

SOMMAIRE

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

<p><i>RAPPORT SUR LES ETUDES ET RECHERCHES ENTREPRISES DANS LE BASSIN LEMANIQUE</i></p>
--

RESUME ET CONCLUSIONS GENERALES	13
---------------------------------	----

1. METEOROLOGIE	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. EVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LEMAN	37
---	----

1. Méthodes	38
2. Régime thermique et influence sur la stratification ou le mélange des eaux	41
3. Evolution saisonnière dans les couches superficielles	43
4. Evolution saisonnière dans les couches profondes	51
5. Evolution interannuelle des principaux paramètres	55
6. Conclusions	61
- Bibliographie	62
- Annexes	63

3. RECHERCHE DE METAUX ET DE QUELQUES MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS L'EAU DU LEMAN	69
---	----

1. Introduction	69
2. Echantillonnage et recherches effectuées	70
3. Méthodologie	70
4. Résultats	71
5. Conclusions	72
- Bibliographie	72
- Annexe	77

4.	POLYCHLOROBIPHENYLES ET MERCURE DANS LES OMBLES CHEVALIERS	79
1.	Introduction	79
2.	Méthodologie	80
3.	Résultats	80
4.	Conclusions	82
-	Bibliographie	82
5.	EVOLUTION DU PHYTOPLANCTON DU LEMAN	87
1.	Méthodes	87
2.	Richesse spécifique du phytoplancton	88
3.	Evolution de l'abondance des espèces	90
4.	Biomasse à l'échelle annuelle	94
5.	Variations saisonnières de la biomasse	96
6.	Evolution interannuelle de la biomasse	100
7.	Conclusions	105
-	Bibliographie	106
6.	EVOLUTION DE LA PRODUCTION PHYTOPLANCTONIQUE ET REPARTITION SPATIALE DE LA CHLOROPHYLLE DANS LE LEMAN	107
1.	Introduction	107
2.	Méthodes	108
3.	Résultats	108
4.	Discussion et conclusions	116
-	Bibliographie	116
7.	EVOLUTION DU ZOOPLANCTON DU LEMAN	117
1.	Introduction	117
2.	Méthodologie	117
3.	Biovolume sédimenté	118
4.	Composition de la biocénose zooplanctonique	121
5.	La biomasse zooplanctonique	130
6.	Hétérogénéité spatiale du zooplancton crustacéen	134
7.	Conclusions	134
-	Bibliographie	134
8.	CARACTERISTIQUES DES POPULATIONS DE DREISSENES DU LEMAN, EVALUATION DE LEUR INTERET COMME BIOINDICATEUR DE LA QUALITE DES EAUX DU LAC	135
1.	Introduction	136
2.	Descriptif	136
3.	Dynamique des populations larvaires des Dreissènes	137
4.	Dynamique et allométrie de populations de Dreissènes adultes	143
5.	Biomarqueurs enzymatiques	147

Sommaire du Rapport du Conseil scientifique de la CIPEL, Campagne 1994

6.	Concentrations en contaminants	153
7.	Synthèse des résultats	161
8.	Conclusions	162
-	Bibliographie	162
-	Annexe	165
9.	ETUDE DES AFFLUENTS DU LEMAN ET DE SON EMISSAIRE	167
1.	Généralités	168
2.	Débits des affluents principaux et de l'émissaire	170
3.	Apports annuels et composition de l'eau des affluents	171
4.	Etude des affluents secondaires	179
5.	Bassin versant du Rhône de Genève à Chancy	181
6.	Conclusions	182
-	Bibliographie	183
10.	FLUX REJETES PAR LES STATIONS D'EPURATION	187
1.	Introduction	187
2.	Capacité des STEP et populations raccordées	188
3.	Charges en entrée de STEP et flux rejetés, par bassin versant	189
4.	Conclusions	191
-	Bibliographie	191
11.	ETAT TROPHIQUE DU PETIT LAC INDIQUE PAR LES COMMUNAUTES DE VERS	193
1.	Introduction	193
2.	Stations et méthodes	194
3.	Résultats	194
4.	Discussion	194
-	Bibliographie	197
<div style="border: 2px solid black; padding: 5px; display: inline-block;">RAPPORTS TECHNIQUES</div>		
12.	CONTROLES DES STATIONS D'EPURATION	201
1.	Introduction	201
2.	Nombre de STEP, capacité et populations raccordées	203
3.	Fréquence des contrôles	205
4.	Rendement d'épuration	208
5.	Bilan des flux de pollution liés aux STEP contrôlées	213
6.	Charges spécifiques journalières par équivalent-habitant	214
7.	Conclusions	215
-	Bibliographie	216

13.	ETABLISSEMENT D'UNE LISTE DE PRODUITS PHYTOSANITAIRES A SURVEILLER DANS LE BASSIN LAMANIQUE : METHODOLOGIE	217
1.	Introduction	218
2.	Méthodologie	219
3.	Evaluation du risque pour les eaux de surface	222
4.	Résultats	225
5.	Conclusions générales	232
-	Bibliographie	233
14.	APPORTS DE PHOSPHORE DUS AUX POPULATIONS NON RACCORDEES A UNE STEP	235
1.	Introduction	235
2.	Cadrage du problème	236
3.	Bases légales et réglementaires	237
4.	Filières de traitement : performances et enseignements	237
5.	Situation actuelle de l'assainissement autonome dans le bassin versant du Léman	243
6.	Evaluation des apports de phosphore	245
7.	Conclusions	246
-	Bibliographie	247
-	Annexe	249
15.	EVALUATION DE LA QUALITE DES EAUX DU LEMAN : DE L'APPROCHE DES SCIENTIFIQUES À LA PERCEPTION DES UTILISATEURS	251
1.	Introduction	251
2.	Les critères de qualité des scientifiques	252
3.	Les critères de qualité des utilisateurs	252
4.	Comparaison des critères des utilisateurs et ceux des scientifiques	254
5.	Conclusions	254
-	Bibliographie	254
-	LISTE DES AUTEURS	259

MÉTÉOROLOGIE

Campagne 1994

PAR

Alain ORAND et Jean GAGNAIRE

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

RESUME

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 1994 est supérieure à 12 °C aux stations de Pully et de Thonon. Sur 44 ans de mesure à la station de Thonon INRA, la température moyenne de l'air est la plus élevée jamais atteinte. Cette température moyenne annuelle élevée est due aux températures d'hiver plutôt clémentes et particulièrement aux températures moyennes mensuelles de mars, novembre et décembre qui sont aussi les plus élevées atteintes depuis 1951.

Avec une lame d'eau précipitée supérieure à 1.1 m, l'année 1994 est une année de forte pluviométrie (moyenne interstations : 1'186.3 mm). A Thonon, elle se place au 7e rang sur 44 avec un total de 1'105.9 mm soit 169 mm de plus que la moyenne interannuelle. Les mois les plus pluvieux sont ceux de mai, septembre et octobre. La lame d'eau précipitée pendant ces trois mois représente 56 % du total annuel.

Le rayonnement global peut être considéré comme moyen mais les résultats de l'insolation, beaucoup plus influencés par la couverture nuageuse, sont médiocres à l'image de ceux des 10 dernières années. Pour ce dernier paramètre, 1994 se situe au 34e rang des 40 dernières années. La moyenne annuelle de la période 1985-1994 est en baisse de 16 % par rapport à la moyenne de la période 1965-1974. Exception faite des mois de mars et juin, dont les totaux sont supérieurs à ceux de l'année moyenne (période 1954-1994), les autres résultats mensuels sont déficitaires.

En ce qui concerne le vent dont l'activité a été faible en 1994, on peut seulement distinguer trois périodes comportant des pointes supérieures à 10 m/s de secteur nord est en janvier, juin et décembre. Quant aux vents de secteur sud ouest dont la vitesse instantanée n'a pas dépassé 8 m/s, les seules périodes remarquables se situent en février et en avril.

1. INTRODUCTION

Pas de modifications du réseau de mesure 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. TEMPERATURE DE L'AIR (figures 1.1 et 1.2)

La température moyenne annuelle interstations est, en 1994, de 11.9 °C. Thonon et Pully sont les stations les plus chaudes et Changins la station la plus froide. L'écart entre les stations considérées est de 0.7 °C.

A la station de Thonon, la moyenne annuelle de 1994 est la plus élevée jamais atteinte depuis le début des mesures en 1951. Si nous examinons les années où la température moyenne annuelle a dépassé 11 °C, l'année 1959 a été la première avec 11.3°C, puis 1961 avec 11.6°C. Il a fallu ensuite attendre 1982 avec 11.1°C; enfin dans ces dernières années nous trouvons successivement 1988, 1989, 1990, 1992 et 1994. La température moyenne exceptionnelle atteinte en 1994 est due aux températures élevées des mois de janvier, février, mars, novembre et décembre. La température moyenne de ces 5 mois dépasse de 2.8°C la température moyenne des mêmes mois depuis 1951. Par ailleurs, les températures moyennes des mois de mars, novembre et décembre sont aussi les plus élevées atteintes à Thonon depuis 1951.

