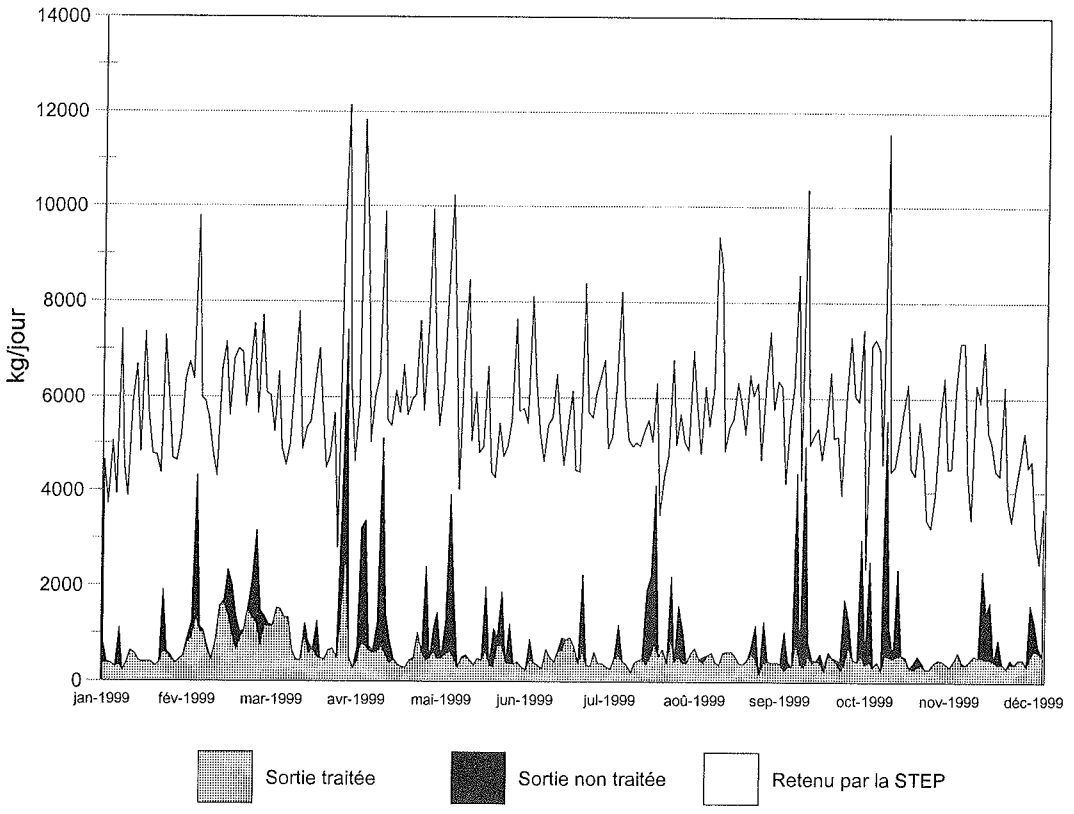


Figure 10 : Charges journalières en DBO_5 mesurées à la STEP de Thonon de janvier à décembre 1999



Les flux et les rendements d'épuration pour les stations de plus de 15'000 EH (60 g DBO_5 /hab.jour) sont représentés sur les figures 7 et 8. 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).

Les figures 9 et 10 représentent les variations journalières en DBO_5 de la station d'épuration de Lausanne, de Thonon respectivement. On remarque pour la STEP de Lausanne que les charges entrant dans la STEP varient du simple au double (7'500 kg/jour à 15'000 kg/jour de DBO_5), voire au quadruple pour certaines pointes. Cette variation a différentes origines : nettoyage du réseau lors de pluie, activités de la population, homogénéité des prélèvements, qualité des mesures. Les variations de débit influencent aussi la charge rejetée par la station, au niveau des déversoirs d'orages comme à la sortie du traitement. Les variations de charges sont beaucoup moins marquées à l'entrée de la STEP de Thonon (entre 5'000 et 7'000 kg/jour de DBO_5).

