S O M M A I R E

FICHE SIGNALÉTIQUE DU LÉMAN ET DE SON BASSIN VERSANT 7

RAPPORT SUR LES ÉTUDES ET RECHERCHES ENTREPRISES DANS LE BASSIN LÉMANIQUE

RÉSUMÉ ET CONCLUSIONS GÉNÉRALES 13

1. MÉTEOROLOGIE 23

1. Introduction 24
2. Température de l'air 24
3. Pluviométrie 26
4. Insolation 28
5. Rayonnement 30
6. Vent 32
7. Conclusions 35

2. ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN 37

1. Méthodes 38
2. Partie A : le Grand Lac 41
2.1 Régime thermique et influence sur la stratification ou le mélange des eaux 41
2.2 Evolution saisonnière dans les couches superficielles 43
2.3 Evolution saisonnière dans les couches profondes 50
2.4 Evolution interannuelle des principaux paramètres 54
3. Partie B : Le Petit Lac 61
4. Conclusions 70
- Bibliographie 71
- Annexes 72

3. RECHERCHE DE MÉTAUX ET DE QUELQUES MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS L'EAU DU LÉMAN 81

1. Introduction 81
2. Echantillonnage et recherches effectuées 82
3. Méthodologie 82
4. Résultats 83
5. Conclusions 84
- Bibliographie 84
- Annexe 89

4. ÉVOLUTION DU PHYTOPLANCTON DU LÉMAN 91

1. Méthodes 91
2. Richesse spécifique du phytoplancton 92
3. Abondance des espèces 93
4. Biomasse à l'échelle annuelle 96
5. Variations saisonnières de la biomasse 97
6. Evolution interannuelle de la biomasse 100
7. Conclusions 105
- Bibliographie 106

5. ÉVOLUTION DE LA PRODUCTION PHYTOPLANCTONIQUE DANS LE LÉMAN 107

1. Introduction 107
2. Méthodes 108
3. Résultats 108
4. Conclusions 114
- Bibliographie 115

6. ÉVOLUTION DU ZOOPLANCTON DU LÉMAN 117

1. Introduction 117
2. Méthodologie 117
3. Biovolume sédimenté 118
4. Composition de la biocénose zooplanctonique 121
5. La biomasse zooplanctonique 129
6. Conclusions 131
- Bibliographie 132

7. LE PHYTOPLANCTON DU PETIT LAC : Evolution 1986-1995 133

1. Introduction 134
2. Méthodes 134
3. Résultats 134
4. Conclusions 151
- Bibliographie 152

8. BACTÉRIOLOGIE : Campagnes 1957-1995 153

1. Introduction 153
2. Méthodes 154
3. Résultats 155
4. Conclusions 163
- Annexe 165

9. ÉTAT TROPHIQUE DE LA RÉION OUEST DU LÉMAN INDIQUÉ PAR LES COMMUNAUTÉS DE VERS 167

1. Introduction 167
2. Stations et méthodes 168
3. Résultats et discussion 170
- Bibliographie 172

10. ÉLEMENTS POUR LA PRISE EN COMPTE DES POPULATIONS PISCICOLES DANS LE FONCTIONNEMENT TROPHIQUE DU LÉMAN 173

1. Introduction 173
2. Matériel et méthodes 174
3. Résultats 179
4. Discussion et conclusions 183
- Bibliographie 184

11. MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES DREISSÈNES 187

1. Introduction 188
2. Echantillonnage 188
3. Méthodologie 190
4. Résultats 190
5. Discussion 193
6. Comparaison inter-indicateurs 194
7. Conclusions 195
- Bibliographie 197

12. BILAN DES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE 199

1. Généralités 200
2. Débits des affluents principaux et de l'émissaire 202
3. Apports annuels et composition de l'eau des affluents 203
4. Etude des affluents secondaires 211
5. Bassin versant du Rhône de Genève à Chancy 212
6. Conclusions 214
- Bibliographie 215

13. CARACTÉRISATION ÉCOTOXICOLOGIQUE DES AFFLUENTS DU LÉMAN A LEUR EMBOUCHURE ET DU BASSIN VERSANT DU RHÔNE AVAL : COMPLÉMENT D'ÉTUDE 219

1. Introduction 220
2. Echantillonnage 220
3. Buts de l'étude 221
4. Méthodologie 221
5. Résultats 223
6. Discussion 228
7. Conclusions 232
- Bibliographie 232
- Annexes 233

14. ÉVALUATION DES FLUX MÉTALLIQUES EN RIVIÈRE DANS LE BASSIN VERSANT DU LÉMAN 239

1. Introduction 239
2. Méthodes 240
3. Résultats 241
4. Conclusions 243
- Bibliographie 243
- Annexe 245

15. FLUX REJETÉS PAR LES STATIONS D'ÉPURATION 247

1. Introduction 247
2. Capacité des STEP et populations raccordées 248
3. Charges en entrée de STEP et flux rejetés, par bassin versant 249
4. Conclusions 251
- Bibliographie 251

RAPPORTS TECHNIQUES

16. CONTRÔLE DES STATIONS D'ÉPURATION 255

1. Introduction 255
2. Nombre de STEP, capacité et populations raccordées 257
3. Fréquence des contrôles 259
4. Rendement d'épuration 262
5. Bilan des flux annuels de pollution liés aux STEP contrôlées 266
6. Charges spécifiques journalières par équivalent-habitant 268
7. Conclusions 269
- Bibliographie 270

17. FONCTIONNEMENT DES RÉSEAUX DE COLLECTEURS : PRÉSENTATION D'UNE APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE 271

Préambule 271
1. Bref rappel historique 272
2. Introduction 273
3. Description de la méthode 273
4. Représentation des résultats et interprétation des mesures de débits 275
5. Application de la méthode aux flux de polluants 281
6. Conclusions 282
- Bibliographie 283

- LISTE DES AUTEURS 285

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, **1996**, 23-35.

MÉTÉOROLOGIE

Campagne 1995

PAR

Alain ORAND et **Jean GAGNAIRE**

INSTITUT DE LIMNOLOGIE (INRA), BP 511, F - 74203 THONON-LES-BAINS

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 1995 est supérieure à 10.9 °C. A la station de Thonon-INRA, elle s'élève à 11.2 °C. Depuis le début des mesures en 1951, la température moyenne annuelle de l'air a dépassé le seuil des 11 °C à huit reprises dont six fois depuis 1982. La température moyenne mensuelle du mois d'octobre a été la plus élevée (14.1 °C) de celles mesurées ces 45 dernières années en octobre. Les moyennes mensuelles d'hiver sont toujours aussi clémentes et il faut remonter à janvier 1987 pour trouver une moyenne négative.

La moyenne interstations des précipitations est de 1'289.5 mm en 1995. On peut considérer que l'année 1995 est une année de forte pluviométrie; d'ailleurs le total des précipitations atteint à la station de Thonon (1'114.5 mm) place l'année 1995 au 7e rang de la chronique 1951-1995. Les mois les plus pluvieux sont ceux de janvier, février, mai et septembre. La lame d'eau précipitée pendant ces quatre mois représente 60 % du total annuel.

Concernant l'insolation, les résultats 1995 sont plutôt meilleurs que ceux des années précédentes et il faut remonter en 1983 pour trouver une année présentant un total annuel supérieur. A la station de Thonon, l'année 1995 se place au 16e rang de la période de référence. Par rapport à la moyenne mensuelle de la période 1954-1995, les mois excédentaires sont les mois de janvier, mars, juin, juillet, octobre et novembre. Les mêmes constatations valent pour le rayonnement global et c'est en 1982 qu'il faut remonter pour avoir un total annuel supérieur à celui de 1995. A l'exception du mois de janvier, on retrouve les mêmes mois supérieures à la moyenne que pour le paramètre de l'insolation.

En ce qui concerne le vent dont l'activité a été, en 1995, plus importante qu'en 1994; les mois les plus actifs sont ceux de janvier, mars, avril et mai pendant lesquels on note surtout des vents de secteur ouest dont les vitesses sont comprises entre 5 et 10 m/s. Au-delà de 10 m/s, on distingue deux périodes de vent de secteur nord-est, l'une à la mi-avril, l'autre à la mi-décembre.

1. INTRODUCTION

Le réseau de mesures est toujours constitué des stations climatologiques de l'Institut Suisse de météorologie de Genève-Cointrin, Changins, Pully, Montreux-Clarens et de l'Institut de Limnologie 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 moyenne annuelle de la température interstation est, en 1995, de 10.9 °C. Thonon et Pully sont les stations les plus chaudes et Changins la station la plus froide. L'écart entre les deux stations est de 0.8 °C.

Sans atteindre les sommets de l'année 1994, 1995 peut être considérée comme une année chaude. A la station de Thonon, la moyenne annuelle de l'année 1995 dépasse une nouvelle fois la barre des 11 °C. Elle se situe au 4e rang de la période 1951-1995 avec les années 1982, 1988, 1989 et 1992.

Les températures moyennes mensuelles des mois de février (+ 3.3 °C) , juillet (+ 2.1 °C) et octobre (+ 2.8 °C) sont supérieures aux moyennes mensuelles de la période 1951-1995. 14.1 °C de moyenne mensuelle en octobre représente d'ailleurs le record des 45 dernières années. Seuls les mois de septembre et de juin ont des températures inférieures aux moyennes mensuelles de la période de référence et il faut remonter à janvier 1987 pour trouver une moyenne mensuelle inférieure à 0 °C.

TABLEAU 1 - Température de l'air (°C) - 1995

	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon	Thonon moyenne 1951-1995
Janvier	1.8	1.2	2.3	1.8	3.0	1.9
Février	6.0	5.4	6.2	5.7	6.2	2.9
Mars	5.1	4.9	5.3	5.2	5.5	6.0
Avril	10.1	9.9	10.3	10.3	10.0	9.3
Mai	13.7	13.4	14.1	13.6	13.6	13.7
Juin	16.3	15.9	16.4	15.9	16.0	17.1
Juillet	22.2	21.6	22.1	21.8	22.0	19.9
Août	19.6	19.1	19.5	19.4	19.5	19.3
Septembre	13.4	13.0	13.9	13.6	14.0	16.2
Octobre	13.9	13.0	14.5	13.7	14.1	11.3
Novembre	5.6	5.5	6.5	6.1	6.7	6.2
Décembre	2.5	2.1	3.1	3.3	3.3	3.2
MOYENNE	10.9	10.4	11.2	10.9	11.2	10.6

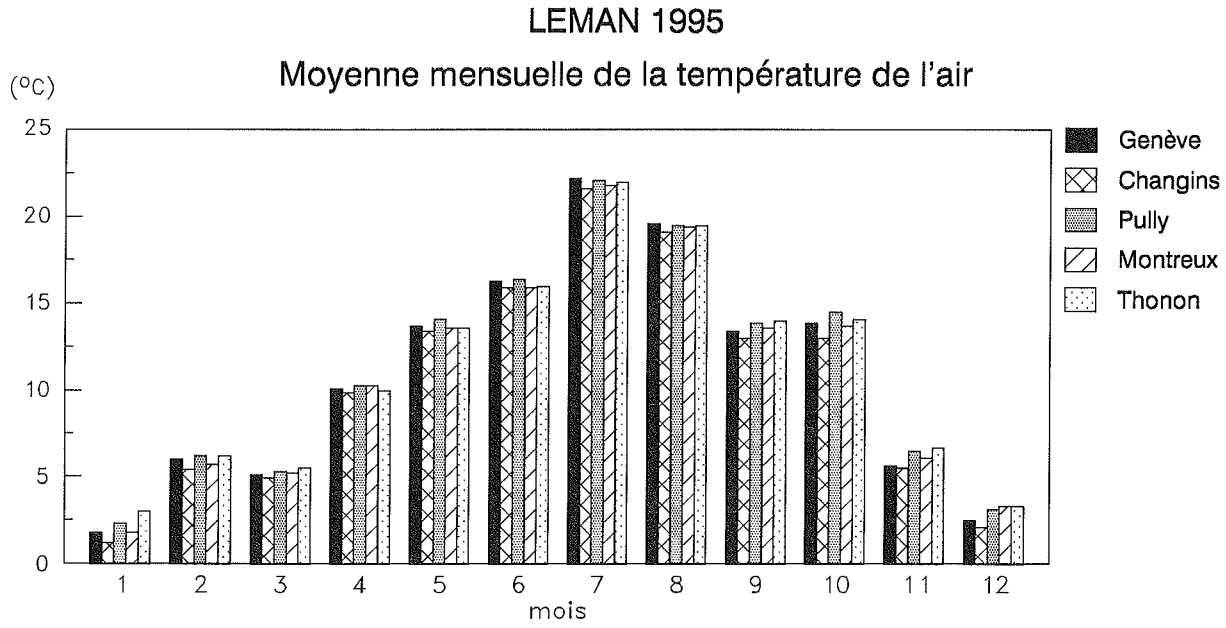


Figure 1.1

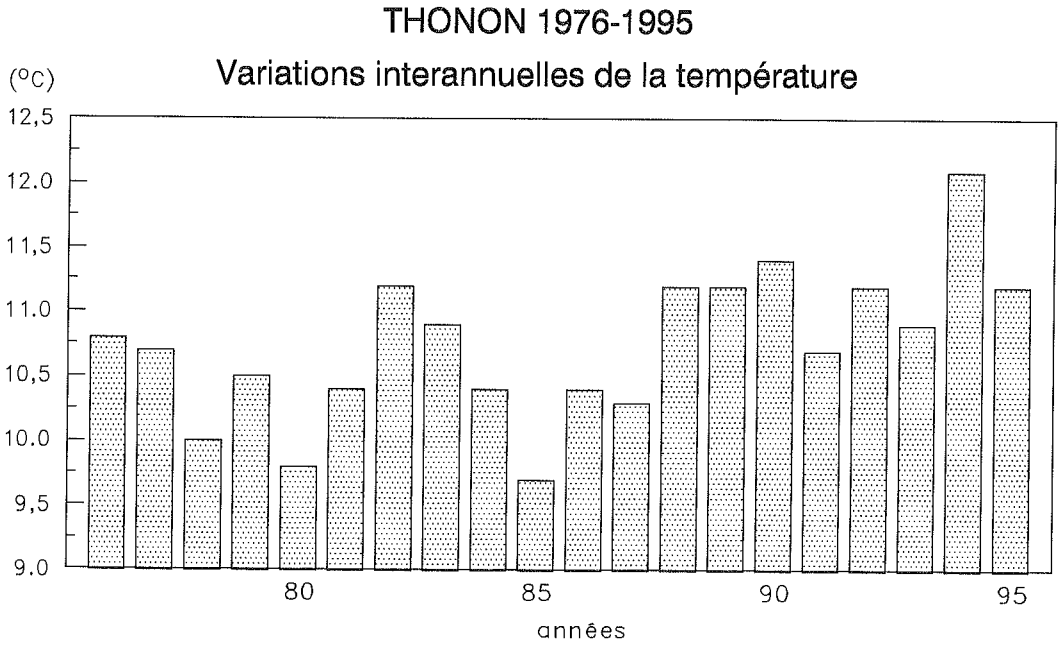


Figure 1.2

3. PLUVIOMÉTRIE (figures 2.1 et 2.2)

La station dont les résultats annuels se rapprochent le plus de la moyenne interstations est celle de Changins. En 1995, le Chablais savoyard a reçu un peu moins de précipitations que la partie suisse du Léman où l'augmentation de la pluviométrie d'ouest en est est toujours caractéristique.

Avec un total annuel de 1'030.0 mm de pluie, Genève est la station la moins arrosée et Montreux (1'668.6 mm) celle où les précipitations sont les plus importantes.

La station de Thonon a reçu 1'114.5 mm d'eau, total très voisin de celui de l'année 1994. Placée au 7e rang des 44 dernières années, 1995 peut être considérée comme une année de forte pluviométrie. Le total annuel de pluviométrie à cette station est largement supérieur à la moyenne interannuelle de la période 1951-1995 (944.7 mm).

Au plan mensuel, janvier, février, mai et septembre ont des totaux de précipitations supérieurs aux moyennes mensuelles depuis 1951. Janvier se situe au 3e rang, février au 1er, mai au 2e et septembre au 4e. Les précipitations cumulées des quatre mois représentent 60 % du total annuel. Par ailleurs, le mois d'avril, juin, juillet, août, octobre et novembre ont eu une pluviométrie inférieure aux moyennes mensuelles de référence.

TABLEAU 2 - Pluviométrie (mm) - 1995

	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon	Thonon moyenne 1951-1995
Janvier	184.5	229.1	196.5	223.9	138.5	64.0
Février	138.7	162.6	155.8	211.5	153.0	58.4
Mars	76.4	101.7	108.6	149.1	74.0	64.9
Avril	23.0	25.3	41.9	66.5	33.5	67.5
Mai	113.8	128.4	224.3	255.8	188.0	89.6
Juin	51.6	61.4	48.2	99.5	49.0	101.4
Juillet	38.4	57.9	74.0	98.5	32.5	71.3
Août	61.6	70.8	118.6	156.4	76.5	99.1
Septembre	150.7	165.4	275.3	219.3	187.0	95.0
Octobre	49.4	34.1	25.9	9.1	33.5	82.4
Novembre	37.7	42.1	62.9	64.2	45.0	81.3
Décembre	104.2	104.3	119.1	114.8	104.0	69.8
TOTAL	1'030.0	1'183.1	1'451.1	1'668.6	1'114.5	944.70

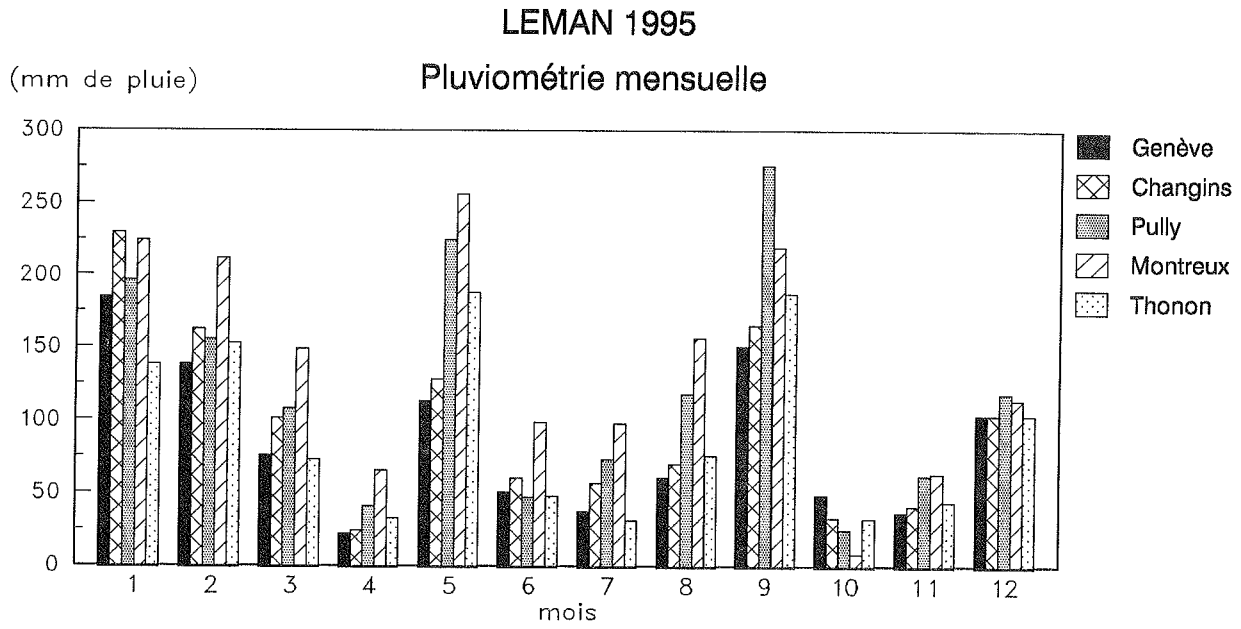


Figure 1.1

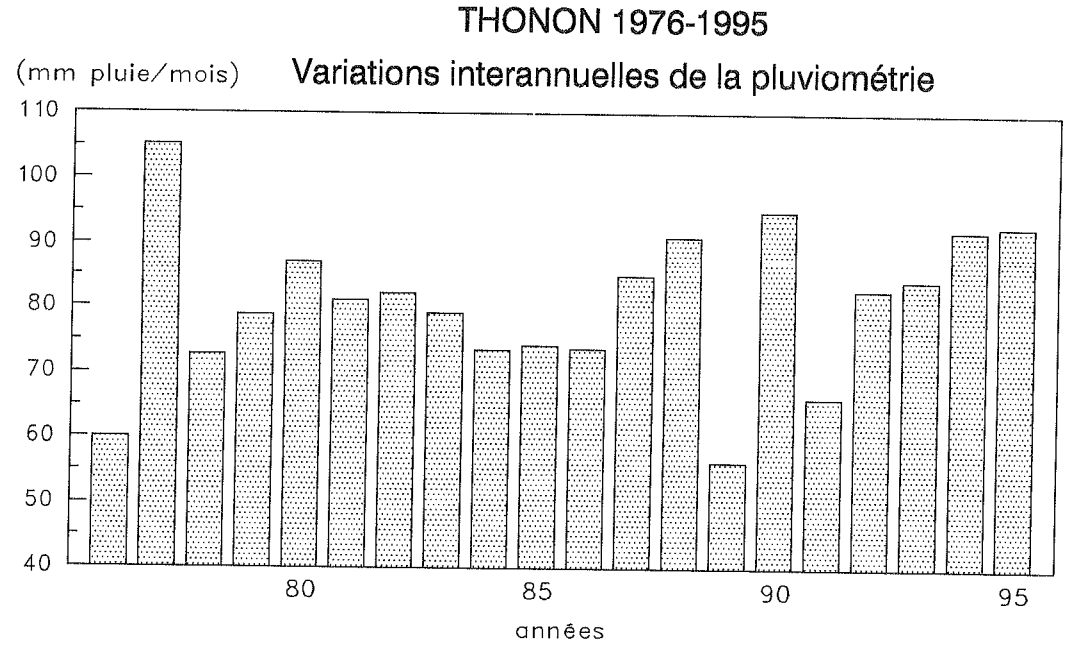


Figure 1.2

4. INSOLATION (figures 3.1 et 3.2)

La moyenne interstations est de 1'833.7 h en 1995, total très proche de la moyenne établie à Thonon sur 40 ans et aussi très voisin de la moyenne de la décade 1975-1984. C'est la valeur la plus élevée depuis 1983.
Depuis le début des mesures en 1954 à la station de Thonon, l'année 1995 se place au 16e rang. Montreux reste la station la moins ensoleillée du bassin lémanique et Pully celle qui est la plus ensoleillée. Les trois autres stations ont des totaux annuels voisins de la moyenne interstations. A Thonon, les mois déficitaires par rapport à la moyenne mensuelle depuis 1954 sont le mois de décembre et, dans une moindre mesure les mois de février, août et septembre. Les mois excédentaires sont ceux de janvier, mars, juin, juillet, octobre et novembre. Aucun résultat mensuel n'est vraiment différent de la norme établie sur les 40 dernières années.

TABLEAU 3 - Insolation (heures) - 1995

	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon	Thonon moyenne 1954-1994
Janvier	68.9	81.8	79.4	67.1	61.6	44.3
Février	86.9	85.0	81.1	78.3	70.9	81.2
Mars	180.9	176.6	183.3	146.7	176.0	148.7
Avril	187.8	189.6	196.0	168.5	189.5	192.1
Mai	217.0	216.0	223.3	170.2	226.6	222.2
Juin	239.5	226.5	238.3	171.8	260.0	240.1
juillet	289.1	293.3	292.1	221.3	287.5	271.4
Août	212.0	196.6	211.8	179.3	220.1	235.8
Septembre	156.0	153.3	140.0	117.1	150.3	178.2
Octobre	117.7	129.9	162.0	136.4	124.8	112.0
Novembre	102.0	102.0	120.0	93.0	88.6	54.7
Décembre	18.6	27.9	34.1	31.0	15.5	38.5
TOTAL	1'876.4	1'878.5	1'961.4	1'580.7	1'871.4	1'819.4

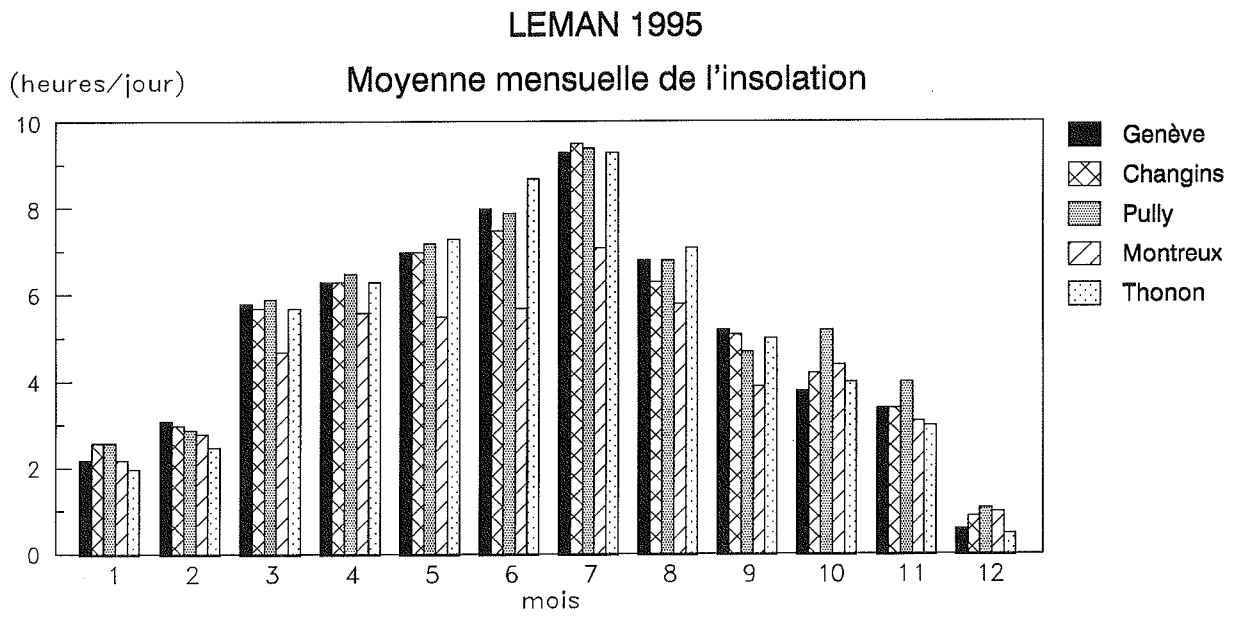


Figure 3.1

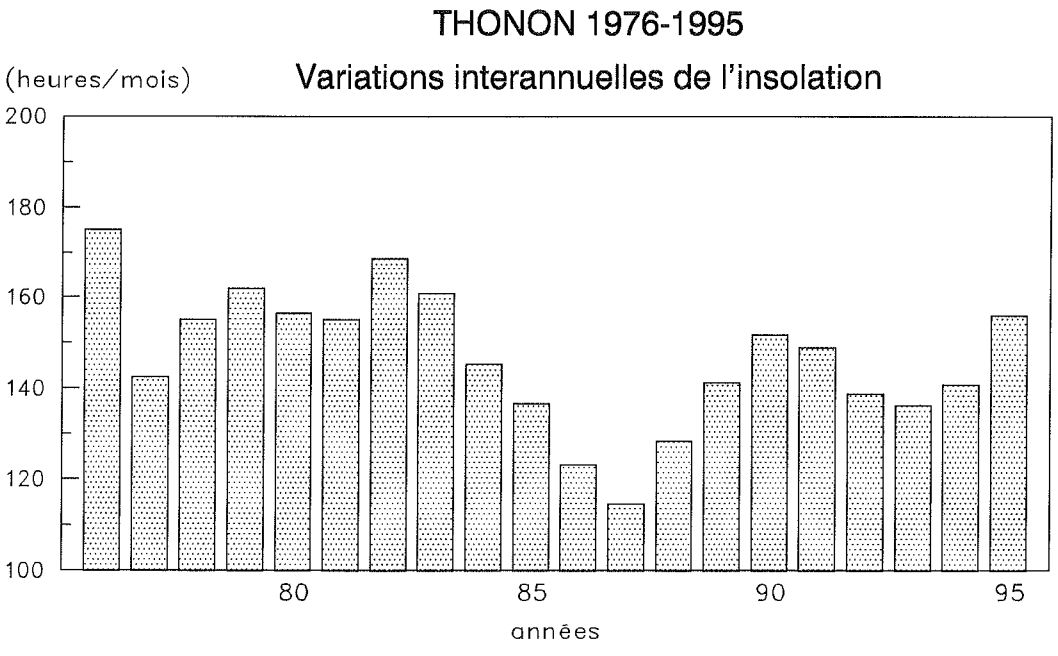


Figure 3.2

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 résultats mensuels et annuels du rayonnement global sont similaires à ceux de l'insolation. Les moyennes annuelles enregistrées à Changins, Pully et Thonon sont très voisines et légèrement inférieures à celle de Genève. Il faut remonter en 1982 pour trouver une moyenne annuelle supérieure à celle de l'année 1995. En particulier, au plan mensuel, le total atteint en novembre est très proche du maximum de la période 1971-1995 observé en novembre 1973.

Par rapport à l'année moyenne établie sur la période 1971-1995, les mois de février, août, septembre et décembre sont déficitaires et les mois de mars, juin, juillet, octobre et novembre excédentaires.

Sur un plan plus général, l'examen des résultats mensuels depuis 1971 montre deux périodes assez différentes; les maximums mensuels ont été établis antérieurement à 1983 (excepté pour mai 1989) et les minimums l'ont été postérieurement à 1982.

TABLEAU 4 - Rayonnement global ($MJ/m^2.j$) - 1995

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Thonon moyenne 1971-1994
Janvier	3.7	3.9	3.5	3.4	3.1
Février	6.1	5.9	5.6	5.3	5.5
Mars	11.9	11.6	11.3	11.7	10.2
Avril	15.2	15.3	14.9	15.2	15.1
Mai	18.5	18.1	17.9	18.6	18.1
Juin	21.5	20.1	21.1	21.9	20.2
Juillet	22.2	22.1	21.8	22.6	21.2
Août	17.4	16.4	16.9	17.6	18.2
Septembre	12.3	11.9	11.2	11.7	12.9
Octobre	8.2	8.6	8.9	8.1	7.0
Novembre	5.2	5.4	5.6	4.8	3.6
Décembre	2.1	2.6	2.7	1.6	2.4
MOYENNE	12.0	11.8	11.8	11.9	11.5

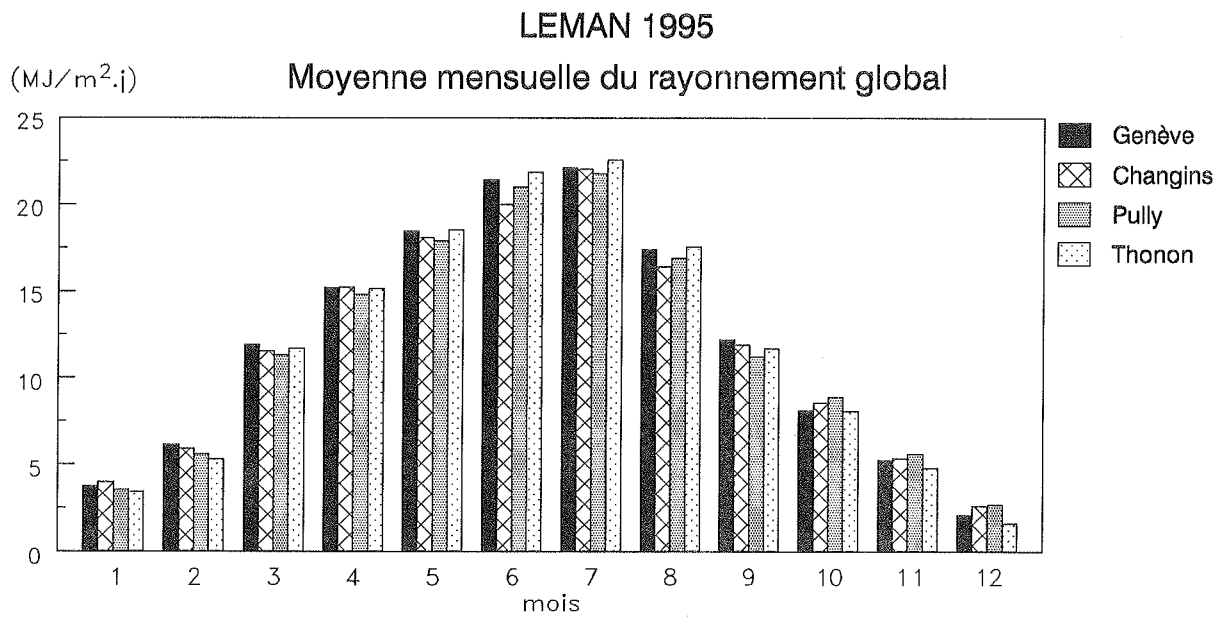


Figure 4.1

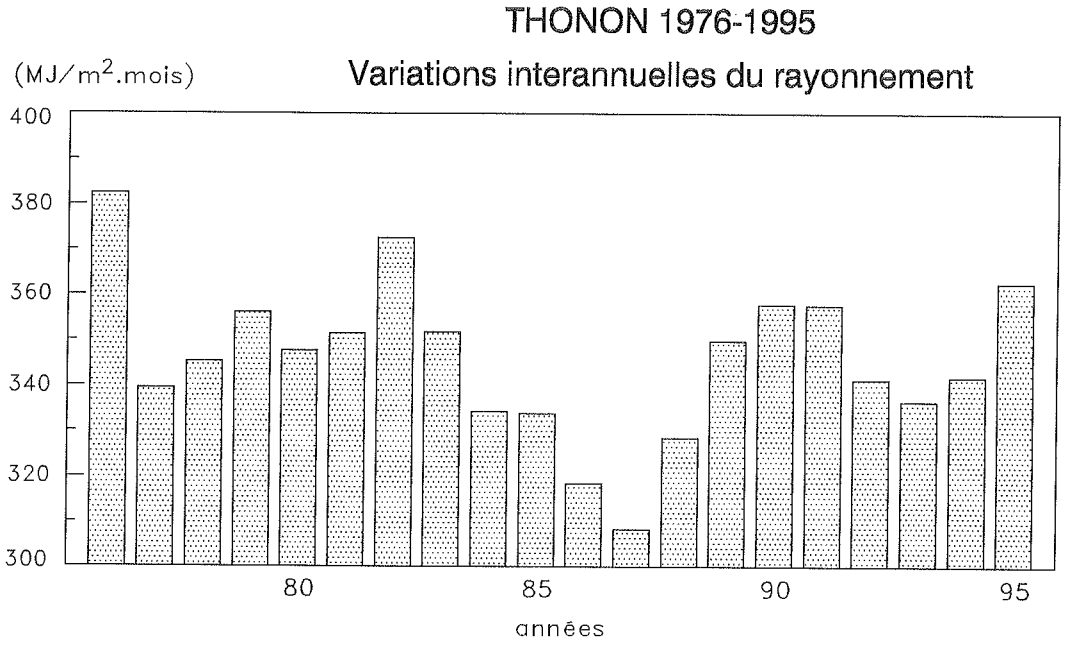


Figure 4.2

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 force du vent. Dans les autres stations la vitesse du vent instantanée est mesurée à heure fixe : 1 heure, 7 heures, 13 heures et 19 heures (GMT).

Au plan mensuel, les mesures à 13 heures de la force du vent sont les plus fortes des quatre mesures journalières (tableau 6). Par ailleurs, les stations de Changins et de Genève présentent des résultats toujours plus élevés que ceux de Pully, Montreux et Thonon (tableau 5). Basée donc sur l'examen des résultats mensuels de Changins à 13 heures, l'activité du vent a été plus importante en 1995 qu'en 1994. Les mois les plus actifs dont la moyenne mensuelle dépasse 3 m/s sont ceux de janvier, mars, avril et mai. Le mois d'octobre est le mois de plus faible activité (1.4 m/s).

Les périodes pendant lesquelles le vent dépasse la vitesse de 10 m/s sont assez rares. En 1995, cela a été le cas en deux occasions à la mi-avril et à la mi-décembre et, dans les deux cas, pour des vents de secteur nord-est. Les vents d'ouest compris entre 5 et 10 m/s sont plus fréquents pendant les quatre premiers mois de l'année.

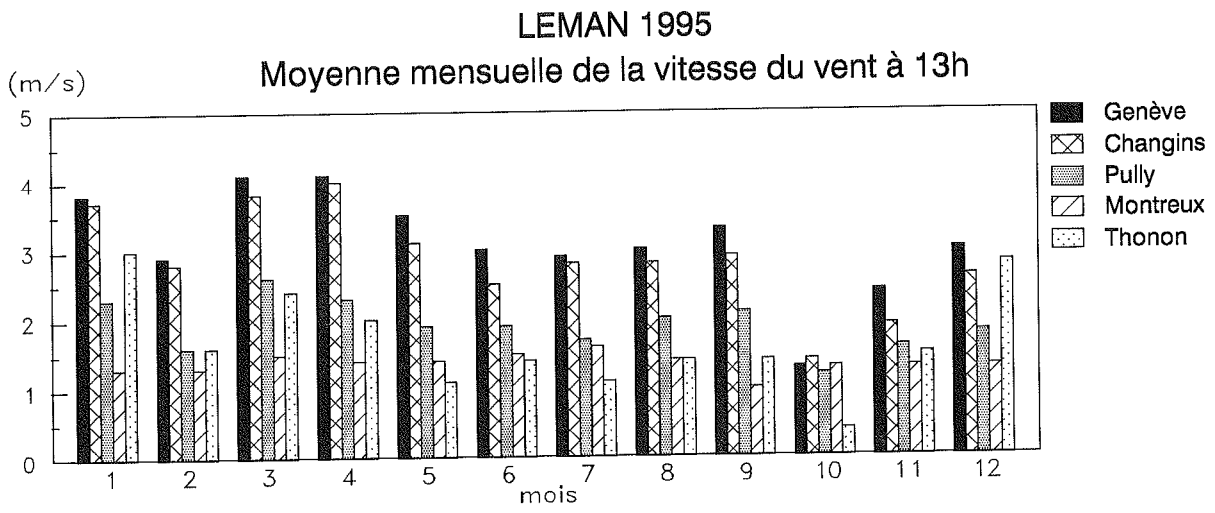


Figure 5.1

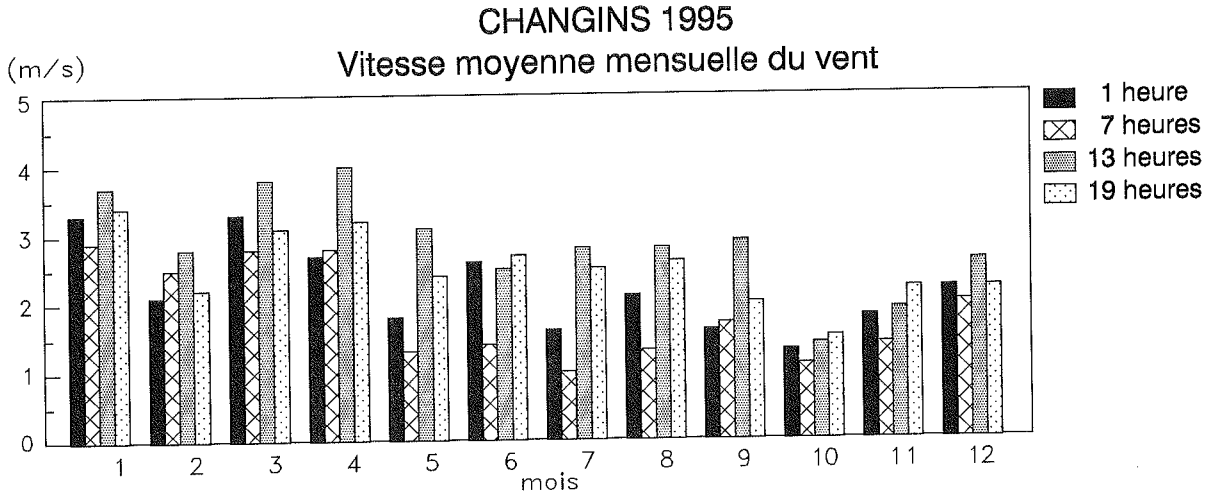


Figure 5.2

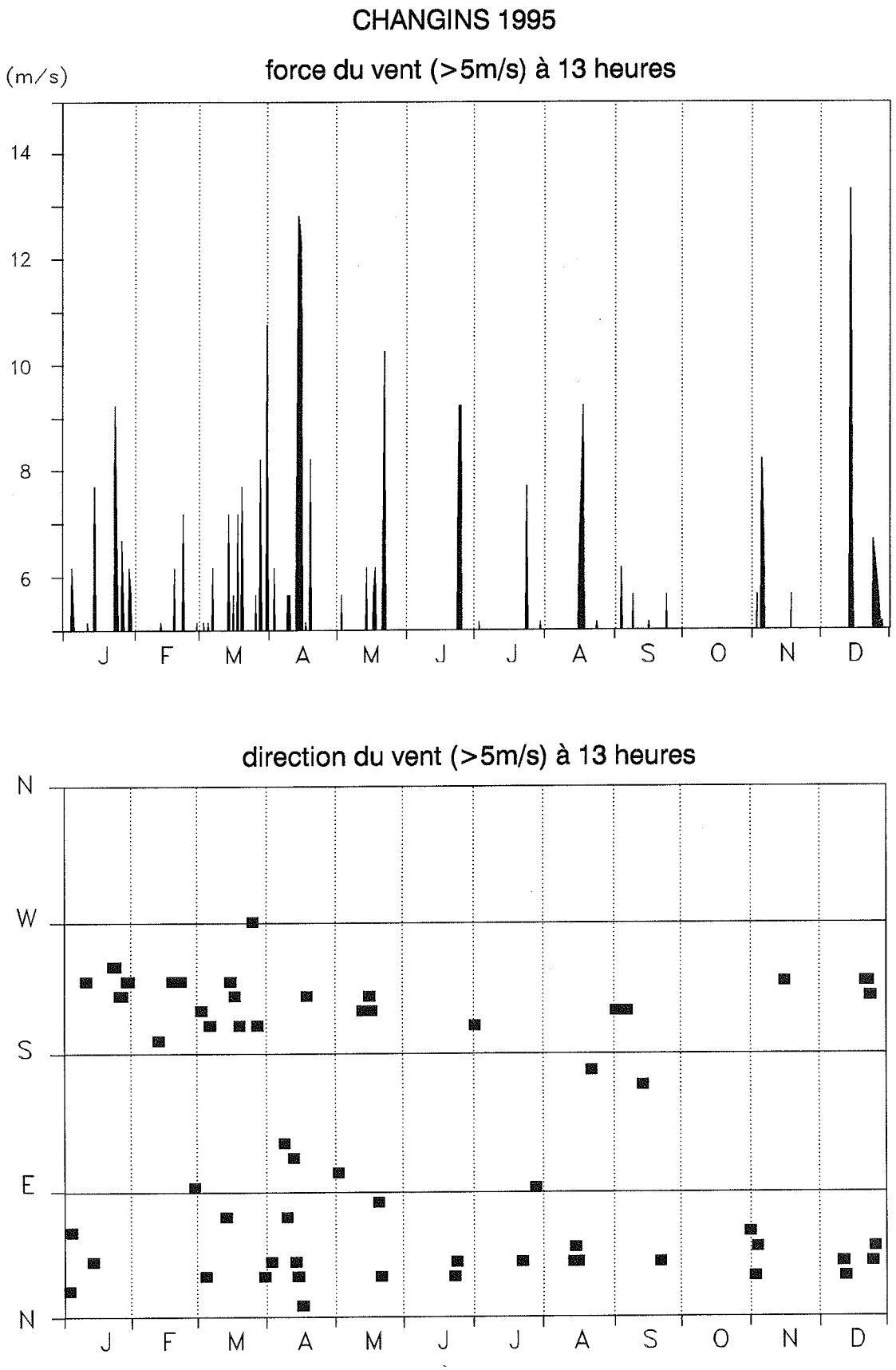

CHANGINS 1995
force du vent (>5m/s) à 13 heures
(m/s)
14
12
10
8
6
J F M A M J J A S O N D
direction du vent (>5m/s) à 13 heures
N
W
S
E
N
J F M A M J J A S O N D

Figure 5.3

TABLEAU 5 - Moyenne mensuelle de la force du vent (m/s) à 13 heures (GMT) - 1995

Mois	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon
Janvier	3.8	3.7	2.3	1.3	3.0
Février	2.9	2.8	1.6	1.3	1.6
Mars	4.1	3.8	2.6	1.5	2.4
Avril	4.1	4.0	2.3	1.4	2.0
Mai	3.5	3.1	1.9	1.4	1.1
Juin	3.0	2.5	1.9	1.5	1.4
Juillet	2.9	2.8	1.7	1.6	1.1
Août	3.0	2.8	2.0	1.4	1.4
Septembre	3.3	2.9	2.1	1.0	1.4
Octobre	1.3	1.4	1.2	1.3	0.4
Novembre	2.4	1.9	1.6	1.3	1.5
Décembre	3.0	2.6	1.8	1.3	2.8
MOYENNE	3.1	2.9	1.9	1.4	1.7

TABLEAU 6 - Vitesse moyenne du vent à Changins (m/s) - 1995 (GMT)

Mois	1 heure	7 heures	13 heures	19 heures
Janvier	3.3	2.9	3.7	3.4
Février	2.1	2.5	2.8	2.2
Mars	3.3	2.8	3.8	3.1
Avril	2.7	2.8	4.0	3.2
Mai	1.8	1.3	3.1	2.4
Juin	2.6	1.4	2.5	2.7
Juillet	1.6	1.0	2.8	2.5
Août	2.1	1.3	2.8	2.6
Septembre	1.6	1.7	2.9	2.0
Octobre	1.3	1.1	1.4	1.5
Novembre	1.8	1.4	1.9	2.2
Décembre	2.2	2.0	2.6	2.2
MOYENNE	2.2	1.8	2.9	2.5

7. CONCLUSIONS

Très comparable à l'année 1994 en ce qu concerne la température de l'air et la pluviométrie élevées, 1995 se distingue de la précédente par une insolation et un rayonnement global plus importants. La température moyenne annuelle de l'air est, à la station de Thonon, encore une fois supérieure à 11 °C avec en particulier le moyenne de 14.1 °C atteinte pour la première fois depuis 1951 au cours du mois d'octobre. Par ailleurs, l'année 1995 est une année de forte pluviométrie (supérieure à 1.1 m d'eau) due surtout aux résultats atteints pendant les mois de janvier, février, mai et septembre qui représentent à eux seuls 60 % du total annuel des précipitations. Les résultats de l'insolation et du rayonnement global sont bien meilleurs que ceux des années précédentes et voisins de ceux des années 1982 et 1983. Pour l'insolation mensuelle, par rapport à la moyenne mensuelle depuis 1954, les mois de janvier, mars, juin, juillet, octobre et novembre sont excédentaires. L'activité du vent bien que supérieure à 1994 est restée faible en dehors de deux périodes de courte durée de secteur nord-est à la mi-avril et à la mi-décembre.

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, **1996**, 37-80.

ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN [1]

Campagne 1995

PAR

Paul BLANC

INSTITUT DE LIMNOLOGIE (INRA), BP 511, F - 74203 THONON-LES-BAINS

Claude CORVI

SERVICE DU CHIMISTE CANTONAL, CP 166, CH - 1211 GENÈVE 4

Pascale NIREL et **Roger REVACLIER**

SERVICE DE L'ÉCOTOXICOLOGUE CANTONAL, CP 78, CH - 1211 GENÈVE 8

François RAPIN

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

RÉSUMÉ

Pour la neuvième année consécutive, l'année 1995 est à nouveau marquée par un hiver relativement doux qui n'a pas permis une homogénéisation thermique de l'ensemble des eaux du Grand Lac. On peut estimer que la circulation hivernale des eaux n'a atteint que 125 mètres de profondeur et par conséquent la réoxygénation des eaux profondes n'a pas été réalisée. Conséquence de cette situation défavorable, la concentration maximale en oxygène des eaux du fond du Grand Lac en mars est d'environ 2.4 mg O_2/l et chute à 0.30 mg O_2/l en novembre 1995, mais n'entraîne pas d'augmentation notable des teneurs en phosphore dans les zones de fond.

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

L'activité biologique a débuté modérément au début avril et s'est développée brusquement à mi-avril. La consommation importante des orthophosphates a eu lieu à partir du début mai jusqu'à la fin novembre.

La diminution du stock de phosphore se poursuit dans l'ensemble du lac. Ce stock, dans le Grand Lac, est de 3'535 tonnes de phosphore total contre 3'835 tonnes l'année précédente. Les concentrations moyennes annuelles sont de 41.3 µg P/l pour le phosphore total et de 37.0 µg P/l pour le phosphore dissous. Ces teneurs restent encore trop élevées pour éviter les proliférations algales.

Dans les couches superficielles, on constate d'année en année une augmentation de la durée des périodes d'épuisement du phosphore dissous ainsi que de l'épaisseur des couches concernées par cet appauvrissement. En effet, si la courbe isovaleur 40 µg P/l atteignait environ 25 mètres de profondeur en 1986-1987, elle se trouvait en 1991 à environ 75 mètres et de 1992 à 1995 à 125 mètres. L'appauvrissement en orthophosphates se répercute aussi dans les couches plus profondes.

On constate une stabilisation des teneurs en azote nitrique.

La qualité chimique des eaux du lac continue à s'améliorer lentement.

---

[1] Les données du Petit Lac (GE 3) sont obtenues dans le cadre de la surveillance effectuée par le Service de l'Ecotoxicologue cantonal de Genève et dont le financement a bénéficié des subventions de l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage.

1. MÉTHODES

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

. SHL 2 au centre du Grand Lac entre Evian et Lausanne (coord. : 534.70/144.95) et 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., 1993b).

• ***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 et 309 m.

De plus, pour suivre les phénomènes liés à l'état d'oxygénation des eaux du fond, les niveaux complémentaires suivants sont échantillonnés en 1995 :

290 - 300 - 305 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 22 campagnes de prélèvements en 1995.

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

Les échantillons sont prélevés en double et analysés séparément, pour les paramètres les plus importants, dans deux laboratoires : Institut de Limnologie de Thonon-les-Bains (INRA) et Service des Eaux et de la Protection de l'Environnement à Epalinges (SEPE). La validité des résultats est périodiquement testée par des analyses interlaboratoires auxquelles participent de 10 à 18 laboratoires. En 1995, les résultats analytiques sont concordants.

Les analyses de quelques éléments sous forme particulaire dans la colonne d'eau ont été poursuivies en 1995, soit : carbone organique particulaire, phosphore particulaire et azote particulaire.

Les techniques analytiques sont décrites dans le rapport de la campagne 1986 (BLANC et al., 1987).

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).

• ***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 de l'écotoxicologue cantonal de Genève.

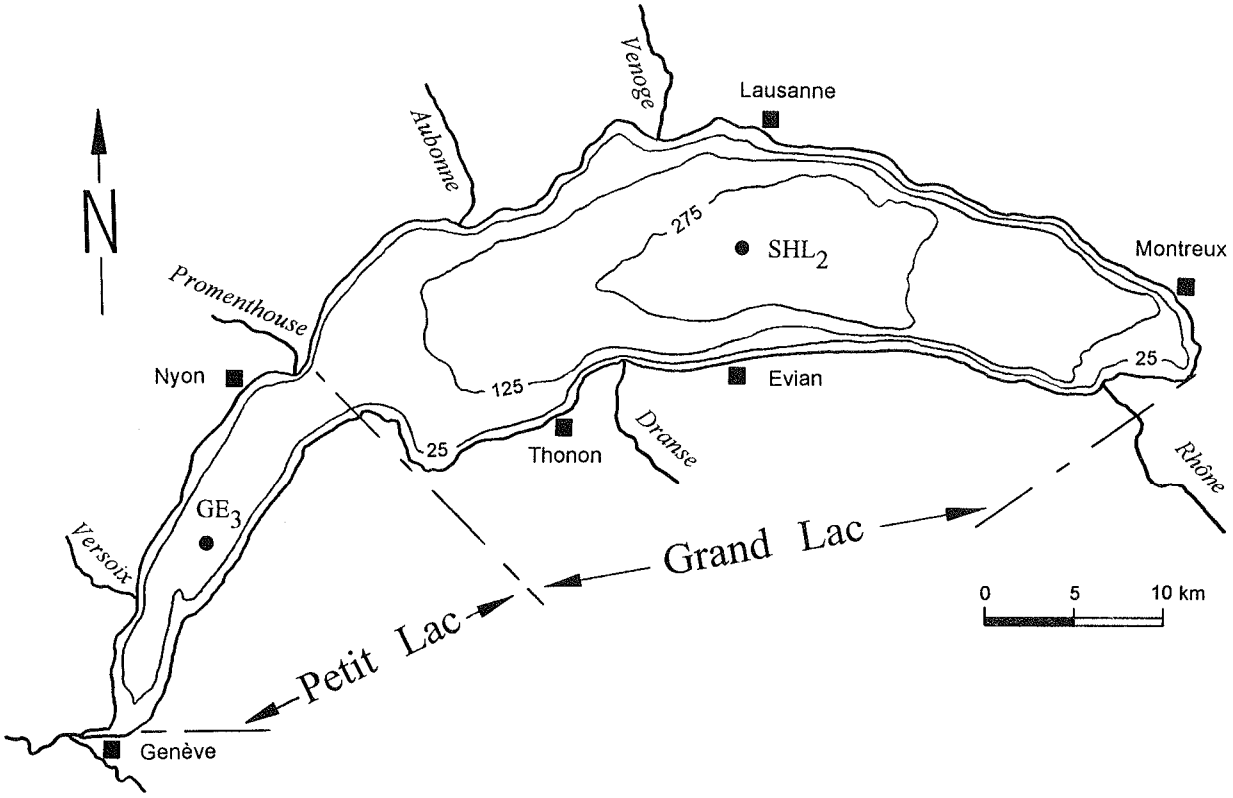


Figure 1 : Situation des points de prélèvement

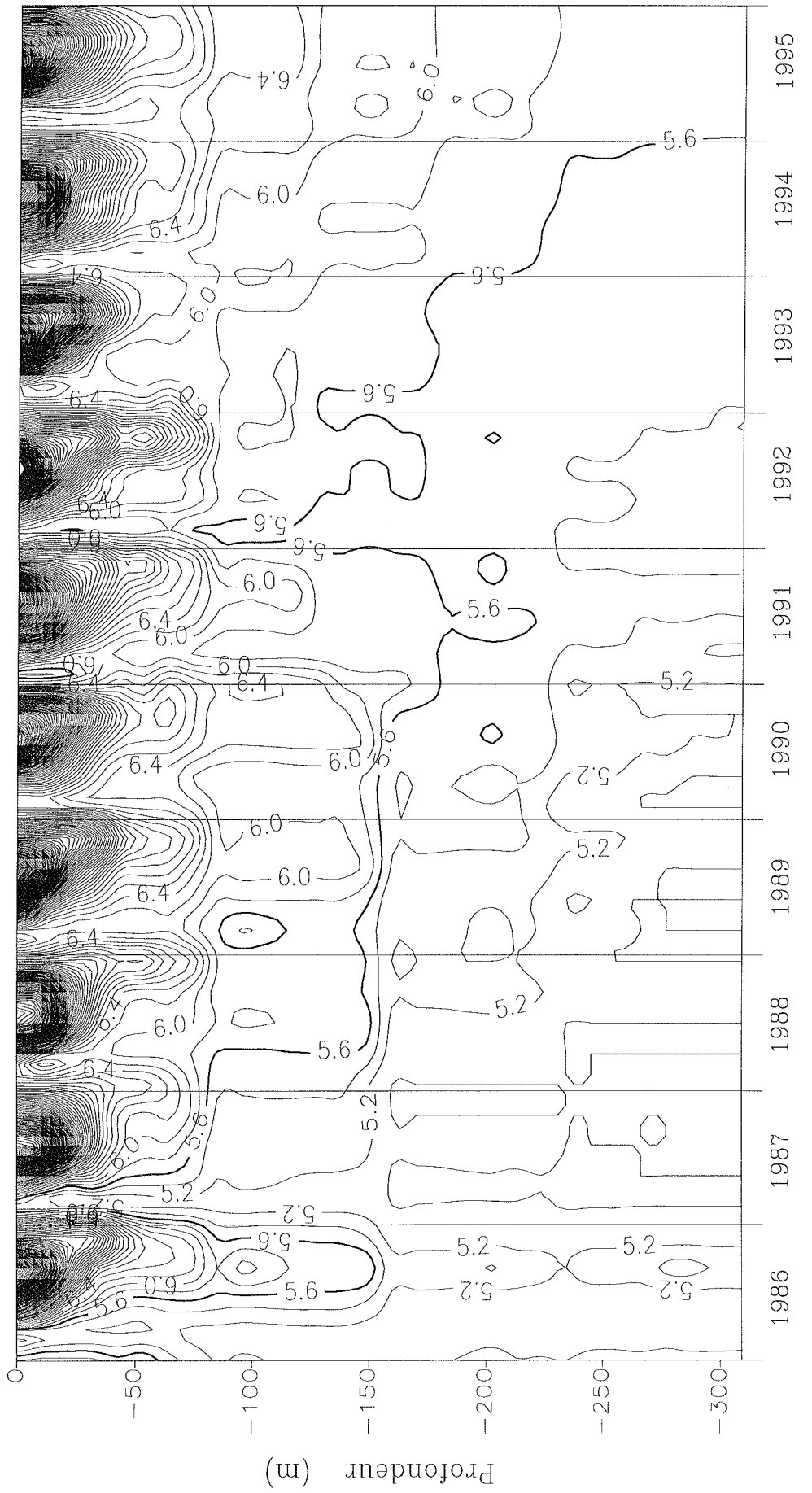


Figure 2 : Température des eaux du Léman (Grand Lac - SHL 2) en fonction de la profondeur

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)

2. PARTIE A : LE GRAND LAC

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

Les températures moyennes élevées des mois d'hiver et particulièrement du mois de février (figure 3) (ORAND et GAGNAIRE, 1996) n'ont pas permis encore cette année un refroidissement important de la masse d'eau.

Le brassage hivernal du lac n'a concerné que la zone 0 à 125 m de profondeur environ (observation du 8 mars 1995 - profil sonde température et oxygène).

La réoxygénation des eaux profondes a encore, et pour la neuvième année consécutive, été très réduite. Le maximum d'oxygène dans les eaux du fond est tout juste remonté à environ 2.4 mg/l en mars 1995. A cette période et dans les couches soumises au brassage, la température s'est abaissée à 6.45 °C.

La température moyenne annuelle de 6.96 °C observée est parmi les températures les plus élevées relevées ces trente dernières années.

Dans la couche profonde, le réchauffement amorcé depuis 1987 se poursuit (figure 5).

Comme le montre la figure 6, la température des eaux de surface n'a pas atteint celle des eaux de fond, condition nécessaire pour qu'un brassage complet puisse se réaliser.

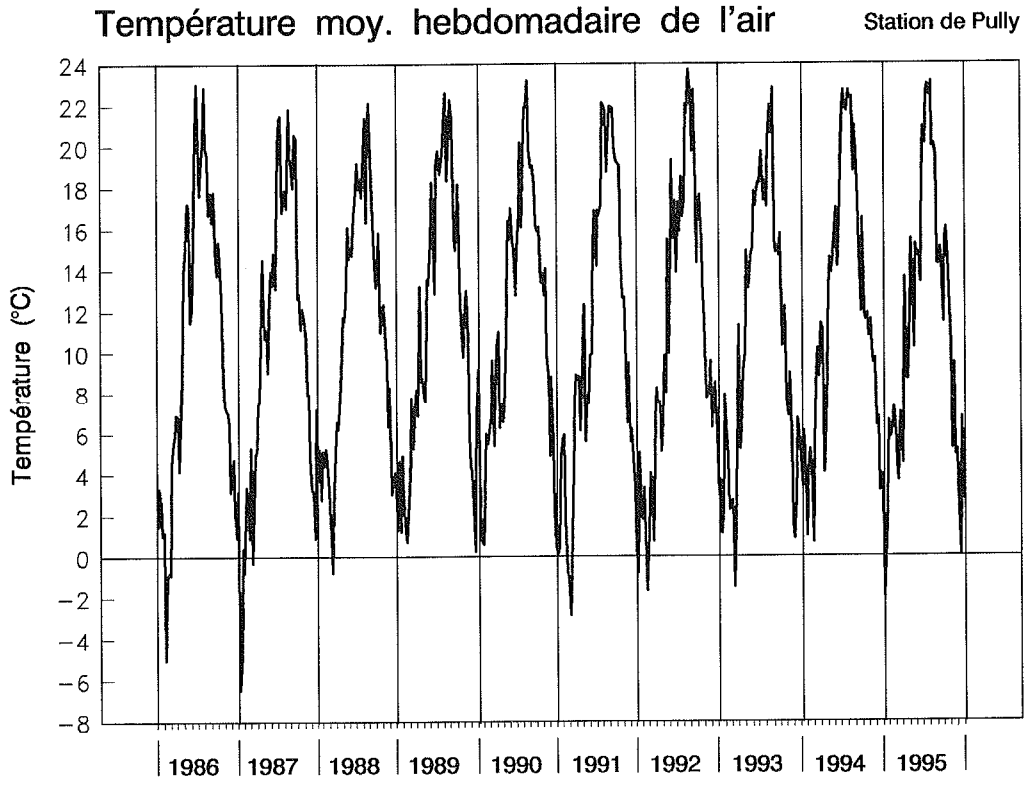


Figure 3 : Température moyenne de l'air (à Pully)

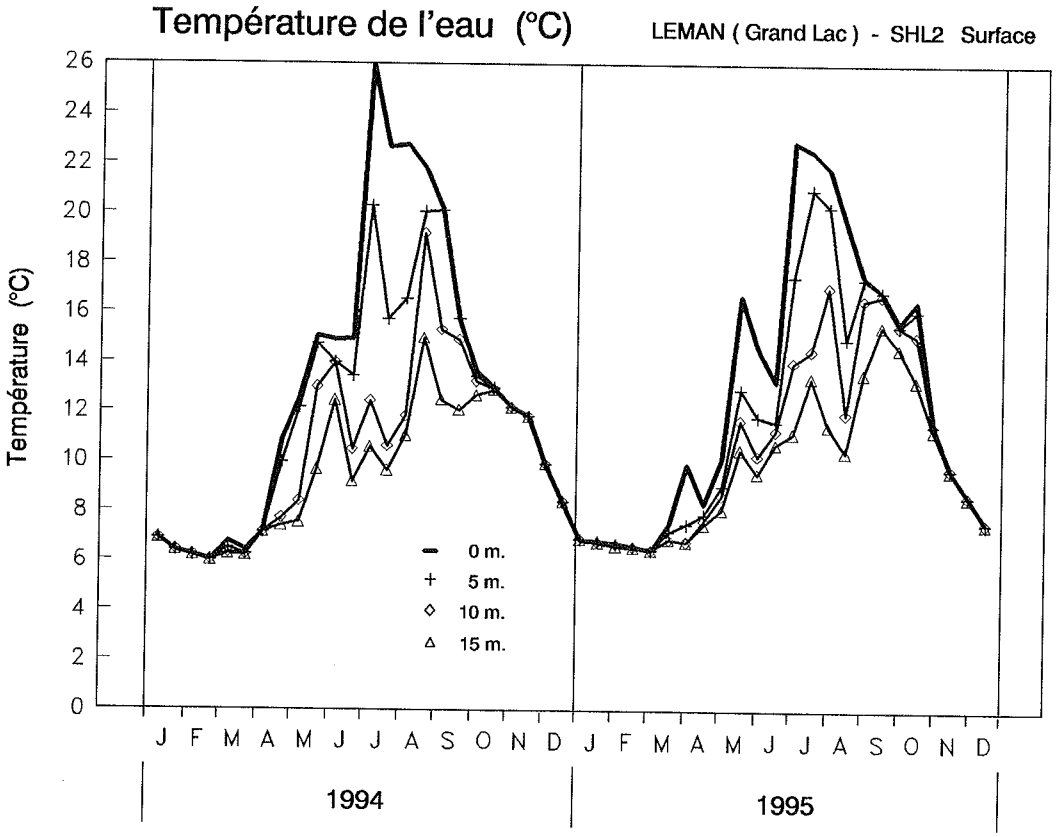


Figure 4 : **Température de l'eau des couches superficielles Grand Lac (SHL 2)**

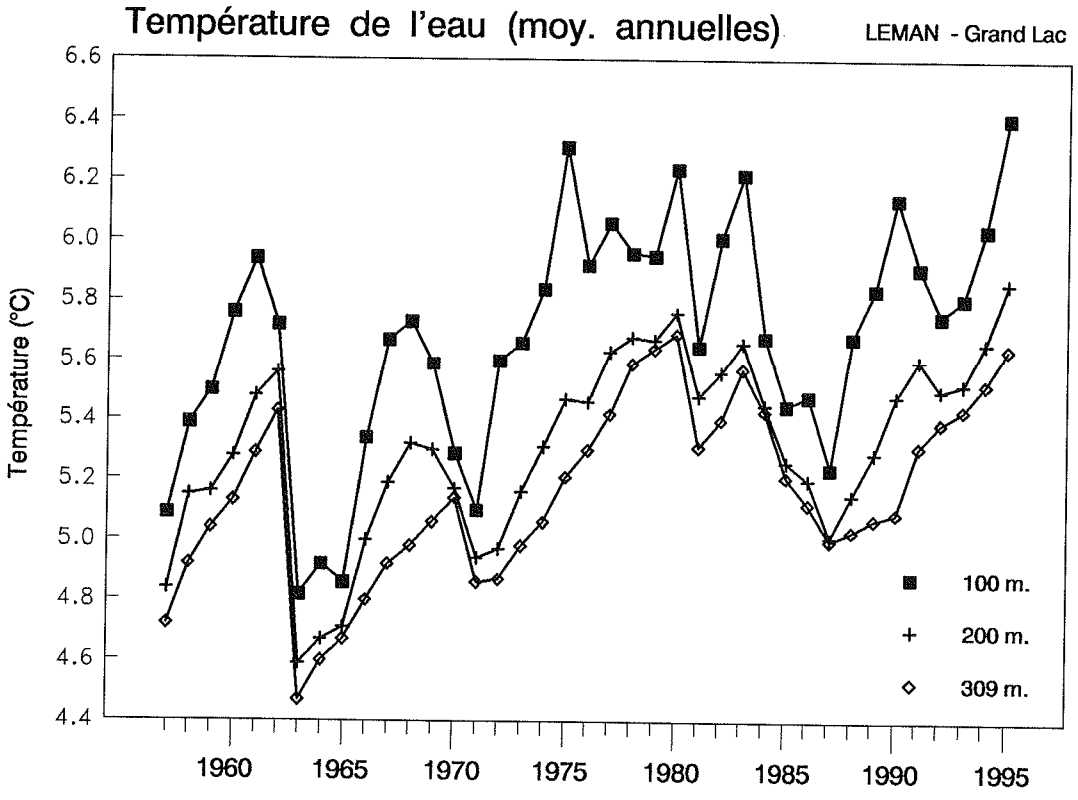


Figure 5 : **Evolution de la température moyenne annuelle de l'eau du Grand Lac à 100, 200 et 309 mètres de profondeur**

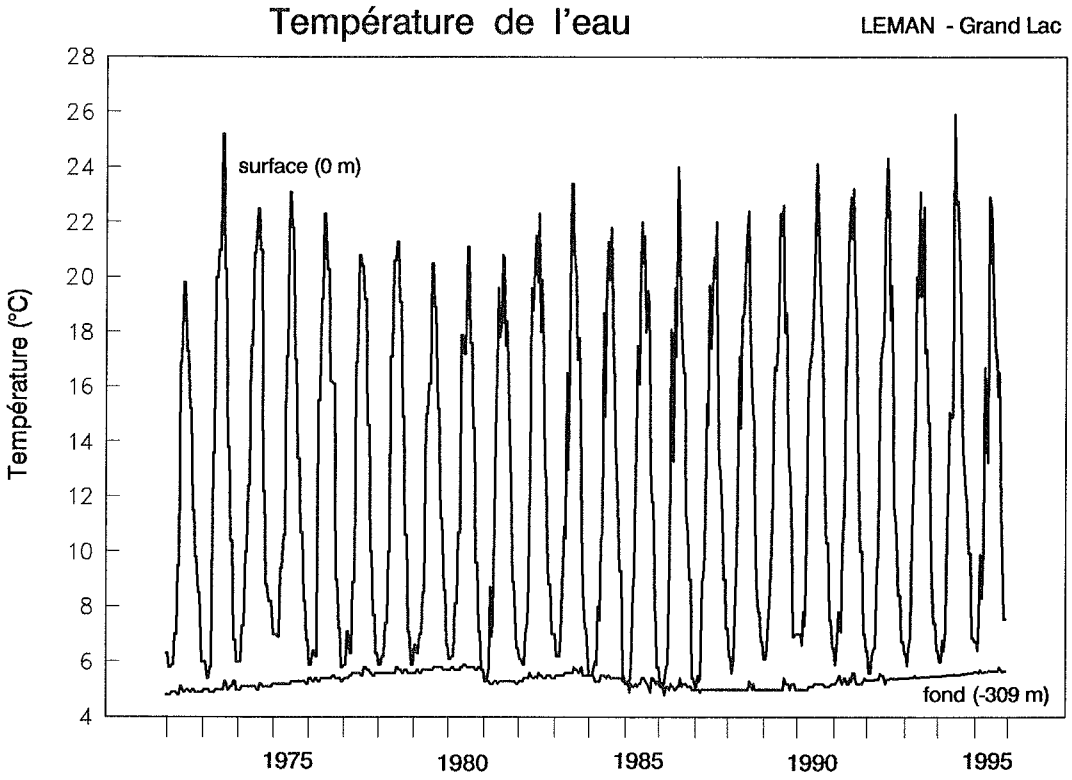


Figure 6 : **Evolution, campagne par campagne à SHL2, de la température de l'eau en surface (0 m) et au fond (- 305 m)**

2.2 ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES

. *Reprise de l'activité photosynthétique au printemps*

La faible efficacité du brassage hivernal a cette année encore limité le renouvellement des nutriments. Les orthophosphates (figures 7 et 8) sont remontés à 24 μg P/l.

L'azote nitrique a, comme en 1993 et 1994, atteint des valeurs voisines de 600 μg N/l dans le Grand Lac (figure 9).

La silice a atteint, dans le Grand Lac, environ 1.4 mg SiO_2/l entre 0 et 10 mètres (figure 10), soit une baisse par rapport aux années précédentes (figure 11).

Une forte consommation de silice est observée dans la couche de surface (0 m) en début avril qui est en liaison avec la forte poussée de diatomées constatée dans cette couche (DRUART et al., 1996).

La transparence (disque de Secchi) maximale de 10.8 m a été observée le 16 janvier 1995 dans le Grand Lac (figure 12)

Après une reprise timide début avril, l'activité photosynthétique s'est amplifiée brusquement mi-avril (DRUART et al., 1996) comme l'indiquent la transparence qui chute à 2.1 m et la concentration en phosphore dissous qui s'abaisse brusquement à 9 μg P/l de 0 à 5 m, les nitrates eux diminuant jusqu'à 365 μg N/l.

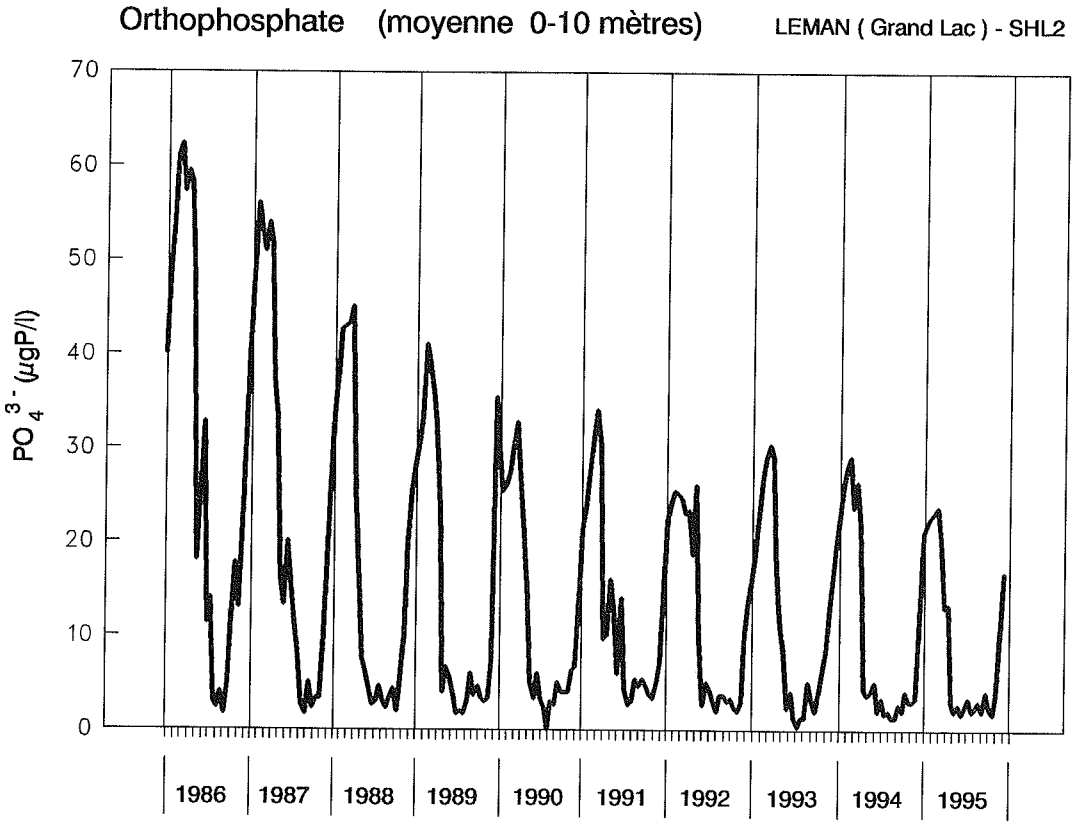


Figure 7 : **Concentration en phosphore dissous (PO_4^{3-}) des eaux de la couche superficielle (moyenne 0-10 m) - Grand Lac (SHL 2)**

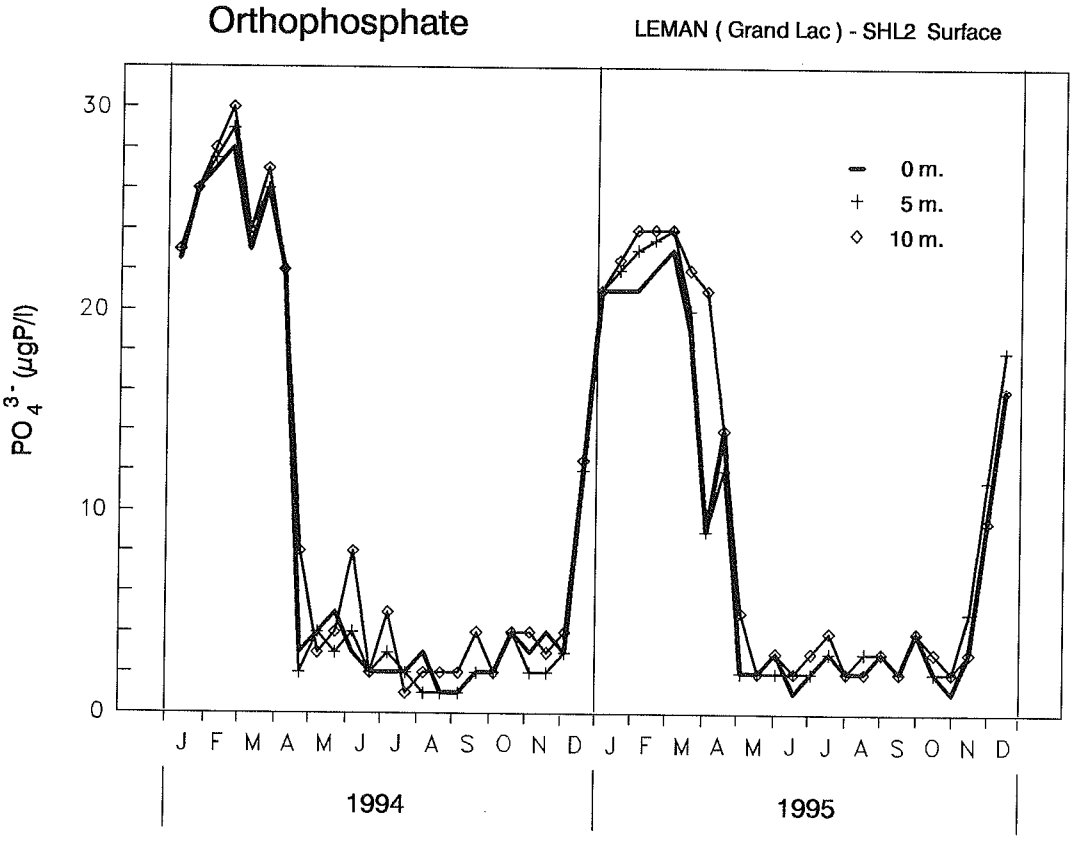


Figure 8 : **Concentrations en phosphore dissous (PO_4^{3-}) des eaux des couches superficielles (0, 5 et 10 m) - Grand Lac (SHL 2)**

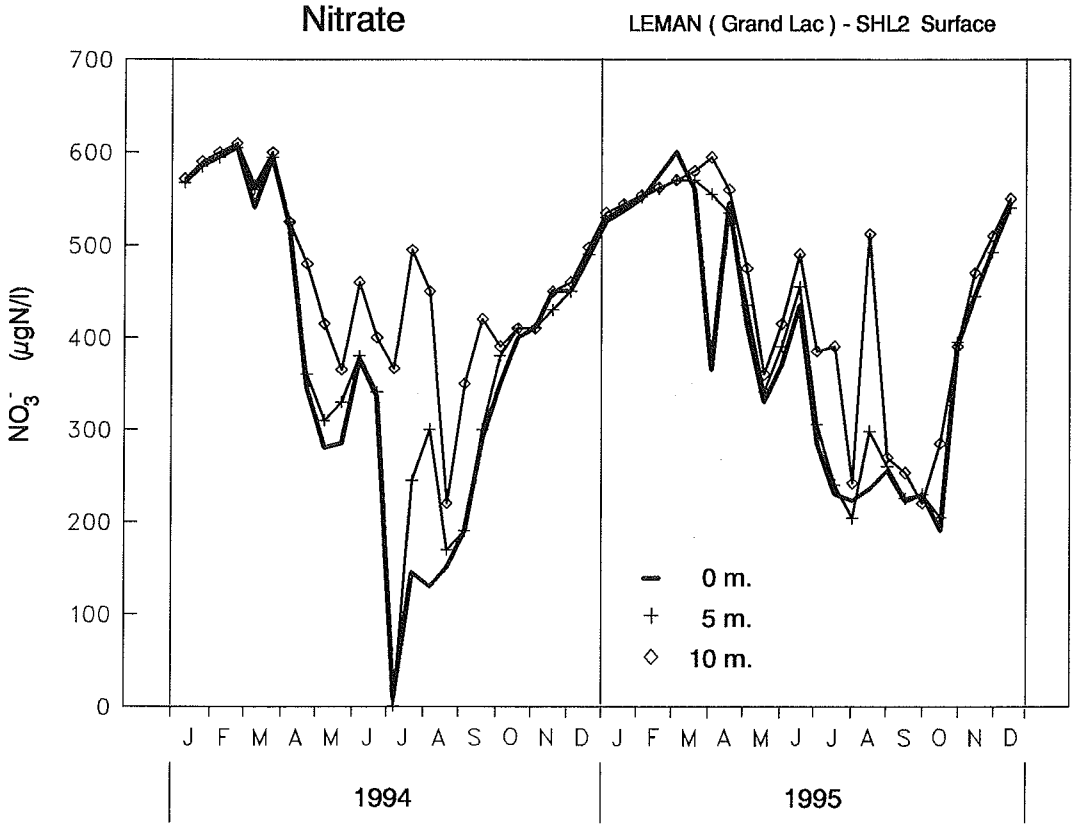


Figure 9 : **Concentration en nitrate (NO_3^-) des eaux des couches (0, 5 et 10 m) Grand Lac (SHL 2)**

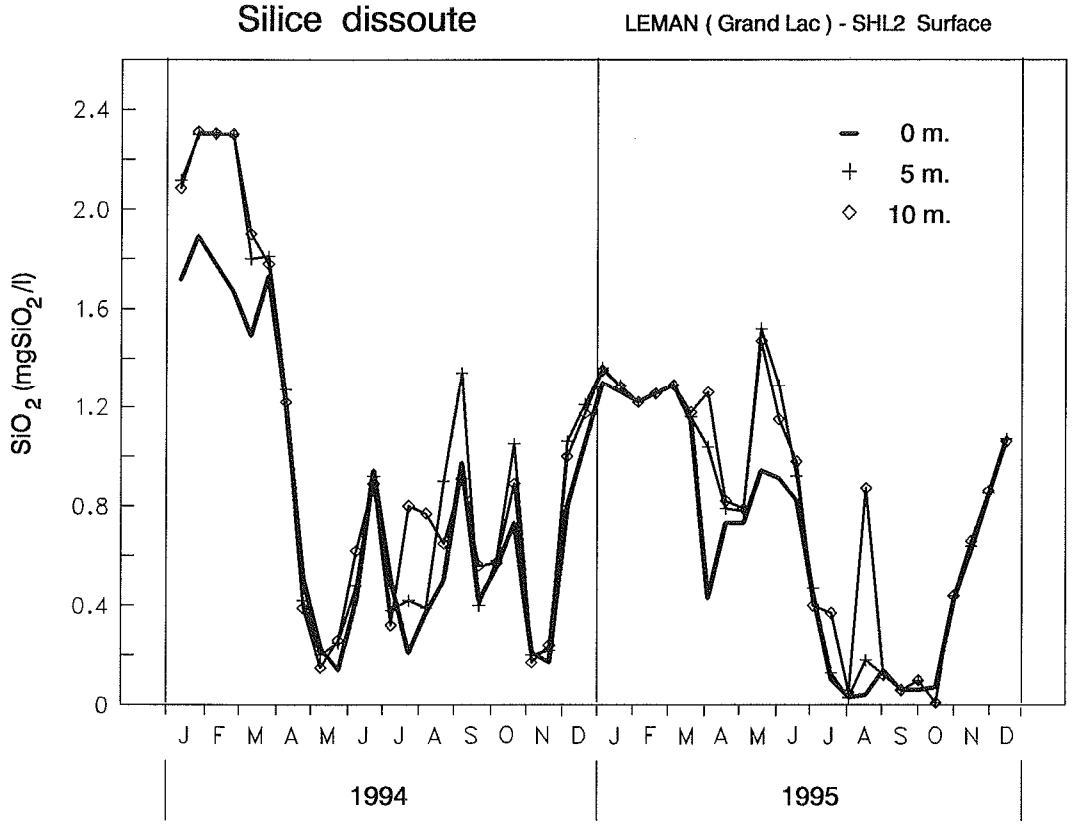


Figure 10 : **Concentration en silice dissoute (SiO_2) des eaux des couches superficielles (0, 5 et 10 m) - Grand Lac (SHL 2)**

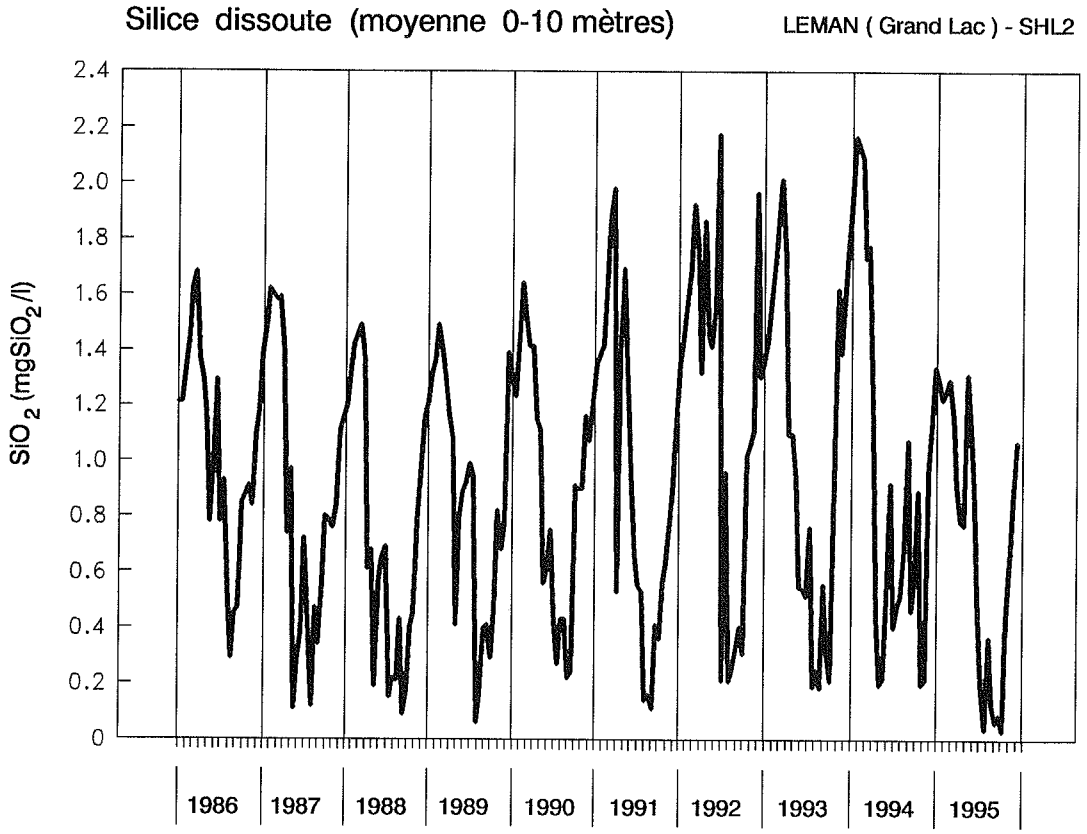


Figure 11 : **Concentration en silice dissoute (SiO_2) des eaux des couches superficielles (moyenne 0-10 m) - Grand Lac (SHL 2)**

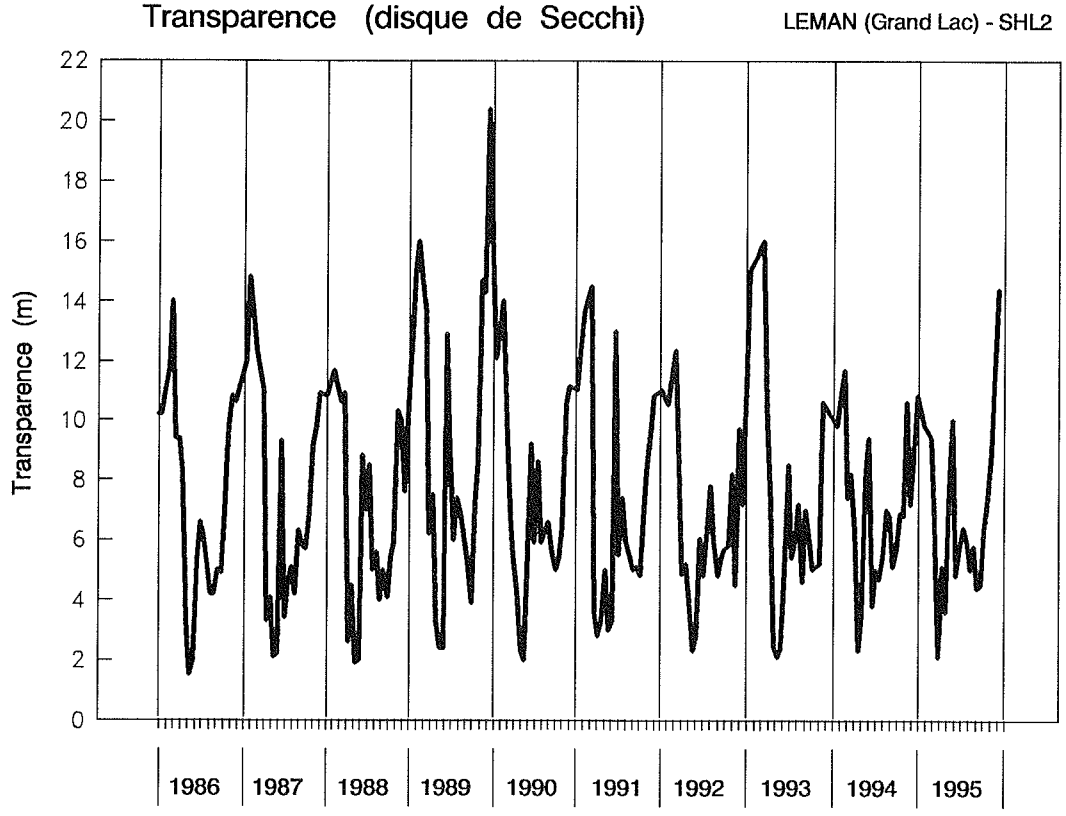


Figure 12 : **Transparence mesurée avec le disque de Secchi - Grand Lac (SHL 2)**

. *Reste de l'année*

La période des eaux claires observée de fin mai (transparence 7.2 m le 29 mai) à début juin (transparence 10.0 m le 13 juin) a été relativement brève (figure 12).

Dans le Grand Lac, l'azote ammoniacal présente des valeurs élevées (20 à 35 μg N/l) à fin mai lors du développement du zooplancton, sans toutefois atteindre celles observées en 1994 (figure 16).

Le réchauffement des couches superficielles a été très progressif jusqu'à fin mai. Ensuite, la température s'est stabilisée entre 12 et 15 °C jusqu'à fin juin. Elle s'élève brusquement en début juillet atteignant le maximum à fin juillet.

On constate un appauvrissement presque total en orthophosphates dans les couches superficielles (0-20 m) de début mai à fin novembre (figures 7 et 25 bis). De fin juillet à mi-novembre, cet appauvrissement atteint la couche des 30 mètres.

En 1995, la consommation des nitrates a été moins importante que les années précédentes (figure 9), spécialement dans la couche la plus superficielle.

Les pics printaniers de carbone, de phosphore et dans une moindre mesure de l'azote particulaire dans le Grand Lac montrent une tendance nette à la baisse dans les couches superficielles ces dernières années (figures 13, 14 et 15). Dans le reste de l'année 1995, la production s'est maintenue à un niveau élevé (PELLETIER, 1996) comme le montrent surtout, les pics de carbone et d'azote particulaire.

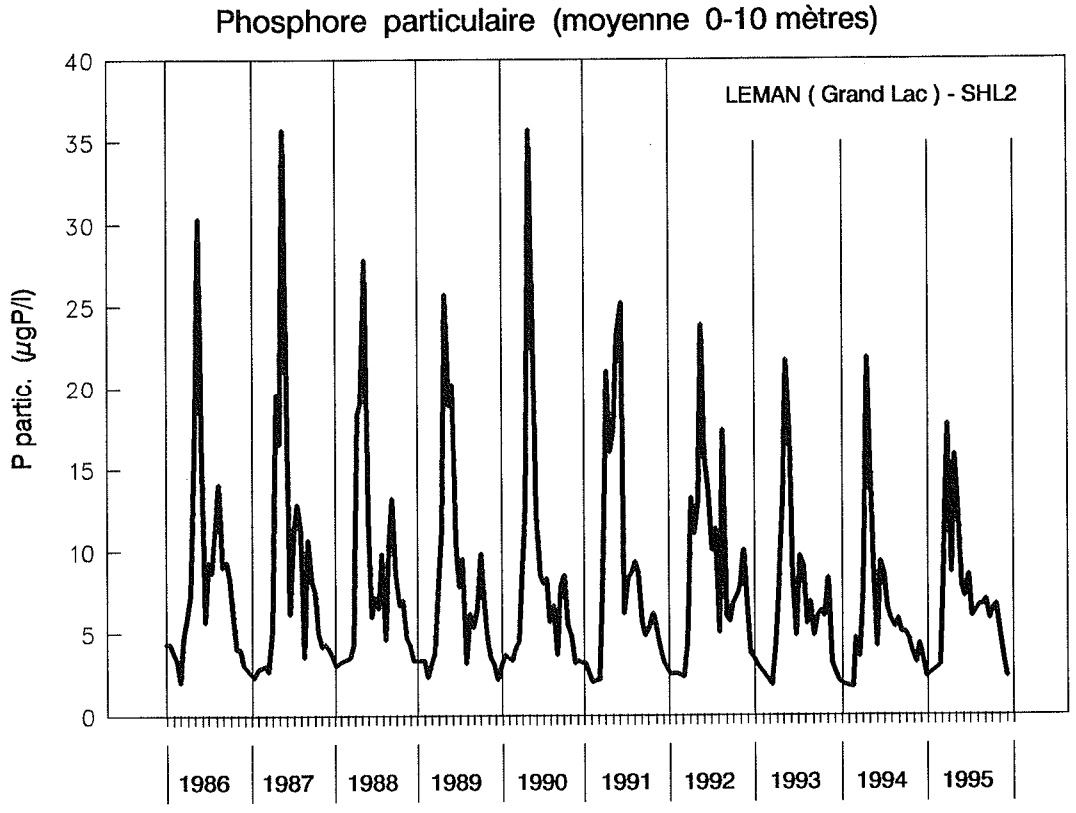


Figure 13 : Concentration en phosphore particulaire des eaux de la couche superficielle (0-10 m) dans le Grand Lac (SHL 2)

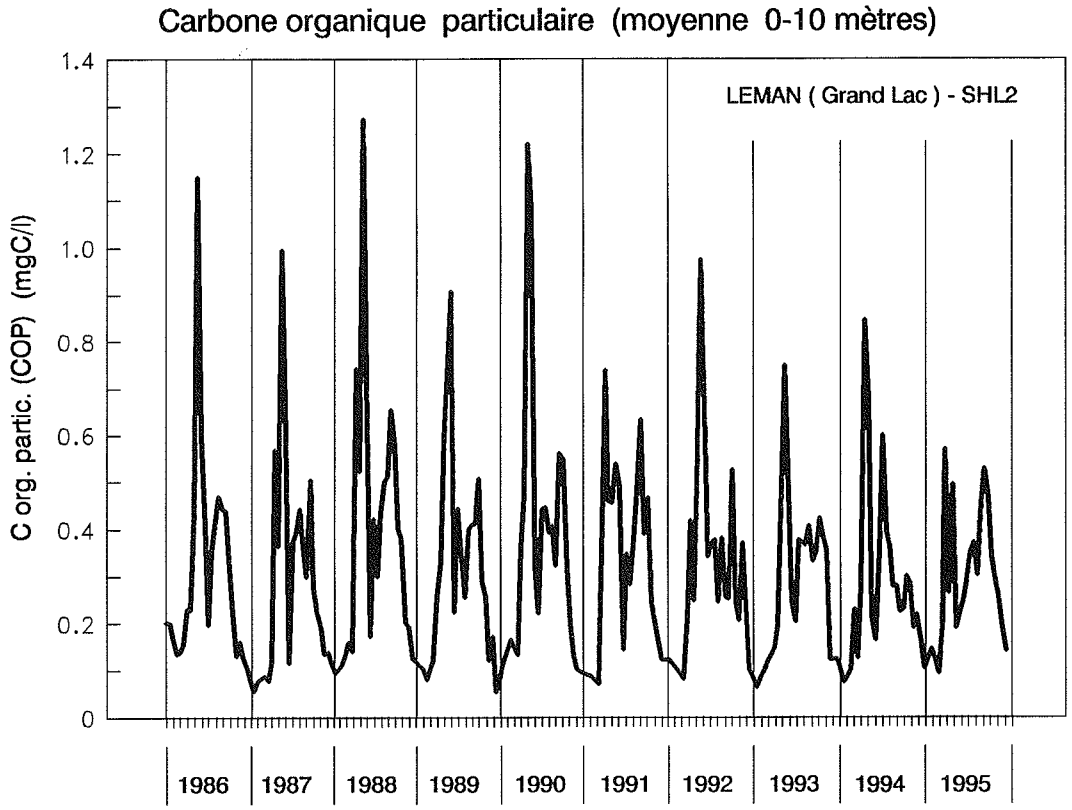


Figure 14 : **Concentration en carbone organique particulaire des eaux de la couche superficielle (0-10 m) dans le Grand Lac (SHL 2)**

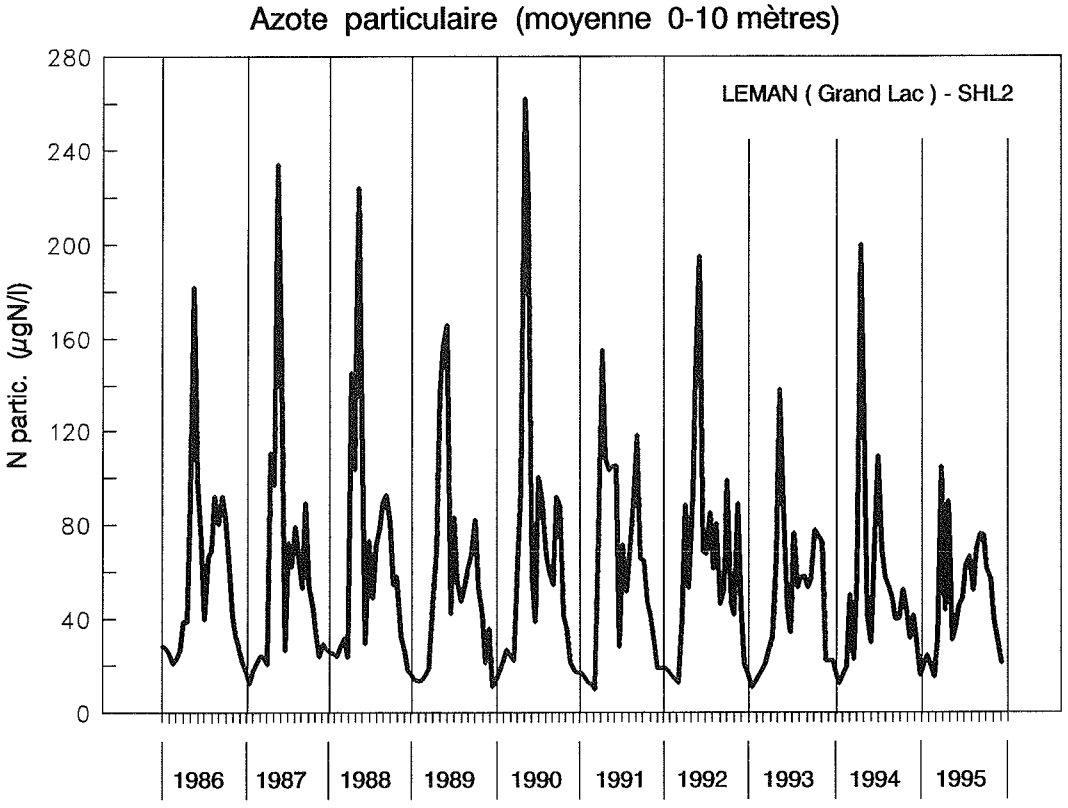


Figure 15 : **Concentration en azote particulaire des eaux de la couche superficielle (0-10 m) dans le Grand Lac (SHL 2)**

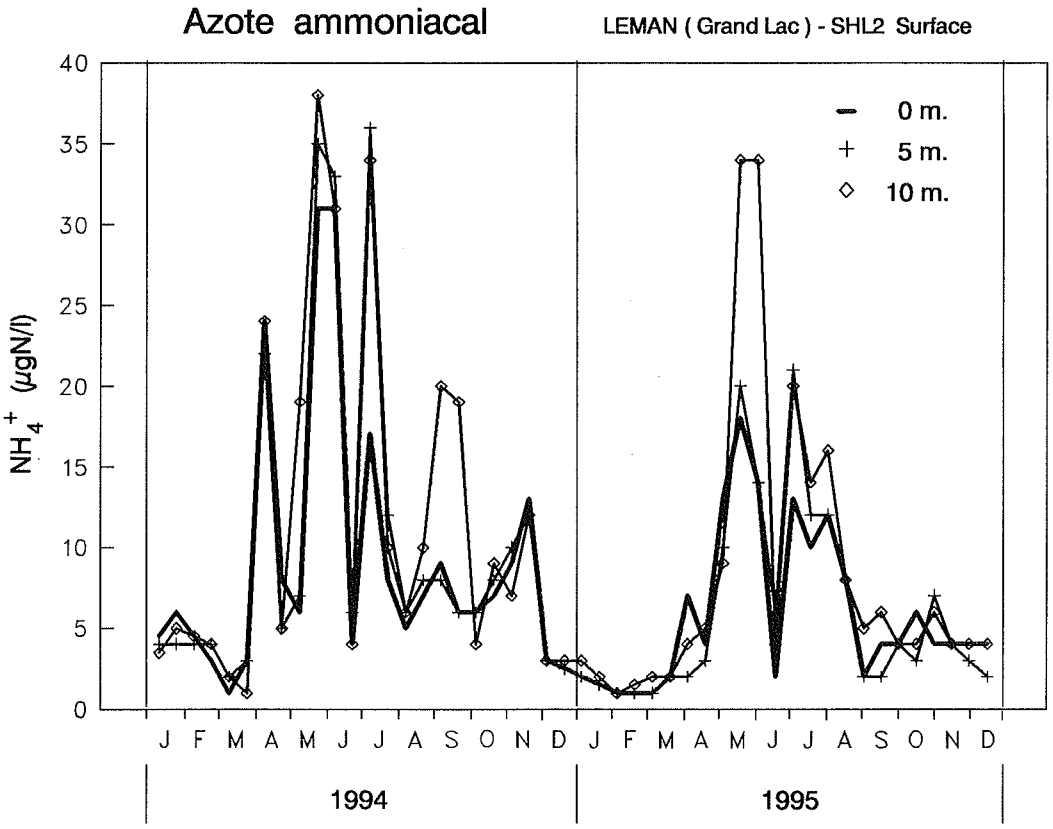


Figure 16 : **Concentration en azote ammoniacal des eaux des couches superficielles dans le Grand Lac (SHL 2)**

2.3 ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES PROFONDES

Les neuf hivers consécutifs relativement doux de ces dernières années ne permettent pas un brassage hivernal complet des eaux du Grand Lac, brassage qui n'affecte que les 125 premiers mètres. Divers paramètres confirment cette absence d'homogénéité : température (figure 2), conductivité, oxygène (figure 18), orthophosphates, silice, etc; ils ne sont pas uniformes dans la colonne d'eau.

Le déficit en oxygène des couches profondes du Grand Lac est toujours élevé comme le montre la figure 18. La zone concernée (hachurée, figure 18) où la concentration en oxygène est inférieure à 4 mg O_2/l est importante et, comme ces dernières années, cette situation persiste durant toute l'année. A la fin de l'hiver, la teneur en oxygène demeure très basse, n'atteignant qu'environ 2.4 mg O_2/l en mars 1995. Une teneur inférieure à 1 mg O_2/l est observée de mi-août à fin novembre, avec un minimum de 0.3 mg O_2/l à mi-novembre. La situation relevée dès 1991 (BLANC et al., 1992) concernant la faible consommation d'oxygène dissous dans les eaux profondes se confirme encore cette année (baisse annuelle des concentrations en oxygène de 2.0 mg O_2/l).

Les teneurs en matière organique particulaire mesurées dans les eaux profondes (figure 20) restent faibles ce qui peut expliquer la faible consommation d'oxygène pour la minéralisation de cette matière organique.

La désoxygénation des couches profondes dans le Grand Lac est suffisante pour réduire les sels de manganèse et assurer leur diffusion à partir des sédiments (figure 20) avec la valeur la plus élevée de 331 μg/l le 15 novembre 1995. Lors du prélèvement, il a été constaté une turbidité relativement élevée de l'eau du fond. Cette désoxygénation ne permet pas de réduire les sels de fer : à aucun moment ceux-ci n'apparaissent dans l'eau. Comme les années précédentes, on enregistre simultanément à la baisse des teneurs en oxygène (figure 19) une augmentation des concentrations en phosphore dissous (figure 17). Sans doute, cette augmentation n'a rien de comparable avec ce que l'on peut craindre d'une véritable charge interne : la diffusion du phosphore depuis les sédiments (figure 17) est actuellement très faible et sans comparaison avec ce qui était constaté dans les années 70 (BARROIN, 1992).