TABLEAU 1 - Température de l'air (°C) - 1994

	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon	Thonon moyenne 1951-1994
Janvier	3.5	3.4	4.1	3.8	4.3	1.9
Février	3.9	3.6	4.5	4.6	4.6	2.8
Mars	10.1	9.8	10.1	10.0	10.0	6.1
Avril	8.2	7.9	8.3	8.4	8.2	9.3
Mai	14.8	14.2	14.7	14.7	14.7	13.7
Juin	18.0	17.7	18.0	17.9	17.9	17.1
Juillet	22.6	22.0	22.2	22.3	22.3	19.8
Août	21.1	20.5	20.9	20.9	21.0	19.3
Septembre	15.1	14.6	15.4	15.0	15.4	16.3
Octobre	11.2	10.7	11.6	11.2	11.6	11.2
Novembre	8.8	8.4	9.6	9.1	9.3	6.2
Décembre	4.2	4.4	5.6	5.1	5.6	3.2
MOYENNE	11.8	11.4	12.1	11.9	12.1	10.5

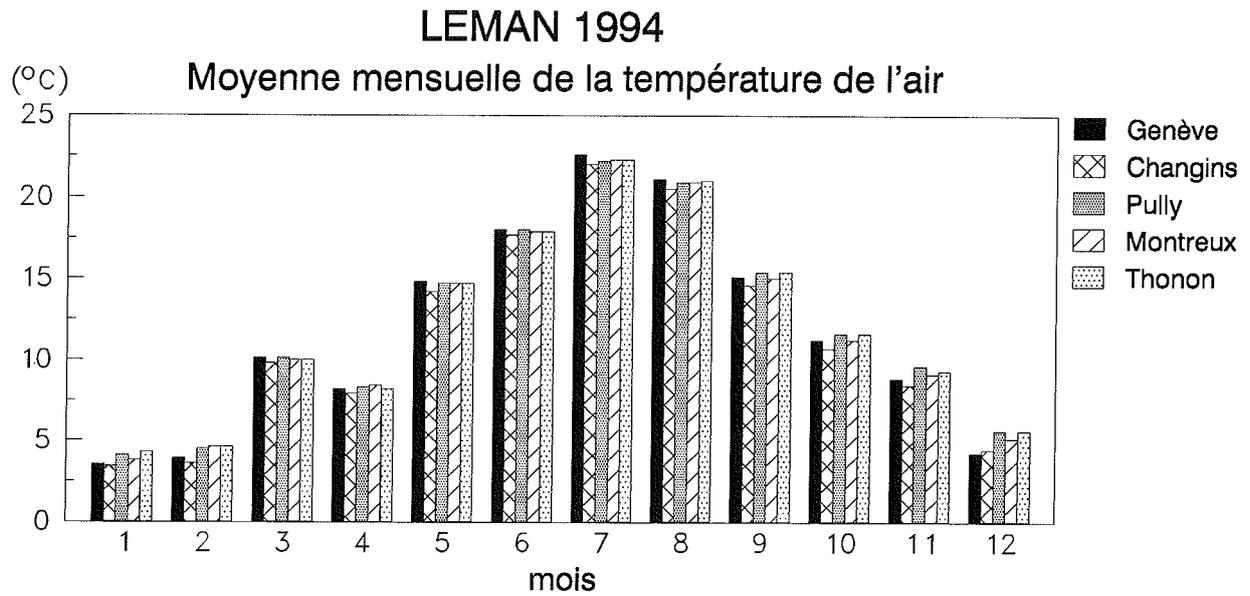


Figure 1.1

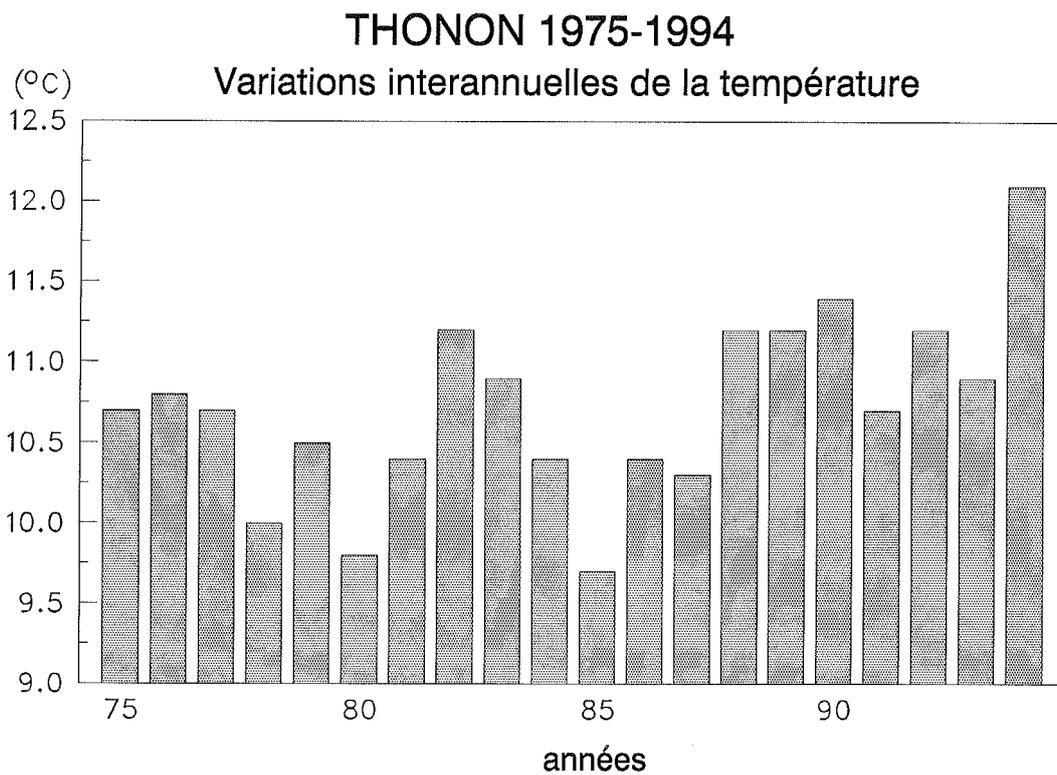


Figure 1.2

3. PLUVIOMETRIE (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 1994, 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 884.3 mm de pluie, Genève est la station la moins arrosée et Montreux (1'435.1 mm) celle où les précipitations sont les plus importantes. Au plan mensuel, le mois de mars a été le mois le plus sec (moyenne interstations : 34.1 mm) et le mois de septembre celui où les précipitations ont été les plus abondantes (moyenne interstations : 201.5 mm).

La pluviométrie annuelle à la station de Thonon, avec 1'105.9 mm d'eau met l'année 1994 au 7e rang des années les plus pluvieuses depuis 1951. Le total annuel de pluviométrie à cette station est largement supérieur à la moyenne interannuelle de la période 1951-1994 (937 mm). Au plan mensuel, les mois de mars, juillet et novembre ont été les plus secs (total des trois mois : 131.5 mm) et les mois de mai, septembre et octobre les plus pluvieux de l'année (total des trois mois : 622.1 mm). Les précipitations cumulées des 3 mois les plus pluvieux représentent 56 % du total annuel.

TABLEAU 2 - Pluviométrie (mm) - 1994

	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon	Thonon moyenne 1951-1994
Janvier	71.3	88.8	107.2	125.2	58.6	62.3
Février	61.8	58.4	52.1	31.6	54.5	56.3
Mars	15.1	19.3	35.0	67.1	34.0	64.7
Avril	80.6	100.4	108.7	138.9	109.5	68.3
Mai	101.1	113.3	209.0	280.4	173.6	87.4
Juin	29.0	39.1	122.4	108.3	75.7	102.6
Juillet	30.6	93.9	124.1	111.5	53.5	72.2
Août	54.8	88.9	117.9	110.2	88.5	99.6
Septembre	190.5	211.4	219.4	191.6	194.5	92.9
Octobre	95.5	113.0	137.1	103.8	122.5	83.5
Novembre	61.9	58.1	52.1	55.2	44.0	82.1
Décembre	92.1	132.9	103.5	111.3	97.0	69.0
TOTAL	884.3	1'117.5	1'388.5	1'435.1	1'105.9	940.9