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 plus grande que 6'000 kg/jour et un rendement de 80 % pour une charge en MO supérieure à 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 %

TABLEAU 4 - Bilan des charges, concentrations et rendements pour le phosphore total pour les STEP des différentes entités en 1999

Bassins versants	Canton - Département	Charges			Concentrations			Rendement en %	
		tonnes de P par an (365 jours)			mg P/litre				
		eaux brutes	rejetées		eaux brutes	rejetées			
			traitées	Déversées non traitées		traitées	traitées + déversées non traitées	eaux traitées[1)]	eaux traitées + déversées[2)]
Léman	AIN	6.1	1.7	0.0	2.49	0.68	0.68	72.6	72.6
	GENÈVE	5.7	0.4	0.0	4.72	0.34	0.34	92.8	92.8
	HAUTE-SAVOIE	83.1	13.0	4.7	5.89	0.99	1.26	83.4	78.7
	VALAIS	446.8	52.8	5.1	5.42	0.64	0.70	88.1	87.0
	VAUD	382.7	37.3	23.7	3.52	0.38	0.56	89.6	84.1
Léman		**924.5**	**105.1**	**33.5**	**4.42**	**0.54**	**0.66**	**88.2**	**85.0**

1) Le rendement sur les eaux traitées est calculé en divisant la charge retenue dans la STEP par la charge effectivement traitée (sans la charge déversée en entrée de STEP et/ou 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.

La déphosphatation n'étant obligatoire que pour le bassin du Léman, il ne sera cité que les chiffres concernant ce bassin. Pour 99.4 % de la capacité totale des STEP, la charge d'entrée des stations est de 924.5 tonnes de phosphore total. La charge rejetée après traitement est de 105.1 tonnes (sans les déversements). La charge déversée en entrée des stations ou après décantation primaire est de 33.5 tonnes. Les rendements pour les eaux traitées sont conformes pour la plupart des entités, sauf pour l'Ain. 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 sont stables par rapport aux années précédentes. 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.

Pour le bassin versant du Léman, le rendement moyen d'élimination du phosphore total est de 88.2 % pour les eaux traitées et de 85 % en prenant en compte les charges des eaux déversées après le décanteur primaire ou directement à l'entrée de la STEP. La concentration moyenne de sortie est de 0.54 mg P/l (de 0.66 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 1.89 g/jour, mais varient selon les cas de 1.23 à 2.72 g. Ces mêmes charges mesurées à la sortie représentent en moyenne 0.28 g par habitant et varient de 0.10 à 0.34 g.

Les flux et les rendements d'épuration pour les stations de plus de 15'000 EH (60 g DBO_5 /hab.jour) sont représentés sur les figures 11 et 12. Comme pour la DBO_5, 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.

Les figures 13 et 14 représentent les valeurs cumulées des charges en phosphore total des stations d'épuration de Lausanne et de Thonon. Elles montrent l'attention à accorder aux grandes installations, en particulier à leurs flux déversés sans traitement ou après décantation primaire. Pour les STEP déversant soit à l'entrée, soit à la sortie des décanteurs primaires, ces charges sont quelquefois plus importantes que les rejets après traitement biologique; il est donc pertinent d'avoir un contrôle sur ces débits pour obtenir une estimation plus réaliste du fonctionnement du système d'assainissement.

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 33.4 % de la capacité des STEP du bassin versant du Léman, sont présentés en annexe 3.

Pour les STEP ayant effectué ces contrôles, le rendement moyen d'élimination du $P\text{-}PO_4$ est de 91.1 % pour une concentration moyenne de sortie de 0.20 mg P/l. En prenant en compte les charges déversées en entrée ou au décanteur primaire, le rendement est de 84.9 % et la concentration moyenne de sortie de 0.32 mg P/l. Les charges par habitant (permanents + 2/3 saisonniers) mesurées à l'entrée sont en moyenne 1.07 g, mais varient selon les cas de 0.72 à 1.20 g. Ces mêmes charges mesurées à la sortie représentent en moyenne 0.26 g par habitant et varient de 0.03 à 0.73 g.

La mesure du phosphore dissous 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.

Figure 11 : Charges journalières en phosphore total dans les principales STEP du bassin versant CIPEL