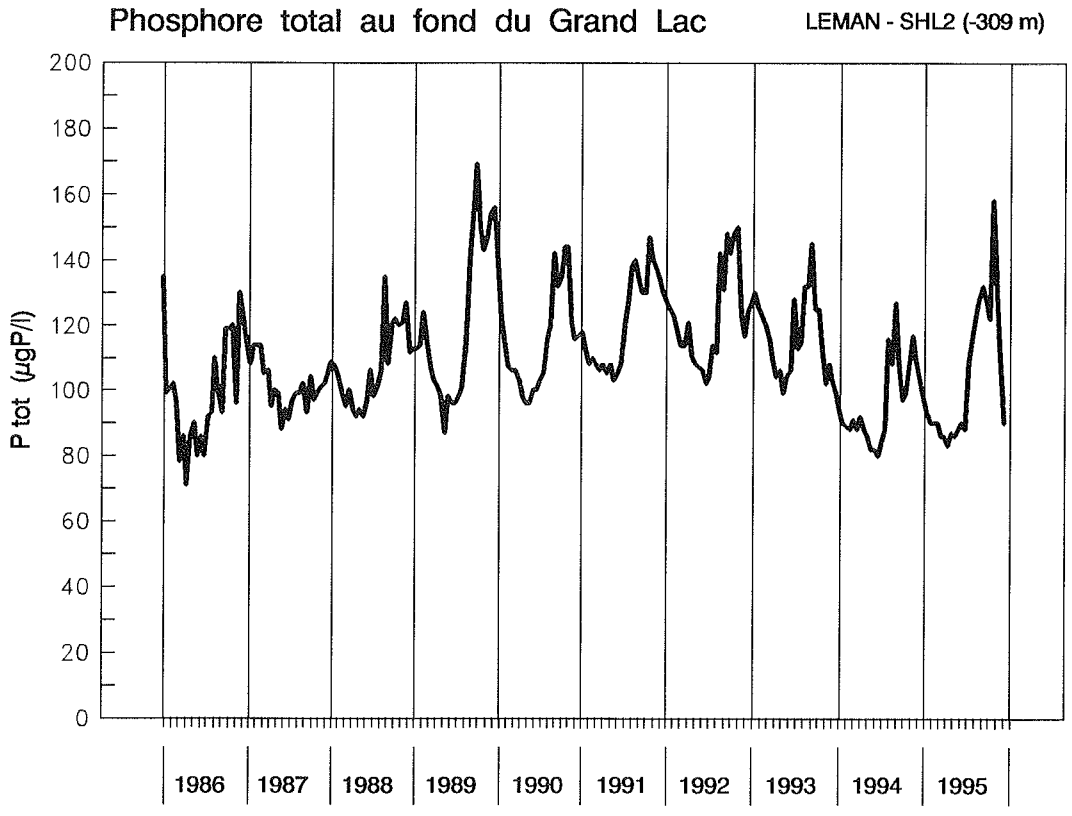


Figure 17 : Concentration en phosphore total des eaux au fond du Grand Lac (SHL2)

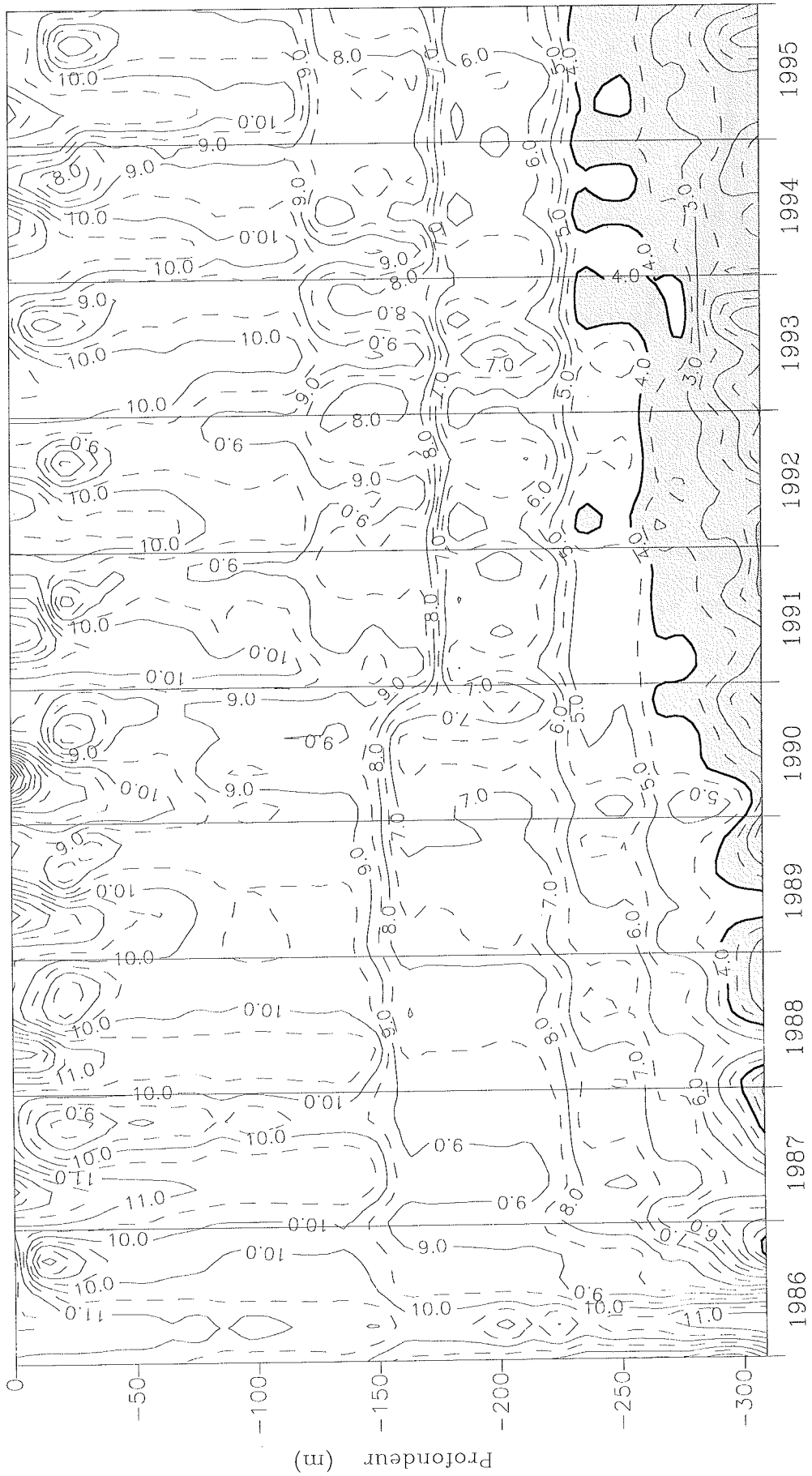


Figure 18 : Concentration en oxygène dissous des eaux du Léman (SHL 2) (zone grisée = concentration inférieure à 4 mg/l)

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

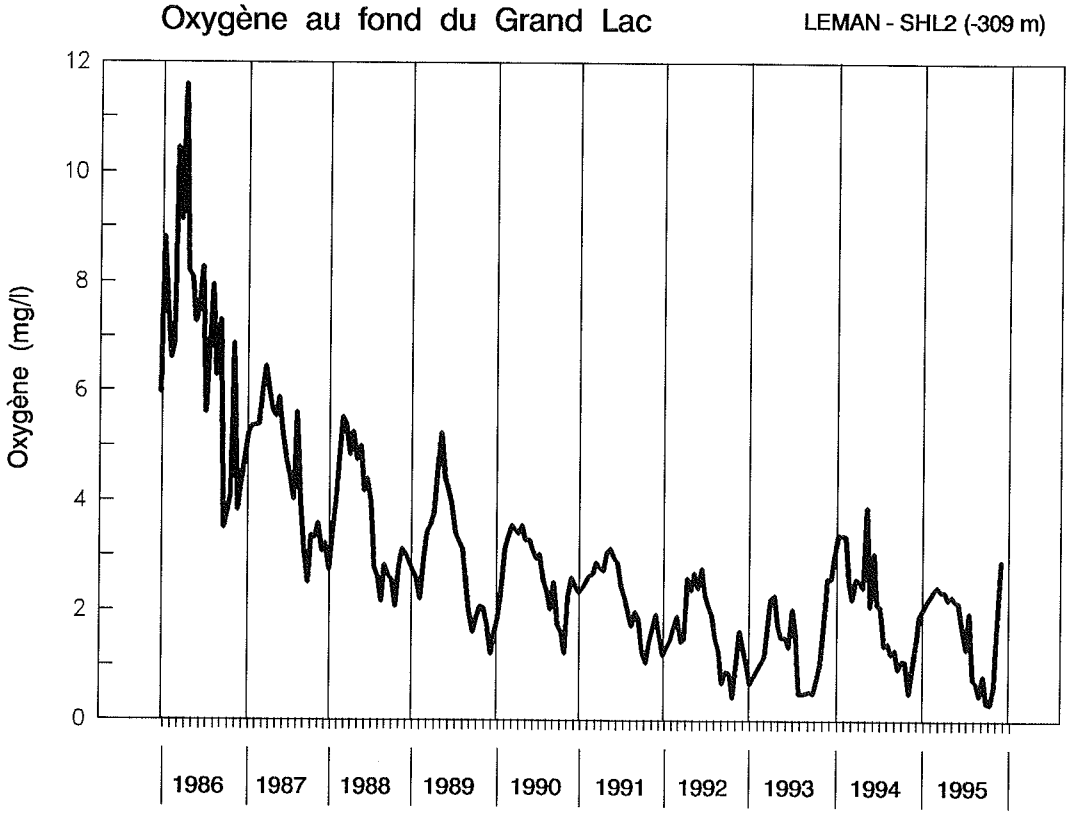


Figure 19 : **Concentration en oxygène dissous des eaux au fond du Grand Lac (SHL 2)**

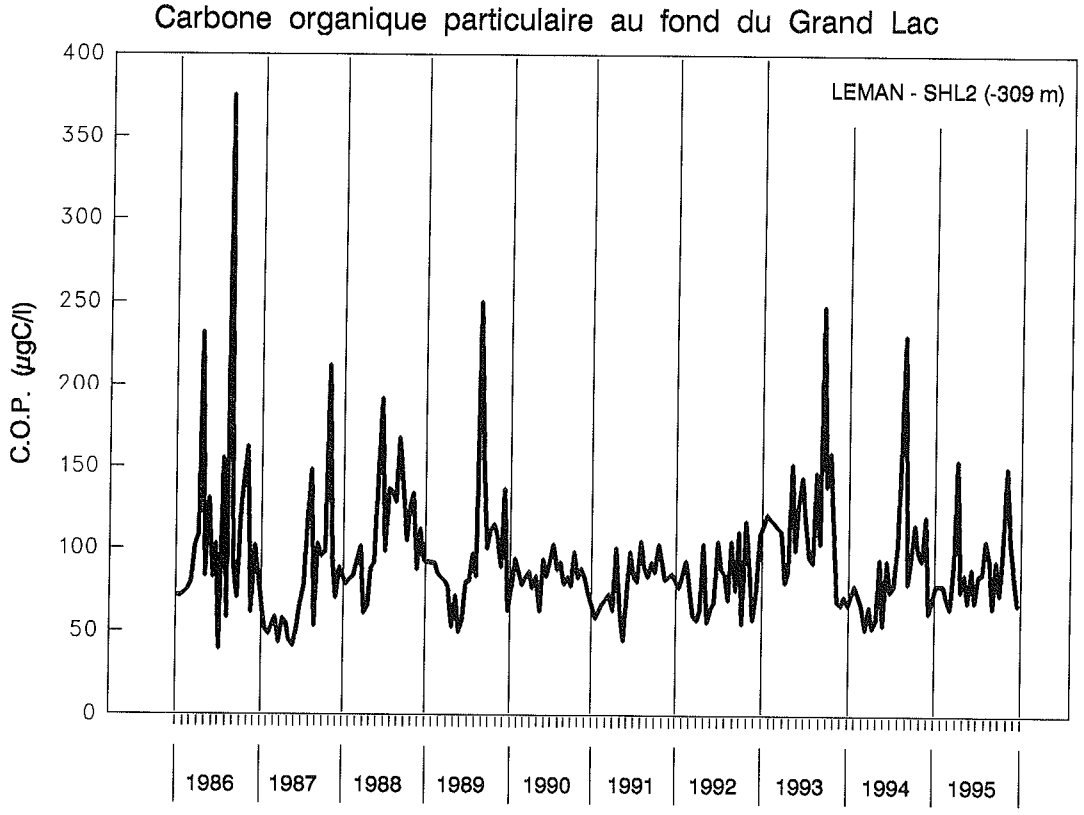


Figure 20 : **Concentration en carbone organique particulaire des eaux au fond du Grand Lac (SHL 2)**

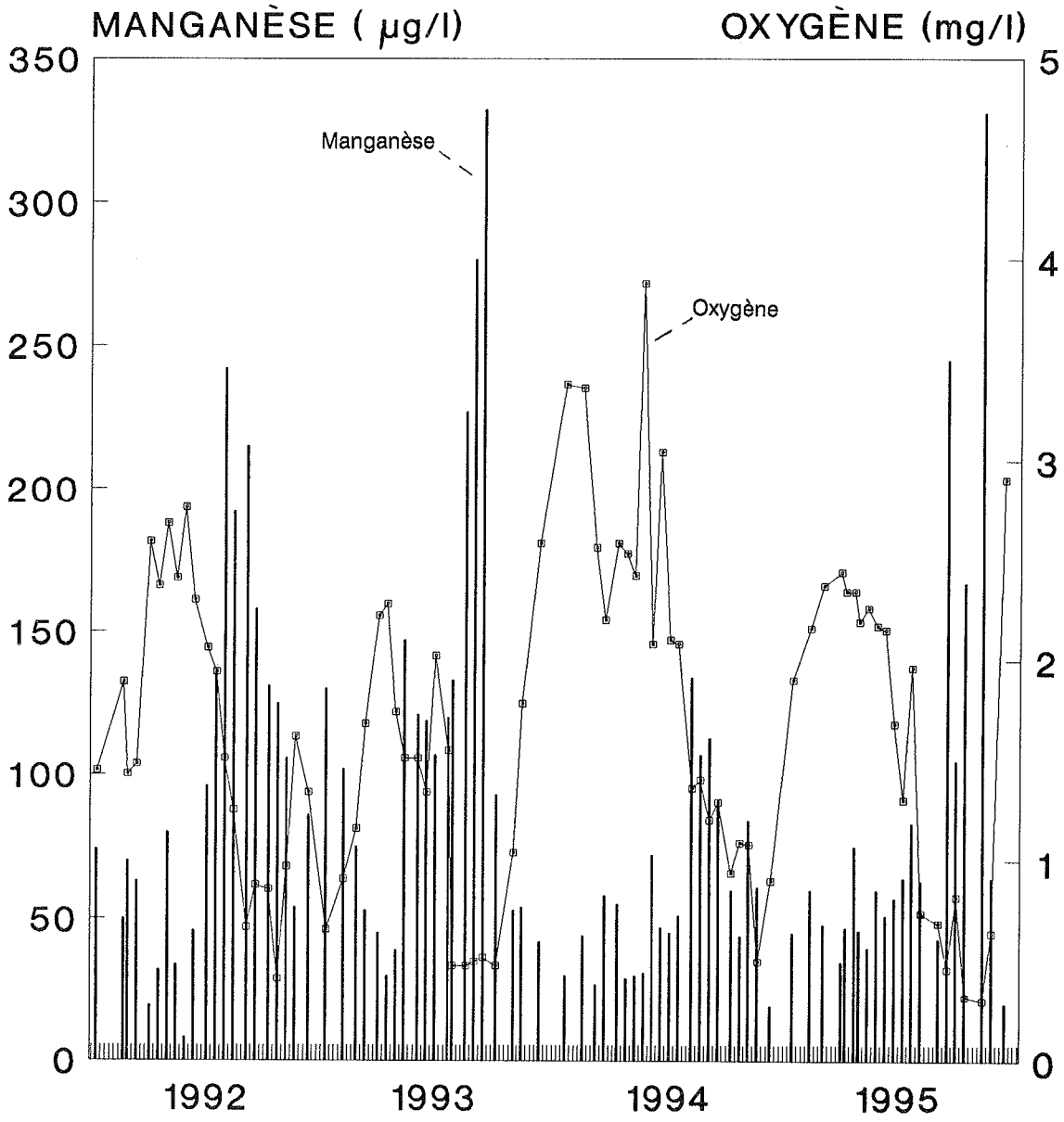


Figure 21 : **Evolution comparée des concentrations en manganèse total et en oxygène dissous dans les eaux du fond du Grand Lac (SHL2)**

2.4 ÉVOLUTION INTERANNUELLE DES PRINCIPAUX PARAMÈTRES

Les concentrations moyennes pondérées [2] 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).

- ***Température***

  Sur la figure 23 sont représentées les températures moyennes des couches 0-10, 0-20, 0-50, 0-100 mètres et l'ensemble du lac (0-309 m) pour chaque campagne de mesure depuis 1985.

  Ces courbes montrent que les températures minimales moyennes à la fin de l'hiver ont augmenté pour la couche 0-100 mètres de 1.42 °C entre 1986 et 1995 et pour la couche 0-309 m (ensemble du lac) de 1.18 °C, soit d'environ 0.1 °C par année.

  Pour la température maximale (moyenne 0-10 mètres) observée en été, elle a eu également tendance à augmenter, passant de 19.32 °C en 1986 à 22.11 °C en 1993. En 1994, par contre, elle a légèrement baissé (20.05 °C). Ce dernier résultat semble en contradiction avec l'observation de la température exceptionnelle observée en surface en juillet. Cependant, ce réchauffement n'a concerné qu'une très faible couche d'eau (0-5 m) du fait de l'absence de vent et donc de mélange superficiel cette année-là. En 1995, la température maximale de la couche 0-10 mètres a encore baissé et atteint 19.4 °C.

- ***Oxygène dissous (figures 18, 19 et 22)***

  La concentration moyenne des couches en dessous de 150 mètres (figure 18) est toujours faible et ceci depuis plusieurs années. Ce phénomène est dû aux brassages incomplets des eaux durant ces derniers hivers. La figure 22 montre l'évolution de la teneur au fond du lac depuis 1957.

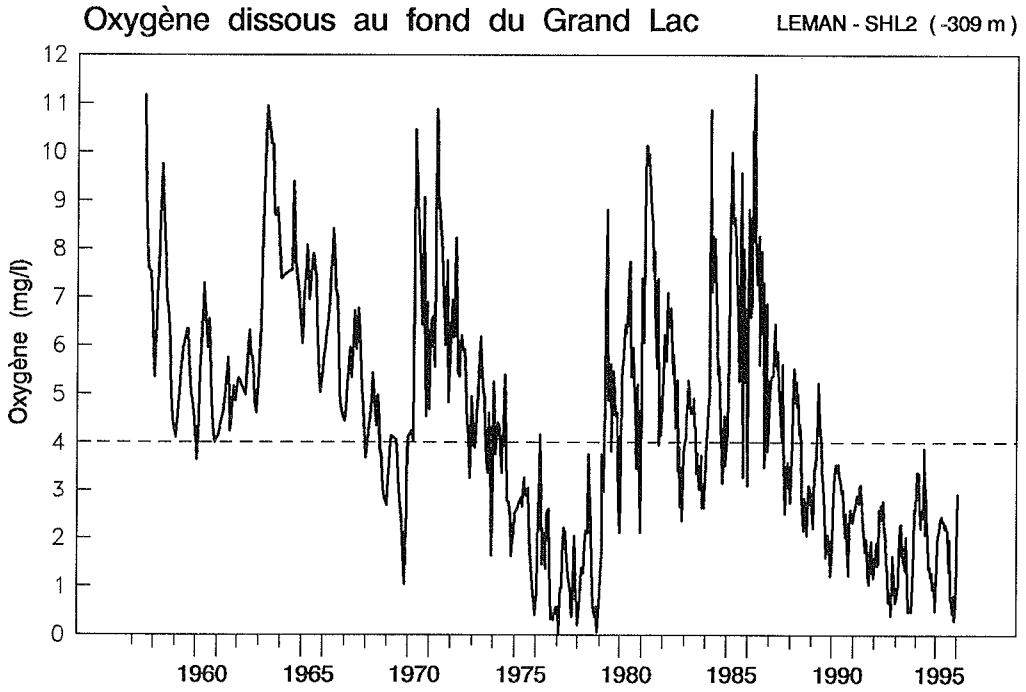


Figure 22 : Concentration en oxygène dissous des eaux au fond du Grand Lac (SHL 2)

---

[2] 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

Sur la figure 22, la limite indiquée à 4 mg O_2/l correspond à l'objectif à atteindre quant à la qualité des eaux des lacs fixée dans l'Ordonnance suisse du 8 décembre 1975 sur le déversement des eaux usées : "Sous réserve de conditions naturelles défavorables, la concentration d'oxygène dans les lacs ne devra jamais être inférieure à 4 mg O_2/l à quelque profondeur que ce soit".

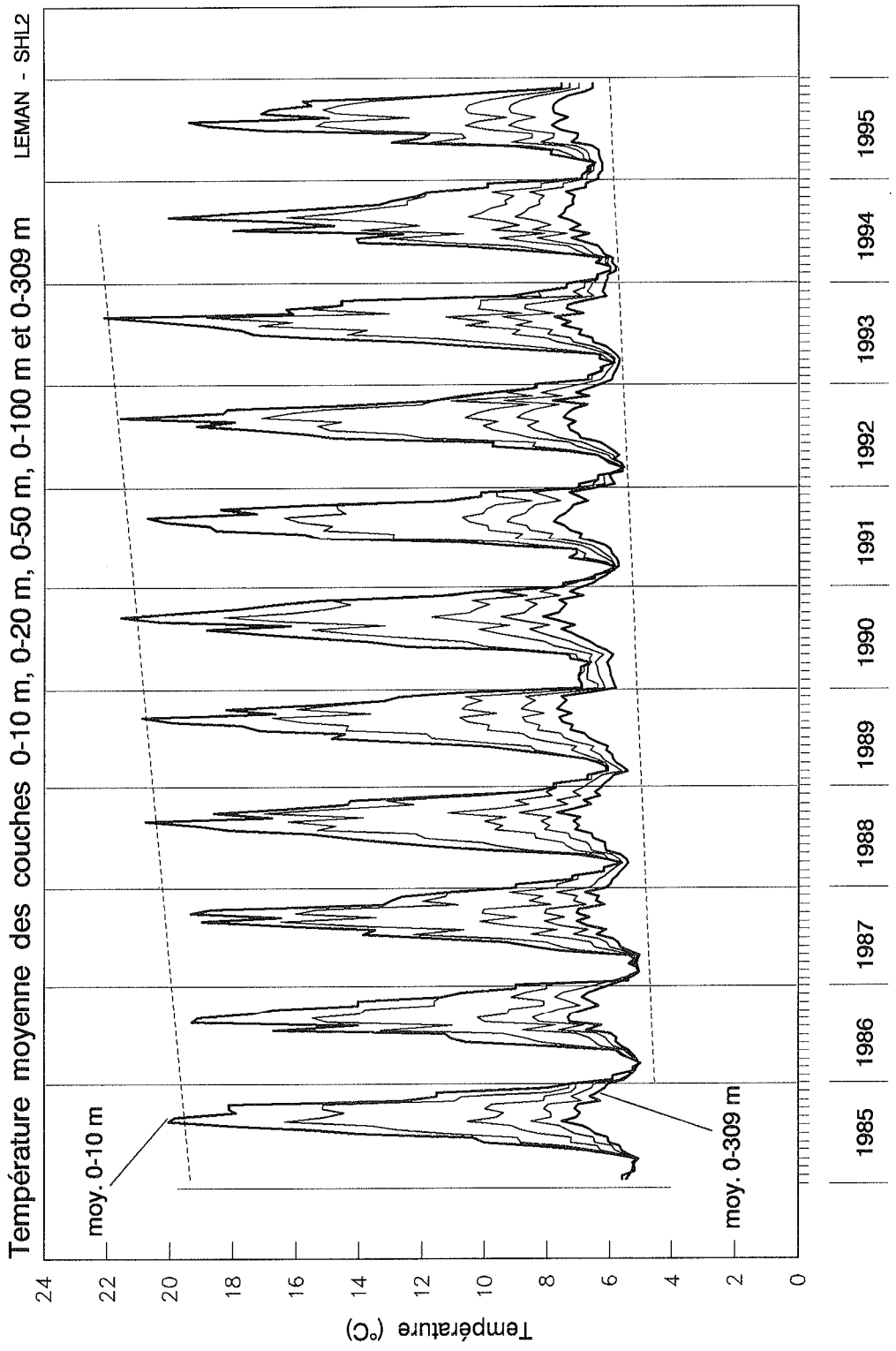


Figure 23 : Evolution des températures de l'eau du Grand Lac (SHL 2)

- ***Phosphore total et orthophosphate (figures 24, 25 et 25bis)***

La baisse continue des concentrations moyennes pondérées (pour toute la masse d'eau) amorcée dès 1979 (figure 24) se poursuit avec une diminution de 7.8 % pour le phosphore total en 1995. Les concentrations moyennes annuelles sont en 1995 de 41.3 μg P/l pour le phosphore total et de 37.0 μg P/l pour le phosphore dissous, ce qui correspond à une quantité de phosphore total contenu dans le Grand Lac de 3'535 tonnes (soit une baisse de 300 tonnes par rapport à 1994). Les pics qui avaient été constatés pendant les années 1964-1965 et 1970 restent toujours sans explications satisfaisantes.

La diminution continue depuis 1979 (- 4'135 tonnes, soit une baisse de 54 %) est due aux efforts d'assainissement (notamment stations d'épuration pratiquant la déphosphatation), à la suppression des phosphates dans les lessives textiles en Suisse et leur réduction en France, ainsi qu'aux pratiques agricoles tendant à limiter les pertes en nutriments.

La figure 25 montre l'évolution des concentrations en phosphore dissous dans le lac pour les années 1986 à 1995. Dans les couches superficielles (figure 25bis), on constate d'année en année, une augmentation de la durée des périodes d'épuisement du phosphore dissous ainsi que de l'épaisseur des couches concernées par cet appauvrissement. En effet, si la courbe isovaleur 40 μg P/l atteignait environ 25 mètres de profondeur en 1986-1987, elle se trouvait en 1991 à environ 75 mètres et de 1992 à 1995 à 125 mètres. L'appauvrissement en orthophosphate se répercute aussi dans les couches plus profondes (figure 25).

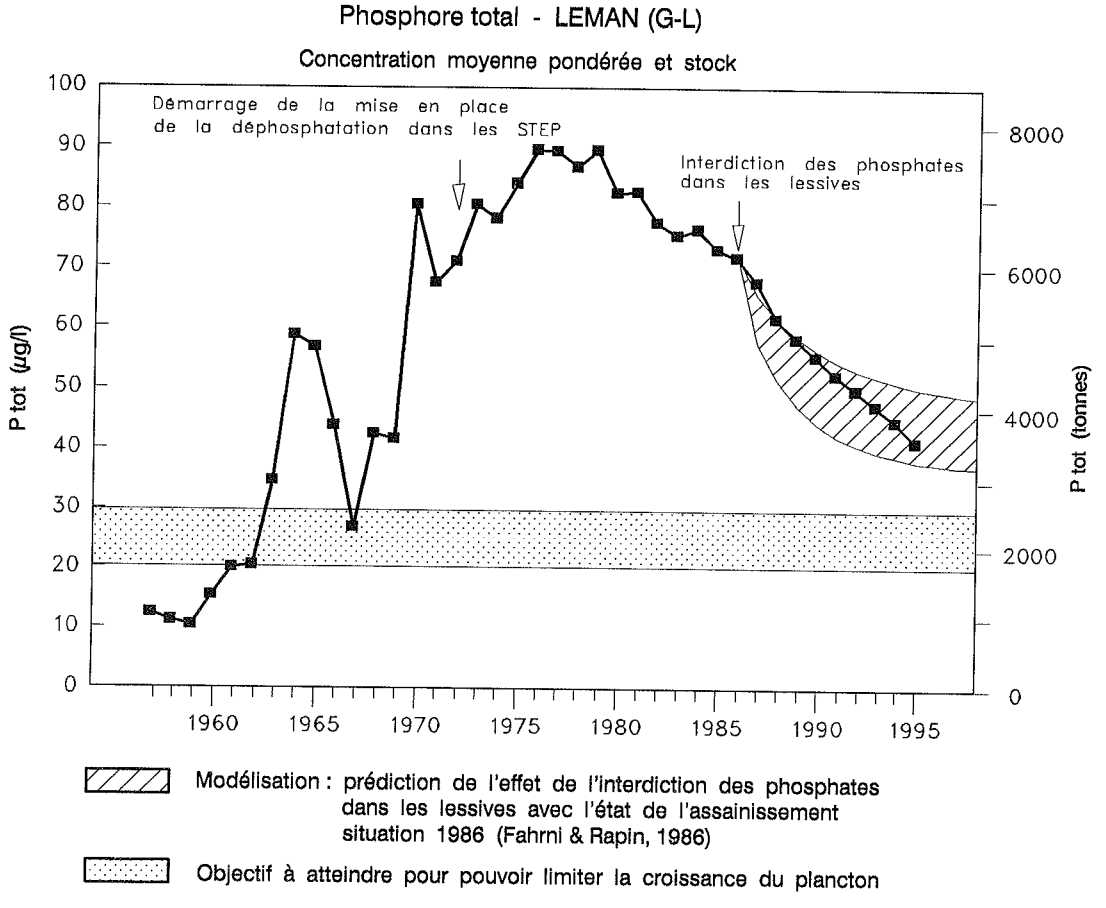


Figure 24 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et du stock de phosphore total contenu dans le Grand Lac

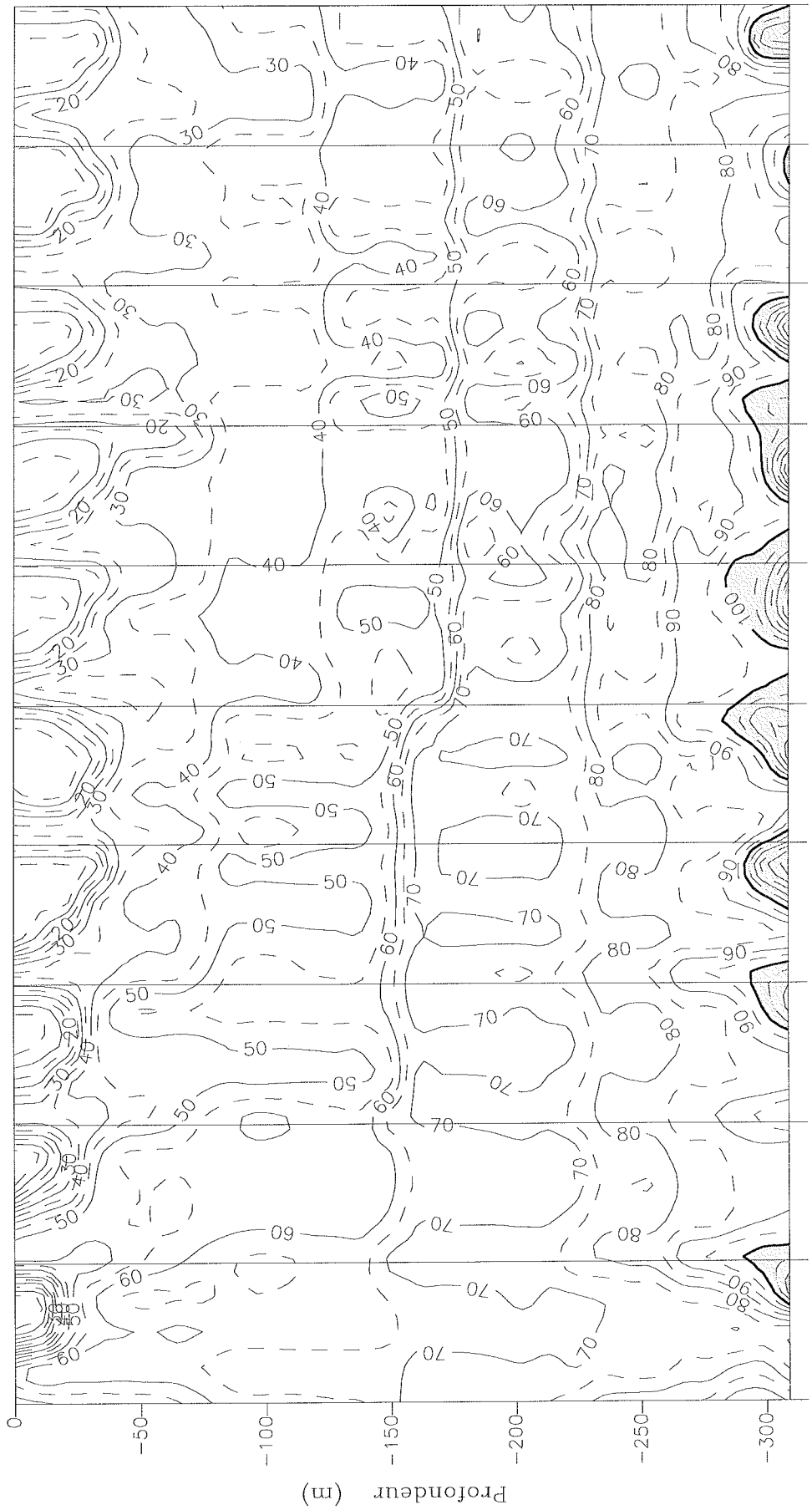


Figure 25 : **Concentration en phosphore dissous (PO_4^{3-}) des eaux du Léman (SHL 2) (zone grisée = concentration supérieure à 100 µg P/l)**

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

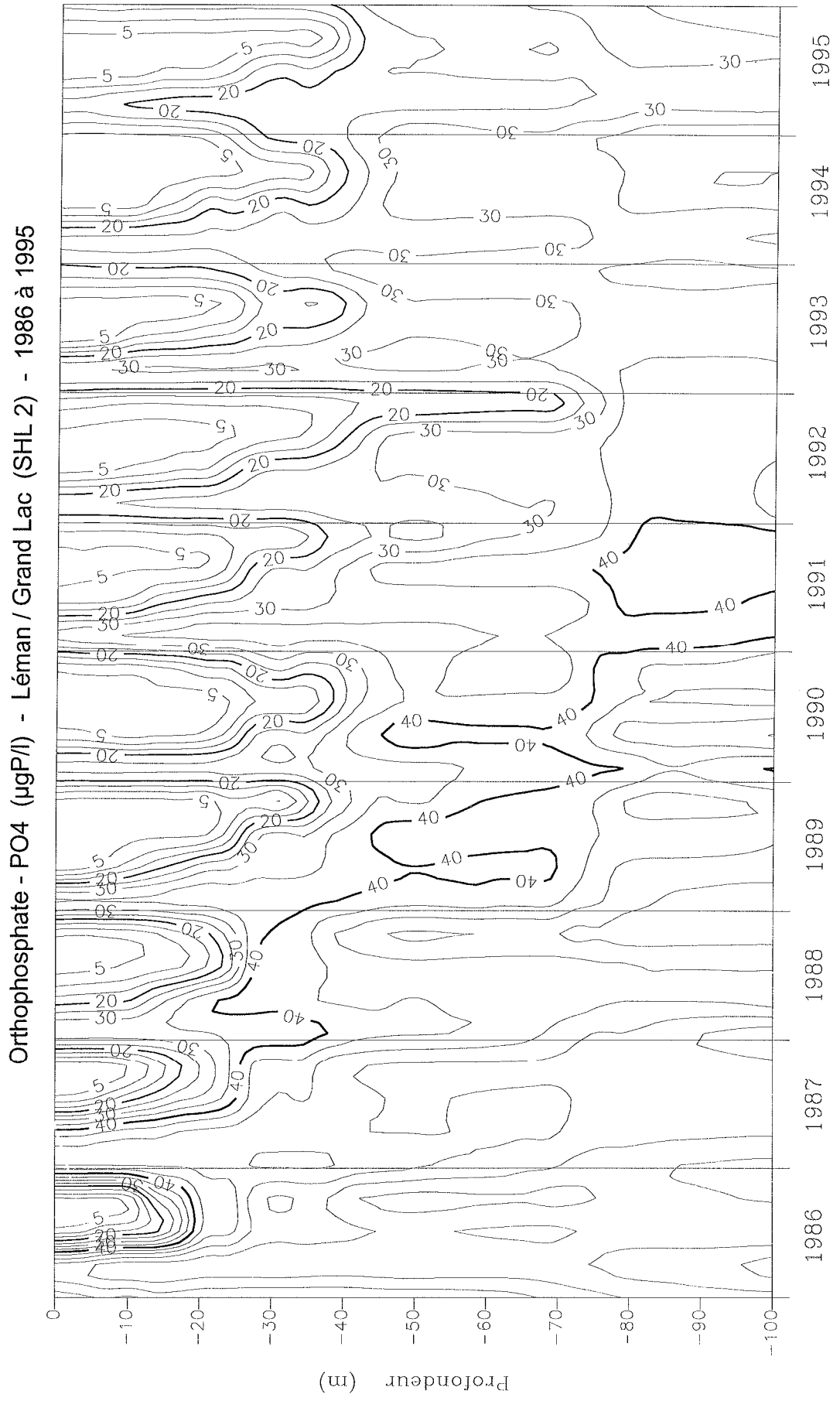


Figure 25 bis : Concentration en phosphore dissous (PO_4^{3-}) des eaux superficielles du Léman (de 0 à 100 m - SHL 2)

- *Azote nitrique et total (figure 26)*

Les stocks pour 1995 sont de 57'140 tonnes pour l'azote total et 48'345 tonnes pour l'azote nitrique. Les concentrations se stabilisent depuis quelques années.

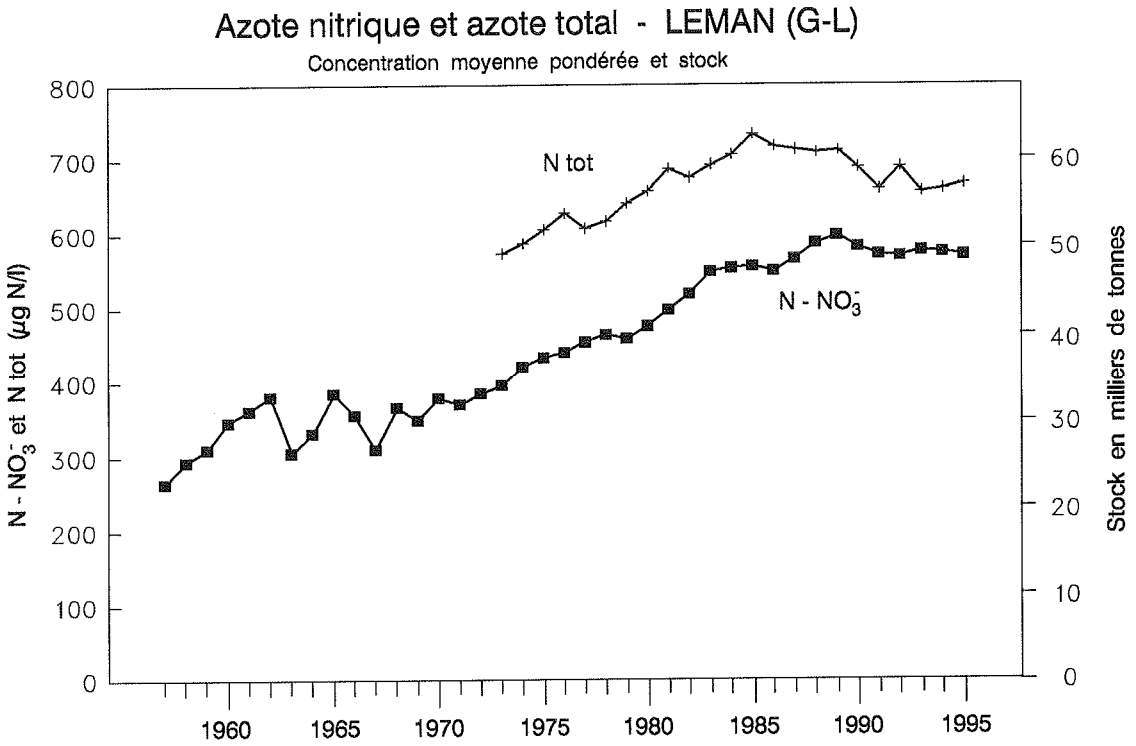


Figure 26 : **Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et du stock d'azote total et d'azote nitrique contenus dans le Grand Lac**

- *Chlorure (figure 27)*

On constate d'année en année une légère augmentation de la concentration en chlorure. En 1995, cette concentration est de 6.47 mg/l, alors qu'elle n'était que de 2.73 mg/l en 1971. L'augmentation en 1995 a été inférieure à 3 % par rapport à 1994.

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 environ 7.2 mg/l en moyenne pondérée en 1995, mais, ceci pour autant que les apports des affluents en chlorure restent stables.

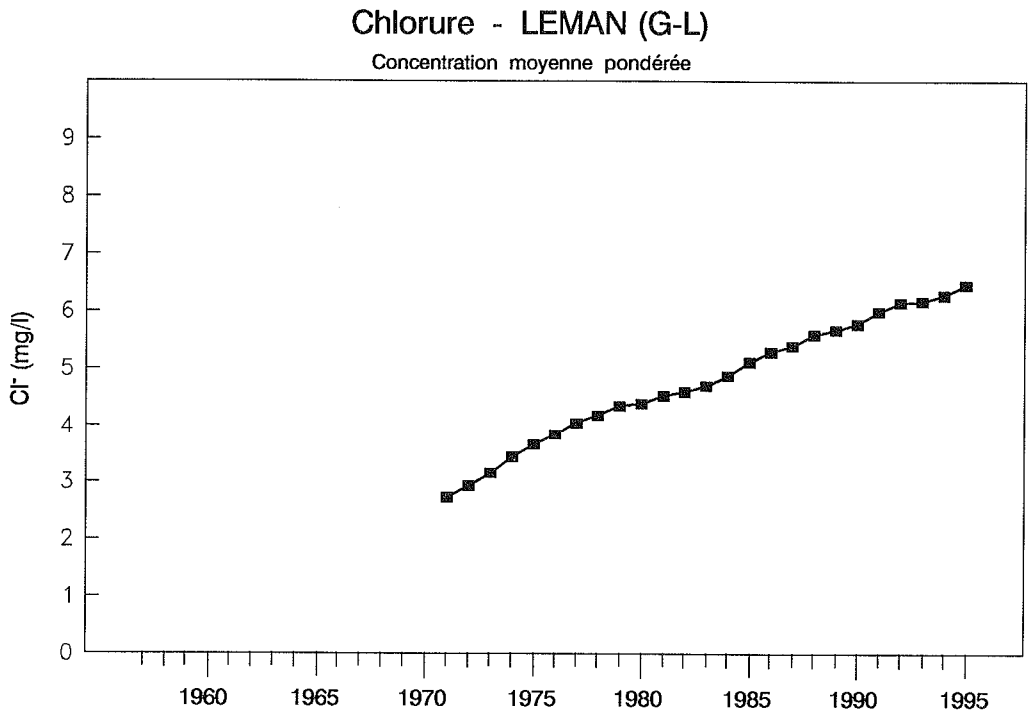


Figure 27 : Evolution de la concentration moyenne annuelle en chlorure, pondérée pour l'ensemble de la masse d'eau du Grand Lac

3. PARTIE B : LE PETIT LAC de 1986 A 1995

3.1 ÉVOLUTION INTERANNUELLE DES PRINCIPAUX PARAMÈTRES

Les concentrations moyennes pondérées et les stocks sont calculés de la même façon que pour le Grand Lac. Les résultats sont présentés dans les tableaux 3a et 3b.

- ***Température (figures 28, 29, et 30)***

  La figure 28 montre que l'homogénéisation thermique des eaux s'effectue chaque année. Ce n'est pas le cas dans le Grand Lac (figure 6).

  La température maximum a été mesurée en surface en août 1990 (24.9 °C).

  La température moyenne annuelle est plus élevée que dans le Grand Lac, elle varie entre 9.20 °C en 1986 et 10.54 °C en 1990 (figure 29).

  De 1986 à 1995, tout comme dans le Grand Lac, les températures dans la colonne d'eau augmentent de façon significative en surface comme au fond (figures 29 et 30).

- ***Oxygène dissous (figure 31)***

  Contrairement aux eaux du Grand Lac, celles du Petit Lac, qui s'homogénéisent chaque année, présentent toujours des teneurs en oxygène dissous très supérieures à l'objectif à atteindre quant à la teneur en oxygène des eaux des lacs (4 mg O_2/l, Ordonnance suisse du 8 décembre 1975).

  La diminution des concentrations en oxygène observées au fond (diminution de 5 % entre 1986 et 1995, tableau 3a) est peu significative par rapport à l'erreur analytique.

  On notera les concentrations élevées d'oxygène en début d'année. Ce phénomène est lié, dans un premier temps, au refroidissement des eaux de surface puis à l'activité photosynthétique des organismes. Il est visible même en profondeur jusqu'à 30 voire 50 m. Durant la seconde partie de l'année une stratification thermique s'installe, on observe alors une consommation nette de l'oxygène dans les couches de surface au niveau de la thermocline.

- ***Phosphore total et orthophosphate (figures 32, 33, 34 et 35)***

  Les figures 32 et 33 montrent nettement la baisse des teneurs en phosphore total ou soluble (orthophosphate).

  Les concentrations, en début d'année, de la forme du phosphore la plus disponible pour les algues (P. dissous) diminuent nettement. Ces concentrations chutent de 55 μg P/l d'ortho-phosphate en janvier 1986 à 25 μg P/l en janvier 1995. On notera également que les périodes où le phosphore est presque entièrement épuisé sont de plus en plus fréquentes et prolongées (figures 33 et 34).

  Ainsi, les stocks de phosphore dans le Petit Lac ont diminué de 63 % depuis 1986 pour le phosphore total et de 72 % pour l'orthophosphate (tableau 3b).

  L'évolution observée montre qu'en surface les teneurs en phosphore soluble tendent à se stabiliser autour de 10 μg P/l en moyenne annuelle, la diminution du phosphore total en surface semble continuer.

  La part de phosphore soluble par rapport au phosphore total diminue en surface de 63 % en 1986 à 45 % en 1995. A moins 70 m, les taux de diminution sont plus élevés qu'en surface, mais le rapport phosphore soluble/phosphore total reste relativement constant au cours des années et varie entre 70 et 80 % (voir tableau ci-après) à l'exception de l'année 1990 qui apparaît ici comme atypique.

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

Années	PO_4 (0-5m) (μgP/l)	Ptot (0-5m) (μgP/l)	PO_4 / Ptot (%)	PO_4 fond (μgP/l)	Ptot fond (μgP/l)	PO_4 / Ptot (%)
1986	30.6	48.7	62.9	64.3	75.8	84.8
1987	25.9	43.6	59.5	60.7	76.3	79.6
1988	18.1	30.1	60.3	51.5	60.8	84.8
1989	14.0	27.3	51.2	53.3	75.7	70.5
1990	10.5	25.5	41.1	41.6	76.8	54.1
1991	11.9	25.8	46.1	36.8	49.5	74.2
1992	13.5	25.3	53.5	36.4	51.6	70.6
1993	9.5	21.6	43.9	37.0	51.9	71.3
1994	9.7	21.3	43.5	36.3	45.2	80.3
1995	8.4	18.9	44.8	27.8	38.3	72.8

- *Azote nitrique et total (figure 35)*

Le stock d'azote nitrique n'a pas varié de façon significative au cours de dix dernières années (tableau 3b) : il est compris entre 1'512 tonnes en 1986 et 1'558 tonnes en 1995.

On notera cependant que lors des étés 1986, 1991 et 1994, l'azote nitrique a été presque totalement consommé par les organismes planctoniques dans les couches superficielles (figure 35).

Dans l'optique d'une limitation de la croissance planctonique, le rapport N/P devient tout particulièrement intéressant à considérer.

- *Chlorure*

Les concentrations moyennes pondérées en chlorure du Petit Lac (tableau 3a) sont supérieures à celles du Grand Lac (tableau 2a), mais l'augmentation des teneurs et du stock de chlorure est moins régulière que dans le Grand Lac.

- *Autres paramètres (figures 36 et 37)*

Pour les autres paramètres (ammonium, silice dissoute et carbone organique dissous), les moyennes pondérées sur toute l'année restent stables depuis 1986 (tableaux 3a et 3b).

On notera cependant une légère tendance à l'augmentation des concentrations de silice et dans une moindre mesure de carbone organique dissous au fond du Petit Lac (figures 36 et 37). Cette augmentation des teneurs en silice ne semble pas associée à un plus grand nombre de diatomées dans le phytoplancton (DRUART et al., 1996). Cette tendance sera confirmée ou infirmée par les mesures ultérieures à longue échéance.

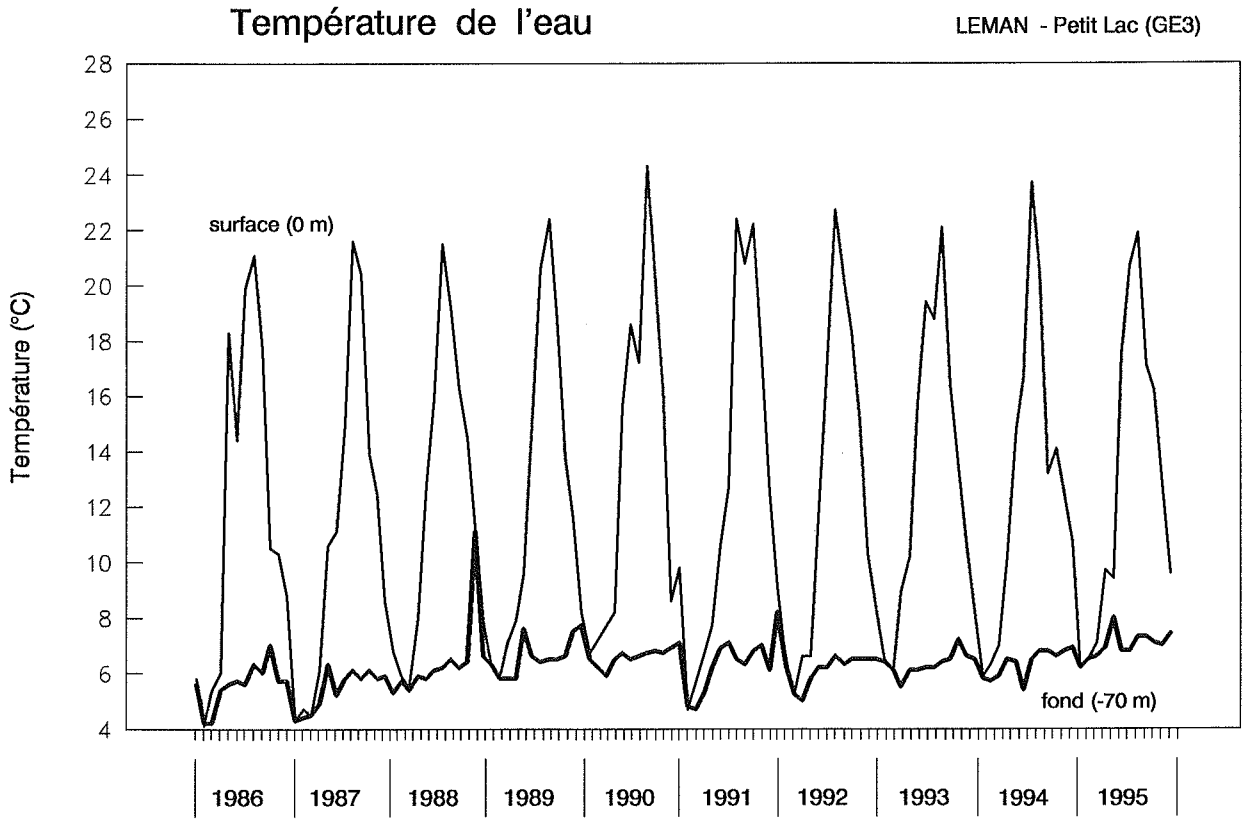


Figure 28 : **Evolution de la température de l'eau en surface (0 m) et au fond (-70 m) du Petit Lac (GE 3)**

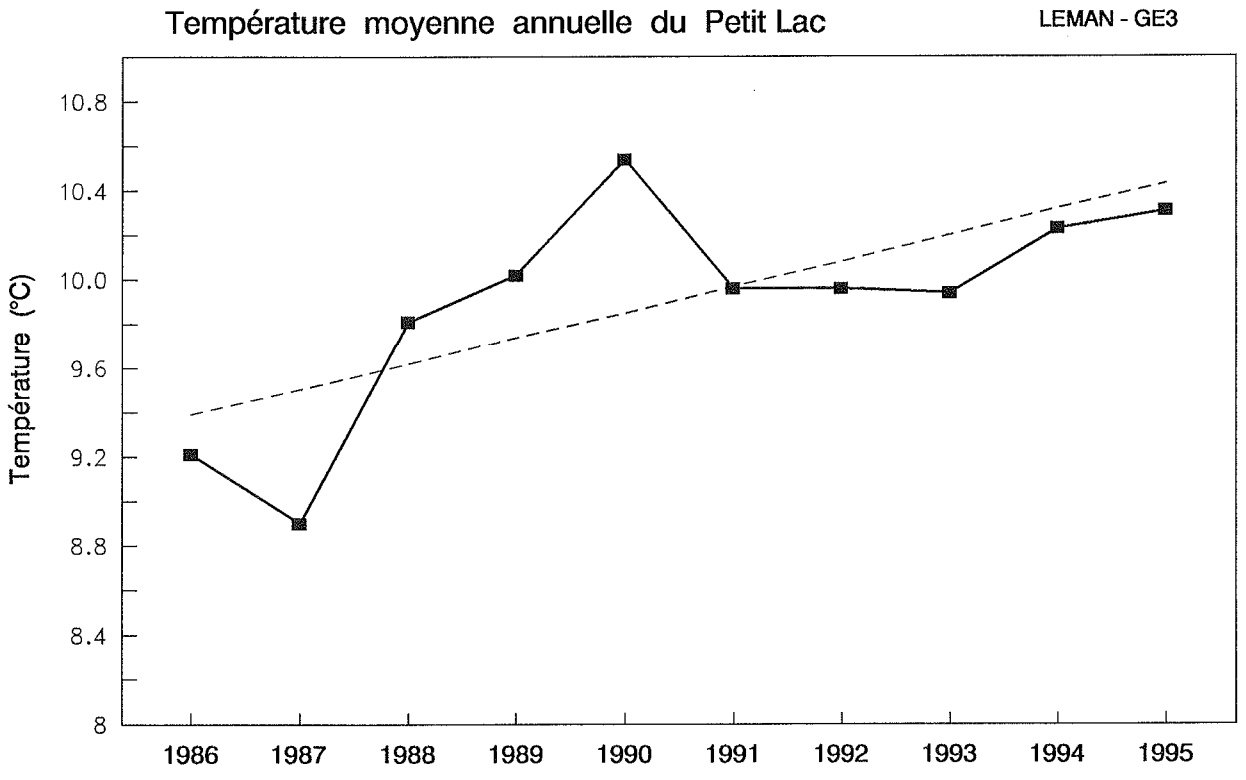


Figure 29 : **Evolution de la température moyenne pondérée sur la colonne d'eau du Petit Lac (GE 3)**

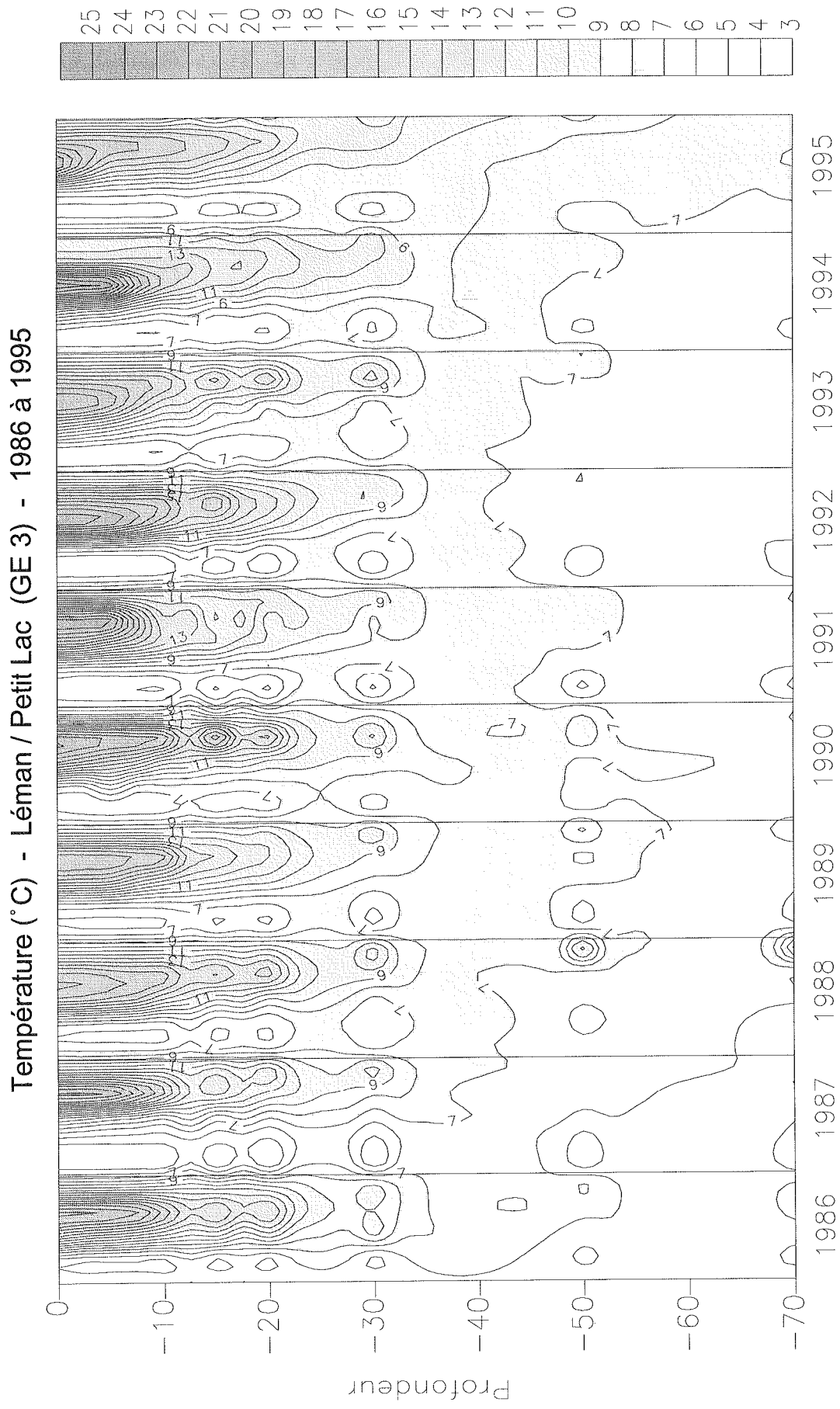


Figure 30 : Température des eaux du Petit Lac (GE 3) en fonction de la profondeur

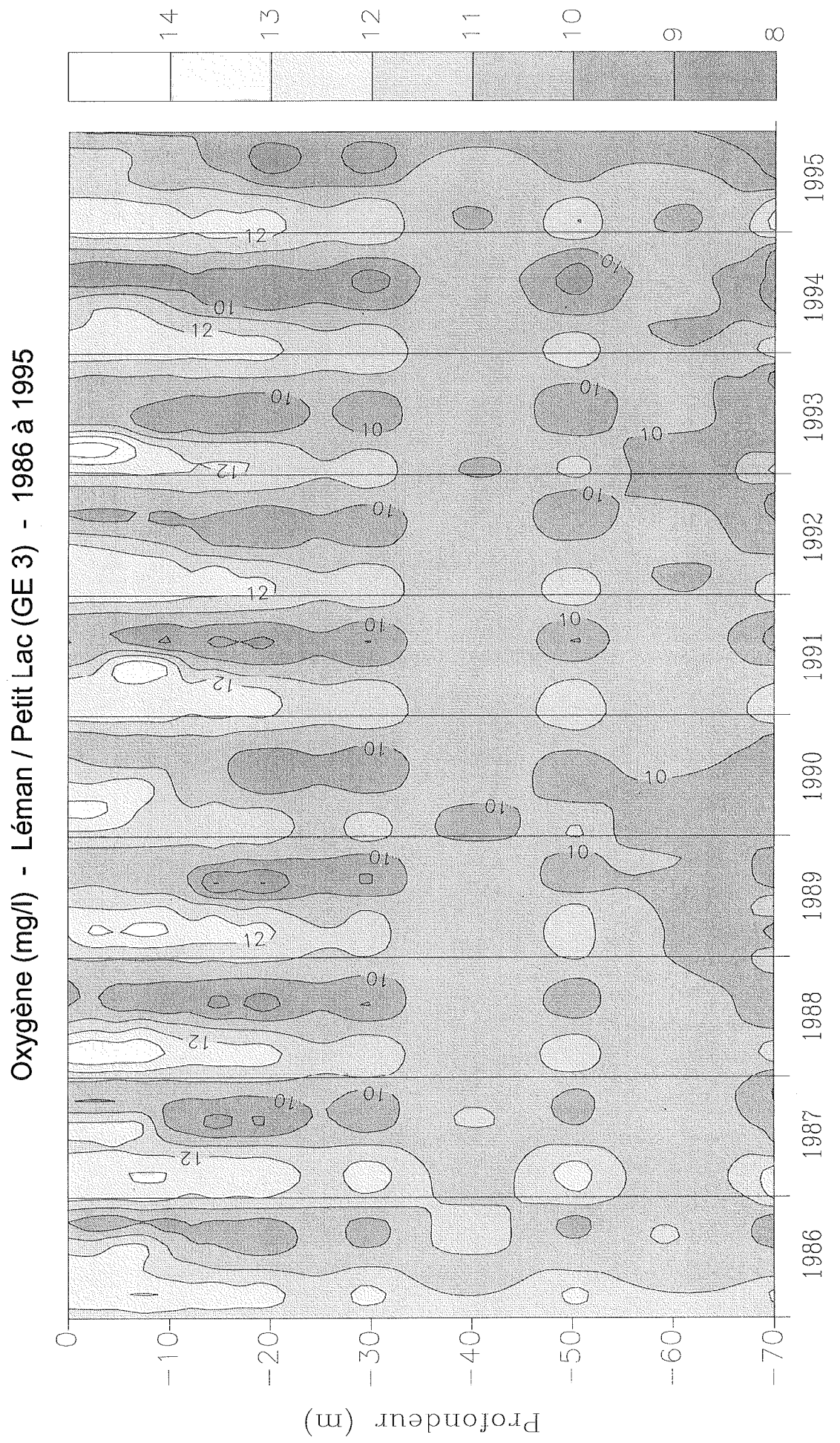


Figure 31 : Concentration en oxygène dissous des eaux du Petit Lac (GE 3)

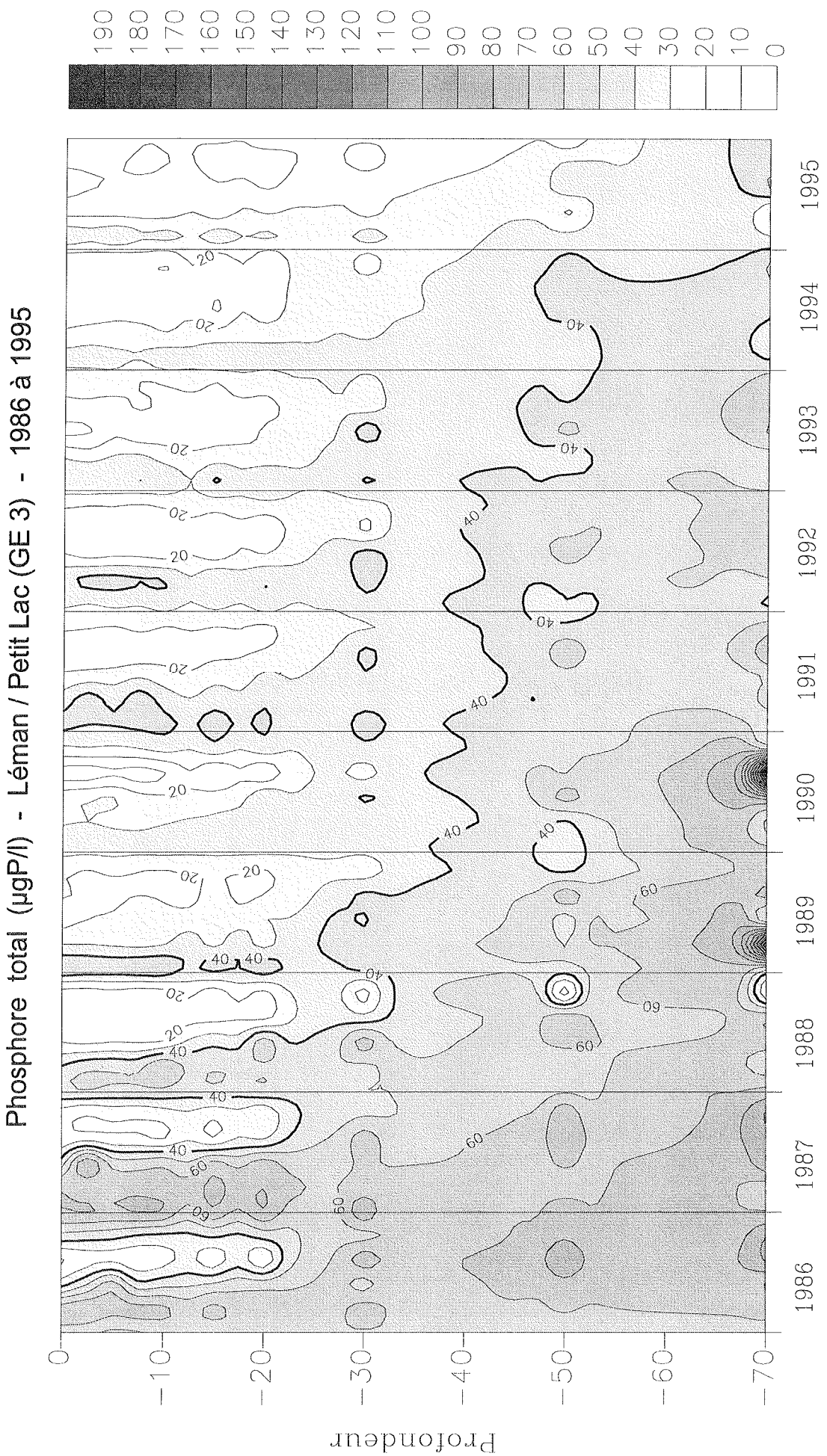


Figure 32 : Concentration en phosphore total (P tot) des eaux du Petit Lac (GE 3)

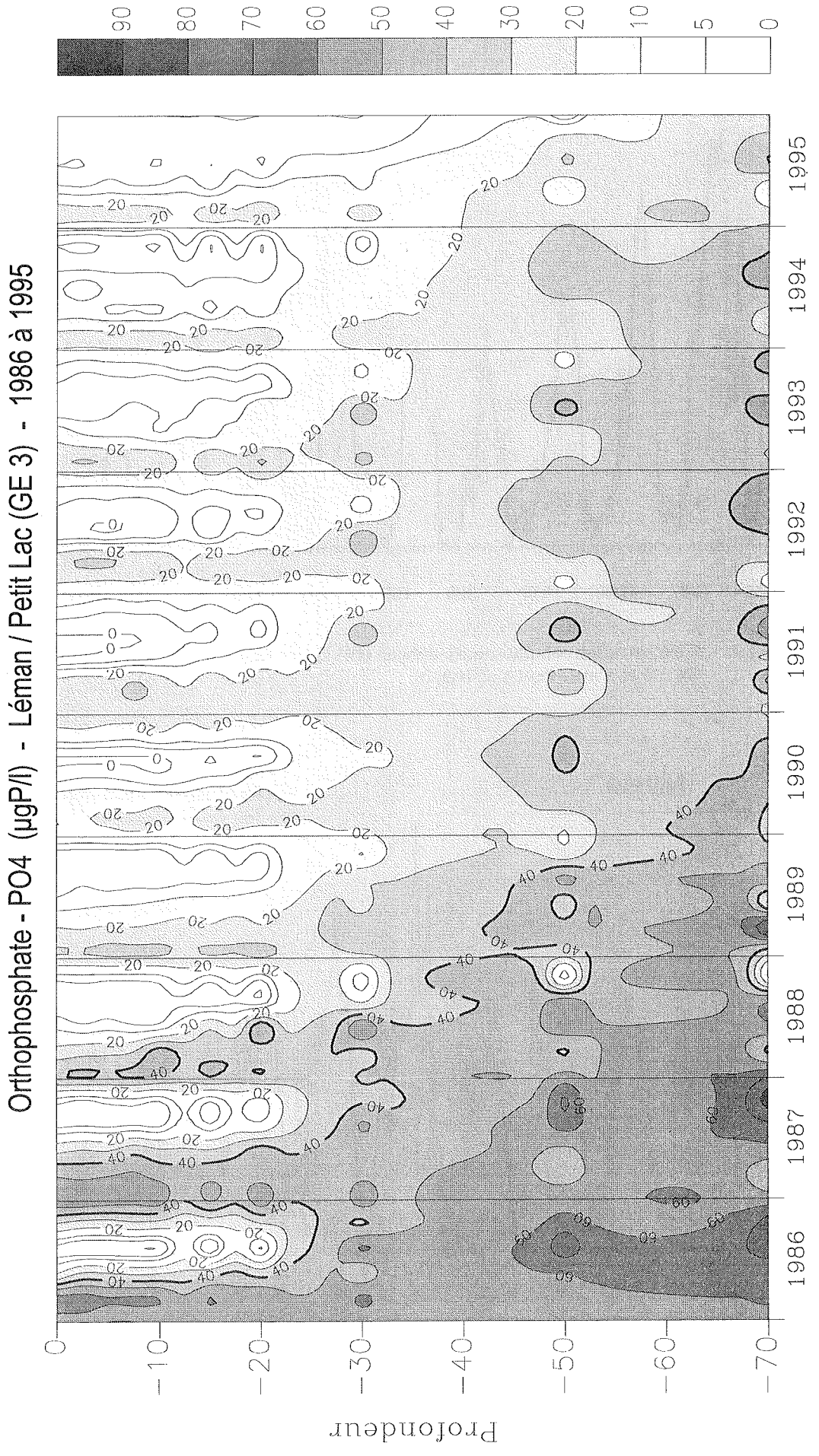


Figure 33 : Concentration en phosphore dissous (PO_4^{3-}) des eaux du Petit Lac (GE 3)

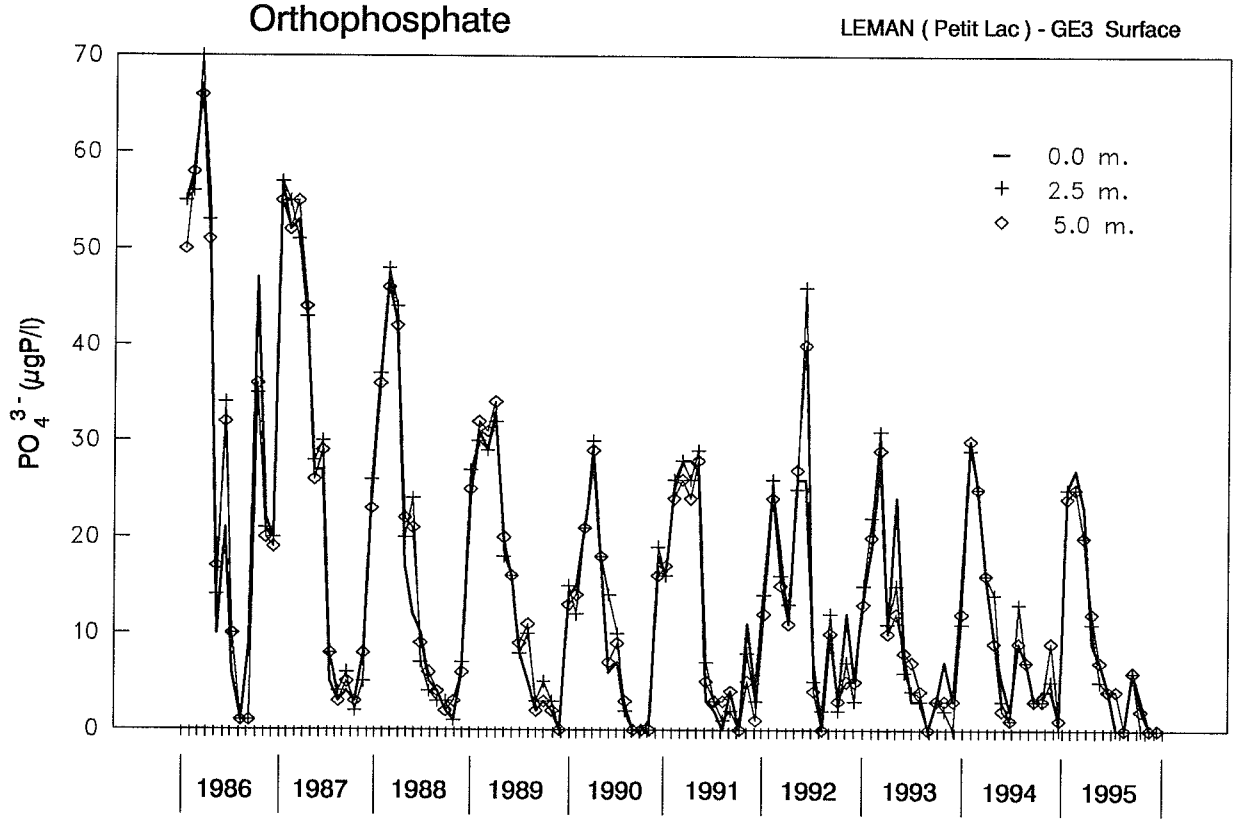


Figure 34 : **Concentrations en phosphore dissous (PO_4^{3-}) des eaux des couches superficielles (0, 2.5 et 5 m) - Petit Lac (GE 3)**

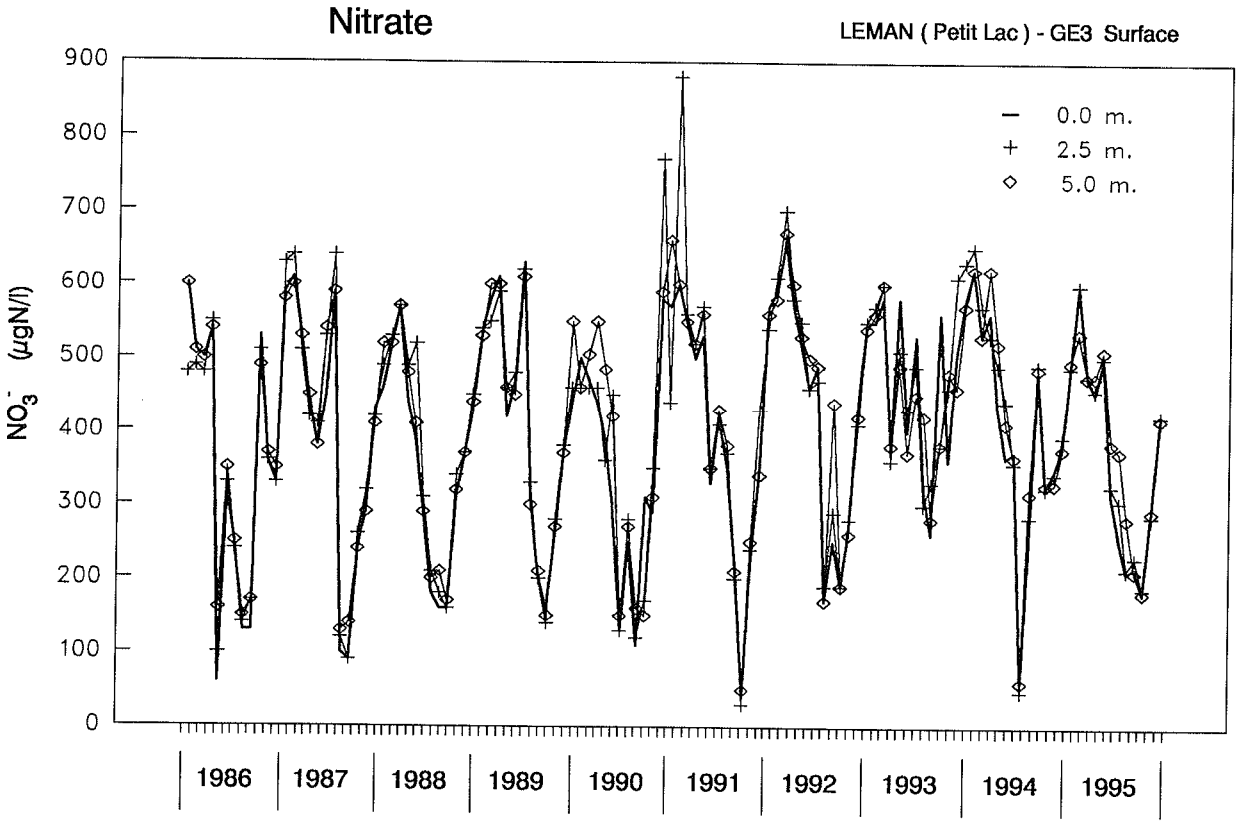


Figure 35 : **Concentrations en nitrate (NO_3^-) des eaux des couches superficielles (0, 2.5 et 5 m) - Petit Lac (GE 3)**

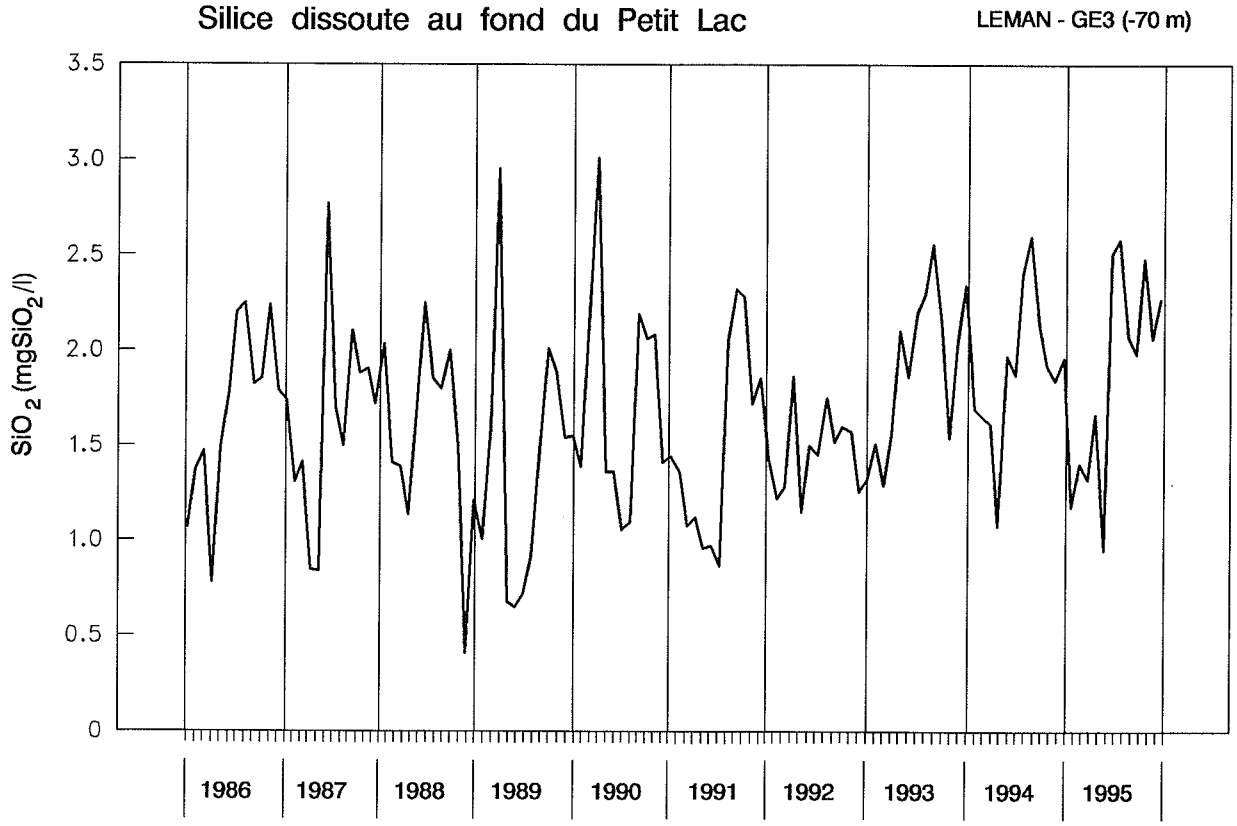


Figure 36 : **Concentrations en silice dissoute (SiO_2) des eaux du fond (-70 m) du Petit Lac (GE 3)**

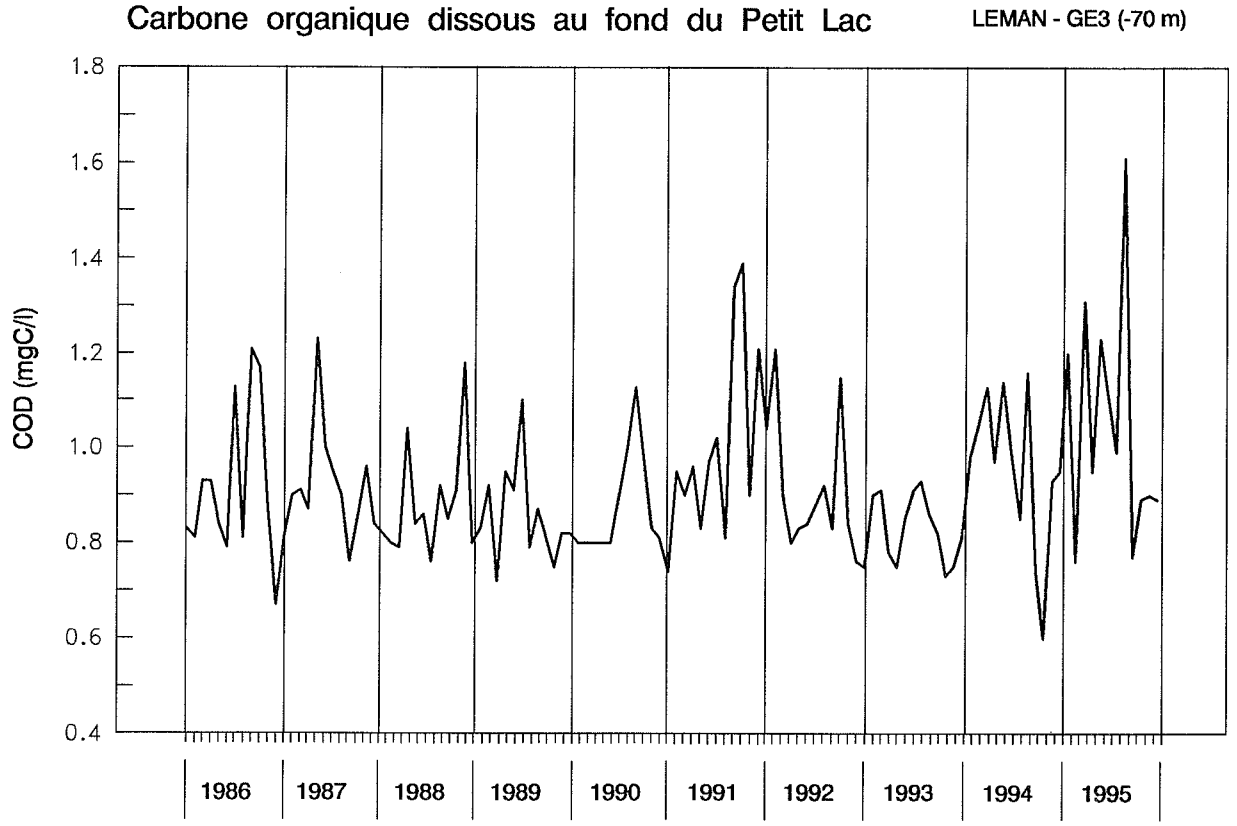


Figure 37 : **Concentrations en carbone organique dissous des eaux du fond (-70 m) du Petit Lac (GE 3)**

4. CONCLUSIONS

L'évolution pendant l'année 1995 est similaire à celle observée depuis 1989 (BLANC et al., 1990 à 1995).

Les principales observations sont les suivantes :

. le brassage hivernal des eaux est limité aux 125 premiers mètres dans le Grand Lac; par contre, le Petit Lac qui a une profondeur maximum inférieure à 80 m, a été entièrement brassé comme chaque année,

. la faible efficacité du brassage hivernal dans le Grand Lac a, cette année encore, limité le réapprovisionnement en nutriments des couches superficielles à partir des couches profondes,

. l'activité biologique a démarré brutalement mi-avril. Dès début mai, la teneur en orthophosphates des couches superficielles a été quasi nulle jusqu'à fin novembre.

. les faibles teneurs en oxygène des couches profondes du Grand Lac persistent, entraînant en fin d'année une forte diffusion de manganèse. Cependant, on ne note pas de diffusion de fer ni de remobilisation importante du phosphore des sédiments.

Les stocks en éléments nutritifs suivent l'évolution observée ces années passées :

. Pour le Grand Lac, le stock de phosphore total est de 3'535 tonnes en 1995, contre 3'835 en 1994, soit une baisse de 300 tonnes (- 7.8 %). Par rapport à 1979, la baisse est de 54 %,

. pour le Grand Lac, le stock d'azote nitrique (48'945 tonnes) s'est stabilisé depuis quelques années.

Dans les couches superficielles, on constate d'année en année une augmentation de la durée des périodes d'épuisement du phosphore dissous ainsi que de l'épaisseur des couches concernées par cet appauvrissement.

Bien que les concentrations en phosphore diminuent régulièrement, il apparaît, au vu de la production algale, que ces teneurs moyennes sont encore trop élevées. Les efforts doivent être poursuivis pour diminuer encore les apports de toutes origines.

BIBLIOGRAPHIE

BARROIN, G. (1992) : Estimation de la dynamique du phosphore à partir de la relation phosphore-oxygène en zone profonde. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1991, 51-56.

BLANC, P., CORVI, C. et RAPIN, F. (1987) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1986, 21-42.

BLANC, P., CORVI, C. et RAPIN, F. (1990) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1989, 25-45.

BLANC, P., CORVI, C. et RAPIN, F. (1991) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1990, 21-44.

BLANC, P., CORVI, C. et RAPIN, F. (1992) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1991, 27-49.

BLANC, P., CORVI, C. et RAPIN, F. (1993a) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1992, 31-57.

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. et RAPIN, F. (1995) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1994, 37-67.

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

DRUART, J.C., PELLETIER, J.P. et REVACLIER, R. (1996) : Evolution du phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995.

FAHRNI, H.P. et RAPIN, F. (1986) : Modélisation du cycle du phosphore dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1985, 153-190.

ORAND, A. et GAGNAIRE, J. (1996) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995.

PELLETIER, J.P. (1996) : Evolution de la production phytoplanctonique dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995.

ANNEXES

METHODE DE CALCUL DES CONCENTRATIONS MOYENNES PONDEREES ET DES STOCKS

Le calcul est basé sur le principe de la stratification volumétrique. Les surfaces du plan d'eau aux différentes cotes du lac ont été obtenues à partir de découpages et pesées à partir des cartes topographiques actuelles au 1:25'000 (établie à partir des relevés de 1886 à 1889) (FAHRNI et RAPIN, 1986). La précision de cette méthode (indépendamment du relevé topographique) est de l'ordre de 0.5 %.

Les volumes sont calculés en considérant chaque couche comme un tronc de cône :

$$V = \frac{H}{3} (Sh + Sb + \sqrt{Sh \cdot Sb})$$

avec : V = volume de la couche

H = hauteur de la couche

Sh = surface supérieure de la couche

Sb = surface inférieure de la couche

La concentration moyenne pondérée est calculée de la façon suivante :

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

avec $\bar{C}$ = concentration moyenne pondérée pour toute la masse d'eau

Ci = concentration dans la strate

Vi = volume de la strate

V = volume total

A partir des moyennes pondérées ainsi calculées, le stock de matière contenu dans le lac est obtenu par simple multiplication par le volume total.

Dès 1981, où il n'y a qu'un seul point d'auscultation (SHL2) dans le Grand Lac, on extrapole les données recueillies en ce point à l'ensemble du Grand Lac.

Le calcul des concentrations moyennes annuelles pondérées et des stocks moyens annuels est obtenu en faisant la moyenne des valeurs mensuelles.

TABLEAU 1 : Valeurs de la stratification volumétrique depuis la surface jusqu'au fond pour le Grand Lac et pour le Petit Lac

Grand Lac (niveaux utilisés depuis 1993)

Niveau de prélèvement (m)	Volume (km^3) correspondant	Fraction du total (%) (du Grand Lac)
0	0.620032	0.72
2.5	1.237630	1.44
5	1.232768	1.44
7.5	1.227915	1.43
10	1.830984	2.14
15	2.426840	2.83
20	3.558301	4.15
30	6.750140	7.88
50	14.247658	16.63
100	16.545412	19.31
150	14.040218	16.38
200	12.014331	14.02
250	6.074515	7.09
275	2.153023	2.51
290	0.976900	1.14
300	0.484800	0.57
305	0.245100	0.29
309	0.027100	0.03
Total Grand Lac	85.693667	100.00

Petit Lac

Niveau de prélèvement (m)	Volume (km^3)	Fraction du total (%) (du Petit Lac)
0	0.10505	3.26
2.5	0.20505	6.35
5	0.19485	6.04
7.5	0.18470	5.72
10	0.25825	8.00
15	0.32675	10.13
20	0.45215	14.01
30	0.73955	22.92
50	0.60320	18.69
(fond) 70	0.15745	4.88
Total Petit Lac	3.22700	100.00

Lac Léman (Grand Lac)

Concentrations moyennes pondérées

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

C.I.P.E.L. : 25/01/96

Lac Léman (Grand Lac)

Stocks en tonnes

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	6 918			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	714 183	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

C. I. P. E. L. : 25/01/96

Lac Léman (Petit Lac)

Concentrations moyennes pondérées

Année	Oxygène mg/l	P tot. µgP/l	PO4 µgP/l	N tot. µgN/l	NH4 µgN/l	NO3 µgN/l	Cl mgCl/l	SiO2 mgSiO2/l	C.O.D mgC/l
1986	11.07	58.3	43.9	-	7.2	469	5.08	1.10	1.0
1987	11.12	53.9	38.1	-	9.6	498	5.12	0.93	1.0
1988	10.88	40.8	30.6	-	3.3	473	5.25	0.91	0.9
1989	10.50	37.8	25.6	-	5.6	503	5.87	0.83	0.9
1990	10.57	35.3	19.2	-	21.0	487	6.36	1.04	0.7
1991	10.79	32.6	20.2	622	5.9	521	7.10	0.95	1.0
1992	10.80	32.0	19.5	559	6.9	542	6.73	0.93	1.0
1993	10.74	29.9	17.1	689	12.6	551	6.52	1.05	1.0
1994	10.61	28.1	16.9	687	7.9	497	6.43	0.96	1.0
1995	10.71	21.4	12.4	682	8.8	483	6.44	1.00	1.0

Stocks en tonnes

Année	Oxygène Tonnes	P tot. Tonnes	P-PO4 Tonnes	N tot. Tonnes	N-NH4 Tonnes	N-NO3 Tonnes	Cl Tonnes	SiO2 Tonnes	C.O.D Tonnes
1986	35 735	188	142	-	23	1 512	16 379	3 561	3 077
1987	35 874	174	123	-	31	1 607	16 532	3 004	3 098
1988	35 121	132	99	-	11	1 526	16 937	2 925	3 017
1989	33 874	122	83	-	18	1 624	18 938	2 694	2 958
1990	34 120	114	62	-	68	1 571	20 518	3 363	2 331
1991	34 819	105	65	2 007	19	1 682	22 896	3 076	3 335
1992	34 857	103	63	1 803	22	1 748	21 703	3 000	3 073
1993	34 652	96	55	2 225	41	1 777	21 047	3 393	3 074
1994	34 228	91	55	2 217	25	1 604	20 765	3 092	3 098
1995	34 569	69	40	2 200	28	1 558	20 771	3 225	3 350

C.I.P.E.L. : 17/06/96

Moyennes pondérées 0-10 m, 0-20 m, 0-50 m - Lac LEMAN (Grand Lac)

C.I.P.E.L. : 17/04/96

Année	Niveau	Température de l'eau (°C)	O2 (mg/l)	NO3 (µgN/l)	PO4 (µgP/l)	Ptotbrut (µgP/l)	SiO2 (mgSiO2/l)	TAC (méq/l)	Ca (méq/l)	Ppartic. (µgP/l)	Npartic. (µgN/l)	C.O.P. (µgC/l)
1985	Moyenne 0-10 m	11.09	10.82	334	29.7	47.0	0.97	1.63	2.14	8.6	---	---
1986	Moyenne 0-10 m	10.68	10.75	375	30.0	47.0	1.03	1.62	2.11	8.2	57.3	303.4
1987	Moyenne 0-10 m	10.78	10.96	383	24.5	41.0	0.90	1.62	2.09	8.8	55.7	266.8
1988	Moyenne 0-10 m	11.80	10.71	366	17.3	31.5	0.74	1.59	2.05	8.3	57.1	337.7
1989	Moyenne 0-10 m	11.82	10.72	408	15.7	29.9	0.88	1.61	2.09	7.7	54.0	298.7
1990	Moyenne 0-10 m	12.48	10.79	359	12.6	26.7	0.95	1.55	2.01	8.5	64.4	354.9
1991	Moyenne 0-10 m	11.61	10.86	396	13.4	25.9	0.97	1.61	2.08	8.9	58.6	310.0
1992	Moyenne 0-10 m	11.49	10.53	386	11.5	24.6	1.23	1.59	2.02	8.6	61.1	300.6
1993	Moyenne 0-10 m	11.66	10.64	408	11.5	22.6	1.02	1.61	2.02	6.9	48.7	286.7
1994	Moyenne 0-10 m	11.58	10.85	419	9.7	20.0	0.99	1.63	2.04	6.3	51.9	278.5
1995	Moyenne 0-10 m	11.42	10.75	422	9.6	18.4	0.76	1.67	2.06	7.0	45.7	275.3
1985	Moyenne 0-20 m	9.49	10.27	425	36.6	50.7	1.14	1.68	2.20	6.9	---	---
1986	Moyenne 0-20 m	9.30	10.41	441	37.1	51.5	1.13	1.65	2.15	6.3	42.3	225.4
1987	Moyenne 0-20 m	9.59	10.52	442	29.1	43.7	1.01	1.65	2.13	6.7	40.1	195.4
1988	Moyenne 0-20 m	10.37	10.27	445	21.4	33.4	0.92	1.63	2.09	6.4	42.6	254.4
1989	Moyenne 0-20 m	10.52	10.20	471	18.3	30.1	0.97	1.64	2.12	6.0	39.8	222.7
1990	Moyenne 0-20 m	10.99	10.17	432	13.3	25.4	1.05	1.59	2.05	6.4	48.2	267.1
1991	Moyenne 0-20 m	10.27	10.24	459	15.4	26.5	1.10	1.63	2.11	7.0	43.1	231.7
1992	Moyenne 0-20 m	10.21	10.03	451	13.0	24.5	1.33	1.62	2.05	7.2	49.2	239.0
1993	Moyenne 0-20 m	10.45	10.19	462	12.8	22.7	1.11	1.63	2.05	6.2	38.9	230.2
1994	Moyenne 0-20 m	10.39	10.33	471	10.7	20.0	1.07	1.66	2.07	5.4	39.4	214.6
1995	Moyenne 0-20 m	10.33	10.21	469	10.3	18.2	0.88	1.69	2.09	6.0	37.1	222.3
1985	Moyenne 0-50 m	7.42	10.05	520	52.8	62.8	1.49	1.75	2.28	4.6	---	---
1986	Moyenne 0-50 m	7.30	10.25	517	51.3	62.8	1.30	1.71	2.23	4.2	28.9	159.8
1987	Moyenne 0-50 m	7.36	10.32	527	44.1	55.3	1.30	1.70	2.19	4.3	23.1	115.8
1988	Moyenne 0-50 m	7.96	10.17	550	36.8	45.4	1.26	1.69	2.17	4.1	25.7	159.6
1989	Moyenne 0-50 m	8.24	9.98	559	31.0	39.1	1.25	1.68	2.17	3.5	22.7	136.0
1990	Moyenne 0-50 m	8.49	9.81	538	25.6	34.2	1.35	1.65	2.13	3.9	27.0	157.4
1991	Moyenne 0-50 m	8.08	9.87	541	25.6	34.1	1.42	1.68	2.16	4.2	24.2	137.2
1992	Moyenne 0-50 m	8.10	9.94	542	21.0	30.6	1.53	1.66	2.11	4.7	29.9	145.5
1993	Moyenne 0-50 m	7.89	9.84	557	21.9	29.6	1.45	1.68	2.12	3.8	21.5	134.0
1994	Moyenne 0-50 m	8.21	9.91	556	21.0	27.8	1.39	1.71	2.15	3.6	22.1	125.3
1995	Moyenne 0-50 m	8.38	9.97	549	17.6	23.3	1.14	1.74	2.16	3.8	21.8	137.0

Moyennes pondérées 0-100 m, 0-200 m et 0-309 m - Lac LEMAN (Grand Lac)

C.I.P.E.L. : 17/04/96

Année	Niveau	Température de l'eau (°C)	O2 (mg/l)	NO3 (µgN/l)	PO4 (µgP/l)	Ptotbrut (µgP/l)	SiO2 (mgSiO2/l)	TAC (méq/l)	Ca (méq/l)	Ppartic. (µgP/l)	Npartic. (µgN/l)	C.O.P. (µgC/l)
1985	Moyenne 0-100 m	6.61	9.98	546	59.1	67.9	1.71	1.77	2.30	3.7	---	---
1986	Moyenne 0-100 m	6.52	10.25	541	56.9	67.4	1.42	1.73	2.26	3.5	23.6	130.5
1987	Moyenne 0-100 m	6.50	10.33	553	50.2	60.0	1.48	1.72	2.22	3.6	17.3	88.2
1988	Moyenne 0-100 m	6.99	10.20	578	44.1	51.9	1.46	1.71	2.20	3.2	19.8	128.2
1989	Moyenne 0-100 m	7.27	9.74	589	39.2	45.8	1.51	1.71	2.21	2.6	17.6	111.3
1990	Moyenne 0-100 m	7.53	9.41	573	34.8	42.1	1.61	1.69	2.18	3.0	20.0	120.7
1991	Moyenne 0-100 m	7.41	9.74	561	30.2	37.6	1.56	1.69	2.17	3.4	19.8	115.1
1992	Moyenne 0-100 m	7.30	9.74	565	26.9	35.8	1.69	1.68	2.14	3.7	23.4	116.8
1993	Moyenne 0-100 m	7.14	9.73	576	26.6	33.4	1.62	1.70	2.14	3.1	17.0	109.1
1994	Moyenne 0-100 m	7.49	9.76	573	25.9	31.9	1.55	1.72	2.17	2.9	17.9	104.9
1995	Moyenne 0-100 m	7.72	9.82	571	22.5	27.4	1.32	1.76	2.18	3.1	17.2	113.6
1985	Moyenne 0-200 m	6.27	9.73	554	62.9	71.0	1.88	1.78	2.32	3.3	---	---
1986	Moyenne 0-200 m	6.20	10.01	548	60.1	70.0	1.55	1.75	2.27	3.2	21.0	115.6
1987	Moyenne 0-200 m	6.11	9.96	564	55.3	64.7	1.66	1.74	2.24	3.1	14.8	75.9
1988	Moyenne 0-200 m	6.54	9.73	586	50.8	58.2	1.68	1.74	2.23	2.8	17.8	118.4
1989	Moyenne 0-200 m	6.75	9.08	598	47.5	54.2	1.83	1.74	2.24	2.2	15.0	97.3
1990	Moyenne 0-200 m	7.00	8.79	582	43.6	50.7	1.95	1.73	2.22	2.6	17.3	106.8
1991	Moyenne 0-200 m	6.78	9.04	575	39.7	46.8	1.91	1.73	2.21	2.7	15.9	96.0
1992	Moyenne 0-200 m	6.70	9.03	574	35.1	44.1	2.00	1.72	2.18	3.0	18.7	95.8
1993	Moyenne 0-200 m	6.64	8.91	582	34.9	41.7	1.95	1.75	2.18	2.5	13.9	91.6
1994	Moyenne 0-200 m	6.89	8.95	580	34.6	40.0	1.92	1.76	2.20	2.3	14.8	87.8
1995	Moyenne 0-200 m	7.13	8.85	578	31.9	36.3	1.76	1.79	2.22	2.4	13.9	94.6
1985	Moyenne 0-309 m	6.15	9.54	556	65.0	73.1	1.97	1.79	2.33	3.2	---	---
1986	Moyenne 0-309 m	6.08	9.83	550	61.9	71.8	1.66	1.75	2.28	3.1	19.0	106.7
1987	Moyenne 0-309 m	5.98	9.62	566	58.3	67.7	1.79	1.76	2.24	2.9	14.0	72.9
1988	Moyenne 0-309 m	6.37	9.33	588	54.5	61.7	1.84	1.75	2.25	2.5	17.2	115.3
1989	Moyenne 0-309 m	6.56	8.65	598	51.7	58.3	2.01	1.76	2.26	2.1	14.2	93.3
1990	Moyenne 0-309 m	6.79	8.33	582	48.3	55.3	2.14	1.75	2.24	2.4	16.4	101.7
1991	Moyenne 0-309 m	6.61	8.49	572	45.3	52.3	2.12	1.75	2.23	2.5	15.1	91.5
1992	Moyenne 0-309 m	6.59	8.42	570	40.8	49.9	2.23	1.75	2.20	2.8	17.7	91.2
1993	Moyenne 0-309 m	6.50	8.29	577	40.4	47.3	2.18	1.77	2.21	2.3	13.3	88.1
1994	Moyenne 0-309 m	6.73	8.33	575	39.4	44.8	2.14	1.78	2.22	2.2	14.0	83.6
1995	Moyenne 0-309 m	6.96	8.22	571	37.0	41.3	2.01	1.81	2.23	2.3	13.1	90.1

Moyennes pondérées 0-10 m, 10-20 m, 20-50 m - Lac LEMAN (Grand Lac)

C.I.P.E.L. : 17/04/96

Année	Niveau	Température de l'eau (°C)	O2 (mg/l)	NO3 (µgN/l)	PO4 (µgP/l)	Ptotbrut (µgP/l)	SiO2 (mgSiO2/l)	TAC (méq/l)	Ca (méq/l)	Ppartic. (µgP/l)	Npartic. (µgN/l)	C.O.P. (µgC/l)
1985	Moyenne 0-10 m	10.91	10.85	341	30.8	47.6	0.98	1.64	2.15	8.4	---	---
1986	Moyenne 0-10 m	10.68	10.75	375	30.0	47.0	1.03	1.62	2.11	8.2	57.3	303.4
1987	Moyenne 0-10 m	10.78	10.96	383	24.5	41.0	0.90	1.62	2.09	8.8	55.7	266.8
1988	Moyenne 0-10 m	11.80	10.71	366	17.3	31.5	0.74	1.59	2.05	8.3	62.0	365.5
1989	Moyenne 0-10 m	11.82	10.72	408	15.7	29.9	0.88	1.61	2.09	7.7	54.0	298.7
1990	Moyenne 0-10 m	12.48	10.79	359	12.6	26.7	0.95	1.55	2.01	8.5	64.4	354.9
1991	Moyenne 0-10 m	11.61	10.86	396	13.4	25.9	0.97	1.61	2.08	8.9	58.6	310.0
1992	Moyenne 0-10 m	11.49	10.53	386	11.5	24.6	1.23	1.59	2.02	8.6	61.1	300.6
1993	Moyenne 0-10 m	11.66	10.64	408	11.5	22.6	1.02	1.61	2.02	6.9	48.7	286.7
1994	Moyenne 0-10 m	11.58	10.85	419	9.7	20.0	0.99	1.63	2.04	6.3	51.9	278.5
1995	Moyenne 0-10 m	11.42	10.75	422	9.6	18.4	0.76	1.67	2.06	7.0	45.7	275.3
1985	Moyenne 10-20 m	8.48	9.83	481	40.5	53.3	1.23	1.71	2.24	6.3	---	---
1986	Moyenne 10-20 m	8.26	10.07	491	41.9	54.3	1.20	1.68	2.18	4.9	30.1	161.4
1987	Moyenne 10-20 m	8.72	10.14	485	32.3	45.6	1.09	1.67	2.16	5.3	27.9	139.2
1988	Moyenne 10-20 m	9.37	9.91	500	24.1	34.4	1.03	1.65	2.12	5.0	32.5	197.5
1989	Moyenne 10-20 m	9.57	9.82	513	20.2	30.5	1.03	1.65	2.13	4.9	30.1	171.7
1990	Moyenne 10-20 m	9.93	9.73	482	13.7	24.2	1.11	1.61	2.09	4.9	37.1	207.6
1991	Moyenne 10-20 m	9.31	9.81	502	16.7	27.0	1.18	1.65	2.13	5.9	32.6	179.2
1992	Moyenne 10-20 m	9.33	9.65	497	14.1	24.6	1.39	1.63	2.07	6.3	40.8	193.7
1993	Moyenne 10-20 m	9.57	9.80	502	13.9	22.7	1.17	1.65	2.07	5.4	31.0	185.1
1994	Moyenne 10-20 m	9.48	9.93	510	11.4	20.0	1.11	1.68	2.10	4.9	30.2	168.3
1995	Moyenne 10-20 m	9.53	9.84	501	10.9	18.0	0.95	1.71	2.11	5.5	31.1	186.5
1985	Moyenne 20-50 m	6.44	9.88	569	59.8	67.8	1.64	1.78	2.32	3.5	---	---
1986	Moyenne 20-50 m	6.35	10.15	555	57.7	67.7	1.37	1.74	2.26	3.2	21.8	124.3
1987	Moyenne 20-50 m	6.35	10.17	568	50.3	60.1	1.42	1.73	2.22	3.1	14.4	75.3
1988	Moyenne 20-50 m	6.81	10.05	604	43.0	50.1	1.42	1.71	2.21	3.0	17.1	110.6
1989	Moyenne 20-50 m	7.21	9.82	602	36.0	42.3	1.37	1.70	2.20	2.3	14.1	92.1
1990	Moyenne 20-50 m	7.32	9.56	589	30.1	37.0	1.48	1.68	2.17	2.7	16.4	102.6
1991	Moyenne 20-50 m	7.07	9.64	581	29.6	36.8	1.56	1.70	2.18	2.9	14.8	90.3
1992	Moyenne 20-50 m	7.10	9.83	587	24.0	32.8	1.62	1.68	2.14	3.6	20.8	101.1
1993	Moyenne 20-50 m	6.75	9.64	601	25.3	32.1	1.59	1.70	2.15	2.8	13.5	89.6
1994	Moyenne 20-50 m	7.22	9.67	596	24.9	30.6	1.52	1.74	2.18	2.8	13.6	81.3
1995	Moyenne 20-50 m	7.48	9.79	586	20.2	25.1	1.25	1.76	2.19	2.8	14.6	95.4

Moyennes pondérées 50-100 m, 100-200 m et 200-309 m - Lac LEMAN (Grand Lac)

C.I.P.E.L. : 17/04/96

Année	Niveau	Température de l'eau (°C)	O2 (mg/l)	NO3 (µgN/l)	PO4 (µgP/l)	Ptotbrut (µgP/l)	SiO2 (mgSiO2/l)	TAC (méq/l)	Ca (méq/l)	Ppartic. (µgP/l)	Npartic. (µgN/l)	C.O.P. (µgC/l)
1985	Moyenne 50-100 m	5.66	9.89	581	66.6	73.6	1.94	1.79	2.34	2.6	---	---
1986	Moyenne 50-100 m	5.64	10.19	573	63.4	72.5	1.52	1.76	2.29	2.7	17.8	102.6
1987	Moyenne 50-100 m	5.43	10.29	589	57.8	65.9	1.67	1.75	2.25	2.6	10.1	53.6
1988	Moyenne 50-100 m	5.93	10.19	617	52.0	58.3	1.66	1.74	2.24	2.2	12.9	91.9
1989	Moyenne 50-100 m	6.11	9.53	629	47.9	52.7	1.74	1.74	2.24	1.5	10.7	76.4
1990	Moyenne 50-100 m	6.38	9.20	618	43.2	49.1	1.83	1.72	2.22	2.0	11.7	78.0
1991	Moyenne 50-100 m	6.20	9.61	601	37.3	43.2	1.78	1.72	2.20	1.9	11.0	71.9
1992	Moyenne 50-100 m	6.16	9.69	605	33.0	40.9	1.84	1.71	2.17	2.3	13.3	70.3
1993	Moyenne 50-100 m	5.95	9.64	615	32.6	38.3	1.79	1.73	2.18	1.9	9.3	66.9
1994	Moyenne 50-100 m	6.29	9.60	609	33.6	38.3	1.78	1.75	2.20	1.9	10.0	65.3
1995	Moyenne 50-100 m	6.66	9.70	610	29.2	32.8	1.54	1.78	2.21	2.0	9.7	73.4
1985	Moyenne 100-200 m	5.37	9.48	580	70.8	77.4	2.18	1.80	2.35	2.3	---	---
1986	Moyenne 100-200 m	5.35	9.82	573	66.9	75.7	1.75	1.77	2.30	2.4	14.8	81.2
1987	Moyenne 100-200 m	5.14	9.69	592	63.9	71.9	1.94	1.77	2.28	2.1	8.3	44.8
1988	Moyenne 100-200 m	5.44	9.38	615	61.7	68.1	2.01	1.77	2.28	1.7	10.5	79.7
1989	Moyenne 100-200 m	5.59	8.38	628	60.3	65.9	2.28	1.79	2.30	1.2	9.1	67.3
1990	Moyenne 100-200 m	5.85	8.01	617	57.5	63.6	2.41	1.79	2.29	1.6	9.8	67.5
1991	Moyenne 100-200 m	5.76	8.39	602	50.6	56.7	2.28	1.77	2.24	1.5	9.6	63.9
1992	Moyenne 100-200 m	5.62	8.31	598	46.0	54.6	2.38	1.77	2.23	1.7	10.0	57.2
1993	Moyenne 100-200 m	5.67	8.18	602	45.0	51.2	2.33	1.80	2.24	1.5	8.0	58.6
1994	Moyenne 100-200 m	5.86	8.20	600	45.1	49.4	2.33	1.79	2.24	1.3	9.0	58.6
1995	Moyenne 100-200 m	6.15	7.98	600	43.0	46.3	2.24	1.83	2.26	1.4	7.7	61.6
1985	Moyenne 200-309 m	5.24	8.68	582	76.7	83.4	2.46	1.82	2.37	2.2	---	---
1986	Moyenne 200-309 m	5.18	9.04	576	72.4	80.9	2.03	1.80	2.33	2.1	13.7	74.4
1987	Moyenne 200-309 m	5.00	8.24	592	74.0	82.4	2.40	1.82	2.32	1.7	7.5	41.9
1988	Moyenne 200-309 m	5.11	7.65	607	75.1	81.5	2.59	1.84	2.34	1.5	9.5	73.7
1989	Moyenne 200-309 m	5.22	6.55	612	75.5	82.3	2.99	1.87	2.37	1.1	8.0	60.6
1990	Moyenne 200-309 m	5.38	6.12	599	75.6	81.8	3.20	1.88	2.37	1.3	8.8	61.6
1991	Moyenne 200-309 m	5.50	5.56	577	76.4	82.3	3.30	1.89	2.34	1.3	8.3	56.8
1992	Moyenne 200-309 m	5.45	5.23	564	71.4	80.9	3.46	1.89	2.34	1.4	9.1	53.7
1993	Moyenne 200-309 m	5.49	5.04	562	69.7	76.5	3.42	1.90	2.34	1.2	8.5	58.2
1994	Moyenne 200-309 m	5.61	5.13	559	66.6	71.1	3.38	1.89	2.33	1.0	8.7	52.5
1995	Moyenne 200-309 m	5.79	4.80	551	65.6	69.2	3.38	1.93	2.34	0.9	6.7	53.5

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, **1996**, 187-197.

MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES DREISSÈNES

Campagne 1995

PAR

Claude CORVI et **Sophal KHIM-HEANG**

SERVICE DU CHIMISTE CANTONAL, CP 166, CH - 1211 GENÈVE 4

Kristin BECKER VAN SLOOTEN, Anne-Marie STEGMUELLER et **Joseph TARRADELLAS**

E.P.F.L., INSTITUT DE GÉNIE DE L'ENVIRONNEMENT, CH - 1015 LAUSANNE

RÉSUMÉ

La teneur métallique de Dreissena polymorpha a été étudiée sur des individus provenant de douze sites répartis sur l'ensemble des côtes lémaniques.

Les paramètres suivants ont été mesurés : les métaux lourds (plomb, cadmium, chrome, cuivre, mercure, nickel et zinc), les polychlorobiphényles et les composés organostanniques (dibutylétain et tributylétain).

Les propriétés bioaccumulatrices se traduisent par des concentrations dans la chair, supérieures à celles des poissons (lottes, perches) pour le cadmium, le cuivre, le plomb et le zinc, du même ordre de grandeur que celles des poissons pour les PCB et les organoétains. Il n'y pas été mis en évidence de mercure dans la chair des mollusques.

Pour les métaux lourds, l'examen des résultats fait apparaître les situations suivantes (comparaison des sites entre eux ou avec une grille de qualité proposée par J. MERSCH, 1993) :

- *teneurs plus élevées en plomb sur les sites de Vidy et de la Venoge,*
- *situation qualifiée d'intermédiaire pour tous les sites pour le zinc, le cuivre, le chrome et le nickel (à l'exception de Lutry),*
- *teneur élevée de nickel face à Lutry,*
- *teneurs supérieures à celles habituellement observées dans d'autres écosystèmes pour le cadmium.*

Les résultats montrent la complémentarité de cette approche, par rapport aux poissons (niveaux de contamination métallique différents) ou autres indicateurs. La sédentarité de ces organismes est un intérêt supplémentaire pour la mise en évidence de pollutions localisées.

1. INTRODUCTION

La moule d'eau douce (*Dreissena polymorpha*), dite moule zébrée, occupe une place importante dans l'écosystème lémanique et son implantation est forte sur l'ensemble du lac.

Ce mollusque a été utilisé antérieurement comme bioaccumulateur des composés organostanniques sur le site lémanique (BECKER et al., 1992) et une étude plus récente (GERDEAUX et al., 1995) a permis de confirmer l'intérêt de cet organisme dans le suivi de certains types de pollution. Les propriétés bioaccumulatrices se traduisent par des concentrations dans la chair, supérieures à celles des poissons pour certains métaux, - cadmium, cuivre, plomb et zinc - et du même ordre de grandeur pour les polychlorobiphényles (PCB) et les organoétains.

Ces caractéristiques ont été mises à profit pour le développement d'un réseau d'observation sur le pourtour du Léman et différents polluants, tant métalliques qu'organiques, ont été recherchés sur des moules provenant de douze sites.

2. ÉCHANTILLONNAGE

Douze points de prélèvement ont été retenus pour leur intérêt géographique (couverture des différentes zones côtières) ou car reconnus comme zones réputées polluées, voire inversement considérées comme propres.

La situation des points de prélèvement apparaît sur la figure 1 et leur localisation plus précise (selon des coordonnées kilométriques x - y des cartes topographiques suisses) ci-dessous :

.	Versoix	(125.65/502.30)	au nord de l'embouchure de *la Versoix*
.	Promenthouse	(138.38/509.88)	face à l'embouchure de *la Promenthouse*
.	Buchillon	(146.27/521.12)	au lieu dit *les Fontanettes*
.	Venoge	(151.02/530.93)	à l'ouest de l'embouchure de *la Venoge*, derrière la digue
.	Vidy	(152.06/534.80)	à l'est de l'embouchure de *la Chamberonne*
.	Lutry	(150.00/542.98)	à l'est de Lutry, près de l'embouchure du ruisseau *le Bussy*
.	Bouveret	(138.04/555.38)	au lieu dit *la Bretagne*, près de l'embouchure du *Rhône*
.	Meillerie	(139.93/543.00)	à l'ouest de *Meillerie*
.	Dranse	(139.52/529.52)	à l'est de l'embouchure de *la Dranse*, devant *Port Pinard*
.	Thonon	(135.69/524.30)	devant le port de l'*Institut de limnologie - INRA*
.	Redon	(133.70/520.00)	face à l'embouchure du *Redon*
.	Hermance	(128.82/507.92)	à l'est de l'embouchure de *l'Hermance*.

Les prélèvements ont été effectués simultanément sur les sites français et suisses par l'Institut de limnologie - INRA (Thonon) pour la côte française et l'Institut de génie de l'environnement - EPFL (Lausanne) pour la côte suisse, la dernière semaine de juillet 1995. Les moules sont alors à maturité sexuelle selon GERDEAUX et al. (1995). Le tableau 1 regroupe divers paramètres concernant l'échantillonnage.

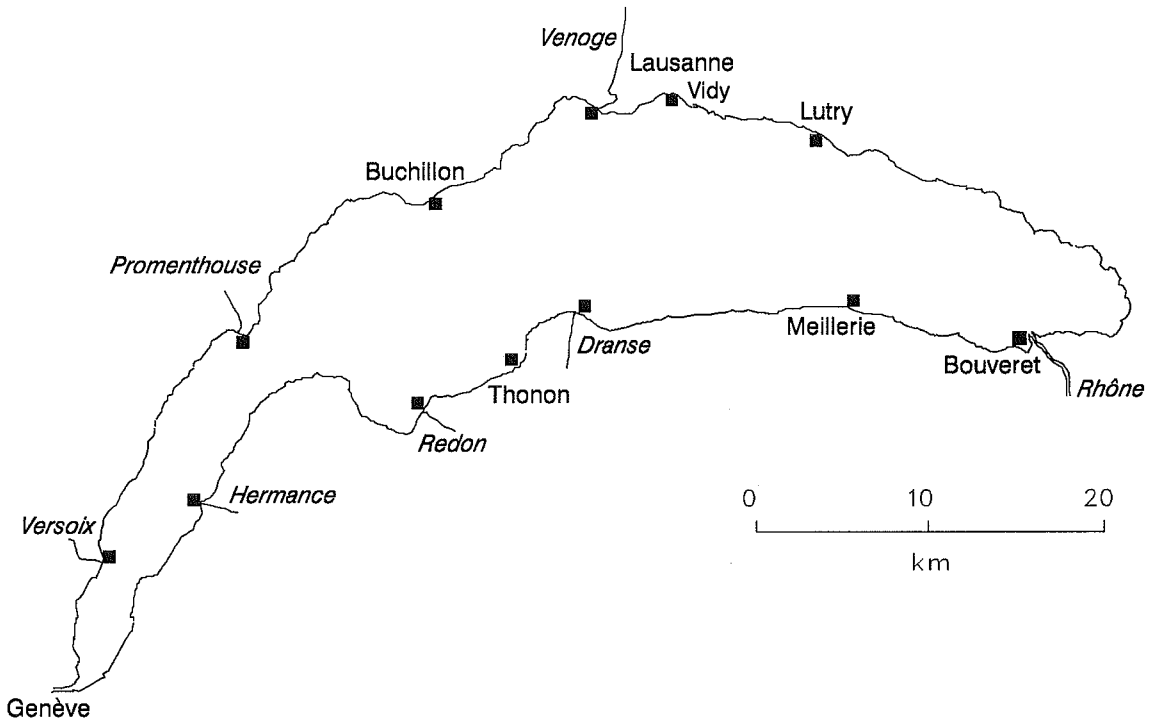


Figure 1 : Situation des points de prélèvement

TABLEAU 1 - Analyse des Dreissènes provenant de 12 sites du Léman, campagne 1995

Lieu de prélèvement	Taille cm	Nombre	Poids (entier) g	Poids (chair)	
				g	% du poids total
Versoix	~ 3.0	130	273	51	19
Promenthouse	~ 3.0	200	421	73	17
Buchillon	1.5 à 2.0	161	203	40	20
Venoge	1.0 à 2.0	250	190	50	26
Vidy	1.5 à 2.5	180	236	51	22
Lutry	2.0 à 2.5	182	228	51	22
Bouveret	2.0 à 2.5	130	235	55	23
Meillerie	~ 2.0	404	391	77	20
Dranse	~ 3.0	310	410	91	22
Thonon	~ 2.0	353	341	65	19
Redon	≤ 1.0	530	141	48	34
Hermance	~2.0	270	259	63	24

3. MÉTHODOLOGIE

3.1 Préparation des échantillons

Les moules sont congelées immédiatement après le prélèvement. Dès réception au laboratoire, les paramètres morphologiques sont mesurés.

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

3.2 Analyses chimiques

Les paramètres suivants ont été mesurés : les métaux lourds (plomb, cadmium, chrome, cuivre, mercure, nickel, zinc), les polychlorobiphényles et les organoétains (dibutylétain et tributylétain).

Après minéralisation par un mélange acide-oxydant (acide sulfurique - permanganate de potassium), les teneurs en mercure sont déterminées par absorption atomique sans flamme selon le principe de la méthode décrite dans le Manuel Suisse des Denrées Alimentaires (1983). Les autres métaux sont mesurés par absorption atomique-four graphite sur un minéralisat obtenu par digestion de l'échantillon en milieu acide nitrique concentré à chaud et selon la méthode des ajouts dosés.

Les polychlorobiphényles (PCB) sont extraits de la chair des Dreissènes par un mélange de solvants (hexane/acétone). Une fraction de l'extrait est purifiée sur florisil, puis est analysée par chromatographie en phase gazeuse à l'aide d'un détecteur à capture d'électrons. La quantification des PCB est effectuée à l'aide d'un mélange de référence de 25 congénères purs qui sont déterminés dans l'extrait. La teneur totale en PCB des échantillons est exprimée en PCB 1254/1260 à partir d'une extrapolation des résultats des congénères purs (CORVI et al., 1988). Les résultats sont exprimés en mg/kg de poids sec (ou μg/g).

La méthode de l'analyse du di- (DBT) et du tributylétain (TBT) dans le tissu des moules zébrées a été décrite ailleurs (BECKER VAN SLOOTEN et TARRADELLAS, 1994). La méthode comporte les étapes suivantes : broyage du tissu, extraction avec un mélange de solvants organiques (éther/hexane 3:2), dérivation avec du chlorure d'hexyl-magnésium, purification sur colonne (silicagel et florisil) et quantification sur un chromatographe en phase gazeuse, équipé d'un détecteur photométrique de flamme. Les résultats sont exprimés en μg/g de poids sec (PS), corrigés par le taux de récupération de la méthode, qui est de 46 % pour le dibutylétain et de 84 % pour le TBT.

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

4. RÉSULTATS

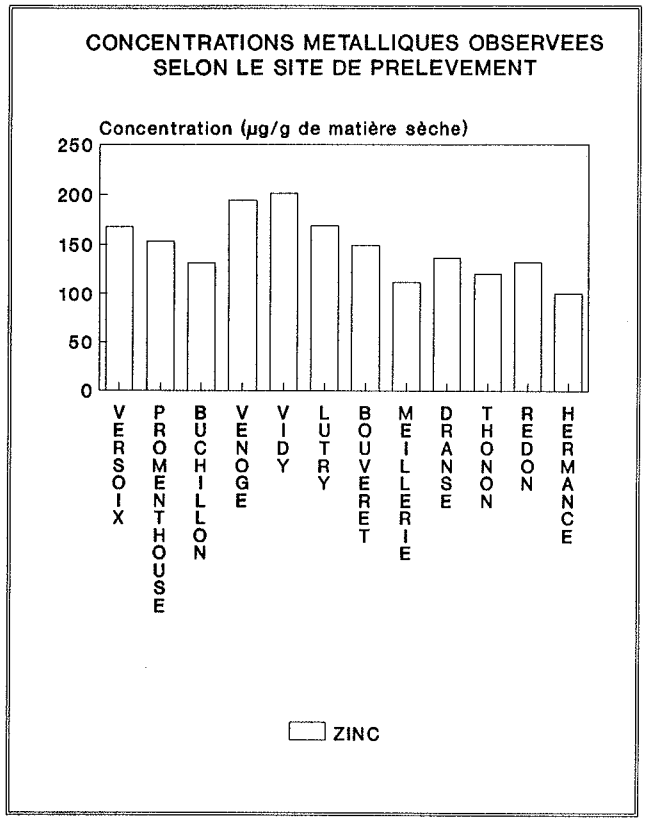
Dans les graphiques, les valeurs inférieures aux limites de détection ont été prises comme égales à 80 % de celles-ci.

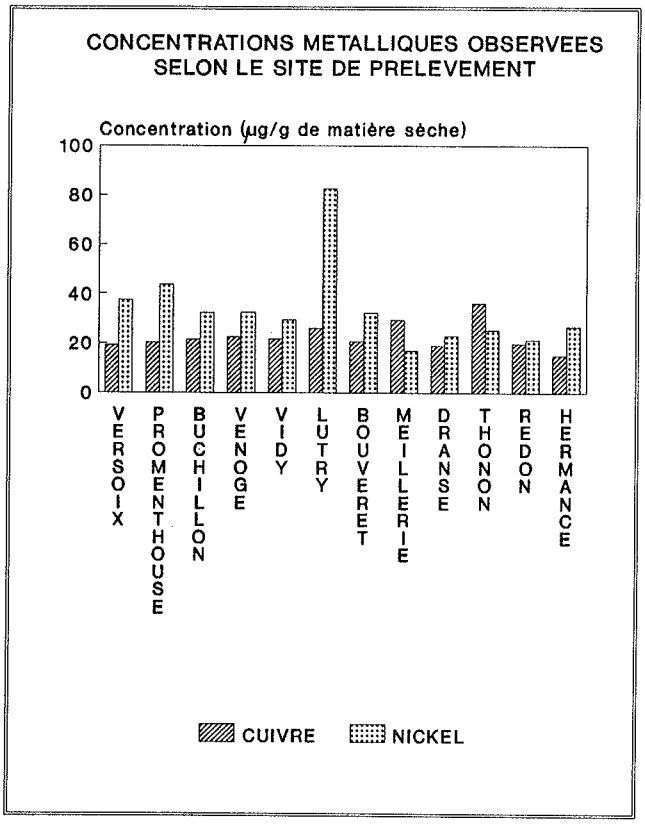
- ***Métaux lourds*** : la figure 2 illustre les résultats obtenus pour les principaux métaux analysés.

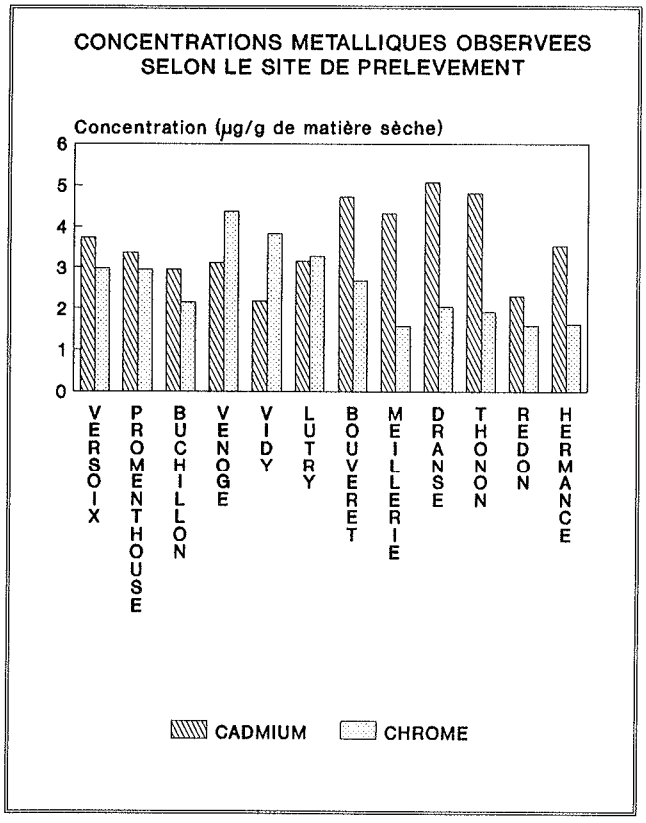
  Le **mercure** n'est pas représenté sur ces graphiques car il n'a été décelé sur aucun site (limite de détection : 0.3 μg/g de matière sèche).

  Les teneurs en **zinc** des dreissènes varient de 100 à 200 microgrammes de métal par gramme de matière sèche, les sites de Vidy et Venoge présentant les concentrations les plus élevées.

  Les teneurs en **cuivre** sont relativement homogènes sur l'ensemble des sites (environ 20 μg/g) avec cependant une concentration plus élevée observée au large de Thonon (36.2 μg/g).







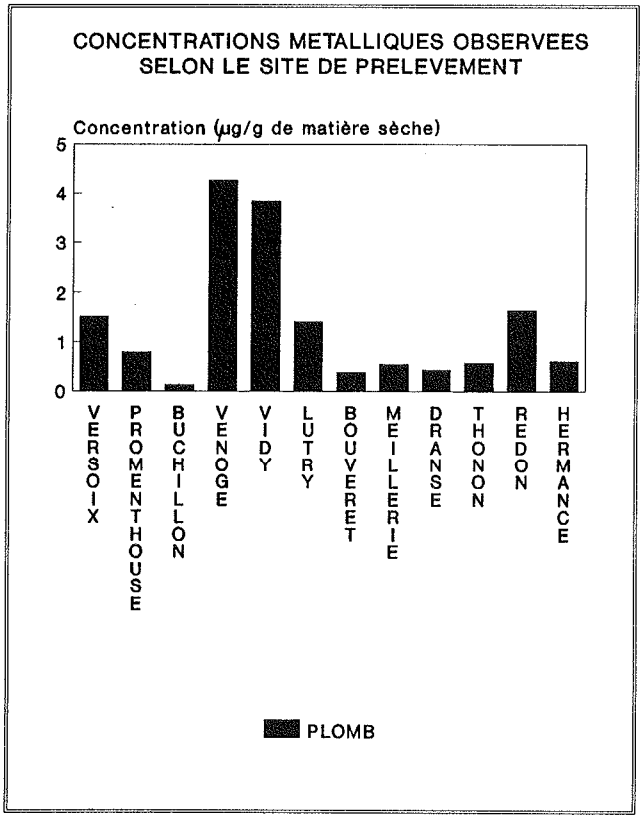


Figure 2 : Teneurs métalliques des *Dreissena polymorpha* pour les différents sites étudiés

Par contre, dans le cas du **nickel**, nous observons une variabilité spatiale plus importante (de 17 à 44 μg/g) avec une teneur élevée face à Lutry.

Le **cadmium** est observé de façon relativement homogène sur l'ensemble des sites avec cependant des valeurs, semble-t-il, plus élevées sur la côte méridionale. Inversement, le **chrome** semble généralement plus élevé sur la côte septentrionale.

Le **plomb** est l'élément présentant la plus grande variabilité spatiale, les teneurs passant de 0.12 μg/g (Buchillon) à 4.3 μg/g (Venoge).

- ***Les PCB et les organoétains*** : la figure 3 illustre les résultats obtenus par l'analyse de ces composés.

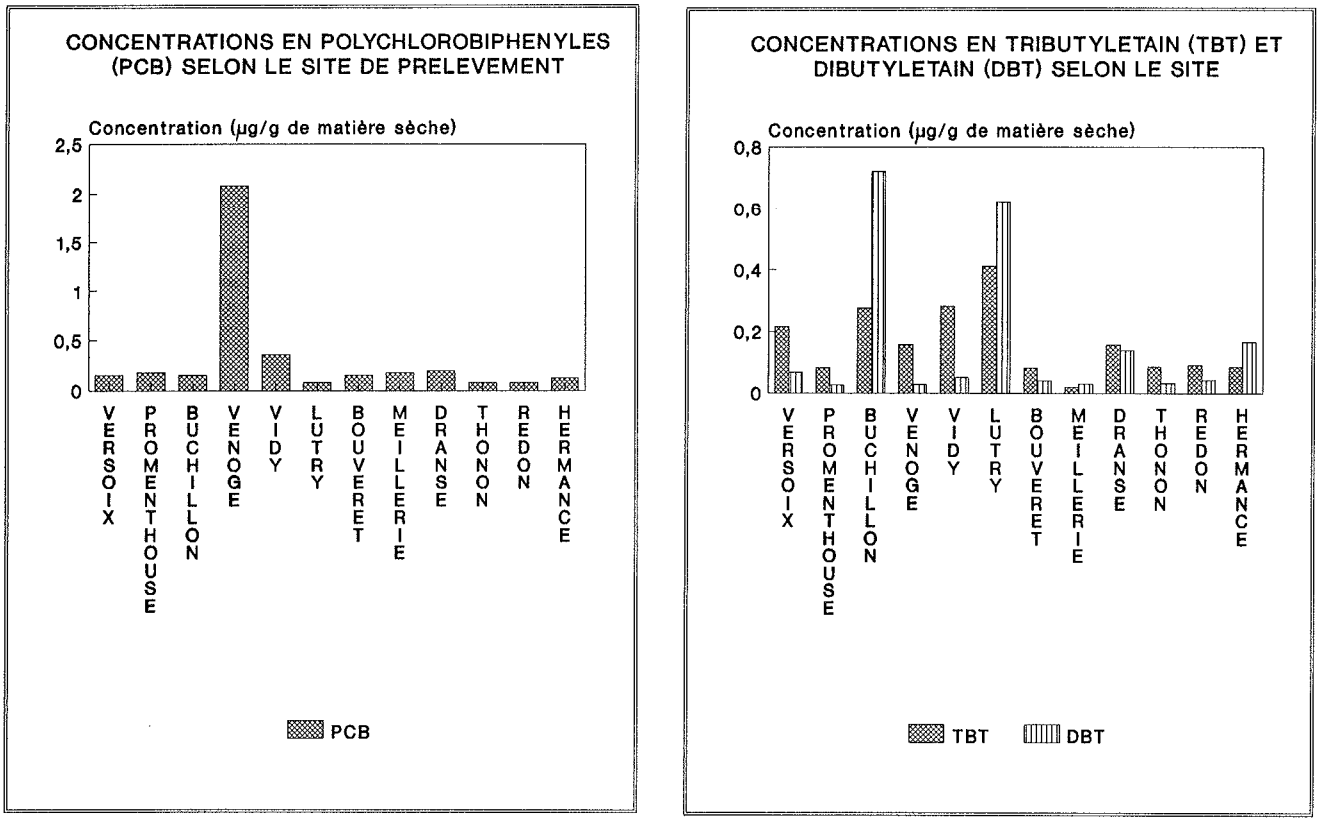


Figure 3 : PCB et organoétains dans *Dreissena polymorpha* pour les différents sites étudiés

Seul le site de la Venoge se distingue nettement des autres lieux de prélèvement pour les PCB.

La contamination des moules zébrées par les butylétains est relativement faible, surtout comparée aux teneurs observées dans les ports de plaisance où les concentrations en tributylétain ont pu atteindre 40 μg/g poids sec en 1993 (BECKER VAN SLOOTEN et TARRADELLAS, 1995).

5. DISCUSSION

Les organismes aquatiques n'accumulent pas les contaminants de façon progressive tout au long de leur vie. De nombreux facteurs, métabolisme élevé des jeunes individus, état physiologique, maturité sexuelle, âge, poids, etc..., influencent la bioaccumulation des contaminants.

Les études préliminaires effectuées sur les dreissènes du Léman (GERDEAUX et al., 1995) ont permis d'apprécier la variabilité des concentrations en fonction de la taille. L'influence de ce paramètre a été signalée sur d'autres mollusques bivalves (CLAISSE et al., 1992).

Les auteurs relèvent également une forte variabilité saisonnière liée, entre autres, au cycle de reproduction.

Nous nous sommes efforcés de nous affranchir de ces problèmes en prélevant des individus de taille voisine, la plus élevée possible et à la même période de maturité sexuelle sur tous les sites (prélèvement fin juillet).

Des difficultés ont été rencontrées pour l'obtention de moules de grande taille sur le site du Redon. Ceci pourrait partiellement expliquer le fait que nous observons, en 1995, des teneurs en contaminants plus faibles sur ce site qu'en 1994 (GERDEAUX et al., 1995).

De même, l'analyse d'un homogénat de plusieurs dizaines, voire plusieurs centaines d'individus nous permet d'atténuer les effets des variations individuelles.

Une étude récente (YRIEIX, 1996) confirme pleinement nos résultats pour deux sites lémaniques (l'Hermance et le Vengeron) : les concentrations mesurées par cet auteur sont du même ordre de grandeur que nos observations.

MERSCH (1993) a défini, sur la base de nombreuses études réalisées sur des sites plus ou moins contaminés, une grille de qualité pour l'interprétation des concentrations métalliques observées chez les dreissènes (tableau 2).

Par rapport aux valeurs de butylétains obtenues lors de la campagne 1994 (GERDEAUX et al., 1995), trois sites montrent une contamination comparable (Redon, Thonon et Meillerie), deux sites une légère augmentation (Dranse et Venoge) et deux sites une nette augmentation (Lutry et Buchillon). Ces différences peuvent être expliquées par les points suivants :

- les sites de prélèvement n'étaient pas toujours exactement les mêmes,
- contrairement à la campagne 1994, seulement un échantillon de moules a été analysé,
- une utilisation accrue des butylétains pour d'autres applications que les peintures antifouling et les pesticides (ce qui serait à vérifier).

TABLEAU 2 - Grille de qualité pour interpréter les concentrations métalliques (en μg/g) observées chez *Dreissena polymorpha* (MERSCH, 1993)

Métaux	Classe de qualité *			
	1	2	3	4
Cadmium	≤ 1	1 - 2.5	2.5 - 8	> 8
Chrome	≤ 1	1 - 3.5	3.5 - 10	> 10
Cuivre	≤ 12	12 - 45	45 - 80	> 80
Nickel	≤ 12	12 - 45	45 - 100	> 100
Plomb	≤ 0.5	0.5 - 4	4 - 14	> 14
Zinc	≤ 110	110 - 220	220 - 400	> 400

* Classe 1 : absence de pollution
Classe 2 : situation intermédiaire
Classe 3 : pollution certaine
Classe 4 : pollution importante.

Nos résultats nous permettent de comparer les sites entre eux et d'apprécier les plus contaminés. Selon cette grille de qualité, nous pouvons également définir différents types de situation en comparaison avec d'autres écosystèmes :

- Plomb : situation intermédiaire sur l'ensemble des sites avec un point (Buchillon) d'absence de pollution,
- Zinc, cuivre, chrome : situation intermédiaire sur l'ensemble des sites,
- Nickel : situation intermédiaire sur l'ensemble des sites avec pollution certaine face à Lutry,
- Cadmium : pollution certaine pour la plupart des sites étudiés.

Il faut cependant pondérer ces comparaisons avec d'autres écosystèmes en tenant compte des propriétés géochimiques eu bassin versant : les teneurs élevées de cadmium observées résultent probablement d'une concentration moyenne importante de ce métal dans le bassin versant lémanique. Le terme de "pollution certaine" tel que défini dans la grille proposée par MERSCH (1993) ne semble donc pas approprié au Léman.

6. COMPARAISON INTER-INDICATEURS

Les animaux aquatiques présentent un intérêt manifeste pour le suivi des écosystèmes : ils accumulent les contaminants, permettant ainsi la mise en évidence de polluants difficiles à déceler dans l'eau.

De plus, les teneurs en polluants des espèces animales sont le reflet d'une situation moyenne plus représentative de l'état d'un milieu.

Les différentes études réalisées antérieurement dans le cadre du suivi du lac (CORVI et al., 1988, 1991, 1993, 1994) ont permis la mise en évidence de l'intérêt de certains indicateurs comparés à d'autres. Les teneurs métalliques du muscle de poisson sont en général inférieures à celles observées dans les dreissènes.

Par contre, le suivi des PCB semble plus aisé sur le poisson. Dans le contexte lémanique, poissons et dreissènes apparaissent donc comme complémentaires en terme de spécificité.

L'information donnée par les dreissènes permet, de plus, de préciser la localisation des contaminations ce qui n'est pas le cas avec un organisme non sédentaire.

Le tableau 3 regroupe, de manière symbolique, les résultats obtenus lors de différentes études réalisées ces dernières années sous l'égide de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman. Les valeurs prises en considération, pour les rivières vaudoises, sont confirmées par VIOGET et al. (1995).

Les résultats utilisés dans ce tableau correspondent à des prélèvements effectués dans les embouchures des affluents pour les analyses d'eaux, de bryophytes et de sédiments. Dans le cas des moules, les résultats de ce tableau correspondent à la présente étude. Ils sont exprimés en µg/kilogramme de substances analysées : sur matière brute pour l'eau et les poissons, sur matière sèche pour les bryophytes, les moules, les matières en suspension et les sédiments.

Ce tableau donne une image synoptique de l'intérêt de certains compartiments de l'écosystème pour un suivi des pollutions. Pour l'établir, et afin d'en simplifier la lecture, nous avons pris en considération l'ordre de grandeur (et non pas la valeur exacte) du paramètre analysé, celui-ci variant selon le lieu de prélèvement, la date etc.... La représentation est la suivante :

❶	: concentration de l'ordre de	1 µg/kilogramme
❷	: concentration de l'ordre de	10 µg/kilogramme
❸	: concentration de l'ordre de	100 µg/kilogramme
❹	: concentration de l'ordre de	1'000 µg/kilogramme
❺	: concentration de l'ordre de	10'000 µg/kilogramme
❻	: concentration de l'ordre de	100'000 µg/kilogramme

La recherche du plomb, par exemple, sera facilitée par l'analyse des bryophytes, des sédiments ou des matières en suspension, les teneurs dans ces compartiments étant nettement supérieures à celles observées dans l'eau ou les poissons.

Par contre, les concentrations de cadmium, chrome, cuivre et zinc sont, dans les moules, aussi élevées que dans les bryophytes, les sédiments ou les matières en suspension. Cet organisme, de part ses autres avantages, apparaît ainsi comme plus intéressant pour le suivi de ces métaux.

7. CONCLUSIONS

Les populations de dreissènes du Léman présentent une forte implantation permettant leur utilisation comme bioindicateur de pollution.

Les études préliminaires réalisées en 1994 sont confirmées. Les résultats obtenus montrent la complémentarité de cette approche par rapport aux poissons ou autres indicateurs. Par contre, la sédentarité des dreissènes constitue un intérêt particulier pour le suivi des pollutions localisées.

TABLEAU 3 - Comparaison des teneurs en métaux et PCB pour les différents indicateurs du bassin lémanique

Milieux \ Contaminants		PCB	Hg	Pb	Cd	Cr	Cu	Zn
Eaux	Rivière et lac	❶	❶	❶	❶	❶	❶	❶
Bryophytes	Rhône R	❷	❸	❻	❹	❺	❻	❻
	Dranse R	❷	❸	❺	❹	❺	❺	❻
	Venoge R	❷	❸	❻	❹	❺	❺	❻
Moules	Rhône L	❸	❸	❸	❹	❹	❺	❻
	Dranse L	❸	❸	❸	❹	❹	❺	❻
	Venoge L	❹	❸	❹	❹	❹	❺	❻
	Buchillon *	❸	❸	❸	❹	❹	❺	❻
Poissons	Truites Venoge	❸	❸	❷	❷	❷	❸	-
	Ombles lac	❸	❷	❷	❶	❷	❸	❺
	Lottes lac	❷	❸	❷	❶	❷	❸	❺
	Perches lac	❷	❷	❷	❶	❷	❸	❺
Matières en suspension	Rhône R	-	❸	❺	❹	❻	❺	❻
	Dranse R	-	-	❺	❸	-	❺	-
	Venoge R	-	-	❻	❸	-	❺	-
Sédiments	Rhône R	❷	❸	❺	❹	❺	❺	❺
	Dranse R	❷	❷	❺	❹	❺	❺	❺
	Venoge R	❸	❸	❻	❹	❺	❺	❻
	Lac	❷	❹	❺	❹	-	❺	❻

* Buchillon : ce point est éloigné de toute embouchure

R : prélèvements effectués en rivière

L : prélèvements effectués dans le lac, près de l'embouchure de la rivière

BIBLIOGRAPHIE

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

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

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

CLAISSE, D., JOUANNY, M. et QUINTIN, J.Y. (1992) : Le réseau national d'observation de la qualité du milieu marin (RNO). Analysis Magazine, 20, 19-22.

CORVI, C., KHIM-HEANG, S. et MACRI, G. 1993) : Micropolluants dans les affluents. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1992, 209-232.

CORVI, C., PAY, R. et VOGEL, J. (1991) : Polychlorobiphényles, pesticides chlorés et phosphorés dans les sédiments des affluents du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1990, 141-148.

CORVI, C., KHIM-HEANG, S. et COTTET, C. (1994) : Recherche de métaux et de quelques micropolluants organiques dans l'eau du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993, 73-82.

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

GERDEAUX, D., PERRET, M.-C., CORVI, C., KHIM-HEANG, S., BECKER VAN SLOOTEN, K., TARRADELLAS, J., RIVIERE, J.L. et LARBAIGT, G. (1995) : Caractéristiques des populations de Dreissènes du Léman, évaluation de leur intérêt comme bioindicateur de la qualité des eaux du lac. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1994, 135-165.

MANUEL SUISSE DES DENREES ALIMENTAIRES, (1983) : Dosage du mercure, Chapitre 45, paragraphe 31, 5ème édition; 2ème volume.

MERSCH, J., (1993) : Modalités d'utilisation de la moule zébrée *Dreissena polymorpha* en tant qu'indicateur biologique de la contamination des écosystèmes d'eau douce par les métaux lourds - comparaison avec un autre type d'organismes sentinelles, les mousses aquatiques. Thèse de doctorat, Université de Metz, 231 p.

VIOGET, Ph., PELLATON, J.-F., BUTTIKER, B., BONDIETTI, G., ETOURNAUD, A., MEIER, P., et STRAWCZYNSKI, A. (1995) : Contaminants dans les poissons des rivières vaudoises. Synthèse des résultats 1989-1994. Rapp. groupe interdépart., Etat de Vaud, 48 p.

YRIEIX, C. (1996) : Utilisation d'un mollusque bivalve (*Dreissena polymorpha Pallas*) comme bioindicateur de la pollution métallique des eaux de surface (à paraître).

BARRON, R.L. et MERRIAM, T.L. (1988) : Toxicology of aldicarb. Rev. Environ. Contam. Toxicol., 105, 1-70.

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, **1996**, 91-106.

ÉVOLUTION DU PHYTOPLANCTON DU LÉMAN

Campagne 1995

PAR

Jean-Claude DRUART et Jean Pierre PELLETIER

INSTITUT DE LIMNOLOGIE (INRA), BP 511, F - 74203 THONON-LES-BAINS

Roger REVACLIER

SERVICE DE L'ÉCOTOXICOLOGUE CANTONAL, CP 78, CH - 1211 GENÈVE 8

RÉSUMÉ

La campagne 1995 fait ressortir une biomasse moyenne du phytoplancton particulièrement élevée (1'900 mg/m³), résultant d'une dominance marquée du microplancton (72 %), y compris au printemps. La forte augmentation de la biomasse, accompagnée d'une production primaire relativement basse, indique un renversement, peut-être temporaire, de la tendance observée depuis 1981.

En moyenne annuelle, plus de 50 % de la biomasse est représentée par six espèces microplanctoniques. Parmi celles-ci, la dinophycée Ceratium hirundinella (13 % de la biomasse annuelle moyenne) participe au pic très élevé observé en automne.

Le développement et la diversification des diatomées du genre Cyclotella, fréquentes dans les milieux mésotrophes à oligotrophes, se poursuivent et sont un constat positif. La réapparition de la diatomée Tabellaria fenestrata, des xanthophycées du genre Tribonema et de la conjuguée Mougeotia, algues qui se développent dans les milieux en cours d'eutrophisation, est plus équivoque.

1. MÉTHODES

Comme les années précédentes, le phytoplancton est étudié à partir d'échantillons d'eau de la couche 0-10 mètres prélevés à la station SHL 2 avec un appareil intégrateur et à GE 3 avec un tuyau lesté de 10 m de longueur. La campagne 1995 a comporté 22 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 cumul des biovolumes cellulaires et exprimée en poids de matière fraîche par mètre cube d'eau.

2. RICHESSE SPÉCIFIQUE DU PHYTOPLANCTON

Les nombres de taxons appartenant au microplancton et au nanoplancton sont répartis pour 1995 par groupes systématiques dans le tableau 1 et leur évolution à long terme est portée dans le tableau 2.

TABLEAU 1 - Nombre de taxons de micro- et nanoplancton en 1995

	micro	nano	Nbre total
Cyanophycées	6	1	7
Dinophycées	3	5	8
Cryptophycées	0	5	5
Chrysophycées	2	4	6
Xanthophycées	2	0	2
Diatomées *	21 (4)	33 (7)	54 (11)
Chlorophycées	18	30	48
Conjuguées	12	2	14
Total 1995	64	80	144

(*) = Diatomées centriques

TABLEAU 2 - Nombre des taxons de micro- et de nanoplancton durant la période 1989/1995

Année	micro	nano	total
1989	69	68	137
1990	59	82	141
1991	71	62	133
1992	72	79	151
1993	72	70	142
1994	74	68	142
1995	64	80	144

En 1995, 144 taxons ont été identifiés, soit deux unités supplémentaires par rapport à 1994. Parmi ceux-ci, 80 taxons nanoplanctoniques ont été observés, nombre très supérieur à celui de 1994 (68) et se rapprochant de celui de 1990 (82).

Les taxons microplanctoniques (64 en 1995) ont régressé de 10 unités par rapport à 1994 (74).

Avec 48 taxons en 1995, la richesse spécifique des chlorophycées est inférieure de six unités par rapport à l'année précédente, malgré l'apparition de trois nouveaux taxons.

Les diatomées, avec 54 taxons en 1995 (37.5 % des taxons observés), montrent une forte augmentation de 10 unités par rapport à l'année précédente. Elle est la plus importante de toutes les classes d'algues dans le Grand Lac. Dans le Petit Lac, cette classe rassemble 22 % des taxons observés (14 sur 64). La diversité des diatomées centriques est légèrement inférieure à celle de 1995 (13 en 1994 contre 11 en 1995).

Les conjuguées, avec 14 taxons cette année, ont sensiblement augmenté leur diversité pour revenir au niveau de 1994.

Les cryptophycées (5 taxons) et les chrysophycées (6 taxons) ont montré une grande stabilité spécifique.

Les xanthophycées, absentes de l'inventaire depuis 1968, sont représentées en 1995 par deux nouveaux taxons.

En 1995, quinze taxons ont été ajoutés à la liste du phytoplancton du Léman. Ce nombre est encore plus élevé que l'année précédente (13) où il constituait déjà un record. Il indique un changement des conditions du milieu favorisant le développement d'espèces nouvelles pour le Léman.

3. ABONDANCE DES ESPÈCES

En ce qui concerne l'évolution de l'abondance des espèces, les observations les plus remarquables sont indiquées ci-après :

Cyanobactéries ou cyanophycées

En 1995, nous observons deux pics de cyanobactéries, le premier fin juillet et le second commençant début septembre et se prolongeant jusqu'à la mi-novembre.

Globalement les cyanobactéries sont restées beaucoup plus discrètes que l'année précédente. Si *Oscillatoria rubescens* a été rencontrée 14 fois sur les 22 prélèvements, elle a été plus abondante ponctuellement (120 fil/ml le 19.09.95 contre 95 fil/ml en 1994). *Oscillatoria limnetica* a présenté deux développements, le premier le 16 mai avec 190 fil/ml et le second avec 160 fil/ml le 2 octobre. Dans le Petit Lac, son développement maximum a été observé le 24 avril avec 430 fil/ml.

Aphanizomenon flos-aquae s'est montrée très discrète cette année.

Pseudanabaena galeata avec 460 fil/ml le 16 octobre s'est développée fortement mais ponctuellement. Les valeurs des années précédentes ont toujours été très inférieures à celles de 1995 (7 fil/ml en 1993).

Dinophycées

Ceratium hirundinella a été présente depuis le début de l'été avec un maximum de 34 cel/ml le 21 août. Dans le Petit Lac, son maximum était de 12 cel/ml le 14 août.

Cryptophycées

Cette année, ces petites espèces très présentes dans le lac tout au long de l'année, ont présenté trois pics de développement, le premier le 2 mai, le second le 26 juin et le dernier le 19 septembre.

Trois taxons principaux composent cette classe :

- *Cryptomonas* sp avec 350 cel/ml le 10 juillet régresse par rapport à 1994 (610 cel/ml début juillet).

- L'espèce *Rhodomonas minuta* avec 1'730 cel/ml le 2 mai, augmente ses effectifs de l'année précédente (1'530 cel/ml). Dans le Petit Lac cette espèce n'a pas dépassé 1'100 cel/ml (24 avril).

- La variété *Rhodomonas minuta* var. *nannoplanctica* a présenté cette année un développement exceptionnel le 26 juin avec 11'600 cel/ml. Il est très nettement supérieur à celui observé en 1994 (3'600 cel/ml) mais est égal à celui enregistré en 1993, le 3 mai.

Chrysophycées

Dinobryon divergens a remplacé cette année *Dinobryon sociale*. Avec 810 cel/ml le 10 juillet, elle redevient une espèce relativement abondante dans la flore du lac. Dans le Petit Lac, *D. divergens* a été abondante en juillet avec 130 cel/ml le 17 juillet et *D. sociale* le 11 septembre avec 240 cel/ml.

Erkenia subaequiciliata, avec un maximum de 1'820 cel/ml le 10 avril, est à nouveau abondante cette année. En 1992, cette espèce avait atteint un maximum de 4'850 cel/ml.

Xanthophycées

Cette classe était absente de nos inventaires depuis 1968. Cette année deux taxons réapparaissent dès le printemps et se maintiennent une bonne partie de l'année. Il s'agit de *Tribonema* cf *ambiguum* avec 110 fil/ml le 26 juin et *Tribonema microchloron* var. *cylindricum*. Cette dernière, peu abondante, a perduré presque toute l'année. Ces algues ont été beaucoup plus discrètes dans le Petit Lac. Seul J. NAEF (communication personnelle) les aurait rencontrées.

Diatomées

Neuf nouvelles espèces apparaissent cette année dans le Léman (10 en 1994), dont la moitié sont typiquement d'origine littorale : *Achnanthes catenata, Campylodiscus noricus, Cyclotella ocellata, Cymbella prostata, Diploneis maulerii, Diploneis oculata, Navicula clementi, Navicula menisculus et Surirella minuta.* Il faut noter que certains taxons étaient déjà cités par des auteurs anciens (WILDEMAN, 1895 et MEISTER, 1912), mais n'ont pas été retrouvés avant 1995.

Contrairement aux années précédentes, c'est au printemps que le pic des diatomées est le plus important, suivi de celui de fin d'automne, le pic d'été étant le plus réduit.

Stephanodiscus minutulus avec 10'500 cel/ml le 24 avril a présenté un développement très important. Il faut remonter à 1987 pour avoir des valeurs très élevées (32'900 cel/ml le 18 mai). En revanche, dans le Petit Lac, cette espèce est restée peu abondante avec un maximum de 520 cel/ml le 22 mai.

Asterionella formosa, avec 1'800 cel/ml le 10 juillet, a montré un développement aussi important que celui d'octobre 1993 avec 1'940 cel/ml, mais plus précoce.

Le genre *Cyclotella* s'est enrichi d'une nouvelle espèce, *Cyclotella ocellata,* trouvée le 29 mai avec 15 cel/ml.

Il faut souligner le fort développement de *Cyclotella cyclopuncta* (2'200 cel/ml le 7 août). Dans le Petit Lac, l'abondance de cette espèce était de 490 cel/ml le 14 août. Cette espèce apparue le 16 juin a perduré jusqu'à la fin de l'année. Cela confirme l'hypothèse avancée précédemment (REVACLIER et al., 1995) sur l'augmentation régulière de ces petites diatomées centriques dans les eaux du Léman. Mais il ne faut pas en tirer des conclusions trop hâtives sur la qualité actuelle des eaux du lac.

Cyclotella radiosa présente des effectifs beaucoup plus faibles qu'en 1994.

Aulacoseira islandica subsp *helvetica* s'est de nouveau fortement développée au printemps (580 cel/ml le 10 avril). Depuis 1987, c'est la valeur la plus forte jamais enregistrée.

Fragilaria crotonensis avec 3'500 cel/ml le 2 mai (2'140 cel/ml le 24 avril dans le Petit Lac), a pratiquement colonisé le lac durant toute l'année avec des effectifs importants, puisqu'elle se retrouve en deuxième position sur 144 taxons et en première position dans le Petit Lac sur 64 taxons. Il faut remonter à 1990 pour observer des valeurs semblables.

Diatoma elongatum, après les abondances déjà exceptionnelles signalées en 1994 (1'550 cel/ml), a atteint cette année des valeurs encore supérieures (1'670 cel/ml le 2 octobre). Ce développement tardif semble assez inhabituel car cette espèce se développe généralement plus tôt en saison, dans des eaux assez chaudes. Ecologiquement, elle est classée comme espèce caractéristique de milieu eutrophe (KRAMMER et LANGE-BERTALOT, 1991) et selon HUBER-PESTALOZZI (1942), il s'agirait d'une algue plutôt inféodée au littoral qui pourrait passer au large dans certaines circonstances. Son abondance va à l'encontre des résultats des nutriments qui eux montrent une régression constante (phosphore en diminution de 7 % par rapport à 1994). Ces interprétations écologiques sont à prendre avec de grandes précautions, tant elles sont différentes, suivant les auteurs pour une même espèce.

Nitzschia acicularis s'est développée assez régulièrement tout au long de l'année avec un pic le 10 avril (120 cel/ml). Dans le Petit Lac, elle n'a été observée qu'en juillet (7 cel/ml le 17). Cette espèce est caractéristique de plans d'eaux eutrophes.

Synedra acus var. *angustissima* s'est maintenue au cours de l'année, avec un maximum limité à 66 cel/ml le 2 octobre. A titre de comparaison, ce taxon a proliféré de façon spectaculaire au lac d'Annecy (2'430 cel/ml le 30 juin), alors que les conditions climatiques ont été sensiblement les mêmes sur les deux lacs alpins, le phosphore étant toutefois moins abondant dans le lac d'Annecy.

Gyrosigma acuminatum est une espèce qui peut être considérée comme accidentelle dans le plancton et HUBER-PESTALOZZI (1942) ne la cite pas dans son ouvrage fondamental sur le phytoplancton des eaux douces. Sporadique dans le Léman, nous ne l'avons rencontrée en nombre significatif que dans un échantillon : 30 cel/ml le 24 avril. Son biovolume cellulaire étant énorme (88'000 μm^3), sa biomasse constitue à cette date plus de la moitié de la biomasse totale de l'échantillon (4'400 mg/m^3) qui devient ainsi le maximum printanier.

Chlorophycées

Trois nouvelles espèces sont venues enrichir cette classe *: Dydimocystis planctonica, Scenedesmus acunae* et *Ulothrix* cf *amphigranulata*. Le genre *Scenedesmus* est de plus en plus diversifié dans le lac.

Globalement les chlorophycées ont été moins abondantes que l'année précédente.

Les principales espèces rencontrées au cours de cette année ont été : *Chlamydomonas conica* var. *subconica* (200 cel/ml le 29.05), *Chlorella vulgaris* (590 cel/ml le 2.10) et *Phacotus lendneri* (160 cel/ml le 26.07). Depuis 1992, les deux espèces *Phacotus lendneri* et *P. lenticularis* sont regroupées sous le seul nom de *Phacotus lenticularis* (GIERING et al., 1992).

Conjuguées

Un nouveau taxon a fait son apparition cette année : *Closterium acutum* var. *linea*.

Mougeotia gracillima, après une éclipse en 1994 a atteint des valeurs élevées : 920 cel/ml le 6 septembre et 750 cel/ml dans le Petit Lac le 11 septembre. Elle a été très présente de la fin août à la mi-octobre.

Les autres taxons de cette classe ont été peu représentés cette année.

4. BIOMASSE À L'ÉCHELLE ANNUELLE

4.1 Contribution des classes d'algues (figures 1 à 3)

En 1995, la biomasse maximale printanière est nettement dominée par les diatomées du microplancton (*Aulacoseira islandica* et *Fragilaria crotonensis*) et la biomasse estivale par les conjuguées.

Une telle dominance des diatomées est comparable à celle de l'année 1994. Le développement important de *Mougeotia* est un phénomène nouveau, qui n'avait pas été observé depuis une quinzaine d'années.

A l'échelle de l'année, ce sont les diatomées qui cette année encore représentent le plus fort pourcentage de la biomasse (41.2 %) devant les dinophycées (15.7 %), les conjuguées (14 %) et les cryptophycées (13 %). Cette situation est totalement différente de celle des années précédentes. En 1994, les cryptophycées et les cyanobactéries se plaçaient en deuxième et troisième position, et en 1993, les cryptophycées précédaient les diatomées et les conjuguées.

En moyenne, la part du microplancton est encore plus forte que l'année précédente (73 % en 1995 contre 62 % en 1994). Elle est due au développement entre autres de : *Ceratium hirundinella, Fragilaria crotonensis, Mougeotia gracillima, Diatoma elongatum, Gyrosigma acuminatum* et *Aulacoseira islandica* subsp. *helvetica.*

Avec 28.4 %, le nanoplancton régresse fortement. Il était de 42 % en 1993, 37.8 % en 1994. (figure 4). Les principales espèces rencontrées sont : *Cryptomonas* sp, *Rhodomonas minuta* et sa variété *nannoplanctica, Cyclotella cyclopuncta* et *Stephanodiscus minutulus.*

4.2. Contribution des principales espèces

La liste des espèces représentant les plus fortes biomasses en moyenne annuelle figure dans le tableau 3.

En 1995, sur 144 espèces inventoriées, 21 constituent environ 90 % de la biomasse totale (25 en 1994), et 6 espèces seulement représentent environ 51 % de la biomasse totale (*Ceratium hirundinella* : 13.3 %; *Fragilaria crotonensis* : 8.8 %; *Mougeotia gracillima* : 8.8 %; *Diatoma elongatum* : 8.2 %; *Gyrosigma acuminatum* : 6 % et *Aulacoseira islandica* subsp. *helvetica* : 5.7 %).

Aucune espèce nanoplanctonique ne fait partie de ce groupe. Comme les deux années précédentes, aucune cyanobactérie ne figure dans cette liste. La composition du groupe des espèces dominantes varie d'une année à l'autre (tableau 3).

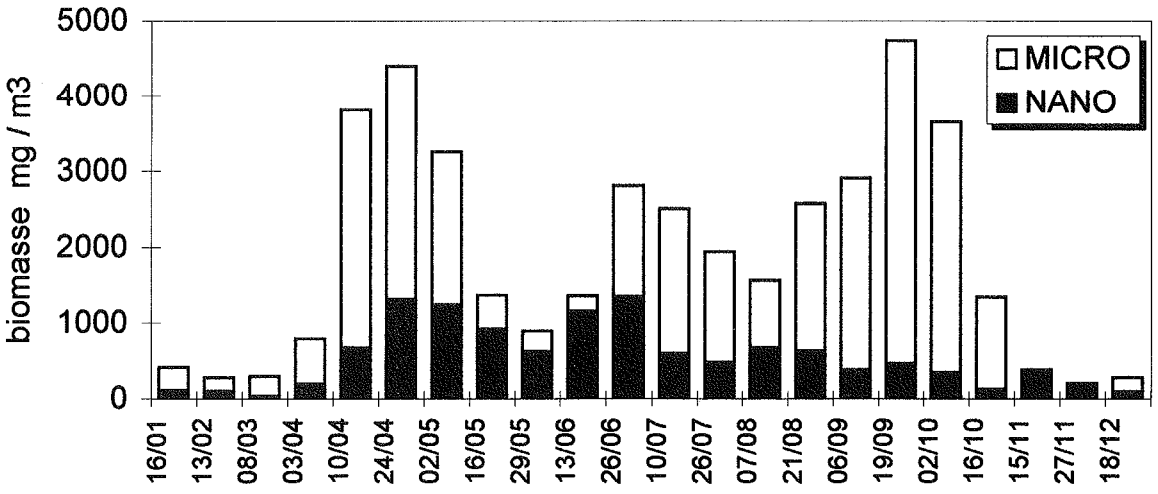


Figure 1 : Variations saisonnières de la biomasse du phytoplancton (matière fraîche) par classes de taille (Léman, SHL 2, 1995)

5. VARIATIONS SAISONNIÈRES DE LA BIOMASSE

Comme chaque année, on peut distinguer plusieurs phases dans les variations saisonnières du phytoplancton (figures 1 à 3) :

- la phase hivernale à faible production phytoplanctonique (minimum hivernal le 13 février) avec une valeur observée de 279 mg/m^3, valeur en forte hausse par rapport à l'année précédente (161 mg/m^3).
- la phase printanière démarre très rapidement avec une poussée de petites espèces nanoplanctoniques principalement : *Stephanodiscus minutulus*, *Rhodomonas minuta*, *Gymnodinium helveticum* et quelques espèces microplanctoniques (*(Asterionella formosa, Aulacoseira islandica* subsp *helvetica*, *Fragilaria crotonensis* et *Gyrosigma acuminatum)*. Il faut toutefois relativiser l'importance du maximum printanier de la biomasse (24 avril : 4'400 mg/m^3), *G. acuminatum* constituant à elle seule 2'500 mg/m^3 du fait de son biovolume cellulaire particulièrement important. Cette phase printanière démarre début avril et se termine fin mai.
- La phase des eaux claires qui suit est peu marquée, comme en 1994. En effet avec 893 mg/m^3 le 29 mai, le minimum estival de la biomasse phytoplanctonique reste élevé.
- La phase estivale qui lui succède est caractérisée par la poussée d'espèces microplanctoniques (*Ceratium hirundinella*, *Tribonema* spp, *Asterionella formosa, Staurastrum cingulum*), mais aussi d'espèces nanoplanctoniques (*Cryptomonas* sp, *Dinobryon divergens, Cyclotella cyclopuncta* et *Chlamydomonas* spp). Contrairement à l'année précédente, la biomasse microplanctonique a toujours été supérieure à la biomasse nanoplanctonique. Cette phase est marquée par un petit pic très précoce fin juin (2'800 mg/m^3). Elle décroît très régulièrement par la suite jusqu'à la mi-août.

Avec 13.3 % de la biomasse totale cette année, la dinophycée *Ceratium hirundinella* approche les valeurs de 1990 (11.8 %).

La phase automnale montre un pic très important le 19 septembre avec 4'736 mg/m^3, dû en particulier à *Ceratium hirundinella* et à la diatomée pennée *Diatoma elongatum*. Cette phase décroît ensuite très régulièrement jusqu'à la fin de l'année.

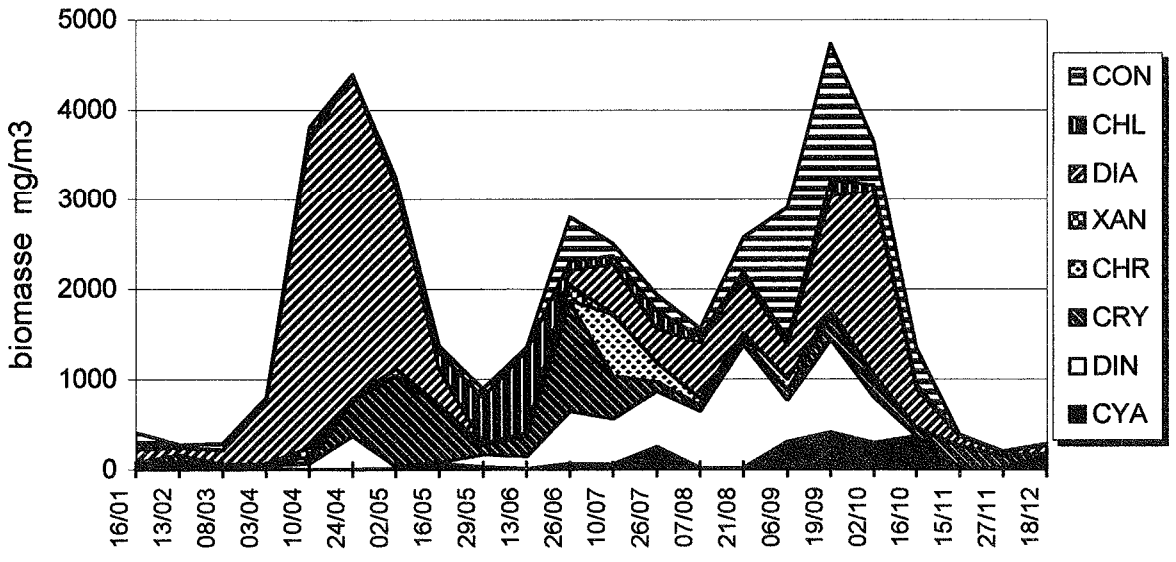


Figure 2 : Variations saisonnières de la biomasse du phytoplancton (matière fraîche) par classes d'algues (Léman, SHL 2, 1995)

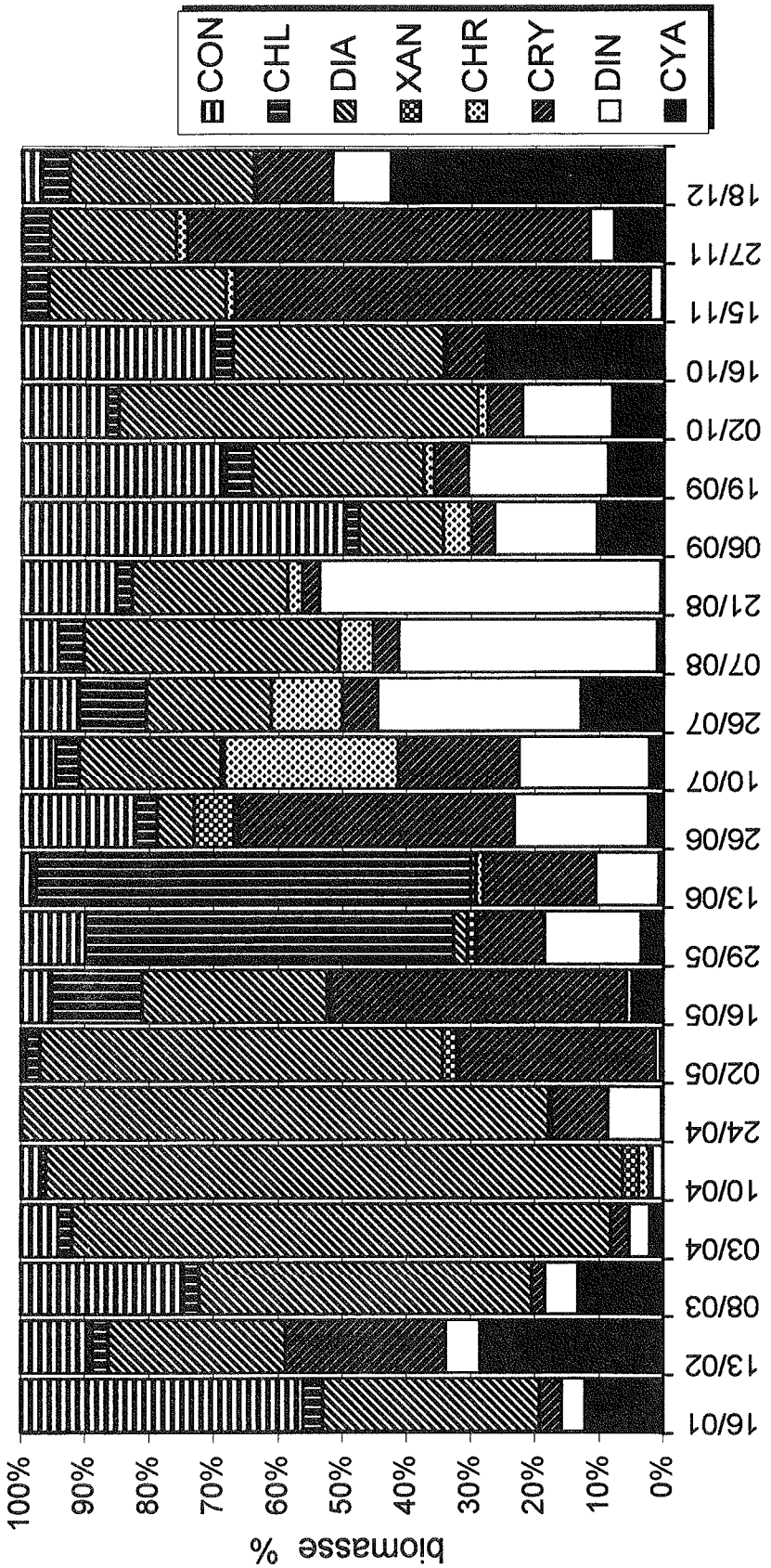


Figure 3 : **Variations saisonnières de la biomasse des classes d'algues en % de la biomasse du phytoplancton (Léman, SHL 2, 1995)**

TABLEAU 3 - Biomasse relative des espèces les plus abondantes (Léman SHL 2, 1991 à 1995)

ESPÈCES	1991	1992	1993	1994	1995
CYANOBACTÉRIES					
Aphanothece clathrata var. *rosea*	0.5	0.2	1.3 *		
Aphanizomenon flos-aquae	1.5 *	1.4 *	2.3 *	1.3 *	0.7
Oscillatoria rubescens	3.1 *	18.3 *	4.9 *	4.5 *	3.3 *
Anabaena bergii var. *limnetica*				2.9 *	
Oscillatoria limnetica				1.0 *	0.3
DINOPHYCÉES					
Gymnodinium helveticum	2.4 *	1.9 *	1.1 *	1.1 *	1.1 *
Peridinium willei	1.5 *	0.7 *	1.6 *	1.6 *	1.0 *
Ceratium hirundinella	2.9 *	2.6 *	8.7 **	6.0 *	13.3 **
CRYPTOPHYCÉES					
Cryptomonas spp.	11.4 **	3.1 *	2.5 *	10.9 **	4.7 *
Rhodomonas minuta	20.5 **	10.4 **	15.2 **	6.2 *	5.1 *
Rhodomonas minuta var. *nannoplanctica*	6.5 **	3.3 *	6.7 **	3.4 *	3.1 *
CHRYSOPHYCÉES					
Dinobryon divergens					2.4 *
Dinobryon sociale	3.1 *	1.8 *	6.8 **	2.1 *	0.7
Erkenia subaequiciliata	1.6 *	2.6 *	1.3 *	0.4	0.3
DIATOMÉES					
Aulacoseira islandica subsp. *helvetica*	0.4	0.6 *	1.1 *	1.0 *	5.7 **
Stephanodiscus neoastraea	0.7	1.1 *	1.0 *	5.0 *	0.3
Stephanodiscus minutulus	6.0 *	0.9 *	1.2 *	0.5	3.2 *
Diatoma elongatum	0.9 *	3.3 *	1.9 *	14.3 **	8.1 **
Fragilaria crotonensis	8.9 **	1.0 *	2.8 *	3.1 *	8.7 **
Asterionella formosa	2.2 *	1.8 *	2.2 *	3.1 *	2.7 *
Synedra acus var. *angustissima*	1.1 *	0.7 *	0.8 *	6.5 **	0.8
Cyclotella radiosa	3.2 *	2.1 *	7.1 **	2.3 *	0.3
Cyclotella cyclopuncta				1.3 *	4.5 *
Stephanodiscus alpinus				2.3 *	0.2
Gyrosigma acuminatum					6.0 **
CHLOROPHYCÉES					
Chlamydomonas sp.	3.7 *	1.8 *		1.0 *	3.9 *
Pediastrum boryanum	1.2 *	0.8 *	4.1 *	0.7	0.3
CONJUGUÉES					
Mougeotia gracillima		7.7 **	6.4 **	1.9 *	8.8 **
Closterium aciculare	0.9 *	1.1 *	4.6 *	1.8 *	1.6 *
Mougeotia sp.			3.8 *		
Closterium ehrenbergii	0.5				
Staurastrum cingulum	0.6 *	0.7 *	1.6 *	1.4 *	1.8 *
Staurastrum johnsonii				2.7 *	

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

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

6. ÉVOLUTION INTERANNUELLE DE LA BIOMASSE (figures 4 à 8)

La biomasse du phytoplancton en 1995 (1'900 mg/m^3) est en augmentation par rapport à celle de 1994. L'évolution des biomasses moyennes de 1981 à 1995 (figure 7) montre que cette forte biomasse est voisine de celle de 1981 et peu inférieure au maximum de la série (1984). Cette forte hausse est due au développement d'espèces microplanctoniques tout au long de l'année. Or ces espèces sont relativement moins abondantes mais beaucoup plus volumineuses que celles du nanoplancton.

Dans le Petit Lac à GE 3 la biomasse moyenne en 1995 (940 mg/m^3) est deux fois plus faible qu'à SHL 2. Cette biomasse est supérieure à celle de 1994 mais inférieure aux biomasses observées en 1992 et 1993 (REVACLIER, 1996).

La courbe d'évolution de la biomasse annuelle, calculée au fur et à mesure des prélèvements (moyenne progressive) permet de comparer les années entre elles (fig. 8). Le profil de l'année 1995 est globalement comparable à celui de l'année 1993. Toutefois, la particularité de l'année 95 réside dans la reprise de la prolifération algale à la fin de l'été conduisant à un pic exceptionnel le 19 septembre. Cette reprise pourrait résulter de conditions météorologiques particulièrement favorables : bon ensoleillement et surtout faibles perturbations dues à l'absence de vents forts (ORAND et GAGNAIRE, 1996).

Cette stabilité des couches d'eau supérieures est visible si l'on observe l'évolution de la température à 15 m qui passe de 10.5 °C le 21 août à 15.2 °C le 19 septembre (le volume de la couche trophogène augmente) offrant au plancton des ressources supplémentaires en phosphore. En 1994, pendant la même période, l'évolution des températures à 15 m est inverse, passant de 15 à 13 °C environ. En ce qui concerne l'azote nitrique, on remarque qu'au mois d'août 1995 les concentrations entre la surface et 15 m étaient beaucoup plus élevées qu'en 1994. Toutes ces observations vont dans un sens qui favorise la production d'une biomasse importante (BLANC et al. , 1996).

TABLEAU 4 - Biomasse annuelle moyenne, biomasses saisonnières et biomasses maximales (mg/m^3) à SHL 2 de 1990 à 1995

Année	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Biomasse annuelle moyenne	1'013	963	1'213	1'646	1'168	1'897
Biomasse printanière moyenne (BP)	1'187	1'071	848	1'489	799	1'722
Biomasse estivale moyenne (BE)	906	890	1'438	1'760	1'353	2'018
BP/BE	1.31	1.20	0.59	0.85	0.59	0.85
Biomasse printanière maximale (mois)	3'702 (4)	2'644 (5)	2'181 (5)	3'316 (4)	2'139 (4)	4'400 (4)
Biomasse estivale maximale (mois)	1'689 (9)	2'377 (7)	3'334 (8)	3'685 (7)	3'213 (8)	4'736 (9)

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

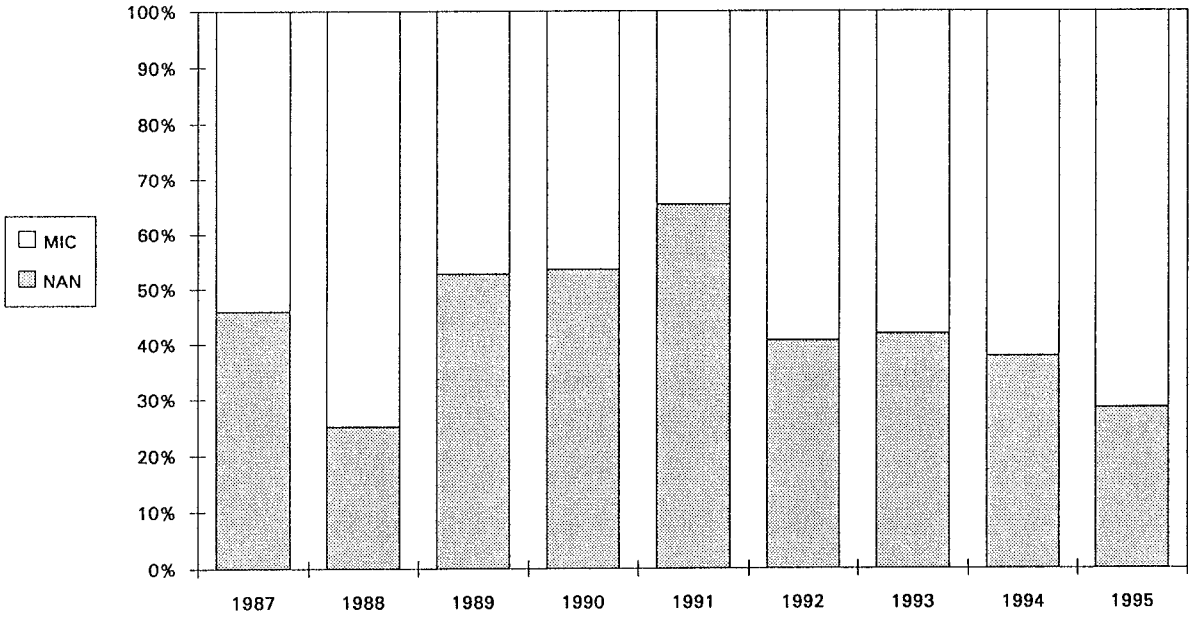


Figure 4 : **Evolution de la biomasse relative du nanophytoplancton (NAN) et du microphytoplancton (MIC) (Léman, SHL 2, 1987-1995)**

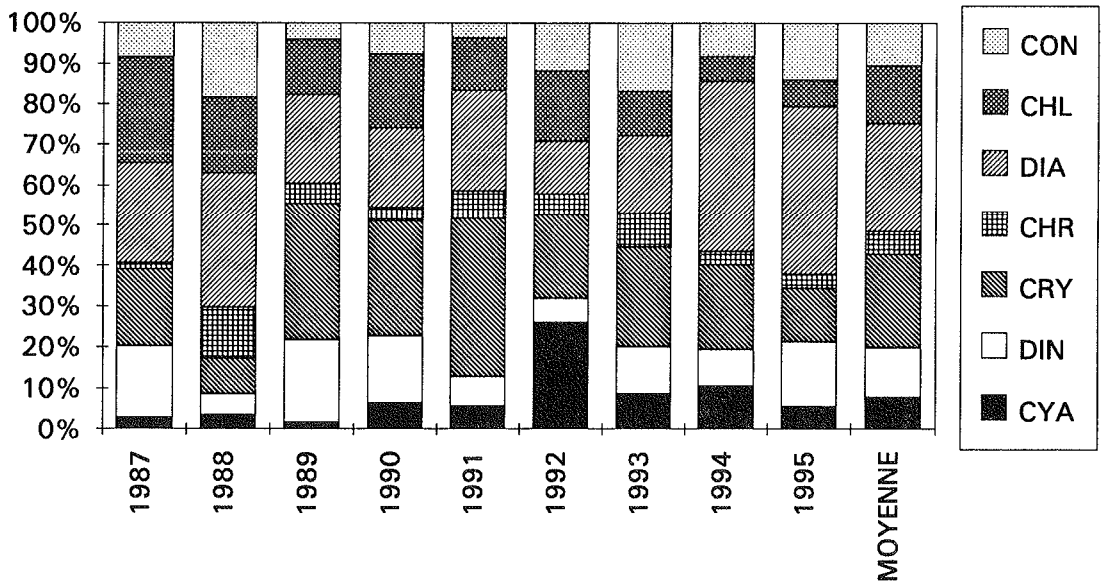


Figure 5 : **Evolution de la biomasse relative des classes d'algues en moyenne annuelle (Léman, SHL 2, 1987-1995)**

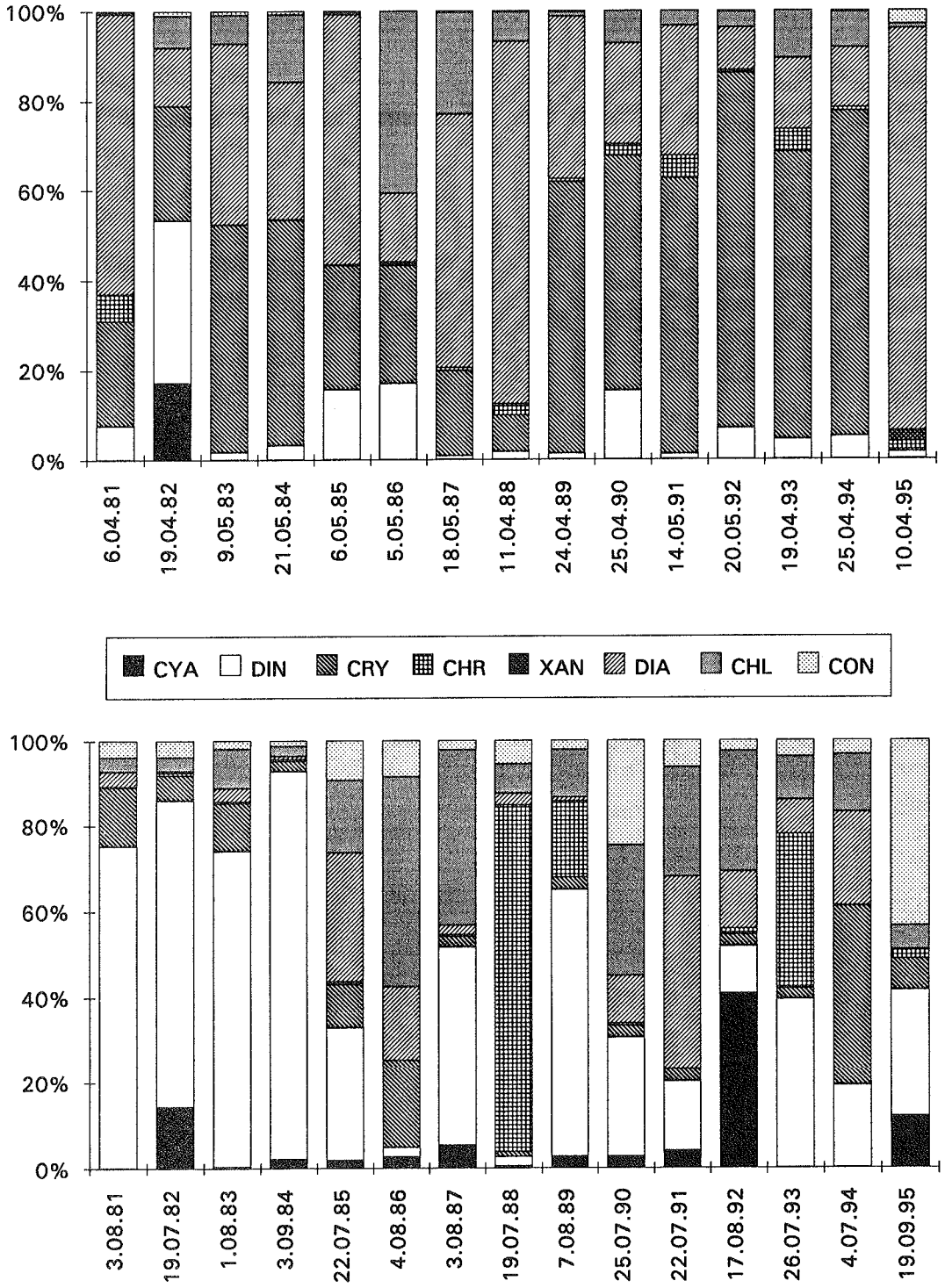


Figure 6 : **Evolution de la biomasse relative des classes d'algues au maximum printanier (haut) et au maximum estival (bas) (Léman, SHL 2, 1981-1995)**

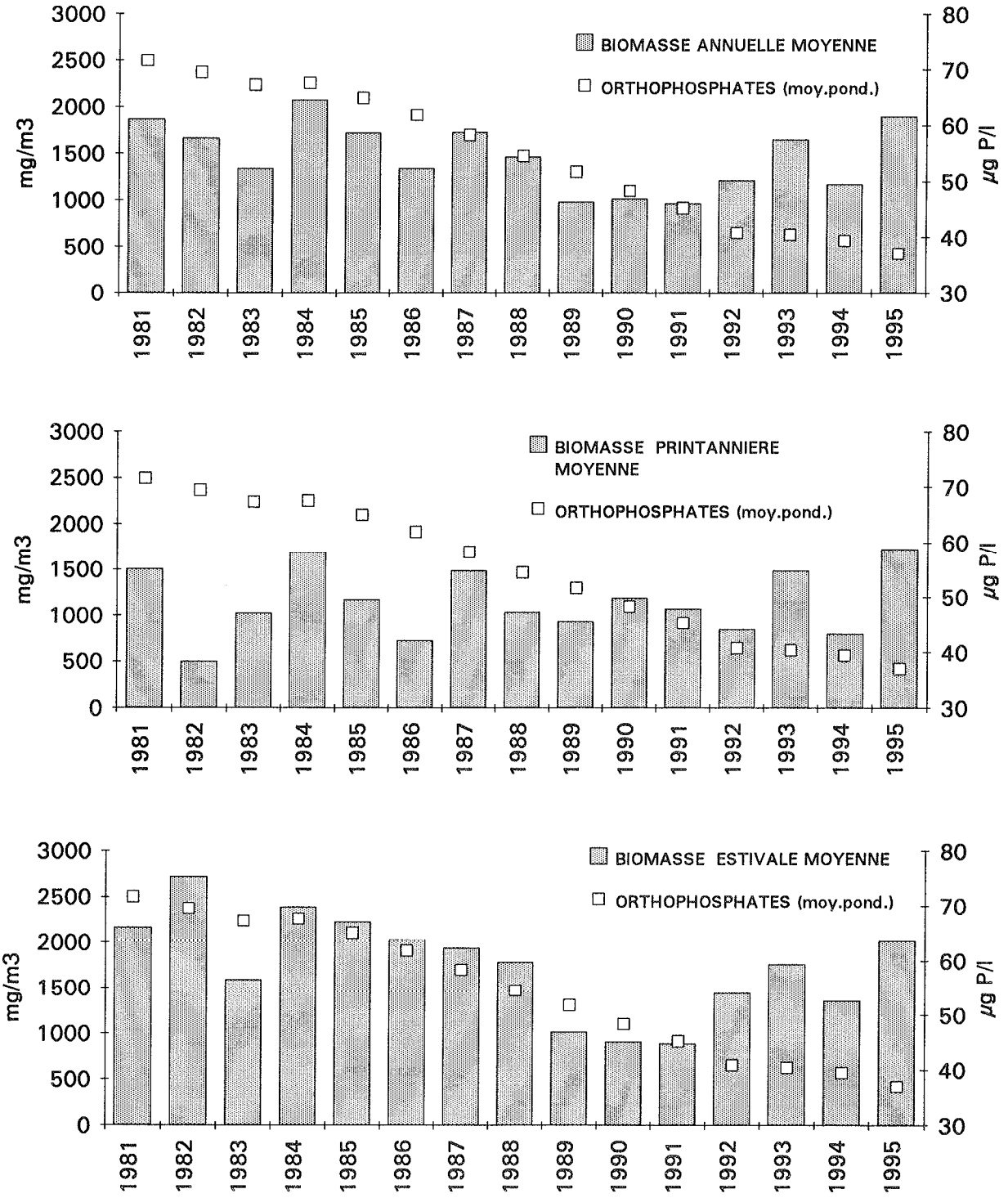


Figure 7 : **Evolution comparée des biomasses (moyennes annuelle, printanière et estivale) du phytoplancton et des concentrations en orthophosphates (moyenne pondérée) (Léman, SHL 2, 1981-1995)**

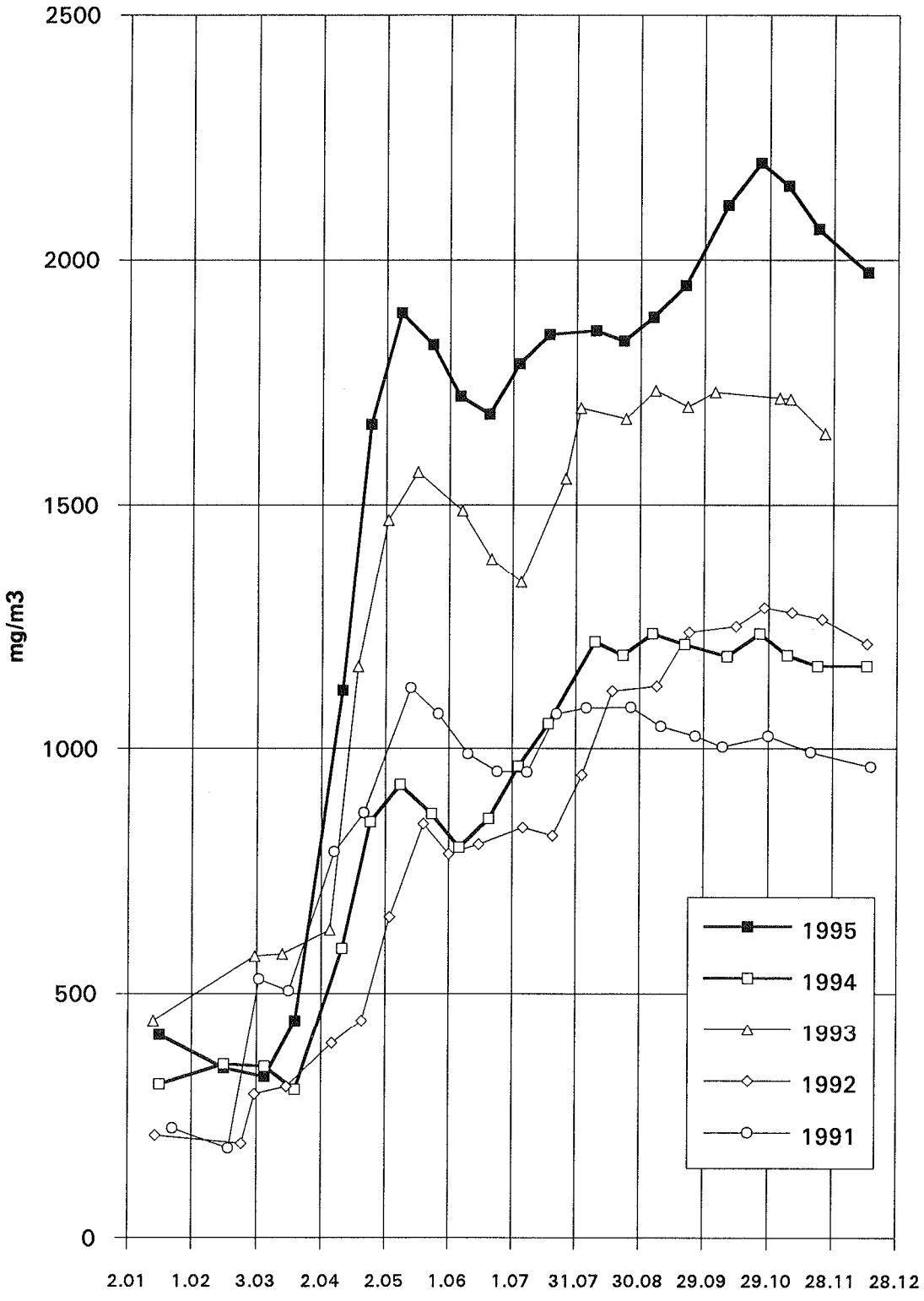


Figure 8 : **Comparaison de l'évolution des moyennes progressives de la biomasse du phytoplancton calculées au fur et à mesure des prélèvements successifs au cours des années 1991 à 1995. (Léman, SHL 2)**

7. CONCLUSIONS

L'année 1995, caractérisée par la très forte biomasse du phytoplancton, se présente comme une année atypique dans la série des années 90. En effet la biomasse atteint presque le double de celle mesurée en 1991. L'accroissement spectaculaire observé en 1995 est dû à la dominance inhabituelle (72 % de la biomasse phytoplanctonique) du microplancton, constitué de grandes cellules relativement pauvres en cytoplasme et en chlorophylle, à l'inverse du phytoplancton de l'année 1991, fortement dominé par le nanoplancton. En outre, le développement automnal, très important en intensité et en durée, participe largement à l'accroissement de la biomasse annuelle.

Sur le plan quantitatif, certaines observations sont positives. Ainsi, les cyanophycées sont restées encore plus discrètes que l'année précédente : leur pourcentage dans la biomasse est le plus faible des années 1991 à 1995. Par ailleurs, comme nous l'avions déjà évoqué dans le rapport de la campagne 1994 (REVACLIER et al., 1995), le développement et la diversification du genre *Cyclotella* dans le Léman sont encourageants.

En revanche, la réapparition de la diatomée *Tabellaria fenestrata* ou des xanthophycées avec *Tribonema* est plus équivoque. En effet, ces algues sont en général considérées comme indicatrices de milieux mésotrophes à eutrophes et souvent *Tabellaria* est apparue au début de la phase d'eutrophisation de certains lacs (Lac de Zurich en 1896 par exemple). On peut cependant considérer cette réapparition comme l'indice de la restauration d'un lac au début de sa phase d'oligotrophisation.

Depuis 1981, alors que le phosphore est en diminution constante, l'évolution de la biomasse phytoplanctonique présente deux phases : une tendance à la baisse jusqu'en 1991, puis une tendance récente à la hausse. Globalement, ces phases correspondent respectivement à un accroissement puis à une régression de la proportion de nanophytoplancton. L'importance considérable prise par le microplancton en 1995 se traduit par un fort accroissement de la biomasse. Cependant, le microplancton est peu consommé par le zooplancton herbivore et à un taux de renouvellement faible, ce qui se traduit par une faible productivité (PELLETIER, 1996).

La régression récente du nanophytoplancton ne représente peut-être qu'un renversement temporaire de l'évolution observée depuis 1981 et demande confirmation.

BIBLIOGRAPHIE

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.

GIERING, B., KRIENITZ, L. et CASPER, J. (1992) : Zur Taxonomie von Phacotus lenticularis (Ehrenberg) Stein (Chlamydophyceae, Phacotaceae). Nova Hedwigia, 55, 367-380.

HUBER-PESTALOZZI, G. (1942) : Das Phytoplankton des Süsswassers. In : Die Binnengewässer, 16 (1-6), Stuttgart.

KRAMMER, K. et LANGE-BERTALOT, H. (1991) : Bacillariophyceae : Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Süsswasserflora von Mitteleuropa, vol. 3, G. Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, 576 p.

MEISTER, F. (1912) : Matériaux pour la flore cryptogamique suisse, vol. 6, 1, Berne.

ORAND, A. et GAGNAIRE, J. (1996) : Météorologie, Campagne 1995. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995.

PELLETIER, J.P. (1996) : Evolution de la production phytoplanctonique dans le Léman, Campagne 1995. . Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995.

REVACLIER, R., PELLETIER, J.P. et DRUART, J.C. (1995) : Evolution du phytoplancton du Léman, Campagne 1994. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1994, 87-106.

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

WILDEMAN, E de (1895) : Catalogue de la flore algologique de la Suisse. Mém. Soc. Roy. Sci. Liège, 2ème sér., p. 19.

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 1996, 107-115.

ÉVOLUTION DE LA PRODUCTION PHYTOPLANCTONIQUE DANS LE LÉMAN

Campagne 1995

PAR

Jean Pierre PELLETIER

avec la collaboration technique de

Brigitte LE BERRE-TREVISAN et **Jean-Paul MOILLE**

INSTITUT DE LIMNOLOGIE (INRA), BP 511, F - 74203 THONON-LES-BAINS

RÉSUMÉ

La production primaire, mesurée à l'aide du ^{14}C, s'exprime par la quantité de carbone minéral assimilé par le phytoplancton par unité de temps. Ce paramètre représente le taux de renouvellement de la biomasse du phytoplancton. Mesurée parallèlement, la concentration en chlorophylle a, élément spécifiquement végétal, est une estimation de la biomasse phytoplanctonique et du potentiel photosynthétique.

En 1995, le développement du phytoplancton s'amorce dès le début d'avril et aboutit à un maximum printanier précoce qui reste toutefois modéré (le 2 mai, production primaire journalière : 1'885 mgC/m^2.jour, concentration moyenne en chlorophylle dans les 10 premiers mètres : 18.4 mg/m^3; transparence : 2.8 mètres). La phase des eaux claires commence à s'établir dès la mi-mai, la plus grande transparence estivale se manifestant à la mi-juin (10 mètres).

En 1995, la production primaire annuelle tombe à 205 gC/m^2.an, valeur encore plus faible que celle mesurée l'année précédente. En revanche, la biomasse annuelle moyenne exprimée en chlorophylle augmente sensiblement (5.5 mg/m^3) et le biovolume cellulaire moyen s'accroît de façon importante. Cette évolution, peut-être temporaire, est due à une forte régression du nanophytoplancton.

1. INTRODUCTION

La production primaire exprime la quantité de matière organique synthétisée par le phytoplancton dans un intervalle de temps donné. Ce paramètre dynamique traduit le taux de renouvellement, en général très rapide, de la biomasse ou stock de phytoplancton. Ce stock disparaît en effet de la zone euphotique sous l'action de plusieurs processus, en particulier consommation par le zooplancton, décomposition par les bactéries et sédimentation. Le maintien apparent du stock dans la zone euphotique résulte de la multiplication et de la croissance rapides des algues unicellulaires qui constituent la biomasse phytoplanctonique.

La chlorophylle *a* est un pigment indispensable à la photosynthèse, car c'est le seul qui permette la transformation de l'énergie lumineuse (flux de photons) en énergie électrochimique (flux d'électrons et de protons). Les autres pigments (chlorophylle *b* et *c*, carotènes et autres pigments accessoires) se limitent à capter l'énergie lumineuse à d'autres longueurs d'onde et à les transférer aux centres réactionnels constitués de chlorophylle *a*.

La concentration en chlorophylle *a* est un paramètre couramment utilisé pour apprécier la biomasse phytoplanctonique, du fait de sa spécificité végétale. Mais, compte tenu de son rôle fondamental dans la photosynthèse, elle est aussi un indicateur du potentiel photosynthétique et par suite de la productivité potentielle du phytoplancton.

2. MÉTHODES

Les méthodes utilisées n'ont pas été modifiées et sont résumées ci-dessous.

La production primaire est évaluée par des mesures *in situ* de l'intensité de la photosynthèse réalisée par les algues planctoniques. Nous utilisons la méthode de STEEMANN NIELSEN (1952) qui doit sa grande sensibilité à l'emploi du ^{14}C comme traceur. Les prélèvements d'eau sont effectués à neuf profondeurs échelonnées dans la zone euphotique, jusqu'à 20 mètres de profondeur. Chaque échantillon, réparti dans 3 flacons, est enrichi en carbonate de sodium marqué au ^{14}C, puis immergé à la profondeur à laquelle il a été prélevé. L'incubation *in situ* est réalisée pendant le tiers médian de la période diurne. L'extrapolation de ces résultats à la journée entière est obtenue en multipliant la production globale mesurée par le coefficient 2.22, déterminé expérimentalement au cours de journées à ensoleillement standard. Après incubation, le phytoplancton contenu dans chaque flacon est recueilli sur une membrane filtrante de 0.8 micromètres de porosité et la quantité de ^{14}C incorporé dans le phytoplancton est mesurée par scintillation en milieu liquide. La connaissance du taux d'incorporation du ^{14}C d'une part et de la concentration du carbone minéral dissous dans l'eau d'autre part permet de calculer la quantité de carbone assimilé par photosynthèse (PELLETIER, 1983).

La concentration en chlorophylle *a* est mesurée par spectrophotométrie, après séparation du phytoplancton par filtration sur filtre en fibre de verre (Whatman GF/C) et extraction des pigments cellulaires dans un mélange hydro-acétonique (10/90), selon la méthode de STRICKLAND et PARSONS (1968).

3. RÉSULTATS

Profils verticaux

Les figures 1 et 2 représentent simultanément les variations verticales (de la surface jusqu'à 30 mètres) de la biomasse du phytoplancton exprimée en concentration en chlorophylle *a* et de la production primaire exprimée en carbone assimilé pendant la période d'incubation. Les paramètres correspondants sont récapitulés dans le tableau 1.

Biomasse et production, très réduites de janvier à mars, augmentent au tout début d'avril, ce qui indique le développement relativement précoce du phytoplancton. Ce développement s'accentue ensuite : le maximum ponctuel de chlorophylle atteint 25 mg/m^3 près de la surface le 10 avril, valeur la plus élevée enregistrée en 1995, mais qui reste toutefois modérée, comme l'année précédente. A cette même date, la transparence tombe à 2.1 mètres mais la production reste faible par suite des conditions d'éclairement défavorables dues à une forte couverture nuageuse.

Après une réduction de la biomasse et de la production à la fin du mois d'avril, résultant de perturbations météorologiques induisant une instabilité de la couche d'eau superficielle, le maximum printanier en chlorophylle dans les 10 premiers mètres (concentration moyenne : 18.4 mg/m^3) est observé au début du mois de mai, plus tôt que les années précédentes. La production primaire atteint alors son maximum annuel, soit 1'885 mgC/m^2.jour, avec un maximum ponctuel subsuperficiel de 125 mgC/m^3.inc, assimilé pendant la période d'incubation. Ces maxima restent modérés. La transparence est alors de 2.8 mètres.

TABLEAU 1 - Paramètres de production primaire (Léman, SHL 2, 1995)

Date	ΣA mg C/m² .inc	PPj mg C/m² .j	A_{max} mg C/m³. inc	$ChlA_{max}$ mg/m³	Chl 0-10 mg/m²	Chl 0-30 mg/m²	T_{DS} m
16.01	163.9	363.9	12.20	1.89	19.0	55.9	10.8
13.02	222.9	494.9	15.40	1.79	16.6	43.5	9.8
08.03	118.0	262.0	9.98	1.53	16.5	50.2	9.4
03.04	806.7	1'791.0	84.04	5.60	52.7	135.1	6.6
10.04	506.6	1'124.8	108.92	22.25	148.5	211.8	2.1
24.04	391.3	868.7	43.16	6.23	79.6	166.8	5.1
02.05	849.1	1'885.0	125.06	16.30	183.6	335.1	2.8
16.05	382.1	848.2	41.15	2.54	25.4	48.6	4.4
29.05	248.2	550.9	30.06	2.37	38.1	86.9	7.2
13.06	410.6	911.6	42.98	4.12	43.7	65.9	10.0
26.06	553.6	1'229.0	70.45	8.92	75.3	101.0	4.8
10.07	823.0	1'827.0	77.88	10.57	72.5	141.9	5.7
26.07	545.0	1'209.9	48.78	12.99	119.7	283.6	6.4
07.08	384.6	853.8	42.52	3.19	36.2	121.3	6.0
21.08	548.7	1'218.2	70.88	6.73	49.1	81.3	5.0
06.09	810.3	1'798.8	87.27	6.96	72.1	152.5	5.8
19.09	---	---	---	11.28	116.2	218.0	4.4
02.10	774.1	1'718.5	95.13	10.37	103.8	242.5	4.5
16.10	387.7	860.6	42.21	3.55	47.5	147.0	6.3
15.11	318.4	706.9	46.29	5.86	58.2	115.9	7.4
27.11	147.1	326.6	20.85	3.42	33.9	75.9	8.9
18.12	109.6	243.3	9.14	1.17	11.5	34.3	14.4

Symboles utilisés :

ΣA	:	Production intégrale, 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 ΣA
A_{max}	:	Valeur maximale d'assimilation 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/m³) correspondant à A_{max}
Chl $_{0-10}$	:	Concentration en chlorophylle *a* (mg/m²) dans la couche surface - 10 mètres
Chl $_{0-30}$	:	Concentration en chlorophylle *a* (mg/m²) dans la couche surface - 30 mètres
T_{DS}	:	Transparence exprimée en mètres, mesurée à l'aide du disque de Secchi.