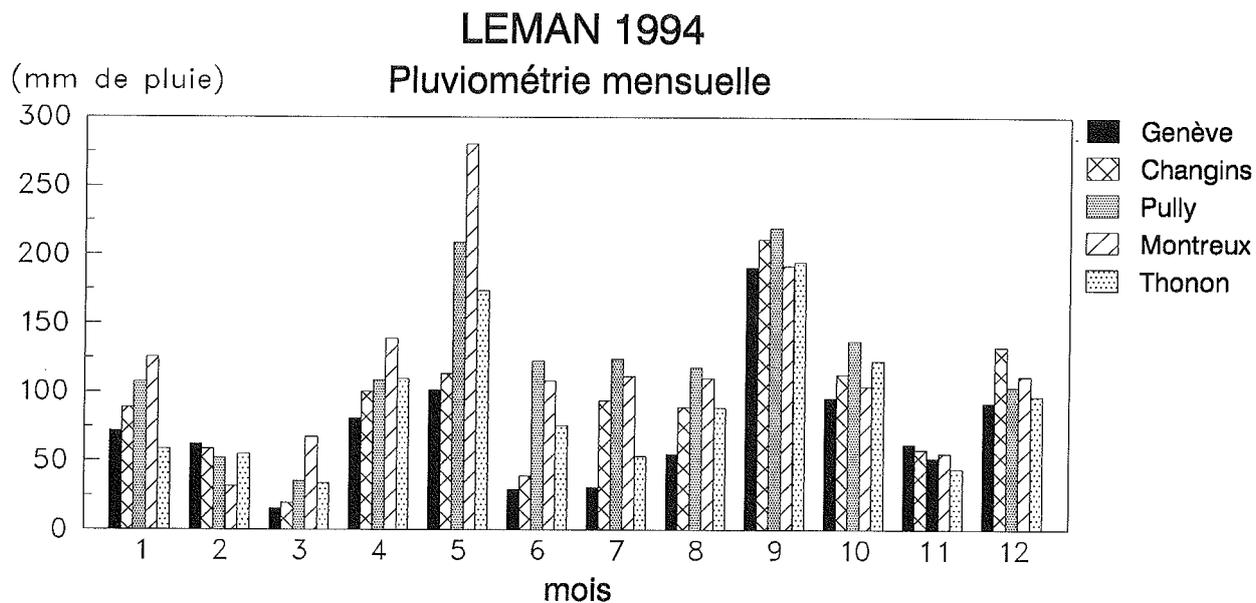


Figure 2.1

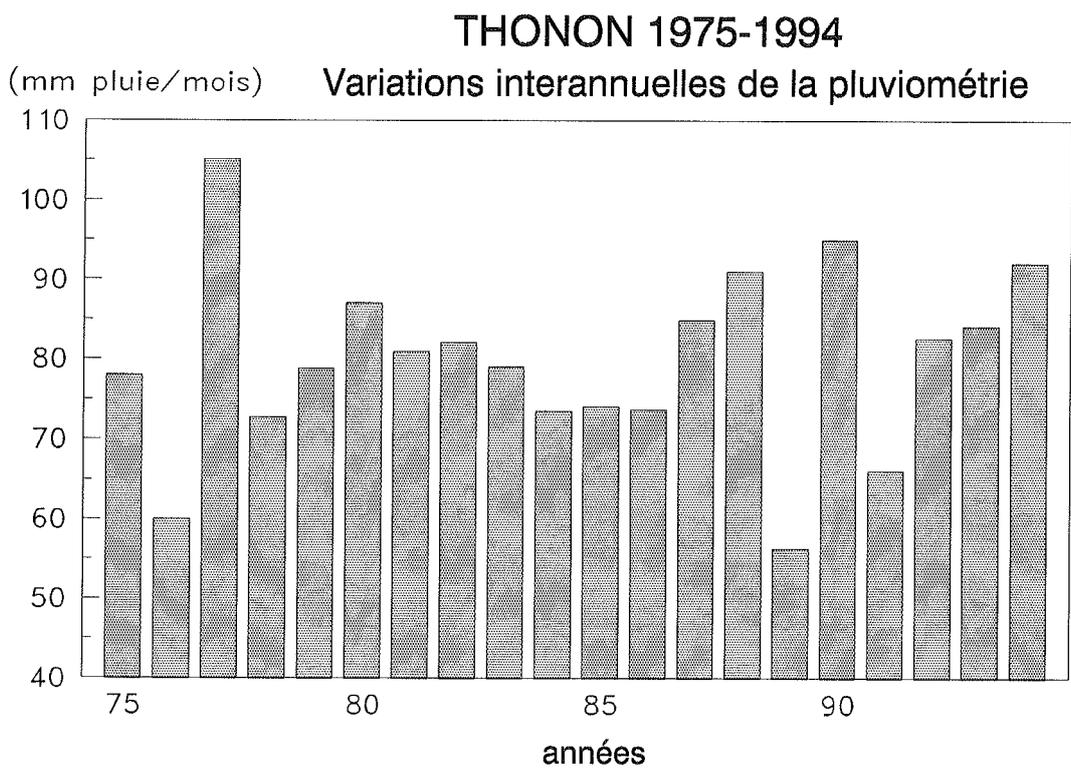


Figure 2.2

4. INSOLATION (figures 3.1 et 3.2)

Le total annuel de l'insolation à la station de Thonon (1'689.1 h), est voisin de celui des deux dernières années et se situe au 34e rang des 40 dernières années. Les résultats annuels des dix dernières années sont le plus souvent médiocres. Si nous comparons les moyennes successives par groupe de dix ans, nous obtenons les résultats suivants :

.	années 1955-1964 :	1'816.5 h
.	années 1965-1974 :	1'947.0 h
.	années 1975-1984 :	1'893.1 h
.	années 1985-1994 :	1'627.0 h

La diminution des heures d'insolation atteint 16 % par rapport à celles des années 1965-1974.

Les résultats des trois stations de Genève, Changins et Thonon sont voisins, supérieurs au total annuel de la station de Pully et loin devant le résultat de la station de Montreux qui demeure la station la moins ensoleillée du bassin lémanique.

Au plan mensuel, à la station de Thonon, les mois les plus déficitaires par rapport à l'année moyenne de la période 1954-1994 sont les mois d'avril, de mai et de septembre; par contre les mois de mars et de juin ont des totaux mensuels supérieurs à ceux de l'année moyenne.

TABLEAU 3 - Insolation (heures) - 1994

	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon	Thonon moyenne 1954-1994
Janvier	71.3	80.7	92.4	64.6	55.7	43.8
Février	83.0	82.0	90.1	69.6	77.5	81.4
Mars	177.3	174.3	155.2	124.3	165.3	148.0
Avril	126.9	120.4	120.6	108.8	137.4	192.2
Mai	175.7	168.3	135.1	138.7	189.6	222.1
Juin	260.3	256.0	229.2	199.5	263.1	239.7
juillet	275.2	267.3	232.0	225.3	261.9	271.0
Août	231.5	233.1	233.8	214.5	223.0	236.2
Septembre	117.7	115.4	119.8	101.0	118.6	178.9
Octobre	131.2	137.1	138.6	101.3	119.7	111.7
Novembre	48.6	49.0	62.3	59.0	42.2	53.9
Décembre	51.5	49.7	50.3	54.4	35.1	39.1
TOTAL	1'750.2	1'733.3	1'659.4	1'461.0	1'689.1	1'818.1

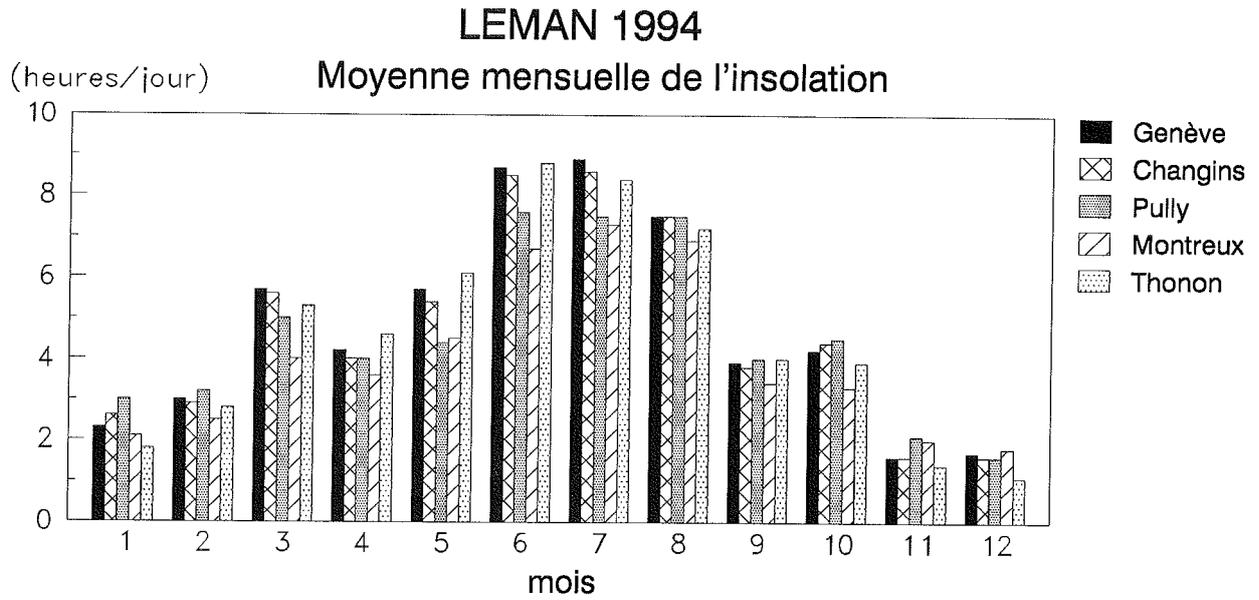


Figure 3.1

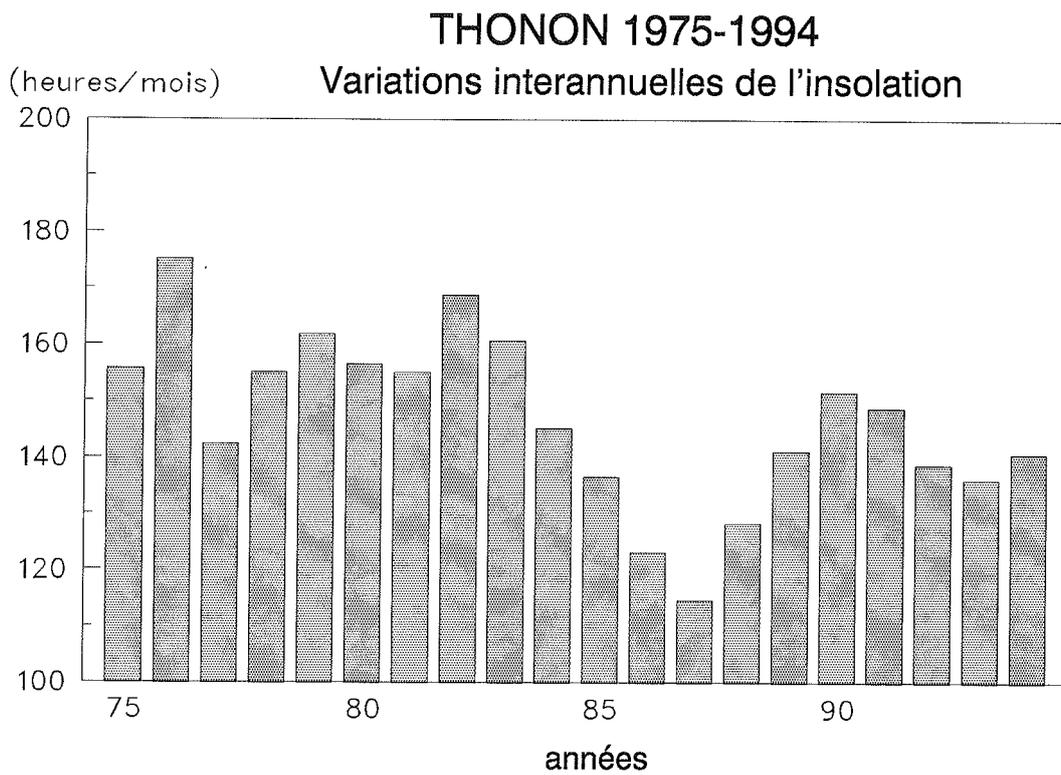


Figure 3.2

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. Néanmoins, si la situation est déficitaire sur le plan de l'insolation, elle est presque moyenne pour le facteur du rayonnement. En effet, avec $4'102.9 \text{ MJ/m}^2$ à Thonon, le total de l'année 1994 est de 2 % inférieur à la moyenne établie sur la période 1971-1994. Les moyennes annuelles enregistrées à Changins, Pully et Thonon sont égales et légèrement inférieures à celle de Genève.