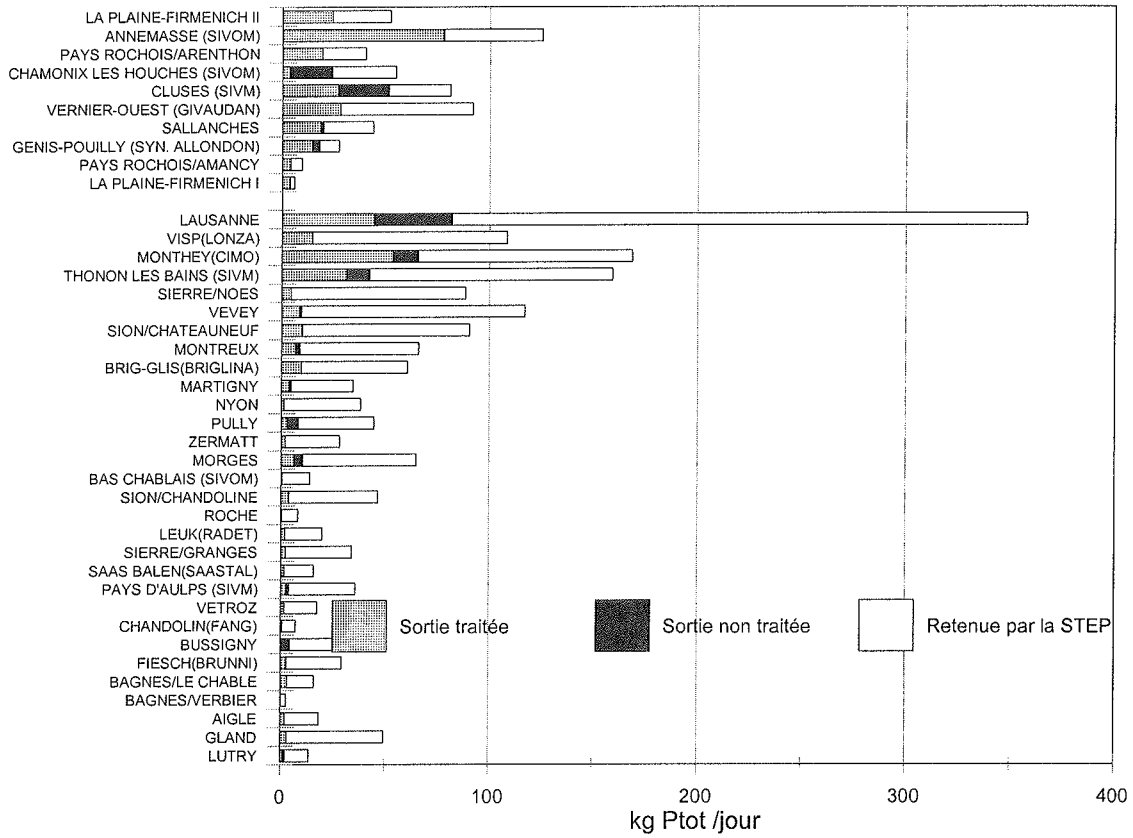


Figure 12 : Charges journalières en phosphore total traitées, déversées sans traitement et retenues, exprimée en % de la charge totale dans les principales STEP du bassin versant CIPEL