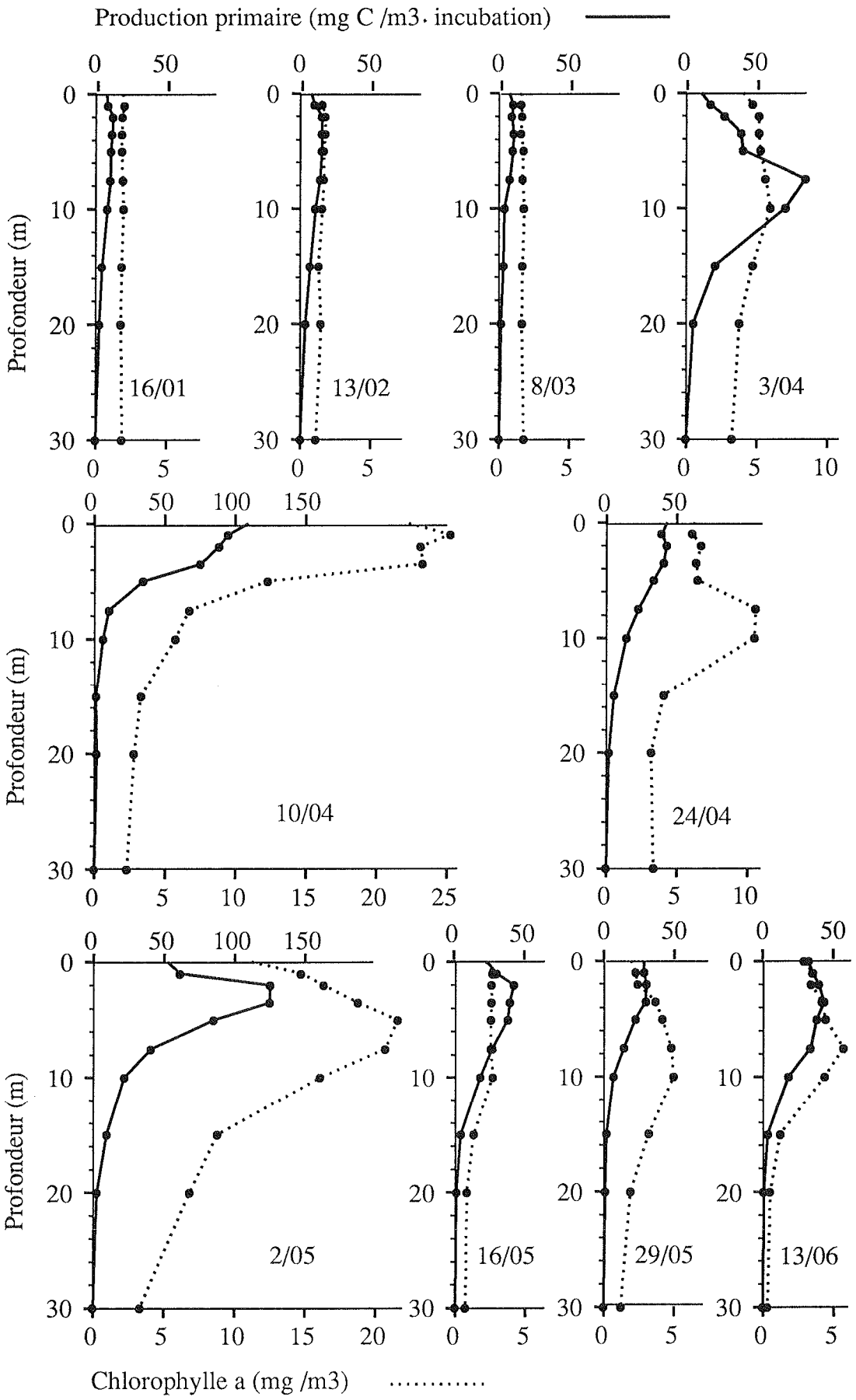


Figure 1 : **Profils verticaux de production primaire (trait plein, échelle supérieure) et de chlorophylle *a* (pointillés, échelle inférieure). La période d'incubation "inc" est le tiers médian de la période diurne (Léman, SHL 2, hiver et printemps 1995)**

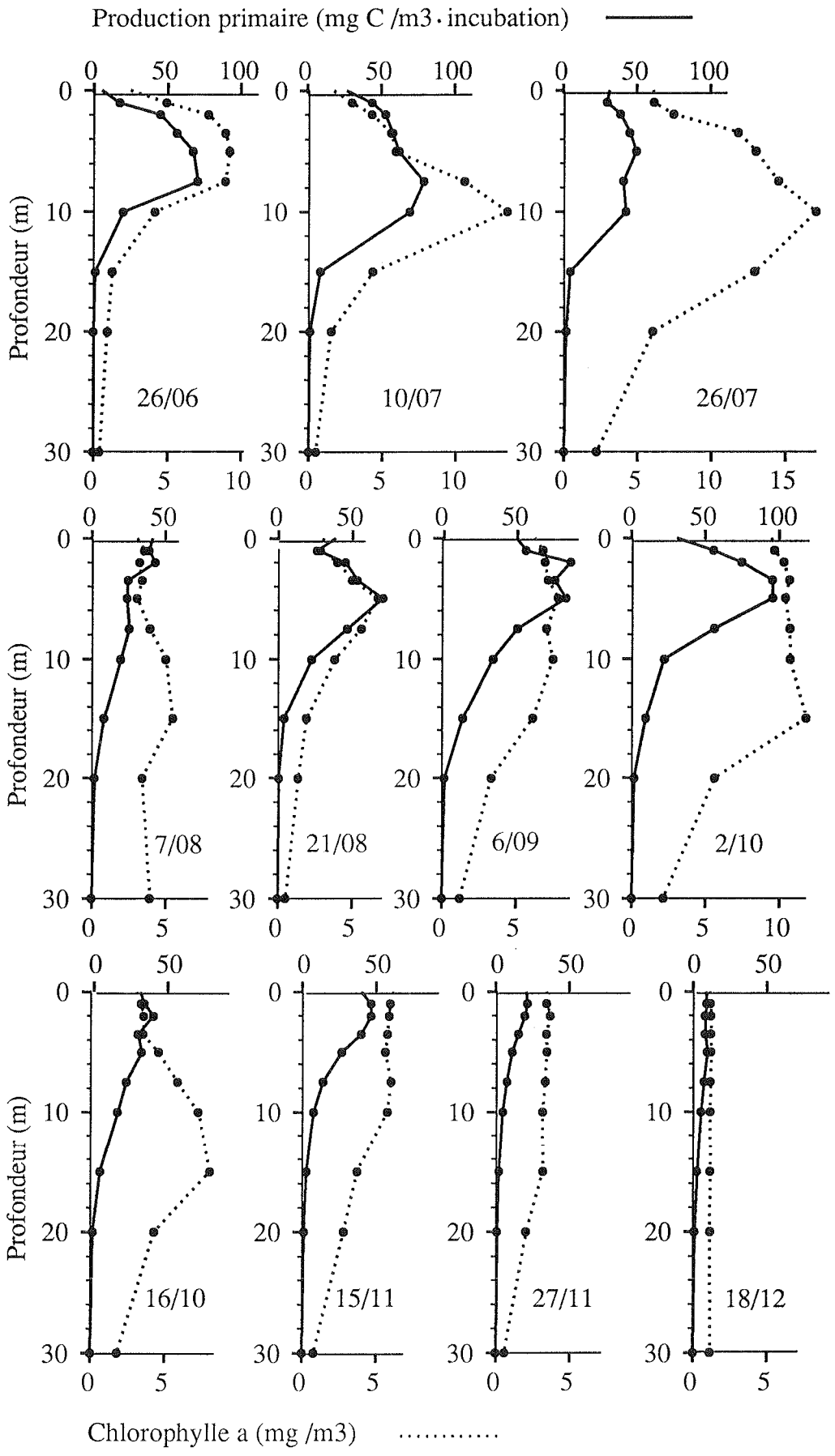


Figure 2 : **Profils verticaux de production primaire (trait plein, échelle supérieure) et de chlorophylle *a* (pointillés, échelle inférieure). La période d'incubation "inc" est le tiers médian de la période diurne (Léman, SHL 2, été et automne 1995)**

Les 16 et 29 mai, comme le 13 juin, les concentrations en chlorophylle et la production sont basses et indiquent l'établissement précoce de la phase des eaux claires, la transparence augmentant progressivement jusqu'à 10 mètres, valeur enregistrée le 13 juin. C'est d'ailleurs le 29 mai que l'abondance maximale des cladocères herbivores est atteinte (BALVAY, 1996), observation confirmant cette année encore le rôle prépondérant du zooplancton herbivore dans le déterminisme de la phase des eaux claires.

Dès la fin du mois de juin, la concentration en chlorophylle et la production augmentent. La distribution verticale de la chlorophylle se caractérise en juillet par de faibles concentrations dans la couche superficielle et par un maximum à 10 mètres de profondeur, traduisant une forte tendance du phytoplancton à la sédimentation. En septembre et au début d'octobre, la biomasse et la production se maintiennent à des valeurs relativement élevées.

Variations saisonnières

La figure 3 représente les variations au cours de la campagne 1995 de 4 paramètres globaux : la production primaire intégrée verticalement et exprimée par unité de surface, la teneur moyenne en chlorophylle dans les 10 et 30 premiers mètres, également exprimée par unité de surface, ainsi que la transparence. Ces courbes résument l'analyse des variations saisonnières des profils verticaux.

Le pic de chlorophylle de printemps s'établit précocement : il atteint son maximum dès le début du mois de mai. Il en est de même de la phase des eaux claires, déjà bien amorcée à la mi-mai, comme en témoigne la forte réduction de la concentration en chlorophylle. Ultérieurement, deux autres pics de chlorophylle se manifestent, l'un fin juillet, l'autre en septembre et octobre. Ce schéma général des variations saisonnières recoupe, à quelques nuances près, celui obtenu à partir des biovolumes (DRUART et al, 1996). Toutefois, les amplitudes des pics sont différentes.

Production annuelle

La production annuelle brute est obtenue par intégration des valeurs journalières sur l'année. La production nette, directement utilisable par les herbivores, détritivores et décomposeurs, est calculée en retranchant 40 % à la production brute; cet abattement correspond aux pertes de carbone par respiration. La production primaire annuelle nette ainsi calculée pour la campagne 1995 s'établit à 205 $gC/m^2.an$. Cette valeur, encore plus faible que celle mesurée l'année précédente, est la plus basse enregistrée depuis 10 ans (tableau 2).

TABLEAU 2 - Evolution à long terme de la production primaire annuelle et de la concentration annuelle moyenne en chlorophylle *a* (Léman, SHL 2)

Année	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95
Production primaire annuelle nette (g $C/m^2.an$)	190	174	185	279	299	295	293	258	359	268	295	223	205
Chlorophylle *a* (0 - 10 m) moyenne annuelle (mg/m^3)	4.5	5.6	6.4	5.5	6.1	5.8	4.4	4.8	5.6	5.1	5.0	5.2	5.5

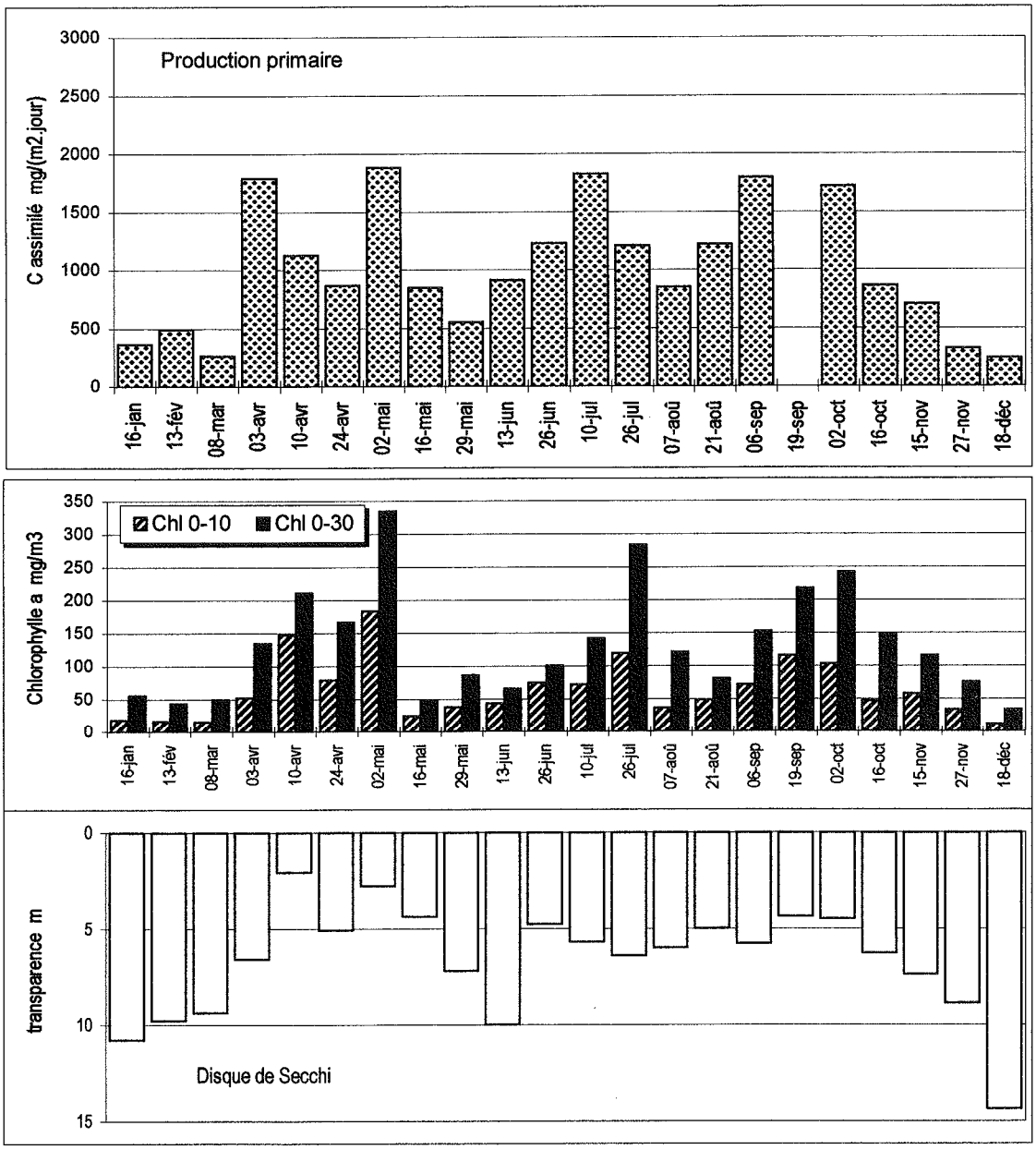


Figure 3 : **Variations saisonnières de la production primaire journalière, de la teneur en chlorophylle *a* dans la couches 0-10 et 0-30 mètres, et de la transparence mesurée au disque de Secchi (Léman, SHL 2, 1995)**

La moyenne pondérée annuelle de la concentration en chlorophylle dans les 10 premiers mètres atteint 5.5 mg/m^3, valeur en revanche supérieure à celle de l'année précédente et voisine de celle de 1991 (tableau 2).

On observe donc une divergence entre l'évolution de la production primaire, en diminution, et celle de la chlorophylle, en augmentation. Cette divergence est encore plus marquée si l'on considère la biomasse annuelle moyenne, calculée à partir des biovolumes, qui est passée de 1'170 mg/m^3 à près de 1'900 mg/m^3 de 1994 à 1995 (DRUART et al., 1996). Ce phénomène apparemment paradoxal s'explique si l'on considère la nature du phytoplancton. En 1995, la part du nanophytoplancton a en effet fortement régressé, en opposition avec la tendance générale observée depuis quelques années. Par la taille importante des cellules ou des colonies qui le constituent, le microplancton, par rapport au nanoplancton, se caractérise par un taux de multiplication faible, une capacité d'échange réduite avec le milieu ambiant (rapport surface / volume faible) et un taux de sédimentation élevé. Il en résulte qu'un phytoplancton fortement dominé par le microplancton possède une capacité de production réduite.

4. CONCLUSIONS

Depuis 1981, la concentration en phosphore total dans l'eau du Léman est en diminution constante (BLANC et al., 1996). De 1981 à 1993, on observe, en dépit de fluctuations interannuelles, une tendance générale à la diminution de la biomasse du phytoplancton, alors que la production primaire atteint des valeurs très élevées. Cette évolution résulte de l'importance prise par le nanophytoplancton, facilement consommé par le zooplancton herbivore et caractérisé par une capacité de production élevée.

En revanche, en 1994 la production primaire diminue nettement, phénomène encore accentué en 1995, où inversement la biomasse augmente, modérément si l'on considère la chlorophylle et de façon plus spectaculaire si l'on considère les biovolumes cellulaires.

Les campagnes 1994 et 1995 font donc ressortir une augmentation de la biomasse végétale et une diminution de la productivité primaire. Plus précisément, le phytoplancton, constitué par une biomasse importante d'espèces de grande taille, est moins consommé par le zooplancton herbivore et son taux de renouvellement est plus faible. Par conséquent, le transfert de matière et d'énergie dans la chaîne alimentaire pélagique est réduit. En revanche, une partie du phytoplancton non consommé par le zooplancton est utilisé plus ou moins directement par la faune de fond.

Les observations des deux dernières campagnes annuelles témoignent-elles d'un renversement durable de l'évolution observée de 1981 à 1993? Ou s'agit-il d'un développement temporaire du microphytoplancton aux dépens du nanophytoplancton, par suite de conditions écologiques particulières qui jusqu'ici nous échappent? La réponse à ces questions nécessite une meilleure connaissance des processus en jeu. En particulier, il apparaît de plus en plus clairement que les populations piscicoles jouent un rôle important dans le fonctionnement trophique du Léman (CRETENOY et al., 1996). Cette composante de l'écosystème ne doit pas être négligée.

BIBLIOGRAPHIE

BALVAY, G. (1996) : Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995.

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.

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

DRUART, J-C., PELLETIER, J.P. et REVACLIER, R. (1996) : Evolution du phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995.

PELLETIER, J.P. (1983) : Mesure de la production primaire en milieu aquatique; problèmes méthodologiques et éléments d'interprétation. Revue française des sciences de l'eau, 2, 339-366.

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 sea water analysis. Bull. Fish. Res. Bd. Canada, 167, 311 p.

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 1996, 117-132.

ÉVOLUTION DU ZOOPLANCTON DU LÉMAN

Campagne 1995

PAR

Gérard BALVAY

avec la collaboration technique de **Geneviève CHAPUIS**

INSTITUT DE LIMNOLOGIE (INRA), BP 511, F-74203 THONON-LES-BAINS

RÉSUMÉ

La composition du zooplancton montre cette année encore la poursuite de l'amélioration du Léman. Dans ce milieu où le stock des nutriments diminue progressivement, et malgré une abondance accrue du phytoplancton en 1995, le zooplancton poursuit sa diminution tant en biovolume sédimenté qu'en nombre d'individus, avec une tendance à des variations saisonnières d'abondance moins marquées et une propension à maintenir une population relativement importante en fin d'été et en automne. Cependant, la modification de la structure du phytoplancton, avec une participation marquée des algues coloniales ou à structure filamenteuse, semble avoir modifié le fonctionnement du réseau trophique. Bien que le zooplancton soit dominé presque tout au long de l'année par des espèces herbivores, le phytoplancton non consommé a favorisé le développement d'une importante population de protozoaires, en particulier au printemps.

1. INTRODUCTION

L'étude du zooplancton du Léman à la station SHL 2 a été poursuivie en 1995 selon les mêmes procédures que précédemment. Ce compartiment biologique joue un rôle essentiel dans le fonctionnement du réseau trophique lacustre, par la prédation exercée sur le phytoplancton et comme source de nourriture pour les poissons.

Les variations saisonnières de la structure fonctionnelle du zooplancton conditionnent l'efficacité du contrôle de l'abondance du phytoplancton par les organismes herbivores, importante au printemps, beaucoup plus limitée en été et en automne de par la présence d'algues difficilement consommables, de grande taille individuelle ou à structure filamenteuse.

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 dénombrés au microscope inversé après sédimentation d'un ou plusieurs sous-échantillons en chambre d'Utermöhl. Les entomostracés sont identifiés et décomptés au microscope standard sur lame de comptage à partir d'un sous-échantillon. En raison de leur grande taille et de leur faible abondance, les cladocères prédateurs (*Bythotrephes, Leptodora*) sont dénombrés dans l'intégralité du prélèvement du zooplancton.

3. BIOVOLUME SÉDIMENTÉ

3.1 Variations saisonnières

A la suite d'un hiver relativement doux, le biovolume sédimenté du zooplancton hivernal a été un peu plus abondant que l'année précédente. Après un faible accroissement temporaire en fin mars lié à un réchauffement passager de la température des eaux superficielles du Léman, le développement printanier est rapide et atteint son abondance maximale le 13 juin.

Le cycle saisonnier du zooplancton est globalement identique à celui de 1994, les phases d'abondance maximale ayant lieu aux mêmes périodes, mais l'année 1995 est caractérisée par une très nette réduction de l'importance du pic de printemps, avec seulement 234 ml/m^2 le 13 juin (400 ml/m^2 le 6 juin 1994). Deux autres périodes d'abondance zooplanctonique apparaissent en juillet (213 ml/m^2) et en début septembre (239 ml/m^2).

Il existe toujours une excellente corrélation entre le biovolume zooplanctonique de fin mai à mi-juin et la transparence printanière maximale à la fin de la phase des eaux claires (figure 1).

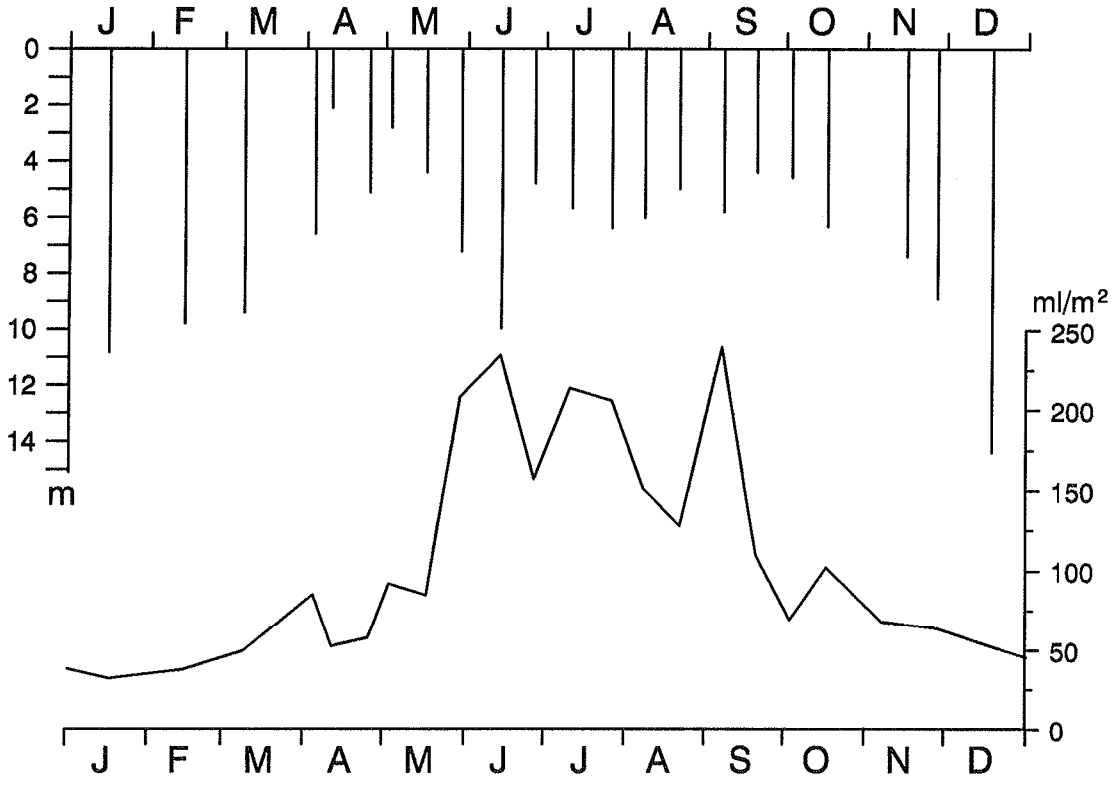


Figure 1 : Evolution de la transparence des eaux (m) et de l'abondance du zooplancton (biovolume sédimenté en ml/m^2) (Léman, SHL 2, 1995)

Cette phase des eaux claires est légèrement plus intense et décalée d'une semaine par rapport à celle de l'année précédente, la transparence passant de 2.8 m le 2 mai à 10 m le 13 juin (respectivement 2.3 m le 25 avril et 9.4 m le 6 juin 1994). La disparition progressive des cladocères herbivores (daphnies en particulier) en juin permet à nouveau le développement du phytoplancton qui entraîne une transparence estivale faible.

3.2 Evolution à long terme

Depuis le dernier minimum observé en 1988 (117 ml/m^2), la valeur moyenne annuelle du biovolume sédimenté a augmenté jusqu'en 1991 (149 ml/m^2). La diminution observée en 1992 (133 ml/m^2) ne s'est pas maintenue en 1993 (141 ml/m^2), mais se manifeste à nouveau en 1994 (110 ml/m^2) pour se poursuivre en 1995 (103 ml/m^2) (figure 2).

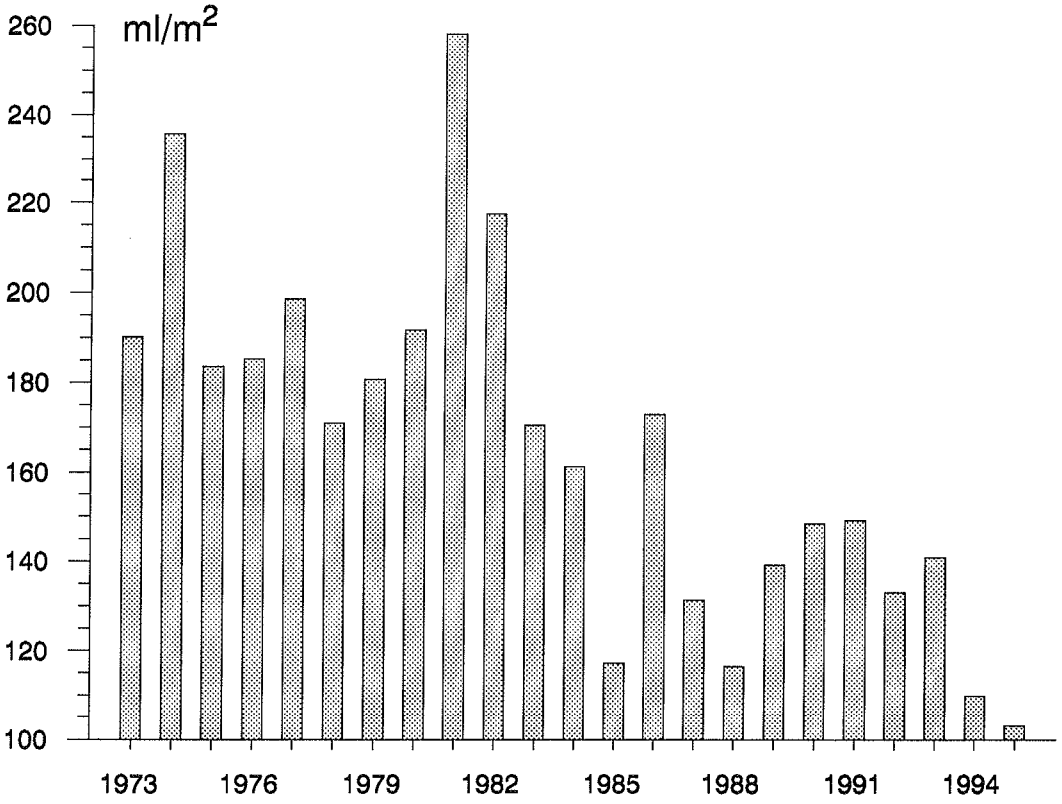


Figure 2 : Evolution à long terme du biovolume sédimenté du zooplancton (ml/m^2) (Léman, SHL 2)

TABLEAU 1 - Liste des espèces rencontrées dans le Léman en 1995 (SHL 2 et zone littorale)

ROTIFÈRES

BRACHIONIDAE
Keratella cochlearis
K. coch. var. *hispida*
Keratella quadrata
Keratella tecta
Keratella testudo
Notholca acuminata
Notholca caudata
Notholca squamula
Kellicottia longispina

EUCHLANIDAE
Euchlanis dilatata *

COLURELLIDAE
Colurella adriatica *
Colurella uncinata bicuspidata *
Lepadella ovalis *
Lepadella patella *

LECANIDAE
Lecane(Lecane) luna *
Lecane (Monostyla) closterocerca
Lecane (Monostyla) lunaris *

NOTOMMATIDAE
Scaridium longicaudum *

TRICHOCERCIDAE
Trichocerca porcellus
Trichocerca pusilla
Trichocerca rattus *

GASTROPODIDAE
Gastropus stylifer
Ascomorpha ovalis
Ascomorpha saltans

SYNCHAETIDAE
Synchaeta assymetrica
Synchaeta lakowitziana
Synchaeta oblonga
Synchaeta pectinata
Synchaeta stylata
Synchaeta grandis
Synchaeta tremula
Synchaeta tremula kitina
Polyarthra dolichoptera
Polyarthra euryptera
Polyarthra major
Polyarthra vulgaris
Ploesoma hudsoni
Ploesoma lenticulare grandis

ASPLANCHNIDAE
Asplanchna priodonta

TESTUDINELLIDAE
Pompholyx complanata
Pompholyx triloba
Pompholyx sulcata
Testudinella patina *

CONOCHILIDAE
Conochilus unicornis

HEXARTHRIDAE
Hexarthra sp. *

FILINIIDAE
Filinia terminalis

COLLOTHECIDAE
Collotheca sp.

PHILODINIDAE
Philodina sp.

ENTOMOSTRACÉS

CLADOCÈRES

SIDIDAE
Sida crystallina *

DAPHNIIDAE
Ceriodaphnia pulchella *
Daphnia galeata
Daphnia hyalina
D. hyalina var. *pellucida*
D. hybrides *hyalina/galeata*
Daphnia longispina
Simocephalus exspinosus *
Simocephalus vetulus *

BOSMINIDAE
Bosmina coregoni coregoni
Bosmina longispina
Bosmina mixta

CHYDORIDAE
Acroperus elongatus *
Acroperus harpae *
Alona quadrangularis *
Alona rectangula *
Chydorus sphaericus
Eurycercus lamellatus *
Leydigia quadrangularis *
Pleuroxus aduncus *
Pleuroxus denticulatus *
Pleuroxus trigonellus *
Pleuroxus truncatus *
Pleuroxus uncinatus *

ILYOCRYPTIDAE
Ilyocryptus sordidus *

POLYPHEMIDAE
Bythotrephes longimanus
Polyphemus pediculus *

LEPTODORIDAE
Leptodora kindtii

CYCLOPIDES
Acanthocyclops robustus
Cyclops prealpinus
Cyclops vicinus
Megacyclops gigas

CALANIDES
Eudiaptomus gracilis

MOLLUSQUES
Dreissena polymorpha

* espèces récoltées uniquement en zone littorale (port INRA et port des Pêcheurs à Thonon)

4. COMPOSITION DE LA BIOCÉNOSE ZOOPLANCTONIQUE

La composition de la biocénose zooplanctonique présente quelques modifications par rapport à 1994 (tableau 1), la plupart d'entre elles concernant essentiellement la microfaune littorale qui est toujours plus diversifiée que la faune pélagique (BALVAY & DRUART, 1994).

Il faut souligner la non-observation de *Mesocyclops leuckarti* dans les échantillons et la réapparition de *Bosmina* (*Eubosmina*) *coregoni* Baird 1857, espèce absente depuis plusieurs années. *Acanthocyclops robustus*, rare en 1994, a manifesté un développement important en 1995 avec une moyenne annuelle de 15'600 ind/m^2.

4.1 Rotifères

L'abondance moyenne annuelle des rotifères, après la progression observée en 1994, est revenue à une valeur comparable à celle de 1993 (tableau 2).
Le développement des rotifères démarre rapidement vers la mi-avril pour culminer le 29 mai, mais ce pic printanier majeur est deux fois moins important que le pic correspondant que l'année précédente (figure 3). Les populations estivales et automnales sont également en régression.

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

	1993	1994	1995
Moyenne annuelle	1'199'000	1'501'000	1'224'600
Pic de printemps (date)	2'435'000 (07.06)	12'247'700 (24.05) (pic majeur)	5'116'800 (29.05) (pic majeur)
Pic d'été (date)	5'387'000 (05.07) (pic majeur)	3'354'000 (04.07)	2'748'500 (07.08)
Pic d'automne (date)	1'702'000 (05.10)	3'230'400 (22.08)	1'634'500 (15.11)

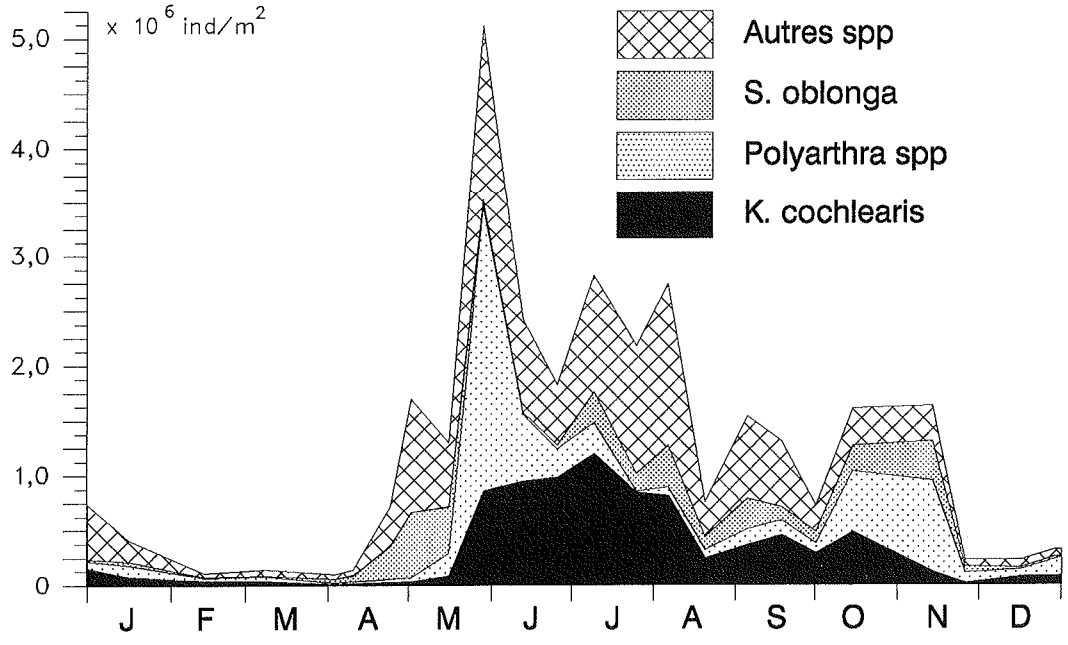


Figure 3 : Evolution de l'abondance saisonnière des rotifères (ind/m^2) (Léman, SHL 2, 1995)

Les effectifs de *Keratella cochlearis* permettent à cette espèce de devenir dominante en 1995, à la place de *Polyarthra (dolichoptera + vulgaris)* dont les effectifs ont fortement décliné.

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

Espèces	1994		1995	
	ind/m^2	%	ind/m^2	%
Keratella cochlearis	238'900	15.9	330'500	27.0
Polyarthra dol. + vulg.	425'300	28.3	275'500	22.5
Synchaeta oblonga	120'000	8.0	169'600	12.2
Synchaeta lakowitziana	44'400	3.0	92'300	7.5
Keratella quadrata	21'200	1.4	84'900	6.9
Kellicottia longispina	48'000	3.2	66'900	5.5
Polyarthra cf. *major*	37'600	2.5	34'800	2.8
Pompholyx sulcata	21'700	1.4	33'300	2.7
Ascomorpha ovalis	6'100	0.4	32'200	2.6
Synchaeta pectinata	15'900	1.1	29'500	2.4
Synchaeta stylata	24'300	1.6	23'900	1.9
Conochilus unic. + hippo.	405'200	27.0	16'300	1.3
Gastropus stylifer	2'100	0.1	13'700	1.1
Notholca caudata	20'900	1.4	13'300	1.1
Ascomorpha saltans	900	< 0.1	12'200	1.0
Asplanchana priodonta	9'900	0.7	3'700	0.3

4.2 Entomostracés

4.2.1 Abondance et cycle annuel des entomostracés

L'abondance moyenne annuelle des entomostracés est en diminution cette année encore, avec une nette réduction de l'importance du pic printanier, le pic d'automne restant cependant comparable à celui de 1994 (tableau 4).

TABLEAU 4 - Evolution de l'abondance des entomostracés (ind/m^2) (Léman, SHL 2)

	1993	1994	1995
Moyenne annuelle	587'000	448'200	331'800
Pic de printemps (date)	2'824'000 (17.05) (pic majeur)	2'082'000 (09.05) (pic majeur)	1'016'400 (29.05) (pic majeur)
Pic d'automne (date)	521'000 (05.10)	328'300 (25.10)	321'800 (15.11)

Les calanides constituent toujours le groupe dominant du zooplancton crustacéen devant les cyclopides et les cladocères (figure 4).

Le pic printanier des entomostracés résulte du développement simultané des populations de cladocères et de calanides. Peu abondante, la population estivale est dominée par *Eudiaptomus gracilis* et *Daphnia hyalina*, cette dernière espèce étant supplantée par *Bosmina longispina* en automne.

Les entomostracés herbivores (calanides, cyclopides juvéniles, daphnies et bosmines) ont toujours constitué la fraction dominante du zooplancton en 1995, en général plus de 80 % du nombre total des entomostracés, sauf le 27 novembre où ils ne représentent que 49 % des individus.

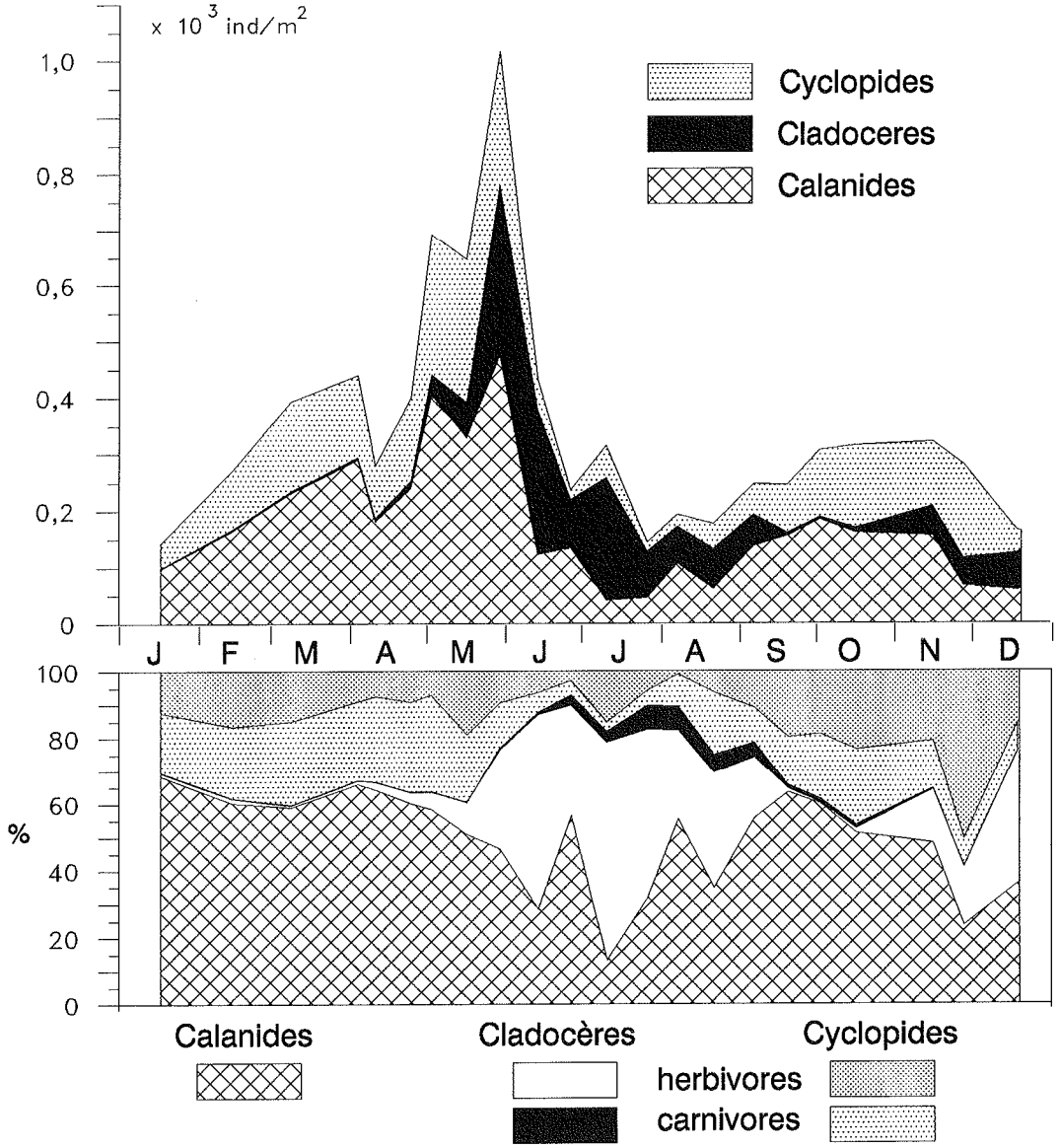


Figure 4 : **Variations saisonnières de l'abondance des entomostracés (ind/m²) et importance relative des différents groupes (Léman, SHL 2, 1995)**

4.2.2 Cladocères

Ce groupe renferme des organismes herbivores, Daphniidés (*Daphnia hyalina* et sa variété *pellucida*, *D. longispina*, *D. galeata* et des hybrides *hyalina* x *galeata*) et Bosminidés (*Bosmina longispina* et *B. coregoni*), ainsi que des prédateurs, Leptodoridés (*Leptodora kindtii*) et Polyphémidés (*Bythotrephes longimanus*). Les autres familles citées dans le tableau 1 sont inféodées aux régions littorales et ne sont que rarement et accidentellement rencontrées en zone pélagique.

Toutes espèces confondues, les cladocères herbivores sont moins abondants qu'en 1994 (tableau 5) et présentent toujours de brutales variations d'abondance au cours de l'année, liées au développement saisonnier des daphnies en relation avec l'abondance des Cryptophycées.

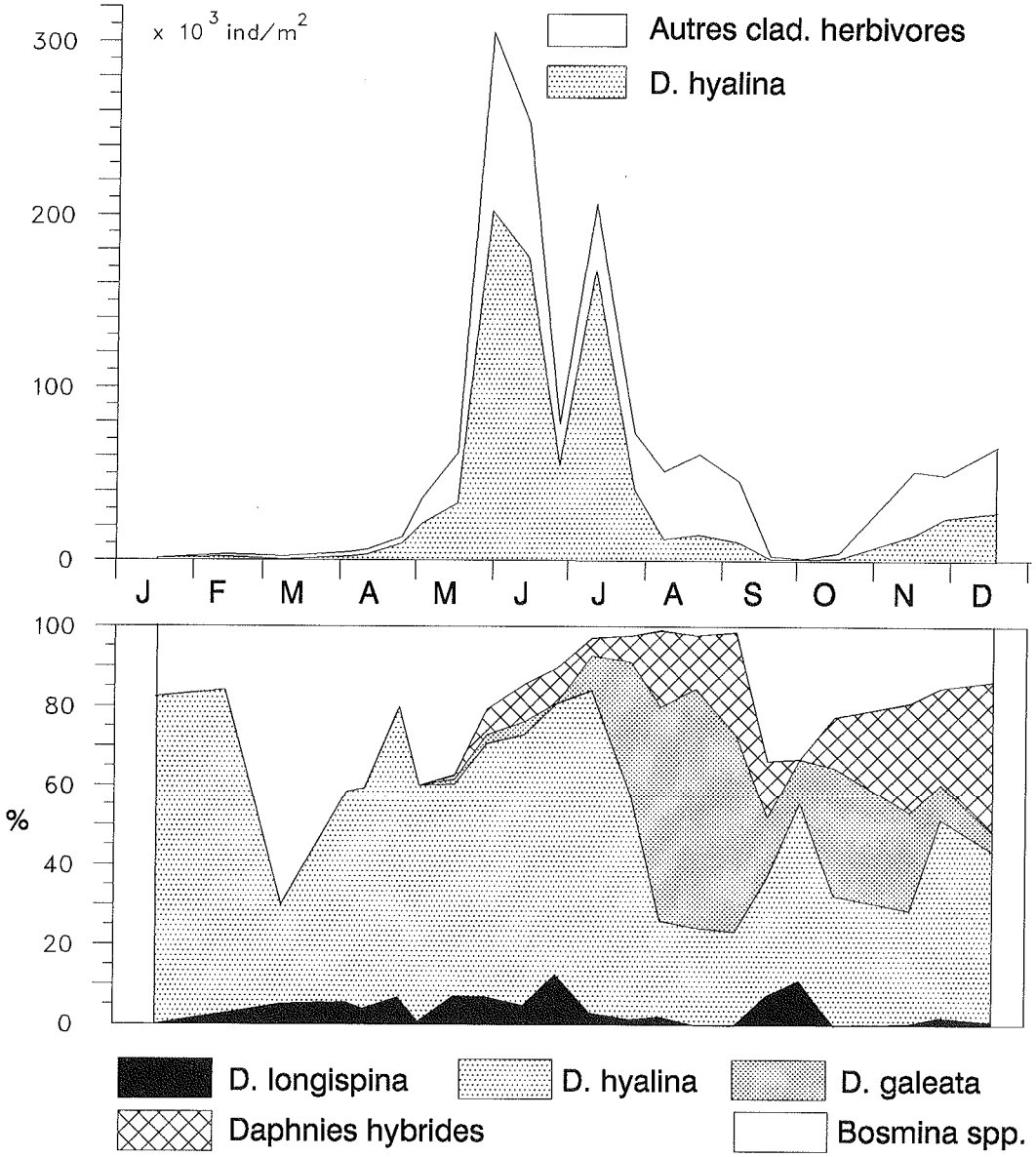


Figure 5 : Evolution saisonnière des cladocères herbivores (ind/m²) et importance relative des différents taxons (Léman, SHL 2, 1995)

Daphnia hyalina représente depuis de nombreuses années le cladocère le plus abondant dans le Léman. Cette espèce est nettement dominante durant le premier semestre, accompagnée de *Bosmina longispina*; son importance relative diminue à partir de la fin du printemps avec le développement de *D. galeata* et des daphnies hybrides. Durant ces dernières années, les effectifs de *D. longispina* sont globalement en diminution alors que ceux de *D. galeata* augmentent.

Bosmina longispina présente une abondance irrégulière au cours des années. Rare en 1992 (maximum saisonnier de 1'400 ind/m^2), cette espèce est présente tout au long de l'année depuis 1993 avec des pics saisonniers importants : 92'000 ind/m^2 en 1993, 94'000 en 1994 et 64'000 en 1995.

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

	1993	1994	1995
Moyenne annuelle	109'000	95'100	55'800
Pic de printemps	769'000	718'200	305'200
(date)	(07.06)	(06.06)	(29.05)
	(pic majeur)	(pic majeur)	(pic majeur)
Pic d'automne	252'000	86'900	65'800
(date)	(24.11)	(25.19)	(18.12)

Succédant à la phase des eaux claires due à l'intense prédation sur le phytoplancton causée lors du développement printanier des daphnies, le déclin estival de ces cladocères herbivores relève de plusieurs causes :

1. Le nombre moyen d'oeufs dans chaque ponte de daphnie parthénogénétique diminue progressivement, passant de 10-15 oeufs par femelle en mai à 4 oeufs en juin, d'où une réduction progressive de la population adulte en raison du faible taux de recrutement de la population (figure 6).
2. La prédation exercée sur les daphnies par les cladocères prédateurs qui commencent à se développer à partir de la mi-mai.
3. La prédation due aux poissons sur les daphnies de grande taille.

L'impact de la prédation due aux poissons sur le zooplancton en général, et sur les organismes filtreurs de grande taille en particulier (*Daphnia* spp.), ne saurait être négligé, les répercussions s'exerçant jusqu'au niveau du phytoplancton (CRETENOY *et al.*, 1996).

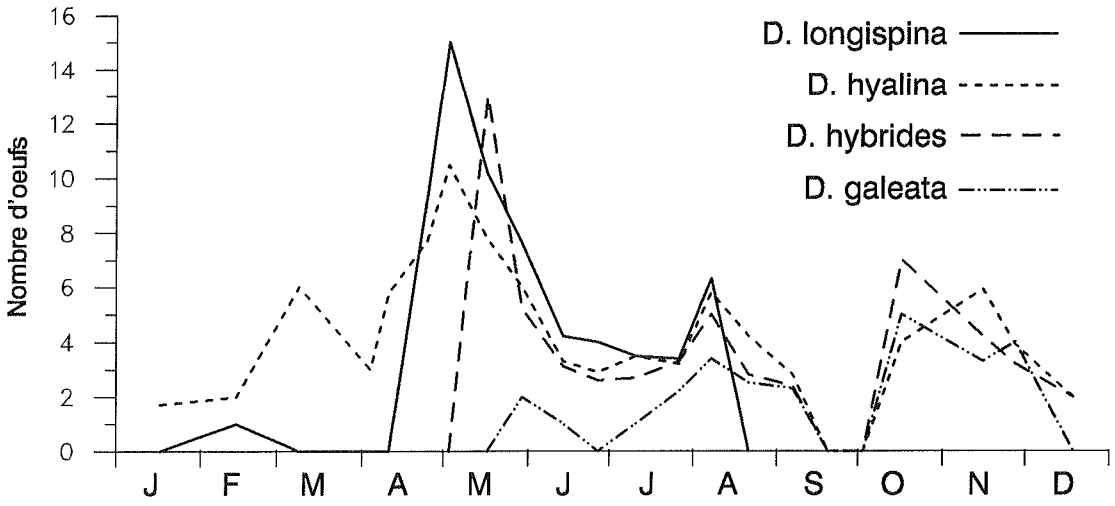


Figure 6 : Evolution saisonnière de l'importance des pontes de daphnies (nombre moyen d'oeufs par femelle ovigère) (Léman, SHL 2, 1995)

En 1995, la reproduction sexuée des daphnies a certainement constitué un phénomène de peu d'importance dans la réduction numérique de cette population. En effet, les échantillons observés ont été dépourvus de mâles de daphnies et de femelles éphippiales caractéristiques de cette évolution saisonnière du comportement reproducteur, fait fréquemment mentionné les années précédentes.

Toujours moins abondants que les cladocères herbivores, les cladocères prédateurs (*Leptodora kindtii* et *Bythotrephes longimanus*) présentent des effectifs comparables à ceux de 1994 (figure 7). Leur abondance accrue dans le milieu naturel durant la phase de stratification des eaux est une des causes principales de la chute drastique de la population de daphnies.

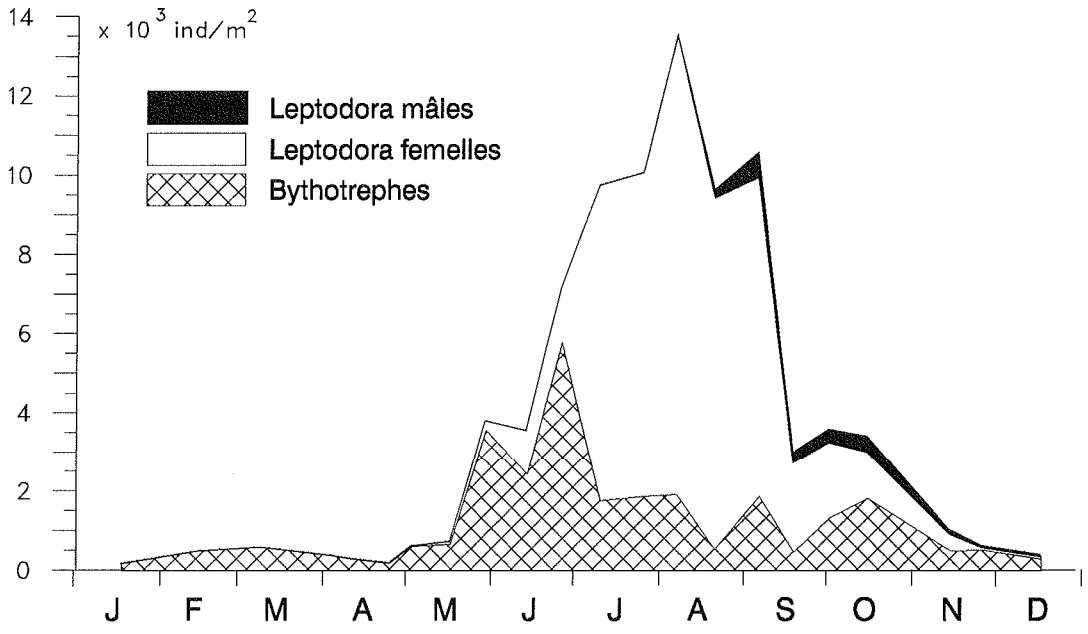


Figure 7 : Evolution saisonnière des cladocères prédateurs (ind/m²) (Léman, SHL 2, 1995)

4.2.3 Calanides

Eudiaptomus gracilis est en léger accroissement par rapport à l'année précédente, avec un pic printanier plus important, une population en augmentation durant le premier semestre et en diminution durant le deuxième semestre (tableau 6). Cette espèce plurivoltine présente au moins 3 générations en 1995.

TABLEAU 6 - Evolution de l'abondance des calanides (ind/m²) (Léman, SHL 2)

	1993	1994	1995
Moyenne annuelle	199'000	152'000	171'900
Pic d'hiver	183'000	274'100	290'300
(date)	(05.04)	(12.04)	(03.04)
Pic de printemps	309'000	366'200	472'600
(date)	(07.06)	(24.05) (pic majeur)	(20.05) (pic majeur)
Pic d'été	216'000	230'400	106'800
(date)	(23.08)	(05.09)	(07.08)
Pic d'automne	413'000	204'900	183'900
(date)	(21.09) (pic majeur)	(25.10)	(02.10)

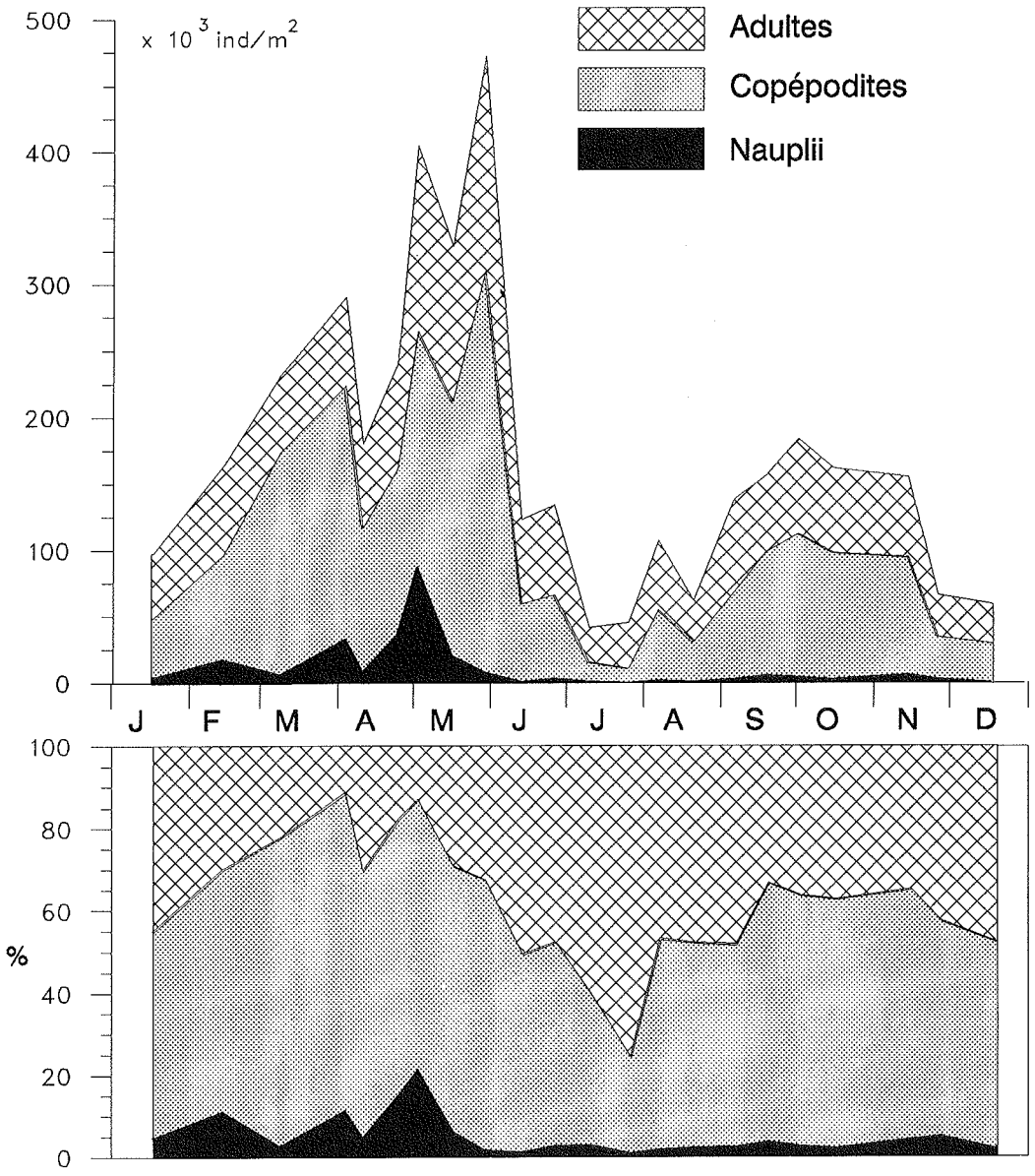


Figure 8 : **Evolution saisonnière (ind/m²) et importance relative (%) des différents stades de développement des calanides (Léman, SHL 2, 1995)**

4.2.4 Cyclopides

Les cyclopides sont essentiellement représentés par *Cyclops vicinus* et *C. prealpinus* durant le premier semestre. Durant le second semestre, *C. vicinus* cède la place à *Acanthocyclops robustus*, espèce en forte progression numérique par rapport à 1994.

Les cyclopides sont en nette réduction par rapport à 1994, avec une forte réduction du pic printanier, mais à l'inverse présentent un développement marqué de la population automnale lié à l'essor du petit cyclopide *A. robustus* (tableau 7).

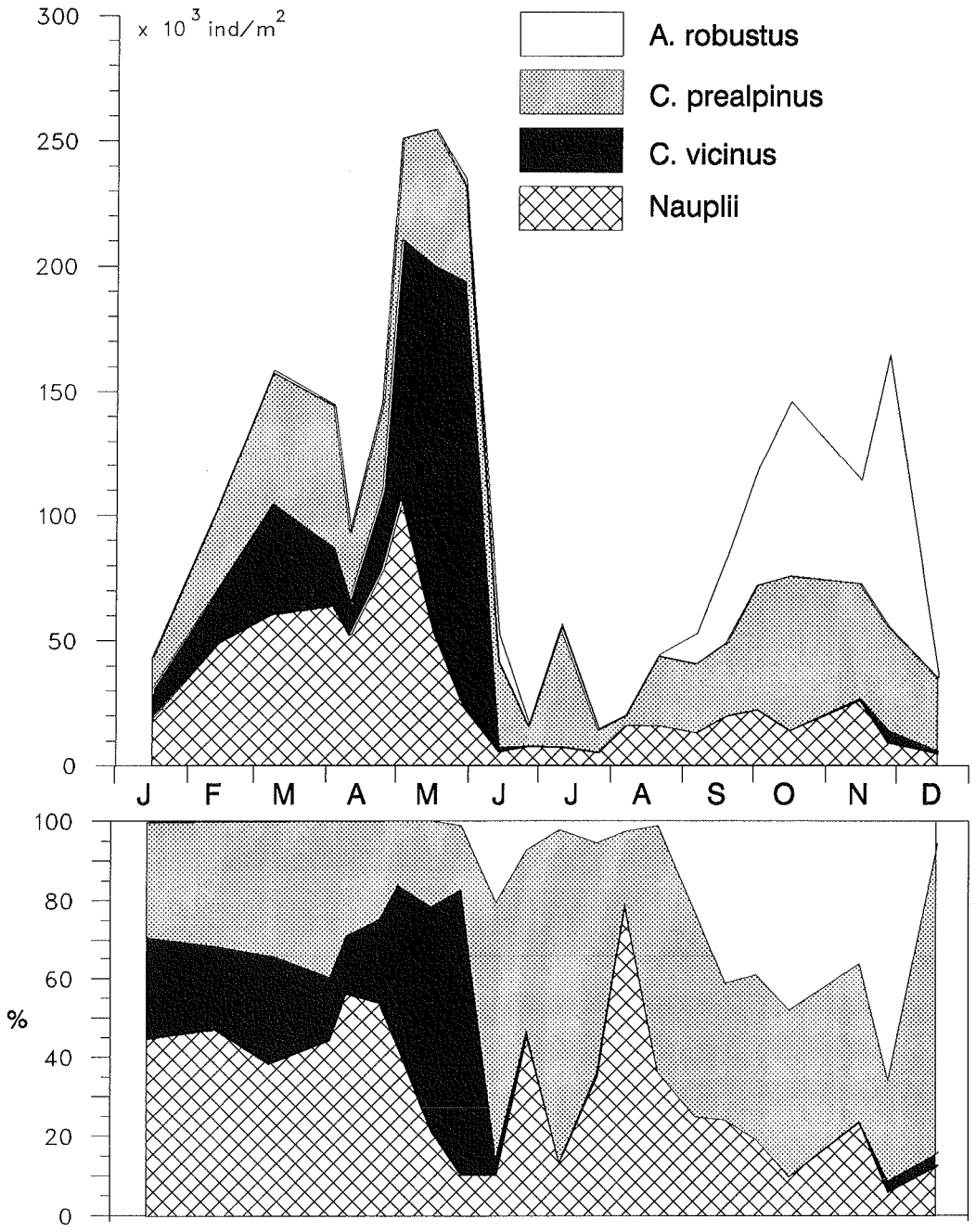


Figure 9 : **Abondance saisonnière et importance relative des principales espèces de cyclopides (ind/m^2) (Léman, SHL 2, 1995)**

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

	1993	1994	1995
Moyenne annuelle	276'000	197'100	100'500
Pic de printemps (date)	2'355'000 (17.05) (pic majeur)	1'807'400 (09.05) (pic majeur)	254'600 (16.05) (pic majeur)
Pic d'automne (date)	106'000 (24.11)	78'500 (09.08)	164'500 (27.11)

5. LA BIOMASSE ZOOPLANCTONIQUE

Les calculs de biomasse (poids frais) du zooplancton ont été effectués selon la procédure décrite antérieurement (BALVAY, 1992).

La figure 10 présente la répartition de la biomasse zooplanctonique entre les différentes classes de tailles et son évolution saisonnière.

La biomasse dominante du zooplancton (poids frais en g/m^2) est toujours constituée d'organismes de taille comprise entre 0.5 et 2 mm, mais c'est essentiellement la classe 5 (1-2 mm) qui est la mieux représentée à longueur d'année. Cette classe 5 correspond surtout aux stages âgés d'entomostracés.

TABLEAU 8 - Répartition et évolution de la biomasse zooplanctonique (g poids frais/m^2) (Léman, SHL 2)

Classe		1993		1994		1995	
		g/m^2	(%)	g/m^2	(%)	g/m^2	(%)
1	0.06 - 0.12 mm	0.34	0.9	0.32	1.0	0.25	0.9
2	0.12 - 0.25 mm	0.32	0.8	0.49	1.5	0.34	1.2
3	0.25 - 0.50 mm	0.69	1.7	0.73	2.2	1.66	5.7
4	0.50 - 1 mm	11.37	28.3	7.21	21.9	5.42	18.8
5	1 - 2 mm	24.08	60.0	18.79	57.1	16.88	58.4
6	2 - 4 mm	1.08	2.7	2.11	6.4	2.05	7.1
7	4 - 8 mm	1.94	4.8	2.46	7.5	1.50	5.2
8	> 8 mm	0.30	0.8	0.80	2.4	0.78	2.7
Biomasse		40.12		32.91		28.88	

Les rotifères sont les organismes les plus abondants, mais leur faible biomasse individuelle entraîne une faible biomasse totale des classes 1 et 2 en particulier alors que *Leptodora* et *Bythotrephes*, peu nombreux mais à biomasse individuelle élevée, donnent une importance saisonnière importante aux classes 7 et 8.

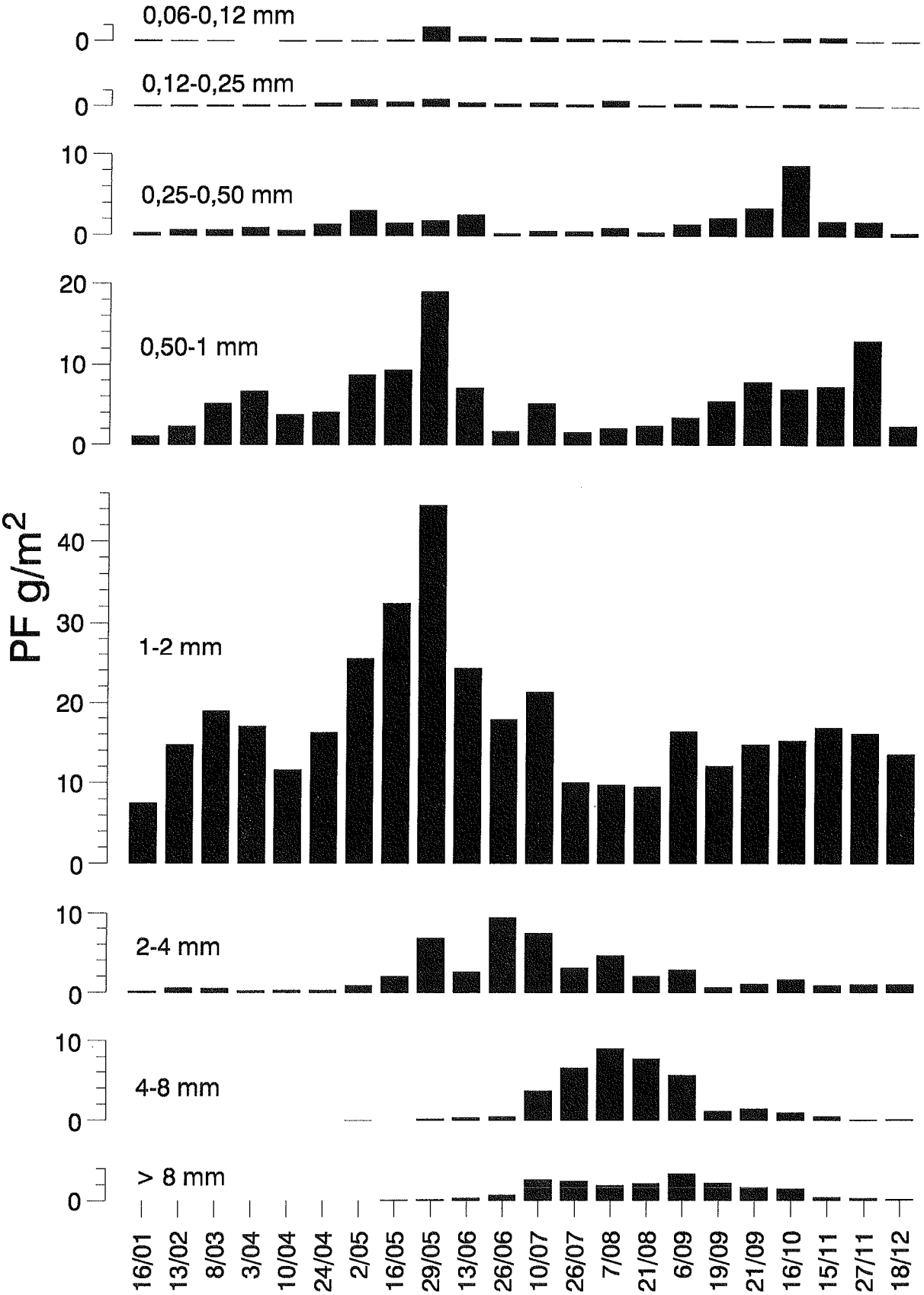


Figure 10 : **Répartition de la biomasse totale du zooplancton (poids frais en g/m^2) entre les différentes classes de taille (Léman, SHL 2, 1995)**

6. CONCLUSIONS

L'année 1995 peut être caractérisée par les critères suivants :

- poursuite de la diminution du biovolume sédimenté du zooplancton,
- diminution de l'abondance des rotifères et des entomostracés, avec une nette réduction d'importance des pics printaniers (sauf chez les calanides),
- variations saisonnières d'abondance du zooplancton moins marquées, avec une tendance à maintenir une population de fin d'été et d'automne plus importante que durant les années précédentes,
- développement d'*Acanthocyclops robustus* et absence de *Mesocyclops leuckarti.*
- réapparition de *Bosmina coregoni*

Bien que les entomostracés herbivores représentent en général plus de 80 % de la biocénose crustacéenne, l'abondance des algues filamenteuses à diverses périodes de l'année a modifié le fonctionnement du réseau trophique. L'élimination de ces végétaux planctoniques non broutés par les entomostracés herbivores a probablement été assurée par une importante population de protozoaires (Vorticellidés en particulier) bien développée au printemps, ce qui pourrait expliquer les faibles concentrations en carbone organique particulaire observées dans les couches profondes (BLANC *et al.*, 1996).

La diminution d'abondance des cladocères herbivores, et en particulier des daphnies, est à mettre en relation avec :

- un net accroissement de la biomasse annuelle moyenne du phytoplancton,
- l'augmentation de la biomasse printanière du phytoplancton -- et les biomasses algales maximales observées en avril (avant l'essor des daphnies) et en septembre, lors de l'effondrement de ces cladocères (DRUART *et al.*, 1996).

Malgré la réduction d'abondance des rotifères, il faut noter une participation accrue des espèces eutrophes et méso-eutrophes alors que les espèces oligo-mésotrophes sont globalement en régression

Il faut cependant souligner le fait que les espèces eutrophes (*Synchaeta pectinata, Pompholyx sulcata*) ne présentent qu'un faible accroissement numérique, beaucoup plus prononcé chez *Keratella quadrata* (méso-eutrophe) alors qu'il est très marqué pour quelques espèces oligo-mésotrophes (*Ascomorpha ovalis, Gastropus stylifer* et *Polyarthra dolichoptera-vulgaris*).

La restauration progressive du Léman se manifeste au niveau de la qualité chimique des eaux. En ce qui concerne le zooplancton, la diminution d'abondance observée depuis une quinzaine d'années va dans le sens de l'amélioration, mais il subsiste encore des problèmes d'adéquation entre la composition du zooplancton et celle du phytoplancton.

Ces fluctuations relèvent-elles de variations inter-annuelles ou sont-elles en relation avec l'augmentation observée en 1995 des teneurs en chlorophylle (DRUART *et al.*, 1996). Il semble impossible de répondre actuellement à cette question, d'autant plus que l'abondance des espèces eurytopes (ou définies comme telles en l'absence actuelle de statut trophique précis) est en progression en 1995.

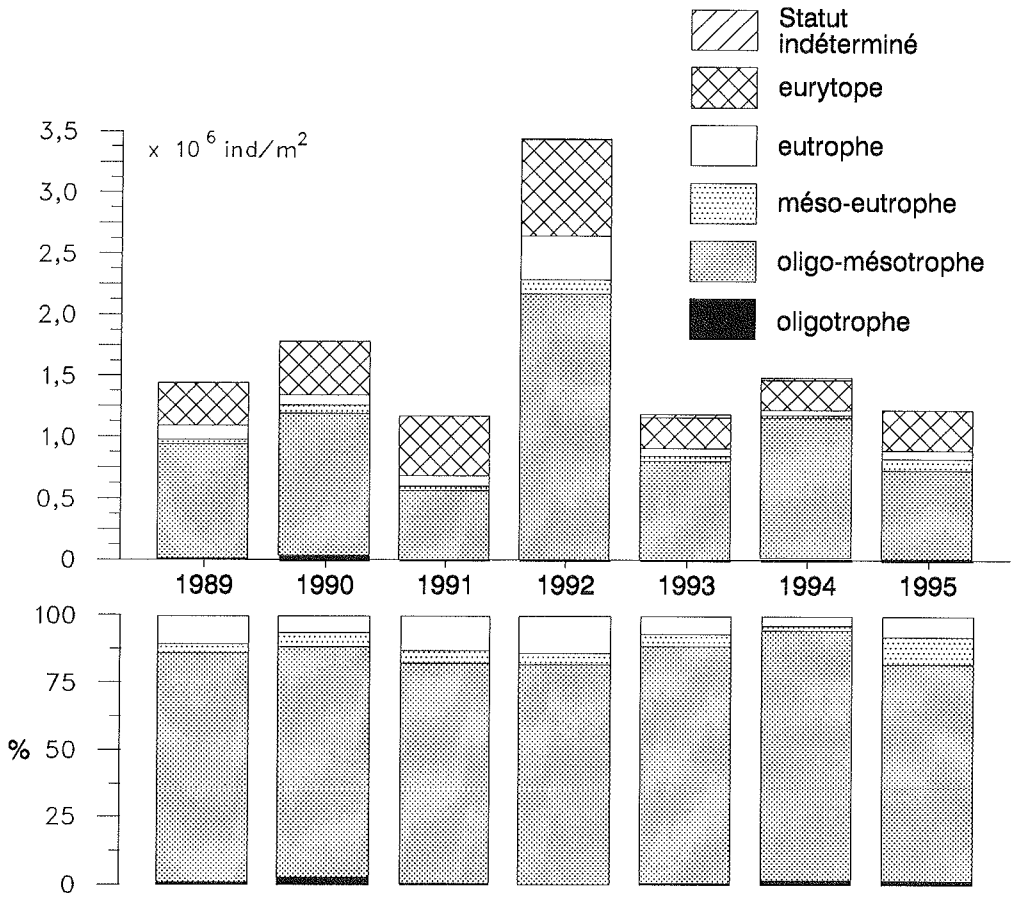


Figure 11 : Répartition des différentes associations de rotifères en fonction de leur statut d'indicateur de trophie (Léman, SHL 2)

BIBLIOGRAPHIE

BALVAY, G. (1992). Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1991, 99-113.

BALVAY, G. et DRUART, J.C. (1994). Troisième complément à l'inventaire du plancton du Léman. Arch. Sci. Genève, 47 (1), 1-9.

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.

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

DRUART, J.C., PELLETIER, J.P. et REVACLIER, R. (1996) : Evolution du phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995.

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 1996, 133-152.

LE PHYTOPLANCTON DU PETIT LAC :

Evolution de 1986 à 1995 [1]

PAR

Roger REVACLIER

SERVICE DE L'ÉCOTOXICOLOGUE CANTONAL, CP 78, CH-1211 GENÈVE 8

RÉSUMÉ

L'évolution du phytoplancton du Petit Lac de 1986 à 1995 est analysée au travers d'une série de 120 échantillons prélevés à la station GE 3 (au large d'Hermance).

Quelques 126 algues différentes, appartenant à 7 classes, ont été identifiées et leur abondance estimée; toutes sont aussi présentes dans le Grand Lac. Vingt-deux espèces sont trouvées de façon permanente dans la communauté phytoplanctonique.

La concentration en chlorophylle-a, de la couche d'eau (0-10 m) dont sont issues les algues, la transparence et l'abondance des entomostracés (zooplancton) sont mesurées en même temps.

La concentration en chlorophylle-a, de 4.2 mg/m^3 en moyenne, tend à diminuer depuis le début des observations.

Globalement dominées par les diatomées, les biomasses algales produites montrent une tendance à la diminution les six dernières années. Cette tendance est plus nette en ce qui concerne les biomasses produites au printemps et sont à mettre en relation avec la baisse importante du phosphore dans la colonne d'eau.

Sur le plan qualitatif, on observe la réapparition dès 1989 de diatomées du genre Cyclotella, genre plus ou moins inféodé aux milieux lacustres oligo-mésotrophes.

L'ensemble des observations montre que le processus d'eutrophisation du Petit Lac s'est inversé et que l'installation de conditions mésotrophiques, déjà constatée dans le Grand Lac, est confirmée. On peut s'attendre à ce que cette évolution favorable se confirme dans le futur, à condition que les concentrations en phosphore ne s'accroissent pas dans le Léman.

---

[1] Les données ont été obtenues dans le cadre de la surveillance du Petit Lac effectuée par le Service de l'écotoxicologue cantonal de Genève et dont le financement a bénéficié des subventions de l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage

1. INTRODUCTION

Les mesures de la transparence au disque de Secchi et tous les échantillons ont été prélevés à la station GE 3, située au-dessus d'une fosse lacustre de 72 m de profondeur au large d'Hermance avec une fréquence mensuelle de douze prélèvements par an.

2. MÉTHODES

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

2.1 Phytoplancton

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

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

Le biovolume unitaire (cellule, colonie ou filament de 100 μm) selon la morphologie des algues figure au tableau 1. Les paramètres et les biovolumes utilisés sont identiques à ceux de l'étude du phytoplancton du Grand Lac.

2.2 Dosage de la *chlorophylle-a*

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

3. RÉSULTATS

3.1 Transparence

L'évolution de la transparence mesurée au disque de Secchi à GE 3 (figure 1) montre la succession classique des phases de grandes transparences (automne-hiver) et de transparences plus faibles (printemps-été) liées au développement du phytoplancton.

De 1986 à 1995 la moyenne des transparences est de 6.8 m, la moyenne des maximums de 11.3 m et celle des minimums de 2.6 m.

Les moyennes annuelles ne montrent pas d'évolution significative (figure 2).

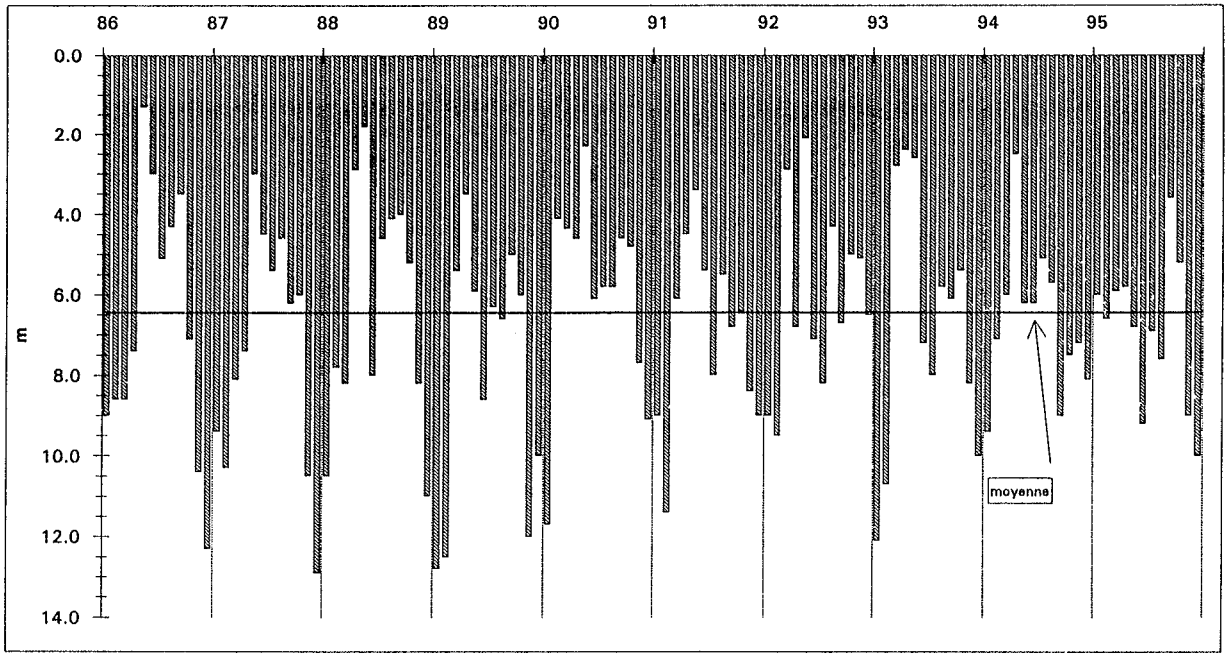


Figure 1 : Evolution de la transparence au disque de Secchi (Léman, GE 3, 1986-1995)

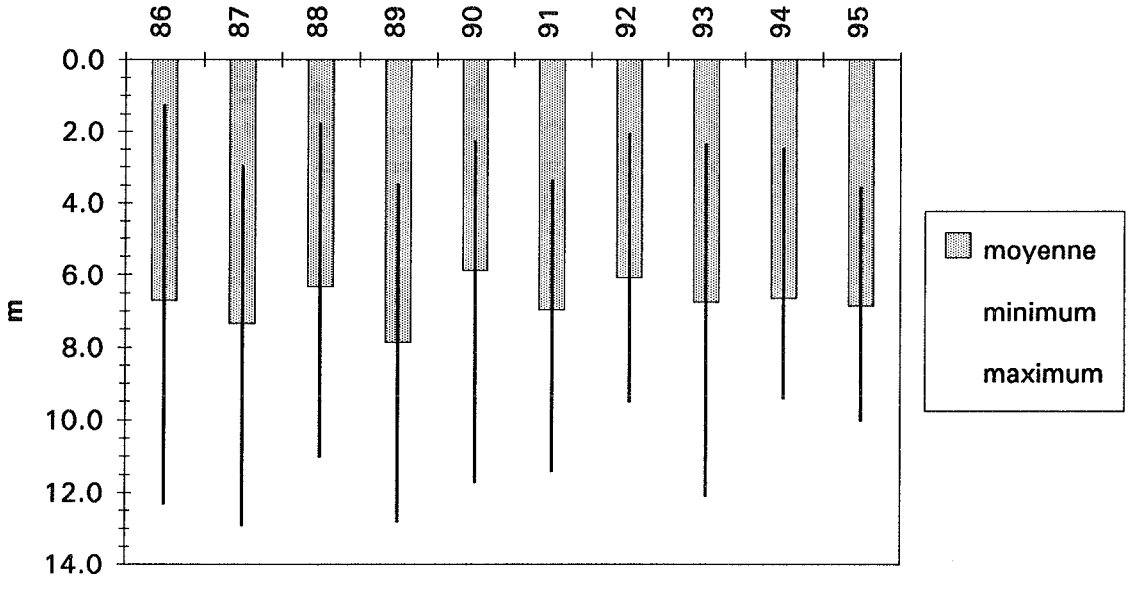


Figure 2 : Evolution de la transparence moyenne, du maximum et du minimum annuel (Léman, GE 3, 1986-1995)

3.2 Phytoplancton

3.2.1 Richesse spécifique

Le nombre de taxons (genres, espèces et sous-espèces) observés et comptés varie de 52 en 1989 à 76 en 1994. Il est en moyenne de 62 par échantillon. Tous échantillons confondus, le nombre de taxons recensés s'élève à 126 (tableau 1).

La figure 3 montre l'évolution du nombre de taxons par classes d'algues. Les chlorophycées sont la classe la plus diversifiée, suivie par celle des diatomées dont la diversité tend à augmenter, passant de 10 taxons en 1986-87 à 15 en 1994-95.

Toutes les espèces observées dans le Petit Lac sont aussi présentes dans le Grand Lac.

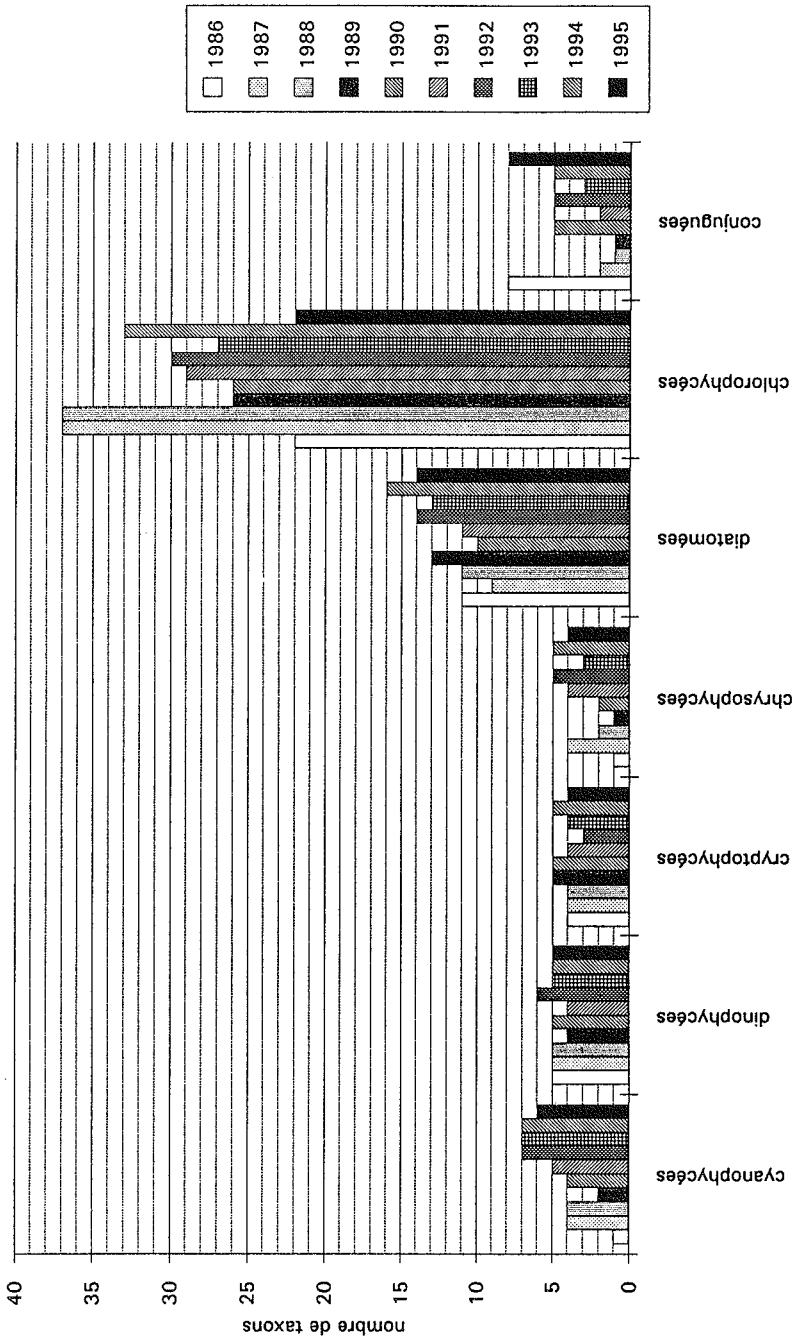


Figure 3 : Variations interannuelles du nombre de taxons observés par classes d'algues (Léman, GE 3, 1986-1995)

TABLEAU 1 - Inventaire des taxons du phytoplancton et abondance annuelle moyenne (Léman, GE3)

Taxons	biovolume (μm^3)	unité	taille	abondance moyenne (unités/ml)									
				86	87	88	89	90	91	92	93	94	95
CYANOPHYCÉES													
Microcystis sp	500	c	m		+								
Microcystis elachista v con.	1'130	c	m		+	+							
Aphanothece clathrata	5'240	c	m				+	+	+	+	+	+	+
Aphanothece saxonica	5'240	c	m							+	0.5		
Anabaena macrospora	180	i	m						5.3	+	+	+	
Aphanizomenon flos-aquae	1'450	f	m		+	1.5	+	2.8	1.2	8.3	18.4	0.9	2.9
Oscillatoria rubescens	2'800	f	m	7.9	+	6.9		+	2.7	64.3	25.1	16.5	7.9
Oscillatoria bourellyi	2'800	f	m									4.7	
Oscillatoria limnetica	280	f	m			5.6				13.4	2.4	28.4	47.0
Oscillatoria limnetica aci.	280	f	m							57.9			+
Pseudanabaena galeata	280	f	m					+	3.9		+	+	1.1
DINOPHYCÉES													
Gymnodinium helveticum	6'200	i	n	+	2.4	1.7	0.9	22.8	3.4	1.9	3.3	1.0	1.1
Gymnodinium excavatum	11'000	i	n		+	+				+		+	+
Gymnodinium lantzschii	210	i	n	+	2.4	2.7	10.6	5.3	+	1.5	3.5	0.7	+
Peridinium sp	31'000	i	m	+				+			+		
Peridinium cinctum	33'000	i	m	+									
Peridinium willei	33'000	i	m	1.0	+	+	+	0.8	+	0.6	+	+	+
Ceratium hirundinella	40'000	i	m	+	3.0	0.9	+	0.9	+	+	2.7	0.6	2.2
Peridiniopsis cuningtonii	8'800	i	n							+			
CRYPTOPHYCÉES													
Cryptomonas spp	1'350	i	n	104.4	85.9	37.3	75.5	100.9	49.8	41.1	15.9	31.9	47.8
Cryptomonas rostratiformis	2'570	i	m	4.0			0.6	0.6	+		+	+	0.7
Cryptomonas marsonii	1'200	i	n		5.1	2.6	1.3	+				0.9	
Rhodomonas minuta	530	i	n	149.3	187.2	203.9	124.5	120.0	570.5	400.4	530.7	170.7	97.3
Rhodomonas minuta v.nanoplanctica	70	i	n	852.0	353.3	613.0	422.4	1068.4	739.3	377.5	1765.6	595.5	439.3
CHRYSOPHYCÉES													
Dinobryon divergens	800	i	m									2.2	16.9
Dinobryon sociale	800	i	m		4.2	+			3.4	18.8	8.3	7.9	20.9
Mallomonas acaroides	3'650	i	m		1.5			0.7	0.8	+	0.7	+	1.0
Mallomonas achromos	310	i	n							+		+	
Erkenia suaequiciliata	35	i	n	301.9	514.6	533.4	266.3	3015.4	357.3	402.6	886.0	85.9	375.6
Ochromonas nannos	120	i	n		224.7				75.8	26.0			

Taxons	biovolume (μm^3)	unité	taille	abondance moyenne (unités/ml)									
				86	87	88	89	90	91	92	93	94	95
DIATOMÉES													
Aulacoseira granulata v angustissima	450	i	m	+		10.2		+	0.7	+	4.3	2.9	0.6
Aulacoseira islandica su helvetica	3'400	i	m	30.9	11.8	3.9	11.9	1.9	0.8	34.2	6.5	8.3	9.5
Stephanodiscus binderianus	500	i	m	+			2.2						
Melosira varians	3'700	f	m				+						
Cyclotella cyclopuncta	255	i	n										64.6
Cyclotella radiosa	1'570	i	n				+		10.9	1.3	41.1	3.3	11.5
Stephanodiscus neoastreae	6'800	i	n	6.4	4.1	8.6	1.0	15.5	2.4	1.5	11.6	5.7	2.6
Stephanodiscus alpinus	900	i	n	56.8	78.4	3.6	1.1	3.8		32.7	2.2	10.2	
Stephanodiscus parvus	100	i	n		+							3.4	
Stephanodiscus minutula	50	i	n	1281.8	588.7	1792.6	258.3	+	179.8	1837.2	1605.3	245.0	56.2
Diatoma elongatum	1'400	i	m			57.0	62.3		10.4	90.5	+	52.8	32.8
Diatoma vulgare	3'500	i	m	+						+			8.7
Diatoma vulgare v.ehrenbergii	7'200	i	m									2.3	
Fragilaria crotonensis	430	i	m	3.1	124.5	44.3	1001.6	18.2	40.9	21.6	295.5	28.3	317.2
Fragilaria virescens	175	i	m							+		1.4	
Asterionella formosa	260	i	m	24.2	8.7	244.1	294.5	32.1	27.6	95.2	97.9	18.7	2.8
Synedra sp	560	i	m								+		
Synedra acus v.angustissima	2'400	i	m		26.4	2.9	+	5.2	+	16.5	1.5	1.2	+
Synedra acus v.radians	360	i	m	+		7.8	406.5	2.7	2.8	8.2	0.8	19.0	0.6
Nitzschia acicularis	280	i	n	+	+	+		+	3.0	0.7	0.7	+	0.7
Cymatopleura solea	34'000	i	m				+					+	
Tabellaria fenestrata	1'300	i	m										0.5
CHLOROPHYCÉES													
µ-chlorophycées	40	c	n										41.1
Chlamydomonas spp	1'100	i	n			70.0	22.0	64.5	4.5	+	+	21.2	1.0
Chlamydomonas proboscigera	4'200	i	n		6.8		16.1	+	2.9				1.4
Chlamydomonas globosa	110	i	n	76.0	14.3	45.9		1.7	22.1	56.3	2.6	175.4	60.7
Chlamydomonas conica	1'680	i	n	1.2	+	3.7	10.8	3.1	1.4	+	+	+	4.4
Tetraselmis cordiformis	1'130	i	n	+	3.8	2.3	0.8	1.7	4.4	1.1	+	+	8.8
Carteria sp	6'400	i	n					1.3					
Phacotus lendneri	340	i	n	15.3	2.1	8.0	+	15.8	20.1	+	+	+	19.2
Phacotus lenticularis	340	i	n	2.0	1.3	0.7	+		1.0			+	
Eudorina elegans	28'300	c	m			+			+				
Pandorina morum	28'300	c	m		+								
Pseudosphaerocystis lundii	12'200	c	m		8.7		+			+	+	+	7.9

Taxons	biovolume (μm^3)	unité	taille	abondance moyenne (unités/ml)									
				86	87	88	89	90	91	92	93	94	95
Tetraedron minimum	2'400	i	m	+	+		+	+				+	
Ankyra judayi	60	i	n	23.6	9.5	5.1	3.9	10.4	1.1	17.3	40.3	24.0	8.8
Ankyra inerme	30	i	n						4.4			6.5	
Sphaerocystis schroederi	1'050	c	m	1.9	+	+	+	18.1	+		+	+	
Oocystis sp	785	c	n		48.3	+			+				
Oocystis lacustris	300	c	n	20.7	1.5	+		3.0		+	+	+	+
Oocystis solitaria	1'000	i	m	7.7	1.2	+	1.2	+	+				18.3
Nephrocytium agardhianum	5'000	c	m		+					+	+		
Kirchneriella obesa	9'200	i	m	+	+	+				+			
Quadrigula lacustris	360	i	n				+			+			
Hyaloraphidium contortum	150	i	n	6.3	+	+	1.5			3.3	+		
Monoraphidium minutum	130	i	n							8.7		0.7	
Micractinium pusillum	5'800	c	m			+	+			+		+	
Dictyosphaerium pulchellum	5'800	c	m		+	+						+	
Coelastrum sp	8'000	c	m								+		
Coelastrum microporum	18'400	c	m	+	+	+	+	+	+				
Coelastrum reticulatum	2'900	c	m		+			+	+	+	+	+	
Coelastrum cambricum v interm.	50'000	c	m		+			+	+			+	
Coelastrum sphaericum	33'000	c	m								+	+	
Coelastrum pseudomicroporum	8'400	c	m							1.5	+		
Scenedesmus magnus	12'200	c	m									+	
Scenedesmus apiculatus	700	c	n			+							
Scenedesmus sp	1'000	c	m	+									
Scenedesmus quadricauda	1'900	c	m		+	+	+	+	+	+		+	+
Scenedesmus ecornis	1'100	c	m						+	+			
Scenedesmus spinosus	1'100	c	m			+		+	+	+	+	+	
Scenedesmus acuminatus	1'100	c	m			+							
Scenedesmus opoliensis	2'000	c	m	+									
Scenedesmus acutus	650	c	m	+					+	+	+		+
Pediastrum boryanum	128'000	c	m	+	+	+	+	+				+	+
Pediastrum boryanum v.longicorne	128'000	c	m			+							
Pediastrum duplex	35'000	c	m	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Elakatothrix gelatinosa	1'000	c	m	1.1	+	0.8	+	+	0.9		+	0.8	+
Chlorhormidium subtile	3'850	f	m										+
Treubaria schmidlei	180	1	n										+
Chlorella vulgaris	4,2	i	n	47794.0	746.6	1359.0	1792.3	10214.6	1684.5	5553.5	4178.9	1031.2	859.7

Taxons	biovolume (μm^3)	unité	taille	abondance moyenne (unités/ml)									
				86	87	88	89	90	91	92	93	94	95
Westella botryoides	80	c	n									8.1	
Ulothrix subtilissima	17'600	f	m			31.4				+	+		+
Lagerheimia longiseta	400	i	n		+								
Lagerheimia ciliata	2'600	i	m	+									+
Tetrachlorella alternans	900	c	n		+	+	+		+	+	+	+	
Coenocystis subcylindrica	8'000	c	m		0.9	0.6		+					
Paulschulzia pseudovolvox	2'900	c	m			+							
Coenochloris pyren. v min.	1'050	c	m		+					+			
Willea irregularis	3'700	c	m		+	+		+	+		+		+
Raysiella hemisphaerica	4'800	c	m		+								
Planktosphaeria gelatinosa	520	c	m	51.3									
CONJUGUÉES													
Mougeotia gracillima	1'540	i	m	+		3.5	+			41.0	32.2	11.8	70.4
Closterium aciculare	7'400	i	m	+	+	4.4	+	+	+	0.6	2.5	1.1	1.0
Closterium acutum v variatum.	940	i	n	+	1.2	+	+	1.3	+	1.7	+	+	0.8
Closterium norstedtii	15'700	i	m			+				+		+	
Cosmarium cf reniforme	15'000	i	m	+									
Cosmarium depressum v planctonicum	6'400	i	m	+	0.7	+	+	+	+	+		+	+
Cosmarium meneghinii	1'270	i	n						+				+
Cosmarium botrytis	2'120	i	m	+	1.2	+	+						
Cosmarium subprotumidum	4'500	i	m		+						+	+	
Cosmarium biretum	35'000	i	m		+			+					
Cosmarium laeve	2'230	i	n					+		+		+	
Staurastrum cingulum	20'000	i	m					+		+	+	+	
Staurastrum sebaldii v ornatum.	15'000	i	m	1.2	0.6	+	+	+	+	+	+	1.0	0.6
Staurastrum messikomeri	15'000	i	m	+				+	+	+		1.0	+
Staurastrum longiradiatus	8'400	i	m							+	1.5	2.3	0.6

unité : i=individu; c=colonie; f=filament (100 μm)
taille : m=microplancton; n=nanoplancton
abondance : + = < 0.5 unités/ml

3.2.2 *Fréquence et abondance des divers taxons*

L'inventaire du tableau 1 donne le nom des taxons, leur abondance annuelle moyenne et leurs principales caractéristiques : unité de comptage, biovolume, groupe de taille (nanoplancton ou microplancton).

Sur cet ensemble, 22 taxons ont pu être observés chaque année, 47 entre un et deux ans sur dix.

Les espèces les plus petites et les moins volumineuses (nanoplancton) sont en moyenne les plus abondantes. Ainsi en mai 1986, l'abondance de *Chlorella vulgaris*, cellule de 4.2 μm^3 était de 538'000 cellules/ml; en août 1987, *Ceratium hirundinella,* cellule 10'000 fois plus volumineuse que *Chlorella*, n'a produit que 30 cellules/ml, son maximum en dix ans.

Cyanophycées (11 taxons)

Deux espèces sont fréquentes : *Aphanizomenon flos-aquae* et *Oscillatoria rubescens*. Une autre oscillaire tend à devenir plus abondante depuis 1992 : *O. limnetica* et sa variété *acicularis*.

Dinophycées (8 taxons)

Quatre espèces sont assez constantes dans le plancton : *Gymnodinium helveticum, G. lantzschii, Peridinium willei* et surtout *Ceratium hirundinella*, une des algues les plus volumineuses du Léman, présente surtout en été.

Cryptophycées (5 taxons)

Les petites algues flagellées de cette classe sont présentes toute l'année. La plus petite, *Rhodomonas minuta nanoplanctonica*, s'est développée de façon importante en mars-avril 1990, au point de modifier l'odeur et le goût de l'eau distribuée à Genève (REVACLIER et al., 1991).

Chrysophycées (6 taxons)

La chrysophycée nanoplanctonique *Erkenia subaequiciliata* compte parmi les espèces permanentes du plancton lémanique.

On peut citer encore *Dinobryon sociale*, rare jusqu'en 1991, qui semble réapparaître de façon significative à partir de 1992.

Diatomées (22 taxons : 10 centriques et 12 pennées)

Parmi les diatomées pennées, 5 taxons sont fréquents : *Fragilaria crotonensis*, la plus importante, suivie par *Asterionella formosa,* deux *Synedra acus (var. angustissima et var. radians)* et *Diatoma elongatum*.

Parmi les diatomées centriques, on retiendra le genre *Stephanodiscus* représenté par cinq espèces et *Aulacoseira* (autrefois *Melosira)*, en particulier *A. islandica ssp. helvetica*, souvent abondante au printemps.

La présence régulière et en nombre significatif depuis 1989 de diatomées centriques du genre *Cyclotella* (*C. radiosa* surtout) doit être relevée car ce genre est en général considéré comme inféodé aux milieux aquatiques oligo-mésotrophes.

Chlorophycées (59 taxons)

Cette classe d'algues, qui réunit environ 7'800 espèces dulçaquicoles (BOURRELLY, 1966), représente le 46 % de l'ensemble des algues d'eau douce. Cette importance numérique se retrouve dans nos observations puisque 47 % des algues phytoplanctoniques de l'inventaire du tableau 1 sont des chlorophycées. La diversité la plus grande est observée en été. La seule espèce présente de façon permanente dans tous les échantillons, parfois en très grand nombre (cf. ci-dessus), est la très petite *Chlorella vulgaris*.

Conjuguées (15 taxons)

Cette classe, la plus diversifiée dans les eaux douces après les chlorophycées, est représentée principalement dans le Léman par trois genres de la famille des desmidiées (*Closterium, Cosmarium, Staurastrum*) et par un genre de la famille des zygnématacées (*Mougeotia*). Ce genre d'algues filamenteuses, *avec Mougeotia gracillima* principalement, peut devenir parfois très abondant. Depuis 1992, cette espèce retrouve une place qu'elle avait perdue au début des années 80.

3.2.3 Biomasse

La moyenne des biomasses de 1985 à 1995 s'établit à 1'008 mg/m^3 et la médiane sur 120 résultats à 622 mg/m^3.

De 1986 à 1995, en terme de biomasse, le phytoplancton est globalement dominé par les diatomées (34 %), suivies des cryptophycées (27 %) et des chlorophycées (17 %). Les trois classes restantes se partagent les derniers 22 %.

D'une année à l'autre ces proportions varient (figure 4).