Par rapport à l'année moyenne établie sur la période 1971-1994, les mois d'avril, mai et septembre ont des totaux mensuels inférieurs, par contre les mois de mars, juin et octobre ont des résultats supérieurs à ces moyennes. L'analogie de ces résultats avec ceux de l'insolation est, dans ce cas, particulièrement évidente.

TABLEAU 4 - Rayonnement global ($\text{MJ/m}^2.\text{j}$) - 1994

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Thonon moyenne 1971-1994
Janvier	3.8	3.8	3.9	3.3	3.0
Février	6.3	6.0	6.1	5.8	5.5
Mars	11.7	11.5	11.0	11.5	10.3
Avril	12.6	12.2	12.8	12.5	15.1
Mai	16.9	16.2	15.7	16.7	18.1
Juin	21.8	21.1	21.4	22.0	20.2
Juillet	20.8	20.3	20.7	21.3	21.2
Août	17.1	17.2	17.7	17.7	18.2
Septembre	10.0	10.3	10.1	10.2	13.0
Octobre	8.3	8.6	8.3	7.8	7.0
Novembre	3.7	3.8	4.3	3.4	3.5
Décembre	2.9	2.8	2.7	2.3	2.5
MOYENNE	11.3	11.2	11.2	11.2	11.5

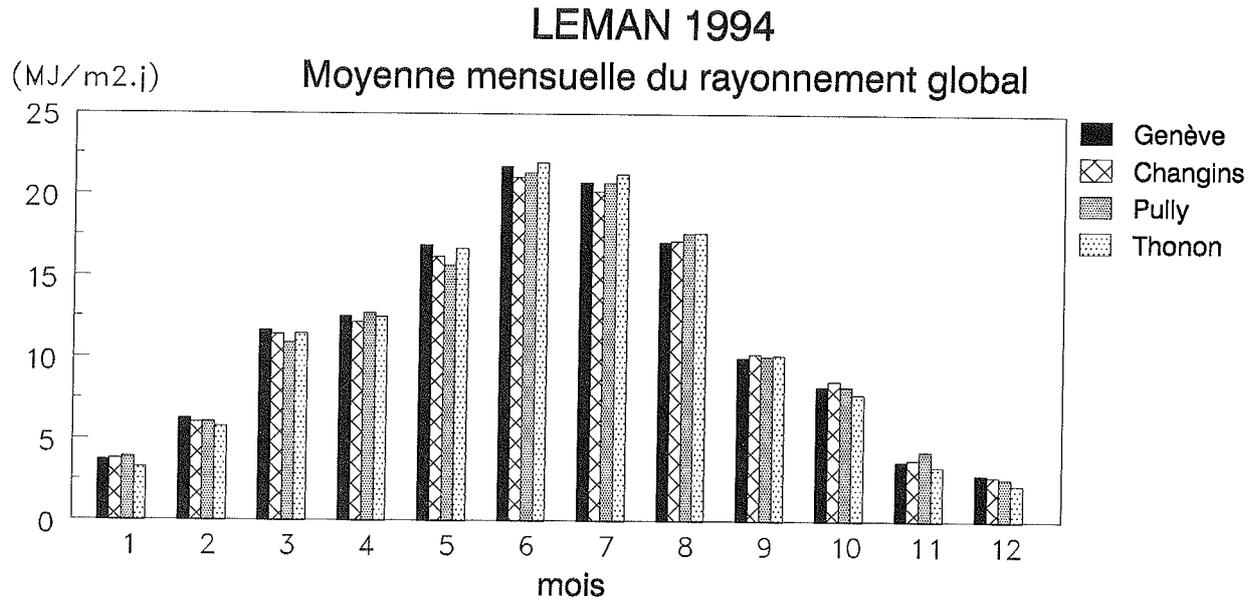


Figure 4.1

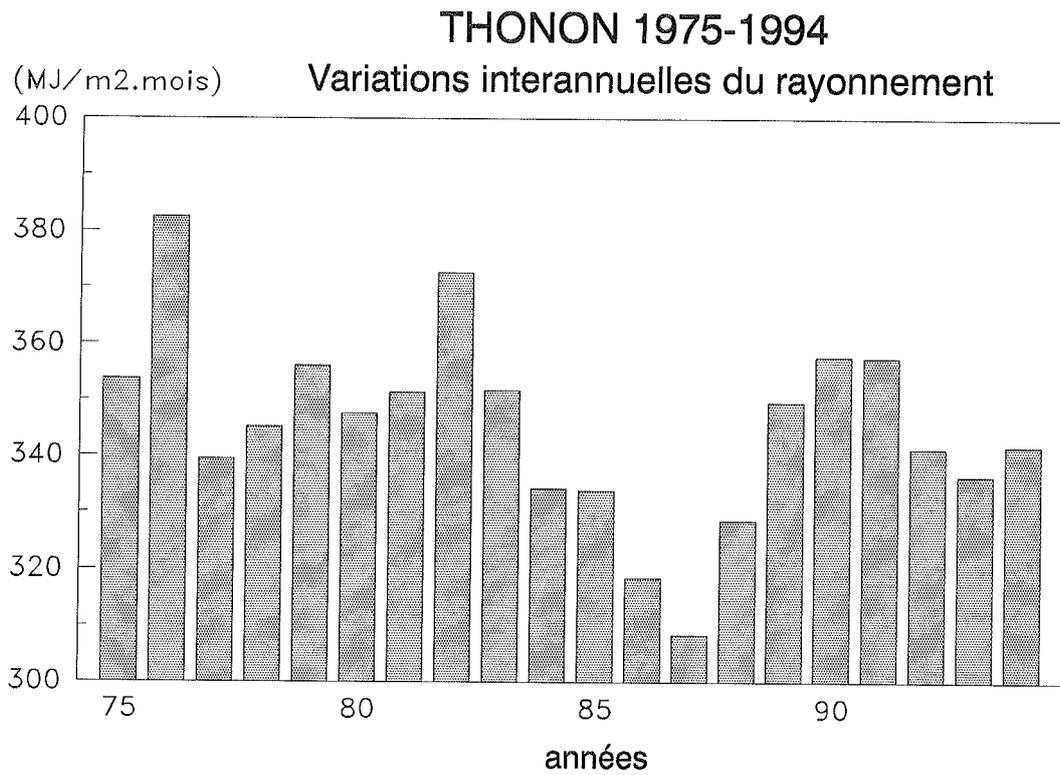


Figure 4.2

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 vitesse 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 vitesse du vent sont les plus fortes des quatre mesures journalières. Par ailleurs, les stations de Changins et de Genève présentent des résultats toujours plus élevés que ceux de Pully, Montreux et Thonon. Les différences sont dues pour Montreux à l'aérogologie un peu particulière dans le secteur du Haut Lac (effet de la vallée du Rhône), et pour la station de Thonon-INRA implantée en bordure même du lac à la protection des reliefs par rapport au vent de secteur sud. Basés donc sur l'examen des résultats mensuels de Changins à 13 heures, les mois les plus actifs sont ceux d'avril (3.5 m/s), juin (3.1 m/s) et décembre (2.9 m/s). Comparée à 1993, l'année 1994 est une année de faible activité. La moyenne mensuelle la plus faible est enregistrée durant le mois de novembre (1.6 m/s).

Les pointes de vent de secteur nord-est, de vitesse instantanée supérieure à 10 m/s, ont été les plus fréquentes à la fin du mois de janvier, au milieu du mois de juin et à la fin du mois de décembre. Pour les vents de direction opposée (secteur sud-ouest) et pour des vitesses instantanées de 6 à 8 m/s, les deux seules périodes remarquables prennent place en février et en avril.