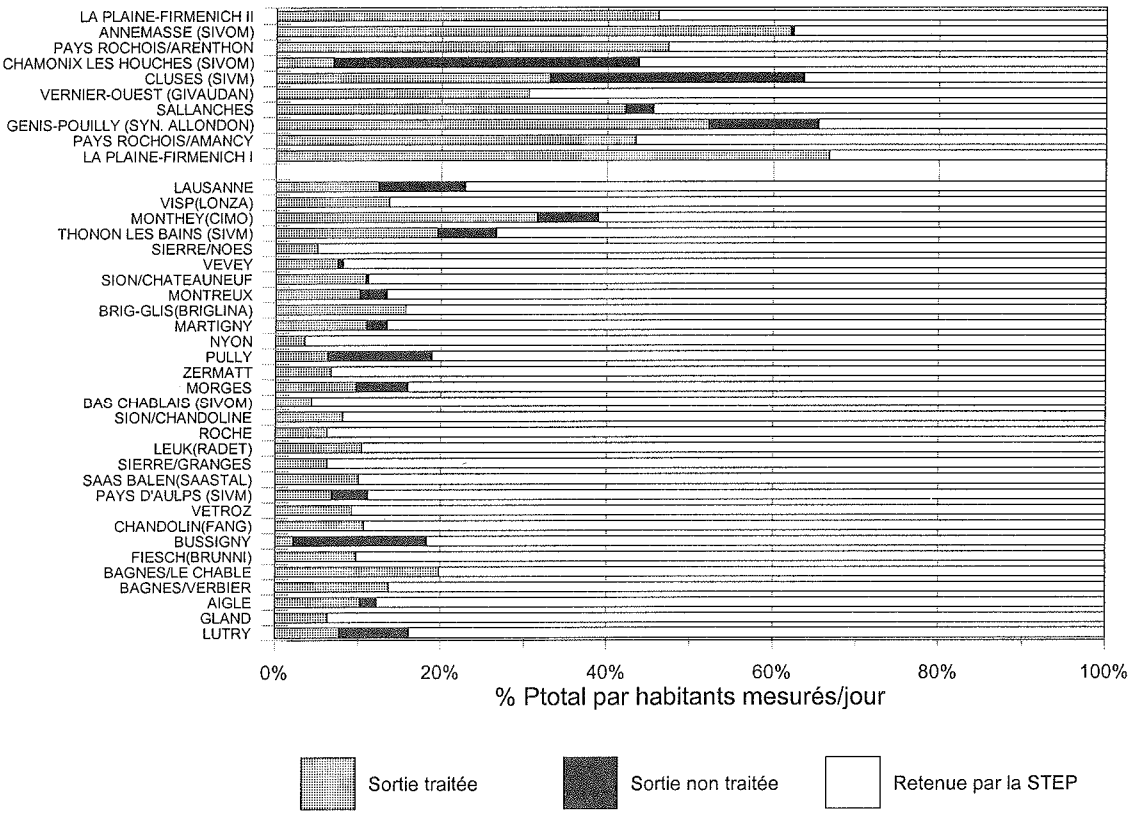


Figure 13 : Charges journalières en phosphore total mesurées à la STEP de Lausanne de janvier à décembre 1999

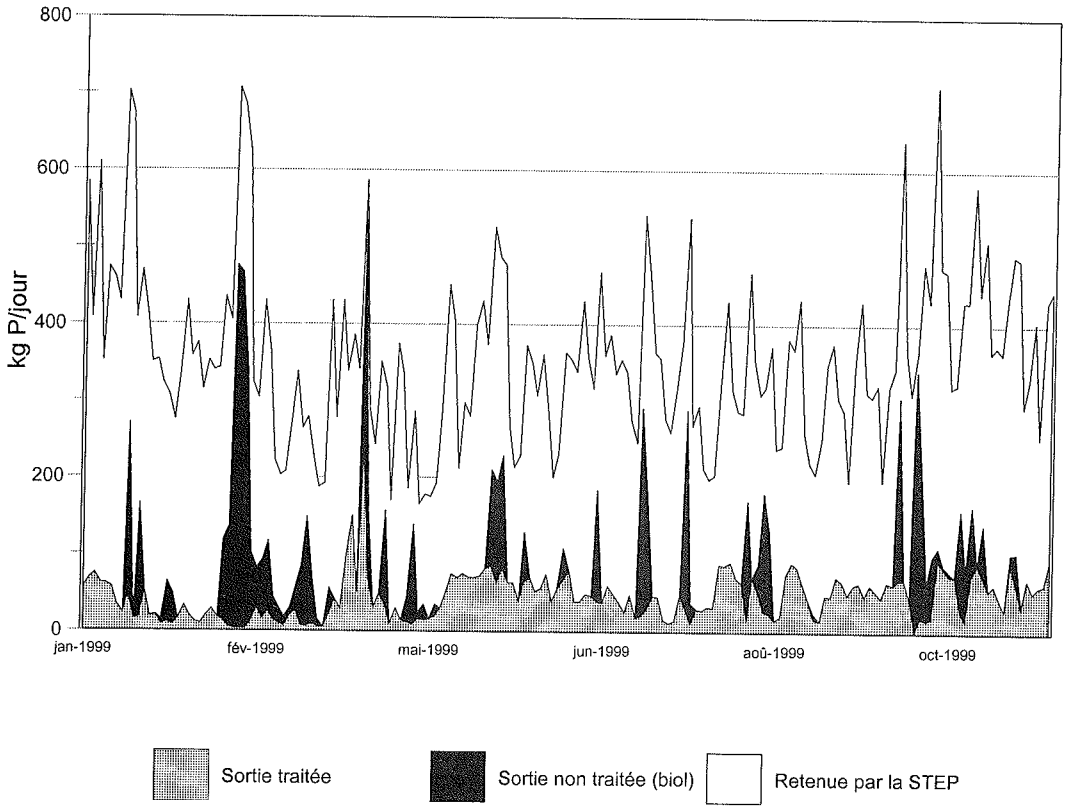
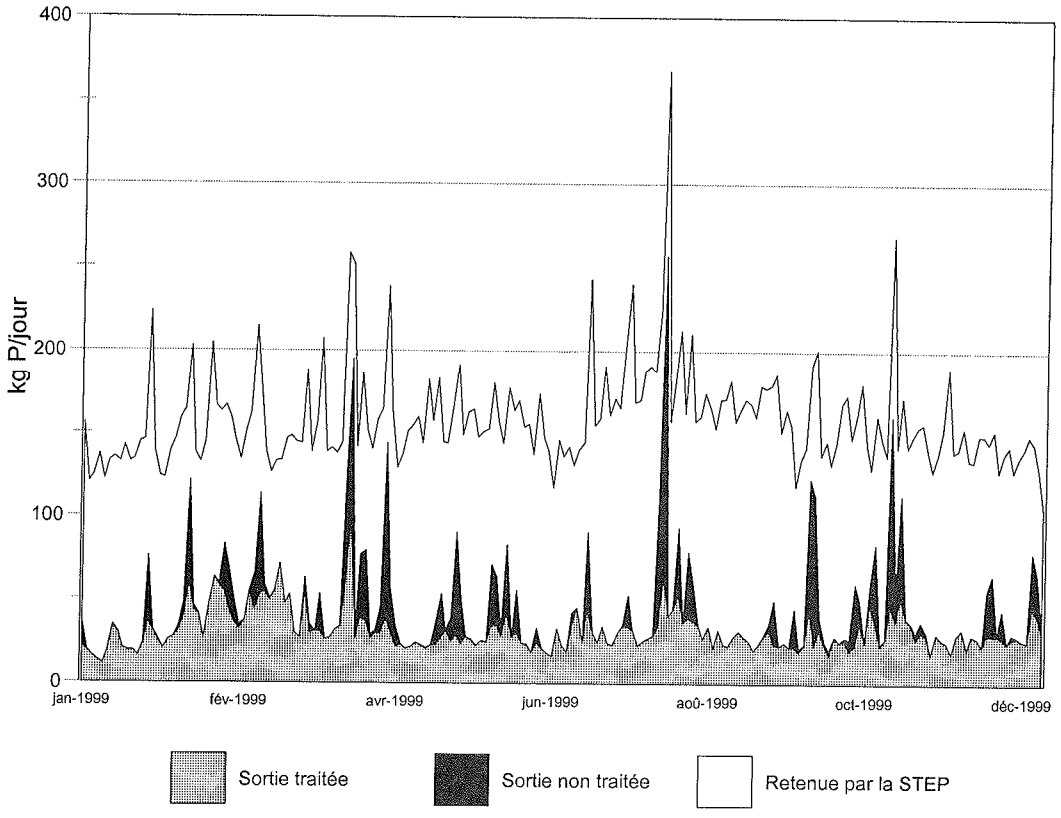