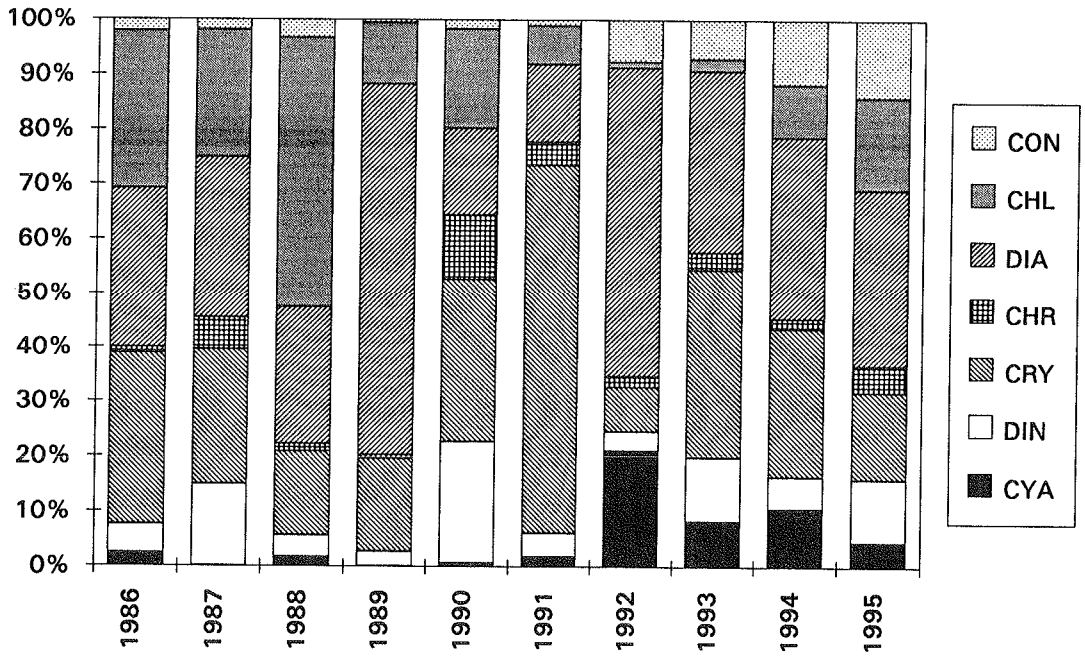


Figure 4 : Variations interannuelles de la biomasse relative des classes d'algues (Léman, GE 3, 1986-1995)

En 1988, les chlorophycées ont dominé avec 49 %, en 1991 ce sont les cryptophycées avec 67 %. En 1989 et 1992, les diatomées ont produit respectivement 68 et 56 % de la biomasse annuelle (tableau 2).

Deux classes suivent une évolution relativement significative ces 10 dernières années : les cyanophycées et les conjuguées. Les premières sont restées discrètes jusqu'en 1991 et ont culminé à 21 % en 1992 pour diminuer ensuite. Les secondes, dont la proportion dans la biomasse semble actuellement s'accroître, passent de 1 % en moyenne de 1986 à 1991 à 11 % en moyenne de 1992 à 1995.

Vingt-trois espèces (tableau 3) ont produit au moins une fois entre 1986 et 1995 5 % ou plus de la biomasse totale, et parmi ces dernières 7 ont atteint ou dépassé 15 % (en grisé dans le tableau 3).

Certaines espèces ont produit des parts de biomasse élevées, par exemple *Fragilaria crotonensis* (diatomée pennée) avec 36 % en 1989, *Ulothrix subtilissima* (chlorophycée filamenteuse) avec 41 % en 1991 ou encore *Rhodomonas minuta* (cryptophycée nanoplanctonique) avec 48 % en 1993.

TABLEAU 2 - Biomasse moyenne relative par classes d'algues en % (Léman, GE 3, 1986-1995)

Classe	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
CYA	2.39	0.04	1.71	0.06	0.70	1.84	21.14	8.28	10.65	4.49
DIN	5.22	14.85	3.95	2.63	22.06	4.30	3.41	11.62	5.75	11.47
CRY	31.20	24.70	15.17	16.86	29.94	67.31	8.22	34.58	27.25	15.81
CHR	1.14	5.89	1.41	0.78	11.72	4.36	2.06	3.25	1.81	5.00
DIA	29.27	29.36	25.20	67.90	15.75	14.00	56.43	32.94	33.24	32.24
CHL	28.54	23.15	49.22	11.19	18.03	7.03	1.07	2.23	9.51	16.88
CON	2.24	2.00	3.34	0.59	1.79	1.17	7.66	7.10	11.79	14.11
	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00

3.2.3.1 Evolution saisonnière de la biomasse

En cours d'année, la biomasse varie considérablement d'un échantillon à l'autre (figure 5).

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

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

En été-automne on assiste en général à une reprise de la prolifération algale. Les maximums du printemps et de l'été figurent au tableau 4.

Le maximum *maximorum* de la série (7'840 mg/m^3), en avril 1989, était dû à une prolifération spectaculaire de *Fragilaria crotonensis*. La biomasse estivale-automnale maximale a été observée en octobre 1988 avec 4'440 mg/m^3. Cette biomasse était due à la chlorophycée *Ulothrix subtilissima*.

La figure 6 montre que la fraction de la biomasse produite au printemps (de janvier jusqu'aux eaux claires) tend à diminuer de 1989 à 1995 de façon plus ou moins régulière, passant de 82 % à 33 %. Ceci coïncide avec des concentrations maximales de phosphates dans les couches supérieures où se développent les algues (BLANC et al., 1996).

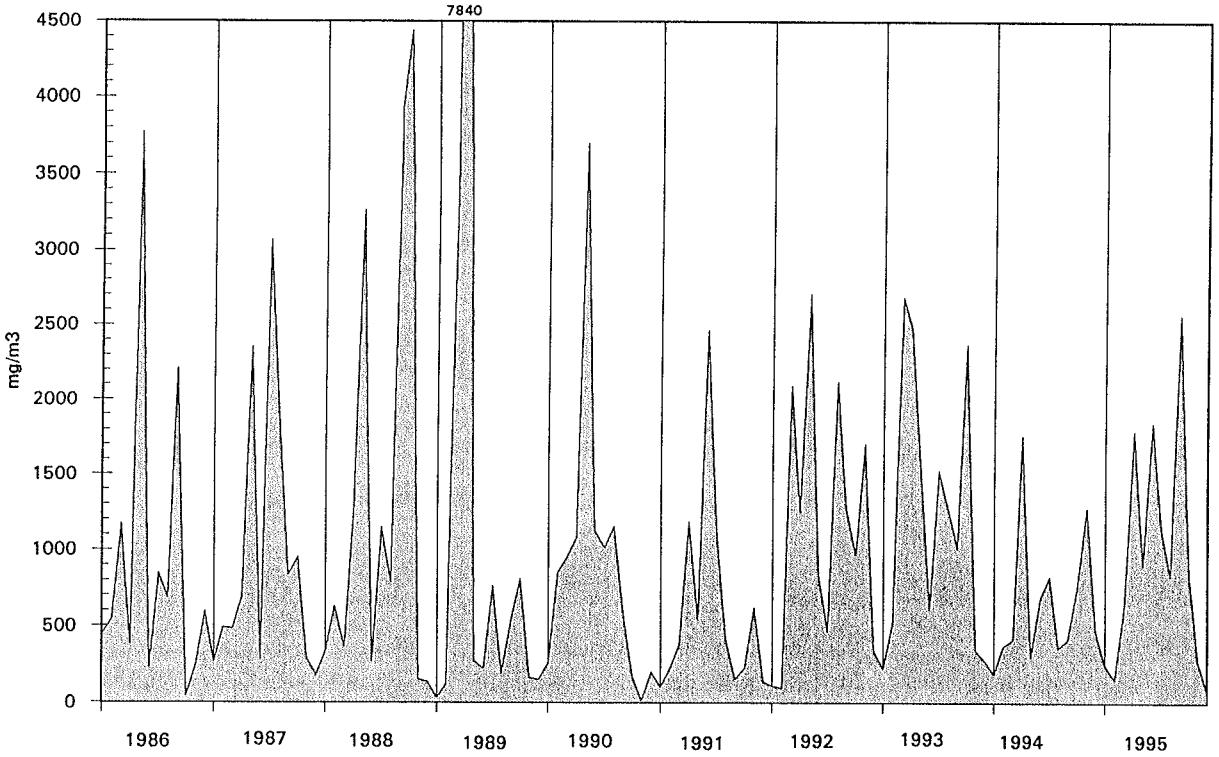


Figure 5 : Evolution de la biomasse du phytoplancton de la couche 0-10 m (Léman, GE 3, 1986-1995)

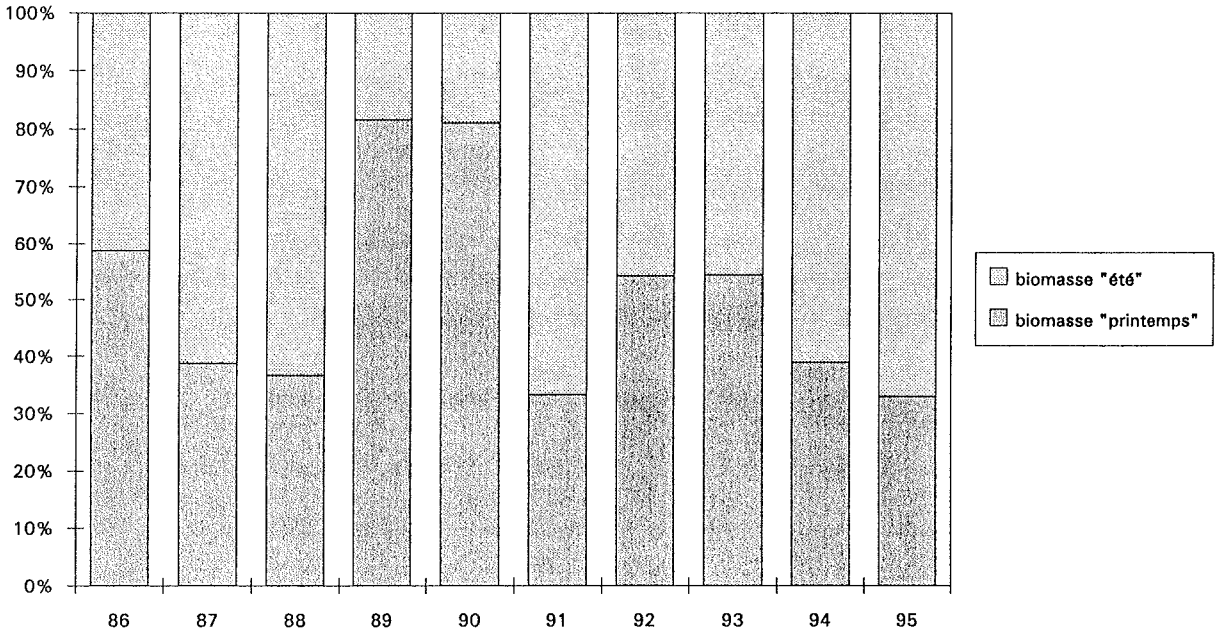


Figure 6 : Evolution de la biomasse saisonnière relative du phytoplancton (Léman, GE 3, 1986-1995)

TABLEAU 3 - Inventaire des espèces ayant produit 5 % ou plus de la biomasse totale; en grisé les espèces ayant atteint ou dépassé 15 % (Léman, GE 3, 1986-1995)

ESPECE	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95
CYANOPHYCÉES										
Oscillatoria rubescens	2.4	0.0	1.4		0.0	1.2	15.4	5.7	7.2	2.4
DINOPHYCÉES										
Gymnodinium helveticum	0.3	1.6	0.8	0.5	15.4	3.4	1.0	1.7	0.9	0.7
Ceratium hirundinella	1.5	12.2	2.6	1.1	3.8	0.8	1.1	8.8	3.7	9.5
CRYPTOPHYCÉES										
Cryptomonas spp	15.1	12.0	3.7	8.6	14.8	10.7	4.8	1.7	6.7	6.9
Rhodomonas minuta	8.5	10.2	8.0	5.5	6.9	48.3	18.2	22.8	14.1	5.5
Rhodomonas minuta v.nanoplanctica	6.4	2.5	3.2	2.5	8.1	8.3	2.3	10.0	6.5	3.3
CHRYSOPHYCÉES										
Erkenia suaequiciliata	1.1	1.9	1.4	0.8	11.5	2.0	1.2	2.5	0.5	1.4
DIATOMÉES										
Aulacoseira islandica su helvetica	11.3	4.1	1.0	3.4	0.7	0.4	10.0	1.8	4.4	3.4
Cyclotella radiosa				0.0		2.7	0.2	5.2	0.8	1.9
Stephanodiscus neoastreae	4.7	2.9	4.3	0.6	11.4	2.6	0.9	6.4	6.0	1.9
Stephanodiscus alpinus	5.5	7.3	0.2	0.1	0.4		2.5	0.2	1.4	
Stephanodiscus minutula	6.9	3.0	6.6	1.1	0.0	1.4	7.9	6.5	1.9	0.3
Diatoma elongatum			5.9	7.3		2.3	10.9	0.0	11.5	4.9
Fragilaria crotonensis	0.1	5.5	1.4	36.2	0.9	2.8	0.8	10.3	1.9	14.5
Asterionella formosa	0.7	0.2	4.7	6.4	0.9	1.1	2.1	2.1	0.8	0.1
Synedra acus v.angustissima		6.5	0.5	0.0	1.4	0.2	3.4	0.3	0.4	0.1
Synedra acus v.radians	0.0		0.2	12.3	0.1	0.2	0.3	0.0	1.1	0.0
CHLOROPHYCÉES										
Chlamydomonas spp			5.7	2.0	7.7	0.8	0.0	0.0	3.6	0.1
Chlamydomonas proboscigera		3.0		5.7	0.2	2.0				0.6
Pseudosphaerocystis lundii		10.9		0.2			0.3	0.0	0.0	10.3
Chlorella vulgaris	21.6	0.3	0.4	0.6	4.7	1.1	2.0	1.4	0.7	0.4
Ulothrix subtilissima			40.9				0.0	0.3		0.0
CONJUGUÉES										
Mougeotia gracillima	0.1		0.4	0.0			5.4	4.0	2.8	11.5
TOTAL	86.1	84.1	93.5	95.0	88.8	92.4	90.6	91.8	77.0	79.7

TABLEAU 4 - Biomasse annuelle moyenne, biomasses saisonnières et biomasses maximales du phytoplancton (Léman, GE 3, 1986-1995)

Année	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Biomasse annuelle moyenne	930	1'087	1'394	1'190	923	672	1'163	1'239	649	940
Biomasse printanière moyenne (BP)	1'090	763	1'022	2'324	1'283	480	1'469	1'569	606	744
Biomasse estivale moyenne (BE)	770	1'411	1'518	438	480	620	1'104	1'133	680	1'080
BP/BE	1.42	0.54	0.67	5.31	2.68	0.77	1.33	1.39	0.89	0.69
Biomasse printanière maximale	3'771	2'353	3'267	7'840	3'698	1'195	2'707	2'687	1'760	1'791
(mois)	5	5	5	4	5	4	5	3	4	4
Biomasse eativale maximale	2'208	3'068	4'440	809	1'152	2'525	2'117	2'372	1'278	2'566
(mois)	9	7	10	10	8	6	8	10	11	9

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

3.2.3.2 Evolution interannuelle

La comparaison des moyennes annuelles des biomasses (figure 7) montre une tendance à la baisse de 1986 à 1991, interrompue par les biomasses de 1992 et 1993.

On peut cependant remarquer que, entre 1988 et 1995, les biomasses maximales passent d'environ 1'200 à 1'400 mg/m^3 à 650-940 mg/m^3, soit une diminution moyenne d'environ 38 %.

La comparaison interannuelle des fractions de la biomasse produite par le nanoplancton (figure 8) montre curieusement deux périodes successives de même tendance. On observe une diminution entre 1986 et 1989, un retour à des valeurs élevées en 1990 et 1991, puis une nouvelle baisse entre 1991 et 1995. Durant cette seconde période le pourcentage de biomasse produite par le nanoplancton passe de 85 % en 1990-91 à 30% en 1995.

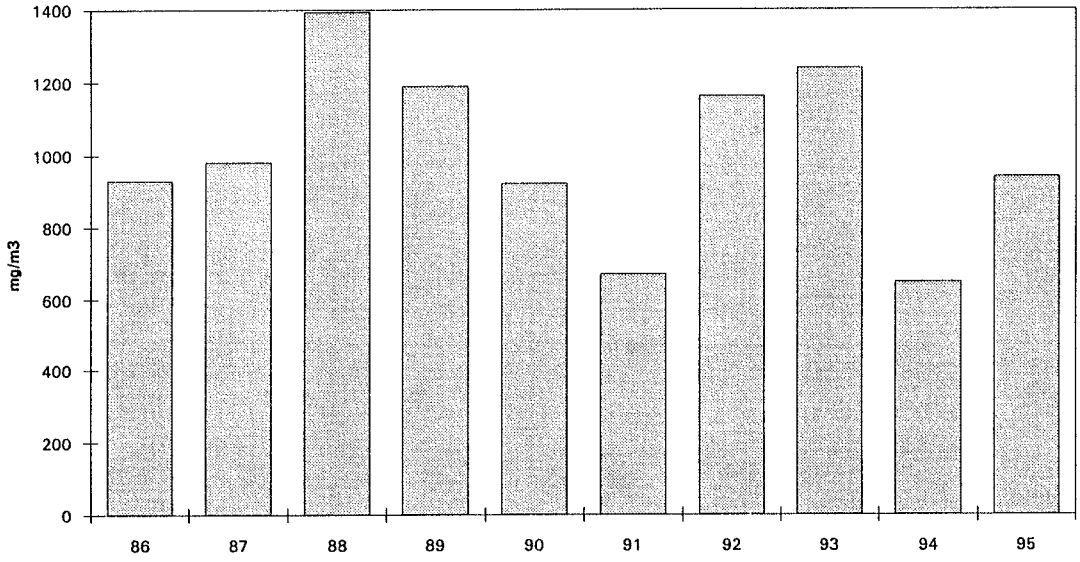


Figure 7 : Evolution de la biomasse annuelle moyenne de phytoplancton (Léman, GE 3, 1986-1995)

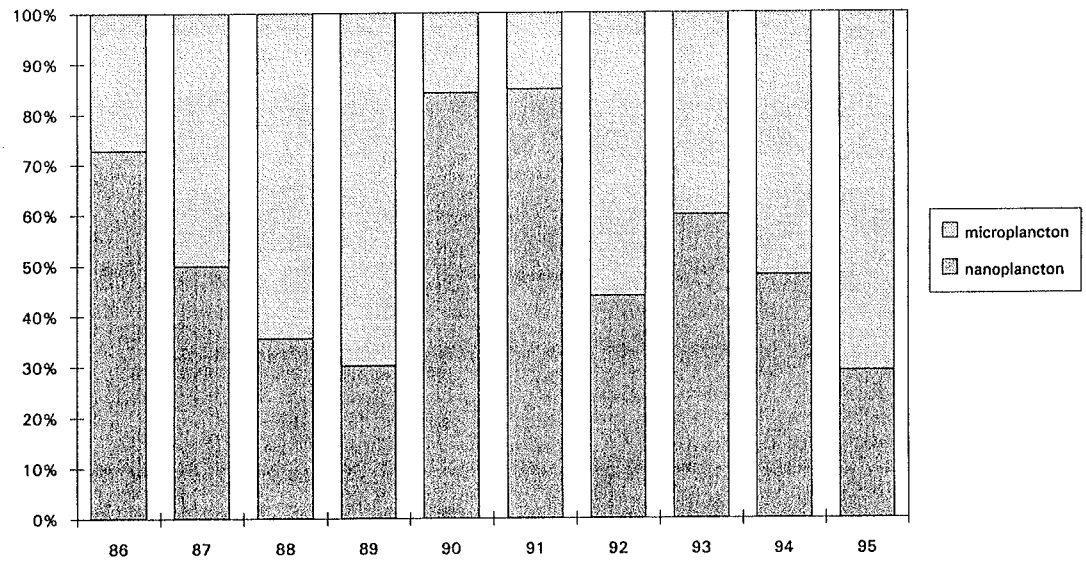


Figure 8 : Evolution de la biomasse relative du nanophytoplancton et du microphytoplancton (Léman, GE 3, 1986-1995)

3.2.4 *Evolution interannuelle de la diversité*

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

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

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

La figure 9 montre que les variations de H' d'un échantillon à l'autre peuvent être importantes. En 1988, par exemple l'indice passe de 3.75 en septembre à 0.5 en octobre. L'indice de 0.5 correspond à la prolifération intense d'une seule espèce produisant quelque 94 % de la biomasse totale de l'échantillon et l'indice 3.75 à 14 espèces dont le cumul représente aussi 94 %.

L'évolution de la moyenne annuelle des indices H' (figure 10) montre une tendance à un accroissement de la diversité moyenne de 1992 à 1995, respectivement de H' = 2.2 à 2.8. Cet accroissement est dû à l'augmentation de la valeur des indices minimums annuels, mais cette amorce demande à être confirmée dans les années à venir.

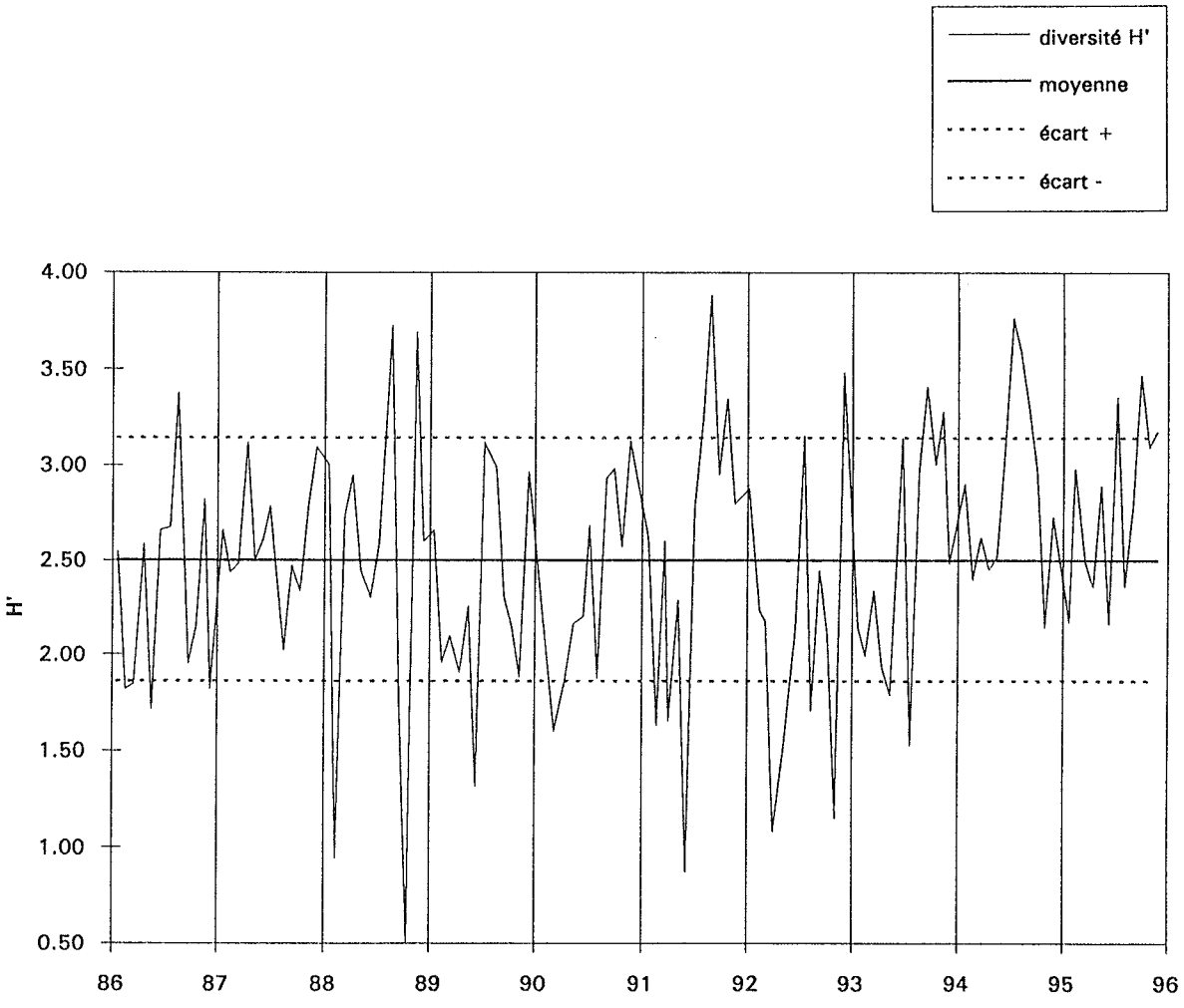


Figure 9 : Evolution de l'indice de diversité spécifique H' de Shannon-Weaver, moyenne, maximum et minimum annuels (Léman, GE 3, 1986-1995)

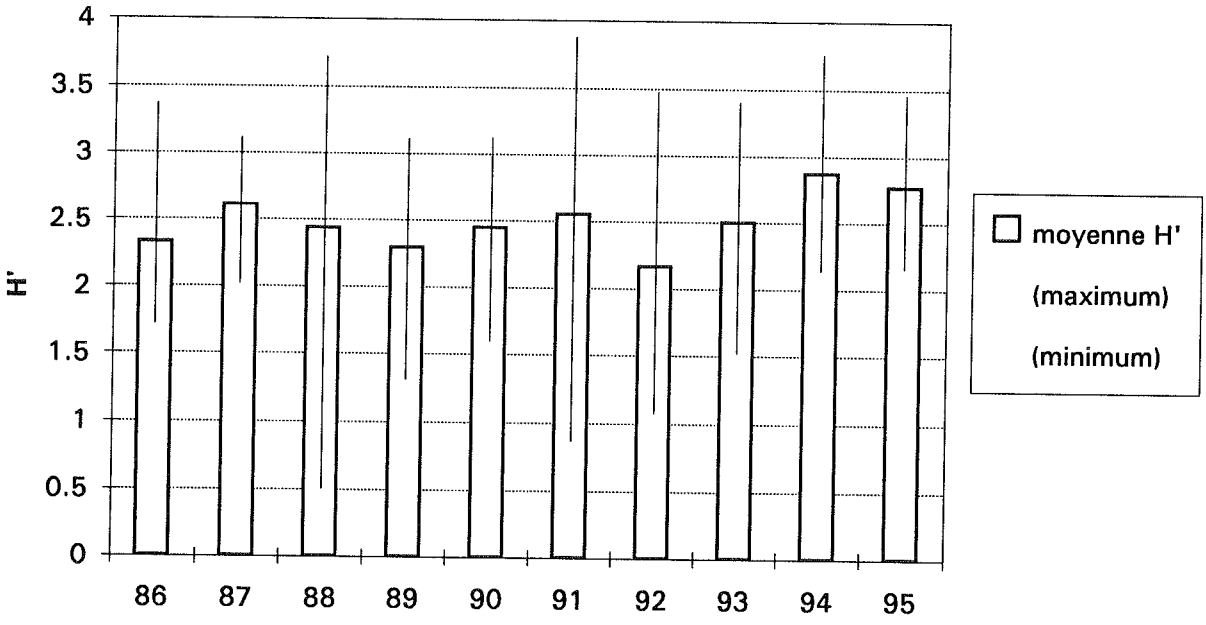


Figure 10 : Evolution de la moyenne, du maximum et du minimum annuel des indices de diversité spécifique H' de Shannon-Weaver (Léman, GE 3, 1986-1995)

3.2.5 Concentration en chlorophylle-a

La concentration moyenne de la *chlorophylle-a* dans la couche d'eau de 0-10 m sur toute la période 1986-1995 est de 4.2 mg/m^3 et la médiane des 120 valeurs de 3.1 mg/m^3.

La concentration maximale de 25 mg/m^3 a été mesurée en mai 1986 (figure 11).

Le maximum annuel est en général observé au printemps.

Pendant la phase hivernale les concentrations en *chlorophylle-a* sont en général voisines de 1 mg/m^3.

L'évolution des moyennes annuelles (figure 12) montre une diminution de quelques 44 % en dix ans, passant de 6.3 mg/m^3 en 1986 à 3.5 mg/m^3 en 1994-95

Cette évolution est le reflet celle de la moyenne pondérée des concentrations en orthophosphates dans le Petit Lac.

La concentration annuelle moyenne en *chlorophylle-a* peut être décomposée en deux moyennes saisonnières : la moyenne printanière, correspondant à la moyenne des échantillons prélevés de janvier à la phase des eaux claires où on observe, en mai-juin, un minimum de biomasse) et la moyenne estivale, correspondant à la moyenne des échantillons suivants.

En valeur relative (figure 13) la moyenne printanière a augmenté de 1986 à 1990 en culminant à 75 % pour ensuite diminuer et atteindre environ 40 % de la moyenne annuelle totale. Depuis 1993, cette évolution est parallèle à celle de la biomasse (figure 6).

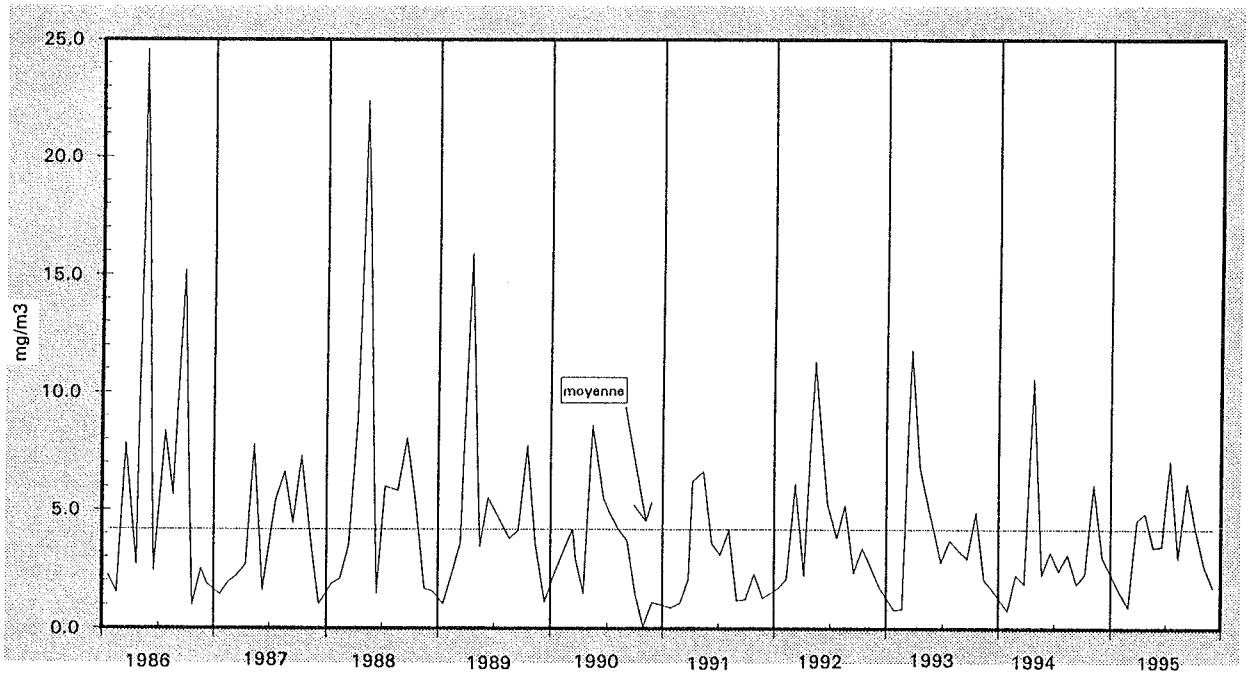


Figure 11 : **Evolution de la concentration en chlorophylle-*a* de la couche 0-10 m (Léman, GE 3, 1986-1995)**

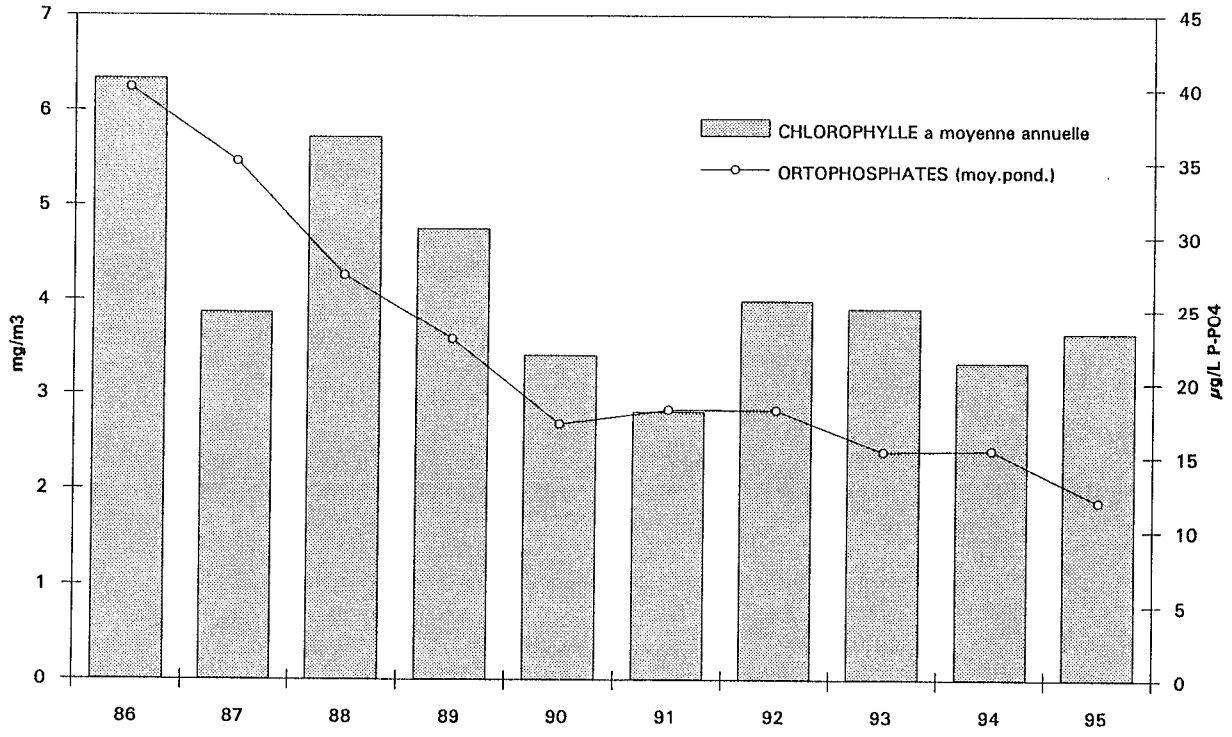


Figure 12 : **Evolution comparée de la concentration moyenne en chlorophylle-*a* et de la moyenne pondérée en orthophosphate (Léman, GE 3, 1986-1995)**

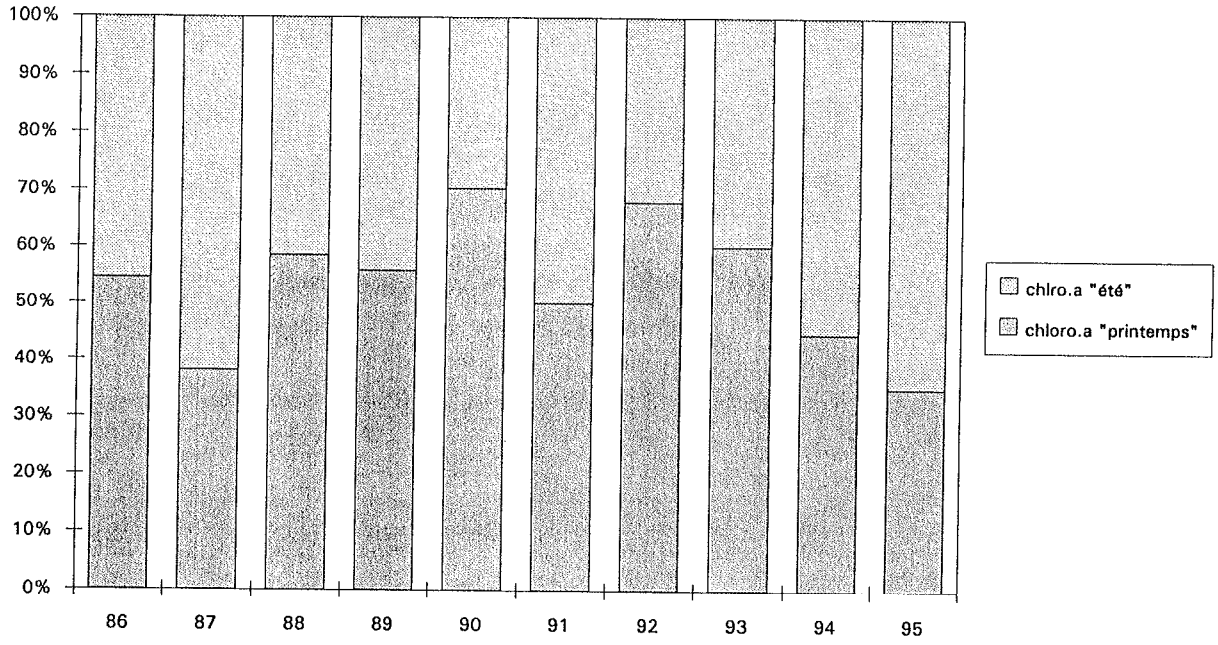


Figure 13 : Evolution des concentrations moyennes, relatives et saisonnières de chlorophylle-*a* (Léman, GE 3, 1986-1995)

3.3 Zooplancton

Les échantillons sont collectés par des traits verticaux effectués depuis 50 m de profondeur jusqu'en surface à l'aide d'un filet de maille de 0.200 mm, calibré selon le modèle utilisé pour les études du Léman dès 1959 (BALVAY et al., 1984).

Le plancton ainsi récolté est fixé au formol à 5 % et mis à sédimenter durant 24 heures en entonnoir conique et le volume déposé est estimé.

Aucune analyse qualitative n'a été effectuée sur ces échantillons qui contiennent des éléments du phytoplancton, mais surtout des organismes du zooplancton, en particulier des entomostracés (BALVAY, 1995).

La figure 14 regroupe les moyennes géométriques annuelles de 1981 à 1995 des volumes sédimentés. La médiane des 178 volumes s'établit à 1.7 ml/m^3. Après un maximum en 1981, les moyennes augmentent régulièrement jusqu'en 1987. De 1987 à 1995 l'évolution est moins nette mais la tendance s'inverse et semble s'orienter vers une diminution.

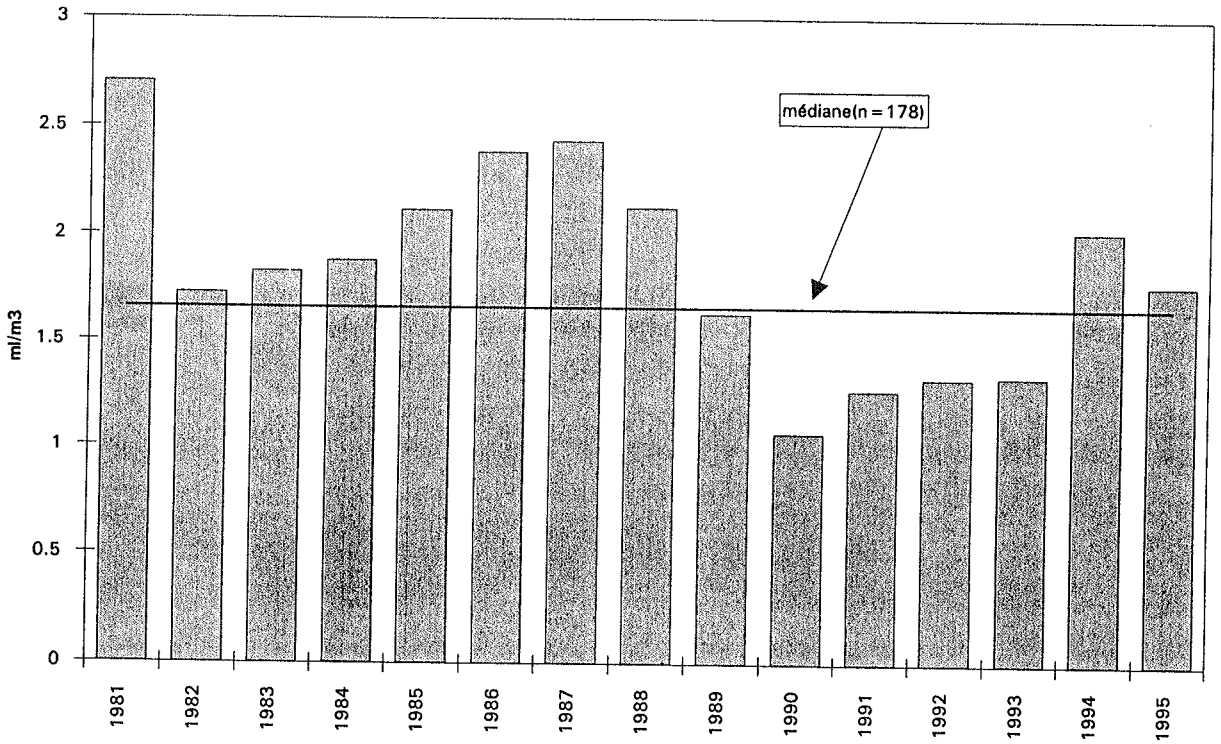


Figure 14 : Evolution de la moyenne géométrique du biovolume sédimenté (ml/m³) du zooplancton pêché au filet de 0.200 mm d'ouverture de maille (Léman, GE 3, 1986-1995)

4. CONCLUSIONS

Les constats effectués dans les années 1970-80 (BALVAY et al., 1984) montraient une évolution vers une eutrophisation croissante de l'ensemble du Léman, y compris le Petit Lac. Vu les résultats présentés ici il apparaît que cette évolution a cessé.

La tendance évolutive de la plupart des indicateurs liés au plancton indique non seulement une stabilisation de la situation mais surtout un retour à des conditions de mésotrophie.

Les concentrations actuelles en phosphore disponible pour les algues (orthophosphate) sont voisines de 20 μgP/l (BLANC et al., 1996) dans le Petit Lac. Relativement basses, elles tendent à limiter une prolifération algale qui était encore importante lorsqu'elles dépassaient 30 μgP/l.

Cependant, nous pensons que même si les concentrations en phosphore diminuent encore, les biomasses, déjà relativement faibles dans le Petit Lac, ne devraient plus baisser de façon importante. Par contre, on devrait assister à l'installation ou la réinstallation d'espèces indicatrices de milieux oligo-mésotrophes.

Cette amélioration globale de la situation biologique du Léman est encore fragile et pourrait être compromise par une remontée des teneurs en phosphore.

BIBLIOGRAPHIE

BALVAY, G. (1995) : Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1994, 117-134.

BALVAY, G., DRUART, J.-C., PELLETIER, J., PONGRATZ, E. et REVACLIER, R. (1984) : Plancton. In : Le Léman, synthèse 1957-1982. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut. Ed., 261-313.

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.

BOURELLY, P. (1966) : Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. Editions N.Boubée &Cie-Paris, 3 vol.

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

REVACLIER, R. et DRUART, J.-C. (1991) : Evolution du phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut, Campagne 1990, 53-89.

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

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

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, **1996**, 153-165.

BACTÉRIOLOGIE

Campagnes 1957 - 1995

PAR

Roger REVACLIER

SERVICE DE L'ÉCOTOXICOLOGUE CANTONAL, CP 78, CH-1211 GENÈVE 8

François RAPIN

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

Jacques ZUMSTEIN

LABORATOIRE CANTONAL, Les Croisettes, CH - 1066 ÉPALINGES

RÉSUMÉ

La qualité bactériologique de l'eau de la zone pélagique du Léman est estimée à partir d'analyses de germes indicateurs : coliformes, Escherichia coli, entérocoques et Clostridium sulfito-réducteurs.

L'évolution depuis 1970 de la contamination de l'eau par ces germes montre une diminution suivie d'une stabilisation à partir des années 80.

De 1990 à 1995, les indicateurs de pollution sont à des niveaux largement inférieurs aux valeurs tolérées pour la baignade et la qualité sanitaire des eaux pélagiques peut être qualifiée de très bonne.

L'évolution des germes aérobies mésophiles montre un important recul de cette flore bactérienne à partir de 1986. Ce recul traduit la diminution progressive de l'offre trophique du milieu lémanique pour ces germes.

En 1995, l'étude de la qualité hygiénique des eaux littorales et des plages a montré que pour 59 % des stations contrôlées cette qualité est bonne et qu'elle est moyenne pour 37 % des cas.

1. INTRODUCTION

Dans le cadre de l'auscultation du Léman, en parallèle avec les analyses physico-chimiques, des analyses bactériologiques sont effectuées dans des échantillons prélevés au point SHL 2. Ces analyses ont pour but de maintenir une surveillance de la qualité hygiénique de l'eau de la zone pélagique du lac. La sauvegarde de cette qualité figure parmi les quatre objectifs visés par le plan d'action de la CIPEL *"Le Léman demain"*.

Jusqu'en 1985 les analyses ont été effectuées par différents laboratoires. A partir de 1986 les échantillons sont prélevés par la Station d'hydrobiologie lacustre de Thonon; les analyses sont entreprises le jour du prélèvement au Laboratoire cantonal vaudois à Epalinges.

Les résultats des observations faites de 1957 à 1980 sont présentés et commentés en détails dans le chapitre "Bactériologie" du rapport de la CIPEL "Le Léman, synthèse 1957-1982" (REVACLIER, 1984).

2. MÉTHODES

2.1 Prélèvements

Les douze prélèvements annuels ont été effectués aux 15 profondeurs suivantes :

0, 2.5, 5, 7.5, 10, 15, 20, 30, 50, 100, 150, 200, 250, 275 et 309 mètres de profondeur.

Les échantillons d'eau sont recueillis en flacons stériles et conservés en glacière et à l'obscurité jusqu'au moment de l'analyse.

2.2 Analyses

Les méthodes d'analyse des bactéries étudiées sont brièvement résumées ci-dessous. Les résultats sont exprimés en nombre d'unités formant des colonies (UFC) par unité de volume.

- *Germes totaux ou germes aérobies mésophiles*

  de 1957 à 1995 : incorporation de 1 ou 0.1 ml en gélose nutritive Plate Count Agar, incubation 10 jours à température ambiante (20 °C), résultats exprimés en UFC/ml

  Les bactéries mises en évidence par cette méthode sont en majorité des saprophytes.

- *Coliformes totaux*

  de 1970 à 1995 : filtration de 10 ml sur membrane de porosité de 0.45 μm portée sur le milieu d'Endo, incubation 24 heures à 37 °C, résultats exprimés en UFC/l.

  Les coliformes proviennent en majorité de l'intestin des homéothermes et à ce titre ils sont des indicateurs de pollution fécale, bien qu'ils puissent se multiplier dans le milieu aquatique et n'aient pas toujours une origine strictement fécale. Dans la plupart des règlements régissant la baignade, une eau naturelle n'est considérée comme acceptable que si elle renferme moins de 10'000 coli totaux/100 ml.

- *Escherichia coli* (abrégé en *E. coli*)

  de 1986 à 1995 : filtration de 10 ml sur membrane de porosité de 0.45 μm, préincubation 2 à 4 heures à 37 °C sur milieu TSA (Tryptose soy agar), incubation 10-20 heures à 44 °C sur gélose ECD-MUG (*E. coli* direct agar), résultats exprimés en UFC/l.

  E. coli est une bactérie très abondante dans l'intestin des homéothermes et à ce titre elle est une excellente indicatrice de pollution fécale.

  Dans la plupart des règlements régissant la baignade, une eau naturelle n'est considérée comme acceptable que si elle renferme moins de 1'000 *E. coli*/100 ml.

- *Entérocoques*

  de 1970 à 1995 : filtration de 100 ml sur membrane de 0.45 μm de porosité portée sur le milieu *Enterococcus* agar, incubation 24-48 heures à 37 °C; depuis fin 1988 les résultats sont confirmés par dépôt de la membrane sur milieu BEA pendant 3-6 heures à 34 °C et exprimés en UFC/l.

  Les entérocoques ont la même origine que *E. coli*. Le ratio de *E. coli* par rapport aux entérocoques est d'environ 4 chez l'homme et inférieur à 0.6 chez les animaux à sang chaud; 0.2 chez la vache et 0.04 chez le porc par exemple (GELDREICH, 1976).

- *Clostridium* sulfito-réducteurs

  de 1970 à 1995: filtration de 100 ml sur membrane de 0.45 μm de porosité, laquelle est traitée selon une technique adaptée de la méthode de WILSON et BLAIR, résultats exprimés en UFC/l.

  Ces bactéries sont des germes d'habitat intestinal et tellurique.

3. RÉSULTATS

Les moyennes annuelles pondérées sont calculées de la même façon que pour les paramètres physico-chimiques (BLANC et al., 1996). Elles figurent au tableau 1.

3.1 Germes totaux (germes aérobies mésophiles)

L'évolution interannuelle des moyennes en germes totaux de 1957 à 1995 (tableau 1 et figure 1) montre un accroissement important qui démarre à 100 UFC/ml pour culminer à 4'800 UFC/ml en 1968.

De 1968 à 1983, les moyennes annuelles fluctuent mais sans dépasser 3'700 UFC/ml.

A partir de 1986, les moyennes ont fortement reculé et elles varient entre 90 et 270 UFC/ml de 1990 à 1995.

Les résultats individuels des analyses ont été distribués en sept classes de concentrations croissantes. Le classement annuel figure au tableau 2.

L'évolution du pourcentage d'échantillons pauvres en germes totaux, c'est-à-dire inférieurs à 500 UFC/ml (figure 2) et inférieurs à 100 UFC/ml (figure 3), est semblable à celle des moyennes annuelles.

Ces pourcentages décroissent fortement de 1957 à 1970 environ; ils remontent par la suite et cette remontée s'accélère même de 1983 à 1987. De 1992 à 1995, plus de 90 % des échantillons analysés présentent un nombre de germes totaux inférieur ou égal à 500 UFC/ml et en moyenne 45 % ont moins de 100 UFC/ml.

Cette évolution peut probablement être considérée comme un révélateur de l'évolution de l'offre trophique du milieu lacustre lémanique : enrichissement croissant en matières organiques assimilables jusque vers 1970, puis diminution. En effet, on peut considérer que la concentration en germes aérobies mésophiles ou bactéries saprophytes, trouvée dans un milieu aquatique, traduit l'activité saprolytique bactérienne de ce milieu (RHEINHEIMER, 1985). Ainsi, plus un milieu aquatique est enrichi en matières organiques assimilables, directement (production primaire) ou indirectement (apports d'eaux usées, p.ex.), plus le nombre de germes aérobies mésophiles s'accroît.

3.2 Coliformes totaux

L'évolution interannuelle des moyennes en coliformes de 1970 à 1995 (tableau 1, figure 3) passe par un maximum en 1972 suivi d'une décroissance.

De 1991 à 1995, les concentrations moyennes sont inférieures à 200 coli/l, soit environ 500 fois plus faible que la valeur limite de 10'000 coli totaux/100 ml et 25 fois plus faible que la valeur guide de 500 coli totaux/100 ml de la directive européenne pour les eaux de baignade (76/160/CEE)[1].
Sporadiquement, des maxima annuels supérieurs à 5'000 coli/l peuvent être observés, jusqu'à 8'000 coli/l en 1988.

Les résultats individuels des analyses ont été distribués en cinq classes de concentrations croissantes. Le classement annuel figure au tableau 3 et à la figure 5. Ce classement montre que dans les années 1970 à 1974 le pourcentage d'échantillons inférieur à 100 coli/ml était en dessous de 30 %. De 1977 à 1995, ce pourcentage a doublé et s'établit à 60 % dans les années 1990 à 1995.

3.3 *Escherichia coli*

De 1986 à 1995, les moyennes annuelles pondérées en *E. coli* sont faibles (tableau 1) (maximum 125 UFC/l en 1990 et minimum 15 UFC/l en 1995). La moyenne de toute la période est de 48 UFC/l.

En moyenne ces valeurs sont 400 fois plus faibles que le nombre à ne pas dépasser[1] de 2'000 *E. coli*/100 ml et 20 fois inférieures à la valeur de 100 *E. coli* /100 ml.

Sporadiquement, des maxima annuels supérieurs à 2'000 *E. coli*/l ont pu être observés, jusqu'à 3'200 *E. coli*/l en 1990.

3.4 Entérocoques

De 1970 à 1995, les moyennes annuelles en entérocoques (tableau 1) varient entre un maximum de 71 UFC/l et un minimum de 4 UFC/l en 1987 et 1989 respectivement. La moyenne de 1986 à 1995 est de 22 UFC/l.

Ces concentrations indiquent une contamination du milieu aquatique comparable à celle indiquée par *E. coli.*

Le rapport moyen du nombre de *E. coli* au nombre d'entérocoques est de 2.2 pour les années 1986 à 1995. Ce ratio indique la prépondérance d'une origine humaine de cette contamination (cf. ci-dessus au § 2).

3.5 *Clostridiums* sulfito-réducteurs

De 1987 à 1995, les moyennes annuelles en *Clostridium* sont comprises entre 113 UFC/l en 1987 et 2 UFC/l) en 1992 (tableau 1).

Un "pic" relativement important est observable entre 1986 et 1988, suivi d'un retour à des valeurs plus basses.

Ces valeurs fortes sont difficiles à interpréter mais on peut remarquer que des résultats élevés ont été mesurés sur toute la colonne d'eau en janvier et février (environ 600 UFC/l en moyenne). Ce qui pourrait suggérer des apports élevés d'origine tellurique par les affluents (Rhône et/ou Dranse ?).

---

[1] En France à la directive 76/160/CEE a été ajouté des recommandations dès juin 1995 et dans l'interprétation de la qualité des eaux de baignade les coliformes totaux ont été remplacés au profit des *E. coli* (valeur guide/valeur limite - 100/2'000 par 100 ml) et des entérocoques (valeur guide - 500 par 100 ml).

TABLEAU 1 : Moyennes annuelles pondérées en fonction des volumes partiels des diverses couches Léman (SHL 2)

Année	Coliformes (UFC/l)	Entérocoques (UFC/l)	Entérocoques confirmés (UFC/l)	Germes totaux (UFC/ml)	Clostridium (UFC/l)	Escherichia coli (UFC/l)
1957	10			100		
1958	50			220		
1959	100			170		
1960	60			170		
1961	120			320		
1962	130			3 700		
1963	20			1 100		
1964	30			530		
1965	30			700		
1966	210			470		
1967	160			780		
1968	70			4 800		
1969	110			3 700		
1970	240	16		1 860	8	
1971	280	9		1 260	7	
1972	15 400	54		2 750	10	
1973	1 570	11		3 620	4	
1974	890	12		1 540	7	
1975	180	12		620	3	
1976	400	24		590	2	
1977	270	23		1 560	7	
1978	80	10		930	5	
1979	190	22		1 080	3	
1980	90	34		950	4	
1981	120	46		1 325	9	
1982	155	40		3 508	7	
1983	244	20		1 984	7	
1984	178	28		586	4	
1985	224	20		1 451	5	
1986	168	5		459	64	29
1987	180	4		174	113	36
1988	351	47	47	179	79	62
1989	95	4	4	115	23	35
1990	273	60	46	91	48	125
1991	121	108	71	273	10	24
1992	177	23	16	163	2	76
1993	75	44	5	108	31	32
1994	123	52	8	174	4	48
1995	100	11	9	226	2	15

TABLEAU 2 : Germes totaux - répartition en classes de concentrations en % - Léman (SHL 2)

Germes totaux à SHL2		Répartition en classes de concentrations (UFC/ml) en %							
Année	Nb. d'échant. annuels	< 100 /ml	> 100 à 200 /ml	> 200 à 500 /ml	> 500 à 1'000 /ml	> 1000 à 5'000 /ml	> 5'000 à 10'000 /ml	> 10'000 /ml	Concentrations maximales (UFC/ml)
1957	46	60.9	23.9	8.7	4.3	2.2	0.0	0.0	1 980
1958	71	53.6	22.5	14.1	5.6	4.2	0.0	0.0	4 230
1959	84	29.8	34.5	26.2	7.1	2.4	0.0	0.0	1 570
1960	84	36.9	32.1	21.5	7.1	2.4	0.0	0.0	3 840
1961	83	18.1	27.7	34.9	13.3	4.8	0.0	1.2	14 400
1962	81	9.9	37.0	29.6	9.9	4.9	2.5	6.2	63 900
1963	71	12.8	12.7	32.3	15.5	19.7	4.2	2.8	12 400
1964	84	7.6	22.5	47.5	7.1	14.2	1.1	0.0	5 420
1965	84	3.6	13.1	32.1	26.2	25.0	0.0	0.0	4 950
1966	96	15.6	19.8	28.1	25.0	11.5	0.0	0.0	3 600
1967	82	13.4	15.9	23.2	25.6	20.7	0.0	1.2	22 000
1968	83	7.2	3.6	16.9	12.0	30.1	14.5	15.7	54 000
1969	72	4.2	8.3	29.2	16.7	27.8	6.9	6.9	65 000
1970	144	0.0	5.6	17.4	23.6	44.4	6.9	2.1	17 000
1971	141	0.0	8.5	23.4	29.8	32.6	5.7	0.0	9 900
1972	144	3.5	8.3	16.7	20.8	37.5	9.7	3.5	42 000
1973	144	1.4	7.6	16.7	18.9	37.5	4.9	13.0	22 500
1974	144	8.3	11.1	16.7	18.1	36.8	9.0	0.0	8 500
1975	144	4.9	10.4	41.0	27.1	14.6	2.0	0.0	15 600
1976	132	6.8	22.7	40.9	14.4	12.9	1.5	0.8	13 500
1977	144	3.5	7.6	31.9	20.8	30.6	2.8	2.8	16 200
1978	144	4.2	18.1	38.9	19.4	17.4	2.0	0.0	9 300
1979	144	17.4	16.0	28.5	16.6	18.1	3.4	0.0	13 000
1980	144	10.4	12.5	25.0	29.9	20.1	1.4	0.7	10 500
1981	140	1.4	7.1	25.7	26.4	32.9	2.9	3.6	28 300
1982	168	10.1	15.5	28.0	16.7	21.4	5.4	3.0	43 100
1983	168	1.2	4.8	31.0	20.8	36.9	5.4	0.0	9 750
1984	143	5.6	11.2	37.8	25.9	19.6	0.0	0.0	3 480
1985	168	10.7	17.3	29.2	23.8	15.5	0.6	3.0	97 000
1986	126	34.1	18.3	29.4	7.9	9.5	0.0	0.8	12 000
1987	168	50.6	26.2	19.0	1.2	3.0	0.0	0.0	2 000
1988	168	56.0	18.5	23.8	0.6	1.2	0.0	0.0	2 400
1989	154	63.6	18.2	14.9	2.6	0.6	0.0	0.0	1 600
1990	168	72.6	17.9	7.7	1.8	0.0	0.0	0.0	720
1991	112	37.5	18.8	26.8	10.7	5.4	0.9	0.0	10 000
1992	140	54.3	16.4	26.4	2.1	0.7	0.0	0.0	1 600
1993	126	54.0	27.8	15.9	2.4	0.0	0.0	0.0	864
1994	112	32.1	33.9	25.9	6.3	0.9	0.9	0.0	8 000
1995	163	40.5	27.0	22.7	4.3	4.9	0.6	0.0	5 600

TABLEAU 3 : Coliformes - répartition en classes de concentrations en % - Léman (SHL 2)

Coliformes à SHL2		Répartition en classes de concentrations (UFC/l) en %					
Année	Nb. d'échant. annuels	< 100 /l	> 100 à 400 /l	> 400 à 1'000 /l	> 1'000 à 10'000 /l	>10'000 /l	Concentrations maximales (UFC/l)
1957	48	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
1958	71	87.3	9.9	2.8	0.0	0.0	
1959	84	65.5	26.4	8.1	0.0	0.0	
1960	80	86.2	8.8	5.0	0.0	0.0	
1961	83	57.3	34.2	8.5	0.0	0.0	
1962	81	79.1	11.1	8.6	1.2	0.0	
1963	72	91.7	5.6	2.7	0.0	0.0	
1964	84	94.0	2.4	3.6	0.0	0.0	
1965	84	84.5	14.3	1.2	0.0	0.0	
1966	96	45.8	36.5	8.3	9.4	0.0	
1967	82	32.9	54.9	11.0	1.2	0.0	
1968	83	50.6	49.4	0.0	0.0	0.0	
1969	72	51.4	45.8	2.8	0.0	0.0	
1970	144	28.5	48.6	16.7	6.2	0.0	
1971	141	25.6	48.2	15.6	10.6	0.0	
1972	144	7.6	39.6	15.3	18.1	19.4	
1973	144	11.8	31.3	18.9	37.3	0.7	
1974	144	22.1	41.1	19.4	16.7	0.7	
1975	144	47.2	39.6	9.7	3.5	0.0	
1976	132	35.6	28.0	23.5	12.9	0.0	
1977	144	45.9	36.1	10.4	7.6	0.0	
1978	144	68.1	24.3	6.3	1.3	0.0	
1979	144	59.0	33.3	4.2	3.5	0.0	2 400
1980	114	70.1	26.4	2.8	0.7	0.0	2 000
1981	140	60.7	29.3	9.3	0.7	0.0	1 600
1982	168	63.1	24.4	6.5	6.0	0.0	1 800
1983	168	42.9	35.7	12.5	8.9	0.0	3 400
1984	154	42.9	44.2	12.3	0.6	0.0	1 500
1985	168	59.5	23.8	6.0	10.7	0.0	7 800
1986	126	49.2	44.4	6.3	0.0	0.0	900
1987	168	45.8	41.7	8.9	3.6	0.0	5 000
1988	168	47.6	34.5	11.3	6.5	0.0	8 000
1989	154	34.4	60.4	5.2	0.0	0.0	900
1990	168	53.0	32.7	11.9	2.4	0.0	6 000
1991	112	73.2	17.0	6.3	3.6	0.0	3 000
1992	140	66.4	25.0	7.1	1.4	0.0	1 300
1993	126	69.8	27.0	2.4	0.8	0.0	3 100
1994	112	51.8	35.7	7.1	5.4	0.0	6 000
1995	163	65.6	27.6	4.9	1.8	0.0	1 400

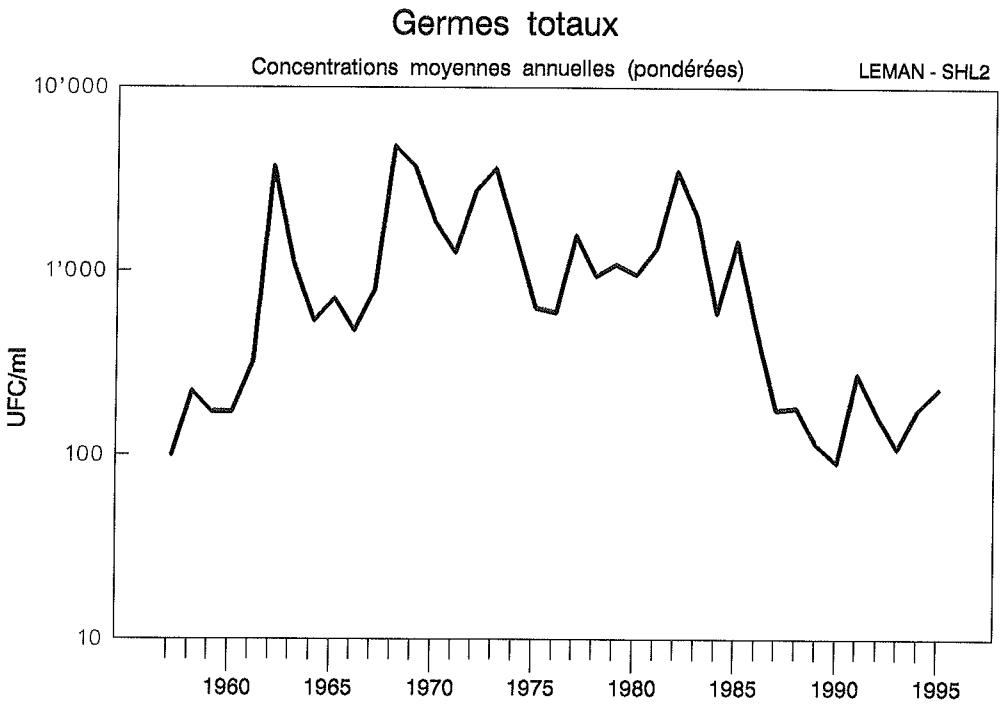


Figure 1

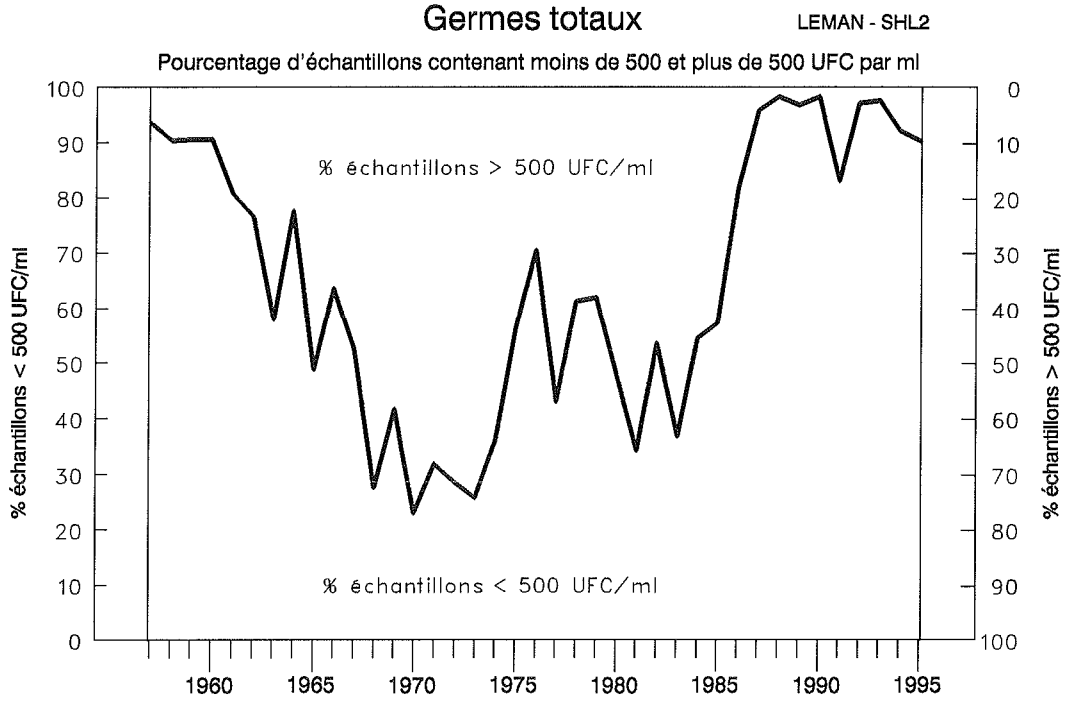


Figure 2

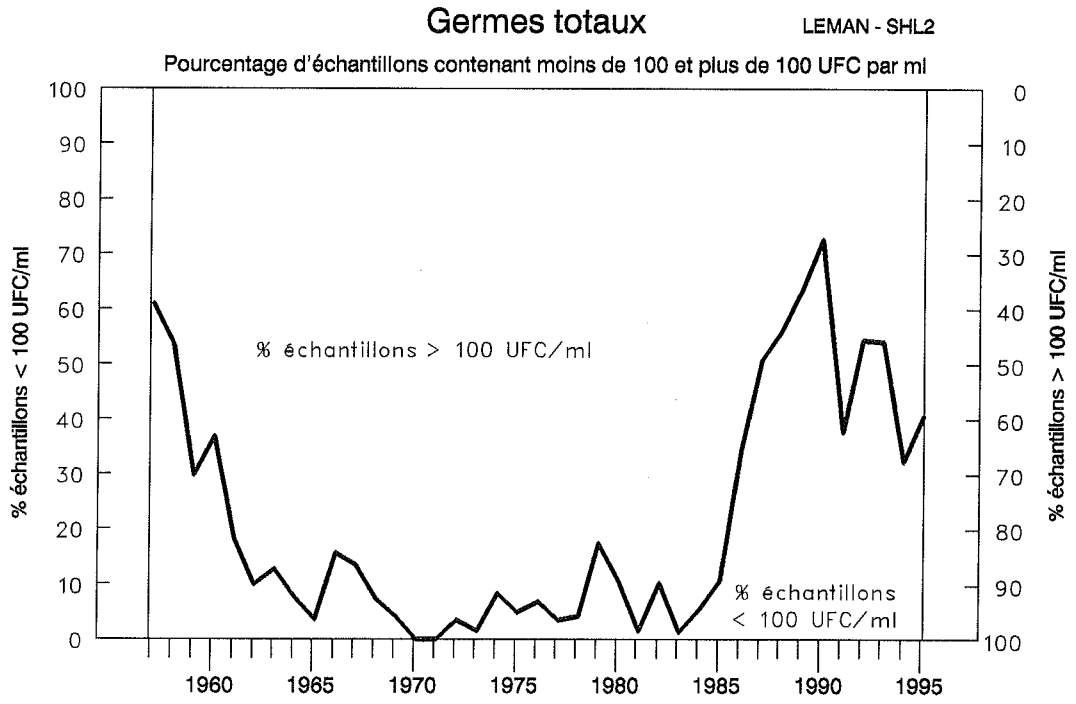


Figure 3

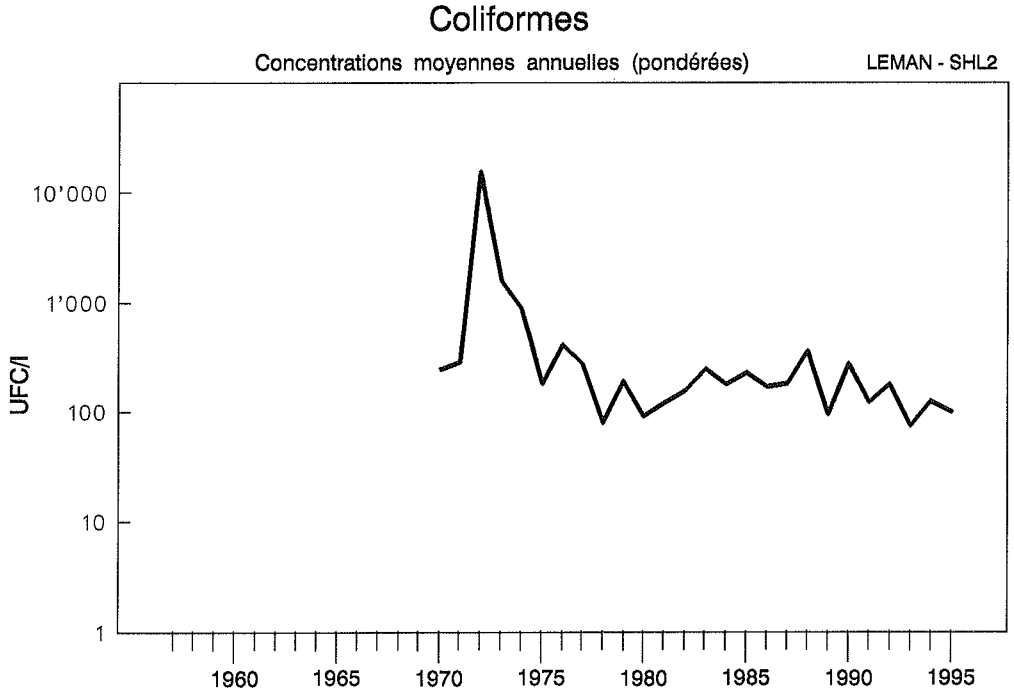


Figure 4

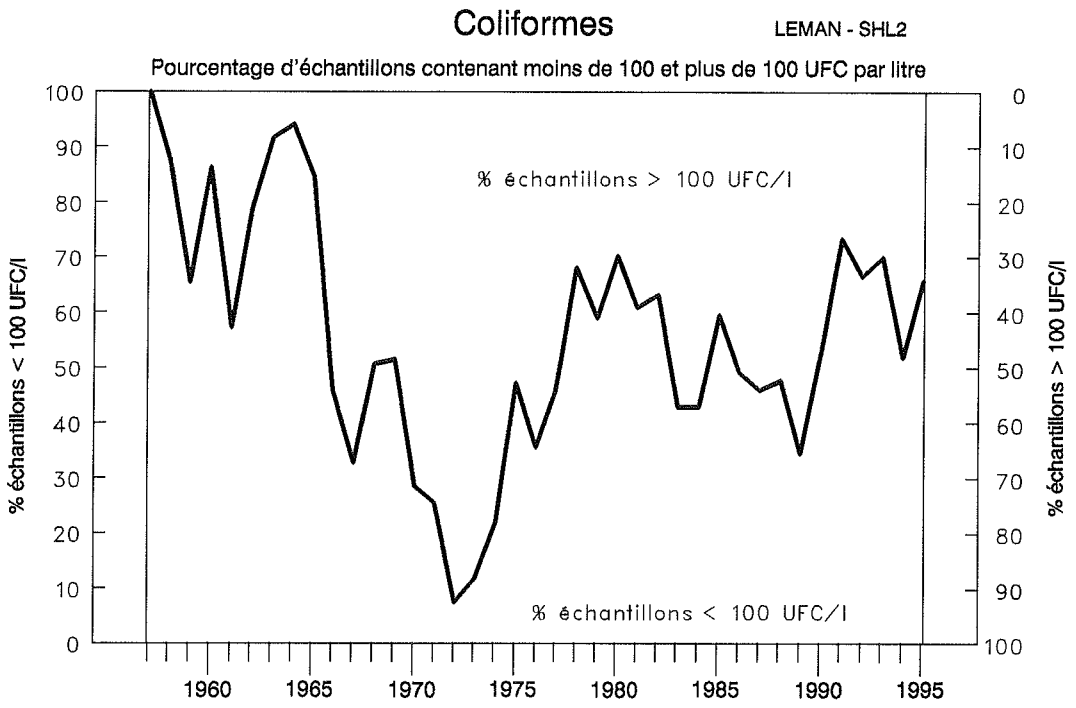

Coliformes
LEMAN - SHL2
Pourcentage d'échantillons contenant moins de 100 et plus de 100 UFC par litre
% échantillons > 100 UFC/l
% échantillons < 100 UFC/l
% échantillons < 100 UFC/l
% échantillons > 100 UFC/l
100
90
80
70
60
50
40
30
20
10
0
0
10
20
30
40
50
60
70
80
90
100
1960
1965
1970
1975
1980
1985
1990
1995

Figure 5

4. CONCLUSIONS

Les résultats des analyses bactériologiques brièvement présentés ici montrent que l'état du Léman à SHL 2, au centre du Grand Lac, s'est stabilisé à partir des années 80.

De 1990 à 1995, la qualité sanitaire des eaux pélagiques peut être qualifiée de très bonne. Les indicateurs de pollution sont à des niveaux largement inférieurs aux valeurs tolérées pour la baignade.

En ce qui concerne la qualité sanitaire des plages lémaniques, la CIPEL publie chaque année en début de saison la carte des résultats des contrôles sanitaires des eaux de baignade de l'année précédente (figure 6). La carte publiée en juin 1996 (CIPEL, 1996) montre que sur 87 points de contrôle 51 (59 %) étaient classés comme eau de bonne qualité, 32 (37 %) comme eau de qualité moyenne et 4 (4 %) comme des eaux momentanément polluées ou de mauvaise qualité.

BIBLIOGRAPHIE

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

CIPEL, 1996 : La Lettre du Léman, No 13. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut. Ed., Lausanne.

GELDREICH, E. E. (1976) : Fecal coliform and fecal streptococcus density ratios in wastewater discharge and receiving waters. CRC Crit. Rev. Environ. Cont. 6, 349-369.

REVACLIER, R. (1984) : Bactériologie. *In* : Le Léman, synthèse 1957-1982. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut. Ed., Lausanne, 241-257.

RHEINHEIMER, G. (1985) : Mikrobiologie der Gewässer. Gustav Fischer Verlag, 4ème édition, Stuttgart, 262 p.

LA QUALITÉ DE L'EAU DES RIVES DU LÉMAN EST TELLE QUE L'ON PEUT SE BAIGNER PRESQUE PARTOUT

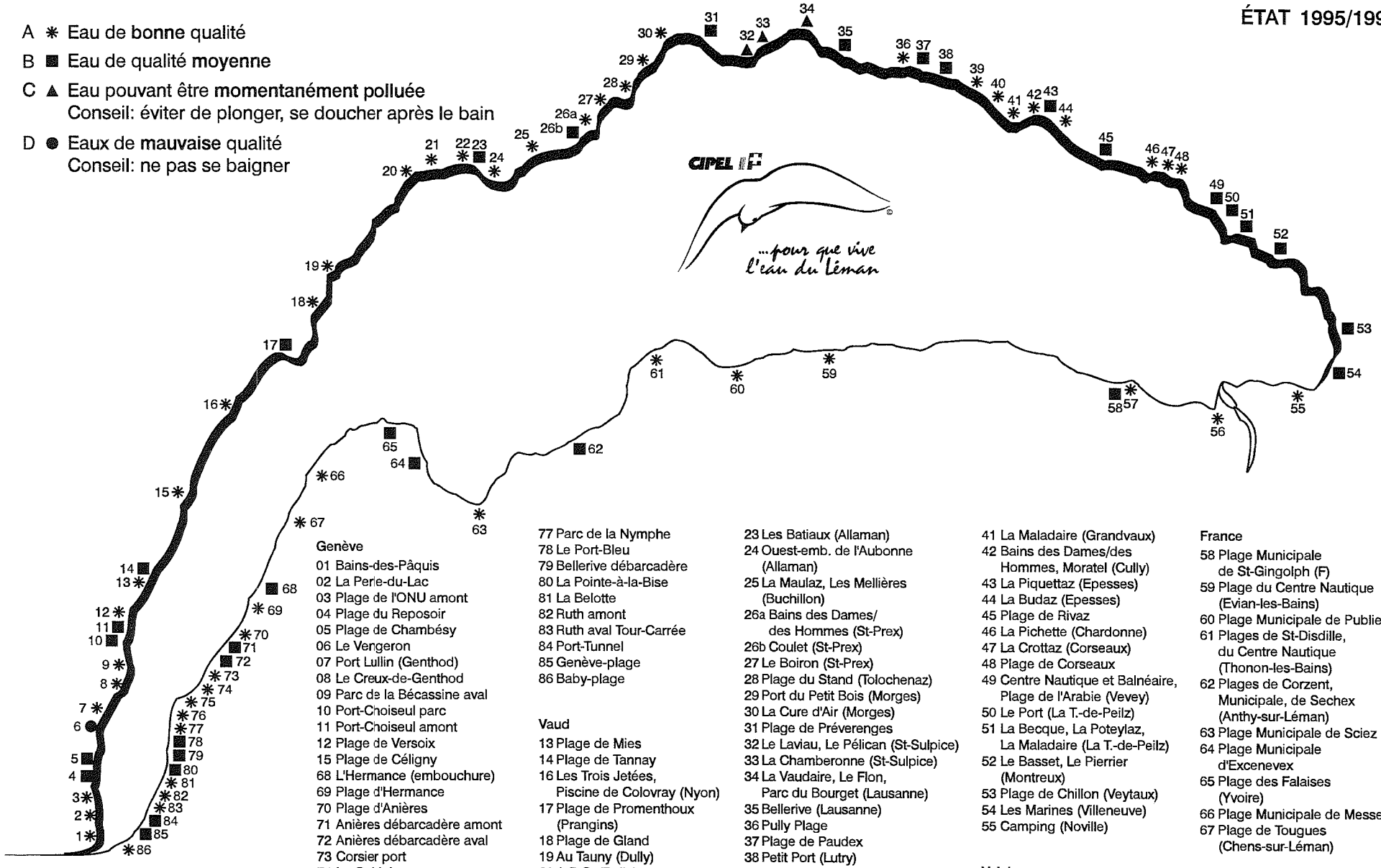
ÉTAT 1995/1996

A ✱ Eau de **bonne** qualité

B ■ Eau de qualité **moyenne**

C ▲ Eau pouvant être **momentanément polluée**
Conseil: éviter de plonger, se doucher après le bain

D ● Eaux de **mauvaise** qualité
Conseil: ne pas se baigner



Genève
01 Bains-des-Pâquis
02 La Perle-du-Lac
03 Plage de l'ONU amont
04 Plage du Reposoir
05 Plage de Chambésy
06 Le Vengeron
07 Port Lullin (Genthod)
08 Le Creux-de-Genthod
09 Parc de la Bécassine aval
10 Port-Choiseul parc
11 Port-Choiseul amont
12 Plage de Versoix
15 Plage de Céligny
68 L'Hermance (embouchure)
69 Plage d'Hermance
70 Plage d'Anières
71 Anières débarcadère amont
72 Anières débarcadère aval
73 Corsier port
74 La Gabiule
75 Plage de la Savonnière amont
76 Plage de la Savonnière aval
77 Parc de la Nymphe
78 Le Port-Bleu
79 Bellerive débarcadère
80 La Pointe-à-la-Bise
81 La Belotte
82 Ruth amont
83 Ruth aval Tour-Carrée
84 Port-Tunnel
85 Genève-plage
86 Baby-plage

Vaud
13 Plage de Mies
14 Plage de Tannay
16 Les Trois Jetées, Piscine de Colovray (Nyon)
17 Plage de Promenthoux (Prangins)
18 Plage de Gland
19 Au Tauny (Dully)
20 A.B.C. (Rolle)
21 Plongeon (Perroy)
22 La Pêcherie (Allaman)
23 Les Batiaux (Allaman)
24 Ouest-emb. de l'Aubonne (Allaman)
25 La Maulaz, Les Mellières (Buchillon)
26a Bains des Dames/ des Hommes (St-Prex)
26b Coulet (St-Prex)
27 Le Boiron (St-Prex)
28 Plage du Stand (Tolochenaz)
29 Port du Petit Bois (Morges)
30 La Cure d'Air (Morges)
31 Plage de Préverenges
32 Le Laviau, Le Pélican (St-Sulpice)
33 La Chamberonne (St-Sulpice)
34 La Vaudaire, Le Flon, Parc du Bourget (Lausanne)
35 Bellerive (Lausanne)
36 Pully Plage
37 Plage de Paudex
38 Petit Port (Lutry)
39 Bussy, Curtinaux, Le Châtelard, Mémise (Lutry)
40 Plage de Villette
41 La Maladaire (Grandvaux)
42 Bains des Dames/des Hommes, Moratel (Cully)
43 La Piquettaz (Epesses)
44 La Budaz (Epesses)
45 Plage de Rivaz
46 La Pichette (Chardonne)
47 La Crottaz (Corseaux)
48 Plage de Corseaux
49 Centre Nautique et Balnéaire, Plage de l'Arabie (Vevey)
50 Le Port (La T.-de-Peilz)
51 La Becque, La Poteylaz, La Maladaire (La T.-de-Peilz)
52 Le Basset, Le Pierrier (Montreux)
53 Plage de Chillon (Veytaux)
54 Les Marines (Villeneuve)
55 Camping (Noville)

Valais
56 Rive-Bleue (Port-Valais)
57 Plage de St-Gingolph (CH)

France
58 Plage Municipale de St-Gingolph (F)
59 Plage du Centre Nautique (Evian-les-Bains)
60 Plage Municipale de Publier
61 Plages de St-Disdille, du Centre Nautique (Thonon-les-Bains)
62 Plages de Corzent, Municipale, de Sechex (Anthy-sur-Léman)
63 Plage Municipale de Sciez
64 Plage Municipale d'Excenevex
65 Plage des Falaises (Yvoire)
66 Plage Municipale de Messery
67 Plage de Tougues (Chens-sur-Léman)

ANNEXE

Observations à propos du procédé de prélèvement

La technique de prélèvement des échantillons pour l'analyse bactériologique n'a pas changé depuis les premières analyses bactériologiques de la CIPEL (CIPEL, 1964 [2]).

1. Les prélèvements sont effectués aux différentes profondeurs à l'aide d'un appareil non stérile de type Van Dorn. Actuellement, le volume d'eau prélevé par niveau est de 7 litres.

2. Une partie aliquote de ce volume est récoltée dans un flacon bactériologique stérile, conservé au froid et à l'abri de la lumière jusqu'au moment de l'analyse.

Les opérateurs anciens n'ignoraient pas que la première étape de ce procédé ne permet pas d'exclure a priori une contamination de l'eau de l'échantillon.

Cette pratique est en effet exclue lorsqu'il s'agit d'estimer la probabilité d'une eau, la présente d'un seul *E. Coli*/100 ml suffisant à faire considérer cette eau comme non potable.

En ce qui concerne le suivi du Léman, l'objectif est d'estimer la contamination bactérienne du lac et les risques sanitaires liés aux loisirs et à la baignade. Ici, la limite tolérée est de l'ordre de 1'000 *E. coli*/100 ml.

L'examen des profils bathymétriques des résultats des diverses campagnes de mesure permet de lever les doutes sur la validité des résultats anciens et actuels.

En effet, on remarque que les échantillons prélevés entre 100 m et le fond du lac (309 m) sont en majorité exempts de *E. Coli* ou d'entérocoques. Ceci démontre d'une part qu'un apport analytiquement décelable en ces bactéries par l'appareil de prélèvement lui-même est peu probable et que d'autre part le va-et-vient de l'appareil à travers les niveaux plus superficiels, parfois notablement contaminés, est sans conséquence mesurable.

De plus, on observe sur le profil bathymétrique la juxtaposition de niveaux où *E. Coli*, par exemple, n'est pas décelé, et de niveaux où il est compté en nombres relativement élevés. Ce qui montre l'absence de contamination croisée d'un niveau de prélèvements à l'autre. Ces observations permettent de conclure que le procédé de prélèvement employé est valable, compte tenu de l'objectif pratique des analyses bactériologiques de la CIPEL.

---

[2] CIPEL (1964) : Rapport sur l'état sanitaire du Léman de 1957-1960. Sous-commission technique, Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut. Ed., Lausanne, 291 p.

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, **1996**, 167-172.

ÉTAT TROPHIQUE DE LA RÉGION OUEST DU LÉMAN INDIQUÉ PAR LES COMMUNAUTÉS DE VERS [1] :

Résultats 1994 et 1995

PAR

Claude LANG et **Olivier REYMOND**

LABORATOIRE D'HYDROBIOLOGIE, CONSERVATION DE LA FAUNE, MARQUISAT 1, CH - 1025 ST-SULPICE

RÉSUMÉ

Les communautés de vers (tubificidés et lumbriculidés) ont été utilisées pour estimer l'état biologique des sédiments dans le Petit Lac en 1994 et dans la région ouest du Grand Lac en 1995. Dans les zones où la sédimentation organique est relativement faible, les communautés de vers correspondent à celles d'un lac mésotrophe. Dans les zones où la sédimentation est relativement forte, les communautés restent caractéristiques d'un lac méso-eutrophe. Dans le premier cas, la restauration de l'état biologique des sédiments a commencé tandis que, dans le deuxième cas, aucune amélioration n'est encore perceptible.

1. INTRODUCTION

Divers critères permettent de suivre l'amélioration d'un lac après la baisse des concentrations en phosphore dans l'eau (MINNS et al., 1986). Dans la présente étude, nous avons utilisé les espèces de vers dites oligotrophes pour apprécier l'évolution biologique des sédiments profonds du Léman (LANG, 1990). En effet, l'abondance relative moyenne de ces espèces qui s'élève à environ 70 % dans les communautés de vers des lacs oligotrophes, baisse à 35 % dans les lacs mésotrophes et à 17 % dans les lacs méso-eutrophes. Enfin ces espèces disparaissent de la zone profonde des lacs devenus eutrophes.

Il existe d'ailleurs une relation inverse entre l'abondance des espèces de vers oligotrophes et les concentrations en phosphore dans l'eau (LANG, 1990). C'est ainsi, qu'en réponse à la baisse du phosphore, l'abondance relative de ces espèces a passé de 17 % en 1982 à 41 % en 1991 dans le Grand Lac, à 40 m de profondeur (LANG et REYMOND, 1992). A 150 m, une évolution semblable, bien que ralentie par la profondeur, s'est manifestée entre 1983 et 1993 (LANG et REYMOND, 1995).

L'abondance accrue des espèces oligotrophes indique une amélioration de l'état biologique des sédiments. Cependant, celle-ci ne survient pas à la même vitesse dans toutes les zones du Léman. La restauration biologique des sédiments est retardée, voire empêchée, là où la sédimentation organique est trop intense (LANG et REYMOND, 1996). Il faut donc tenir compte de ce facteur pour apprécier les résultats d'une campagne de prélèvements. C'est ce qui a été fait dans cette étude, consacrée à la région ouest du Léman. La démarche suivie est décrite plus en détails ailleurs (LANG et REYMOND, soumis). Pour cette raison, nous concentrerons notre présentation sur les résultats pratiques de cette approche.

---

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

2 STATIONS ET MÉTHODES

Le Petit Lac a été visité en 1994, la région ouest du Grand Lac en 1995. Les 337 stations de prélèvements, distantes de 500 m les unes des autres, couvrent l'ensemble de la zone profonde (34 - 162 m, moyenne 82 m) de la région étudiée (Fig. 1).

Dans chaque station, une carotte de sédiment, couvrant 16 cm^2, est prélevée à partir de la surface au moyen d'un carottier. En laboratoire, l'épaisseur des trois principales couches visibles au sein du sédiment est mesurée : la couche superficielle brune, la couche intermédiaire noire (réduite) et la couche d'argile compacte grise ou brune.

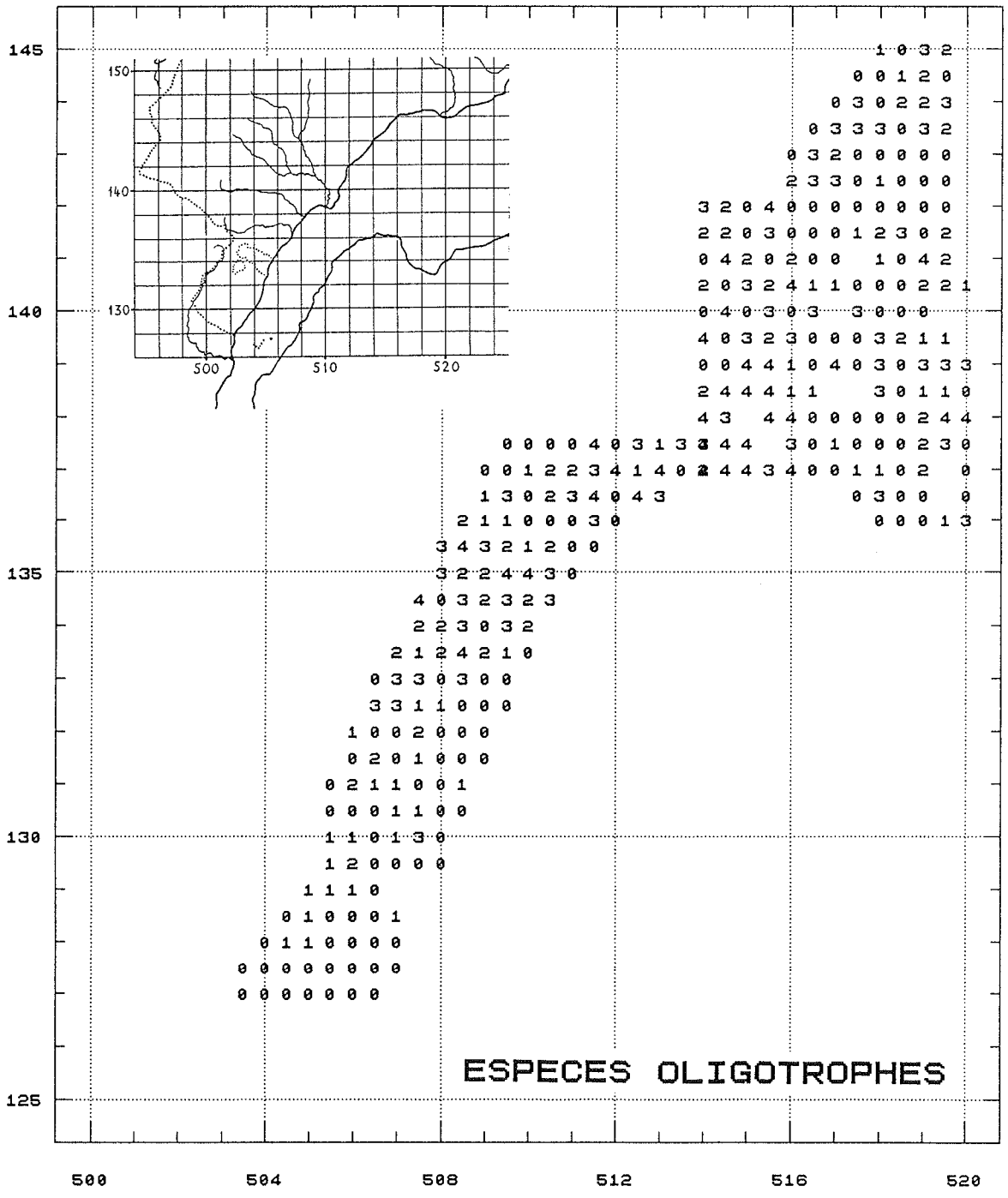


Figure 1 : Stations de prélèvements localisées d'après les coordonnées géographiques de la carte nationale de la Suisse. Petit Lac visité en 1994 : abscisses 503.5 - 513.5, Grand Lac visité en 1995 : abscisses 514 - 520. L'abondance relative des espèces de vers oligotrophes est indiquée pour chaque station où des vers ont été trouvés : 0 = absence des espèces oligotrophes, 1 = abondance 1 - 17 %, 2 = 18 - 28 %, 3 = 30 - 50 %, 4 = 51 - 100 %. La valeur zéro correspond à des conditions eutrophes, la valeur 4 à des conditions oligotrophes. Le transect défini par l'abscisse 520 est incomplet entre les ordonnées 141 et 145. Les autres "trous" de la carte correspondent à des prélèvements qui ne renfermaient aucun ver

TABLEAU 1 - Valeur indicatrice des principales espèces de vers (tubificidés et lumbriculidés) du Léman (LANG, 1990)

Espèces	Indique une tendance		
	Oligotrophe	Mésotrophe	Eutrophe
Bythonomus 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)			+

Après cette opération, l'ensemble du sédiment récolté dans chaque carotte est tamisé (maille 0.2 mm). Puis les vers (tubificidés et lumbriculidés), ainsi séparés du sédiment, sont montés dans un milieu approprié (REYMOND, 1994), avant d'être identifiés jusqu'à l'espèce. Les espèces sont ensuite réparties en trois groupes d'après leur valeur indicatrice : les espèces oligotrophes, mésotrophes et eutrophes (Tab.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 prélèvement (carotte).

L'abondance relative (%) moyenne des espèces de vers oligotrophes (OS) peut être calculée à partir des concentrations moyennes (mg/m^3) en phosphore total (TP) observées dans l'eau du lac, pendant les cinq années précédant le prélèvement des vers, au moyen de l'équation 1 :

Equation 1 : $OS = 80.29 - 8.35\ TP^{0.5}$ $\quad r^2 = 0.81 \quad n = 15$

La valeur moyenne de TP (entre 0 et 100 m de profondeur) est de 38.9 mg/m^3 pour les années 1989 à 1993, de 36 mg/m^3 pour les années 1990 à 1994 (BLANC et al., 1995). Par conséquent, les valeurs de OS calculées à partir de TP sont respectivement 28.2 % pour le Petit Lac en 1994 et 30 % pour le Grand Lac en 1995 (tableau 2).

TABLEAU 2 - Abondance relative moyenne (%) des espèces de vers oligotrophes dans le Petit Lac en 1994 et dans la région ouest du Grand Lac en 1995 en fonction de la sédimentation organique.
L'écart-type et le nombre de prélèvements sont indiqués entre parenthèses à droite de la moyenne. Probabilité associée à l'analyse de variance (lac x sédimentation)

Ensembles comparés	Abondance (%)		
	Petit Lac	Grand Lac	Probabilité
Tous les prélèvements	16.8 (1.9, 159)	22.0 (2.1, 178)	0.112
Sédimentation forte	10.8 (2.0, 89)	13.6 (2.2, 90)	0.001
Sédimentation faible	24.5 (3.2, 70)	30.6 (3.4, 88)	
Valeurs calculées[2]	28.2	30.0	

[2] d'après les concentrations en phosphore total (voir équation 1 dans Stations et méthodes)

Si les valeurs de OS ainsi calculées sont proches des valeurs observées dans les prélèvements, cela signifie que les communautés de vers répondent positivement à la baisse du phosphore. En d'autres termes, la restauration du lac s'effectue à la même vitesse dans l'eau et dans le sédiment (LANG et REYMOND, sous presse). Si les valeurs de OS observées sont au contraire plus basses que les valeurs calculées, cela signifie que la restauration biologique des sédiments est ralentie. Ce ralentissement peut s'expliquer par un excès de sédimentation organique (LANG et REYMOND, 1996).

Pour explorer cet aspect, les 337 prélèvements effectués sont divisés en deux groupes d'après l'épaisseur médiane (10 cm) de la couche noire observée à l'intérieur du sédiment. Cette épaisseur augmente en effet en fonction de l'intensité de la sédimentation organique (LANG et REYMOND, 1996). Lorsque l'épaisseur de cette couche est inférieure à 10 cm, les prélèvements sont considérés comme caractéristiques d'une sédimentation faible par rapport à ceux où cette épaisseur égale ou dépasse 10 cm (LANG et REYMOND, soumis). De cette façon, tant dans le Grand Lac que dans le Petit Lac, l'analyse porte sur deux ensembles de prélèvements : ceux où la sédimentation est forte et ceux où la sédimentation est faible (tableau 2).

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

La figure 1 présente la façon dont l'abondance des espèces de vers oligotrophes varie dans la région ouest du Léman. Ces espèces sont pratiquement absentes de l'extrémité sud du Petit Lac (ordonnées 127 - 132). En effet, les apports organiques de la Versoix et de l'Hermance tendent à s'accumuler dans cette zone, en particulier dans la fosse de Chevrens (LANG et REYMOND, 1996). Ces espèces deviennent également plus rares à l'est du Grand Lac, entre les abscisses 517 et 520. Cette rareté pourrait s'expliquer en partie par l'accumulation des apports de l'Aubonne.

Les espèces oligotrophes sont surtout abondantes dans la partie sud du bassin de Nyon (ordonnées 134 - 136) et à l'ouest du Grand Lac (abscisses 513 - 516). En général les espèces oligotrophes sont présentes dans les zones où la sédimentation organique est faible. Elles sont absentes de celles où la sédimentation est forte (LANG et REYMOND, soumis).

L'abondance relative moyenne des espèces oligotrophes n'est pas significativement différente entre le Petit Lac et le Grand Lac (tableau 2). Par contre, l'abondance de ces espèces est nettement plus élevée dans les zones où la sédimentation est faible que dans celles où elle est élevée.

En 1994 et 1995, les abondances relatives moyennes des espèces de vers oligotrophes, observées dans les zones où la sédimentation organique est faible (tableau 2), sont proches des abondances calculées à partir des concentrations en phosphore. Cette similitude (Fig. 2) montre que les communautés de vers de ces zones ont répondu positivement à la baisse du phosphore. La restauration de l'état biologique des sédiments s'amorce puisque l'abondance des espèces oligotrophes (tableau 2) se rapproche de 35 %, valeur moyenne caractéristique pour un lac mésotrophe (LANG, 1990). Au contraire, les abondances observées dans les zones où la sédimentation organique est relativement forte se situent en dessous de 17 % (Tab. 2), valeur caractéristique pour un lac méso-eutrophe. En d'autres termes, l'amélioration biologique observée ailleurs ne se manifeste pas encore au niveau du sédiment de ces zones.

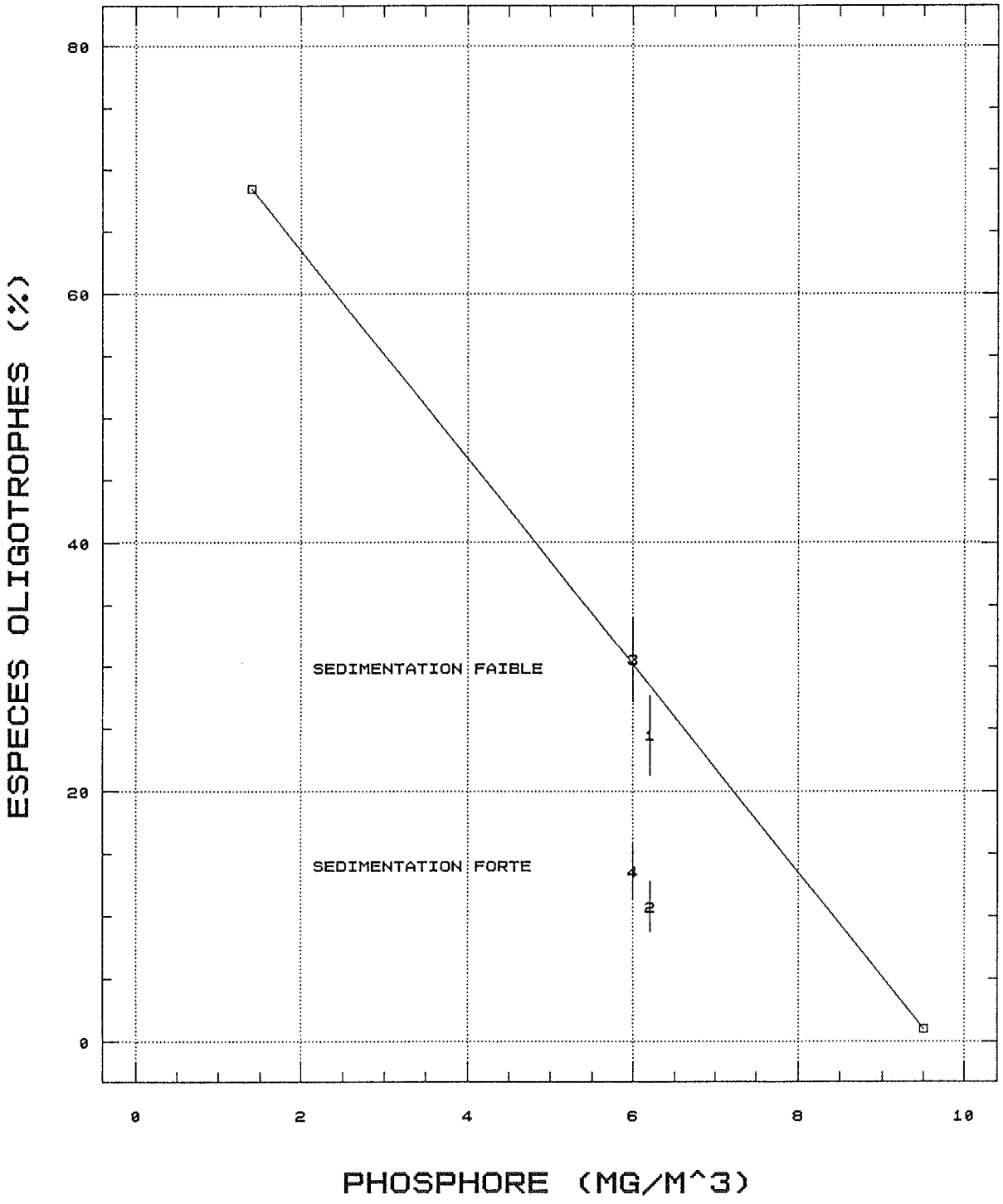


Figure 2 : **Relation entre l'abondance relative moyenne (%) des espèces de vers oligotrophes (OS) et la racine carrée des concentrations moyenne (mg / m^3) en phosphore total (TP), observées pendant les 5 années précédant le prélèvement des vers. La droite décrivant la relation entre OS et TP est construite à partir de l'équation 1 décrite dans le chapitre stations et méthodes. Les valeurs moyennes observées dans le Petit Lac en 1994 (1, 2) et dans le Grand Lac en 1995 (3, 4) sont reportées sur cette figure avec les écarts-types. Les chiffres impairs correspondent aux zones où la sédimentation organique est faible, les chiffres pairs à celles où la sédimentation est forte**

REMERCIEMENTS

L'aide de Laurent CAVALLINI et de Claude KRENDING nous a permis de réaliser les campagnes de prélèvements qui constituent la base de ce rapport.

BIBLIOGRAPHIE

BLANC, P., CORVI, C. et RAPIN, F. (1995) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1994, 37-67.