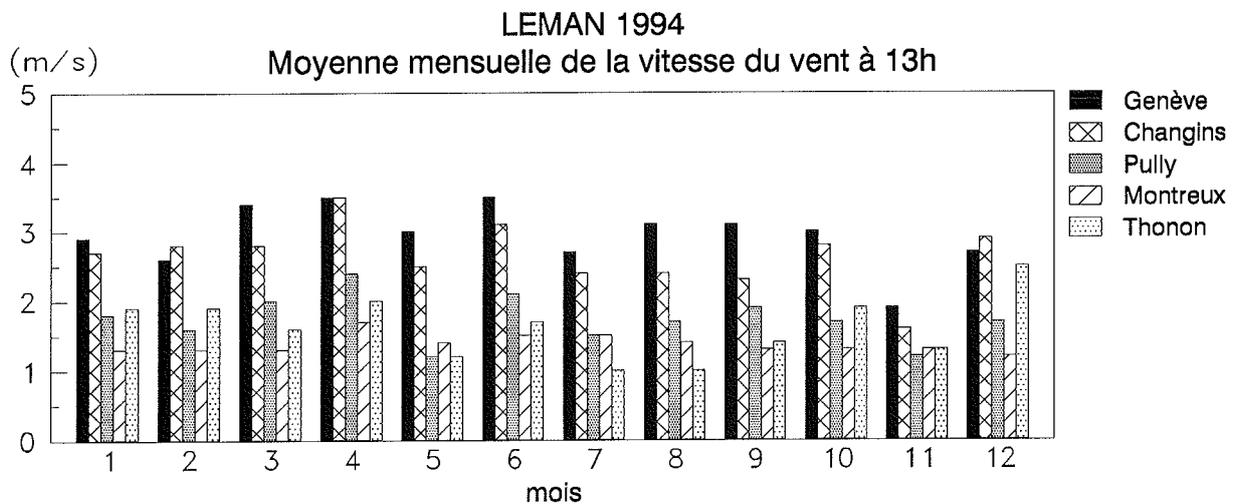


Figure 5.1

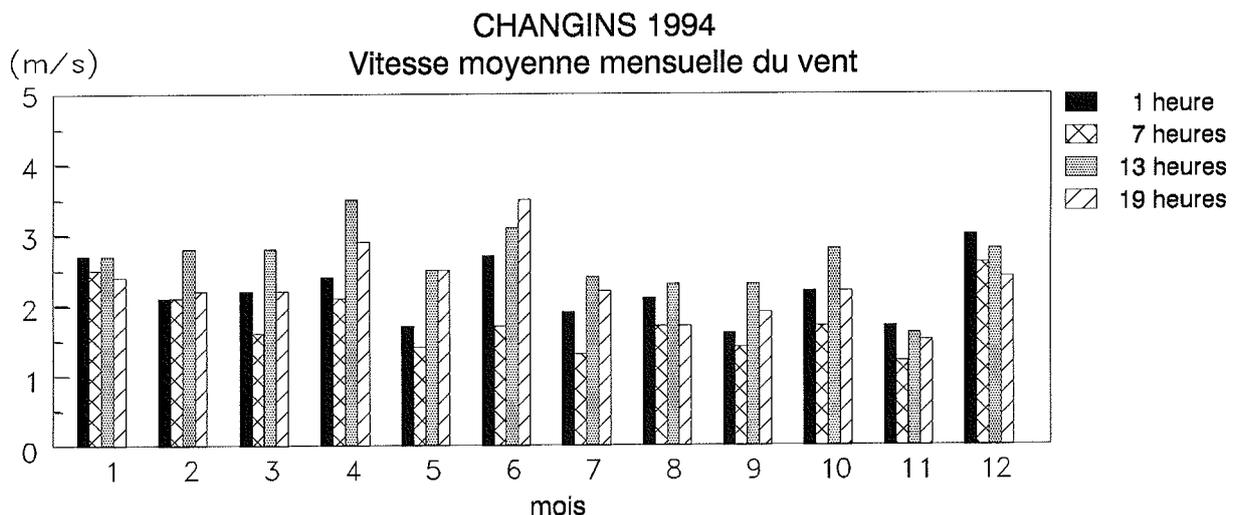


Figure 5.2

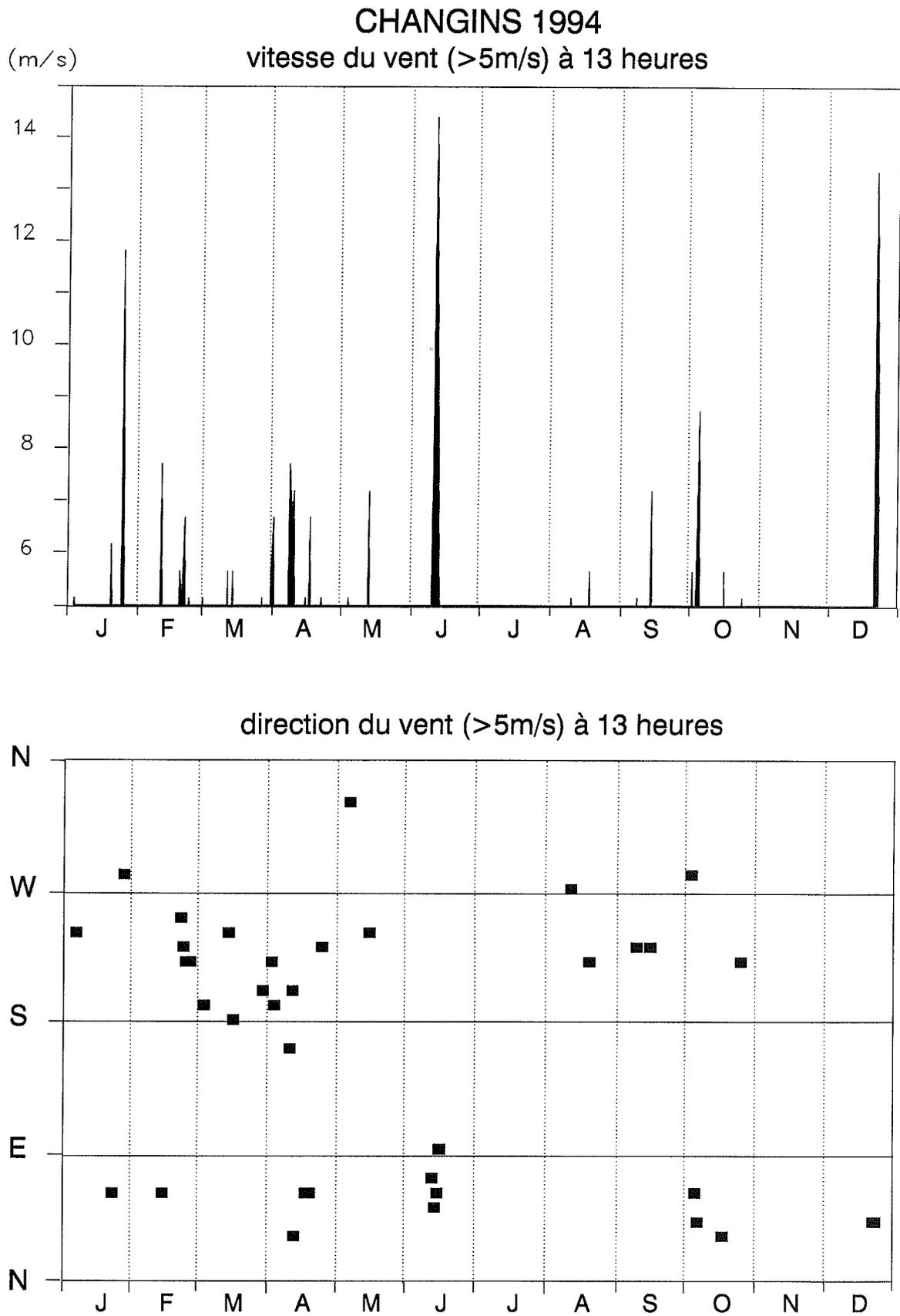


Figure 5.3

TABLEAU 5 - Moyenne mensuelle de la vitesse du vent à 13 heures (m/s) - 1994

Mois	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon
Janvier	2.9	2.7	1.8	1.3	1.9
Février	2.6	2.8	1.6	1.3	1.9
Mars	3.4	2.8	2.0	1.3	1.6
Avril	3.5	3.5	2.4	1.7	2.0
Mai	3.0	2.5	1.2	1.4	1.2
Juin	3.5	3.1	2.1	1.5	1.7
Juillet	2.7	2.4	1.5	1.5	1.0
Août	3.1	2.4	1.7	1.4	1.0
Septembre	3.1	2.3	1.9	1.3	1.4
Octobre	3.0	2.8	1.7	1.3	1.9
Novembre	1.9	1.6	1.2	1.3	1.3
Décembre	2.7	2.9	1.7	1.2	2.5
MOYENNE	3.0	2.7	1.7	1.4	1.6

TABLEAU 6 - Vitesse moyenne du vent à Changins (m/s) - 1994 (GMT)

Mois	1 heure	7 heures	13 heures	19 heures
Janvier	2.7	2.5	2.7	2.4
Février	2.1	2.1	2.8	2.2
Mars	2.2	1.6	2.8	2.2
Avril	2.4	2.1	3.5	2.9
Mai	1.7	1.4	2.5	2.5
Juin	2.7	1.7	3.1	3.5
Juillet	1.9	1.3	2.4	2.2
Août	2.1	1.7	2.3	1.7
Septembre	1.6	1.4	2.3	1.9
Octobre	2.2	1.7	2.8	2.2
Novembre	1.7	1.2	1.6	1.5
Décembre	3.0	2.6	2.8	2.4
MOYENNE	2.2	1.8	2.6	2.3

7. CONCLUSIONS

Au voisinage du lac Léman, l'année 1994 se distingue par une température moyenne de l'air et une pluviométrie élevées, une insolation déficitaire et un rayonnement global moyen. La température moyenne annuelle de l'air est la plus élevée jamais atteinte à la station de Thonon depuis 1951 à cause des résultats mensuels des mois de mars, novembre et décembre qui se placent au tout premier rang de la chronique 1951-1994. Par ailleurs l'année 1994 est une année de forte pluviométrie (supérieure à 1.1 m d'eau) due surtout aux résultats atteints pendant les mois de mai, septembre et octobre qui représentent à eux seuls 56 % du total annuel des précipitations. Les résultats de l'insolation sont médiocres à l'image de ceux des dix dernières années. Au plan mensuel seuls les mois de mars et juin échappent à ce constat. L'activité du vent est restée faible en dehors de trois périodes de courte durée de secteur nord est en janvier, juin et décembre.

ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN ¹

Campagne 1994

PAR

Paul BLANC

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

Claude CORVI

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

François RAPIN

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

RESUME

Pour la huitième année consécutive, l'année 1994 est à nouveau marquée par un hiver doux qui n'a pas permis une homogénéisation thermique de l'ensemble des eaux du lac. On peut estimer que la circulation hivernale des eaux n'a atteint que 150 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 à la fin février est de 3.36 mg O₂/l et chute à 0.50 mg O₂/l en novembre 1994, mais n'entraîne pas d'augmentation notable des teneurs en phosphore dans les zones de fond.

L'activité biologique a débuté modérément au début avril. La consommation importante des orthophosphates a eu lieu à partir de la fin-avril jusqu'à la fin de l'année.

La diminution du stock de phosphore se poursuit. Ce stock, dans le Grand Lac, est de 3'835 tonnes de phosphore total contre 4'050 tonnes l'année précédente. Les concentrations moyennes annuelles sont de 44.8 µg P/l pour le phosphore total et de 39.4 µg P/l pour le phosphore dissous. Ces teneurs restent cependant trop éloignées de l'objectif de 20 à 30 µg P/l nécessaire pour assurer une diminution durable de la biomasse algale.

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 1994 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, Genève

1. METHODES

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 1994 :

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 21 campagnes de prélèvements en 1994.

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 1994, les résultats analytiques sont concordants.

Les analyses de quelques éléments sous forme particulaire dans la colonne d'eau ont été poursuivies en 1994, 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'écotoxicologie cantonal de Genève.

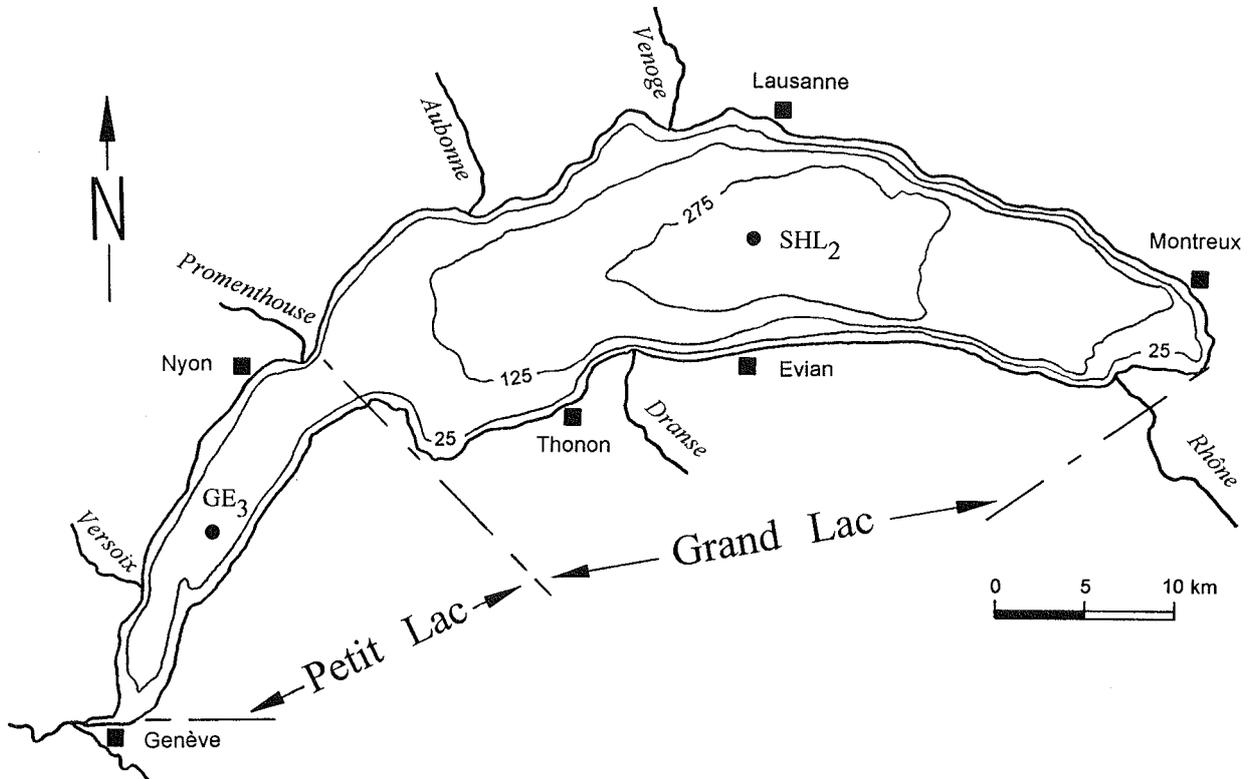


Figure 1 : Situation des points de prélèvement

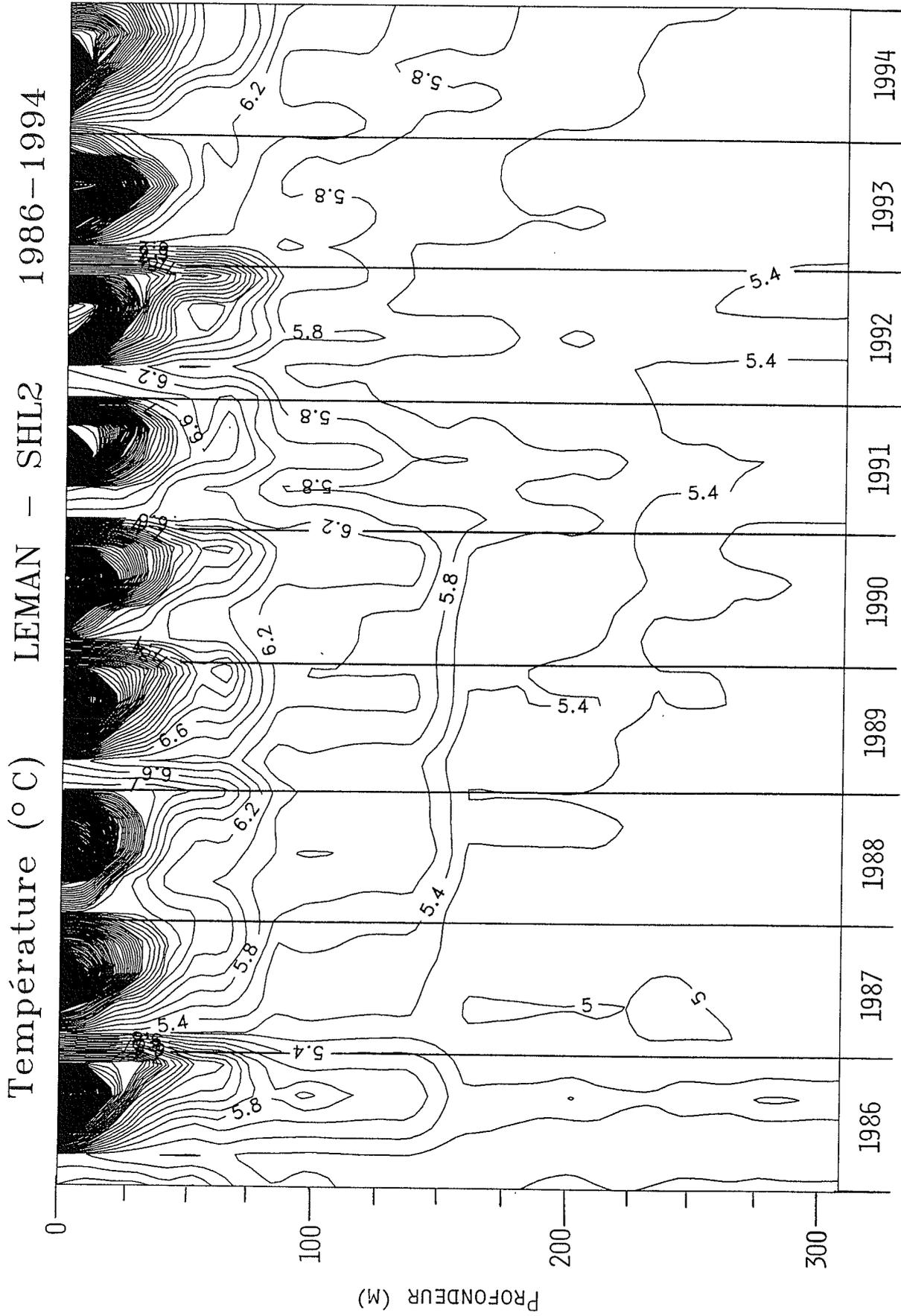


Figure 2 : Température des eaux du Léman (SHL 2)

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. REGIME THERMIQUE ET INFLUENCE SUR LA STRATIFICATION OU LE MELANGE DES EAUX

Les températures moyennes exceptionnellement élevées des mois de janvier, février et mars (figure 3) (ORAND et GAGNAIRE, 1995) n'ont pas permis encore cette année un refroidissement important de la masse d'eau.

Le brassage hivernal du lac a atteint la profondeur de 150 mètres (observation du 21 mars 1994 - profil sonde température et oxygène).

La réoxygénation des eaux profondes a encore, et pour la huitième année consécutive, été très réduite. Le maximum d'oxygène dans les eaux du fond est malgré tout remonté à 3.36 mg/l à fin février 1994.

A cette date et dans les couches soumises au brassage, la température s'est abaissée à 6.0 °C.

La température moyenne annuelle de 6.73 °C est très élevée, proche des 6.79 °C observés en 1990.

La température maximale record de 25.9 °C a été observée en surface le 4 juillet 1994.

Dans la couche profonde, le réchauffement amorcé depuis 1986 se poursuit (figure 5).

Dans le Petit Lac, le brassage est total chaque année comme le montre la figure 16b. L'évolution des températures, dans les couches superficielles, est similaire à celle du Grand Lac (figures 4a et b).