Figure 14 : Charges journalières en phosphore total mesurées à la STEP de Thonon de janvier à décembre 1999



5. CONCLUSIONS

Pour l'ensemble du bassin versant "CIPEL" (Léman + Rhône aval), 221 stations d'épuration (STEP) sont en service en 1999 pour une capacité de 3'740'000 équivalents-habitants (EH). La population raccordée à ces stations est de 1'446'000 habitants permanents, 764'000 habitants saisonniers (capacité d'hébergement touristique) et 980'000 équivalents-habitants industriels.

Pour le bassin versant du Léman, il y a 162 STEP (capacité : 2'579'000 EH; population raccordée permanente : 829'000; population raccordée saisonnière : 548'000 EH; part industrielle : 740'000 EH). Sur ces STEP, 139 pratiquent la déphosphatation (capacité : 99.3 %; population raccordée : 99.1 %).

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, débits 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.

Mais malgré cela, 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 notablement insuffisants dans le département de la Haute-Savoie et dans une moindre mesure dans le département de l'Ain.

Pour le bassin du Léman, les contrôles insuffisants (au moins 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 ont été contrôlées, mais seulement de une à trois fois (sur 24 heures), ce qui n'est pas suffisant pour estimer, de façon satisfaisante, leur fonctionnement annuel.

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 59'590 tonnes (O_2) et les charges rejetées après traitement de 3'304 tonnes (O_2). Le rendement moyen d'élimination est de 94.1 % 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 88.9 %. Il est en baisse par rapport à 1998, baisse qui pourrait s'expliquer par une meilleure connaissance des débits déversés, et pas forcément par une augmentation de ces débits.

Pour le phosphore total et pour le bassin versant du Léman, les apports sont de 924.5 tonnes et les charges rejetées après traitement de 105.1 tonnes. Le rendement moyen d'élimination est de 88.2 % sur les eaux traitées. Il est en augmentation par rapport à 1998 (86.5%). La concentration moyenne de sortie est de 0.54 mg P/l. Globalement, ces valeurs respectent les normes. En prenant en compte les charges rejetées sans traitement biologique, le rendement est alors de 85.0 %, stable par rapport à 1998 (85.1 %).

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 (eaux brutes et eaux traitées) pour cet élément.