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

LANG, C. et REYMOND, O. (1992) : Reversal of eutrophication in Lake Geneva : evidence from the oligochaete communities. Freshwat. Biol., 28, 145-148.

LANG, C. et REYMOND, O. (1995) : Contrasting responses of oligochaete communities to the abatement of eutrophication in Lake Geneva. Hydrobiologia, 308, 77-82.

LANG, C. et REYMOND, O. (1996) : Empirical relationships between oligochaetes, phosphorus and organic deposition during the recovery of Lake Geneva from eutrophication. Arch. Hydrobiol. 136, 237-245.

LANG, C. et REYMOND, O. (soumis) : Oligochaetes, organic sedimentation, and trophic state : how to assess the biological recovery of sediments in lakes ?

MINNS, C.K., HURLEY, D.A. et NICHOLLS, K.H. (1986) : Project Quinte : point-source phosphoruscontrol and ecosystem response in the Bay of Quinte, Lake Ontario. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci., 86, 270 p.

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 1995, **1996**, 173-185.

ÉLÉMENTS POUR LA PRISE EN COMPTE DES POPULATIONS PISCICOLES DANS LE FONCTIONNEMENT TROPHIQUE DU LÉMAN [1]

PAR

Laurence CRETENOY, Daniel GERDEAUX, Nadine ANGELI et **Fanny CARANHAC**

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

RÉSUMÉ

Le fonctionnement trophique du Léman au cours des vingt dernières années a été analysé en relation avec les populations piscicoles. Pour ce faire, un parallèle a été établi entre les évolutions interannuelles des variables piscicoles, planctonologiques, physico-chimiques et météorologiques.

Couplé à des analyses statistiques multidimensionnelles, l'examen des tendances et singularités de chacune des séries chronologiques a fourni des indications fonctionnelles intéressantes. Une évolution cyclique de la force des cohortes piscicoles et du rapport nano-/microphytoplancton a notamment été mise en évidence, ainsi qu'un lien entre les années particulières de chacune des deux séries.

Au total, les observations suggèrent que la prédation exercée sur les grands filtreurs zooplanctoniques par des corégones et juvéniles de perche joue un rôle important. L'impact de ces poissons planctonophages se répercute en effet jusqu'à la base du réseau trophique (phytoplancton), attestant de l'existence d'un contrôle descendant dans le Léman.

1. INTRODUCTION

Les paramètres biologiques pris en compte dans l'auscultation du Léman par la CIPEL se limitent au plancton (composition spécifique et biomasse du phytoplancton et du zooplancton, production primaire phytoplanctonique). Le compartiment piscicole n'est pas intégré dans cette diagnose, les seules données accessibles s'étant longtemps limitées aux statistiques globales de captures qui portent sur les poissons adultes et d'âges variables.

Entamées depuis plus de 10 ans, les recherches sur les poissons du Léman, et en particulier sur les salmonidés et la perche, commencent à offrir des chroniques assez longues pour reconstituer la dynamique des stocks et tenter une analyse conjointe de tous les paramètres biologiques de l'écosystème lémanique.

Les fluctuations interannuelles du recrutement des poissons, en particulier celui de la perche, sont très fortes. Des tendances nettes apparaissent dans l'évolution des principales populations piscicoles, et notamment dans celles de la perche et du corégone qui sont d'importants prédateurs du zooplancton.

---

[1] Cette étude a pu être réalisée grâce au financement de l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse

Etant donné que la régulation dynamique du plancton dépend de contrôles ascendants et descendants, nous avons recherché si des relations entre la série de données de la CIPEL et la série de données piscicoles étaient décelables.

Si le concept de "cascades trophiques", ou contrôle descendant exercé via la prédation, n'a été formalisé dans sa globalité qu'au cours de la dernière décennie (CARPENTER et al., 1985), et fait encore l'objet de controverses (DeMELO et al., 1992; CARPENTER et KITCHELL, 1992; McQUEEN, 1990), les effets complexes de la prédation sur les compartiments trophiques inférieurs ont été signalés dès les années 60 avec les travaux de limnologie comparée conduits dans des étangs offrant une grande diversité de charge en poisson (HRBACEK et al., 1961; HRBACEK 1962), puis dans la synthèse de BROOKS et DODSON (1965) relative à des petits lacs et à partir de laquelle ces auteurs ont avancé l'hypothèse de "l'efficience de taille". Selon cette hypothèse fréquemment confortée par la suite (RIEMANN et CHRISTOFFERSEN, 1993), les grandes espèces de Cladocères herbivores (*Daphnia* sp.), au spectre alimentaire très étendu, sont compétitivement supérieures aux petites espèces herbivores et assurent donc un broutage plus marqué sur les espèces comestibles du phytoplancton, à savoir essentiellement le nanophytoplancton. On sait en outre maintenant que les grandes espèces présentent un rapport N / P beaucoup plus faible que celui du poisson ou du microzooplancton. Il s'ensuit qu'en période de stratification thermique les modifications stoechiométriques découlant de leur excrétion sont défavorables à la croissance phytoplanctonique (ELSTER et al., 1988; STERNER, 1990 *in* CARPENTER et al., 1992). La plupart des poissons chassant à vue, ces grandes espèces sont les plus vulnérables à la prédation et une faible densité ichtyaire leur permet de dominer la communauté zooplanctonique, favorisant de la sorte un bon contrôle de la biomasse algale.

Par la suite, ce contrôle descendant, qui peut éventuellement s'affaiblir au niveau de la charnière critique zoo-phytoplancton, a été observé dans de nombreux lacs du monde entier et est apparu comme un outil potentiel pour la restauration de la qualité des eaux de lacs ou, tout au moins, pour le maintien d'une bonne qualité.

Cet impact exercé par les communautés piscicoles sur l'écosystème lacustre est surtout spectaculaire dans les petits lacs de faible profondeur. Mais qu'en est-il d'un grand lac profond comme le Léman ?

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

Un schéma conceptuel simplifié du fonctionnement trophique lacustre est illustré en figure 1.

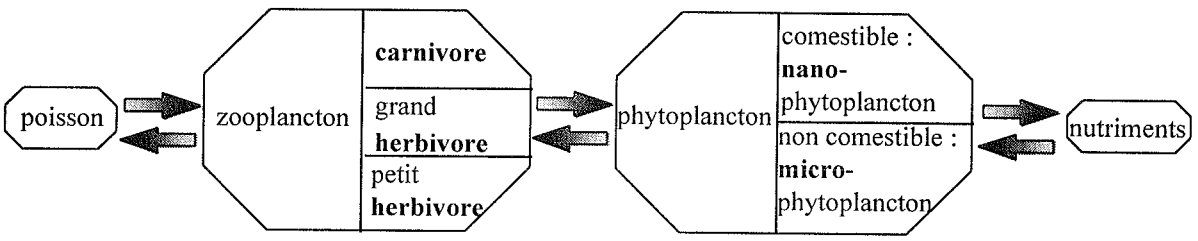


Figure 1 : Relations trophiques d'un écosystème lacustre.

Ce fonctionnement faisant en outre intervenir des données climatiques et physico-chimiques, il faut donc tenir compte à la fois des facteurs abiotiques et biotiques.

2.1 Facteurs abiotiques

Les facteurs abiotiques disponibles et retenus sont la température de l'air et de l'eau, le vent, l'oxygène dissous et la teneur de phosphore.

Les températures de l'air (ORAND et al., 1995) et de l'eau, reflets de l'ensoleillement, paraissent devoir être impliquées dans la compréhension des contrôles puisqu'un bon ensoleillement favorise l'activité photosynthétique du phytoplancton mais concourt au renforcement de la ségrégation verticale des nutriments. Nous avons ainsi récapitulé les températures moyennes annuelles de l'air et les températures moyennes mensuelles de l'eau pour la période 1974-1994 et, à partir des données journalières, calculé les degrés-jours dépassant la valeur seuil 10 °C (valeur à partir de laquelle nous avons estimé que la stratification thermique commence à avoir quelque persistance et donc un impact écologique).

En ce qui concerne le vent (ORAND et al., 1995), on s'est plus particulièrement intéressé aux forts épisodes venteux, pour deux raisons :

- En période hivernale, ils déterminent la profondeur du brassage saisonnier pouvant affecter plusieurs années durant l'importance de la production primaire printanière.

- Durant la saison chaude, leur impact sur la circulation favorise des redémarrages brutaux de phytoplancton et des successions planctoniques.

L'analyse à long terme des enregistrements à la station de Thonon est faussée par les changements de site de mesure et les modifications d'appareil. Nous avons préféré comptabiliser les forts coups de vent ($>$ 6 m/s) à la station suisse de Changins. Ces fréquences sont disponibles à partir de 1978.

C'est la valeur maximale de l'oxygène dissous au fond du lac qui a été retenue (BLANC et al., 1995) et utilisée comme indicatrice d'un brassage hivernal profond, et donc des meilleures conditions nutritives survenant le printemps suivant pour le développement du phytoplancton. On a relevé ces valeurs depuis 1974.

Enfin, la prise en compte du phosphore (BLANC et al., 1995) est surtout destinée à voir une évolution globale en rapport avec le processus de restauration des eaux du lac.

2.2 Facteurs biotiques

Les facteurs biotiques analysés sont le phytoplancton, le zooplancton et le poisson.

Parmi les nombreuses données sur le phytoplancton, nous n'avons pris en compte qu'un paramètre reflétant sa structure en taille : le rapport nanophytoplancton/microphytoplancton en considérant qu'appartient au nanophytoplancton tout individu de longueur inférieure à 50 μm et de volume cellulaire inférieur à 10'000 μm^3. Le nanophytoplancton représente en effet la fraction comestible et c'est lui également qui intervient sur la turbidité de l'eau, élément perceptible par l'usager.

Le pourcentage mensuel en biomasse de nanophytoplancton (par rapport au phytoplancton global) a donc été reconstitué et homogénéisé (certains mois ayant fait l'objet de deux prélèvements, d'autres d'un seul) de 1974 à 1994 (PELLETIER et al., 1995).

Les seules données accessibles sur une longue série concernant le zooplancton sont résumées dans le biovolume sédimenté. Ces valeurs sont connues depuis au moins 1974 (BALVAY, 1995). Ce chiffre ne reflète malheureusement pas la structure en taille ni la composition zooplanctonique, paramètres déterminants pour les relations herbivore-phytoplancton et herbivore-poisson.

Pour le peuplement piscicole, seuls la perche et le corégone sont analysés. Ces deux espèces constituent des prédateurs importants de zooplancton et la majeure partie des captures déclarées (entre 6 et 83 % des captures pour la perche sur les 20 dernières années, soit une moyenne de 46 %, et entre 3 et 15 % pour le corégone, soit une moyenne de 8 %).

Le corégone est un zooplanctonophage pendant tout son cycle biologique excepté à quelques moments de l'année où le zooplancton est trop peu abondant. La perche, par sa prolificité, représente aussi un important prédateur de zooplancton : en effet, les alevins de l'année colonisent la zone pélagique en été et se nourrissent uniquement dans l'épilimnion; quant aux juvéniles, bien que littoraux, ils peuvent malgré tout avoir un impact non négligeable, vu leur nombre, lors des forts coups de vent qui ramènent le zooplancton dans la zone littorale.

Une série temporelle de données a ainsi été constituée. Seules les analyses faisant directement intervenir les données piscicoles n'ont pu être réalisées que sur les 14 dernières années, tandis que toutes les autres données étaient accessibles depuis 1974.

2.3 Méthodologie

Les tendances générales de l'écosystème ont d'abord été dégagées par la description temporelle simple de chaque paramètre, pris indépendamment des autres. En particulier, on s'est attaché à la tendance générale de l'évolution du pourcentage mensuel de nanophytoplancton et de l'observation, année par année, des histogrammes représentant pour chaque mois la part de nanophytoplancton. L'évolution des populations de poisson a été examinée de même.

Pour analyser simultanément ces séries, on a recours aux statistiques multidimensionnelles (Analyse en Composantes Principales et Analyse des Correspondances Multiples).

2.3.1 Analyse en composantes principales (ACP)

L'objectif de cette analyse est de rechercher si le groupe des années particulières enregistrées au niveau du poisson, et en particulier de la perche, se reflète au niveau des données phytoplanctoniques.

Les données nanophytoplanctoniques fournies par PELLETIER et al. (1995) ont permis de construire une matrice de 21 lignes (1974 à 1994) et 12 colonnes (janvier à décembre), comportant dans chaque case le pourcentage mensuel de nanophytoplancton.

Ce tableau d'ACP est ainsi composé de 21 lignes ou individus et de 12 colonnes ou variables. Une ligne correspond à une juxtaposition de 12 nombres et peut donc être représentée dans un espace de dimension 12. De même, une colonne est un point d'un espace de dimension 21. On peut donc obtenir un nuage des individus dans l'espace de dimension 12 et un nuage des colonnes dans un espace de dimension 21. L'interprétation des nuages dans des espaces de dimension élevée est difficile. Le but de l'ACP est de projeter les individus et les variables sur des axes ou des plans afin de faciliter l'interprétation. La direction d'un axe est calculée de telle façon que soit maximisée la variance des points projetés. Les nuages des individus et des variables sont fortement liés en tant que représentation d'un même tableau. Par conséquent, la projection de chacun des nuages sur des axes de même ordre s'interprète conjointement. Ceci permet de créer des variables synthétiques et d'aboutir à une typologie des individus sachant que deux individus qui sont proches sur un axe se ressemblent (sous réserve d'une bonne qualité de représentation), c'est-à-dire qu'ils ont des valeurs proches pour certaines variables. On est alors en mesure de voir si on retrouve, pour toute variable, les mêmes groupes d'années que ceux définis par le poisson.

Il est possible d'affiner ce processus et d'aller au-delà des évidences en réalisant d'autres ACP plus restrictives :

- l'année phytoplanctonique "moyenne" définie pour cette série étant caractérisées par deux périodes (une première période dominée par le nanophytoplancton et une seconde dominée par le microphytoplancton), on a réalisé deux ACP distinctes sur ces périodes, l'une relative au premier semestre, l'autre au second. On obtient ainsi 2 matrices de 21 lignes (années de 1974 à 1994) et 6 colonnes (les mois du premier semestre d'une part, et les mois du second semestre d'autre part),

- les premières années de l'étude (1974 à 1978) étant fortement marquées par l'eutrophisation alors que les mois de novembre, décembre, janvier et février sont pauvres en événements, on a réalisé une dernière ACP excluant la série 1974-1978 et la saison froide. La matrice ne contient alors plus que 17 lignes (1979 à 1994) et 8 colonnes (mars à octobre).

2.3.2 Analyse des Correspondances multiples (ACM)

L'ACP ne permet de traiter que des données quantitatives, or on ne connaît l'évolution interannuelle des peuplements piscicoles que d'une façon qualitative (i.e. on connaît les années où les cohortes ont été fortes, moyennes ou faibles). L'ACM traite par contre des données qualitatives : il suffit pour cela de découper et coder les variables en modalités. Il est ainsi possible de manipuler simultanément des variables qualitatives (poisson, dont on connaît avec certitude la force des cohortes depuis 1981) et des variables continues éclatées en classes (moyenne annuelle du pourcentage de nanophytoplancton, biovolume sédimenté de zooplancton, taux d'oxygène dissous maximum au fond du lac, fréquence des forts coups de vent, moyenne annuelle de la température de l'eau). Cette méthode permet donc de faire une analyse conjointe des diverses variables disponibles, biotiques et abiotiques.

Les modalités ont été définies comme suit :

- **poisson** : 2 modalités ont été définies selon que la cohorte est faible (1a) ou forte (1b), (voir figure 6),

- **nanophytoplancton** : 2 modalités (1a et 1b) séparées par une valeur seuil. Afin d'obtenir une répartition équipondérée des individus dans les 2 modalités (et d'éviter ainsi l'apparition de modalités rares qui perturbent l'analyse) la valeur seuil a été fixée à la moyenne sur les 14 années (1981 à 1994) des valeurs annuelles calculées,

- **zooplancton, oxygène, température** : 2 modalités (1a et 1b) séparées par la valeur seuil aboutissant à une répartition équitable des individus,

- **vent** : 3 modalités (1a, 1b et 2a) séparées par 2 valeurs seuils, et ce afin de mettre en avant les années "extrêmes".

On obtient ainsi une matrice à 14 lignes (1981 à 1994) et 15 colonnes (15 modalités au total). Pour une variable donnée, le codage consiste à donner la valeur 1 à la modalité réalisée par l'individu et la valeur 0 aux autres modalités.

Afin de tester l'âge auquel les perches ont le plus d'impact sur le plancton, on a considéré 3 ACM :

- une ACM ne prenant en compte que la force des perches 0+. Eclosant en mai, celles-ci ne peuvent avoir d'impact sur le fonctionnement de l'écosystème qu'à partir de ce mois. De plus, comme on l'a expliqué dans le paragraphe sur les ACP, au niveau planctonique, les mois de novembre à février sont pauvres en événements. Nous n'avons donc calculé la moyenne annuelle du pourcentage de nanophytoplancton que sur la période de mai à octobre,

- une ACM ne prenant en compte que la force des perches 1+. Celles-ci peuvent avoir un impact dès le début des successions planctoniques (mars). On a donc étudié le nanophytoplancton de mars à octobre,

- une ACM prenant en compte la force des cohortes 0+ et 1+ (en considérant qu'une forte cohorte reste forte l'année suivante). Les 1+ étant inclus, les valeurs de mars à mai du nanophytoplancton ont été conservées.

Le corégone ayant un régime à dominance zooplanctonophage, on peut considérer que son impact est aussi fort la deuxième année que la première. On cumule donc directement la force des cohortes 0+ et 1+ (ce qui permet d'éviter la multiplication des ACM).

Comme dans l'ACP, les individus (lignes) et les modalités (colonnes) des variables sont projetés sur des axes. La méthode de calcul de ces axes est présentée dans la figure 2 (représentation ADE, Analyse Données Ecologiques) et commentée ci-dessous. Les coordonnées des lignes et des colonnes sont liées sur les axes de même ordre. La coordonnée d'une modalité sur un axe correspond à la moyenne pondérée des codes des individus qui la possèdent, sur ce même axe. Les codes des individus sont leur coordonnée divisée par leur écart-type (racine lambda). Le nuage des individus se dissocie donc en sous-nuages des individus possédant chacun une des modalités d'une variable. Par conséquent, la variance totale des codes des individus sur un axe se décompose, pour une variable donnée, en variance inter-modalité à laquelle on ajoute la somme des variances intra-modalité. Chaque modalité peut être alors représentée par une courbe de Gauss dont la moyenne est la moyenne des codes des individus la possédant et dont la variance correspond à la variance de ces codes (variance-intra). Pour chaque variable, un rapport de corrélation est calculé. L'ACM recherche l'axe qui maximise la moyenne des rapports de corrélation des variables. Si sur un axe les rapports de corrélation de deux variables sont élevées (=> les modalités de chaque variable sont bien séparées), les modalités représentées du même côté de l'axe sont possédées par les mêmes individus et sont donc liées.

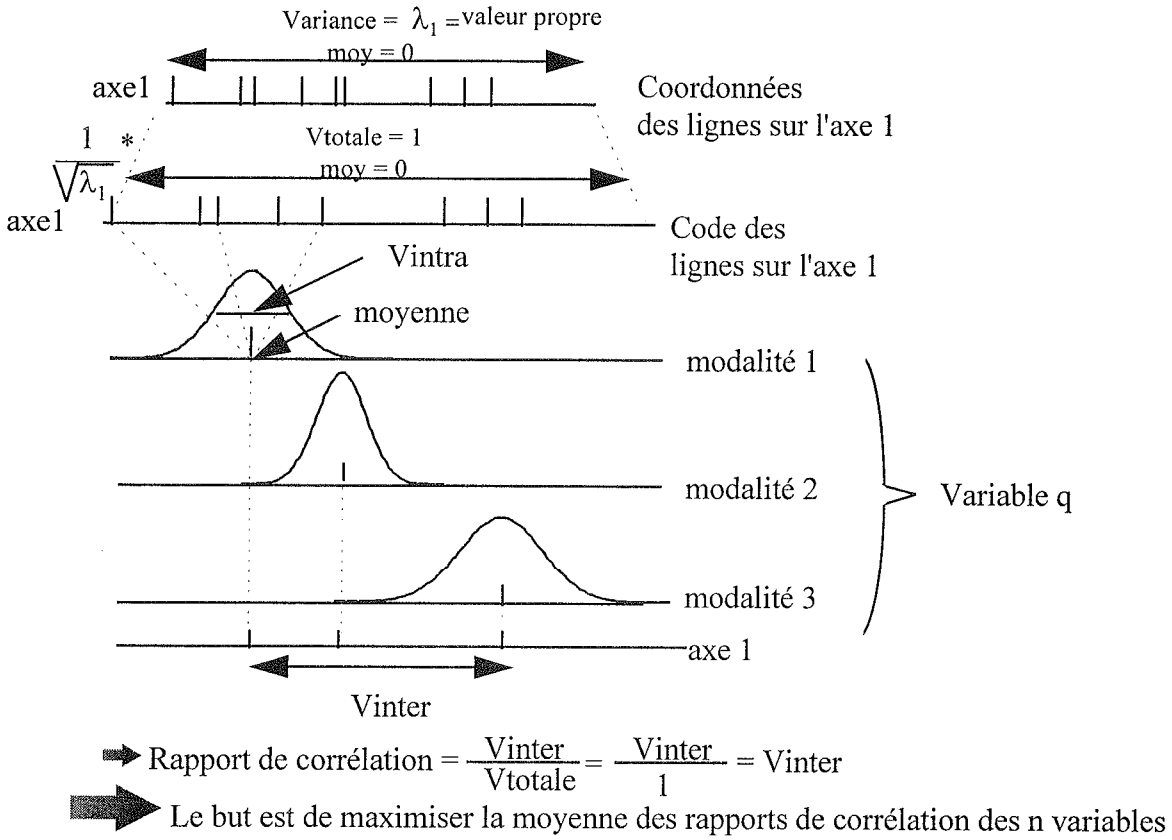


Figure 2 : Principe de l'ACM (voir texte)

3. RÉSULTATS

3.1 Description temporelle simple de chaque paramètre

Il n'apparaît pas de cycle régulier lorsque l'on met en parallèle les évolutions interannuelles des facteurs abiotiques. De même le biovolume de zooplancton ne présente pas de traits vraiment caractéristiques, sauf des valeurs plus faibles observées depuis 1983.

Par contre, il est clair que les données piscicoles sont fortement structurées, et en particulier celles sur la perche. Les captures de perche ont connu, autant en Suisse qu'en France, une brutale diminution à partir de 1975, en raison d'une exploitation intensive des stocks. La biomasse totale de poissons capturés a ainsi chuté de 1'200 tonnes en 1975 à moins de 30 tonnes en 1981. Après cette courte période critique de 3 ans, les pêches sont redevenues fructueuses, le chiffre atteignant plus de 600 tonnes en 1992 (figure 3a). L'étude des CPUE (capture par unité d'effort), associée aux connaissances sur l'âge d'entrée de la perche dans la pêche, a permis de déterminer les années où la cohorte de perche était élevée. La durée d'un cycle paraît être de 3 ans puisqu'on retrouve de fortes cohortes en 1982, 1985, et 1988. Le dernier cycle est cependant décalé d'une année, la dernière forte cohorte en date étant celle de 1992 (com. pers. GILLET et DUBOIS).

Les captures de corégone présentent des variations moins marquées. Après un maximum de 142 tonnes en 1975, elles ont plutôt tendance à diminuer jusque dans le milieu des années 1980, remontant ensuite pour atteindre 106 tonnes en 1991 (figure 3b). S'il a été également possible de définir les années marquées par de fortes cohortes, contrairement au cas de la perche, on ne met pas en évidence pour le corégone de cycle régulier, les années fortes étant 1981, 1985, 1986, 1988, 1990 et 1993 (CARANHAC et GERDEAUX, données non publiées), soit une périodicité de 4, 1, 2, 2 et 3 ans.

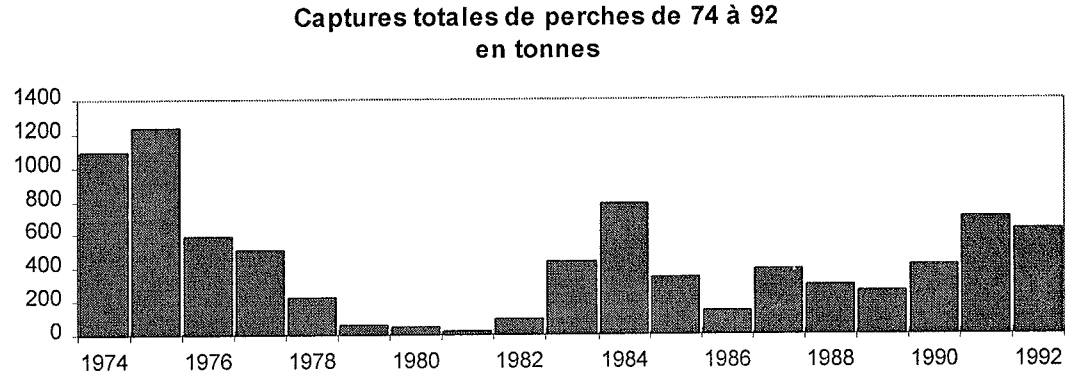


Figure 3a : Captures totales (France et Suisse) de perche, de 1974 à 1992 (GERDEAUX et al., 1996 ; Anonyme, 1993)

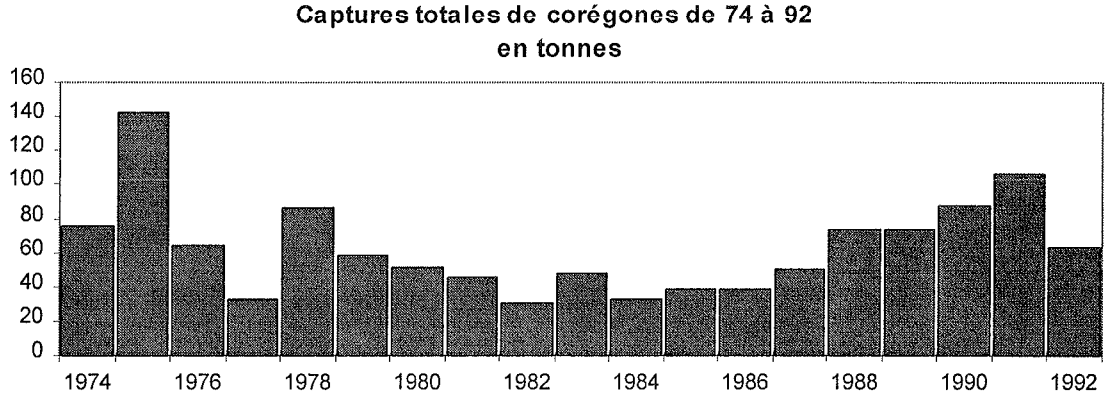


Figure 3b : Captures totales (France et Suisse) de corégone, de 1974 à 1992 (GERDEAUX et al., 1996 ; Anonyme, 1993)

De même que pour les captures de perche, l'évolution interannuelle du pourcentage de nanophytoplancton se caractérise par des périodes bien structurées. Outre une tendance générale à l'augmentation en raison du processus global d'eutrophisation (diminution des cyanobactéries donc du pourcentage de microphytoplancton), on distingue 4 périodes (figure 4) :

- de 1974 à 1978 inclus :
  les variations sont très importantes, avec de nombreux pics à la fois en début et en fin d'année. Cette évolution témoigne d'une grande instabilité,

- de 1979 à 1983 inclus :
  l'évolution est beaucoup plus stable avec un patron se répétant régulièrement d'une année à la suivante : maximum en début d'année, chute en juillet et minimum en fin d'année,

- de 1984 à 1990 inclus :
  la forme de la courbe est de nouveau très saccadée, avec de nombreux petits pics tout au long de l'année,

- de 1991 à 1994 inclus :
  la courbe redevient plus régulière, plus semblable aux années type 1979-1983.

Enfin l'analyse de la biomasse et du pourcentage de nanophytoplancton année par année permet de mettre en évidence des années particulières telles que 1986-1987-1989-1990 qui se distinguent par la prédominance du nanophytoplancton même en fin de saison. En effet, une année moyenne se caractérise par une majorité de nanophytoplancton de mars à juin, une diminution brutale vers juin/juillet (= phase des eaux claires correspondant à un intense broutage du nanophytoplancton par le zooplancton), et une majorité d'espèces microphytoplanctoniques d'août à octobre/novembre. Les mois de novembre à février sont en général pauvres en phytoplancton étant donné les conditions climatiques (faible ensoleillement, basse température,...) et l'absence de stratification thermique.

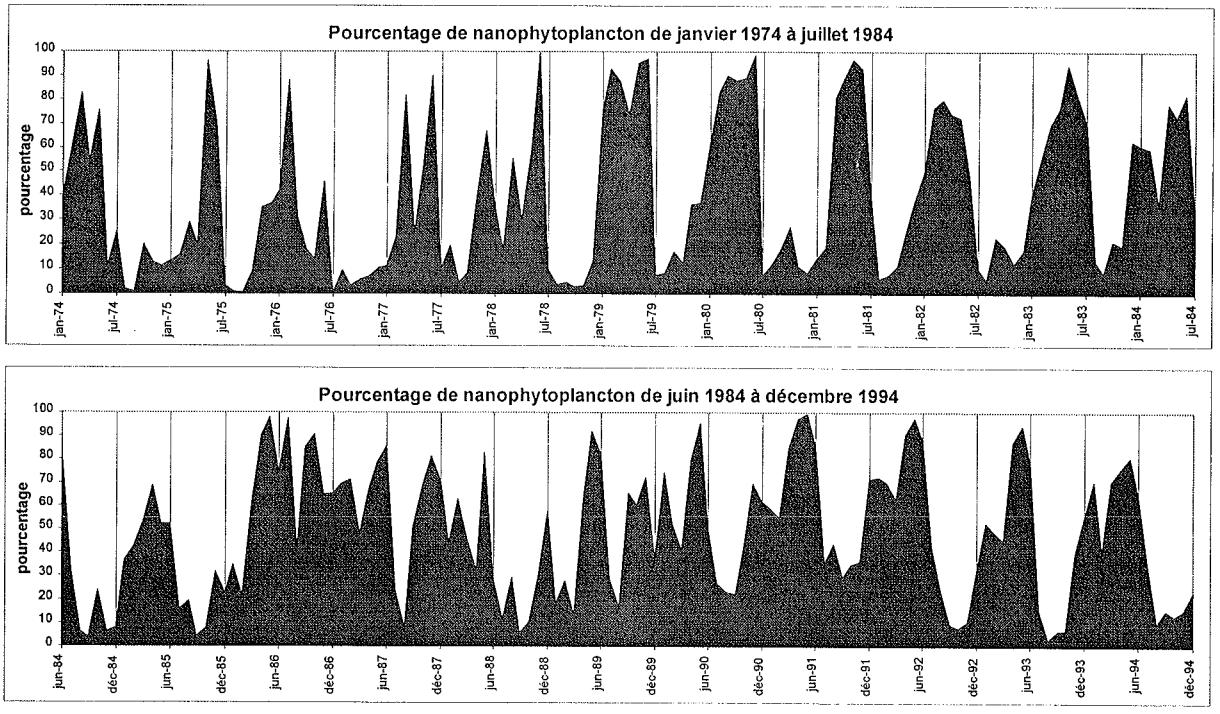


Figure 4 : **Evolution interannuelle du pourcentage de nanophytoplancton** (données fournies par J.P. PELLETIER et J.-C. DRUART, mises en forme par B. DANGAS, 1995)

3.2 Résultats des ACP

La troisième ACP, c'est-à-dire celle ne prenant en compte que les années 1979 à 1994 et les mois de mars à octobre, confirment les tendances dégagées par les autres analyses. Afin d'alléger les résultats, on ne soulignera donc que les groupes d'années obtenus par cette méthode (figure 5) :

- 1986-1989
  Années caractérisées par des valeurs en nanophytoplancton élevées en septembre et octobre,
- 1979-1980-1981-1991-1992
  Années caractérisées par un "plateau" en avril-mai-juin,
- 1982-1985-1988
  Années caractérisées par de faibles valeurs d'avril à juin.

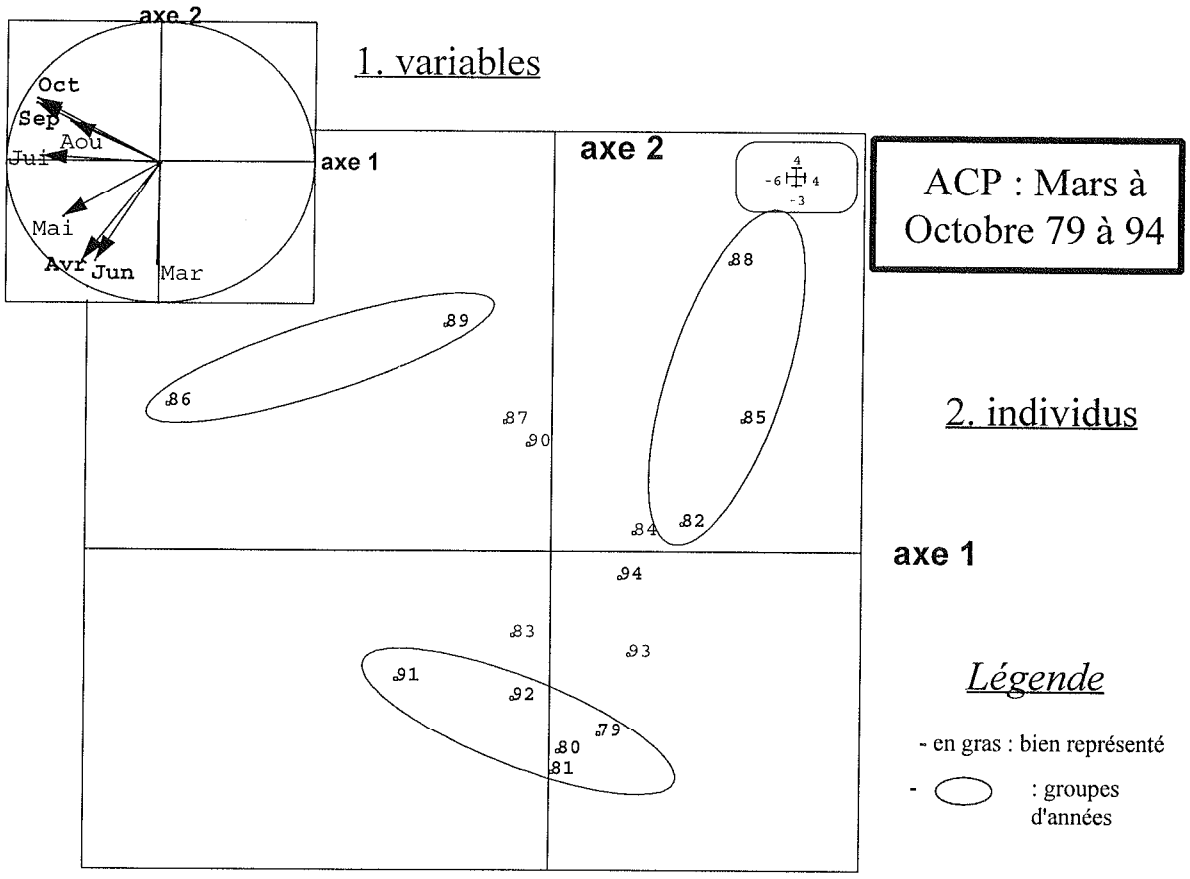


Figure 5 : Répartition des individus de l'ACP et cercle de corrélation des variables (en haut à gauche)

3.3 Résultats des ACM

On a pu, grâce à la méthode employée, mettre en évidence différentes relations selon le type de tableau analysé (perches 0+, 1+, ou le cumul des deux années).

Dans chaque cas, on a malgré tout retrouvé sur le premier axe une relation entre le zooplancton, l'oxygène et la température. Sur deux ACM sur trois, le zooplancton apparaît directement lié au corégone, mais le lien le plus intéressant mis en évidence est celui existant entre les perches 1+ et le nanophytoplancton, lien observé sur le deuxième axe de l'ACM ne prenant en compte que la force des perches 1+ (figure 6) : **la quantité de nanophytoplancton est faible quand la cohorte de perche est faible, suggérant que la pression de prédation a été faible sur les grands filtreurs du zooplancton et donc le broutage très fort.**

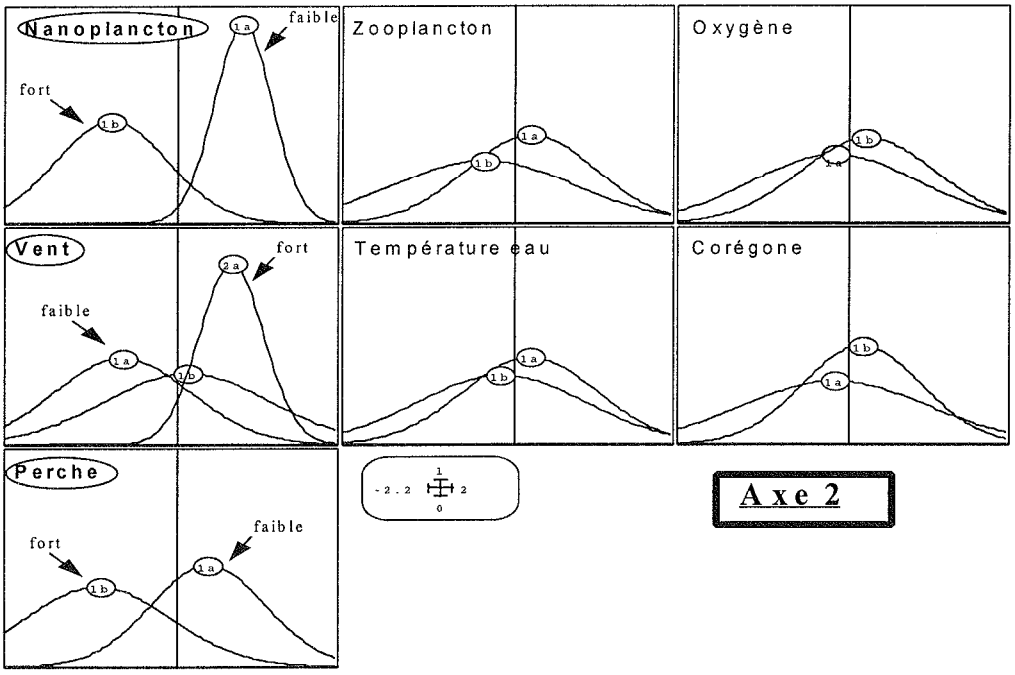


Figure 6 : Graphique obtenu sous ADE avec les perches 1+, axe 2

4. DISCUSSION ET CONCLUSIONS

Les données piscicoles sont maintenant bien connues et il est possible de retrouver les années caractérisées par des cohortes importantes de la perche et du corégone. Les études déjà réalisées ont clairement démontré que la population de perche suivait en général un cycle de 3 ans. Les cohortes de corégone, bien que moins régulières, peuvent également être classées selon leur intensité. La question que l'on s'est alors posée ici est de voir dans quelle mesure ces prédateurs de zooplancton participent au fonctionnement du Léman, en tenant compte du principe de contrôle descendant.

L'indice le plus troublant a été relevé dans l'analyse interannuelle du pourcentage de nanophytoplancton dont l'évolution apparaît elle aussi cyclique. Les données climatiques, susceptibles d'avoir un fort impact sur le développement du phytoplancton ne semblent pas présenter de tels cycles. En outre, les analyses multidimensionnelles, dont le principal avantage est de combiner tous les paramètres retenus, tendent à souligner quelques coïncidences :

- en effet, certains ensembles d'individus formés sur les graphiques des différentes ACP montrent des correspondances avec les années riches en perche. Il s'agit du groupe 1982-1985-1988, ainsi que du groupe 1986-1987-1989-1990, tantôt réduit à 1986-1989, tantôt élargi à 1991. Ce deuxième ensemble, caractérisé par des valeurs encore élevées en nanophytoplancton en septembre-octobre, se compose des années qui suivent les années à forte densité de perche. Ceci pourrait évoquer un possible impact des perches non seulement au cours de leur première année, mais aussi au cours de leur deuxième voire troisième année,

- quant aux ACM, elles ont permis de souligner des interrelations entre les différents compartiments de l'écosystème. Outre les relations faisant intervenir les données abiotiques et indiquant que le brassage du lac favoriserait le développement du zooplancton, et la relation assez évidente entre le corégone et le zooplancton, il est important de noter qu'il existe un lien entre les perches 1+ et le nanophytoplancton. Ces deux variables évoluent dans le même sens, signe qu'il y a soit coïncidence soit réel impact, mais signe également que cet impact serait indirect et ferait intervenir le zooplancton. Or on ne trouve pas de relation perche/zooplancton, ni même zooplancton/nanophytoplancton alors que cette dernière apparaît comme le lien le plus évident de l'écosystème. Il semblerait que les interactions entre le zooplancton et le phytoplancton n'apparaissent pas très nettement dans l'évolution interannuelle (figure 7).

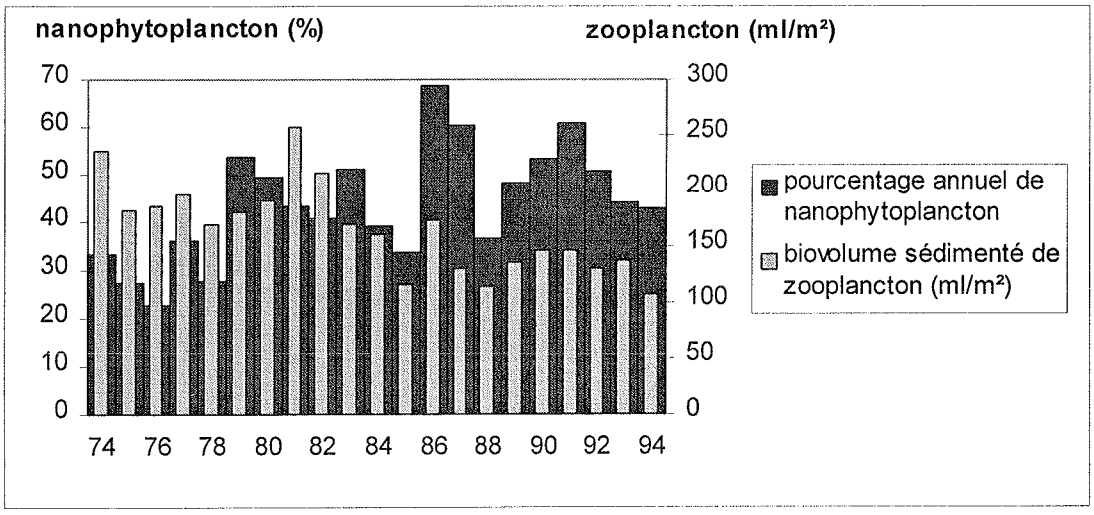


Figure 7 : **Evolutions interannuelles comparées du zooplancton et du nanophytoplancton** (données fournies par J.P. PELLETIER, J.-C. DRUART et G. BALVAY)

La relation est par contre évidente quand on explique les variations saisonnières du phytoplancton : la phase des eaux claires correspond effectivement au pic de zooplancton. Il est possible que le biovolume sédimenté du zooplancton ne soit pas le paramètre idéal dans cette étude. Une distinction des espèces (carnivores, brouteurs) aurait peut-être permis d'obtenir des résultats plus concluants. Mais le biovolume sédimenté présentait l'avantage de constituer une longue série temporelle.

Ces variations cycliques, ces groupes d'années, ainsi que ces liens entre les paramètres de l'écosystème sont autant de considérations appuyant l'existence de relations entre les poissons et les niveaux trophiques inférieurs. Se pose alors la question de savoir dans quel sens agit cette interaction :: est-ce le nanophytoplancton qui engendre les variations cycliques du poisson ou est-ce le poisson qui engendre celles du nanophytoplancton ? Comme de nombreux auteurs le soulignent, il est probable que les deux contrôles, ascendant et descendant, coexistent. Cependant, des travaux de GILLET et al. (1995) ont montré que la dynamique de la perche est essentiellement dictée par des facteurs internes, et non pas par des facteurs externes tel que, entre autres, le climat. Cela signifie que la présence de cycles réguliers est essentiellement due à une forte relation stock-recrutement. En outre, des travaux actuels sur le corégone semblent aboutir à des conclusions similaires (CARANHAC; thèse en cours). Ainsi, si perche et corégone sont peu sensibles aux facteurs externes, il est peu probable que ce soit la dynamique du nanophytoplancton qui impose celle du poisson. Auquel cas la relation inverse devient tout à fait envisageable, à savoir que le contrôle descendant exercé par les poissons pourrait être à même d'expliquer une part du fonctionnement de l'écosystème. Ces considérations sont en plus appuyées par le fait que les débats actuels animés par des scientifiques du monde entier sont toujours orientés vers les relations entre le poisson et le zooplancton (congrès de Dresde en février 1996 : "Interactions entre les 0+ et le zooplancton dans les milieux tempérés"), insistant particulièrement sur le contrôle exercé par les jeunes de l'année sur les cladocères herbivores.

Les données piscicoles étant maintenant accessibles, leur prise en compte dans les tentatives d'explication du fonctionnement de l'écosystème devraient permettre de mieux comprendre les variations enregistrées par les planctonologistes au niveau du zooplancton et du phytoplancton.

D'une façon plus générale, d'autres compartiments de l'écosystème lacustre mériteraient également une attention plus poussée. C'est le cas du bactérioplancton, dont la prise en compte permettrait aussi une meilleure compréhension du fonctionnement de cet écosystème particulier.

BIBLIOGRAPHIE

DONNÉES CIPEL :

Les données des rapports CIPEL de 1975 à 1995 ont été utilisées dans ce travail. Pour éviter une longue liste de 4 x 21 références, nous n'indiquons que les références du rapport de la campagne 1994.

- ***Phytoplancton :***

REVACLIER, R., PELLETIER, J.P. et DRUART, J.-C. (1995) : Evolution du phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1994, 87-106.

- ***Zooplancton :***

BALVAY, G. (1995) : Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1994, 117-134.

- ***Physico-chimie :***

BLANC, P., CORVI, C. et RAPIN, F. (1995) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1994, 37-67.

- *Météorologie :*

ORAND, A.et GAGNAIRE, J. (1995) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1994, 23-35.

AUTRES RÉFÉRENCES :

ANONYME (1993) : La pêche dans le lac Léman : bilan 1982-1990; perspectives 1991-1995. Les cahiers de la pêche, 51, 1-27.

BROOKS, J.L. et DODSON, S.I. (1965) : Predation, body size, and composition of plankton. Science, 150, 28-35.

GERDEAUX, D., BÜTTIKER, B., CHAMPIGNEULLE, A., DUBOIS, J-P. et PATTAY, D. (1996) : Bilan 1991-1995; perspectives 1996-2000. Commission internationale pour la pêche dans le lac Léman.

CARPENTER, S. R., COTTINGHAM, K. L. et SCHINDLER, D.E. (1992) : Biotic feedbacks in lake phosphorus cycles. Trends-Ecol.-Evol., 7(10), 332-336.

CARPENTER, S.R. et KITCHELL, J.F. (1992) : Trophic cascade and biomanipulation : Interface of research and management - A reply to a comment by DeMELO et al. Limnol. Oceanogr., 37, 208-213.

CARPENTER, S.R., KITCHELL, J.F. et HODGSON, J.R. (1985) : Cascading trophic interactions and lake productivity. Bioscience, 35, 634-639.

DANGAS, B. (1995) : Structuration des données biologiques du phytoplancton dans le Léman de 1974 à 1994. Rapport de stage, INRA-Thonon.

DeMELO, R., FRANCE, R. et McQUEEN, D.J. (1992) : Biomanipulation : hit or myth ? Limnol. Oceanogr., 37(1), 192-207.

ELSTER, J.J., ELSTER, M.M., MACQUAY, N.A. et CARPENTER, S.R. (1988) : Zooplankton-mediated transition between N- and P-limited algal growth. Limnol. Oceonogr., 33, 1-14.

GILLET, C., DUBOIS, J.P. et BONNET, S. (1995) : Influence of temperature and size of females on the timing of spawning of perch, *Perca fluviatilis*, in lake Geneva from 1984 to 1993. Environmental Biology of Fishes, 42, 355-363.

HRBACEK, J. (1962) : Species composition and the amount of zooplankton in relation to fish stock. Rozpr. Ceskosl. Akad. Ved., Ser. mat. nat. Sci., 72, 1-116.

HRBACEK, J., DVORAKOVA, M., KORINEK, V. et PROCHAZKOVA, L. (1961) : Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. Verh. Internat. Verein. Limnol., 14(1), 192-195.

McQUEEN, D.J. (1990) : Manipulating lake community structure : where do we go from here ? Freshwater Biology, 23, 613-620.

RIEMANN, B. et CHRISTOFFERSEN, K. (1993) : Microbial trophodynamics in temperate lakes. Marine Microbial Food Webs, 7, 69-100.

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 1996, 81-89.

RECHERCHE DE MÉTAUX ET DE QUELQUES MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS L'EAU DU LÉMAN

Campagne 1995

PAR

Claude CORVI et **Sophal KHIM-HEANG**

SERVICE DU CHIMISTE CANTONAL, CP 166, CH - 1211 GENÈVE 4

RÉSUMÉ

Les concentrations de mercure, plomb, cadmium, chrome, cuivre, manganèse, fer et aluminium ont été déterminées, à différentes profondeurs, dans les eaux du Léman après brassage hivernal et pendant la période de stagnation.

Les teneurs en fer, manganèse et la turbidité des couches profondes ont été mesurées lors de chaque campagne de prélèvements.

Des recherches et dosages de différentes familles de phytosanitaires, d'acide nitrilo-triacétique (NTA) et d'acide éthylène-diamine-tétracétique (EDTA) ont également été effectués.

Des traces d'herbicides, atrazine, simazine et terbutylazine sont observées. Les concentrations mesurées sont inférieures aux exigences requises pour les eaux de boissons. Il en est de même pour les métaux.

Les concentrations en NTA des eaux du lac demeurent faibles, sans évolution significative depuis 1988.

1. INTRODUCTION

Le programme quinquennal d'études et de recherches dans le bassin lémanique prévoit la surveillance semestrielle de certains métaux dans les eaux du lac. Cette surveillance a été très réduite ces dernières années en relation avec le constat de qualité des eaux du Léman quant à ces paramètres.

Les teneurs en fer et manganèse des couches profondes, ainsi que celles de certains micropolluants organiques, ont également été déterminées.

2. ÉCHANTILLONNAGE ET RECHERCHES EFFECTUÉES

Des échantillons d'eau ont été prélevés au point SHL 2 situé au centre du lac, après circulation partielle des eaux, le 3 avril 1995, et en période de stratification, le 19 septembre 1995. Les profondeurs suivantes ont été échantillonnées : 0, 1, 5, 7.5, 10, 30, 100, 305 et 309 mètres.

Les éléments suivants ont été dosés : fer, manganèse, plomb, cadmium, chrome, cuivre, aluminium 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 également 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.

3. MÉTHODOLOGIE

Dès réception au laboratoire, les échantillons destinés aux dosages de traces métalliques sont acidifiés à raison de 1 ‰ à l'aide d'acide nitrique "suprapur" afin d'assurer leur conservation.

Les dosages de métaux sont effectués sur eaux brutes, après préconcentration des échantillons par évaporation en milieu acide.

Les métaux traces, à l'exception du mercure, sont dosés par absorption atomique sans flamme (four graphite) selon la méthode des ajouts dosés.

Le mercure est recherché sur eaux brutes également, mais après oxydation préalable de l'échantillon. La teneur en mercure est ensuite déterminée par absorption atomique sans flamme selon la méthode du Manuel Suisse des Denrées Alimentaires (1994).

Les traces de NTA et d'EDTA sont préconcentrées par passage des échantillons sur résine échangeuse d'ions (GIGER et al., 1992). Après élution en milieu fortement acide, la concentration en NTA est déterminée par chromatographie ionique (CORVI et KHIM-HEANG, 1994). L'EDTA est déterminé par chromatographie en phase gazeuse après estérification.

Les dosages d'herbicides azotés sont réalisés par chromatographie en phase gazeuse, à l'aide d'un détecteur thermoïonique sur des extraits au dichlorométhane selon la méthode d'extraction préconisée par SMITH et FITZPATRICK (1971). Les résultats sont confirmés par chromatographie liquide à haute performance (HPLC) avec détecteur à barrette de diodes.

La méthodologie utilisée pour l'extraction liquide-liquide des antiparasitaires a donné, dans tous les cas, des rendements d'extraction nettement supérieurs à 60 %. La validité de cette extraction a également été confirmée par une étude comparative de préconcentration sur cartouches ou disques "Empore" (CORVI et KHIM-HEANG, non publié).

La recherche des autres pesticides est effectuée après extraction des échantillons à l'aide de dichlorométhane et analyse des extraits par chromatographie en phase gazeuse à l'aide de détecteurs appropriés.

En plus des contrôles de qualité internes au laboratoire, la validité de la méthodologie utilisée est assurée par la participation aux analyses interlaboratoires organisées par la CIPEL ou dans le cadre du groupe franco-suisse "Intercalibration pesticides".

4. RÉSULTATS

4.1 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, 1984; SIGG, 1992)

Les concentrations toxiques pour le poisson citées dans la littérature 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 (REICHENBACH-KLINKE, 1966).

La désoxygénation des couches profondes dans le Grand Lac entraîne, cette année, une assez forte diffusion des sels de manganèse à partir des sédiments, comme en 1993 (BLANC et al., 1996).

4.2 Phytosanitaires (tableau 3)

Bien que leur utilisation soit en nette régression, les herbicides, atrazine, simazine et terbutylazine sont décelables, en toutes saisons et presque toutes les profondeurs, dans les eaux du lac, mais en très faibles teneurs. Il est possible que les faibles concentrations observées soient la conséquence de la forte consommation de ces produits à la fin des années 80 et de leur stabilité dans les eaux.

Toutes les concentrations mesurées répondent aux exigences requises pour une eau de boisson (0.1 µg/l par composé selon la Directive du Conseil des Communautés européennes - 1980 et l'Ordonnance suisse sur les substances étrangères et les composants, OSEC - 1995).

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	-	10 µg/l	pour les dérivés de l'urée
.	0.01	-	0.02 µg/l	pour les triazines.

4.3 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.

Les concentrations en EDTA dans les eaux lémaniques sont faibles, voisines de celles observées dans d'autres lacs suisses (HOURIET, 1990) et également bien inférieures à la valeur de tolérance fixée, pour la Suisse, à 5 µg/l (OSEC, 1995).

5. CONCLUSIONS

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

La présence d'herbicides triaziniques est toujours décelée, mais les concentrations demeurent faibles.

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

BIBLIOGRAPHIE

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.

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

CORVI, C. et KHIM-HEANG, S. (1994) : Dosage du NTA dans les eaux. Actes du 23e Congrès de Chimie Analytique de l'Environnement, Ottawa (à paraître).

DIRECTIVE DU CONSEIL DES COMMUNAUTES EUROPEENNES du 15 juillet 1980 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (80/778/CEE). Journal officiel des Communautés européennes, numéro L 229, pages 11 à 29 du 30 août 1980.

GIGER, W., SCHAFFNER, C., KARI, F.G., PONUSZ, H., REICHERT, P. et WANNER, O. (1992) : Présence et comportement du NTA et de l'EDTA dans les rivières suisses. Nouvelles de l'EAWAG, 32, 27 - 31.

HOURIET, J.-P. (1990) : Evolution de la concentration de NTA, produit de remplacement des phosphates dans les lessives : situation en 1990. Bulletin de l'OFEFP, 3/90, 31-44.

MANUEL SUISSE DES DENREES ALIMENTAIRES (1994) : Dosage du mercure, Chapitre 45 - Eau de boisson et eaux minérales, Chapitre 27. Ed. Off. féd. de la santé publique, Berne.

OSEC (1995) : Ordonnance sur les Substances Etrangères et les Composants, du 26 juin 1995.

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

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

SMITH, A.E. et FITZPATRICK, A. (1971) : A Thin-Layer chromatographic procedure for the detection in soils and water of herbicides residues commonly used in Saskatchewan. J. Chromatogr., 57, 303-308.

TABLEAU 1 - Campagne du 3 avril 1995 - Station SHL 2

Profondeur m	Manganèse µg/l	Plomb µg/l	Cadmium µg/l	Chrome µg/l	Cuivre µg/l	Fer µg/l	Aluminium µg/l	Mercure µg/l
0	1	nd*	nd*	0.1	2.0	6	nd*	nd*
1	1	nd	nd	nd*	1.2	6	nd	nd
5	1	nd	nd	nd	2.5	9	nd	nd
7.5	1	nd	nd	nd	2.5	6	nd	nd
10	1	nd	nd	nd	2.4	5	nd	nd
30	1	nd	nd	nd	2.1	5	nd	nd
100	1	nd	nd	nd	1.9	8	nd	nd
305	10	nd	nd	0.1	2.0	3	nd	nd
fond	12	nd	nd	nd	2.1	3	nd	nd

REFERENCES POUR L'EAU POTABLE :

OMS (1)		500	10	5	50	2000	300	200	1
CEE (2)	A	20	-	-	-	100	50	50	-
	B	50	50	5	50	3000	200	200	1
OSEC (3)	C	50	-	-	-	1500	300	200	-
	D	-	50	5	** 20	-	-	-	1

* = non décelé (Plomb < 0.5 µg/l; cadmium < 0.02 µg/l; mercure < 0.1 µg/l; chrome < 0.1 µg/l; cuivre < 0.5 µg/l; aluminium < 10 µg/l)

** = 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 80/778/CEE - Journal officiel des Communautés européennes du 30.08.1980, pages 11-30

A = niveaux guides (valeurs devant être considérées comme satisfaisantes)

B = concentrations maximales admissibles

(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)

TABLEAU 2 - Campagne du 19 septembre 1995 - Station SHL 2

Profondeur m	Manganèse µg/l	Plomb µg/l	Cadmium µg/l	Chrome µg/l	Cuivre µg/l	Fer µg/l	Aluminium µg/l	Mercure µg/l
0	1	nd*	nd*	nd*	1.8	3	nd*	nd*
1	1	nd	nd	nd	1.9	3	nd	nd
5	1	nd	nd	nd	2.0	3	nd	nd
7.5	1	nd	nd	nd	1.9	3	nd	nd
10	1	nd	nd	nd	2.0	3	nd	nd
30	1	nd	nd	nd	2.5	3	nd	nd
100	1	nd	nd	nd	1.2	2	nd	nd
305	163	nd	nd	nd	1.3	1	nd	nd
fond	245	nd	nd	nd	1.6	1	nd	nd

REFERENCES POUR L'EAU POTABLE :

OMS (1)		500	10	5	50	2000	300	200	1
CEE (2)	A	20	-	-	-	100	50	50	-
	B	50	50	5	50	3000	200	200	1
OSEC (3)	C	50	-	-	-	1500	300	200	-
	D	-	50	5	** 20	-	-	-	1

* = non décelé (Plomb < 0.5 µg/l; cadmium < 0.02 µg/l; mercure < 0.1 µg/l; manganèse < 1 µg/l; chrome < 0.1 µg/l; aluminium < 5 mg/l)

** = 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 80/778/CEE - Journal officiel des Communautés européennes du 30.08.1980, pages 11-30

A = niveaux guides (valeurs devant être considérées comme satisfaisantes)

B = concentrations maximales admissibles

(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)

TABLEAU 3 - Phytosanitaires décelés (résultats exprimés en μg/l)

Profondeur (m)	3 avril 1995			19 septembre 1995		
	Simazine	Atrazine	Terbutyla-zine	Simazine	Atrazine	Terbutyla-zine
0	0.02	0.03	0.02	0.02	0.03	nd*
1	0.02	0.03	0.02	0.01	0.03	0.01
5	0.02	0.04	0.02	0.02	0.01	nd
7.5	0.02	0.04	0.02	0.02	0.03	nd
10	0.02	0.03	0.02	0.01	0.03	nd
30	0.02	0.03	0.02	0.03	0.04	nd
100	0.02	0.02	0.01	0.02	0.04	0.01
305	0.02	0.02	0.02	0.02	0.04	0.01
fond	0.02	0.02	0.01	0.03	0.04	0.01

* = non décelé < 0.01 μg/l

TABLEAU 4 - NTA et EDTA (résultats exprimés en μg/l)

Profondeur (m)	NTA		EDTA	
	3 avril 95	19 septembre 95	3 avril 95	19 septembre 95
0	0.1	0.6	0.7	0.6
1	0.2	0.5	1.0	0.6
5	0.1	0.6	0.9	0.6
7.5	0.1	0.6	0.7	0.6
10	0.1	0.6	0.7	0.6
30	0.2	0.2	0.8	0.7
100	0.1	0.2	0.6	0.8
305	nd*	nd*	1.3	1.0
fond	nd	nd	1.0	1.0

* = non décelé < 0.1 μg/l

ANNEXE 1 : PRODUITS PHYTOSANITAIRES RECHERCHÉS

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
TERBUTHYLAZINE
AMETRYNE

II. 2 **Dérivés de l'urée :**

CHLORBROMURON
FENURON
METHABENZTHIAZURON
MONOLINURON
CYCLURON

METOBROMURON
CHLOROXURON
LINURON
DIFENOXURON

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

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, **1996**, 199-217.

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

Campagne 1995

PAR

Alain ORAND, Jean Marcel DORIOZ et Jean GAGNAIRE

INSTITUT DE LIMNOLOGIE (INRA), BP 511, F - 74203 THONON-LES-BAINS

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 mensuels (sur 24 heures, proportionnels aux débits) sur huit 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 1995 est une année de forte pluviométrie en particulier pendant les mois de janvier, février, mai et septembre. Les débits moyens annuels, comparables à ceux de l'année 1994, sont en forte progression par rapport à ceux de la période 1989-1993 et sont voisins des maximums (période 1980-1995) atteints en 1981 et 1982.

En 1995, les apports en phosphore total au lac par les quatre rivières principales ont été de 1'569 tonnes, c'est le maximum depuis 1980. Le Rhône amont représente 90 % de ces apports et les rivières secondaires que 2 % du total des apports au Léman. Ces apports importants sont à mettre en relation avec la forte pluviométrie de l'année. Les apports en phosphore dissous ont légèrement augmenté par rapport à 1994 suite à une croissance des apports par le Rhône; toutefois ils sont inférieurs à ceux de 1993 (- 15 %). Les concentrations moyennes en phosphore dissous restent élevées dans l'une des rivières principales la Venoge (40 µgP/l) et dans les rivières secondaires telles que la Chamberonne (53.7 µgP/l), la Versoix (40.1 µgP/l) et la Morges (39.6 µgP/l). Bien que ces concentrations soient relativement élevées, on est loin des concentrations moyennes enregistrées en 1993 qui, pour les mêmes rivières secondaires, étaient supérieures à 100 µgP/l.

Les apports en azote total par le Rhône amont représentent environ 71 % du total des apports des quatre rivières principales et de huit rivières secondaires. On relève des concentrations en azote minéral total relativement élevées dans certaines rivières : la Morges (4.9 mg N/l), la Venoge (3.8 mg N/l), la Dullive (3.4 mg N/l) et la Chamberonne (3.2 mg N/l).

Bien que la hausse des flux en chlorures soit faible d'une année sur l'autre, sur une période de quinze ans l'augmentation des apports par les rivières principales est de 60 %. Ils dépassent, en 1995 le seuil des 50'000 tonnes. La concentration moyenne annuelle pondérée dans les rivières principales (6.6 mg Cl/l) est voisine de celle des rivières secondaires (6.9 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. On peut apprécier par différence l'importance de ces apports. Entre le Rhône émissaire et Chancy, on constate un doublement des nitrates, le phosphore total augmente d'un facteur 4.5 et le phosphore dissous d'un facteur 4.

1. GÉNÉRALITÉS

En 1995, 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 ont été suivis tous situés sur la côte suisse : la Versoix, le canal Stockalper, la Promenthouse, la Veveyse, la Chamberonne, la Morges, l'Eau Froide et la Dullive. Les résultats des recherches 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 flux des rivières secondaires dans les graphiques.

Les analyses sur le Rhône émissaire, le Rhône à Chancy (programme NADUF), l'Arve et 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 de l'écotoxicologue cantonal, Genève
- Laboratoire du Service des Eaux et de la Protection de l'Environnement, Epalinges (Vaud)
- Laboratoire du Service de la Protection de l'Environnement du canton du Valais, Sion
- Institut de Limnologie (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 l'Aubonne, de la Venoge, du Rhône émissaire et de deux affluents secondaires. Toutes les autres rivières sont suivies dans le cadre de programmes cantonaux ou propres aux laboratoires.

TABLEAU 1 - Types 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	
Promenthouse		x	
Chamberonne		x	
Eau Froide		x	
Morges		x	
Dullive		x	
Rhône émissaire	x[1]		
Bassin du Rhône aval			
Arve			x
Allondon			x
Rhône - Chancy	x[1]		

[1] = intégré sur deux semaines

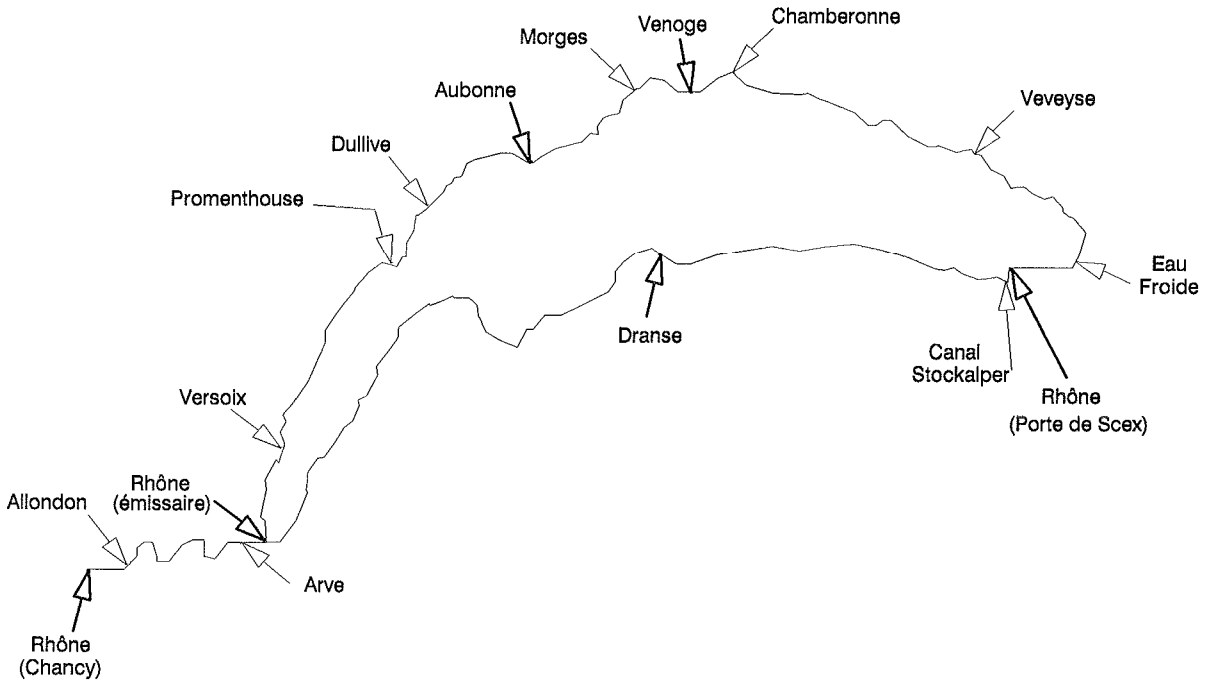


Figure 1 : Situation des diverses rivières étudiées

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

L'année 1995 est une année humide avec une lame d'eau précipitée autour du Léman de l'ordre de 1.3 m. (ORAND et GAGNAIRE, 1996). La pluviométrie sur le bassin versant direct du lac est parmi les plus importantes des années 1951-1994. Au plan mensuel, les mois de janvier, février, mai et septembre représentent, à la station de Thonon INRA, 60 % du total annuel. Cette situation météorologique se traduit par des débits moyens annuels parmi les plus élevés (tableau 2) de la période 1980-1995. Ainsi, les débits de l'année 1995 sont largement supérieurs à la moyenne des débits des 15 dernières années; pour la Dranse (+ 33 %), mais aussi pour la Venoge, l'Aubonne et le Rhône émissaire (entre + 15 et + 17 %).

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

Année	Venoge	Aubonne	Dranse	Rhône amont	Rhône émissaire
1981	5.2	5.3	22.2	211.0	304.0
1982	6.1	7.0	22.7	219.0	304.0
1983	5.2	6.5	22.7	206.0	268.0
1984	5.3	5.9	19.6	160.2	221.0
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
moyenne	4.5	5.7	20.4	193.0	259.0

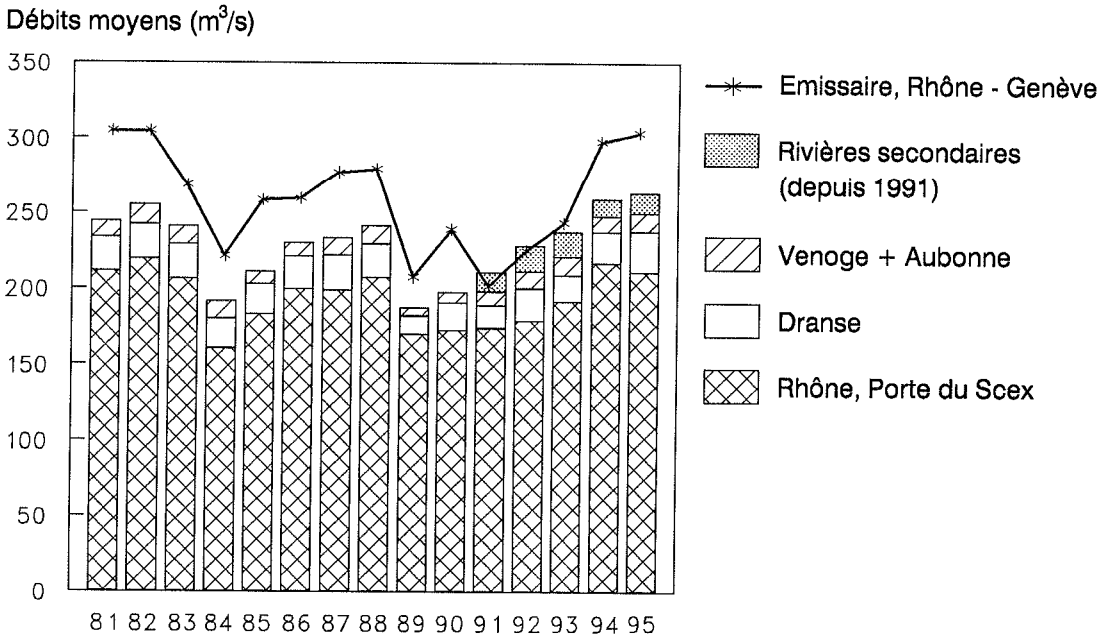


Figure 2 : Débits moyens annuels

3. APPORTS ANNUELS ET COMPOSITION DE L'EAU DES AFFLUENTS

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

- *Pour les rivières échantillonnées en continu*

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

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

- *Pour les rivières à échantillonnage mensuel*

$$Fmoy = \frac{\sum_{1}^{n} Ci.Qi}{n} \qquad Cmoy = \frac{Fmoy}{Qmoy}$$

avec
- Fmoy = flux moyen (g/s)
- Ci = concentration dans l'échantillon prélevé (g/l)
- Qi = débit moyen de la période correspondante (m^3/s)
- n = nombre d'échantillons
- Qmoy = débit moyen annuel

3.1 **Phosphore** (figures 3 à 5)

Le phosphore apporté par les affluents peut être subdivisé en :

fraction dissoute : orthophosphate (forme prépondérante dans la fraction dissoute), phosphore organique dissous.

fraction particulaire : phosphore organique particulaire, phosphore inorganique particulaire (apatitique ou non apatitique).

Rappelons que seul le phosphore directement ou indirectement assimilable par les algues joue un rôle dans le phénomène d'eutrophisation. Les algues ne peuvent assimiler que des formes dissoutes de phosphore (ou se transformant en formes dissoutes).

La fraction dissoute est donc la plus importante au plan biologique : l'orthophosphate (PO_4) est directement assimilable, 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 d'adsorption 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 90 % de phosphore particulaire et 10 % 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 (environ 90 % du phosphore total est du phosphore dissous).

Les apports moyens annuels en phosphore total par les quatre rivières principales sur la période 1980-1995 sont voisins d'un millier de tonnes par an (1'028.9 t). Ils sont supérieurs à 1'500 tonnes pour l'année 1995 dont 1'418 t pour le Rhône-amont. Cette augmentation, importante pour le Rhône amont est parallèle à celle du débit moyen. Les périodes de crues ont un rôle important dans cet accroissement. Ainsi pour le Rhône amont 800 t, soit 60 % du total, sont exportées en juin et juillet. Dans le cas de la Dranse ⅓ du flux total annuel transite pendant la semaine du 10 au 17 juillet.

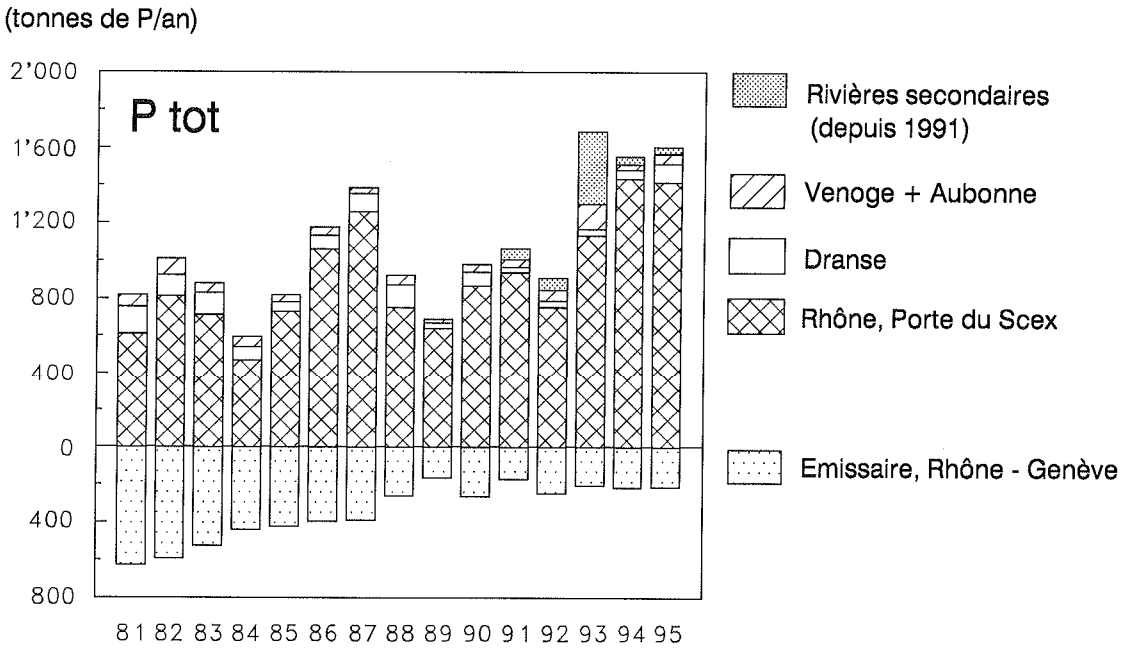


Figure 3 : **Phosphore total - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires et perte annuelle à l'émissaire.** (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

3.1.2 Phosphore dissous (orthophosphate)

Si le total des apports en orthophosphate par les affluents principaux (72.6 t) est toujours largement inférieur à 100 t, seuil atteint en 1987, on assiste en 1995 à une augmentation sensible par rapport à 1994 (+ 32 %). Cette augmentation est de même importance pour le Rhône amont, l'Aubonne et la Venoge. Elle est de 18.1 % pour la Dranse. Les bilans 1994 avaient été, il est vrai, les plus faibles depuis 1980. Toutefois, par rapport à 1993, les apports sont en baisse de 15 %.

Les apports par la Dranse représentent 11.2 % des apports totaux des rivières principales. Le pourcentage moyen sur la période 1980-1995 est de près de 20 %.

Les concentrations moyennes annuelles pondérées par les débits se répartissent comme suit : de 8.2 µgP/l pour le Rhône amont à 40 µgP/l pour la Venoge.

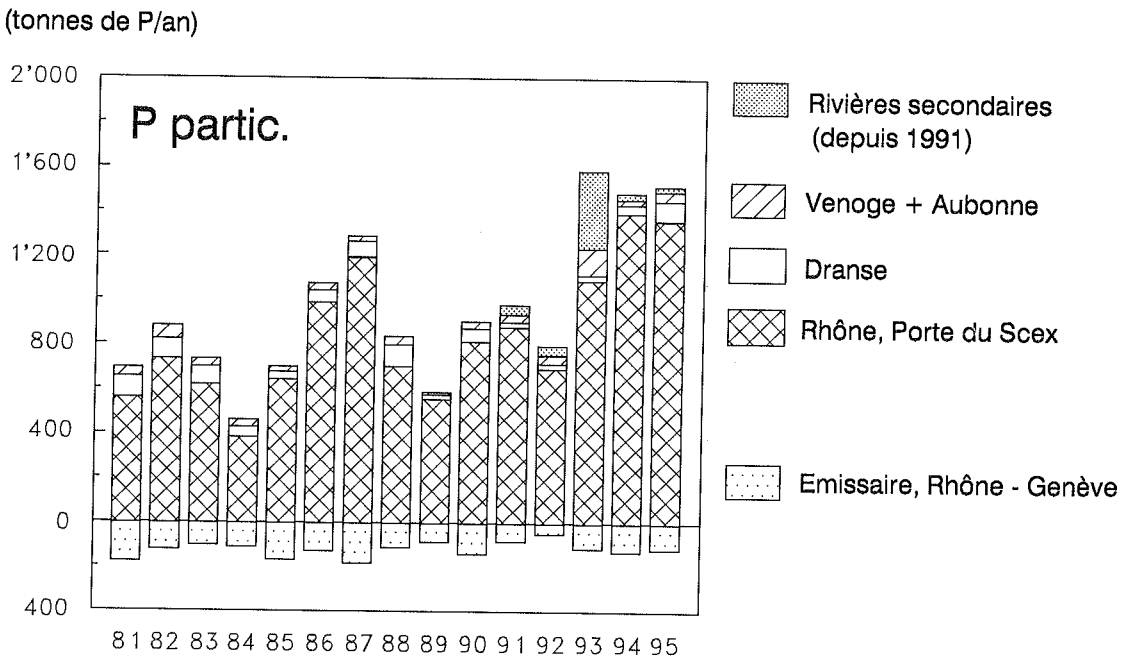


Figure 4 : **Phosphore particulaire - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires et perte annuelle à l'émissaire.** (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

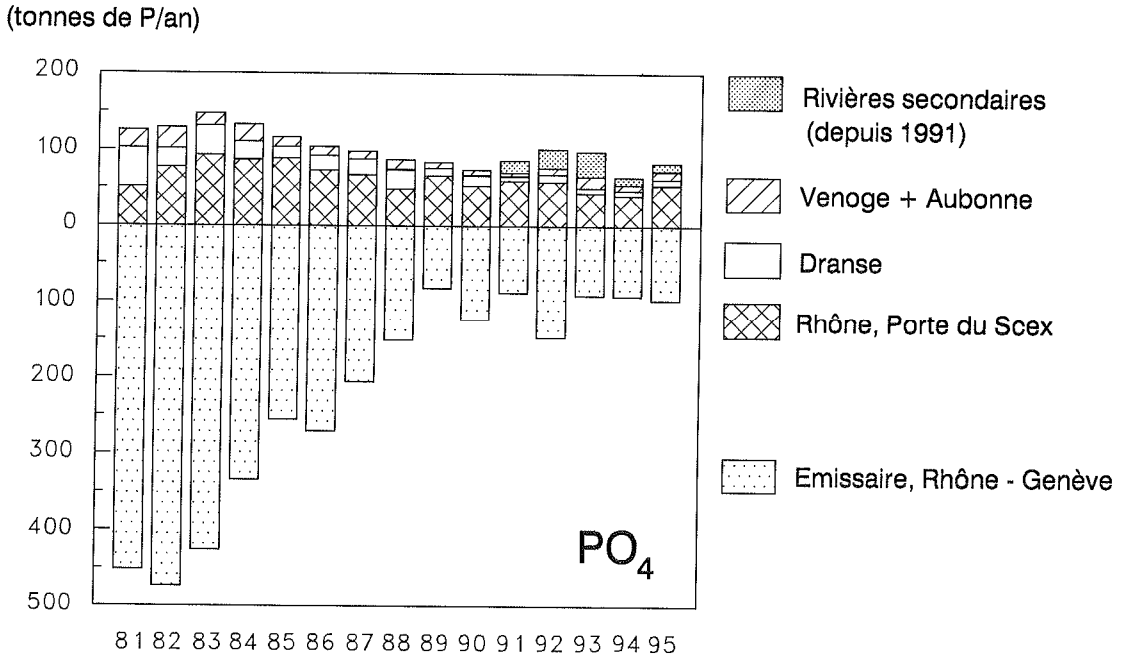


Figure 5 : **Phosphore dissous (orthophosphate) - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires et perte annuelle à l'émissaire.** (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

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

En 1995, les apports en azote nitrique par les quatre affluents principaux atteignent 4'946.4 tonnes (concentration moyenne pondérée par les débits : 0.63 mg N/l).

Ce total annuel approche les 5'000 t et n'a été dépassé pendant la période 1980-1995 qu'en une seule occasion en 1988. Par rapport aux apports moyens depuis 1980, ils sont plus importants en 1995, pour toutes les rivières principales.

Les exportations d'azote nitrique par l'émissaire sont, en 1995, au niveau de celles du début des années 80. Elles sont en augmentation depuis 1989, bien que les teneurs dans le lac soient stabilisées depuis cette période (BLANC et al., 1996). Cette évolution contradictoire peut être expliquée, d'une part, par l'évolution des débits de l'émissaire (cf. tableau du paragraphe 2) et, d'autre part, par le fait que l'on constate en 1995 des teneurs en nitrates dans les couches superficielles du Petit Lac (BLANC et al., 1996) légèrement supérieures à celles du Grand Lac (environ 10 %), les eaux du Petit Lac étant celles qui se déversent à l'émissaire. Néanmoins les concentrations moyennes annuelles pondérées par les débits sont très proches des concentrations moyennes des 15 dernières années (0.39 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 5'448 t. Le Rhône amont représente 75 % du total des apports des rivières principales. La concentration moyenne pondérée par le débit de l'ensemble des apports principaux est de 0.69 mg/l alors qu'elle n'est que de 0.41 mg/l dans l'émissaire. De fortes disparités existent au plan individuel, la fourchette des concentrations variant de 0.5 mg/l pour la Dranse à 3.8 mg/l pour la Venoge.

Pour l'azote total (azote minéral et organique) dans le Rhône amont, les apports en 1995 (5'949 t) avoisinent la moyenne interannuelle 1980-1995 (5'945 t). Ils sont plus élevés que la moyenne pour la Dranse (627 t et 524 t).

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

	Rhône		Dranse	
	tonnes	mgN/l	tonnes	mgN/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

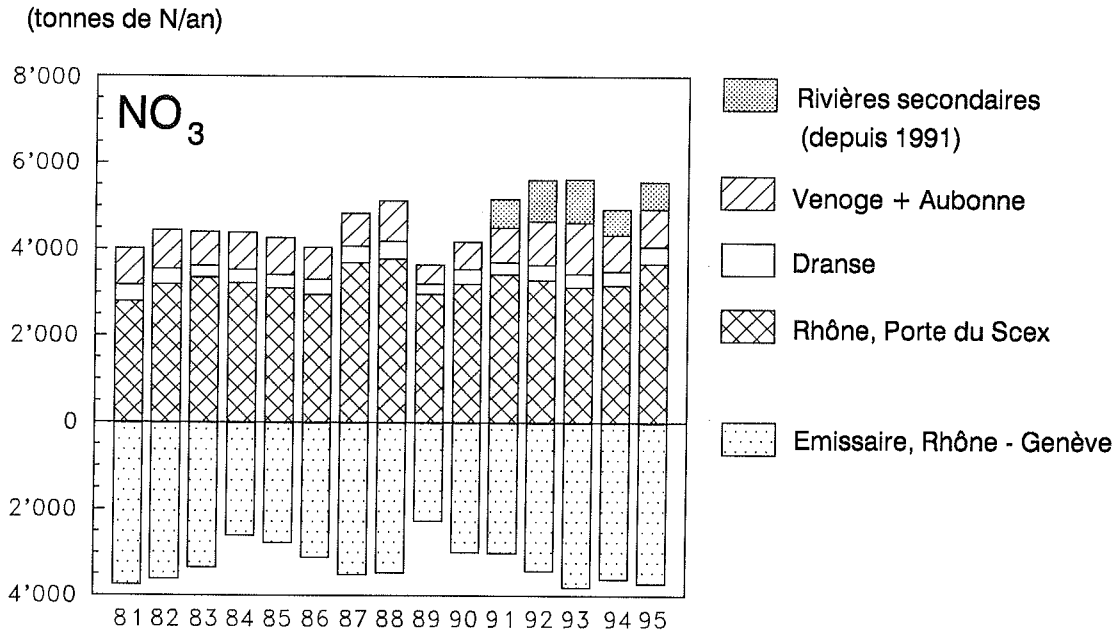


Figure 6 : **Azote nitrique - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires et perte annuelle à l'émissaire.** (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

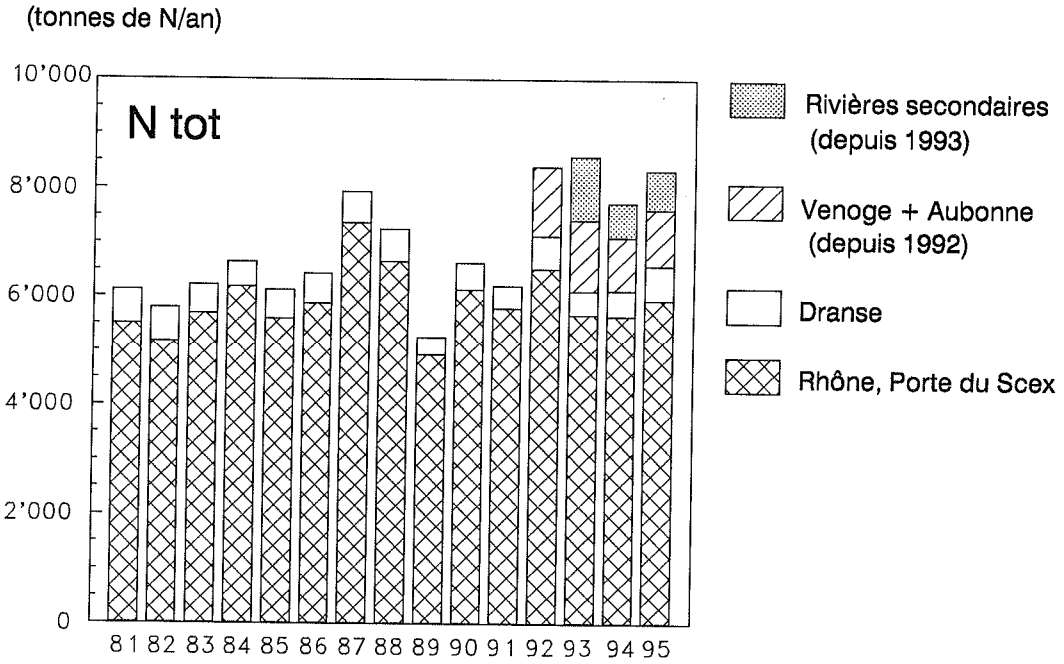


Figure 7 : **Azote total - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires.** (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

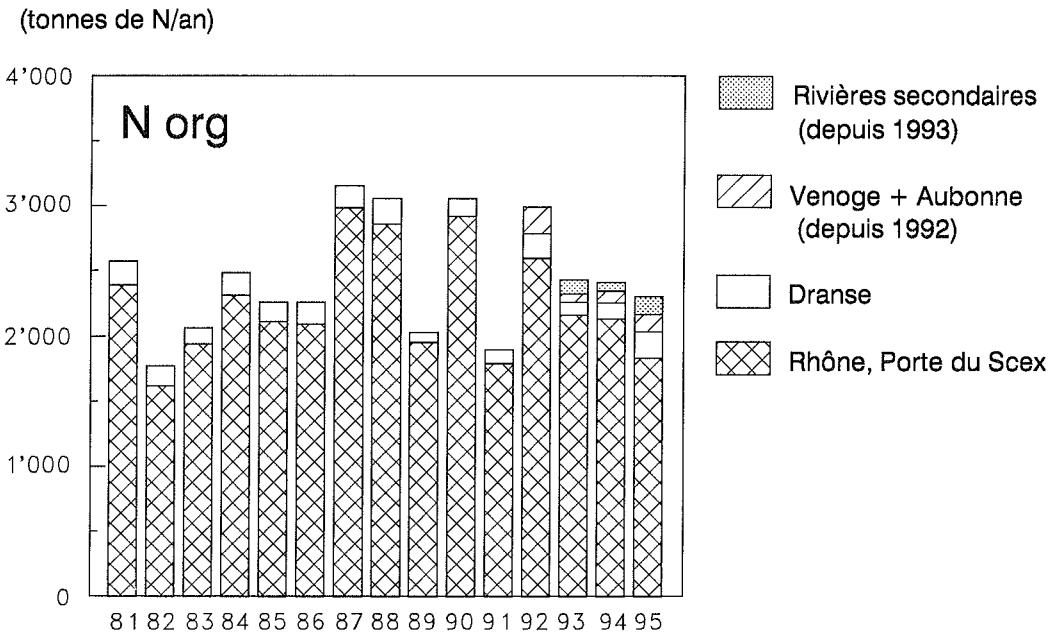


Figure 8 : **Azote organique - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires.** (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

3.3 Chlorure (figure 9)

En terme de concentrations moyennes annuelles, les chlorures présentent une relative stabilité depuis 1988. Pour 1995, la concentration moyenne pondérée pour les affluents principaux est de 6.6 mg Cl/l et les apports totaux par les rivières principales atteignent 51'856 t.

C'est la première année depuis 1980 que le stock de chlorure ayant transité par les quatre rivières principales dépasse 50'000 tonnes. Sur la période 1980-1995 les apports au lac par les affluents principaux ont augmenté d'environ 20'000 t ce qui représente 60 % d'augmentation en 15 ans.

La teneur moyenne dans les eaux du Rhône à l'émissaire atteint 6.4 mg/l, valeur proche de celle de 1994 ce qui correspond en terme de bilan à une perte annuelle de 61'654 t. Par rapport au tonnage qui transite par les rivières principales, ce sont environ 10'000 t supplémentaires de chlorure qui sont exportées.

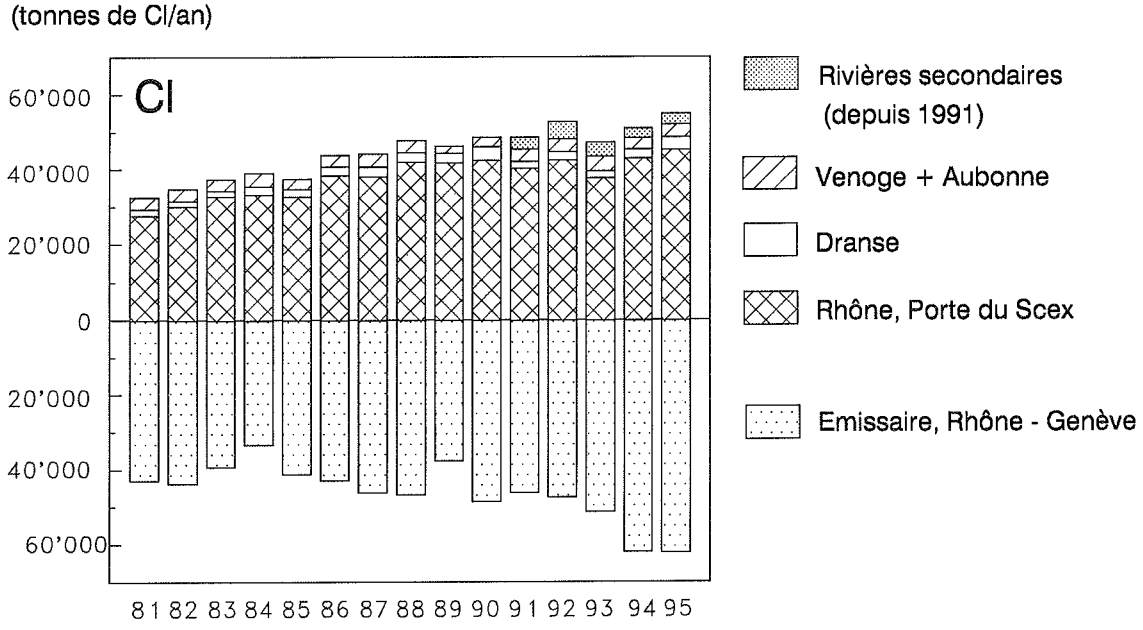


Figure 9 : **Chlorure - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires, et perte annuelle à l'émissaire.** (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

3.4 Carbone organique

Le carbone organique dissous (COD) est analysé dans les eaux de l'ensemble des rivières principales et secondaires sauf dans l'affluent de la rive française, la Dranse et le carbone organique total (COT) dans les eaux du Rhône amont, du Rhône à Chancy et du canal Stockalper. Les variations interannuelles des concentrations dans les apports ne sont pas significatives. Les concentrations moyennes annuelles en COT sont sensiblement identiques dans le Rhône amont et le Rhône à Chancy. Elles oscillent entre 1.8 et 4.7 mg C/l dans le Rhône amont et entre 1.8 et 4.2 mg C/l dans le Rhône à Chancy.

Les concentrations en carbone organique dissous des eaux du Rhône amont sont trois fois plus faibles que dans les autres rivières. Plus généralement, les minima et maxima des concentrations en COD des rivières principales et secondaires (hors Rhône amont) se situent entre 1.3 et 2.4 mg C/l (canal Stockalper) et 1.8 et 6.8 mg C/l (Chamberonne).

La concentration de COD dans les eaux du Rhône émissaire est de 1.4 mg C/l pour l'année 1995, valeur largement inférieure à la moyenne annuelle pondérée par les débits de l'ensemble des rivières principales et secondaires considérées (2.6 mg C/l).

3.5 Silice dissoute

Exprimées en mg SiO_2/l, les concentrations moyennes pondérées de silice sont stables et les variations interannuelles faibles.

3.6 Cuivre, zinc, plomb et cadmium

Les polluants métalliques ne sont dosés systématiquement que dans les eaux du Rhône amont.

TABLEAU 4 - Apports annuels (Rhône amont) en cuivre, zinc, plomb et cadmium (t/an) et concentrations moyennes pondérées (μg/l)

Année	Cuivre tonnes/an	Zinc tonnes/an	Plomb tonnes/an	Cadmium tonnes/an
1980	23.6	126.1	23.4	-
1981	28.6	85.0	22.8	-
1982	39.5	142.3	19.0	1.06
1983	24.5	182.5	14.6	-
1984	20.2	217.3	10.0	-
1985	22.4	141.9	20.6	-
1986	24.7	181.8	31.6	-
1987	44.9	226.7	49.2	-
1988	26.0	262.8	43.6	-
1989	14.8	108.6	37.6	0.78
1990	22.6	71.7	-	0.74
1991	17.3	72.5	20.5	0.65
1992	17.0	113.5	32.8	0.48
1993	19.9	157.7	32.9	0.45
1994	21.4	211.4	37.1	0.63
1995	20.2	66.2	24.9	0.39
Année	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l
1991	3.2	13	3.7	0.12
1992	3.0	20	5.8	0.09
1993	3.3	26	5.3	0.07
1994	3.1	32	5.4	0.09
1995	3.0	10	3.7	0.06

Les concentrations moyennes pondérées par les débits en cuivre, plomb et cadmium sont stables et les variations interannuelles pour le cuivre et le cadmium de faible amplitude. Pour le zinc, les concentrations sont revenues aux valeurs de l'année 1991 après les augmentations des années 1992, 1993 et 1994. En termes de bilan, les apports 1995 sont largement inférieurs aux moyennes de la période 1980-1995. On peut s'interroger d'ailleurs sur la signification de bilans (zinc et cadmium) variant du simple au triple entre 2 années relativement comparables sur le plan hydrologique (1994-1995).

4. ÉTUDE DES AFFLUENTS SECONDAIRES

TABLEAU 5 - Affluents secondaires : débits moyens annuels en m^3/s

	1990	1991	1992	1993	1994	1995
BV du Léman						
Versoix	3.21	2.90	4.66	2.87	3.17	3.65
Stockalper	-	2.87	3.62	2.79	2.41	3.32
Veveyse	2.78	1.52	2.58	1.87	2.40	1.88
Promenthouse	2.39	1.51	1.41	1.72	1.30	1.97
Chamberonne	0.79	0.57	0.68	0.68	1.07	1.06
Eau Froide	0.27	0.30	0.29	0.78	0.53	0.55
Morges	0.35	0.25	0.28	1.69	0.48	0.97
Dullive	0.22	0.15	0.25	0.98	0.28	0.19
BV Rhône aval						
Allondon	-	2.36	6.17	3.78	3.96	3.80
Arve	-	78.8	92.8	62.5	84.3	90.6
Rhône Chancy	-	316.0	363.0	356.5	403.6	415.7

Les affluents secondaires étudiés fournissent un débit total de 13.6 m^3/s soit 5.2 % des apports contrôles au lac. Comme pour les affluents principaux, l'ensemble des résultats de la campagne 1995 sur les huit affluents secondaires du Léman est consigné dans les tableaux 7 et 8

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 avec ceux du Rhône à Chancy. Ils permettront d'estimer les apports du bassin versant du Rhône entre la sortie du lac et la frontière franco-suisse que nous aborderons au chapitre 5.

4.1 Phosphore dissous (orthophosphate) et phosphore total

La charge annuelle en phosphore dissous qui transite par les huit affluents est de 10.3 tonnes. Ce total correspond à 56 % de cclui apporté par la Dranse, l'Aubonne et la Venoge réunies (18.4 t). En 1995, la Versoix apporte 4.6 tonnes d'orthophosphate. De même qu'en 1994, c'est la rivière la plus chargée en cet élément. Pour les mêmes rivières mesurées en 1994 et 1995, au nombre de huit, le total des apports en orthophosphate est pour ainsi dire inchangé (10.2 t à 10.3 t). Pour la Dullive et la Chamberonne les apports en orthophosphate ont diminué entre 1994 et 1995 dans des proportions importantes (resp. - 73 % et - 22 %). Pour la Morges et le canal Stockalper, le contraire s'est produit (resp. + 101 % et + 77 %). Les autres rivières sont sans changement en ce qui concerne cet élément.

En phosphore total, 35 tonnes sont amenées par les rivières secondaires contrôlées, à rapprocher du résultat obtenu en 1994 de 39.9 t. Par rapport aux trois rivières principales (hors Rhône amont), les apports des rivières secondaires en représentent environ le quart. En terme de concentration en orthophosphate, la Chamberonne (54 μgPl) et la Versoix (40 μgPl) sont les rivières présentant les concentrations les plus élevées. C'était déjà le cas en 1994.

4.2 Azote minéral total

Les concentrations moyennes annuelles en azote minéral total varient de 0.56 mgN/l pour la Veveyse à 4.9 mgN/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 (3.8 mgN/l) et la Dranse (0.49 mgN/l). A noter, par rapport à 1994, un abaissement général des concentrations moyennes annuelles.

Les apports cumulés de l'ensemble des rivières secondaires représentent, ainsi qu'en 1994, la moitié des apports cumulés de la Venoge, de l'Aubonne et de la Dranse. Globalement, les rivières secondaires examinées transfèrent 680.5 tonnes d'azote minéral total au Léman.

4.3 Chlorure

Les apports en chlorure des rivières secondaires atteignent 2'948 tonnes soit 454 tonnes de plus qu'en 1994. Ce total est du même ordre de grandeur que celui des apports par la Dranse ou par la Venoge. Par rapport aux quatre rivières principales, les apports des rivières secondaires représentent 5.4 %. Les concentrations en chlorure dans les rivières secondaires varient entre 1.7 mgCl/l (Eau Froide) et 21.6 mgCl/l (Chamberonne).

4.4 Silice dissoute

Les concentrations moyennes annuelles pondérées en silice des eaux des affluents secondaires varient de 3.4 mg/l dans les eaux de l'Eau Froide à 7.9 mg/l dans la Morges. Dans les rivières principales cet éventail est plus serré et les valeurs atteintes sont plus faibles : 2.6 mg/l (Aubonne) à 4.7 mg/l (Venoge). Les apports totaux enregistrés dans les rivières secondaires ne représentent que 3.6 % de ceux des rivières principales.

5. BASSIN VERSANT DU RHÔNE DE GENÈVE A 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 90.55 m^3/s) et l'Allondon (débit moyen 3.8 m^3/s). Les débits du Rhône émissaire et de l'Arve constituent 94.8 % du débit mesuré à Chancy.

Nous disposons, pour effectuer un bilan des charges dans le 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 au Rhône provient des rejets 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.

---

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

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. Il faut cependant signaler que la retenue de Verbois (en amont de Chancy) peut avoir suivant les périodes un rôle de piégeage ou de relargage vis-à-vis de certains éléments.

TABLEAU 6 - Apports en tonnes/an

	Débit m^3/s	Nitrate t N/an	Ortho-phosphate t P/an	Phosphore total t P/an	Chlorure t Cl/an	Sulfate t SO4/an
Rhône émissaire	303.4	3'713	96.9	213.2	61'654	428'099
Arve	90.6	1'428	183.7	233.9	14'643	105'833
Allondon	3.8	226	13.8	15.6	773	966
Rhône Chancy	415.7	7'375	391.8	951.9	89'357	554'363
BV "genevois" [1]	17.9	2'006	97.4	489.2	12'287	19'465

[1] = valeurs non mesurées, mais obtenues par soustraction.

La charge du Rhône en éléments fertilisants à la frontière franco-suisse (Chancy) est doublée pour les nitrates et quadruplée pour le phosphore total et dissous par rapport à celle mesurée à la sortie du lac (Rhône émissaire).

Par rapport à la charge à Chancy, les charges dans l'Arve représentent 19 % pour les nitrates et 47 % pour le phosphore dissous. Pour le bassin dit "genevois" (obtenu par soustraction) les charges représentent 27 % pour les nitrates et 25 % pour le phosphore dissous.