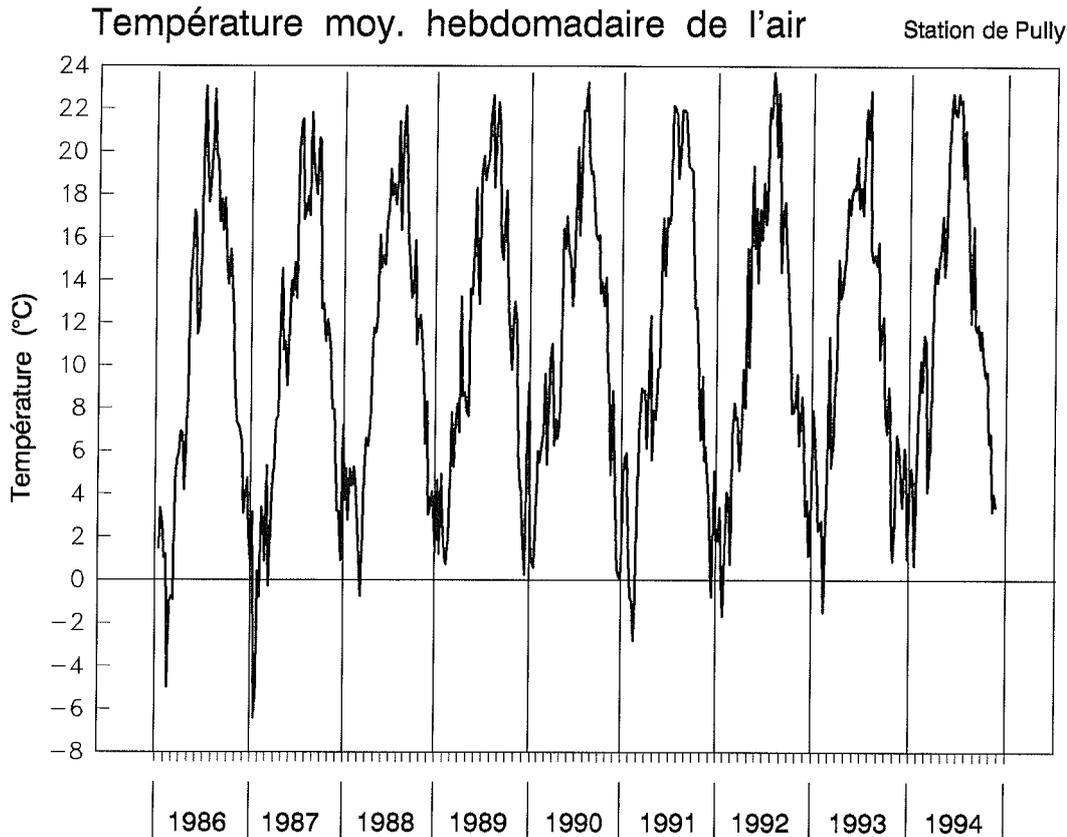


Figure 3 : Température moyenne de l'air (à Pully)

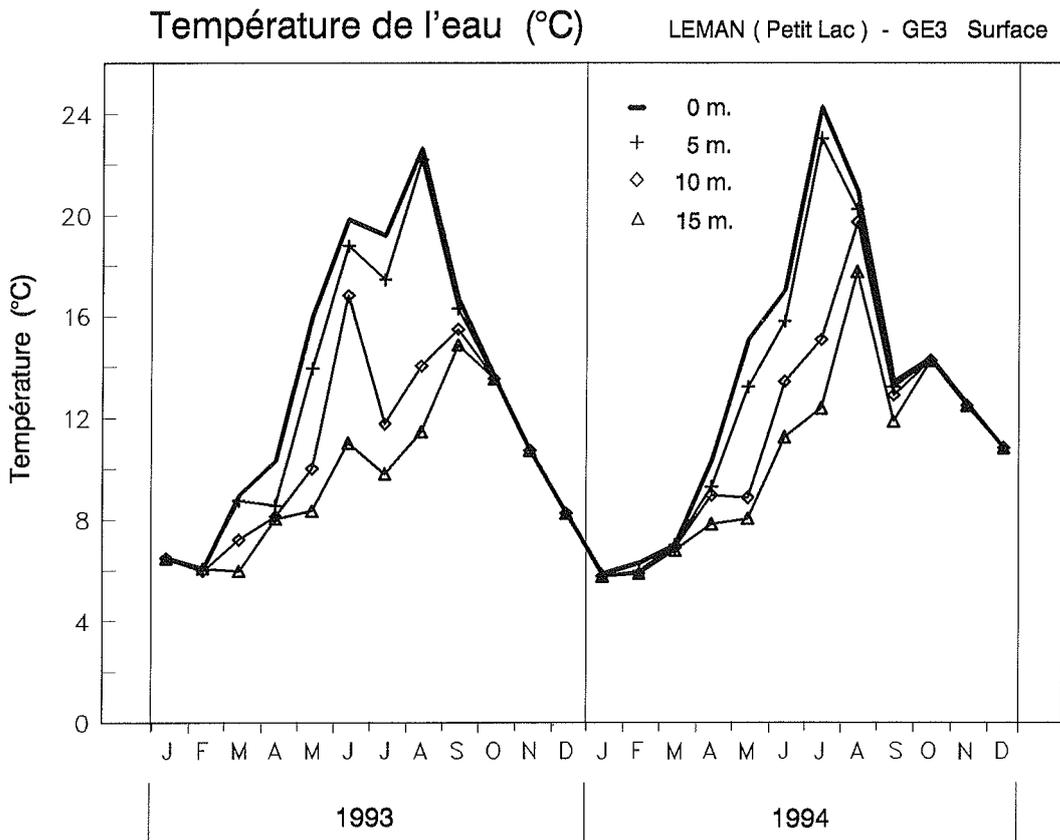
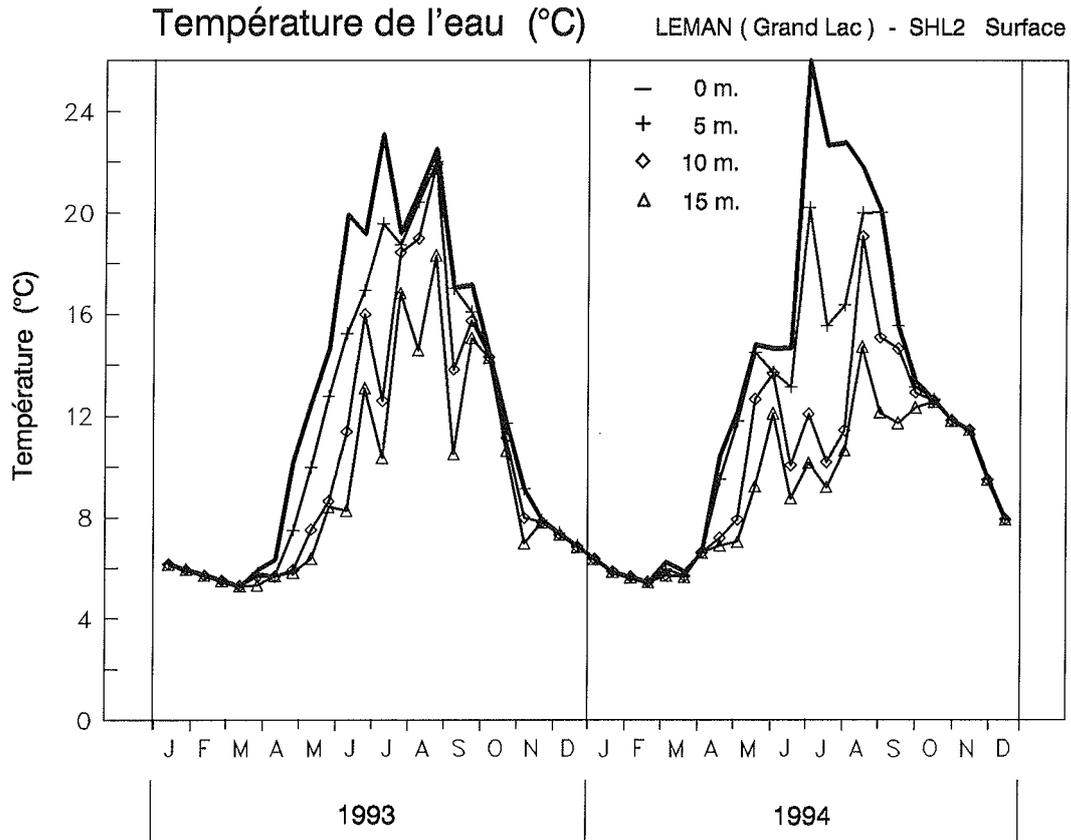


Figure 4 : Température de l'eau des couches superficielles
 a : Grand Lac SHL 2 b : Petit Lac GE 3