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'autosurveillance 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'autosurveillance 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. Actuellement, les entités font des efforts pour améliorer cette situation; le canton de Vaud procède à 15 contrôles par année pour la totalité des installations et les autres entités ont augmenté la part de l'autosurveillance.

- 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. 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 débit en continu et que ces données mériteraient d'être exploitées en détail, et plus particulièrement les 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 illustrée par les graphiques présentant les résultats des STEP de Lausanne et Thonon.

- Pour le phosphore total, l'efficacité de l'élimination de cet élément sur les eaux traitées est en légère augmentation par rapport à 1998; comme mentionné précédemment, les charges déversées sans traitement complet diminuent le rendement global de l'épuration, qui est alors stable par rapport à l'année 1998. 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 paramètre en vue de mieux évaluer les quantités rejetées de phosphore dissous (biodisponible).

BIBLIOGRAPHIE

FIAUX, J.-J. et VIOGET, P. (1991) : Contrôle des stations d'épuration, Rapp. Comm. int. prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 1990, 183-206.

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.

OEaux (1998) : Ordonnance fédérale sur la protection des eaux du 28 octobre 1998.

RAPIN, F. (1996) : Contrôle des stations d'épuration, Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 255-270.

RAPIN, F. et FIAUX, J.-J. (1997) : Contrôle des stations d'épuration, Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1996, 161-178.

RAPIN, F. et FIAUX, J.-J. (1998) : Contrôle des stations d'épuration, Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1997, 143-159.

CLERC A., RAPIN, F., et FIAUX, J.-J. (1999) : Contrôle des stations d'épuration, Campagne 1998, tiré à part.

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: Contrôle des STEP pour la matière organique exprimée en DBO_5 en 1999

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
Ain	Léman	3	19'350	3	19'350	100.0	12'100	6'814	6'814	0
Genève		3	8'598	3	8'598	100.0	5'674	3'331	3'331	0
Haute-Savoie		19	196'288	8	184'640	94.1	146'529	38'209	35'521	2'688
Valais		61	1'364'490	51	1'323'542	97.0	465'604	223'240	221'577	1'663
Vaud		76	989'956	76	989'956	100.0	552'244	301'996	272'551	29'444
Total	Léman	162	2'578'682	141	2'526'086	98.0	1'182'151	573'590	539'794	33'796
Ain	Rhône aval	10	52'695	10	52'695	100.0	32'938	16'078	14'934	1'144
Genève		16	761'768	14	749'727	98.4	423'043	204'613	177'904	26'709
Haute-Savoie		33	346'769	11	238'543	68.8	201'247	66'393	55'028	11'365
Total	Rhône aval	59	1'161'232	35	1'040'965	89.6	657'227	287'083	247'866	39'217
Total	Bassin CIPEL	221	3'739'914	176	3'567'051	95.4	1'839'378	860'673	787'660	73'013

Canton - Département	Bassin versant	Flux de matières organiques en kg O_2/jour				Concentration en DBO_5 (mg O2/l)			Rendement moyen (pondéré par les débits) en %	
		Entrée flux total	Entrée flux traité	Sortie traitée	Déversé (si mesuré)	Entrée	Sortie traitée	Sortie traitée + déversées	Eaux traitées	Traitées + déversées
Ain	Léman	283	283	28	0	42	4	4	89.9	89.9
Genève		452	452	12	0	136	4	4	97.4	97.4
Haute-Savoie		7'841	7'406	1'016	435	205	29	38	86.3	81.5
Valais		59'073	58'070	2'530	1'003	265	11	16	95.6	94.0
Vaud		35'105	32'860	2'260	2'244	116	8	15	93.1	87.2
Total	Léman	102'754	99'072	5'845	3'682	179	11	17	94.1	90.7
Ain	Rhône aval	1'620	1'563	157	57	101	11	13	90.0	86.8
Genève		46'764	42'739	2'076	4'025	229	12	30	95.1	87.0
Haute-Savoie		12'121	10'832	973	1'289	183	18	34	91.0	81.3
Total	Rhône aval	60'505	55'134	3'206	5'371	211	13	30	94.2	85.8
Total	Bassin CIPEL	163'259	154'206	9'052	9'053	190	11	21	94.1	88.9