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

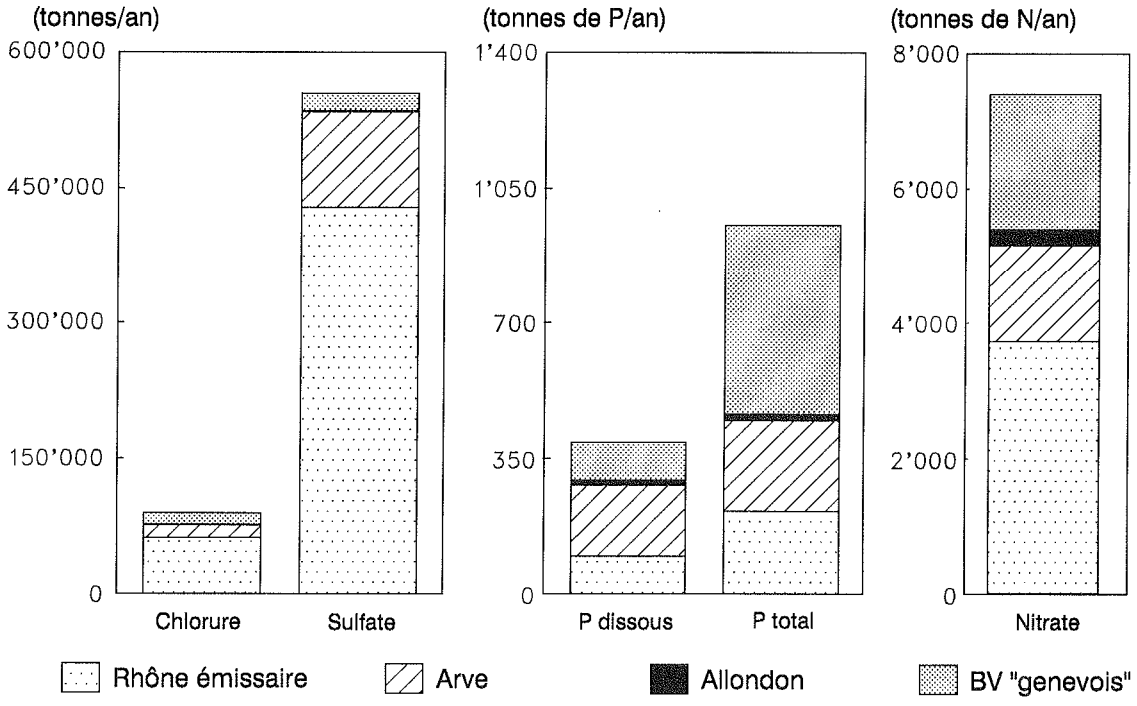


Figure 10 : Charges du Rhône à Chancy en 1995

6. CONCLUSIONS

Bassin versant Léman

Avec une lame d'eau précipitée de 1.3 m sur le bassin versant en pourtour du Léman, 1995 est une des années les plus pluvieuses des 40 dernières années. Les débits correspondants sont eux aussi largement supérieurs à la moyenne des 15 dernières années. La somme des débits moyens de l'ensemble des quatre affluents principaux (Rhône, Dranse, Aubonne et Venoge) est de 249.6 m^3/s, soit 10.7 % de plus que la moyenne des apports depuis 1980.

Les apports en phosphore total (1'569 t) sont les plus élevés depuis 1980 pour les rivières principales. Les apports par le Rhône amont représentent 90.4 % de ce total. Les apports sont importants en période de crue, c'est ainsi qu'ils s'élèvent à plus de 800 t pour le Rhône amont pendant les mois de juillet et août et à 34 t pour la Dranse pendant la semaine du 10 au 17 juillet. Pour le phosphore dissous, élément directement assimilable par les algues, les apports par les rivières principales (72.6 t) demeurent en deça de la limite des 100 t par an atteinte en 1987. Ils ont subi une forte augmentation (+ 32.6 %) par rapport à 1994. Les apports par les rivières secondaires (10.3 t) sont sensiblement les mêmes qu'en 1994 (10.0 t). En terme de concentration moyenne annuelle en phosphore dissous, aucune rivière ne dépasse 100 µgP/l. Les concentrations sont encore trop élevées dans les eaux de la Chamberonne (54 µgP/l), la Versoix (40 µgP/l), la Morges (40 µgP/l) et la Venoge (40 µgP/l). Les rivières telles que le Foron, le Redon, le Pamphiot, situées sur la côte française totalisaient quand elles étaient contrôlées environ 10 t de phosphore dissous et des concentrations moyennes annuelles supérieures aux maximums relevés en 1995 dans les eaux des affluents secondaires.

Représentés à plus de 90 % par l'azote nitrique, les apports en azote minéral total par l'ensemble des rivières principales et secondaires contrôlées, s'élèvent à 5'448.2 t. Les apports en azote minéral total par le Rhône amont représentent environ 67 % de l'ensemble des apports des quatre rivières principales et de huit rivières secondaires. On constate que certaines rivières ont des concentrations relativement élevées en azote minéral total; c'est le cas pour la Morges (4.9 mgN/l), la Venoge (3.8 mgN/l), la Dullive (3.4 mgN/l) et la Chamberonne (3.2 mgN/l).

Les apports en chlorures sont relativement stables depuis 1988. Néanmoins, si l'on regarde l'évolution des apports depuis 1980, on constate une augmentation faible mais régulière de ceux-ci qui franchissent la barre des 50'000 t en 1995 pour les quatre rivières principales. La concentration moyenne pondérée par les débits pour l'ensemble des rivières étudiées atteint 6.2 mgCl/l.

Les polluants métalliques (cuivre, zinc, plomb, cadmium) ne sont dosés que dans les eaux du Rhône amont. Pour le cuivre et le cadmium les flux et les concentrations sont stables et de faible amplitude. Par contre, pour le zinc et le plomb, les variations interannuelles sont très importantes et varient dans un rapport de 1 à 3.

Bassin 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 donnent une indication sur la contribution des divers bassins versants dans l'enrichissement en éléments fertilisants des eaux du Rhône aval.

La charge du Rhône en éléments fertilisants à la frontière franco-suisse (Chancy) est doublée pour les nitrates et quadruplée pour le phosphore total et dissous par rapport à celle mesurée à la sortie du lac (Rhône émissaire).

Par rapport à la charge à Chancy, les charges dans l'Arve représentent 19 % pour les nitrates et 47 % pour le phosphore dissous. Pour le bassin dit "genevois" les charges (obtenues par soustraction) représentent 27 % pour les nitrates et 25 % pour le phosphore dissous.

BIBLIOGRAPHIE

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.

ORAND, A. et GAGNAIRE, J. (1996) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995.

DORIOZ, J.M. et ORAND, A. (1996) : Evaluation des rejets de pollution ponctuelle de phosphore à l'échelle des bassins versants. Portée générale d'une approche par les relations concentration-débit lors des tarissements. Environnement et technique, n°153, janv.-févr. 1996, 61-64.

TABLEAU 7 - Concentrations moyennes en 1995

1995	Débit	NH4	NO2	NO3	Ntot	Nmintot	PO4	Ptot	Cl	SiO2	SO4	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	BASSIN VERSANT LÉMAN																	
Rhône amont	210.46	65.4	*	555	896	*	8.2	213.6	6.79	3.40	49.39	2.06	0.46	5.52	1.42	0.99	2.71	205.43
Dranse	27.24	29.3	8.1	458	730	495	9.5	113.5	4.00	3.41	43.82	3.07	0.64	2.92	0.78	*	*	113.82
Aubonne	6.58	40.1	8.8	1'283	1'723	1'332	16.9	90.1	4.59	2.61	5.87	3.50	0.45	2.50	0.80	2.96	*	56.99
Venoge	5.30	120.6	29.6	3'626	4'083	3'777	40.2	210.0	14.23	4.71	16.67	4.49	0.65	6.43	2.16	3.47	*	131.36
Versoix	3.65	12.0	13.5	1'030	1'299	1'055	40.1	60.2	6.36	*	5.86	3.37	0.46	3.53	0.72	1.94	*	*
Stockalper	3.32	227.9	23.6	746	*	998	11.8	85.0	*	*	*	*	*	*	*	1.67	2.55	27.65
Veveyse	1.88	30.8	5.0	527	1'090	563	8.6	91.8	6.50	3.51	11.48	3.16	0.46	6.01	1.35	3.00	*	107.29
Promenthouse	1.97	13.9	4.2	1'901	2'511	1'920	10.6	34.0	7.21	3.81	7.03	4.11	0.63	3.68	1.08	2.49	*	18.09
Chamberonne	1.06	65.8	31.9	3'097	3'640	3'195	53.7	188.0	21.55	5.59	33.34	4.00	0.67	12.22	2.61	3.37	*	88.88
Eau Froide	0.55	227.9	20.8	1'242	2'157	1'491	8.6	89.6	1.66	3.37	24.53	3.18	0.47	1.71	0.97	2.38	*	30.34
Morges	0.97	77.4	25.6	4'802	5'309	4'905	39.6	109.4	18.28	7.95	23.76	4.99	0.88	7.94	3.27	3.52	*	46.36
Dullive	0.19	14.3	7.4	3'335	3'837	3'357	13.6	62.1	13.08	7.39	21.20	4.89	0.99	6.62	2.22	2.82	*	26.16
	BASSIN RHÔNE AVAL																	
Rhône émissaire	303.41	13.5	4.2	388	602	406	10.1	22.3	6.44	0.68	44.74	2.11	0.48	4.73	1.43	1.38	*	*
Arve	90.55	76.0	61.8	500	779	638	64.3	81.9	5.13	*	37.06	2.61	0.43	3.80	0.93	1.28	*	*
Allondon	3.80	73.3	32.1	1'886	2'230	1'992	115.1	129.8	6.45	*	8.06	3.93	0.47	4.08	1.25	1.74	*	*
Rhône Chancy	415.67	76.7	29.4	563	939	*	29.9	72.6	6.82	1.59	42.29	2.35	0.50	5.27	1.60	1.35	2.80	49.59

TABLEAU 8 - Flux en 1995

1995	Débit	NH4	NO2	NO3	Ntot	Nmintot	PO4	Ptot	Cl	SiO2	SO4	Ca	Mg	Na	K	COD	COT	MES
	m^3/s	t N	t N	t N	t N	t N	t P	t P	t Cl	t SiO2	t SO4	t Ca	t Mg	t Na	t K	t C	t C	t
FLUX	BASSIN VERSANT LÉMAN																	
Rhône amont	210.46	434.4	*	3'681	5'949	* 4'115	54.22	1'418	45'090	22'559	327'785	273'891	37'460	36'632	9'441	6'591	17'994	1'363'465
Dranse	27.24	25.2	7.0	393	627	425	8.13	97.5	3'433	2'930	37'644	52'809	6'660	2'512	669	*	*	97'774
Aubonne	6.58	8.3	1.8	266	358	276	3.52	18.7	953	542	1'218	14'567	1'147	519	165	615	*	11'823
Venoge	5.30	20.2	5.0	607	683	632	6.73	35.1	2'381	362	2'790	15'042	1'318	1'076	362	580	*	21'974
Versoix	3.65	1.4	1.6	118	149	121	4.62	6.9	732	*	674	7'767	642	406	83	223	*	*
Stockalper	3.32	23.9	2.5	78	*	104	1.24	8.9	*	*	*	*	*	*	*	175	267	2'893
Veveyse	1.88	1.8	0.3	31	65	33	0.51	5.5	386	208	681	3'752	329	357	80	178	*	6'367
Promenthouse	1.97	0.9	0.3	118	156	119	0.66	2.1	447	237	436	5'103	477	228	67	154	*	1'122
Chamberonne	1.06	2.2	1.1	103	121	106	1.79	6.3	717	186	1'110	2'671	272	407	87	112	*	2'958
Eau Froide	0.55	4.0	0.4	22	38	26	0.15	1.6	28.9	58.6	427	1'107	100	30	17	41	*	528
Morges	0.97	2.4	0.8	146	162	149	1.21	3.3	558	242	725	3'051	328	242	100	107	*	1'415
Dullive	0.19	0.1	0.0	20	23	20	0.08	0.4	79.4	44.8	129	594	73	40	14	17	*	159
Total rivières	263.17	524.6	20.6	5'584	8'331	6'129	82.9	1'604	54'805	27'370	373'617	380'353	48'806	42'448	11'084	8'794	18'260	1'510'477
	BASSIN RHÔNE AVAL																	
Rhône émissaire	303.41	129.1	40.2	3'714	5'757	3'883	96.9	213	61'654	6'460	428'099	404'246	55'728	45'305	13'640	13'213	*	*
Arve	90.55	217.1	176.4	1'428	2'225	1'822	183.7	234	14'643	*	105'833	149'541	14'766	10'865	2'657	3'657	*	*
Allondon	3.80	8.8	3.9	226	267	239	13.8	16	773	*	966	9'446	685	489	150	208	*	*
Rhône Chancy	415.67	1'021.8	392.3	7'375	12'307	8'789	391.8	952	89'359	20'784	554'363	617'869	79'476	69'058	20'966	17'717	36'708	650'057

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 1996, 219-237.

CARACTÉRISATION ÉCOTOXICOLOGIQUE DES AFFLUENTS DU LÉMAN À LEUR EMBOUCHURE ET DU BASSIN VERSANT DU RHÔNE AVAL : COMPLÉMENT D'ÉTUDE [1]

Campagne 1995

PAR

Michel PARDOS, Christophe BENNINGHOFF et **Richard THOMAS**

INSTITUT F.-A. FOREL, CH - 1290 VERSOIX

Marc DUMAS

SERVICE DE L'ÉCOTOXICOLOGUE CANTONAL, CP 78, CH - 1211 GENÈVE 8

RÉSUMÉ

Le travail présenté ici prolonge et complète une étude similaire effectuée en 1993. Deux campagnes d'échantillonnage de matières en suspension (MES) et de sédiments ont été effectuées dans différents cours d'eau du bassin du Léman et du Rhône. Pour les affluents lémaniques dont l'embouchure est sous l'influence directe d'un rejet de STEP (Paudèze, Eau Froide et Dranse), deux échantillonnages ont été réalisés, l'un en amont et l'autre en aval du rejet.

La toxicité aiguë des composés hydrophobes extraits des sédiments < 63 µm et des MES a été déterminée pour la bactérie Vibrio fischeri du test Microtox®. En complément, la toxicité des extraits aqueux des MES a été évaluée non seulement par le test bactérien, mais encore par l'algue Raphidocelis subcapitata (test chronique).

Les effets toxiques produits par les extraits organiques des sédiments < 63 µm et des MES ont mis généralement en évidence un classement similaire des sites. La persistance des risques écotoxicologiques a été ainsi confirmée pour les composés hydrophobes extraits. De plus, les résultats complémentaires obtenus sur les extraits aqueux des MES ont également démontré dans certains cas l'impact toxique potentiel de composés solubles dans l'eau.

Pour l'ensemble des cours d'eau dont les points échantillonnés ne sont pas sous l'influence directe d'un rejet polluant, les trois rivières dont les potentiels écotoxiques figurent parmi les plus élevés indistinctement du support et du bio-essai ainsi que pour au moins l'un des deux prélèvements sont le Grand Canal (extrait organique et aqueux), l'Eau Froide amont STEP (extrait organique) et le Rhône à la Jonction (extrait organique et aqueux). Si dans les deux premiers cas les résultats obtenus sont cohérents avec la connaissance que nous avons des pollutions locales, la présence du site Rhône Jonction est surprenante et mériterait d'être vérifiée.

L'impact négatif des rejets de STEP sur la "qualité" écotoxicologique des sédiments et des suspensions a été clairement démontré aux embouchures de la Paudèze, de l'Eau Froide et de la Dranse.

Afin de dépasser ce premier constat et de mieux saisir l'origine dominante des apports toxiques, des études ultérieures sont nécessaires.

---

[1] L'étude sur le Rhône aval et l'Arve a été financée par le Service de l'écotoxicologue cantonal de Genève

1. INTRODUCTION

Lors de la campagne 1993, l'étude de PARDOS et al. (1994) a permis d'identifier et de hiérarchiser, d'un point de vue écotoxicologique, des affluents du Léman à leur embouchure ainsi que son émissaire. Les sites échantillonnés ayant présenté une toxicité potentielle importante étaient tous sous l'influence soit de situations de pollutions ponctuelles (directement en aval de rejets de stations d'épuration) soit de zones industrielles ou d'agglomérations en amont dans les bassins versants. D'autre part, les faibles toxicités qui ont été mesurées sur certains sites dont le point frontière de Chancy-Pougny sur le Rhône aval étaient surprenantes compte tenu de la localisation des points de prélèvements ou d'études précédentes.

Dans ce contexte, deux programmes complémentaires ont été menés lors de la campagne 1995. Le premier a été financé par la CIPEL dans le but de poursuivre les investigations sur les affluents lémaniques dont les extraits organiques des sédiments se sont révélés potentiellement les plus toxiques d'après le test Microtox®. Le deuxième, financé par le service de l'écotoxicologue cantonal de Genève, s'est intéressé plus spécifiquement au bassin versant genevois du Rhône aval. Le présent rapport synthétise les résultats obtenus lors de ces deux études.

2. ÉCHANTILLONNAGE

Deux campagnes de prélèvements de dépôts superficiels (5 premiers centimètres environ) et de matières en suspension (MES) ont été effectuées en mai (série 1) et en juin-juillet 1995 (série 2) pour les affluents lémaniques ainsi qu'en novembre-décembre 1994 (série 1) et en juin 1995 (série 2) pour le Rhône aval et l'Arve. Les matières en suspension ont été prélevées en "instantané" par centrifugation en flux continu (3 centrifugeuses à haute vitesse) sur le site en immergeant une pompe dans la rivière. Les temps de centrifugation ont varié en fonction de la turbidité de la rivière (annexe 3) et ont été en moyenne d'environ 3 heures.

Les affluents lémaniques sélectionnés ont été la Dranse, l'Eau Froide, le Grand Canal, la Paudèze, le Canal Stockalper et la Versoix. Notons que pour la Morges, d'importants chantiers directement en amont de l'embouchure ne nous ont pas permis de retenir cette rivière. Pour la Dranse, la Paudèze et l'Eau Froide, le point d'échantillonnage à l'embouchure est sous l'influence directe d'un rejet de STEP. Pour ces trois cours d'eau, nous avons également effectué un prélèvement complémentaire en amont du rejet. La situation géographique des sites échantillonnés figure dans le rapport de PARDOS et al. (1994).

Sur la figure 1 sont représentés les points prélevés pour l'Arve et le Rhône sur le territoire genevois. Sur le bassin versant du Rhône aval nous avons associé aux deux points choisis en 1993 (Arve Jonction et Rhône Chancy-Pougny) trois autres sites afin de mieux mettre en évidence les éventuelles potentialités écotoxicologiques des deux cours d'eau principaux du canton de Genève. Les échantillons de sédiments et de MES ont été prélevés en 5 stations :

1. Arve Vessy : en aval de la frontière franco-genevoise et des rejets des STEP d'Annemasse et de Villette,
2. Arve Jonction : en amont de la confluence avec le Rhône,
3. Rhône Jonction: à l'émissaire en amont de la jonction avec l'Arve,
4. Rhône Vernier: en aval de la STEP d'Aïre,
5. Rhône Chancy-Pougny : à la frontière franco-genevoise.

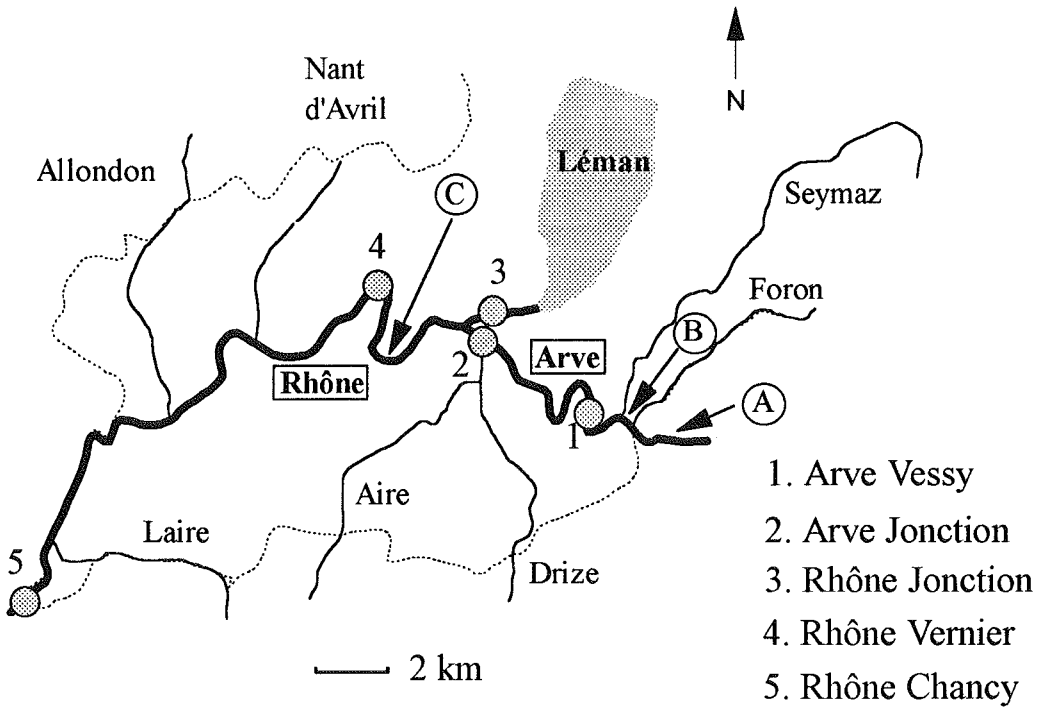


Figure 1 : Points d'échantillonnage sur le Rhône et l'Arve, canton de Genève

Les coordonnées et les dates des prélèvements sont rassemblées à l'annexe 1.

3. BUTS DE L'ÉTUDE

Le but principal de cette étude a été d'approfondir les connaissances sur les rivières dont les extraits organiques des sédiments se sont révélés les plus toxiques lors de la campagne 1993. Nous avons d'une part vérifié l'actualité des risques écotoxicologiques potentiels en échantillonnant les MES et d'autre part complété le constat des problèmes existant sur l'ensemble du bassin versant lémanique.

4. MÉTHODOLOGIE

4.1 Préparation des échantillons

Dès l'arrivée au laboratoire et contrairement aux MES, les sédiments déposés ont été tamisés à 63 µm afin d'éliminer les effets dilutifs de la fraction sableuse.

La priorité étant d'effectuer à la fois l'extraction aqueuse des MES humides et les bio-essais dans les plus brefs délais (< 72 h depuis le moment du prélèvement), une partie des MES et des sédiments < 63 µm a été congelée afin de procéder ultérieurement aux extraits organiques.

Le plan schématique de l'étude est indiqué à la figure 2.

4.2 Extraction des contaminants

4.2.1 Extraction organique

Les extractions organiques au dichlorométhane ont été effectuées sur les MES et les sédiments déposés (fraction < 63 µm). La méthodologie employée est identique à celle de l'étude précédente (PARDOS et al., 1994), excepté que l'extraction s'effectue après décongélation des échantillons.

4.2.2 Extraction aqueuse

Les extraits aqueux ont été réalisés sur les MES humides uniquement. L'extrait s'effectue en mélangeant 1 volume de MES humides à 4 volumes d'eau du Léman (station GE 2) filtrée à 0.45 µm. Après une agitation rotative d'une heure, le mélange est centrifugé à 2000 g et le surnageant est filtré à 0.45 µm. Les tests écotoxicologiques sont effectués dans les 24 heures.

La concentration de matière soumise à l'extraction a été en moyenne d'environ 90 g/l (poids sec).

4.3 Tests écotoxicologiques et expression des résultats

Les bio-essais sélectionnés pour ce travail ont été le test de toxicité aiguë Microtox® (Association Française de Normalisation - AFNOR NF T90 320, 1991) ainsi que le test chronique algal *Raphidocelis subcapitata* (anciennement *Selenastrum capricornutum*) sur microplaque (ENVIRONMENT CANADA, 1992).

Pour le test Microtox®, la bioluminescence de la bactérie *Vibrio fischeri* (anciennement *Photobacterium phosphoreum*) a été déterminée après 15 minutes pour les extraits organiques et 30 minutes pour les extraits aqueux.

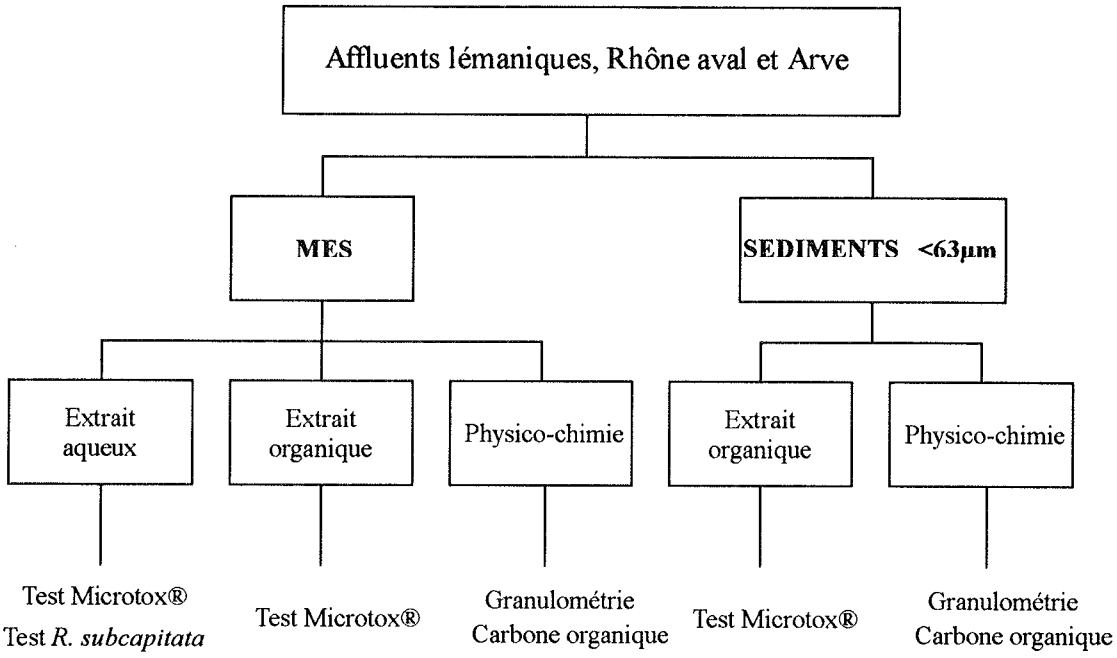


Figure 2 : Schéma général de l'étude

Concernant le test *R. subcapitata*, nous avons adapté le protocole aux extraits aqueux en débutant le test avec une concentration algale de 10^5 cell/ml (au lieu de 10^4 cell/ml) et en mesurant la biomasse produite après 48heures (au lieu de 72 h). Ceci a l'avantage de limiter les problèmes d'évaporation, de comptage cellulaire et de contamination bactérienne. En fonction des résultats précédents (PARDOS et al., 1994), le test *R. subcapitata* n'a pas été retenu pour évaluer la toxicité des extraits organiques.

Tout comme lors de la campagne 1993, les résultats sont présentés sous la forme d'Unités Toxiques rapportées au Sédiment (UTS50 en l/équ-g). Ces dernières représentent la dilution nécessaire de l'extrait d'un équivalent gramme de sédiment pour inhiber de 50 % les organismes. Par exemple, une UTS50 de 20 l/équ-g signifie qu'il faut diluer l'extrait d'un équivalent gramme de sédiment dans 20 l pour obtenir 50 % d'inhibition. Plus les UTS50 sont élevées, plus la toxicité est grande.

4.4 Physico-chimie

La distribution granulométrique des particules ainsi que le pourcentage en carbone organique ont été déterminés pour les MES et les sédiments < 63 µm selon les méthodes utilisées lors de la campagne 1993.

4.5 Mise en oeuvre

L'échantillonnage, le traitement des échantillons, les extractions organiques et aqueuses, le test *R. subcapitata*, le test Microtox® sur les extraits organiques des affluents lémaniques, la granulométrie et la teneur en carbone organique ont été effectués à l'Institut F.-A. Forel, Université de Genève, Versoix.

Le test bactérien Microtox® sur les extraits organiques du Rhône aval et de l'Arve ainsi que sur les extraits aqueux de l'ensemble de l'étude a été réalisé au service de l'écotoxicologue cantonal de Genève.

5. RÉSULTATS

5.1 Remarques préliminaires

Le chiffre figurant après le nom du cours d'eau indique le numéro du prélèvement (série 1 ou 2) réalisé lors de la campagne 1995.

En ce qui concerne les affluents lémaniques, les sites d'échantillonnage "aval STEP" de 1995 correspondent à ceux des prélèvements de la campagne 1993.

5.2 Physico-chimie

Les caractéristiques physico-chimiques des sédiments et des MES sont regroupées respectivement à l'annexe 2 et 3.

5.2.1 Granulométrie des sédiments < 63 µm et des MES

Les médianes des distributions granulométriques des sédiments < 63 µm varient entre 9.9 et 31.6 µm. Les valeurs maximales (> 20 µm) sont trouvées aux points Rhône Chancy-1 (série 1), Arve Vessy-2 (série 2) et Arve Jonction-2 (série 2). La plus grande variation (facteur > 2) entre les deux séries est observée pour l'Arve Vessy.

En ce qui concerne les MES, les médianes se situent entre 7.2 et 28 µm, avec une exception à 43.3 µm pour le site Rhône Jonction-2. Les valeurs maximales (> 20 µm) sont relevées pour les échantillons de la Paudèze aval STEP-1, de la Versoix-1 et du Rhône Jonction-2. Les variations les plus importantes (facteur > 2) entre les deux campagnes sont mesurées pour la Paudèze amont et aval STEP, la Dranse aval STEP, la Versoix et le Rhône Jonction.

5.2.2 Carbone organique des sédiments < 63 µm et des MES

La richesse en carbone organique varie entre 0.8 et 8.5 % pour les sédiments < 63 µm et entre 1.4 et 24.4 % pour les MES. Des valeurs particulièrement élevées (>10 %) sont mesurées sur les MES de la Paudèze aval STEP-1/2, de l'Eau Froide aval STEP-2, du Grand Canal-1/2 et du Rhône Jonction-1/2.

Les variations les plus importantes de la teneur en carbone organique (facteur > 2) d'un prélèvement à l'autre sont relevées pour l'Arve Vessy et la Paudèze amont STEP sur les sédiments et pour l'Eau Froide aval STEP, le Canal Stockalper, l'Arve Vessy, le Rhône Vernier et le Rhône Chancy-Pougny sur les MES.

5.3 Résultats des biotests

Le détail de tous les résultats figure aux annexes 4, 5, 6 et 7.

5.3.1 Approche sur les sédiments < 63 µm

Les UTS50 des extraits organiques ont pu être déterminées pour tous les échantillons (28 sédiments) et elles s'échelonnent entre 0.3 et 325 l/équ-g (annexe 4). Les quatre valeurs maximales (figure 3) sont mesurées sur les sédiments de l'Eau Froide aval STEP-1/2 et du Grand Canal-1/2.

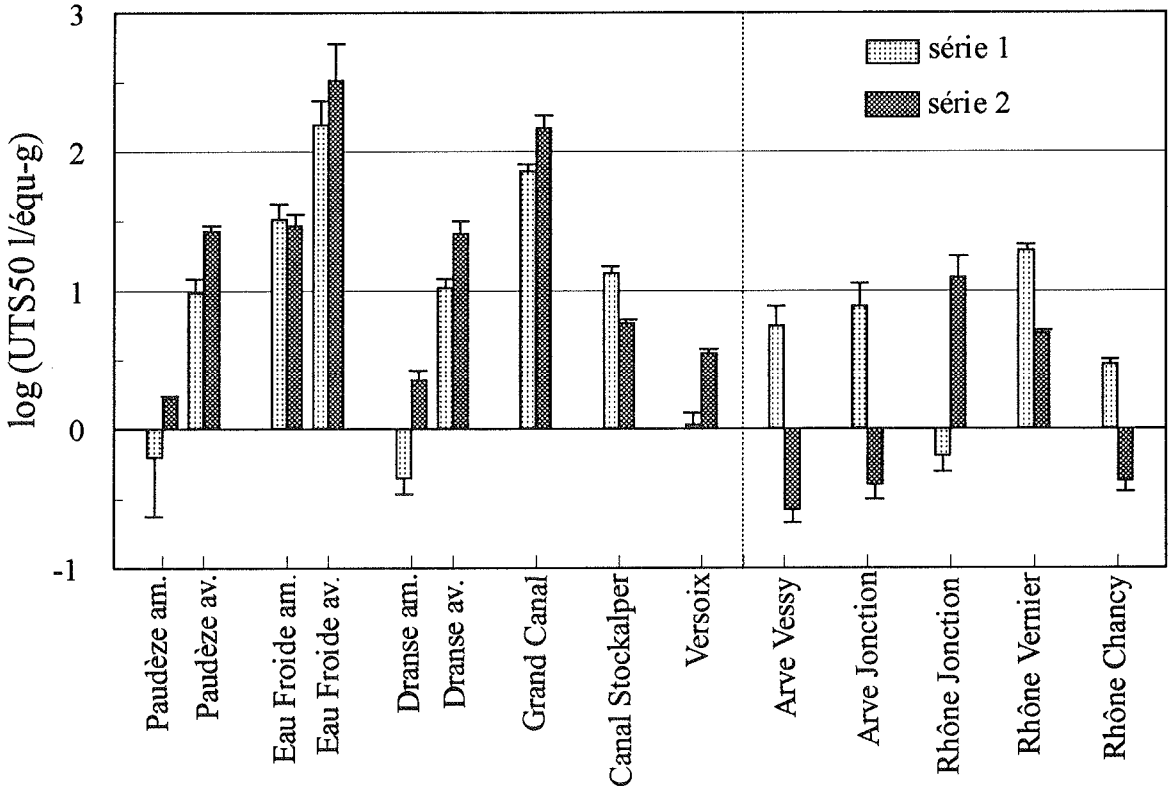


Figure 3 : UTS50 (avec intervalle de confiance 95 %) des extraits organiques des sédiments <63µm d'après le test Microtox®, campagne 1995

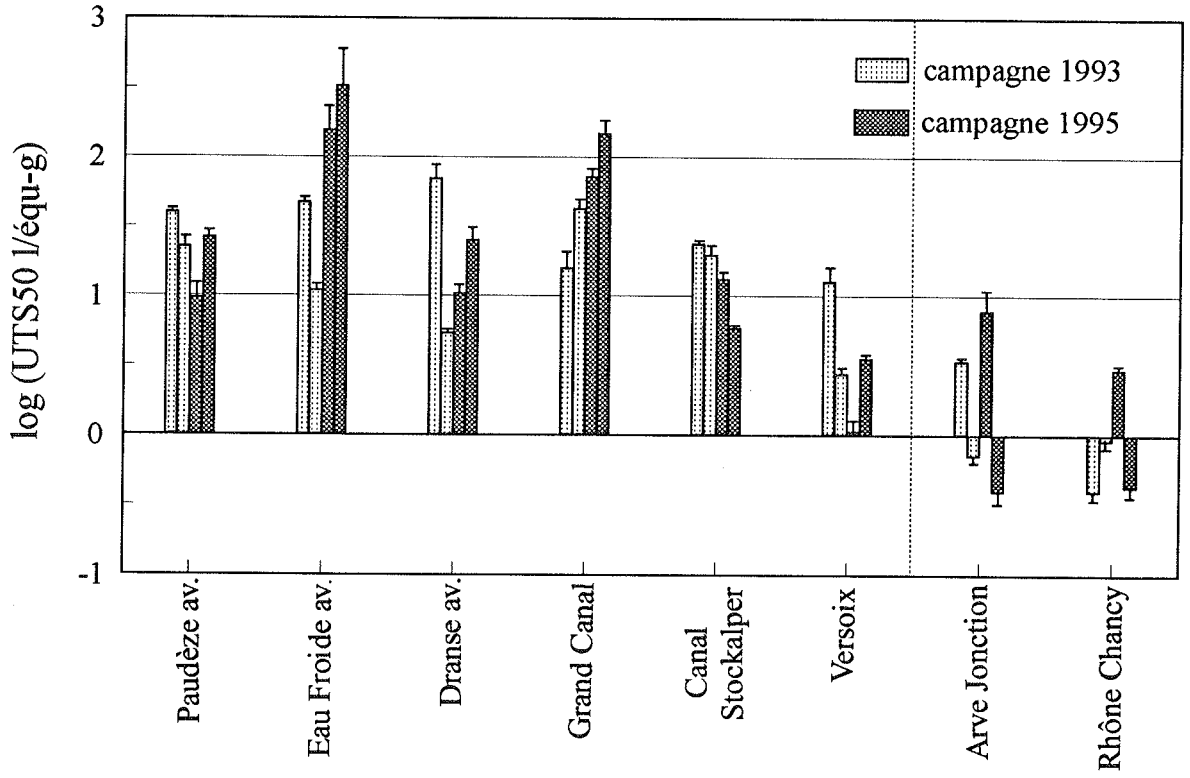


Figure 4 : **Comparaison des UTS50 (avec intervalle de confiance 95 %) mesurées sur les extraits organiques des sédiments < 63 µm lors des campagnes 1993 et 1995 d'après le test Microtox®**

L'analyse du potentiel écotoxique des sédiments à deux périodes distinctes a mis en évidence des zones relativement stables que nous définissons comme ayant un rapport maximum/minimum des UTS50 des deux séries < 3. Il s'agit des dépôts de la Paudèze amont et aval STEP, de l'Eau Froide amont et aval STEP, du Grand Canal, du Canal Stockalper et de la Dranse aval STEP. Inversement, les sites les plus variables ont été la Dranse amont STEP, la Versoix, l'Arve Vessy et Jonction, le Rhône Jonction, Vernier et Chancy. Nous pouvons remarquer que les variations les plus importantes ne correspondent pas aux échantillons les plus inhibiteurs. Contrairement au Rhône aval et à l'Arve, les extraits organiques des sédiments des affluents lémaniques sont généralement plus toxiques lors du second prélèvement.

La comparaison des résultats obtenus lors des campagnes 1993 et 1995 montre, indistinctement du prélèvement et des 8 cours d'eau, que le rapport des valeurs maximum et minimum des UTS50 est toujours supérieur à 3. Les deux plus faibles différences sont observées pour la Paudèze aval STEP et le Canal Stockalper (facteur de 4). Cependant, la cohérence générale de l'approche est bonne (figure 4) avec les toxicités les plus élevées mesurées sur les extraits organiques de l'Eau Froide aval STEP et du Grand Canal, des toxicités intermédiaires relevées pour la Paudèze aval STEP, la Dranse aval STEP et le Canal Stockalper ainsi que les toxicités les plus faibles mises en évidence pour la Versoix, l'Arve Jonction et le Rhône Chancy.

5.3.2 Approche sur les MES

Tout comme pour les sédiments, les UTS50 ont pu être calculées pour tous les échantillons (28 MES) et elles se situent entre 0.2 et 17.4 l/équ-g (annexe 5). Les quatre extraits organiques les plus toxiques proviennent des MES de l'Eau Froide aval STEP-1/2, du Grand-Canal-1 et du Rhône Jonction-2 (figure 5).

Lors de la répétition des prélèvements sur un même site, les meilleures concordances (facteur < 3 entre les UTS50 des deux séries) sont observées pour la Paudèze amont et aval STEP, l'Eau Froide amont et aval STEP, la Dranse amont STEP, le Rhône Jonction, Vernier et Chancy. Les sites les plus variables ont été le Grand Canal, la Dranse aval STEP, le Canal Stockalper, la Versoix, l'Arve Vessy et Jonction. En ce qui concerne ces derniers cours d'eau, les extraits organiques des MES ont une tendance générale à être plus toxiques lors de la première série, excepté pour la Dranse aval STEP.

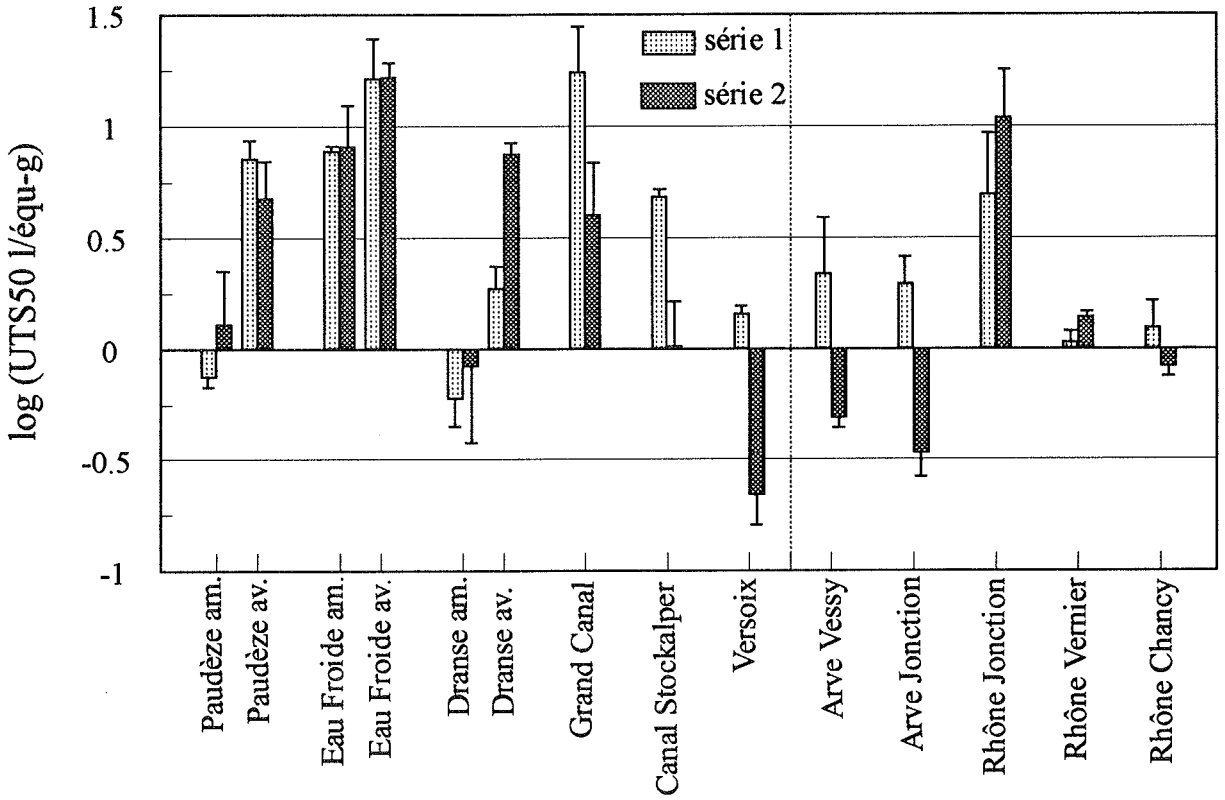


Figure 5 : UTS50 (avec intervalle de confiance 95 %) des extraits organiques des MES d'après le test Microtox®, campagne 1995

Sur les 28 extraits aqueux testés (figures 6 et 7; annexes 6 et 7), nous avons pu mesurer une toxicité dans 10 cas pour le test algue et à 5 reprises pour le test bactérien. Dans trois cas (Rhône Jonction-2, Paudèze aval STEP-2 et Eau Froide aval STEP-2), il y a concordance entre les deux bio-essais avec cependant des inhibitions plus élevées pour le test algue. Dans 7 cas (Paudèze aval STEP-1, Grand Canal-1/2, Dranse aval STEP-1/2, Paudèze amont STEP-1 et Dranse amont STEP-2), il y a mise en évidence d'une toxicité uniquement avec le test *R. subcapitata* et dans 2 cas (Rhône Chancy -2 et Rhône Vernier-2) avec le système Microtox®.

Indistinctement du bio-essai (figures 6 et 7), les quatre toxicités potentielles maximales ont été mesurées sur les MES de la Paudèze aval STEP-1/2, du Grand Canal-2 et du Rhône Jonction-2. Une UTS50 a pu être calculée lors des deux prélèvements uniquement pour la Paudèze aval STEP, le Grand Canal et la Dranse aval STEP avec le test algal. Parmi ces cours d'eau, la Paudèze aval STEP a montré la meilleure concordance entre les deux campagnes. Une majorité d'UTS50, particulièrement pour le Microtox®, ont été déterminées lors de la deuxième série.

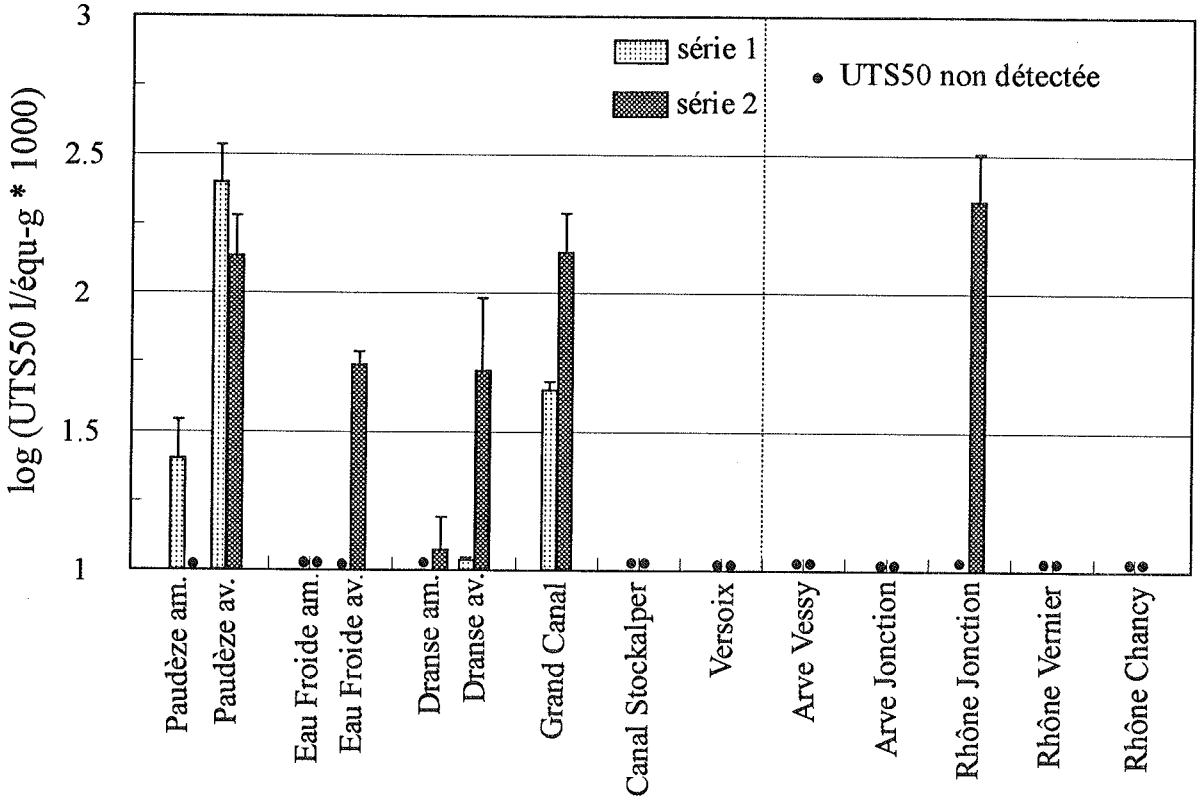


Figure 6 : **UTS50 (avec intervalle de confiance 95 %) des extraits aqueux des MES d'après le test *R. subcapitata*, campagne 1995**

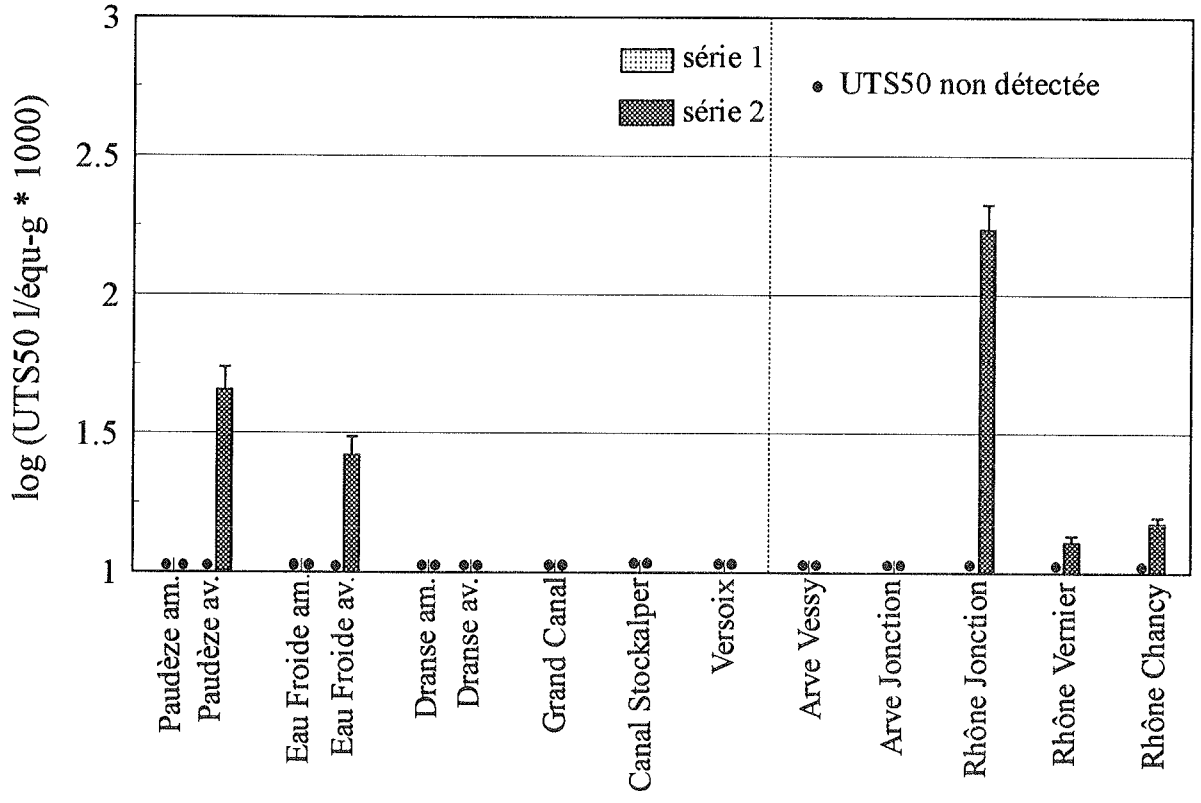


Figure 7 : **UTS50 (avec intervalle de confiance 95 %) des extraits aqueux des MES d'après le test Microtox®, campagne 1995**

6. DISCUSSION

6.1 Physico-chimie

6.1.1 Granulométrie

Du point de vue granulométrique, les MES sont généralement représentatives du sédiment < 63 µm correspondant (moins d'un facteur 2 de différence) et le faible pourcentage (en général < 5 %) des particules > 63 µm justifie l'utilisation des suspensions sans tamisage préliminaire. La moins bonne concordance entre les deux supports est observée pour le Rhône Jonction-2 avec une médiane plus élevée d'un facteur 4 pour les MES. Ceci peut être provoqué par la présence d'une grande quantité d'algues dans les suspensions à l'émissaire.

Les tailles des particules à la fois sur les sédiments < 63 µm et les MES sont généralement petites (médiane entre 10 et 20 µm), ce qui ne nous permet pas de mettre en évidence une influence majeure de ce paramètre sur les toxicités mesurées.

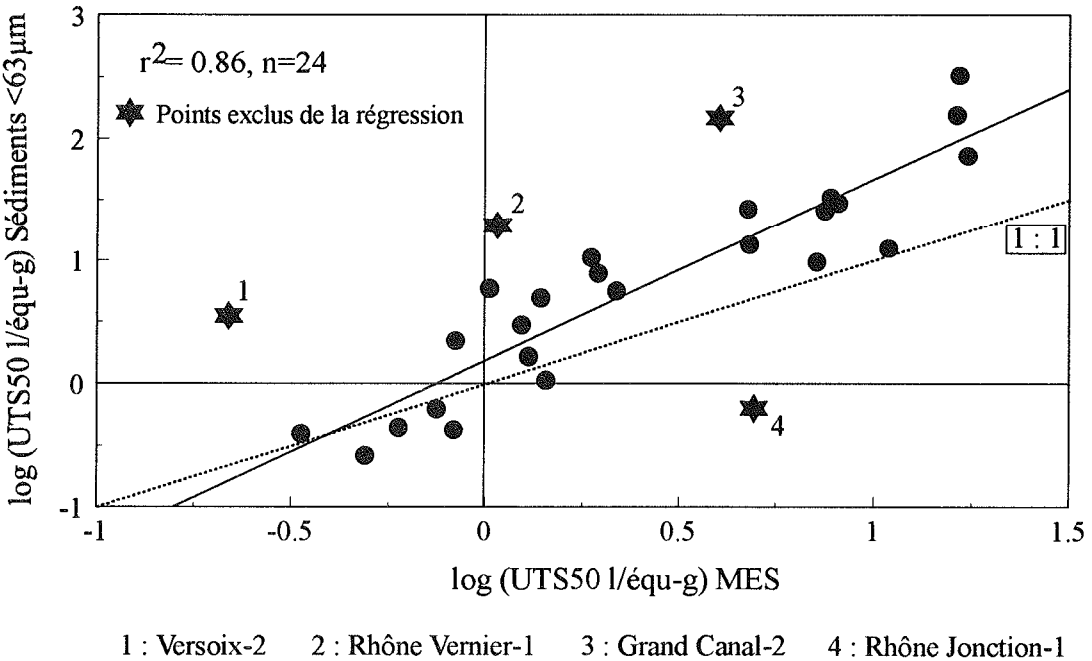
6.1.2 Carbone organique

La comparaison des deux supports fait apparaître que les suspensions sont toujours plus riches en carbone organique que les sédiments, excepté pour le site Versoix-2. Nous pouvons constater que les valeurs les plus élevées (MES) sont mesurées directement en aval d'un rejet de STEP à savoir pour la Paudèze aval STEP-1/2 (annexe 3). La mise en évidence du point Rhône Jonction-1/2 à l'émissaire peut s'expliquer par la situation particulière de ce point conduisant à une présence importante d'algues du Léman dans la composition des MES.

Dans le présent travail, il ressort dans l'ensemble que la toxicité ne peut pas être uniquement expliquée par la teneur en carbone organique. Cependant, il est intéressant de constater, par exemple, que les quatre valeurs maximales de toxicité mesurées sur les extraits organiques des sédiments correspondent aux quatre teneurs en carbone organique les plus élevées.

6.2 Approche couplée MES-sédiments < 63 µm

Les deux informations principales mises en évidence par la double approche sédiments-MES (figure 8) sont d'une part que la hiérarchisation des toxicités des extraits organiques est globalement similaire selon les deux supports et d'autre part que le potentiel écotoxique des sédiments est généralement plus élevé.



1 : Versoix-2 2 : Rhône Vernier-1 3 : Grand Canal-2 4 : Rhône Jonction-1

Figure 8 : Relation entre les toxicités mesurées sur les extraits organiques des MES et des sédiments < 63 µm

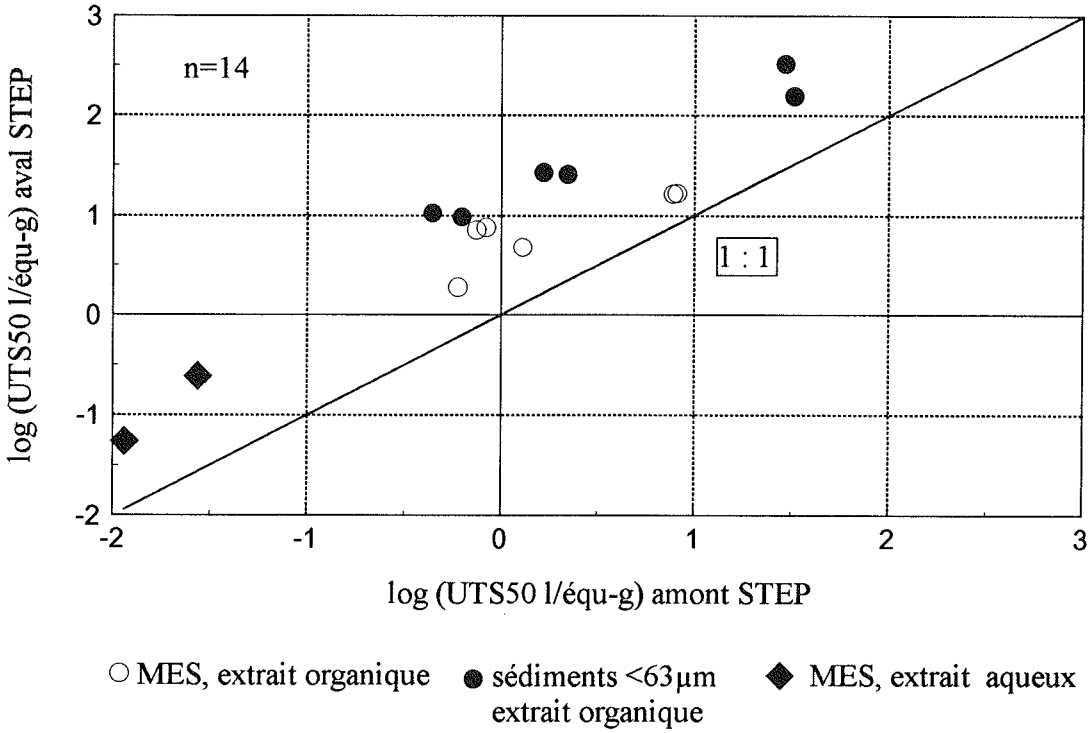


Figure 9 : **Comparaison des toxicités potentielles obtenues sur les MES et les sédiments < 63 µm prélevés en amont et en aval d'un rejet de STEP (Paudèze, Eau Froide et Dranse). Sur ce graphique, uniquement les échantillons toxiques à la fois en amont et en aval du rejet sont représentés**

En terme de hiérarchisation, les quatre discordances les plus marquées sont relevées pour le Rhône Jonction-1, la Versoix-2, le Grand Canal-2 et le Rhône Vernier-1. Excepté ces échantillons, la bonne corrélation (r^2 = 0.86, n = 24, échelle log-log) obtenue indique que la toxicité des composés hydrophobes mesurée sur les sédiments est généralement confirmée pour les MES.

En ce qui concerne le niveau d'inhibition des extraits organiques, les MES sont potentiellement plus toxiques que les sédiments à uniquement 6 reprises, à savoir pour l'Arve Vessy-2, la Dranse amont STEP-1, la Paudèze amont STEP-1, le Rhône Chancy-2, la Versoix-1 et le Rhône Jonction-1. Ces échantillons mettent en évidence des toxicités relativement faibles ou intermédiaires (Rhône Jonction-1 sur les MES). Cependant, sur la base des connaissances actuelles, il est difficile de tirer des conclusions sur la toxicité généralement plus basse des extraits organiques des MES. Il semblerait en effet que les MES aient des caractéristiques spécifiques comme par exemple une teneur en carbone organique généralement toujours plus élevée que celle des sédiments. Il serait ainsi nécessaire de définir deux échelles de toxicité distinctes intégrant le caractère propre des deux supports.

De par le solvant d'extraction utilisé (eau du lac), les toxicités mesurées sur les extraits aqueux des MES peuvent être considérées comme plus naturelles et sont plus faibles que celles obtenues sur les extraits organiques. Une extraction aqueuse met en évidence la biodisponibilité des toxiques solubles dans l'eau et par là même l'effet possible de leur relargage. Indistinctement du bio-essai, nous pouvons constater que le Rhône Jonction-2 possède un potentiel écotoxique parmi les plus élevés à la fois en extrait organique et aqueux. Pour le Grand Canal, les extraits organiques des MES sont plus toxiques pour les prélèvements de la série 1 alors que les extraits aqueux sont plus toxiques dans les échantillons de la série 2. Pour la Paudèze aval STEP, les extraits aqueux et organiques semblent suivre la même tendance lors des deux prélèvements, à savoir moins toxiques lors de la deuxième campagne. Relevons également que le potentiel écotoxique des MES de l'Eau Froide aval STEP est mis en évidence particulièrement lors de l'extraction organique.

Ces deux méthodes préparatives sont à considérer comme complémentaires et leur utilisation permet de mieux spécifier la nature et les caractéristiques des polluants toxiques. Nous pouvons constater que le test algal sur les extraits aqueux est généralement plus sensible que le système Microtox®. Notons que l'observation inverse a été constatée sur les extraits organiques lors de la campagne 1993.

Exception faite des cours d'eau dont les sites échantillonnés sont directement sous l'influence de situations ponctuelles de pollution (STEP, paragraphe 6.3), les trois rivières dont les potentiels écotoxiques figurent parmi les plus élevés indistinctement du support et du bio-essai ainsi que pour au moins l'un des deux prélèvements sont :

. le Grand Canal (extrait organique et aqueux),

. l'Eau Froide amont STEP (extrait organique),

. le Rhône Jonction (extrait organique et aqueux).

Excepté pour le Rhône Jonction, ce diagnostic est cohérent avec notre connaissance des pollutions locales. En particulier, la pression d'utilisation des substances phytosanitaires en agriculture est parmi les plus élevées dans le bassin versant du Grand Canal (document interne de la CIPEL) et le point sur l'Eau Froide en amont de la STEP se situe en aval d'une zone industrielle. Pour le Rhône Jonction, il est possible que la présence d'une grande quantité d'algues (en particulier les cryptophycées) dans la composition des MES à l'émissaire ait une influence sur la toxicité mesurée. Cette dernière hypothèse reste néanmoins à vérifier.

Afin de mieux comprendre les variations de toxicité au cours du temps ainsi que les relations sédiments/MES, il est nécessaire d'effectuer des recherches ultérieures sur l'origine du pouvoir toxique de ces deux supports. Il s'agit de comprendre l'importance, à la fois des paramètres hydrauliques (débit et charge en MES) et des périodes d'utilisation des composés phytosanitaires dans les bassins versants, sur la mesure du potentiel écotoxique.

6.3 Influence des rejets de STEP sur la qualité des MES et des sédiments

En ce qui concerne les affluents lémaniques, la mise en oeuvre d'essais écotoxicologiques à partir des extraits aqueux et organiques des sédiments/MES conduit à une appréciation très contrastée de la qualité des prélèvements directement en amont et en aval d'un rejet de STEP. L'examen des résultats rassemblés dans la figure 9 montre que, dans tous les cas où une UTS50 a pu être calculée, les extraits des sédiments et des MES de la Paudèze, de la Dranse et de l'Eau Froide sont toujours plus toxiques en aval des rejets qu'en amont. Ceci confirme l'impact négatif d'un rejet de STEP sur la qualité des MES et des sédiments, donc que ces installations sont une voie d'entrée de composés toxiques dans l'écosystème aquatique.

L'échantillonnage en amont du rejet permet de mieux représenter l'état général du bassin versant de la rivière. Particulièrement pour la Paudèze et la Dranse, la qualité écotoxicologique des sédiments et des MES, dont les extraits aqueux et organiques sont non ou faiblement toxiques, est meilleure qu'en aval.

Concernant les sites en aval d'un rejet de STEP dans le canton de Genève, les toxicités mesurées au point Arve Vessy-1/2 (aval STEP d'Annemasse et de Villette) sont relativement faibles. Pour le Rhône Vernier en aval de la STEP d'Aïre, le potentiel écotoxique des extraits organiques des sédiments est similaire à celui de la Paudèze aval STEP et de la Dranse aval STEP. Par contre, les toxicités obtenues sur les extraits des MES sont en général toujours plus faibles que celles mesurées sur les trois points " aval STEP " des affluents lémaniques. Il faut toutefois être prudent dans la comparaison des sites sous l'influence directe de pollutions ponctuelles car, dans le cadre de ce travail, nous ne mesurons pas les émissions toxiques des STEP concernées. En effet, nous évaluons uniquement l'impact du rejet dilué dans le cours d'eau sur la qualité écotoxicologique des sédiments et des MES prélevés en aval. Au vu des résultats obtenus, il serait donc souhaitable d'envisager un contrôle approfondi des MES contenues dans les rejets des STEP.

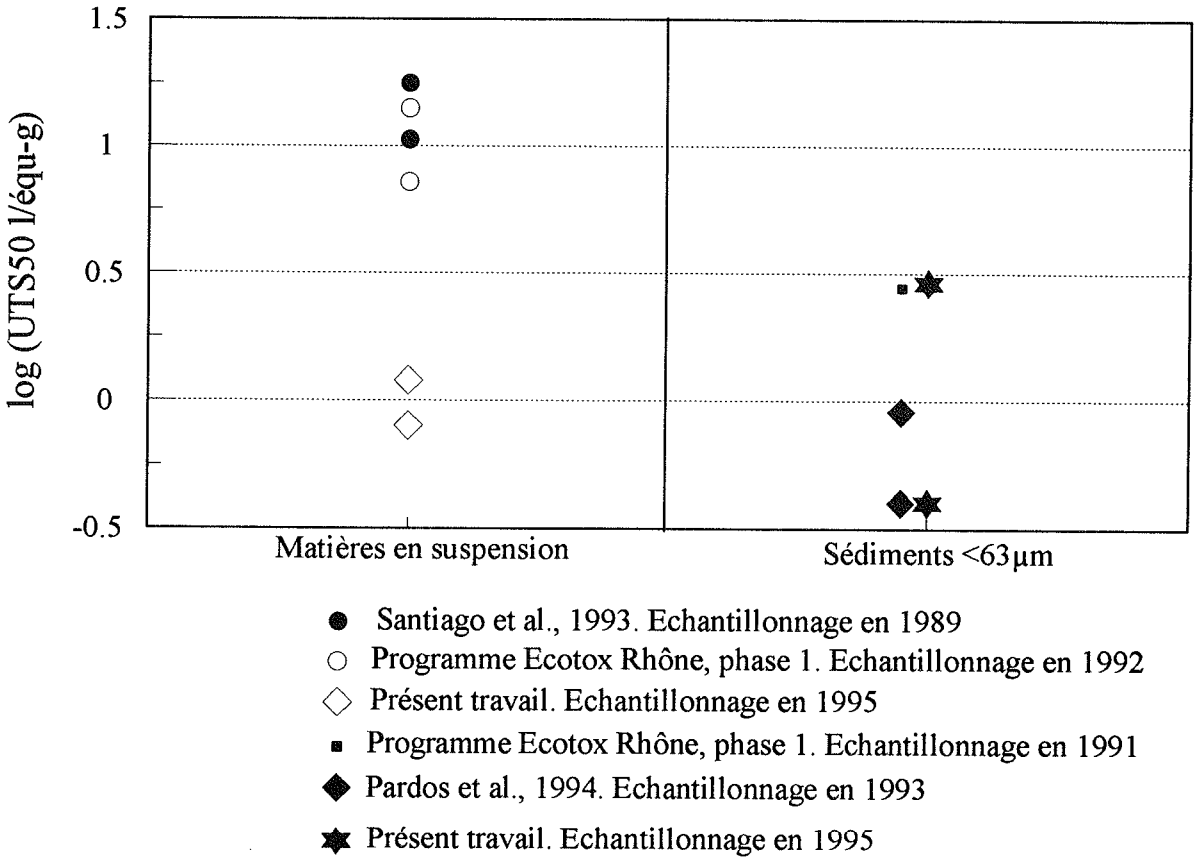


Figure 10 : Comparaison des UTS50 mesurées sur les extraits organiques des MES et des sédiments depuis 1989 (échantillonnages ponctuels)

6.4 Point frontière de Chancy-Pougny sur le Rhône aval

Concernant le point frontière de Chancy-Pougny, outre ce travail, trois autres études permettent d'obtenir des données écotoxicologiques. Il s'agit de l'étude de SANTIAGO et al. (1993), du programme "Ecotox Rhône, phase 1" de l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse (1992) et du rapport CIPEL (PARDOS et al., 1994). La période couverte va de 1989 à 1995 et les différents résultats sont rassemblés à la figure 10.

Sur les extraits organiques des sédiments, les toxicités mesurées ponctuellement depuis 1991 restent relativement faibles (< 3 l/équ-g). Nous pouvons également constater une diminution du potentiel écotoxique des extraits organiques des suspensions lors de la campagne 1995 par rapport aux échantillons de 1989 et 1992. Les valeurs d'inhibition obtenues sur les MES dans le cadre de la présente étude sont faibles et approximativement de même niveau que celles des sédiments. Ainsi, d'après les données sur les MES, une évolution positive de la situation pour le site de Chancy-Pougny semble se confirmer. Cependant, au vu du caractère variable des suspensions dans le temps, il serait souhaitable de valider cette tendance par un suivi plus régulier.

7. CONCLUSIONS

Les toxicités obtenues sur les extraits organiques des sédiments < 63 µm et des MES ont mis généralement en évidence un classement similaire des sites. L'impact potentiel des composés hydrophobes reflète donc à la fois un phénomène historique (sédiments) et actuel (MES). En complément, nous avons également pu mesurer sur certaines suspensions un risque écotoxicologique potentiel dû à des composés solubles dans l'eau.

Pour l'ensemble des cours d'eau dont les points échantillonnés ne sont pas sous l'influence directe d'un rejet polluant, les trois rivières dont les potentiels écotoxiques figurent parmi les plus élevés indistinctement du support et du bio-essai ainsi que pour au moins l'un des deux prélèvements sont :

. le Grand Canal (extrait organique et aqueux),

. l'Eau Froide amont STEP (extrait organique),

. le Rhône Jonction (extrait organique et aqueux).

Si dans les deux premiers cas les résultats obtenus sont cohérents avec la connaissance que nous avons des pollutions locales, la présence du site Rhône Jonction est surprenante et mériterait d'être vérifiée.

L'impact négatif d'un rejet de STEP sur la " qualité " écotoxicologique des sédiments et des suspensions a été clairement démontré aux embouchures de la Paudèze, de l'Eau Froide et de la Dranse. Les effets toxiques les plus élevés ont été mesurés pour l'Eau Froide aval STEP (extrait organique) et la Paudèze aval STEP (extrait aqueux). Notons toutefois que nous n'évaluons pas les émissions toxiques des rejets, mais leur impact sur la qualité des sédiments et des MES après dilution dans le cours d'eau.

Pour le point frontière de Chancy-Pougny, les inhibitions mesurées sur les MES et les sédiments ont été relativement faibles lors de la campagne 1995. La diminution des toxicités mesurées ponctuellement depuis 1989 sur les suspensions laisse suggérer une évolution positive de la situation.

Un tel programme axé sur la mise en évidence des effets toxiques constitue une avancée importante dans la stratégie générale de connaissance de l'impact des polluants. Afin de dépasser ce premier constat, cette approche devrait être complétée à l'avenir par une recherche des causes et des origines des toxicités mesurées.

BIBLIOGRAPHIE

A. F. N. O. R. (1991) : Essais des eaux. Détermination de l'inhibition de la luminescence de *Photobacterium phosphoreum*. NF T90 320. Association Française de Normalisation, Paris, France.

AGENCE DE L'EAU RHONE-MEDITERRANEE-CORSE (1992) : Programme Ecotox Rhône - Phase 1. Descriptif, résultats, synthèses, rapp. interne, 98 p.

ENVIRONMENT CANADA (1992) : Biological test method : growth inhibition test using the freshwater alga *Selenastrum capricornutum*. Environmental Protection Series Report, EPS 1/RM/25, Environment Canada, Ottawa (Ontario), 37p.

PARDOS, M., BENNINGHOFF, C., THOMAS, R. et DUMAS, M. (1994) : Caractérisation écotoxicologique des affluents à leur embouchure. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993, 171-189.

SANTIAGO, S., THOMAS, R.L., LARBAIGT, G., ROSSEL, D., ECHEVERRIA, M.A., TARRADELLAS, J., LOIZEAU, J.-L., McCARTHY, L., MAYFIELD, C.I. et CORV,I C. (1993) : Comparative ecotoxicity of suspended sediment in the lower Rhone river using algal fractionation, Microtox® and *Daphnia magna* bioassays. Hydrobiologia, 25, 231-244.

ANNEXE 1

Localisation des sites d'échantillonnage et dates des prélèvements

Sites	Coordonnées	Date d'échantillonnage	
		Série 1	Série 2
Paudèze amont STEP	541.0/150.9	1/5/95	26/6/95
Paudèze aval STEP	540.9/150.6	1/5/95	26/6/95
Eau Froide amont STEP	560.3/138.2	8/5/95	17/7/95
Eau Froide aval STEP	560.1/138.3	8/5/95	18/7/95
Dranse amont STEP	528.4/137.4	16/5/95	10/7/95
Dranse aval STEP	529.0/139.4	16/5/95	10/7/95
Grand Canal	557.9/137.7	9/5/95	17/7/95
Canal Stockalper	555.5/137.0	9/5/95	18/7/95
Versoix	502.2/125.6	16/5/95	11/7/95
Arve Vessy	502.0/114.9	21/11/94	12/6/95
Arve Jonction	498.6/117.5	21-22/11/94	12/6/95
Rhône Jonction	498.6/117.6	22-23/11/94	13/6/95
Rhône Vernier	496.2/118.7	6/12/94	6/6/95
Rhône Chancy-Pougny	485.4/110.0	5/12/94	6/6/95

ANNEXE 2

Granulométrie (médiane) et teneur en carbone organique des sédiments < 63 µm

Sites	Médiane µm		Carbone organique %	
	Série 1	Série 2	Série 1	Série 2
Paudèze amont STEP	16.5	9.9	6.0	2.5
Paudèze aval STEP	14.3	12.6	5.2	3.1
Eau Froide amont STEP	14.3	12.2	5.3	4.6
Eau Froide aval STEP	18.0	17.2	6.6	8.5
Dranse amont STEP	16.5	12.3	1.6	2.6
Dranse aval STEP	17.9	17.6	2.2	2.4
Grand Canal	11.9	18.3	7.0	7.8
Canal Stockalper	16.5	12.7	2.6	3.5
Versoix	17.6	10.8	5.3	5.2
Arve Vessy	12.6	31.6	2.1	0.8
Arve Jonction	14.3	23.1	1.9	1.1
Rhône Jonction	10.7	10.5	3.3	2.7
Rhône Vernier	10.2	19.1	2.5	1.6
Rhône Chancy-Pougny	25.0	13.3	1.0	1.2

ANNEXE 3

Concentration, granulométrie (médiane) et teneur en carbone organique des matières en suspension

Sites	Concentration MES mg/l		Médiane µm		Carbone organique %	
	Série 1	Série 2	Série 1	Série 2	Série 1	Série 2
Paudèze amont STEP	5.4	1.8	18.3	7.2	9.2	5.8
Paudèze aval STEP	12.3	4.2	24.9	7.8	24.4	22.1
Eau Froide amont STEP	4.5	13.9	11.0	8.1	6.4	5.9
Eau Froide aval STEP	7.1	4.9	9.2	17.1	8.2	20.2
Dranse amont STEP	57.2	13.4	15.2	13.0	3.0	4.5
Dranse aval STEP	30.2	9.2	15.8	7.9	5.4	4.3
Grand Canal	3.7	2.0	11.7	12.4	12.7	16.3
Canal Stockalper	65.7	5.0	15.3	19.3	3.1	7.5
Versoix	31.0	81.6	28.0	8.0	9.2	4.9
Arve Vessy	15.3	38.4	10.1	11.2	3.0	1.4
Arve Jonction	12.0	43.5	11.2	9.0	3.1	1.9
Rhône Jonction	0.9	1.6	14.5	43.3	10.6	16.4
Rhône Vernier	22.3	29.8	12.6	10.3	4.6	2.0
Rhône Chancy-Pougny	13.1	40.9	9.7	12.9	3.6	1.8

ANNEXE 4

Toxicité des extraits organiques des sédiments < 63 µm d'après le test Microtox®, selon un ordre décroissant

Site échantillonné	Série	UTS50 l/équ-g
Eau Froide aval STEP	2	325.0
Eau Froide aval STEP	1	155.3
Grand Canal	2	147.5
Grand Canal	1	72.2
Eau Froide amont STEP	1	32.8
Eau Froide amont STEP	2	29.4
Paudèze aval STEP	2	26.6
Dranse aval STEP	2	25.5
Rhône Vernier	1	19.4
Canal Stockalper	1	13.4
Rhône Jonction	2	12.5
Dranse aval STEP	1	10.5
Paudèze aval STEP	1	9.6
Arve Jonction	1	7.8
Canal Stockalper	2	5.9
Arve Vessy	1	5.6
Rhône Vernier	2	4.9
Versoix	2	3.5
Rhône Chancy-Pougny	1	2.9
Dranse amont STEP	2	2.2
Paudèze amont STEP	2	1.7
Versoix	1	1.1
Rhône Jonction	1	0.6
Paudèze amont STEP	1	0.6
Dranse amont STEP	1	0.4
Rhône Chancy-Pougny	2	0.4
Arve Jonction	2	0.4
Arve Vessy	2	0.3

ANNEXE 5

Toxicité des extraits organiques des MES d'après le test Microtox®, selon un ordre décroissant

Site échantillonné	Série	UTS50 l/équ-g
Grand Canal	1	17.4
Eau Froide aval STEP	2	16.5
Eau Froide aval STEP	1	16.3
Rhône Jonction	2	10.9
Eau Froide amont STEP	2	8.1
Eau Froide amont STEP	1	7.8
Dranse aval STEP	2	7.5
Paudèze aval STEP	1	7.1
Rhône Jonction	1	4.9
Canal Stockalper	1	4.8
Paudèze aval STEP	2	4.8
Grand Canal	2	4.0
Arve Vessy	1	2.2
Arve Jonction	1	2.0
Dranse aval STEP	1	1.9
Versoix	1	1.4
Rhône Vernier	2	1.4
Paudèze amont STEP	2	1.3
Rhône Chancy-Pougny	1	1.2
Rhône Vernier	1	1.1
Canal Stockalper	2	1.0
Dranse amont STEP	2	0.8
Rhône Chancy-Pougny	2	0.8
Paudèze amont STEP	1	0.7
Dranse amont STEP	1	0.6
Arve Vessy	2	0.5
Arve Jonction	2	0.3
Versoix	2	0.2

ANNEXE 6

Toxicité des extraits aqueux des MES d'après le test *R. subcapitata*, selon un ordre décroissant.
Les échantillons ne figurant pas dans ce tableau sont non toxiques.

Site échantillonné	Série	UTS50 l/équ-g
Paudèze aval STEP	1	2.5 E-01
Rhône Jonction	2	2.1 E-01
Grand Canal	2	1.4 E-01
Paudèze aval STEP	2	1.3 E-01
Eau Froide aval STEP	2	6.0 E-02
Dranse aval STEP	2	5.5 E-02
Grand Canal	1	4.5 E-02
Paudèze amont STEP	1	2.7 E-02
Dranse amont STEP	2	1.2 E-02
Dranse aval STEP	1	1.1 E-02

ANNEXE 7

Toxicité des extraits aqueux des MES d'après le test Microtox®, selon un ordre décroissant.
Les échantillons ne figurant pas dans ce tableau sont non toxiques.

Site échantillonné	Série	UTS50 l/équ-g
Rhône Jonction	2	1.7 E-01
Paudèze aval STEP	2	4.5 E-02
Eau Froide aval STEP	2	2.6 E-02
Rhône Chancy-Pougny	2	1.5 E-02
Rhône Vernier	2	1.3 E-02

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, **1996**, 239-245.

ÉVALUATION DES FLUX MÉTALLIQUES EN RIVIÈRE DANS LE BASSIN VERSANT DU LÉMAN

Campagnes 1991, 1993 et 1994

PAR

Pierre-Yves FAVARGER

INSTITUT F.-A. FOREL, Rte de Suisse 10, CH - 1290 VERSOIX

RÉSUMÉ

Les flux des polluants inorganiques les plus importants ont été évalués dans quelques affluents du Léman. Cette estimation s'est faite sur les matières en suspension contenues dans l'eau brute récoltée proportionnellement au débit de la rivière, matières qui piègent par adsorption une partie des éléments dissous. Il est ainsi possible de chiffrer les quantités de ces polluants déversés annuellement dans le Léman par les affluents étudiés.

Une quinzaine d'éléments chimiques ont été suivis sur les suspensions et les résultats montrent que, pour certains d'entre eux (plomb, cadmium, mercure et arsenic), les flux annuels peuvent comporter un certain apport anthropique. Quelques comparaisons effectuées sur plusieurs années font ressortir notamment une augmentation du flux de plomb anthropique dans la Venoge entre 1991 et 1994. Les autres apports sont comparativement modestes (Dranse : plomb) ou ne se distinguent que dans les rivières de faible débit (Chamberonne : arsenic et cadmium). Dans les autres rivières, le cadmium présente un flux polluant relativement constant mais qui semble ne pas excéder quelques kilogrammes même pour les rivières plus importantes comme l'Aubonne, la Venoge et la Veveyse.

1. INTRODUCTION

L'eau brute prélevée en continu et proportionnellement au débit d'une rivière permet à partir d'analyses globales de déterminer quantitativement les flux de tout polluant. Depuis 1990 nous déterminons les flux de phosphore particulaire sous différentes formes chimiques dans la phase solide (matières en suspension), correspondant aux échantillonnages annuels de quatre rivières. Il était intéressant d'utiliser également ces matières en suspension pour y mesurer d'autres éléments chimiques.

Ces mesures ont été effectuées sur toutes les rivières de l'étude "phosphore particulaire" de 1991, 1993 et 1994 (tableau 1), mais les suivis effectués en 1991 et en 1994 ne concernent qu'un nombre plus limité d'éléments.

L'Institut de limnologie (INRA) à Thonon, le laboratoire du Service des eaux et de la protection de l'environnement (SEPE) vaudois à Epalinges et le laboratoire du Service de la protection de l'environnement (SPE) valaisan à Sion se sont chargés des prélèvements.

TABLEAU 1 - Rivières étudiées (embouchure) (1991-1994)

Rivière	1991	1993	1994
Rhône	x		
Aubonne	x		x
Venoge	x		x
Dranse	x		
Foron de Sciez		x	
Promenthouse		x	
Veveyse		x	
Chamberonne		x	x
Mercube			x

2. MÉTHODES

Après séparation des matières en suspension par centrifugation et séchage par lyophilisation (rivières vaudoises : séchage à l'étuve à 60 °C), les échantillons hebdomadaires sont regroupés pour reconstituer des échantillons représentant une durée plus importante (échantillons dits "mensuels"). Ce regroupage sert à obtenir une quantité de matière suffisante (au moins 50 mg par type d'analyse) et à réduire le nombre d'échantillons à environ 12 par année. Lors de la reconstitution de l'échantillon moyen mensuel, il est tenu compte de la représentativité de chaque sous-échantillon, c'est-à-dire du débit moyen de la rivière et du volume exact de l'eau brute correspondante.

L'attaque des matières en suspension est réalisée en exposant 50 mg de matière sèche à 5 ml d'HCl 1 M pendant 14 heures aux ultrasons, à température ambiante. Les concentrations en micropolluants dans la phase solide (µg/g) sont déterminées par spectrométries d'émission et d'absorption atomique.

2.1 Teneurs naturelles

Indispensables au calcul de la partie anthropique de la charge totale, les teneurs naturelles des matières en suspension ne correspondent pas nécessairement à celles des sédiments déposés en usage depuis 1983 (FAVARGER et al., 1991). En outre, la technique de mise en solution utilisée pour ce travail, imposée par la méthodologie de dosage des formes du phosphore, est différente des attaques de sédiments utilisés jusqu'à présent pour les dosages de métaux.

Des essais ont donc été effectués pour connaître ces nouvelles valeurs de teneurs naturelles avec attaque différente. En un premier temps, les éléments présentant un rendement d'attaque différent avec la méthode "HCl-ultrasons" (Cr, V, Ni, Zn, Co et Mn, dans l'ordre décroissant de cette différence) n'ont pas été considérés dans le cadre de ce rapport.

Ensuite, les teneurs naturelles ont été réestimées à partir des données issues d'une étude plus importante concernant les matières en suspension, les sédiments de trappe et les sédiments déposés naturellement (bassins de l'Aar et du Rhin : OFEFP, 1995; VERNET et al., 1991). Etant donné la complexité de la question, nous avons préféré exposer en détail cette estimation et les essais d'attaques dans un document séparé (FAVARGER, 1995). Cette réestimation a conduit à une confirmation des chiffres utilisés pour les sédiments en ce qui concerne les 5 éléments retenus (tableau 2).

TABLEAU 2 - Teneurs naturelles (en µg/g)

	Sédiments : teneurs naturelles de référence	**Sédiments :** teneurs naturelles estimées	**Matières en suspension :** teneurs naturelles de référence proposées
As	2	2	2
Cd	0.30	0.18	0.30
Cu	50	32	50
Hg	0.05	0.015	0.05
Pb	50	35	50

Conformément à la politique qui a toujours été suivie en tel cas, ces chiffres sont délibérément orientés vers des valeurs supérieures aux teneurs naturelles réelles de la plupart des environnements géologiques de notre pays. Cela permet d'éviter de désigner à tort comme "polluées" les régions dont la teneur naturelle est plus élevée que d'autres, mais comporte dans certains cas le risque d'une sous-estimation des contaminations.

Le calcul du flux total se fait simplement en multipliant les teneurs mesurées en µg/g par la masse totale de matières en suspension de chaque rivière pendant la période concernée, cette masse étant elle-même obtenue à partir des concentrations de ces matières dans l'eau brute et du débit moyen de la rivière.

La même opération est répétée en utilisant non plus les teneurs mesurées, mais les teneurs naturelles de référence. On obtient ainsi le flux naturel.

La différence flux total - flux naturel représente en première approche le flux anthropique. Pour éviter cependant de désigner comme contaminées des rivières dont le flux total n'est que peu supérieur au flux naturel, on ne considère les flux estimés comme *potentiellement contaminés* que lorsqu'ils sont au moins **deux fois** supérieurs aux flux naturels, et comme *probablement contaminés* lorsqu'ils dépassent d'au moins **quatre fois** les flux naturels [1].

3. RÉSULTATS

Les résultats "annuels" résumés à la figure 1 et dont les valeurs chiffrées sont présentées en annexe sous forme de tableau concernent le plus souvent des durées inférieures à 365 jours. Les jours manquants correspondent en principe à des épisodes de très basses eaux, à turbidité nulle, représentant des périodes non significatives dans la dynamique des matières en suspension. Cela n'aurait donc eu aucun sens de tenter de les intégrer.

Dans quelques cas cependant, une partie des jours manquants est due au retard dans la mise en place du prélèvement automatique en début d'année. Ainsi, il manque les 125 premiers jours de l'année 1991 pour la Dranse, les 93 premiers jours de 1993 pour la Veveyse, la Chamberonne et la Promenthouse, et les 31 premiers jours de 1993 pour le Foron. Par chance, ces jours manquants correspondent à des périodes de basses eaux. Nous avons préféré les exclure des bilans "annuels" plutôt que de tenter une extrapolation hasardeuse.

---

[1] Ces facteurs nous semblent suffisants compte tenu de la surestimation des teneurs naturelles

Fréquences cumulées des catégories de contamination:
contaminations possibles et probables selon le multiple du flux naturel.

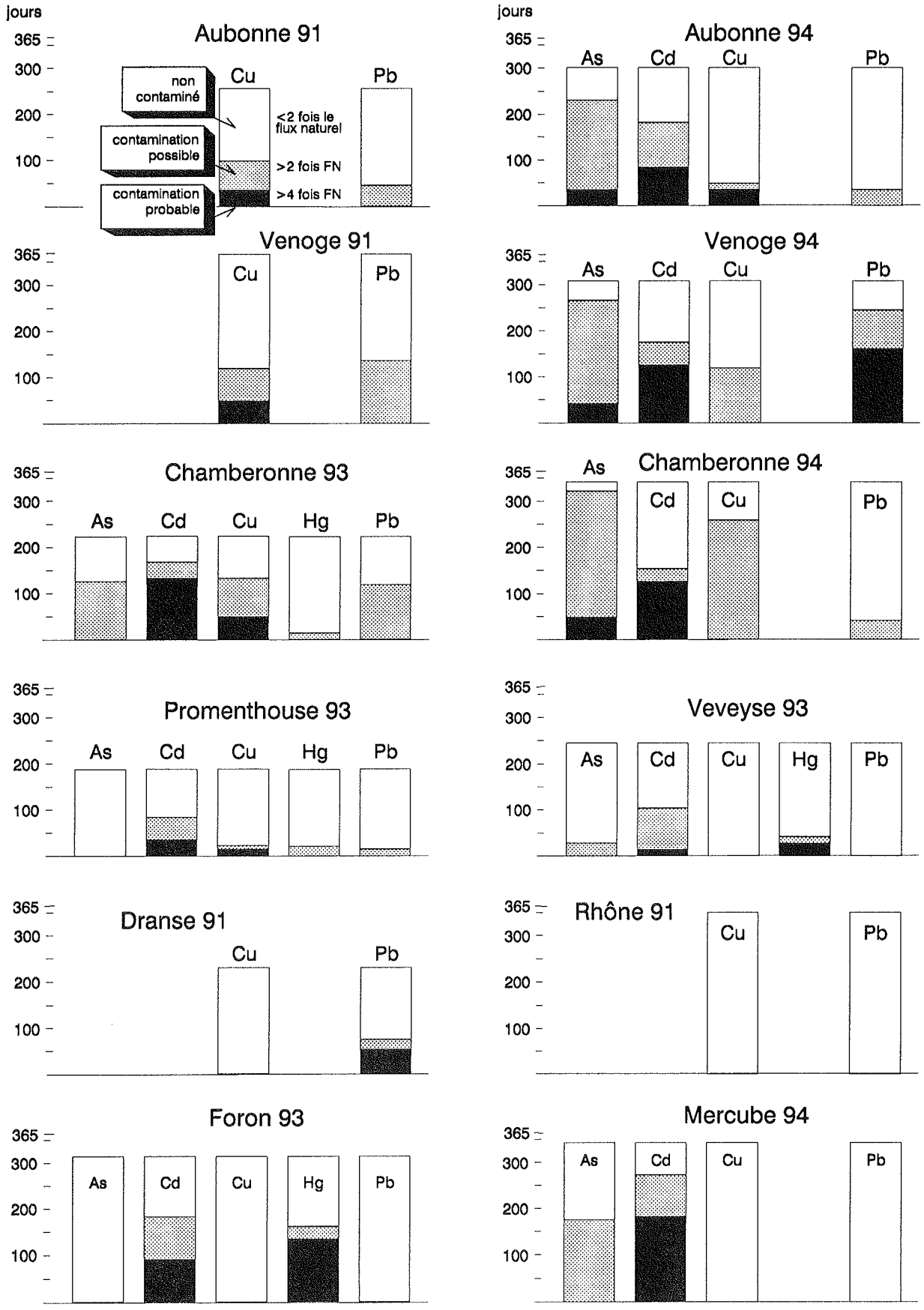


Figure 1: **Fréquences cumulées des catégories de contamination, en jours cumulés par an**
Zones blanches : flux inférieur à 2 fois le flux naturel, pas de contamination
Zones grises : flux compis entre 2 et 4 fois le flux naturel, contamination possible
Zones noires : flux supérieurs à 4 fois le flux naturel, contamination probable

La figure 1 donne une vue d'ensemble des résultats obtenus sous la forme du nombre de jours où le flux naturel a été dépassé de 2 fois (zones grise+noire) ou de 4 fois sa valeur (zone noire), les valeurs de ces dépassements en kg par an étant reportées au tableau donné en annexe. Cette représentation offre l'avantage de pouvoir comparer aisément la situation de rivières de débits différents, et de relativiser les zones noires des rivières de très faible débit (Mercube 1994, Foron 1993).

On peut représenter de façon plus détaillée ces flux en fonction de la saison. La figure 2 en donne un exemple limité : cadmium dans la Chamberonne, et plomb dans l'Aubonne et la Venoge, éléments les plus intéressants de ces trois rivières qui sont les seules à avoir été suivies plus d'un an.

Il est à remarquer que dans ce type de représentation le trait pointillé "flux naturel" (estimation) peut se trouver au-dessus du trait plein "flux total". C'est une conséquence de la surestimation des teneurs naturelles, et donc des flux naturels.

4. CONCLUSIONS

Cette étude doit être considérée comme un travail exploratoire pouvant servir utilement d'appui à des recherches ultérieures concernant les apports globaux des affluents au Léman. Elle démontre qu'il est possible de mesurer les flux en métaux toxiques par l'intermédiaire des matières en suspension contenues dans l'eau brute récoltée proportionnellement au débit de la rivière. Comme elle n'est complète que pour un petit nombre d'affluents, les quantifications effectuées n'ont mis en évidence que quelques suspicions de contamination, le plus souvent dans des rivières à faible débit (arsenic, cadmium et cuivre dans la Chamberonne par exemple).

BIBLIOGRAPHIE

FAVARGER, P.-Y. (1995) : Estimation des teneurs naturelles des matières en suspension. Rapport Institut F.-A. Forel, Univ. Genève.

FAVARGER, P.-Y., SPAN, D. et VERNET, J.-P. (1991) : Métaux lourds dans les rivières du bassin lémanique suisse. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1990, 149-166.

LYNCH, J. (1990) : Provisional Elemental Values for Eight New Geochemical Lake Sediment and Stream Sediment Reference Materials LKSD-1, LKSD-2, LKSD-3, LKSD-4, STSD-1, STSD-2, STSD-3 and STSD-4. Geostandards Newsletter, 153-167.

OFEFP (1995) : Métaux et métalloïdes dans les sédiments déposés et dans les matières en suspensions des cours d'eau suisses. Cahiers de l'Environnement No 240, Berne, 181 p.

VERNET, J.-P., FAVARGER, P.-Y., SPAN, D. et MARTIN, C. (1991) : Comparison between three methods of fluvial sediment sampling. In : "Trace Metals in the Environment 1", Elsevier, Amsterdam, 397-404.

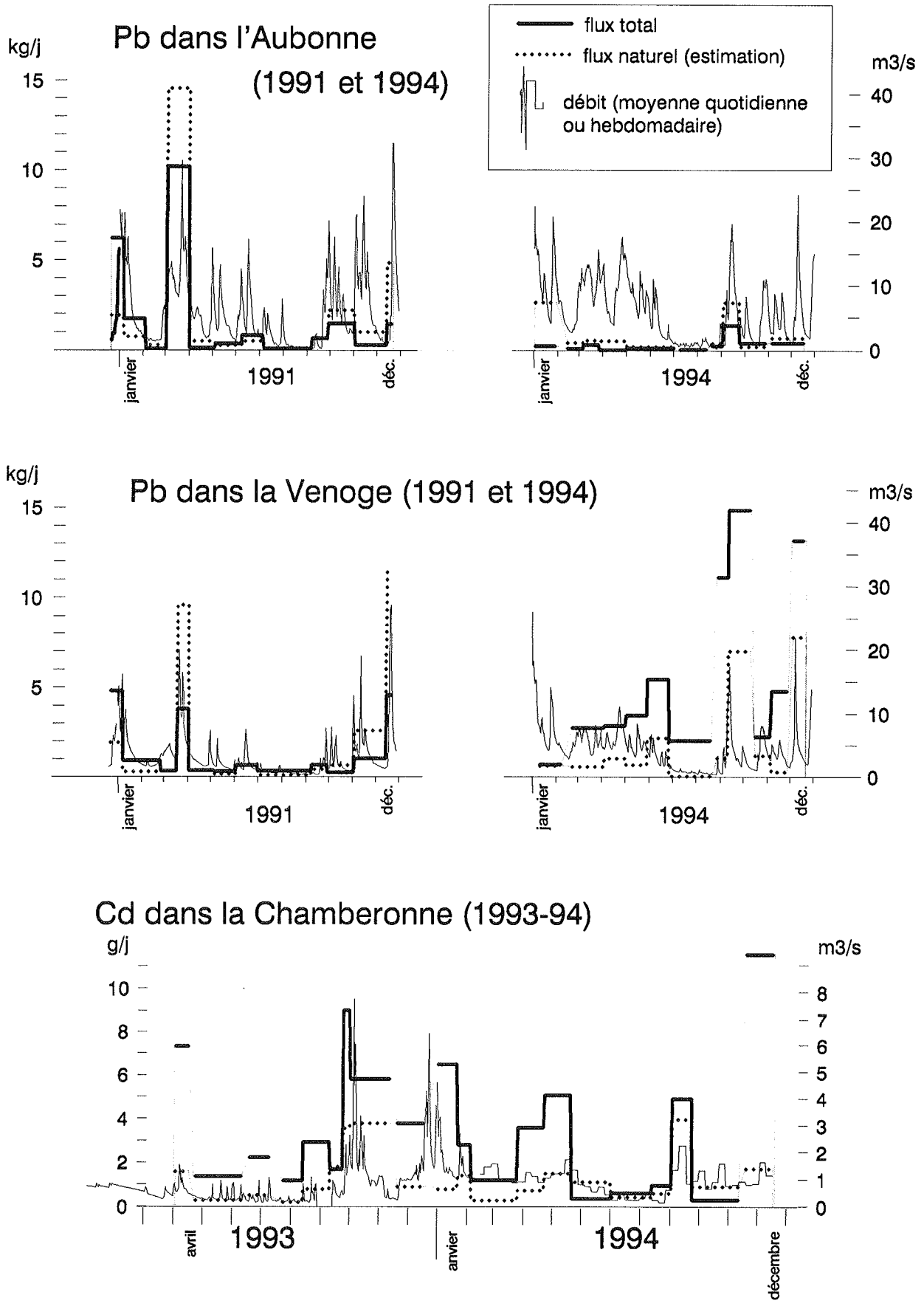


Figure 2 : **Exemples de représentation graphique des flux totaux et naturels (en kg/j ou g/j), et des débits (en m^3/s)**

ANNEXE : Concentrations, flux totaux et dépassements des flux naturels

Echantillonnage				Hg	As	Cd	Cu	Pb
jours	350		cmp [µg/g]				14.9	17.7
MES [t]	1 250 000	**Rhône**	F tot [kg/350j]				18 600	22 120
Eau [m3]	5 470 000	**1991**	>4 fois [kg/350j]				0	0
MES [mg/l]	228.49		>2 fois [kg/350j]				0	0
jours	231		cmp [µg/g]				8.67	38.0
MES [t]	16 800	**Dranse**	F tot [kg/231j]				146	640.3
Eau [m3]	304 000	**1991**	>4 fois [kg/231j]				0	160.8
MES [mg/l]	55.4		>2 fois [kg/231j]				0	260.8
jours	365		cmp [µg/g]				39.6	42.1
MES [t]	14100	**Aubonne**	F tot [kg/an]				558	594
Eau [m3]	178 600	**1991**	>4 fois [kg/an]				25.2	0
MES [mg/l]	79.0		>2 fois [kg/an]				56.1	46.4
jours	365		cmp [µg/g]				53.8	38.2
MES [t]	9 240	**Venoge**	F tot [kg/an]				502	356
Eau [m3]	96 400	**1991**	>4 fois [kg/an]				3.3	0
MES [mg/l]	96.3		>2 fois [kg/an]				33.2	39.6
jours	224		cmp [µg/g]	0.033	3.11	0.74	84.3	67.4
MES [t]	1 017	**Chambe-**	F tot [kg/224j]	0.034	3.16	0.76	85.8	68.6
Eau [m3]	23 910	**ronne 1993**	>4 fois [kg/224j]	0	0	0.05	0.6	0
MES [mg/l]	42.5		>2 fois [kg/224j]	0.012	0.32	0.25	12.9	3.32
jours	245		cmp [µg/g]	0.068	1.79	0.40	18.0	10.2
MES [t]	10630	**Veveyse**	F tot [kg/245j]	0.72	19.1	4.29	192	108.8
Eau [m3]	46 800	**1993**	>4 fois [kg/245j]	0.10	0	0.10	0	0
MES [mg/l]	227.2		>2 fois [kg/245j]	0.26	0.64	0.16	0	0
jours	189		cmp [µg/g]	0.026	2.56	0.47	28.7	10.9
MES [t]	5830	**Promen-**	F tot [kg/189j]	0.149	14.9	2.74	167	63.3
Eau [m3]	52 600	**thouse**	>4 fois [kg/189j]	0	0	0.03	0.6	0
MES [mg/l]	110.83	**1993**	>2 fois [kg/189j]	0	0	0.10	3.3	0.58
jours	315		cmp [µg/g]	0.034	0.73	0.29	27.4	14.0
MES [t]	3801	**Foron**	F tot [kg/315j]	0.129	2.8	1.11	104	53.2
Eau [m3]	30 230	**1993**	>4 fois [kg/315j]	0.01	0	0.05	0	0
MES [mg/l]	125.75		>2 fois [kg/315j]	0.02	0	0.18	0	0
jours	308		cmp [µg/g]		8.27	0.60	79.1	146.3
MES [t]	10190	**Venoge**	F tot [kg/308j]		84.3	6.1	806	1491
Eau [m3]	142 000	**1994**	>4 fois [kg/308j]		12	1.7	0	311
MES [mg/l]	71.8		>2 fois [kg/308j]		44	3.0	26	525
jours	301		cmp [µg/g]		5.37	1.00	61.3	25.2
MES [t]	3920	**Aubonne**	F tot [kg/301j]		21.0	3.9	240	98.7
Eau [m3]	137 800	**1994**	>4 fois [kg/301j]		0.2	1.3	0.2	0
MES [mg/l]	28.4		>2 fois [kg/301j]		6.1	2.3	11.3	0.2
jours	343		cmp [µg/g]		2.53	0.83	9.9	10.6
MES [t]	52	**Mercube**	F tot [kg/343j]		0.13	0.04	0.51	0.6
Eau [m3]	640	**1994**	>4 fois [kg/343j]		0	0.01	0	0
MES [mg/l]	81.2		>2 fois [kg/343j]		0.0151	0.02	0	0
jours	343		cmp [µg/g]		5.89	0.81	106	63.7
MES [t]	1 202	**Chambe-**	F tot [kg/343j]		7.08	1.0	127	76.6
Eau [m3]	29 020	**ronne 1994**	>4 fois [kg/343j]		0.01	0.23	0	0
MES [mg/l]	41.4		>2 fois [kg/343j]		2.43	0.48	17	0.40

MES : matières en suspension Eau : eau brute en m^3

cmp : concentration moyenne pondérée en µg de polluant par g de MES

F tot : flux total en kg par an ou par période suivie

>4 : dépassements de plus de 4 fois le flux naturel (kg par an ou par période)

>2 : dépassements de plus de 2 fois le flux naturel (kg par an ou par période).

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 1996, 247-251.

FLUX REJETÉS PAR LES STATIONS D'ÉPURATION [1]

Campagne 1995

PAR

François RAPIN

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

RÉSUMÉ

Les charges en entrée de stations d'épuration et rejetées par celles-ci après traitement (+ la part déversée) sont calculées pour 1995 et pour le bassin versant du Léman et du Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy. Il a été pris en compte la matière organique (DBO_5), le phosphore total et dissous (PO_4), l'ammonium (NH_4) et l'azote minéral total ($NH_4 + NO_2 + NO_3$).

Ainsi, le flux estimé en matière organique (DBO_5) rejeté en 1995 représente environ 9'400 tonnes (O_2) pour la totalité du bassin "CIPEL", dont 3'600 tonnes pour le bassin hydrographique du Léman.

Pour le bassin versant du Léman, la charge rejetée est d'environ 158 tonnes de phosphore total et de 60 tonnes pour le phosphore dissous ($P\text{-}PO_4$).

1. INTRODUCTION

Les bassins versants retenus pour cet inventaire (tableau 1) sont ceux pour lesquels des mesures de la qualité des eaux à l'exutoire sont effectuées dans le cadre des programmes d'auscultation de la CIPEL ou de surveillance des cantons et départements.

Les stations d'épuration des eaux usées (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 classées selon les bassins versants retenus (tableau 1) en fonction de la situation géographique du point de rejet de la STEP.

Lorsque des STEP ont des rejets situés en aval du point de prélèvement pour la mesure de la qualité des eaux de la rivière, elles ont été classées dans le bassin "Rejets directs au lac". Il s'agit de la STEP de Thonon pour la Dranse et de la STEP de Villeneuve pour l'Eau Froide.

---

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

2. CAPACITÉ DES STEP ET POPULATIONS RACCORDÉES

La capacité des STEP par bassin versant et les populations raccordées (permanentes, saisonnières, équivalents-industries) sont données au tableau 1.

Les populations raccordées sont celles indiquées par les services compétents des différents cantons et départements. Ces chiffres ont été obtenus entre 1993 et 1994 à partir des données des communes, vérifiées et contrôlées par les administrations concernées. Vu la dispersion de l'habitat, la connaissance insuffisante de certains réseaux et l'évolution permanente de la situation, il ne peut être prétendu que les chiffres annoncés soient d'une parfaite exactitude : il est néanmoins considéré qu'ils fournissent une bonne approche de la situation réelle en ce qui concerne les eaux usées domestiques. Une actualisation sommaire a été faite au 1er janvier 1995 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 ne sont comptabilisés que dans les capacités nominales des STEP au tableau 1, et non dans les populations raccordées.

TABLEAU 1 - Capacité des STEP et population raccordée à ces STEP, par bassin versant

Bassin versant	Nombre de STEP	Capacité des STEP (60 gDBO5/hab.j)	Population raccordée	
			permanente	saisonnière
Aubonne	4	14 950	6 919	2 358
Chamberonne	3	3 938	2 042	66
Canal Stockalper	5	17 563	10 232	2 116
Dranse	10	48 587	7 260	76 060
Eau Froide	2	32 000	1 968	1 849
Foron de Sciez	2	4 266	2 200	550
Grand Canal	2	15 375	6 760	13 651
Hermance	3	3 652	2 725	472
Morges	3	3 781	2 106	101
Paudèze	2	41 875	18 861	460
Promenthouse	1	500	256	42
Rhône amont 1)	60	1 342 244	244 808	303 490
Vengeron	2	16 975	13 950	1 090
Venoge	21	47 544	28 196	3 264
Versoix	5	19 725	11 603	4 786
Rejets dans autres rivières	12	30 012	18 624	2 343
Rejets directs au lac 2)	19	829 043	426 360	84 895
LEMAN	156	2 472 028	804 870	497 593
Rhône aval 3)	20	702 075	294 538	21 762
Allondon	4	43 883	25 781	4 851
Arve 4)	36	401 228	195 049	154 109
RHONE AVAL (total)	60	1 147 186	515 368	180 722
LEMAN + RHONE AVAL (total)	216	3 619 214	1 320 238	678 315

1) STEP mixtes (urbaines + industrielles) Valais : EH industriels raccordés 675'000
2) STEP mixte (urbaine + industrielle) Ht-Savoie : EH industriels raccordés 65'000
3) STEP mixtes et industrielles Genève : EH industriels raccordés 185'000
4) STEP mixte (urbaine + industrielle) Ht-Savoie : EH industriels raccordés 56'000

3. CHARGES EN ENTRÉE DE STEP ET FLUX REJETÉS, PAR BASSIN VERSANT

Pour l'ensemble des éléments pris en compte, phosphore total, phosphore dissous (PO_4), matière organique (DBO_5), ammonium (NH_4) et azote minéral total ($NH_4 + NO_2 + NO_3$), les charges en entrée de STEP et les flux rejetés ont été calculés de la façon suivante :

. Pour les stations ayant fait l'objet de contrôles avec prélèvements sur 24 heures, d'analyses des éléments pris en compte et de mesures des débits : la charge d'entrée est le produit de la concentration moyenne annuelle (pondérée par les débits) par le débit annuel d'entrée total (y compris s'il existe un déversoir d'entrée et si le déversé est mesuré).

Le flux rejeté correspond au rejet après traitement (concentration moyenne annuelle pondérée par les débits x le débit annuel de sortie), plus s'il existe et qu'il est mesuré le déversé à l'entrée de la station et/ou au décanteur primaire.

. Pour les stations où il manque un ou plusieurs paramètres (mesures d'entrée par exemple ou un des éléments chimiques) et pour les stations non contrôlées, les valeurs manquantes ont été calculées à partir des charges spécifiques par équivalent-habitant et par jour établies pour le bassin "CIPEL" en 1995 (tableau 2 - RAPIN, 1996) multipliées par les populations raccordées à ces stations (population permanente + ⅓ de la population saisonnière). Il a été tenu compte des charges spécifiques différentes entre les deux pays.

TABLEAU 2 - Charges spécifiques par équivalent-habitant (EH) et par jour (en 1995)

		Ensemble des STEP du bassin versant du Léman et du Rhône aval *	
		Suisse	France
Hydraulique	(l/EH.j)	543	350
DBO5	(g O2/EH.j)	54.6	49.3
DCO	(g O2/EH.j)	137.9	117.9
Phosphore total	(g P/EH.j)	2.04	2.50
Phosphore dissous (PO4)	(g P/EH.j)	0.86	1.50
Ammonium	(g N/EH.j)	6.9	8.5
Azote minéral total	(g N/EH.j)	7.3	-
Azote organique + NH4	(g N/EH.j)	-	11.5

* Sans les STEP industrielles ou les STEP mixtes (urbaines et industrielles) et calculées à partir des contrôles effectués hors périodes de pluie.

Pour chaque bassin versant, il a été fait la somme des valeurs obtenues pour les STEP concernées. L'ensemble des résultats pour 1995 se trouve dans le tableau 3.

TABLEAU 3 - Estimation des flux en entrée des STEP et des flux rejetés par celles-ci, par bassin versant

Bassin versant	Phosphore total		Phosphore dissous (P-PO4)		Matière organique (DBO5)		Ammonium (NH4)		Azote minéral total	
	Flux entrée STEP (tonnes P / an)	Flux rejeté (tonnes P / an)	Flux entrée STEP (tonnes P / an)	Flux rejeté (tonnes P / an)	Flux entrée STEP (tonnes O2 / an)	Flux rejeté (tonnes O2 / an)	Flux entrée STEP (tonnes N / an)	Flux rejeté (tonnes N / an)	Flux entrée STEP (tonnes N / an)	Flux rejeté (tonnes N / an)
Aubonne	7.99	2.18	3.05	0.76	203.6	35.6	20.0	13.5	26.5	17.8
Chamberonne	2.00	0.23	0.84	0.11	41.2	1.9	6.4	1.2	7.6	5.2
Canal Stockalper	6.32	0.93	3.61	0.31	241.9	23.0	49.6	27.7	50.9	32.4
Dranse	28.91	5.39	16.38	2.53	778.2	231.0	101.2	70.8	79.3	84.4
Eau Froide	4.02	0.27	0.44	0.03	45.2	2.5	44.6	13.4	47.0	45.8
Foron de Sciez	2.17	1.52	1.30	0.91	30.8	10.4	7.4	5.2	5.1	5.3
Grand Canal	6.40	1.66	2.28	0.44	131.4	26.5	14.8	14.0	21.8	18.4
Hermance	2.27	0.18	1.31	0.09	58.7	1.4	6.9	1.0	4.5	4.7
Morges	2.03	0.22	0.91	0.08	51.3	4.3	5.1	1.6	5.7	5.5
Paudèze	18.47	0.71	5.86	0.27	479.1	14.6	66.7	24.3	70.4	46.7
Promenthouse	1.20	0.47	0.48	0.11	28.1	4.0	2.7	4.8	3.5	5.2
Rhône amont 1)	284.20	61.06	103.11	22.77	21 820.9	1 660.8	1 454.8	909.3	1 575.5	1 336.4
Vengeron	11.88	3.44	6.84	1.74	352.1	47.9	42.0	31.9	38.4	38.4
Venoge	29.42	2.75	8.43	0.70	706.1	46.8	75.5	49.4	89.8	81.3
Versoix	7.61	3.01	4.25	1.70	140.9	22.1	34.3	19.8	34.2	35.8
Rejets dans autres rivières	24.38	4.47	7.24	1.29	542.2	51.9	49.0	29.1	59.3	56.2
Rejets directs au lac 2)	426.18	69.34	151.89	26.42	9 660.0	1 437.2	1 217.4	1 035.2	1 431.5	1 363.8
LEMAN	865.47	157.83	318.20	60.25	35 311.6	3 621.8	3 198.5	2 252.0	3 551.0	3 183.1
Rhône aval 3)	385.28	213.46	156.12	126.53	13 494.0	4 194.3	943.6	1 137.5	1 267.0	1 221.8
Allondon	25.64	15.87	18.64	13.19	620.7	76.7	94.9	65.1	67.5	72.0
Arve 4)	253.34	150.12	151.73	109.60	6 674.6	1 496.8	740.4	549.6	657.6	675.5
RHONE AVAL (total)	664.26	379.45	326.49	249.33	20 789.4	5 767.8	1 778.8	1 752.2	1 992.1	1 969.2
LEMAN + RHONE AVAL (total)	1 529.73	537.28	644.70	309.58	56 101.0	9 389.6	4 977.4	4 004.2	5 543.2	5 152.3

1) STEP mixtes (urbaines + industrielles) Valais : EH industriels raccord. 675'000
2) STEP mixte (urbaine + industrielle) Ht-Savoie : EH industriels raccord. 65'000
3) STEP mixtes et industrielles Genève : EH industriels raccord. 185'000
4) STEP mixtes (urbaine + industrielle) Ht-Savoie : EH industriels raccord. 56'000

4. CONCLUSIONS

Les flux arrivant aux STEP ou rejetés ont pu être estimés pour les principaux bassins versants de rivière pour 1995. Les résultats obtenus sont légèrement supérieurs à ceux de 1993 (FIAUX et VIOGET, 1994) et 1994 (RAPIN, 1995) pour le phosphore total, le phosphore dissous et la matière organique (DBO_5). Cette différence provient du fait que nous avons cette année beaucoup plus d'informations sur les volumes déversés avant traitement (déversement en entrée de STEP) ou au décanteur primaire. De plus, la comparaison interannuelle de ce type de résultats est sujette à discussion en raison de la qualité et de la représentativité des mesures notamment, celles-ci étant en constante évolution. De plus d'une année à l'autre, le nombre de STEP contrôlées et les populations raccordées varient.

BIBLIOGRAPHIE

FIAUX, J.J. et VIOGET P. (1994) : Flux rejetés par les stations d'épuration. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993, 161-169.

RAPIN, F. (1995) : Flux rejetés par les stations d'épuration Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1994, 187-191.

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

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 1996, 255-270.

CONTRÔLE DES STATIONS D'ÉPURATION [1]

Campagne 1995

PAR

François RAPIN

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

RÉSUMÉ

En 1995, 216 stations d'épuration (STEP) étaient en service dans le bassin versant "CIPEL" (Léman + Rhône aval jusqu'à Chancy). La population raccordée à ces stations était d'environ 1'320'000 habitants permanents, 678'000 habitants saisonniers (capacité d'hébergement touristique) et environ 850'000 équivalents-habitants industriels.

Sur les 156 STEP du bassin hydrographique du Léman, 134 sont équipées pour la déphosphatation (99.1 % de la capacité nominale des installations; 98.2 % de la population raccordée). La population raccordée à ces 156 STEP est de 805'000 habitants permanents, 498'000 habitants saisonniers et 740'000 équivalents-habitants industriels.

Pour la totalité du bassin versant "CIPEL", le nombre de STEP contrôlées au moins quatre fois par année (contrôle sur 24 heures) est de 144 (66.7 % du nombre de STEP et 83.6 % de la population raccordée). Les contrôles sont insuffisants principalement dans le bassin versant du "Rhône aval" (de l'émissaire du lac jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy).

Pour la matière organique (DBO_5) le rendement moyen d'abattement des STEP de 92 % sur les eaux traitées et la concentration moyenne (pondérée par les débits) de sortie de 14 mgO_2/l respectent les normes en vigueur.

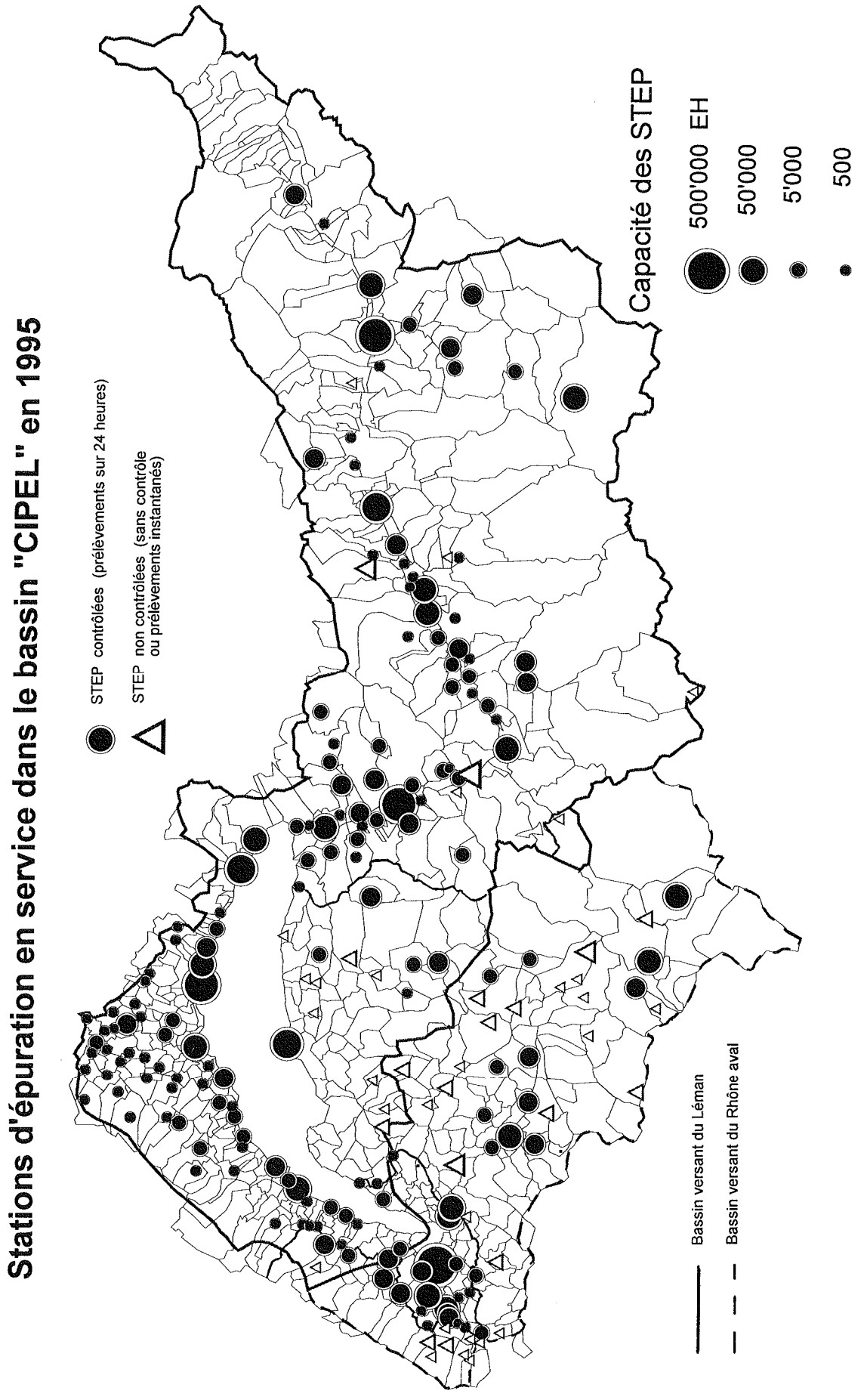
Pour le phosphore total et pour le bassin hydrographique du Léman, le rendement moyen de 87.5 % sur les eaux traitées et la concentration moyenne de sortie de 0.49 mgP/l respectent également les normes. Le rendement d'abattement est supérieur à celui de 1993 (83 %) et de 1994 (85 %).

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 (figure 1).

---

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


Stations d'épuration en service dans le bassin "CIPEL" en 1995
STEP contrôlées (prélèvements sur 24 heures)
STEP non contrôlées (sans contrôle ou prélèvements instantanés)
Capacité des STEP
500'000 EH
50'000
5'000
500
Bassin versant du Léman
Bassin versant du Rhône aval

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 (tableau 1)

Le tableau 1 donne pour chaque entité le nombre de STEP, ainsi que leur capacité et les populations raccordées.

Les populations raccordées sont celles indiquées par les services compétents des différents cantons et départements. Ces chiffres ont été obtenus entre 1993 et 1994 à partir des données des communes, vérifiées et contrôlées par les administrations concernées. En raison de la dispersion de l'habitat, la connaissance insuffisante de certains réseaux et 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 sommaire a été faite au 1er janvier 1995 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 ne sont comptabilisés que dans les capacités nominales des STEP au tableau 1, et non dans les populations raccordées.

En 1995, 216 STEP étaient en service dans le bassin versant "CIPEL" (Léman + Rhône aval), soit deux de moins qu'en 1994. La capacité nominale de ces STEP est de 3'619'214 équivalents-habitants (EH) (à 60 g de DBO_5/EH.j).

Bien que l'on constate une diminution du nombre de STEP, la capacité de traitement a augmenté de 2.7 % par rapport à 1994. Cela provient du fait que plusieurs petites STEP anciennes on été mises hors service et que de nouvelles, de beaucoup plus grande capacité, ont été construites.

Pour le bassin hydrographique du Léman seul, il y a 156 STEP d'une capacité nominale de 2'472'028 EH. 134 STEP pratiquent la déphosphatation avec une capacité de 2'448'791 EH; cela représente 99.1 % de la capacité totale. En populations raccordées (permanente + saisonnière), cela représente 98.2 %.

Il est à relever que par rapport à 1994, il y a 10 STEP supplémentaires qui déphosphatent.

Etat des STEP et des populations raccordées en 1995

TABLEAU 1

Canton Département	Bassin versant	Nombre de STEP		Capacité des STEP (60gDBO5/hab.j)		Population raccordée permanente		Population raccordée saisonnière	
		total	dont avec déphosph.	total	dont avec déphosph.	total	sur STEP avec déphosph.	total	sur STEP avec déphosph.
Vaud	Léman	75	73	978 269	977 006	472 439	471 914	94 612	94 215
Valais 1)	Léman	56	45	1 290 682	1 283 744	233 176	231 475	277 458	267 853
Genève	Léman	4	4	12 973	12 973	7 242	7 242	415	415
Haute-Savoie 2)	Léman	17	7	160 404	148 967	70 843	67 003	119 750	116 410
Ain	Léman	4	2	29 700	26 100	21 170	17 382	5 358	4 990
Total	Léman	156	131	2 472 028	2 448 791	804 870	795 016	497 593	483 883
Genève 3)	Rhône aval	16	-	760 602	-	331 023	-	21 678	-
Haute-Savoie 4)	Rhône aval	34	2	333 889	40 800	154 950	8 790	153 730	24 580
Ain	Rhône aval	10	-	52 695	-	29 395	-	5 314	-
Total	Rhône aval	60	2	1 147 186	40 800	515 368	8 790	180 722	24 580
Total	Léman + Rhône aval	216	133	3 619 214	2 489 591	1 320 238	803 806	678 315	508 463

1) STEP industrielles Valais (Léman) : EH industr. racc. 675'000

2) STEP industrielle Ht-Savoie (Léman) : EH industr. racc. 65'000

3) STEP industrielles Genève (Rhône aval) : EH industr. racc. 185'000

4) STEP industrielles Ht-Savoie (Rhône aval) : EH industr. racc. 56'000

Etat des STEP et des populations raccordées en 1995 (en % de l'ensemble du bassin versant CIPEL : Léman et Rhône aval)

Canton Département	Bassin versant	Nombre de STEP (en %)		Capacité des STEP (60gDBO5/hab.j) (en %)		Population raccordée permanente (en %)		Population raccordée saisonnière (en %)	
		total	dont avec déphosph.	total	dont avec déphosph.	total	sur STEP avec déphosph.	total	sur STEP avec déphosph.
Vaud	Léman	34.7	33.8	27.0	27.0	35.8	35.7	13.9	13.9
Valais	Léman	25.9	20.8	35.7	35.5	17.7	17.5	40.9	39.5
Genève	Léman	1.9	1.9	0.4	0.4	0.5	0.5	0.1	0.1
Haute-Savoie	Léman	7.9	3.2	4.4	4.1	5.4	5.1	17.7	17.2
Ain	Léman	1.9	0.9	0.8	0.7	1.6	1.3	0.8	0.7
Total	Léman	72.2	60.6	68.3	67.7	61.0	60.2	73.4	71.3
Genève	Rhône aval	7.4	0.0	21.0	0.0	25.1	0.0	3.2	0.0
Haute-Savoie	Rhône aval	15.7	0.9	9.2	1.1	11.7	0.7	22.7	3.6
Ain	Rhône aval	4.6	0.0	1.5	0.0	2.2	0.0	0.8	0.0
Total	Rhône aval	27.8	0.9	31.7	1.1	39.0	0.7	26.6	3.6
Total	Léman + Rhône aval	100.0	61.6	100.0	68.8	100.0	60.9	100.0	75.0

3. FRÉQUENCE DES CONTRÔLES (tableaux 2a et 2b - figure 2)

La figure 1 situe les STEP et mentionne celles qui sont contrôlées.

Les tableaux 2a et 2b indiquent le nombre de contrôles avec analyses des eaux effectués par les services compétents en 1995. Dans ces tableaux, cinq stations sont prises en compte bien qu'il manque les mesures du phosphore dissous (PO_4).

La figure 2 donne pour l'ensemble du bassin "CIPEL" une représentation graphique de la fréquence des contrôles exprimée en nombre de STEP ou en populations raccordées (permanente + saisonnière). Les STEP contrôlées moins de quatre fois par année sur 24 heures représentent 33.3 % en nombre de STEP ou 16.4 % des populations raccordées.

Les tableaux indiquent les entités où des efforts doivent être faits pour améliorer les contrôles des STEP (sans contrôle, contrôles instantanés, moins de quatre contrôles sur 24 heures); soit pour le bassin du Léman : le canton du Valais et le département de la Haute-Savoie et pour le Rhône aval : les départements de l'Ain et de la Haute-Savoie.

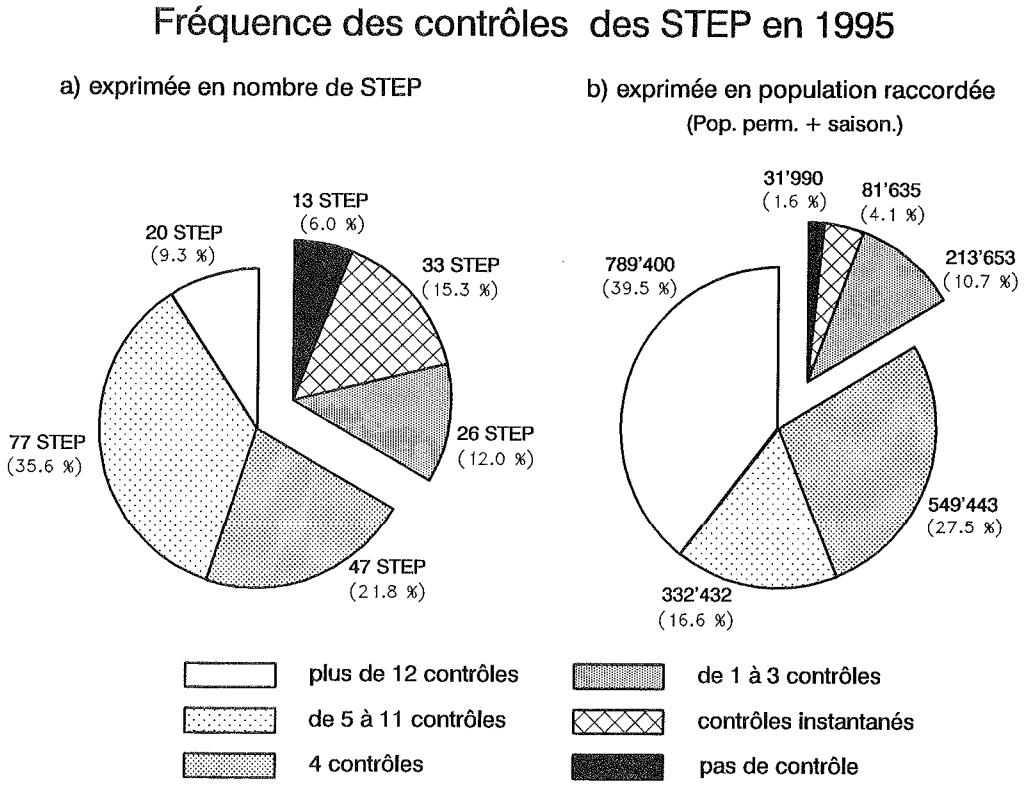


Figure 2

Nombre de contrôles effectués en 1995 avec analyses des eaux

TABLEAU 2 a

Canton Département	Bassin versant	12 contrôles sur 24 heures ou plus				de 5 à 11 contrôles sur 24 heures				4 contrôles sur 24 heures			
		Nombre de STEP	Capacité des STEP	Pop. raccord. permanente	Pop. raccord. saisonnière	Nombre de STEP	Capacité des STEP	Pop. raccord. permanente	Pop. raccord. saisonnière	Nombre de STEP	Capacité des STEP	Pop. raccord. permanente	Pop. raccord. saisonnière
Vaud	Léman	9	484 838	232 100	12 220	66	493 431	240 339	82 392	-	-	-	-
Valais 1)	Léman	-	-	-	-	-	-	-	-	36	1 123 002	183 706	225 211
Genève	Léman	2	11 842	6 450	283	2	1 132	792	132	-	-	-	-
Haute-Savoie 2)	Léman	1	102 600	58 980	42 180	-	-	-	-	5	46 187	8 013	74 180
Ain	Léman	2	26 100	17 382	4 990	-	-	-	-	1	3 150	3 538	256
Total	Léman	14	625 379	314 912	59 673	68	494 563	241 131	82 524	42	1 172 339	195 257	299 647
Genève 3)	Rhône aval	4	638 042	321 316	20 539	9	119 842	8 242	535	3	2 718	1 465	604
Haute-Savoie 4)	Rhône aval	1	55 000	52 790	5 060	-	-	-	-	2	70 333	14 020	38 450
Ain	Rhône aval	1	14 400	12 569	2 541	-	-	-	-	-	-	-	-
Total	Rhône aval	6	707 442	386 675	28 140	9	119 842	8 242	535	5	73 052	15 485	39 054
Total	Léman + Rhône aval	20	1 332 821	701 587	87 813	77	614 405	249 373	83 059	47	1 245 391	210 742	338 701

Canton Département	Bassin versant	de 1 à 3 contrôles sur 24 heures				de 1 à 4 contrôles instantanés				sans contrôle			
		Nombre de STEP	Capacité des STEP	Pop. raccord. permanente	Pop. raccord. saisonnière	Nombre de STEP	Capacité des STEP	Pop. raccord. permanente	Pop. raccord. saisonnière	Nombre de STEP	Capacité des STEP	Pop. raccord. permanente	Pop. raccord. saisonnière
Vaud	Léman	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Valais 1)	Léman	13	90 915	38 396	34 787	-	-	-	-	7	76 765	11 074	17 460
Genève	Léman	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Haute-Savoie 2)	Léman	1	270	160	260	10	11 348	3 690	3 130	-	-	-	-
Ain	Léman	-	-	-	-	-	-	-	-	1	450	250	112
Total	Léman	14	91 185	38 556	35 047	10	11 348	3 690	3 130	8	77 215	11 324	17 572
Genève 3)	Rhône aval	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Haute-Savoie 4)	Rhône aval	11	157 077	68 820	57 590	20	51 479	19 320	52 630	-	-	-	-
Ain	Rhône aval	1	27 000	12 149	1 491	3	7 200	2 290	575	5	4 095	2 387	707
Total	Rhône aval	12	184 077	80 969	59 081	23	58 679	21 610	53 205	5	4 095	2 387	707
Total	Léman + Rhône aval	26	275 261	119 525	94 128	33	70 027	25 300	56 335	13	81 310	13 711	18 279

1) STEP industrielles Valais (Léman) : EH industr. racc 675'000
2) STEP industrielle Ht-Savoie (Léman) : EH industr. racc 65'000
3) STEP industrielles Genève (Rhône aval) : EH industr. racc 185'000
4) STEP industrielles Ht-Savoie (Rhône aval) : EH industr. racc 56'000

Nombre de contrôles effectués en 1995 avec analyses des eaux (en % de l'ensemble du bassin versant CIPEL : Léman et Rhône aval) TABLEAU 2 b

Canton Département	Bassin versant	12 contrôles sur 24 heures ou plus				de 5 à 11 contrôles sur 24 heures				4 contrôles sur 24 heures			
		Nombre de STEP (%)	Capacité des STEP (%)	Pop. raccord. permanente (%)	Pop. raccord. saisonnière (%)	Nombre de STEP (%)	Capacité des STEP (%)	Pop. raccord. permanente (%)	Pop. raccord. saisonnière (%)	Nombre de STEP (%)	Capacité des STEP (%)	Pop. raccord. permanente (%)	Pop. raccord. saisonnière (%)
Vaud	Léman	4.2	13.4	17.6	1.8	30.6	13.6	18.2	12.1	-	-	-	-
Valais 1)	Léman	-	-	-	-	-	-	-	-	16.7	31.03	13.9	33.2
Genève	Léman	0.9	0.3	0.5	0.0	0.9	0.0	0.1	0.0	-	-	-	-
Haute-Savoie 2)	Léman	0.5	2.8	4.5	6.2	-	-	-	-	2.3	1.28	0.6	10.9
Ain	Léman	0.9	0.7	1.3	0.7	-	-	-	-	0.5	0.09	0.3	0.0
Total	Léman	6.5	17.3	23.9	8.8	31.5	13.7	18.3	12.2	19.4	32.39	14.8	44.2
Genève 3)	Rhône aval	1.9	17.6	24.3	3.0	4.2	3.3	0.6	0.1	1.4	0.08	0.1	0.1
Haute-Savoie 4)	Rhône aval	0.5	1.5	4.0	0.7	-	-	-	-	0.9	1.94	1.1	5.7
Ain	Rhône aval	0.5	0.4	1.0	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-
Total	Rhône aval	2.8	19.5	29.3	4.1	4.2	3.3	0.6	0.1	2.3	2.02	1.2	5.8
Total	Léman + Rhône aval	9.3	36.8	53.1	12.9	35.6	17.0	18.9	12.2	21.8	34.41	16.0	49.9

Canton Département	Bassin versant	de 1 à 3 contrôles sur 24 heures				de 1 à 4 contrôles instantanés				sans contrôle			
		Nombre de STEP (%)	Capacité des STEP (%)	Pop. raccord. permanente (%)	Pop. raccord. saisonnière (%)	Nombre de STEP (%)	Capacité des STEP (%)	Pop. raccord. permanente (%)	Pop. raccord. saisonnière (%)	Nombre de STEP (%)	Capacité des STEP (%)	Pop. raccord. permanente (%)	Pop. raccord. saisonnière (%)
Vaud	Léman	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Valais 1)	Léman	6.02	2.51	2.91	5.13	-	-	-	-	3.24	2.12	0.84	2.57
Genève	Léman	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Haute-Savoie 2)	Léman	0.46	0.01	0.01	0.04	4.63	0.31	0.28	0.46	-	-	-	-
Ain	Léman	-	-	-	-	-	-	-	-	0.46	0.01	0.02	0.02
Total	Léman	6.48	2.52	2.92	5.17	4.63	0.31	0.28	0.46	3.70	2.13	0.86	2.59
Genève 3)	Rhône aval	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Haute-Savoie 4)	Rhône aval	5.09	4.34	5.21	8.49	9.26	1.42	1.46	7.76	-	-	-	-
Ain	Rhône aval	0.46	0.75	0.92	0.22	1.39	0.20	0.17	0.08	2.31	0.11	0.18	0.10
Total	Rhône aval	5.56	5.09	6.13	8.71	10.65	1.62	1.64	7.84	2.31	0.11	0.18	0.10
Total	Léman + Rhône aval	12.04	7.61	9.05	13.88	15.28	1.93	1.92	8.31	6.02	2.25	1.04	2.69

1) STEP industrielles Valais (Léman) : EH industr. racc. 675'000

2) STEP industrielle Ht-Savoie (Léman) : EH industr. racc. 65'000

3) STEP industrielles Genève (Rhône aval) : EH industr. racc. 185'000

4) STEP industrielles Ht-Savoie (Rhône aval) : EH industr. racc. 56'000

4. RENDEMENT D'ÉPURATION

4.1 Demande biochimique en oxygène (DBO_5) (tableau 3)

En Suisse, les normes de rejet pour la matière organique (DBO_5) sont définies par l'Ordonnance fédérale du 8 décembre 1975 sur le déversement des eaux usées (20 mgO_2/l et 85 % de rendement d'épuration).

En France, jusqu'en 1994, celles-ci 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 mgO_2/l). Un arrêté ministériel du 22 décembre 1994 fixe la concentration maximale à 25 mgO_2/l de DBO_5 et un rendement entre 70 et 80 % suivant la charge de pollution organique reçue.

96.4 % des STEP (exprimées en capacité) sont contrôlées dans le bassin versant du Léman en ce qui concerne la matière organique et 94.8 % des STEP pour le Rhône aval.

Globalement pour l'ensemble du bassin versant "CIPEL" et pour les eaux traitées, les rendements moyens (environ 92 %) et concentrations moyennes de sortie (14 mgO_2/l) respectent les normes.

Les concentrations moyennes en sortie légèrement plus élevées (18 mgO_2/l) en Valais, mais avec un rendement moyen d'élimination de 94 %, sont dues à des concentrations moyennes d'entrée beaucoup plus élevées, en raison d'installations industrielles.

Les plus fortes concentrations de sortie pour la Haute-Savoie proviennent des types de filière de traitement utilisés sur des stations à fortes variations de population saisonnière (FIAUX et VIOGET, 1991), le rendement moyen d'élimination est toutefois de plus de 85 %.

4.2 Phosphore total (tableau 4) et phosphore dissous PO_4 (tableau 5)

En Suisse et pour les bassins versants des lacs, les normes sont les suivantes : concentration du rejet 0.8 mgP/l et rendement de 80 %. Lorsque la protection du lac exige des mesures plus étendues, les autorités cantonales renforcent ces exigences. Pour les grosses installations, elles imposent alors au moins les exigences suivantes : concentration du rejet 0.3mg P/l et rendement de 90 %. Pour les cours d'eau en aval d'un lac, lorsque la protection du cours d'eau concerné ou d'eaux situées en aval, y compris la mer, l'exige, les exigences sont les suivantes : concentration du rejet 0.8 mg P/l et rendement 80 %.

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 mgP/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) : concentration du rejet 2 mgP/l pour une charge brute en matière organique (MO) de 600 à 6'000 kg/jour; 1 mgP/l pour une charge brute en MO plus grande que 6'000 kg/jour et rendement de 80 % pour une charge en MO supérieure à 600 kg/jour.

Pour le phosphore, les mêmes STEP que pour la DBO_5 (plus une) sont contrôlées (exprimées en capacité : 96.4 % pour le bassin versant Léman et 94.8 % pour le Rhône aval). Il faut relever que les STEP en aval du lac (bassin versant Rhône aval) ne sont pas tenues de déphosphater.

Contrôle des STEP pour le paramètre : Matières organiques exprimées en DBO5 en 1995

TABLEAU 3

Canton / Département	Bassin versant	Nombre total de STEP	Capacité totale des STEP (60gDBO5/hab.j)	Nombre de STEP contrôlées	Capacité des STEP contrôlées (60gDBO5/hab.j)	STEP contrôlées en % de la capacité	Popul. raccord. (perm. + saison.) sur les STEP contrôlées	Débit total (m3/j)	Débit traité (m3/j)	Débit déversé (m3/j) (si mesuré)
Vaud	Léman	75	978 269	75	978 269	100.0	567 051	340 588	299 787	40 802
Valais 1)	Léman	56	1 290 682	49	1 213 917	94.1	482 100	203 833	197 330	6 504
Genève	Léman	4	12 973	4	12 973	100.0	7 657	4 606	4 606	-
Haute-Savoie 2)	Léman	17	160 404	6	148 787	92.8	183 353	39 481	35 081	4 400
Ain	Léman	4	29 700	3	29 250	98.5	26 166	9 026	9 026	-
Total	Léman	156	2 472 028	137	2 383 196	96.4	1 266 327	597 535	545 830	51 705
Genève 3)	Rhône aval	16	760 602	16	760 602	100.0	352 701	224 846	156 974	67 871
Haute-Savoie 4)	Rhône aval	34	333 889	15	285 413	85.5	250 950	76 078	65 020	7 841
Ain	Rhône aval	10	52 695	2	41 400	78.6	28 750	10 030	10 030	-
Total	Rhône aval	60	1 147 186	33	1 087 415	94.8	632 401	310 953	232 024	75 712
Total	Léman + Rhône aval	216	3 619 214	170	3 470 611	95.9	1 898 728	908 488	777 853	127 418

Canton / Département	Bassin versant	STEP contrôlées en % de la capacité	Flux de Matières organiques en kg O2 / jour				Concentration en DBO5 (mgO2/l)		Rendement moyen (pondéré par les débits)	
			Entrée flux total	Entrée flux traité	Sortie	Déversé (si mesuré)	Entrée	Sortie	sur les eaux traitées uniquement	sur les eaux traitées + déversées
Vaud	Léman	100.0	27 319	24 621	1 814	1 412	80.21	6.05	92.6	88.2
Valais 1)	Léman	94.1	58 013	57 003	3 479	863	284.61	17.63	93.9	92.5
Genève	Léman	100.0	725	725	31	-	157.33	6.68	95.8	95.8
Haute-Savoie 2)	Léman	92.8	8 311	7 382	1 023	929	210.50	29.16	86.1	76.5
Ain	Léman	98.5	919	919	169	-	101.77	18.77	81.6	81.6
Total	Léman	96.4	95 287	90 649	6 516	3 204	159.47	11.94	92.8	89.8
Genève 3)	Rhône aval	100.0	39 046	27 260	2 126	9 646	173.66	13.55	92.2	69.8
Haute-Savoie 4)	Rhône aval	85.5	13 365	12 221	1 767	856	175.68	27.18	86.8	81.6
Ain	Rhône aval	78.6	1 633	1 633	200	-	162.78	19.96	87.7	87.7
Total	Rhône aval	94.8	54 043	41 113	4 094	10 503	173.80	17.64	90.0	73.0
Total	Léman + Rhône aval	95.9	149 330	131 762	10 609	13 707	164.37	13.64	91.9	83.7

1) STEP industrielles Valais (Léman) : EH industr. racc. 675'000

2) STEP industrielle Ht-Savoie (Léman) : EH industr. racc. 65'000

3) STEP industrielles Genève (Rhône aval) : EH industr. racc. 185'000

4) STEP industrielles Ht-Savoie (Rhône aval) : EH industr. racc. 56'000

Contrôle des STEP pour le paramètre : Phosphore total en 1995

TABLEAU 4

Canton / Département	Bassin versant	Nombre total de STEP	Capacité totale des STEP (60gDBO5/hab.j)	Nombre de STEP contrôlées	Capacité des STEP contrôlées (60gDBO5/hab.j)	STEP contrôlées en % de la capacité	Popul. raccord. (perm. + saison.) sur les STEP contrôlées	Débit total (m3/j)	Débit traité (m3/j)	Débit déversé (m3/j) (si mesuré)
Vaud	Léman	75	978 269	75	978 269	100.0	567 051	340 588	299 787	40 802
Valais 1)	Léman	56	1 290 682	49	1 213 917	94.1	482 100	203 833	197 330	6 504
Genève	Léman	4	12 973	4	12 973	100.0	7 657	4 606	4 606	-
Haute-Savoie 2)	Léman	17	160 404	7	149 057	92.9	183 773	39 593	35 193	4 400
Ain	Léman	4	29 700	3	29 250	98.5	26 166	9 026	9 026	-
Total	Léman	156	2 472 028	138	2 383 466	96.4	1 266 747	597 647	545 942	51 705
Genève 3)	Rhône aval	16	760 602	16	760 602	100.0	352 701	224 846	156 974	67 871
Haute-Savoie 4)	Rhône aval	34	333 889	15	285 413	85.5	250 950	76 078	65 020	7 841
Ain	Rhône aval	10	52 695	2	41 400	78.6	28 750	10 030	10 030	-
Total	Rhône aval	60	1 147 186	33	1 087 415	94.8	632 401	310 953	232 024	75 712
Total	Léman + Rhône aval	216	3 619 214	171	3 470 881	95.9	1 899 148	908 600	777 965	127 418

Canton / Département	Bassin versant	STEP contrôlées en % de la capacité	Flux de Phosphore total en kg P / jour				Concentration en Phosphore total (mgP/l)		Rendement moyen (pondéré par les débits)	
			Entrée flux total	Entrée flux traité	Sortie	Déversé (si mesuré)	Entrée	Sortie	sur les eaux traitées uniquement	sur les eaux traitées + déversées
Vaud	Léman	100.0	1 274.8	1 140.3	90.5	83.6	3.74	0.30	92.1	86.3
Valais 1)	Léman	94.1	711.8	693.7	119.0	17.9	3.49	0.60	82.8	80.8
Genève	Léman	100.0	19.2	19.2	3.6	-	4.17	0.77	81.5	81.5
Haute-Savoie 2)	Léman	92.9	269.4	240.0	38.8	29.4	6.80	1.10	83.8	74.7
Ain	Léman	98.5	41.0	41.0	15.2	-	4.55	1.68	63.1	63.1
Total	Léman	96.4	2 316.2	2 134.2	267.0	130.8	3.88	0.49	87.5	82.8
Genève 3)	Rhône aval	100.0	1 118.3	780.7	355.3	272.8	4.97	2.26	54.5	43.8
Haute-Savoie 4)	Rhône aval	85.5	536.6	486.9	273.2	35.0	7.05	4.20	49.1	42.6
Ain	Rhône aval	78.6	65.8	65.8	39.9	-	6.56	3.98	39.3	39.3
Total	Rhône aval	94.8	1 720.7	1 333.4	668.4	307.8	5.53	2.88	49.9	43.3
Total	Léman + Rhône aval	95.9	4 036.9	3 467.6	935.4	438.7	4.44	1.20	73.0	66.0

1) STEP industrielles Valais (Léman) : EH industr. racc. 675'000

2) STEP industrielle Ht-Savoie (Léman) : EH industr. racc. 65'000

3) STEP industrielles Genève (Rhône aval) : EH industr. racc. 185'000

4) STEP industrielles Ht-Savoie (Rhône aval) : EH industr. racc. 56'000

Contrôle des STEP pour le paramètre : Phosphore dissous (orthophosphates - PO4) en 1995

TABLEAU 5

Canton / Département	Bassin versant	Nombre total de STEP	Capacité totale des STEP (60gDBO5/hab.j)	Nombre de STEP contrôlées	Capacité des STEP contrôlées (60gDBO5/hab.j)	STEP contrôlées en % de la capacité	Popul. raccord. (perm. + saison.) sur les STEP contrôlées	Débit total (m3/j)	Débit traité (m3/j)	Débit déversé (m3/j) (si mesuré)
Vaud	Léman	75	978 269	75	978 269	100.0	567 051	340 588	299 787	40 802
Valais 1)	Léman	56	1 290 682	49	1 213 917	94.1	482 100	203 833	197 330	6 504
Genève	Léman	4	12 973	4	12 973	100.0	7 657	4 606	4 606	-
Haute-Savoie 2)	Léman	17	160 404	6	148 787	92.8	183 353	39 481	35 081	4 400
Ain	Léman	4	29 700	3	29 250	98.5	26 166	9 026	9 026	-
Total	Léman	156	2 472 028	137	2 383 196	96.4	1 266 327	597 535	545 830	51 705
Genève 3)	Rhône aval	16	760 602	16	760 602	100.0	352 701	224 846	156 974	67 871
Haute-Savoie 4)	Rhône aval	34	333 889	11	213 640	64.0	142 470	52 655	43 607	6 341
Ain	Rhône aval	10	52 695	1	14 400	27.3	15 110	5 885	5 885	-
Total	Rhône aval	60	1 147 186	28	988 642	86.2	510 281	283 385	206 466	74 212
Total	Léman + Rhône aval	216	3 619 214	165	3 371 837	93.2	1 776 608	880 920	752 295	125 917

Canton / Département	Bassin versant	STEP contrôlées en % de la capacité	Flux de Phosphore dissous (PO4) en kg P / jour				Concentration en Phosphore dissous (mgP/l)		Rendement moyen (pondéré par les débits)	
			Entrée flux total	Entrée flux traité	Sortie	Déversé (si mesuré)	Entrée	Sortie	sur les eaux traitées uniquement	sur les eaux traitées + déversées
Vaud	Léman	100.0	427.1	383.2	37.0	30.0	1.25	0.12	90.3	84.3
Valais 1)	Léman	94.1	258.8	249.2	42.0	8.1	1.27	0.21	83.2	80.7
Genève	Léman	100.0	9.5	9.5	1.7	-	2.06	0.36	82.3	82.3
Haute-Savoie 2)	Léman	92.8	126.3	112.4	7.5	13.9	3.20	0.21	93.3	83.0
Ain	Léman	98.5	24.4	24.4	8.3	-	2.70	0.92	65.9	65.9
Total	Léman	96.4	846.0	778.7	96.4	52.0	1.42	0.18	87.6	82.5
Genève 3)	Rhône aval	100.0	458.7	320.3	266.4	112.2	2.04	1.70	16.8	17.5
Haute-Savoie 4)	Rhône aval	64.0	209.4	188.9	134.7	14.2	3.98	3.09	35.6	33.4
Ain	Rhône aval	27.3	29.0	29.0	20.3	-	4.94	3.45	30.1	30.1
Total	Rhône aval	86.2	697.1	538.2	421.4	126.5	2.46	2.04	21.7	21.4
Total	Léman + Rhône aval	93.2	1 543.1	1 316.9	517.8	178.5	1.75	0.69	60.7	54.9

1) STEP industrielles Valais (Léman) : EH industr. racc. 675'000

2) STEP industrielle Ht-Savoie (Léman) : EH industr. racc. 65'000

3) STEP industrielles Genève (Rhône aval) : EH industr. racc. 185'000

4) STEP industrielles Ht-Savoie (Rhône aval) : EH industr. racc. 56'000

Pour le bassin du Léman, le rendement moyen d'élimination sur les eaux traitées atteint 87.5 % en 1995. Il est en augmentation par rapport à 1993 (83 %; FIAUX et VIOGET, 1994) et par rapport à 1994 (85 %; RAPIN, 1995). La concentration moyenne de sortie (pondérée par les débits) est de 0.49 mgP/l, également en amélioration par rapport à 1993 (0.85 mgP/l) et par rapport à 1994 (0.64 mgP/l).

Par entité, les rendements et concentrations varient de 63 % et 1.68 mgP/l dans le département de l'Ain à 92 % et 0.30 mgP/l pour le canton de Vaud.

En moyenne cantonale ou départementale, les rendements sont trop faibles et les concentrations de sortie trop fortes dans le département de l'Ain. Toutefois, il est relevé que la moyenne ne concerne qu'un échantillon faible (3 STEP).

Pour le phosphore dissous (PO_4), le rendement moyen pour le bassin versant du Léman atteint 87.6 % avec des variations en moyenne par entité de 93.3 % dans le département de la Haute-Savoie à 65.9 % dans le département de l'Ain.

5. BILAN DES FLUX ANNUELS DE POLLUTION LIÉS AUX STEP CONTRÔLÉES

5.1 Matière organique (DBO_5) (tableau 6)

Pour l'ensemble du bassin versant "CIPEL" et pour 96 % de la capacité totale des STEP, la charge en entrée des stations est de 54'506 tonnes (DBO_5) et après traitement le rejet est de 3'872 tonnes.

Compte tenu de l'augmentation de la capacité des STEP contrôlées (+ 3.5 % en capacité), les flux en entrée de station sont stables par rapport à 1994, par contre, les flux rejetés sont en baisse d'environ 3 %.

5.2 Phosphore total et dissous (PO_4) (tableau 6)

La déphosphatation n'étant obligatoire que pour le bassin strict du Léman, il ne sera cité que les chiffres concernant ce bassin.

Pour 96.4 % de la capacité totale des STEP, la charge d'entrée des stations est de 845.4 tonnes de phosphore total et après traitement, le rejet est de 97.5 tonnes.

Compte tenu de l'augmentation de la capacité des STEP contrôlées prises en considération sur le bassin hydrographique du Léman (+ 3.5 % en capacité), les flux en entrée de STEP sont stables, mais les flux rejetés sont en nette baisse par rapport à 1994 (- 15 % en sortie).

Pour le phosphore dissous ($P\text{-}PO_4$), les flux en entrée sont de 308.8 tonnes et en sortie de 35.2 tonnes.

5.3 Apports au Léman des huit principales STEP rejetant directement dans le lac (tableau 7)

Le tableau 7 représente les charges annuelles rejetées (déversées, mesurées entrée STEP ou décanteur primaire et rejetées traitées) de huit des principales STEP du bassin rejetant directement dans le lac. Ces charges ont été calculées sur la base des analyses validées fournies par les exploitants des STEP pour le Ptot, la DCO, la DBO_5, l'azote minéral total, les boues et les débits. En ce qui concerne les autres paramètres, c'est sur la base des analyses du Service des eaux et de la protection de l'environnement du canton de Vaud (SEPE) que les rejets ont été quantifiés. Pour la STEP de Thonon, toutes les charges ont été calculées sur la base des analyses fournies par l'exploitant de la STEP. La qualité des autocontrôles a de plus été vérifiée par des calibrations interlaboratoires.

Les charges annuelles ont été calculées sur la base des produits des concentrations moyennes pondérées annuelles par les débits moyens annuels.

TABLEAU 6

Bilan des apports en phosphore total, en phosphore dissous (PO4) et en matières organiques (DBO5) pour les STEP contrôlées en 1995

Canton / Département	Bassin versant	STEP contrôlées en % de la capacité	Phosphore total (tonnes / an)			
			Entrée	Sortie	Déversé (si mesuré)	Abattement
Vaud	Léman	100.0	465.3	33.0	30.5	401.8
Valais	Léman	94.1	259.8	43.4	6.5	209.8
Genève	Léman	100.0	7.0	1.3	-	5.7
Haute-Savoie	Léman	92.9	98.3	14.2	10.7	73.4
Ain	Léman	98.5	15.0	5.5	-	9.5
Total	Léman	96.4	845.4	97.5	47.8	700.2
Genève	Rhône aval	100.0	408.2	129.7	99.6	178.9
Haute-Savoie	Rhône aval	85.5	195.9	99.7	12.8	83.4
Ain	Rhône aval	78.6	24.0	14.6	-	9.4
Total	Rhône aval	94.8	628.1	244.0	112.4	271.7
Total	Léman + Rhône aval	95.9	1 473.5	341.4	160.1	971.9

Canton / Département	Bassin versant	STEP contrôlées en % de la capacité	Phosphore dissous (PO4) (tonnes / an)			
			Entrée	Sortie	Déversé (si mesuré)	Abattement
Vaud	Léman	100.0	155.9	13.5	11.0	131.4
Valais	Léman	94.1	94.4	15.3	3.0	76.2
Genève	Léman	100.0	3.5	0.6	-	2.9
Haute-Savoie	Léman	92.8	46.1	2.7	5.1	38.3
Ain	Léman	98.5	8.9	3.0	-	5.9
Total	Léman	96.4	308.8	35.2	19.0	254.6
Genève	Rhône aval	100.0	167.4	97.2	41.0	29.2
Haute-Savoie	Rhône aval	64.0	76.4	49.2	5.2	22.0
Ain	Rhône aval	27.3	10.6	7.4	-	3.2
Total	Rhône aval	86.2	254.5	153.8	46.2	54.5
Total	Léman + Rhône aval	93.2	563.2	189.0	65.1	309.1

Canton / Département	Bassin versant	STEP contrôlées en % de la capacité	DBO5 (tonnes / an)			
			Entrée	Sortie	Déversé (si mesuré)	Abattement
Vaud	Léman	100.0	9 971	662	515	8 794
Valais	Léman	94.1	21 175	1 270	315	19 590
Genève	Léman	100.0	265	11	-	253
Haute-Savoie	Léman	92.8	3 033	373	339	2 321
Ain	Léman	98.5	335	62	-	273
Total	Léman	96.4	34 780	2 378	1 170	31 232
Genève	Rhône aval	100.0	14 252	776	3 521	9 955
Haute-Savoie	Rhône aval	85.5	4 878	645	312	3 921
Ain	Rhône aval	78.6	596	73	-	523
Total	Rhône aval	94.8	19 726	1 494	3 833	14 398
Total	Léman + Rhône aval	95.9	54 506	3 872	5 003	45 630

Apports directs au lac par les 8 principales STEP en 1995 TABLEAU 7

Paramètres	Lausanne	Thonon	Vevey	Montreux
Capacité (EH : 60 gDBO5/hab.j)	412 500	102 600	83 000	62 250
Volumes traités (m3/an)	41 974 270	8 435 150	7 171 915	77 779 832
Volumes déversés (m3/an)	12 810 770	1 017 985	26 500	722 530
Phosphore total (t/an)	37.69	14.82	4.10	5.10
Phosphore dissous (PO4) (t/an)	12.05	3.69	1.05	1.68
DCO (t/an)	2 702.5	1 315.8	362.1	338.3
DBO5 (t/an)	1 279.7	281.8	93.3	150.4
Matières en suspension (t/an)	696.3	569.8	51.5	42.5
Azote minéral total (NH4+NO2+NO3) (t/an)	513.9	209.4	116.9	89.1
Azote organique + NH4 (t/an)	-	254.0	-	-
Chlorure (t/an)	3 523	634	438	325
Boues (t/an de matières sèches)	6 027	3 897	1 008	956

Paramètres	Nyon	Pully	Morges	Gland
Capacité (EH : 60 gDBO5/hab.j)	50 000	40 000	38 825	17 500
Volumes traités (m3/an)	2 731 295	3 690 880	5 343 965	3 293 760
Volumes déversés (m3/an)	-	-	28 105	-
Phosphore total (t/an)	0.37	0.73	3.29	1.46
Phosphore dissous (PO4) (t/an)	0.08	0.26	1.23	0.14
DCO (t/an)	101.1	105.9	205.9	138.3
DBO5 (t/an)	33.6	17.5	37.2	23.0
Matières en suspension (t/an)	23.0	25.4	48.7	6.3
Azote minéral total (NH4+NO2+NO3) (t/an)	54.8	42.7	81.7	40.4
Azote organique + NH4 (t/an)	-	-	-	-
Chlorure (t/an)	400	240	278	202
Boues (t/an de matières sèches)	191	128	491	378

6. CHARGES SPÉCIFIQUES JOURNALIÈRES PAR ÉQUIVALENT-HABITANT (tableau 8)

Pour le calcul des charges spécifiques, les données de chaque pays ont été traitées séparément du fait que celles pour le phosphore sont relativement différentes entre les deux pays suite à l'interdiction, en 1986, des phosphates dans les produits pour lavage des textiles en Suisse.

Les STEP industrielles ou mixtes (urbaines et industrielles) ont été écartées pour le calcul du fait de leur situation très particulière.

Seuls les contrôles effectués hors des périodes de pluie ont été pris en considération.

Les charges spécifiques ont été déterminées en faisant la somme des flux d'entrée aux STEP (déversoirs d'orage inclus) divisée par la somme des populations raccordées annoncées (population permanente + population saisonnière). Il a été tenu compte, lorsque l'information était à disposition, du taux d'occupation des lits touristiques lors des contrôles.

Les valeurs obtenues en 1995 pour les charges spécifiques : hydraulique, matière organique (DBO_5 et DCO), phosphore total et dissous (PO_4), ammonium (NH_4), azote minéral total ($NH_4 + NO_2 + NO_3$) et azote organique sont données au tableau 8.

Les conséquences de l'interdiction des phosphates dans les produits pour le lavage des textiles en Suisse se remarquent nettement; en effet, la charge spécifique pour le phosphore dissous obtenue pour la partie française du bassin (1.50 gP/EH.j) est de 43 % plus élevée que celle obtenue pour la partie suisse (0.86 gP/EH.j).

Etant admis que la consommation des ménages est de l'ordre de 200 litres d'eau par habitant et par jour et qu'il est constaté que les charges spécifiques calculées par équivalent-habitant (tableau 8) donnent 540 litres pour la Suisse et 350 litres pour la France, on peut donc en conclure que plus de la moitié des eaux arrivant aux STEP sont des eaux parasites. Les incidences négatives de ce constat sont décrites dans le rapport sur l'exercice 1990 (FIAUX et VIOGET, 1991).

En comparaison des valeurs obtenues lors de la campagne 1994 (RAPIN, 1995), qui avaient été calculées avec l'ensemble des données des contrôles (sans tenir compte de la pluviométrie et du taux d'occupation des lits touristiques), on constate que l'on obtient pour les éléments dissous (Phosphore dissous - PO_4, Ammonium - NH_4, Azote minéral total) des valeurs très semblables. Par contre pour la DBO_5, DCO et Phosphore total, éléments plus liés au particulaire, les valeurs sont inférieures.

TABLEAU 8

Charges spécifiques par équivalent-habitant (EH) et par jour (en 1995)

		Ensemble des STEP du bassin versant du Léman et du Rhône aval *	
		Suisse	France
Hydraulique	(l/EH.j)	543	350
DBO5	(g O2/EH.j)	54.6	49.3
DCO	(g O2/EH.j)	137.9	117.9
Phosphore total	(g P/EH.j)	2.04	2.50
Phosphore dissous (PO4)	(g P/EH.j)	0.86	1.50
Ammonium	(g N/EH.j)	6.9	8.5
Azote minéral total	(g N/EH.j)	7.3	-
Azote organique + NH4	(g N/EH.j)	-	11.5

* Sans les STEP industrielles ou les STEP mixtes (urbaines et industrielles) et calculées à partir des contrôles effectués hors périodes de pluie.

7. CONCLUSIONS

Pour l'ensemble du bassin versant "CIPEL" (Léman + Rhône aval), 216 stations d'épuration (STEP) étaient en service en 1995 pour une capacité de 3'619'000 équivalents-habitants (EH). La population raccordée à ces stations était de 1'320'000 habitants permanents, 804'000 habitants saisonniers (capacité d'hébergement touristique) et 850'000 équivalents-habitants industriels.

Pour le bassin versant strict du Léman, il y avait 156 STEP (capacité : 2'472'000 EH; population raccordée permanente : 805'000; population raccordée saisonnière : 498'000 EH; 740'000 EH industriels). Sur ces STEP, 134 pratiquaient la déphosphatation (capacité : 99.1 % population raccordée : 98.2 %), soit 10 de plus qu'en 1994.

Le nombre de STEP contrôlées au moins quatre fois par année (contrôle sur 24 heures) pour l'ensemble du bassin CIPEL est de 144 (66.7 % du nombre de STEP et 83.6 % de la population raccordée permanente + saisonnière).

Pour le bassin versant strict du Léman, la proportion de STEP contrôlées est supérieure à celle de l'ensemble du bassin "CIPEL" (124 STEP sur 156 = 79.5 %; capacité = 92.7 %; population raccordée = 91.6 %).

En conséquence, 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 les départements de l'Ain et de la Haute-Savoie (40 STEP sur 44 sont insuffisamment contrôlées = 91 %; représentant 64 % de la capacité de traitement et 64 % de la population raccordée).

Pour le bassin du Léman, l'insuffisance de contrôles (au moins quatre contrôles sur 24 heures par année) de certaines stations est observée dans le département de la Haute-Savoie (11 STEP sur 17 sont insuffisamment contrôlées = 65 %; représentant 7 % de la capacité de traitement et 3 % de la population raccordée) et le canton du Valais (20 STEP sur 56 sont insufisamment contrôlées = 36 %; représentant 13 % de la capacité de traitement et 20 % de la population raccordée).

Il est relevé qu'en Haute-Savoie ces stations, de petite taille, ont été toutefois contrôlées, mais avec des prélèvements d'eau "instantanés" ce qui n'est pas d'une représentativité suffisante. En Valais, les stations concernées sont anciennes, de petite dimension et ne pratiquant pas la déphosphatation.

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 54'500 tonnes (O_2) et les charges rejetées après traitement de 3'900 tonnes (O_2). Le rendement moyen d'élimination est de 92 % sur les eaux traitées et la concentration moyenne de sortie est de 14 mgO_2/l. Globalement, ces valeurs respectent les normes.

Pour le phosphore total et pour le bassin versant strict du Léman, les apports sont de 845 tonnes et les charges rejetées après traitement de 97.5 tonnes. Le rendement moyen d'élimination est de 87.5 % sur les eaux traitées et la concentration moyenne de sortie est de 0.49 mgP/l. Globalement, ces valeurs respectent les normes et sont en amélioration par rapport à 1993 (83 % et 0.85 mgP/l) et à 1994 (85 % et 0.64 mgP/l).

La charge spécifique hydraulique de 540 litres par habitant et par jour pour la Suisse et de 350 pour la France montre qu'il y a également, pour l'ensemble du bassin, près de la moitié des eaux arrivant sur les STEP qui sont des eaux parasites.

L'interprétation détaillée de tous les résultats à disposition montre que :

. La règle minimaliste des quatre contrôles (24 heures) par an est insuffisante si l'on veut avoir 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 des autocontrôles et de leur validation par les services officiels; en France en application des dispositions de l'arrêté ministériel du 22 décembre 1994.

. Les stations dont le fonctionnement est peu satisfaisant sont en général celles qui ont les contrôles les moins fréquents. Elles doivent être suivies avec plus d'assiduité par les responsables afin de corriger les défauts constatés.

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. et VIOGET, P. (1994) : Contrôle des stations d'épuration. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993, 257-268.

RAPIN, F. (1995) : Contrôle des stations d'épuration. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1994, 201-216.

Nous tenons à remercier les services gestionnaires des stations d'épuration qui nous ont fourni leurs résultats d'analyses et qui ont été utilisés pour calculer les apports directs au lac par les 8 principales STEP (paragraphe 5.3) :

. Station d'épuration des eaux de la commune de Lausanne,
. Syndicat d'épuration des régions de Thonon-Evian,
. Service intercommunal pour l'épuration des eaux usées de Vevey-Montreux (SIEG),
. Association intercommunale pour l'épuration des eaux de la région morgienne (ERM),
. Station d'épuration des eaux de la commune de Nyon,
. Station d'épuration des eaux de la commune de Pully,
. Association intercommunale pour l'épuration des eaux usées de la Côte (APEC) - STEP de Gland.

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 1996, 271-283.

FONCTIONNEMENT DES RÉSEAUX DE COLLECTEURS : PRÉSENTATION D'UNE APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE

PAR

Jean-Jacques FIAUX

LABORATOIRE DU SERVICE DES EAUX ET DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT
DU CANTON DE VAUD, Ch. des Boveresses, CH - 1066 EPALINGES

Heinz ADAM et **François RAPIN**

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

RÉSUMÉ

La méthode décrite est basée sur des mesures de débits en continu ainsi que sur des analyses de concentrations en polluants par tranches horaires.

Pratiquée en entrée de station d'épuration (STEP), cette approche simple permet de rassembler des informations sur le comportement du réseau de collecteurs, la proportion d'eaux claires permanentes (ECP) et d'eaux usées (EU) arrivant à la STEP et les pertes de polluants par les déversoirs.

PRÉAMBULE

Au moment du lancement du Plan d'action "Le Léman demain" en 1992, il a été procédé à une évaluation des apports de phosphore biodisponible comme base de référence. Dans ce cadre, l'importance des apports liés aux pertes de pollution des réseaux a été signalée au même titre que celle d'autres sources. On appelle "pertes des réseaux et des déversoirs" la pollution qui bien qu'ayant été collectée n'aboutit pas dans une STEP (fuites par manque d'étanchéité, déversements par des déversoirs, erreurs de branchement, réseaux non raccordés, etc...).

Les pertes de phosphore liées aux problèmes des réseaux ont été évaluées à l'époque (au lancement du Plan d'action *"Le Léman demain"* en 1992) d'une manière globale pour l'ensemble du bassin versant du Léman sur la base de la "production théorique totale" due à la population raccordée et des flux de phosphore constatés en entrée de toutes les stations d'épuration (STEP) grâce aux contrôles périodiques officiels et aux autocontrôles.

Compte tenu des objectifs du Plan d'action, il s'agit dès lors de désigner les réseaux qui présentent des pertes significatives de pollution afin de pouvoir sensibiliser les maîtres d'ouvrage de manière à ce qu'ils portent remède à ces situations.

Une première approche a montré que la problématique n'est pas aussi simple qu'on pourrait le penser.

Un groupe de projet a été mis sur pied, fin 1993, dans le but d'étudier l'ensemble de la question.

Les objectifs de l'étude qui lui a été confiée, étaient :

. qualifier l'état et le fonctionnement des réseaux,

. évaluer, par bassin versant de STEP, les pertes des réseaux et des déversoirs d'orage avec une précision suffisante,

. apprécier l'ampleur des travaux d'infrastructures nécessaires pour remédier aux différentes situations qui ne donnent pas satisfaction et chiffrer leurs coûts,

. définir des priorités en proposant des "outils" d'aide à la décision,

. formuler des propositions de recommandations à l'intention des services compétents des entités géographiques (cantons, départements) et des maîtres d'ouvrage,

. proposer une procédure simple permettant de suivre périodiquement l'état des réseaux du bassin versant CIPEL ainsi que la progression des opérations visant leur amélioration.

Une enquête menée, dans un premier temps, par le groupe de projet auprès des services compétents des cantons et départements, et auprès des communes, a été révélatrice. Cette démarche a montré, d'une part, qu'en général les services ne disposent pas de beaucoup d'informations sur l'état et le fonctionnement des réseaux et, d'autre part, que les communes n'en ont qu'une vision relativement fragmentaire.

L'évaluation des pertes de pollutions ne pouvait donc pas se baser sur ces informations lacunaires.

L'approche globale citée plus haut ayant révélé la présence dans les réseaux d'importantes quantités d'**eaux claires permanentes** (ECP)[1], collectées à tort, le groupe de projet a décidé d'explorer plus avant cet aspect du problème, toujours dans l'optique des objectifs de l'étude qui lui a été confiée.

La présente contribution traite uniquement d'une approche simple des charges transitant dans les réseaux basée sur des mesures de débits en continu en entrée de STEP ainsi que sur des analyses des concentrations en polluants par tranches horaires.

1. BREF RAPPEL HISTORIQUE

Les problèmes liés à la présence d'eaux parasites et les conséquences pour les réseaux et les STEP ont été traités dans de nombreuses publications à partir des années 80 (RANCHET et al., 1982).
Les méthodologies mises en oeuvre pour rechercher leurs origines et les procédés de réhabilitation proposés pour les conduites d'assainissement ont fait l'objet de congrès (AGHTM, 1982), de publications (RENAULT, 1983) et de séminaires de formation continue (ASPEE, 1984). La notion de diagnostic de réseaux date de cette époque.

Les coûts supplémentaires (investissement) engendrés au niveau du dimensionnement des STEP, si les eaux parasites y sont acceptées, ainsi que les frais d'exploitation qu'elles engendrent en plus, ont été signalés lors d'un autre séminaire (ASPEE, 1986).

Les apports de polluants au Léman en provenance des déversoirs d'orage ont été évalués dans les années 1984-87 dans le bassin versant français (ALLAIN, 1987) et suisse (VIOGET et al., 1988).

Au début, les méthodologies appliquées pour la mise en évidence des eaux parasites étaient essentiellement basées sur des inspections par temps sec, notamment de nuit, au moment où la "production" d'eaux usées est généralement minimale et sur des comparaisons avec la consommation d'eau potable des populations concernées (OFEFP, 1984).

A la fin des années 80, GAUTHIER et LE FAUCHEUR (1989) ont proposé une méthodologie axée sur des mesures de débits échelonnées sur une longue durée.

L'EAWAG (IFAEPE - Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux à Dübendorf) a récemment été chargé d'une étude intégrée de l'assainissement de plusieurs agglomérations (EAWAG, 1994/1995) basée, entre autres, sur des mesures de débits étalées sur trois ans.

---

[1] Egalement appelées "parasites"

2. INTRODUCTION

Les charges, en particulier les quantités de phosphore, déversées par les déversoirs d'orage ne sont pas aisées à estimer. Les évaluations de ces charges faites à partir de la représentation de l'état d'un réseau basée sur des observations visuelles et des constats ponctuels ne correspondent qu'à la situation de la période d'étude. Elles ne peuvent que difficilement être extrapolées pour d'autres situations, même similaires et surtout, elles ne sont que rarement représentatives de la réalité.

L'approche proposée ci-après se base sur une méthode qui par des mesures simples de débits en continu et sur une période relativement longue, permet d'apprécier la qualité des réseaux. Elle apporte également un moyen de quantifier les charges transitant dans les réseaux et d'évaluer les pertes en polluants.

Remarque préliminaire

La méthode proposée dans cette étude n'a pas pour objectif de remplacer les autres moyens d'investigations à disposition. Elle se veut un outil simple et peu coûteux mis au point dans le but de mieux comprendre pour mieux gérer.

Des aspects importants de la qualité du réseau sont révélés par d'autres moyens tels que l'entretien et la surveillance des réseaux (télésurveillance, visites de terrains, prélèvements et analyses...). Ces moyens gardent toute leur importance.

Le plan du réseau doit être à la disposition des gestionnaires et une mise à jour régulière est indispensable.

Tous ces moyens d'investigations permettent de mettre en évidence :

- la proportion unitaire/séparatif, facteur qui influence le comportement du réseau par temps de pluie,
- les réseaux à faible pente dans lesquels des situations de stockage des charges polluantes peuvent apparaître,
- dans certains cas, les rejets industriels,
- les branchements incorrects telles que des canalisations d'eaux usées aboutissant dans un réseau pluvial ou inversement,
- les déversoirs d'orage mal réglés.

3. DESCRIPTION DE LA MÉTHODE

Comme déjà mentionné, la description de la méthode proposée ci-après ne correspond qu'à une partie des objectifs de l'étude confiée au groupe de projet "Réseaux" de la CIPEL.

3.1 Principe de la méthode

Le principe de la méthode est basé sur des mesures de débits - cumuls des volumes d'eau par tranches horaires - les mesures étant échelonnées sur une période suffisamment longue (en principe durant un an, voire plus) pour être représentatives des différents événements périodiques annuels tels que périodes pluvieuses, fonte des neiges, étiage, nappe haute et basse.

Pour l'évaluation des charges, elle s'appuie sur des mesures des concentrations en polluants et ceci par tranches horaires.

A partir des débits et des concentrations par tranches horaires, il est possible de procéder à des extrapolations permettant d'estimer des flux de divers polluants acceptés dans les STEP ou déversés.

La qualité de la mesure des débits est très importante, il lui sera apporté un soin particulier.

3.2 Choix du point de mesure des débits

Les types de mesures choisis doivent pouvoir décrire le fonctionnement du système. L'investissement et le coût doivent être minimaux. Il est indispensable de posséder le plus grand nombre de données sur une longue période, de façon à obtenir une représentation la plus fidèle possible et non pas une succession de cas particuliers.

La mesure des débits, en aval du réseau que l'on veut étudier, est apparue la plus appropriée. En effet, une grande partie des STEP sont équipées de débitmètres d'entrée et, de ce fait, il n'y a pas d'investissement à prévoir. L'accessibilité et la surveillance de la station de mesures sont faciles.

3.3 Qualité de la mesure des débits

La première démarche à entreprendre, lorsque l'on veut étudier la qualité des réseaux, est de s'assurer de la qualité des mesures de débits :

. le site de mesure doit respecter les lois de l'hydraulique. Souvent, les débitmètres sont installés dans des canaux de mesure qui permettent un écoulement de l'eau plus régulier. En effet, les conditions d'écoulement en un point dépendent non seulement de la géométrie du canal au point de mesure, mais aussi des géométries amont (pente, rectitude) et aval (obstacle, réservoir...). Le site de mesure doit donc être vérifié par jaugé,

. le chenal d'approche (passage d'un régime turbulent à un régime laminaire) doit être entretenu régulièrement pour empêcher la formation de dépôts,

. le choix du seuil de mesure et du matériel doit être en accord avec les caractéristiques du bassin versant et de la STEP. Il doit pouvoir garantir une bonne précision des mesures pour les débits les plus fréquents arrivant sur la STEP,

. la qualité des mesures doit être contrôlée très souvent. Par exemple, un seuil de mesure mal replacé après des travaux d'entretien sera responsable de mesures de débits totalement erronées.

3.4 Choix des paramètres à observer

L'intégration sur une heure correspond à une unité de temps relativement bien adaptée aux variations de flux dans un réseau. Une période d'intégration inférieure à l'heure amènerait plus de précision, mais nécessiterait des capacités de stockage des données plus importantes. L'enregistrement des minimums et maximums horaires peut être intéressant.

3.5 Durée de la période à étudier

Le temps pendant lequel les débits sont mesurés doit être suffisamment long, pour permettre d'intégrer :

. des périodes sèches indépendantes de toute influence de la pluie, de la fonte des neiges ou des variations de la nappe phréatique,

. des événements climatiques (pluies, fonte des neiges...) y compris le retour à des conditions de temps sec (les débits minimaux atteignent à nouveau l'"horizon" des valeurs minimales observées avant l'événement considéré).

3.6 Matériel préconisé pour l'application de la méthode proposée

Le matériel suivant est préconisé :

. un seuil de mesure des débits (voir ci-dessus),

. un système d'acquisition et de stockage des données (base de données, tableurs).

Les graphiques des débits, que l'on trouve dans de nombreuses STEP, sont difficilement utilisables dans ce cas. De même, les données imprimées ("listing papier") fournissent des informations synthétisées qui nécessitent un travail important de saisie avant de pouvoir procéder à leur interprétation.

3.7. Quantification des flux horaires de polluants

Pour quantifier les flux horaires de polluants (DBO_5, DCO, Ptot, ...) il faut préalablement établir, sur la base de prélèvements horaires par temps sec, la répartition horaire (en %) du flux quotidien.

Connaissant, par l'interprétation des mesures de débits, les pourcentages de flux hydrauliques déversés par tranches horaires, il est possible ensuite d'établir les pertes de polluants par tranches horaires.

4. REPRÉSENTATION DES RÉSULTATS ET INTERPRÉTATION DES MESURES DE DÉBITS

4.1 Débits horaires (Figures 1 à 4)

La figure 1 montre une représentation graphique des débits horaires en fonction du temps sur une période assez longue (10 mois). Elle permet de visualiser les fluctuations des débits en fonction du temps.

Cette figure clé montre que si l'on se restreint à mesurer les débits sur quelques périodes de 24 heures, on pourrait se trouver avec des résultats non représentatifs de la réalité d'un cycle annuel.

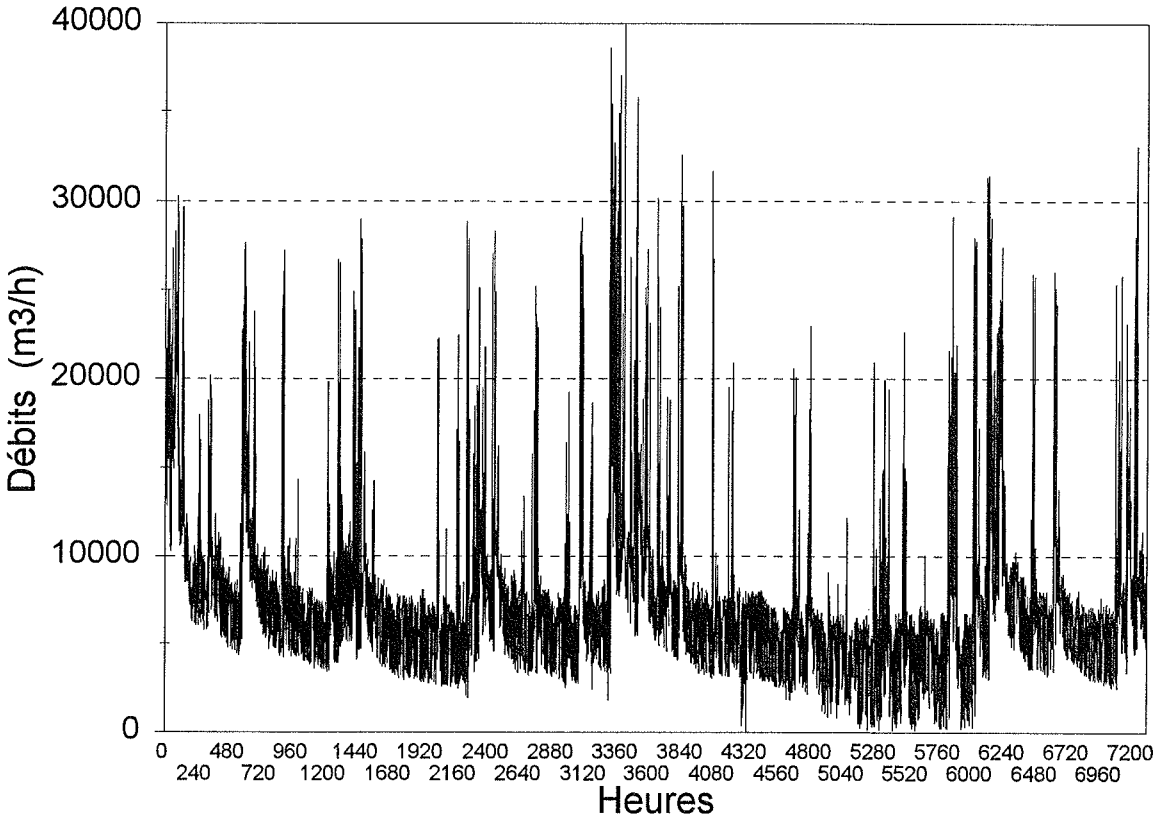


Figure 1 : Mesures de débits horaires d'un réseau

Ce graphique (figure 1) retrace le comportement des flux hydrauliques transitant dans le réseau mais présente un aspect visuel trop subjectif. Cependant il peut livrer des informations très intéressantes sur l'état et le fonctionnement du réseau, comme le montrent notamment les 3 exemples des figures 2 à 4.

- ***Réseau présentant une forte sensibilité aux événements pluvieux***

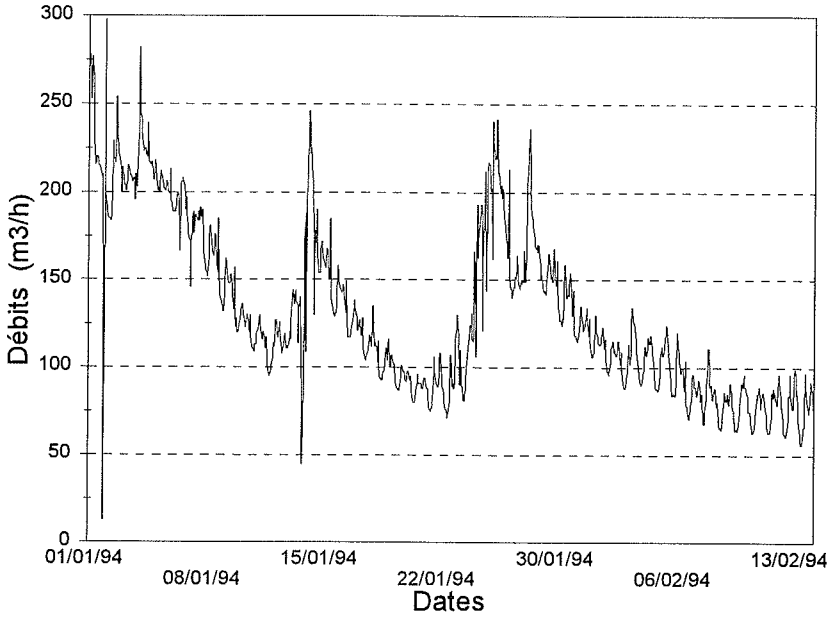


Figure 2 : Influence des eaux de pluie et effet de drainage dans un réseau

Dans cet exemple, le graphique des débits horaires en fonction du temps (figure 2) montre une forte sensibilité aux événements pluvieux avec un temps de retour à la normale d'environ une semaine (effet de drainage). Un débit important (environ 50 m^3/h) est mesuré en permanence. Ce débit correspondrait à des ECP.

- ***Problèmes d'entretien et de mesures***

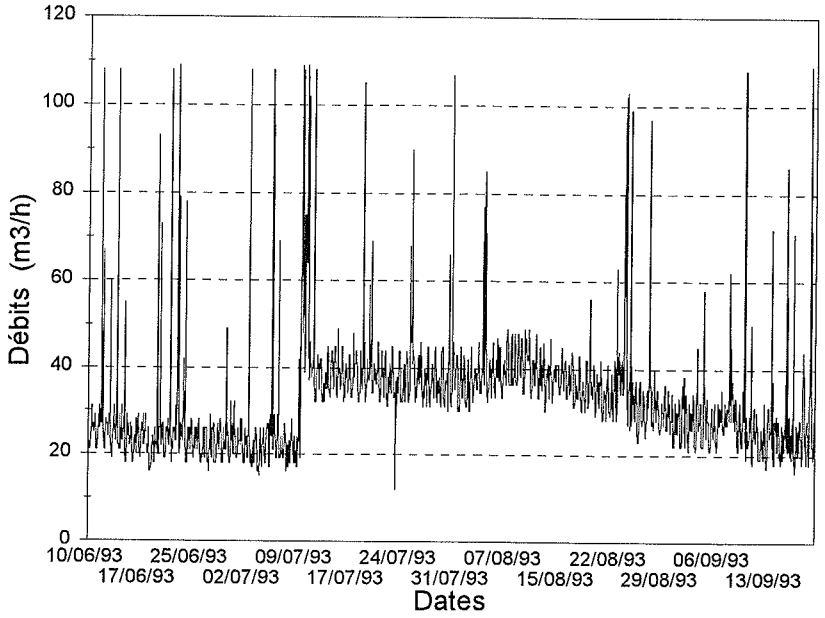


Figure 3 : Conséquences d'un défaut d'entretien d'un *venturi* sur les mesures de débits

La courbe (figure 3) montre que le débit à l'entrée de la STEP double à partir du 09.07.1993. Dans ce cas, ce phénomène est lié à une accumulation de sable contre le seuil de mesure. Le retour à la situation habituelle se fait par un lessivage progressif de ces dépôts. Il est donc nécessaire de contrôler fréquemment le seuil de mesure afin de prévenir cette accumulation et donc la surestimation du débit qui en découlerait.

- *Réseau influencé par une nappe phréatique*

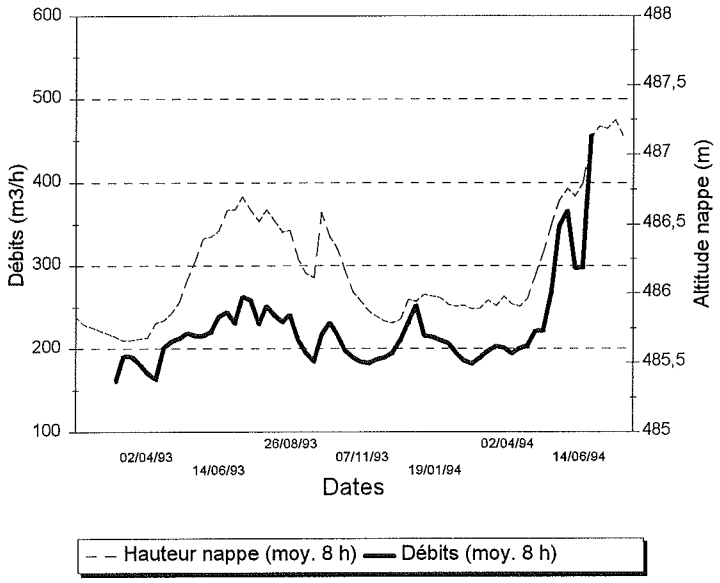


Figure 4 : Effets des variations des niveaux de la nappe phréatique sur un réseau drainant

Les courbes nous montrent une forte sensibilité du réseau aux pluies avec de fortes variations de débits. Le réseau enregistre et retransmet également toutes les variations de la nappe phréatique.

4.2 Traitement statistique des débits horaires

Un premier graphique (figure 5) est obtenu en calculant le débit journalier moyen, le débit horaire minimum et maximum sur 24 heures. On représente ensuite ces débits en fonction du temps.

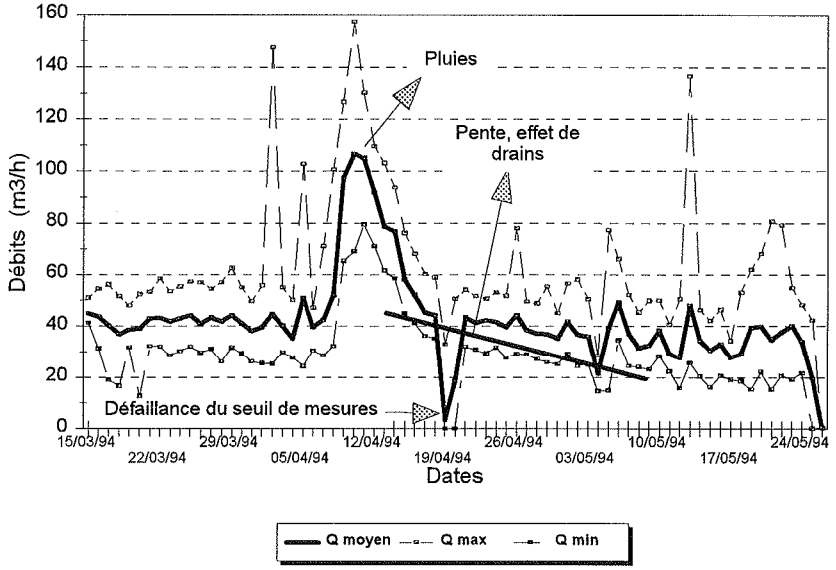


Figure 5 : Traitement statistique des mesures de débit horaire par jour (moyenne, minimum et maximum)

Cette représentation (figure 5) apporte une clarification des informations sur le réseau. Dans cet exemple, on constate une forte sensibilité du réseau aux événements pluvieux (pic important).

La pente de la courbe, observée après la pluie, traduit un effet de drainage du réseau. On note également une défaillance du seuil de mesure.

- **Fréquence des débits horaires**

Cette représentation est obtenue en calculant le nombre d'heures pour lesquelles les différentes tranches de débits ont été rencontrées pendant la période étudiée. Ce graphique (figure 6) apporte des précisions concernant l'importance des différents flux hydrauliques.

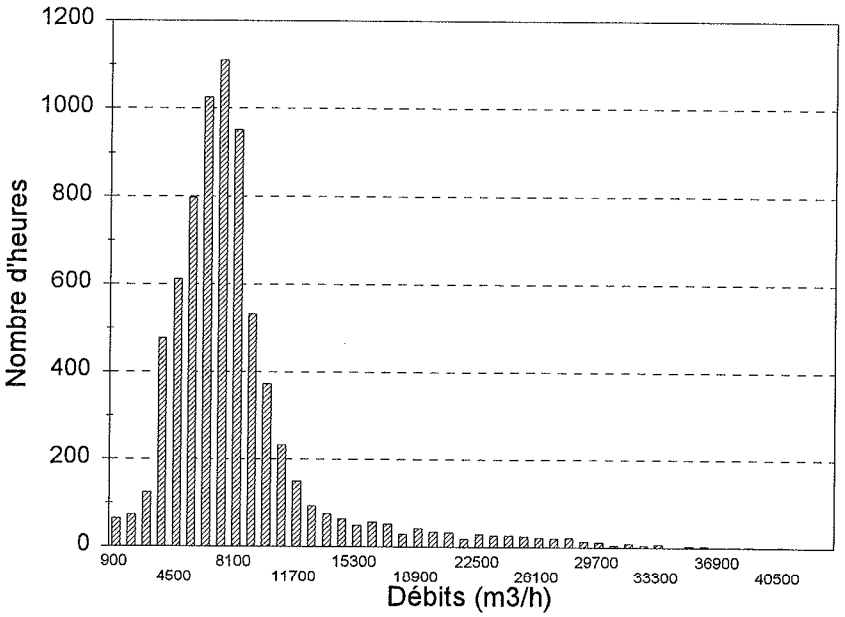


Figure 6 : Répartition de la fréquence des débits horaires (du 01.01.94 au 31.10.94)

- **Débits horaires classés**

Les graphiques (figures 7a et 7b) sont obtenus en déterminant les débits horaires traités et déversés en fonction de la capacité hydraulique de la STEP. Ces débits sont classés dans un ordre décroissant.

Les informations apportées par une telle représentation des résultats permettent d'envisager plusieurs approches :

- une statistique de fréquence des déversements,
- une quantification du temps et des volumes déversés.

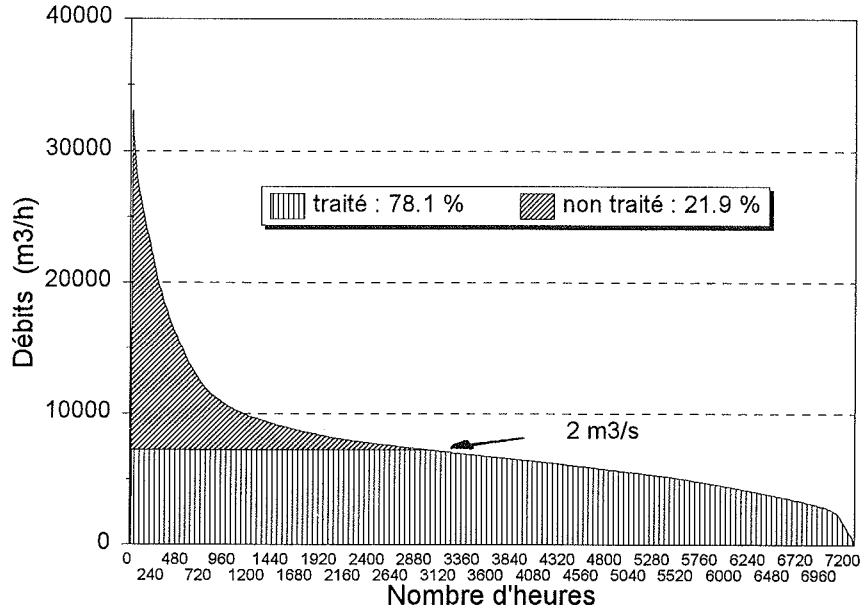


Figure 7a : Courbe des débits horaires classés (10 mois de données en entrée de STEP)

Dans cet exemple (figure 7a), la STEP admet un débit de 2 m^3/s en biologie. Il est possible de calculer et de représenter graphiquement le volume déversé en aval du réseau, c'est-à-dire en entrée de STEP et au décanteur primaire, et dans le cas présent sur la base de 10 mois de mesures. On constate que 21.9 % du flux hydraulique est déversé en entrée de STEP.

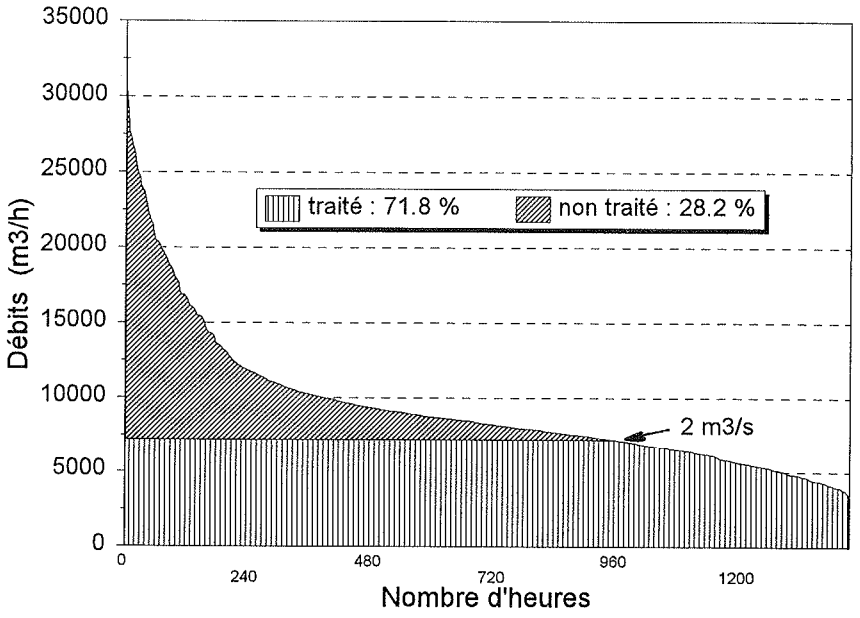


Figure 7b : Courbe des débits classés (2 mois de données en entrée de STEP, pris aléatoirement dans les 10 mois de l'exemple de la figure 7a)

L'exemple de la figure 7b correspond à la même STEP et au même réseau que l'exemple de la figure 7a; toutefois la période prise en compte n'est que de 2 mois (prise aléatoirement dans la période des 10 mois de l'exemple de la figure 7a). On constate que l'on calcule dans ce cas un déversement de 28.2 % au lieu de 21.9 %. Ces exemples démontrent qu'il est important de disposer de mesures sur des périodes relativement longues et représentatives des diverses situations qui peuvent être rencontrées sur l'année.

- **Courbe des débits horaires moyens sur 24 heures (sur des périodes stables de temps sec)**

Ce graphe est obtenu en faisant la moyenne du débit par tranches horaires (0 à 24 heures) de plusieurs jours sur une période continue de temps sec. On veillera à s'affranchir d'éventuels problèmes de rejets industriels par exemple.

Cette représentation montre le comportement journalier des flux hydrauliques transitant par le réseau en période de temps sec. Le point le plus bas permet de faire une estimation du débit des ECP.

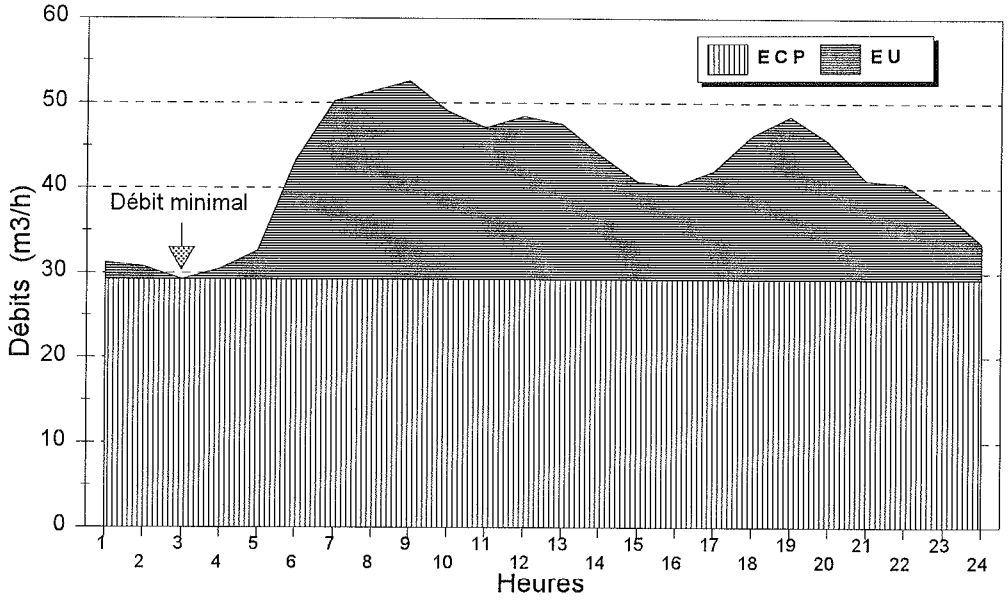


Figure 8 : Exemple de l'évolution moyenne des débits horaires sur 24 heures

La proportion EU / ECP sera d'autant plus représentative que le nombre de données pris en compte est important.

Pour définir la limite entre les eaux claires permanentes et les eaux usées de la figure 8, il faut s'assurer qu'au moment du débit minimal les concentrations en polluants (différents paramètres) sont très faibles, voire insignifiantes.

La proportion EU / ECP peut être représentée d'une manière plus facile à saisir visuellement comme dans la figure 9 ci-après.

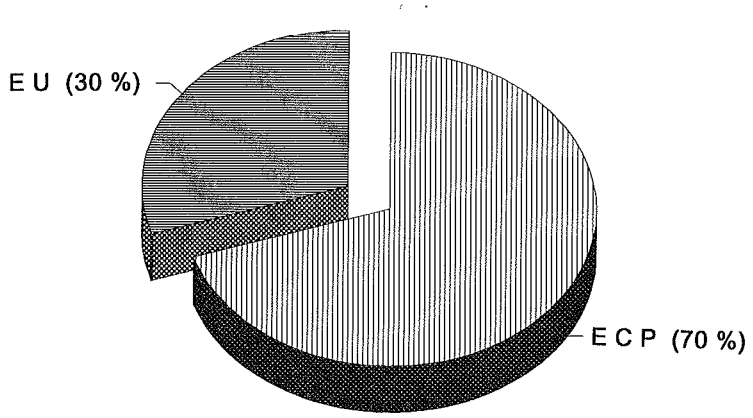


Figure 9 : Proportion eaux usées / eaux claires permanentes (moyenne sur 24 heures)

- **Répartition journalière des flux hydrauliques**

La figure 8 permet de connaître la répartition horaire des débits moyens d'eaux usées pour une journée, après soustraction des ECP.

La surface sous la courbe est représentative du débit d'eaux usées journalier de temps sec.

Ce débit divisé par la population raccordée au réseau équivaut au débit spécifique exprimé en m^3/EH.j.

Inversement, si dans l'exemple de la figure 10 il est choisi un débit spécifique de 0.2 m^3/EH.j, le débit quotidien correspondant équivaudrait à 1'508 EH raccordés. La population réellement raccordée à la STEP considérée dans cet exemple est de 1'465 EH. La comparaison avec la réalité est satisfaisante.

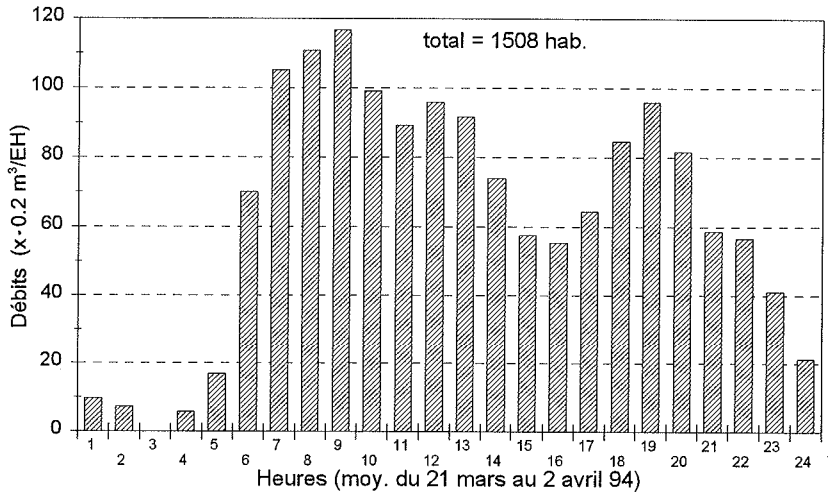


Figure 10 : Répartition horaire du flux hydraulique exprimé en nombre de fois 0.2 m^3 (0.2 m^3/j = charge spécifique hydraulique d'un EH) (moyenne sur 15 jours de données)

5. APPLICATION DE LA MÉTHODE AUX FLUX DE POLLUANTS

Comme énoncé plus haut (cf. paragraphe 3.1), il s'agit de déterminer les concentrations moyennes horaires des différents polluants (par exemple phosphore total) en prélevant des échantillons horaires proportionnels aux débits. Ces prélèvements doivent être effectués par temps sec et sur différents jours de semaine.

A partir des concentrations horaires de polluants et des débits horaires des mêmes jours on établit les moyennes des flux par tranches horaires (voir figure 11). Ces flux horaires moyens servent ensuite de références pour calculer (pour la période étudiée) les flux transitant par le réseau, en faisant abstraction des variations de charges intervenant par temps de pluie (remise en suspension de dépôts).

Si les proportions (en %) entre les flux hydrauliques traités dans la STEP et ceux déversés sont connues par tranches horaires, il est possible de calculer les flux de différents polluants déversés et ceux qui sont rejetés traités.

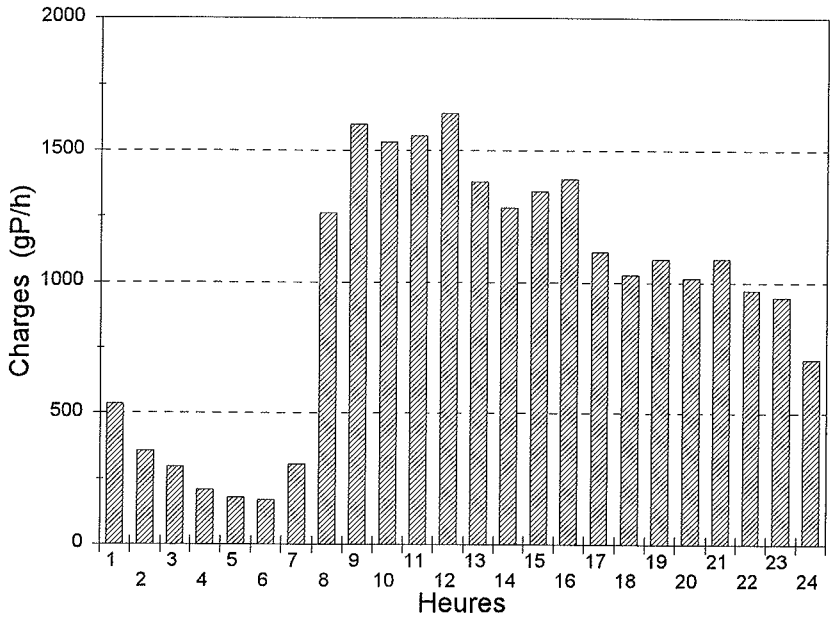


Figure 11 : Flux horaires moyens de phosphore total

6. CONCLUSIONS

La présente contribution traite d'une approche simple des charges transitant dans les réseaux basée sur des mesures de débits en continu en entrée de STEP ainsi que sur des analyses des concentrations en polluants par tranches horaires.

La plupart des STEP étant actuellement équipées de débitmètres en entrée ou sont sur le point de l'être, la présente approche permet relativement facilement d'obtenir, par bassin versant de station, des informations sur :

- le comportement du réseau de collecteurs,
- la proportion d'eaux claires permanentes (ECP) et d'eaux usées (EU) arrivant à la STEP,
- les pertes de polluants par les déversoirs.

La méthode est donc basée sur des données généralement disponibles et consiste essentiellement en un travail de traitement et d'interprétation desdites données.

Les résultats ainsi obtenus doivent bien entendu être mis en relation avec toutes les informations disponibles par ailleurs en ce qui concerne le réseau et le bassin versant (topographie, climat, types de réseaux, présence de nappes, etc...).

Selon les constatations faites, il y aura ensuite lieu d'entreprendre d'autres actions sur le réseau tels que :

- diagnostic détaillé pour mettre, le cas échéant en évidence, l'origine des eaux claires permanentes,
- travaux de réhabilitation.

Répétée périodiquement, la méthode permet de suivre l'évolution de la qualité d'un réseau. Sa mise en pratique est vivement recommandée.

Cette approche simple et peu coûteuse vient s'ajouter aux différents moyens d'observation que les gestionnaires de STEP et de réseaux pratiquent déjà pour connaître le comportement des systèmes d'assainissement.

BIBLIOGRAPHIE

AGHTM (1982) : "Pathologie et réhabilitation des réseaux d'assainissement". Communications au congrès de l'AGHTM - TSM, juillet 1982, 333-356.

ALLAIN, P. (1987) : Apports polluants au lac Léman en provenance des déversoirs d'orage - première partie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1986, 119-133.

ASPEE (1984) : Les eaux parasites dans les réseaux d'égout. Exposés de la journée technique du 6 avril 1984 organisée par le Groupe Régional Romand, Grangeneuve (FR).

ASPEE (1986) : Assainissement et entretien des canalisations. Séminaire des 2 et 3 octobre 1986, organisé par le Groupe Régional Romand, Grangeneuve (FR).

EAWAG - IFAEPE (1994, 1995) : "Assainissement intégré des agglomérations - une étude de cas à Fehraltorf" - Projet EAWAG - GWA, 2/94 et 1, 3-6/95 (VSA, Verbandsbericht, No 490).

GAUTHIER, A. et LE FAUCHEUR, J.C. (1989) : Un diagnostic de réseau d'assainissement suivi de réhabilitation. Le cas du SIVOM de Morlaix - Saint-Martin-des-Champs. TSM, mai 1989, 273-285.

OFEFP (1984) : "Eaux claires parasites". Les cahiers de l'environnement, No 23, décembre 1984, 51 p.

RANCHET, J., RENARD, D. et VICQ, A. (1982) : Analyse et détection des eaux parasites dans les réseaux d'assainissement. TSM, avril 1982, 173-183.

RENAULT, D. (1983) : Les eaux claires parasites dans l'assainissement. TSM, nov. et déc.1993, 547-555 et 577-582.

VIOGET, P., FIAUX, J.-J. et BEE, G. (1988) : Apports polluants au lac Léman en provenance des déversoirs d'orage - deuxième partie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987, 195-214.