ANNEXE 2: Contrôle des STEP pour le phosphore total en 1999

Canton - Département	Bassin versant	Nombre total de STEP	Capacité totale des STEP (60 g DBO5/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
Ain	Léman	3	19'350	2	18'900	97.7	11'775	6'749	6'749	0
Genève		3	8'598	3	8'598	100.0	5'674	3'331	3'331	0
Haute-Savoie		19	196'288	8	184'640	94.1	146'529	38'658	35'760	2'897
Valais		61	1'364'490	51	1'323'542	97.0	465'604	225'721	224'381	1'340
Vaud		76	989'956	76	989'956	100.0	552'244	298'121	267'602	30'519
Total	Léman	162	2'578'682	140	2'525'636	97.9	1'181'826	572'580	537'823	34'756
Ain	Rhône aval	10	52'695	4	48'150	91.4	29'633	15'386	14'226	1'160
Genève		16	761'768	3	101'500	13.3	4'681	6'964	6'964	0
Haute-Savoie		33	346'769	10	223'543	64.5	192'613	68'475	56'564	11'912
Total	Rhône aval	59	1'161'232	17	373'193	32.1	226'927	90'825	77'753	13'072
Total	Bassin CIPEL	221	3'739'914	157	2'898'830	77.5	1'408'753	663'405	615'577	47'828

Canton - Département	Bassin versant	Flux de phosphore total en kg P/jour				Concentration en phosphore total (mg P/l)			Rendement moyen (pondéré par les débits) en %	
		Entrée flux total	Entrée flux traité	Sortie traitée	Déversé (si mesuré)	Entrée	Sortie traitée	Sortie traitée + déversées	Eaux traitées	Traitées + déversées
Ain	Léman	16.79	16.79	4.60	0.00	2.49	0.68	0.68	72.6	72.6
Genève		15.72	15.72	1.13	0.00	4.72	0.34	0.34	92.8	92.8
Haute-Savoie		227.56	214.60	35.56	12.96	5.89	0.99	1.26	83.4	78.7
Valais		1224.19	1210.15	144.52	14.04	5.42	0.64	0.70	88.1	87.0
Vaud		1048.60	983.76	102.24	64.84	3.52	0.38	0.56	89.6	84.1
Total	Léman	2532.86	2441.02	288.04	91.84	4.42	0.54	0.66	88.2	85.0
Ain	Rhône aval	76.54	72.91	42.31	3.63	4.97	2.97	2.99	42.0	40.0
Genève		149.70	149.70	55.96	0.00	21.50	8.04	8.04	62.6	62.6
Haute-Savoie		454.60	407.42	199.46	47.18	6.64	3.53	3.60	51.0	45.7
Total	Rhône aval	680.84	630.02	297.73	50.82	7.50	3.83	3.84	52.7	48.8
Total	Bassin CIPEL	3213.70	3071.04	585.77	142.66	4.84	0.95	1.10	80.9	77.3

ANNEXE 3: Contrôle des STEP pour le phosphore dissous (orthophosphates – PO_4) en 1999

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
Ain	Léman	3	19'350	3	19'350	100.0	12'100	6'704	6'704	0
Genève		3	8'598	3	8'598	100.0	5'674	3'331	3'331	0
Haute-Savoie		19	196'288	7	82'040	41.8	64'368	12'380	11'885	495
Valais		61	1'364'490	3	105'667	7.7	53'697	27'009	27'097	-88
Vaud		76	989'956	10	645'325	65.2	317'347	189'669	165'874	23'795
Total	Léman	162	2'578'682	26	860'980	33.4	453'186	239'094	214'893	24'201
Ain	Rhône aval	10	52'695	1	27'000	51.2	13'143	7'415	6'255	1'160
Genève		16	761'768	3	101'500	13.3	4'681	6'964	6'964	0
Haute-Savoie		33	346'769	4	111'150	32.1	79'948	24'883	24'755	128
Total	Rhône aval	59	1'161'232	8	239'650	20.6	97'772	39'261	37'974	1'288
Total	Bassin CIPEL	221	3'739'914	34	1'100'630	29.4	550'958	278'355	252'866	25'489

Canton - Département	Bassin versant	Flux de phosphore dissous en kg P/jour				Concentration en phosphore dissous (mg P/l)			Rendement moyen (pondéré par les débits) en %	
		Entrée flux total	Entrée flux traité	Sortie traitée	Déversé (si mesuré)	Entrée	Sortie traitée	Sortie traitée + déversées	Eaux traitées	Traitées + déversées
Ain	Léman	10.26	10.26	2.29	0.00	1.53	0.34	0.34	77.7	77.7
Genève		4.96	4.96	0.33	0.00	1.49	0.10	0.10	93.3	93.3
Haute-Savoie		79.17	78.08	1.86	1.09	6.40	0.16	0.24	97.6	96.3
Valais		44.35	43.81	7.03	0.53	1.64	0.26	0.28	84.0	83.0
Vaud		392.84	358.25	32.35	34.59	2.07	0.20	0.35	91.0	83.0
Total	Léman	531.57	495.36	43.86	36.21	2.22	0.20	0.33	91.1	84.9
Ain	Rhône aval	17.03	14.94	11.80	2.09	2.30	1.89	1.87	21.0	18.4
Genève		38.28	38.28	30.64	0.00	5.50	4.40	4.40	20.0	20.0
Haute-Savoie		91.51	91.30	88.95	0.21	3.68	3.59	3.58	2.6	2.6
Total	Rhône aval	146.83	144.52	131.39	2.30	3.74	3.46	3.41	9.1	8.9
Total	Bassin CIPEL	678.39	639.88	175.25	38.51	2.44	0.69	0.77	72.6	68.5

ANNEXE 4: Bilan des apports en matière organique (DBO_5), phosphore total et phosphore dissous (PO_4) pour les STEP contrôlées en 1999

Canton - Département	Bassin versant	STEP contrôlées en % de la capacité	Flux de matières organiques en t O_2/an				Rendement moyen sur les eaux traitées+déversées (%)
			Entrée flux total	Sortie traitée	Déversé (si mesuré)	Abattement	
Ain	Léman	100.0	103.3	10.4	0.0	92.9	89.9
Genève		100.0	165.0	4.3	0.0	160.7	97.4
Haute-Savoie		94.1	2'861.8	370.7	158.6	2'332.5	81.5
Valais		97.0	21'561.8	923.3	366.1	20'272.4	94.0
Vaud		100.0	12'813.2	824.9	819.2	11'169.2	87.2
Total	Léman	98.0	37'505.1	2'133.5	1'344.0	34'027.6	90.7
Ain	Rhône aval	100.0	591.3	57.3	20.8	513.2	86.8
Genève		98.4	17'068.9	757.8	1'469.2	14'841.9	87.0
Haute-Savoie		68.8	4'424.2	355.2	470.5	3'598.6	81.3
Total	Rhône aval	89.6	22'084.4	1'170.3	1'960.5	18'953.	85.8
Total	Bassin CIPEL	95.4	59'589.5	3'303.8	3'304.4	52'981.	88.9

Canton - Département	Bassin versant	STEP contrôlées en % de la capacité	Flux du phosphore total en t P/an				Rendement moyen sur les eaux traitées+déversées (%)
			Entrée flux total	Sortie traitée	Déversé (si mesuré)	Abattement	
Ain	Léman	97.7	6.1	1.7	0.0	4.5	72.6
Genève		100.0	5.7	0.4	0.0	5.3	92.8
Haute-Savoie		94.1	83.1	13.0	4.7	65.3	78.7
Valais		97.0	446.8	52.8	5.1	389.0	87.0
Vaud		100.0	382.7	37.3	23.7	321.8	84.1
Total	Léman	97.9	924.5	105.1	33.5	785.8	85.0
Ain	Rhône aval	91.4	27.9	15.4	1.3	11.2	40.0
Genève		13.3	54.6	20.4	0.0	34.2	62.6
Haute-Savoie		64.5	165.9	72.8	17.2	75.9	45.7
Total	Rhône aval	32.1	248.5	108.7	18.5	121.	48.8
Total	Bassin CIPEL	77.5	1'173.0	213.8	52.1	907.	77.3

Canton - Département	Bassin versant	STEP contrôlées en % de la capacité	Flux de Phosphore dissous (PO_4) en t P/an				Rendement moyen sur les eaux traitées+déversées (%)
			Entrée flux total	Sortie traitée	Déversé (si mesuré)	Abattement	
Ain	Léman	100.0	3.7	0.8	0.0	2.9	77.7
Genève		100.0	1.8	0.1	0.0	1.7	93.3
Haute-Savoie		41.8	28.9	0.7	0.4	27.8	96.3
Valais		7.7	16.2	2.6	0.2	13.4	83.0
Vaud		65.2	143.4	11.8	12.6	119.0	83.0
Total	Léman	33.4	194.0	16.0	13.2	164.8	84.9
Ain	Rhône aval	51.2	6.2	4.3	0.8	1.1	18.4
Genève		13.3	14.0	11.2	0.0	2.8	20.0
Haute-Savoie		32.1	33.4	32.5	0.1	0.9	2.6
Total	Rhône aval	20.6	53.6	48.0	0.8	4.8	8.9
Total	Bassin CIPEL	29.4	247.6	64.0	14.1	169.6	68.5