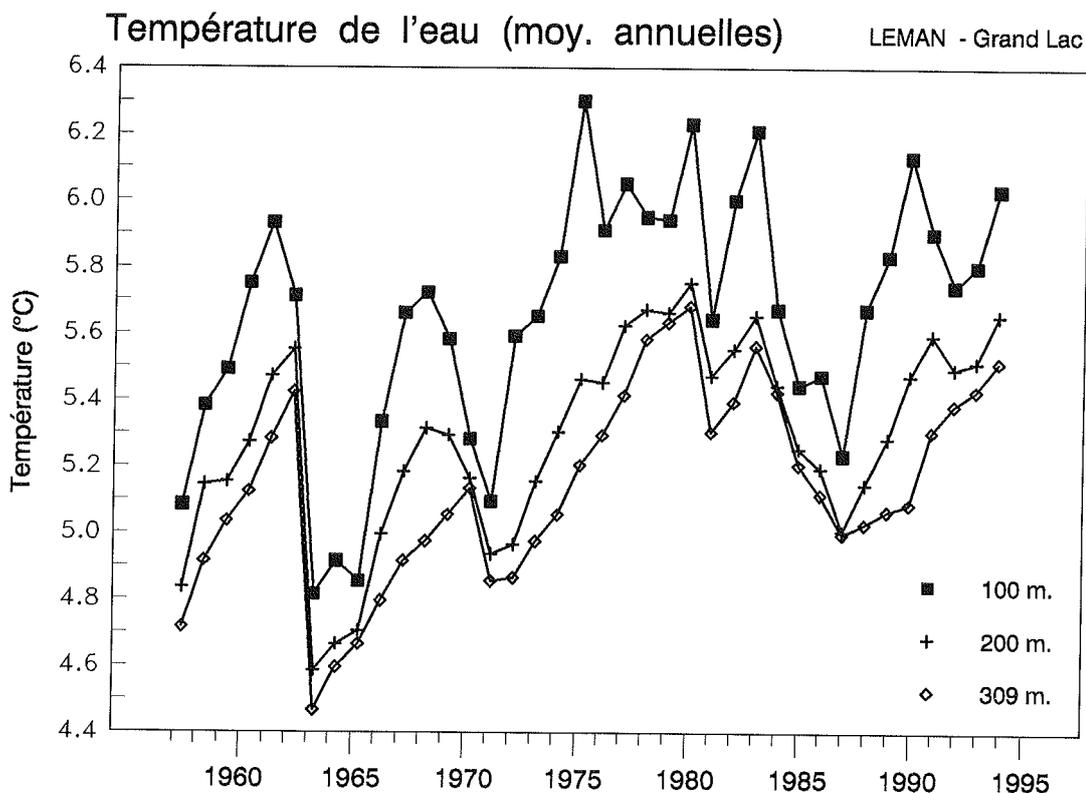


Figure 5 : Evolution de la température moyenne annuelle de l'eau du Grand Lac à 100, 200 et 309 mètres de profondeur

3. EVOLUTION SAISONNIERE 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 (figure 6a) sont remontés à $29 \mu\text{g P/l}$, une valeur proche de celle observée en 1993. Il en est de même dans le Petit Lac (figure 6b).

L'azote nitrique a, comme en 1993, atteint des valeurs voisines de $600 \mu\text{g N/l}$ dans le Grand Lac ainsi que dans le Petit Lac (figures 7a et b).

La silice a atteint, dans le Grand Lac, environ $2.3 \text{ mg SiO}_2/\text{l}$ entre 5 et 10 mètres (figure 8).

La transparence (disque de Secchi) maximale de 11.7 m a été observée le 16 février 1994 dans le Grand Lac au moment du brassage maximum (figure 9).

Après une reprise timide en mars et début avril, l'activité photosynthétique n'a vraiment été efficace qu'à fin avril comme l'indiquent la transparence qui chute à 2.3 m et la concentration en phosphore dissous qui s'abaisse brusquement à $3 \mu\text{g P/l}$ de 0 à 7.5 m, les nitrates eux diminuant jusqu'à $350 \mu\text{g N/l}$.

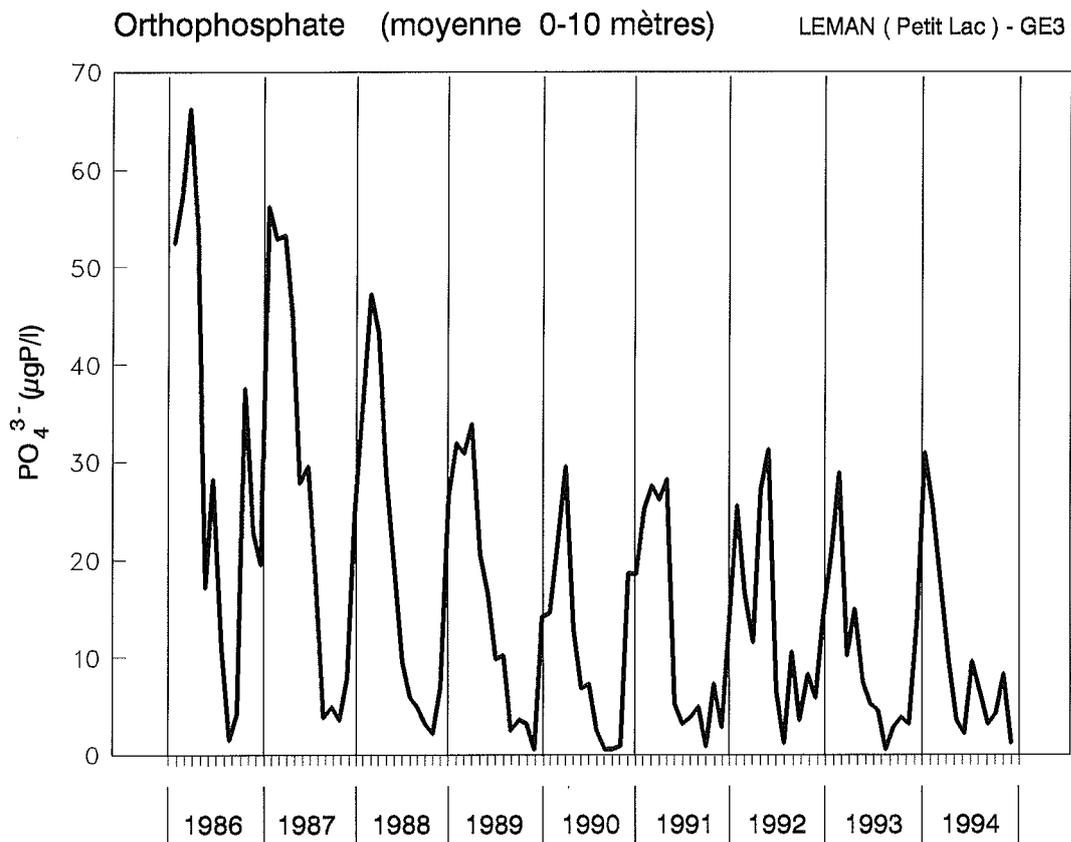
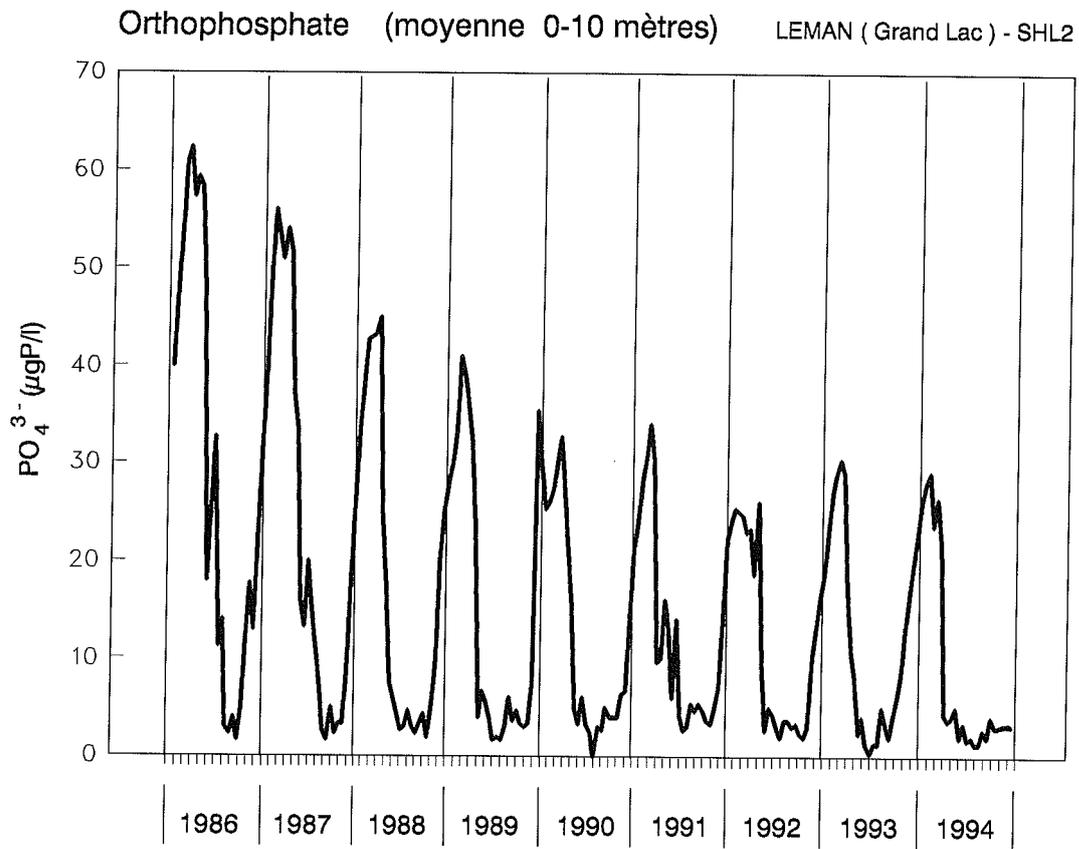


Figure 6 : Concentration en phosphore dissous (PO₄³⁻) des eaux de la couche superficielle (0 - 10 m)
 a : Grand Lac SHL 2 b : Petit Lac GE 3

Reste de l'année

La période des eaux claires observée de fin mai (transparence 8 m le 24 mai) à début juin (transparence 9.4 m le 6 juin) a été très brève (figures 9a et b).

Dans le Grand Lac, l'azote ammoniacal présente des valeurs élevées (30 à 40 $\mu\text{g N/l}$) lors du maximum de développement du zooplancton, sans toutefois atteindre celles observées en 1993 (figure 13).

Le réchauffement des couches superficielles a été très progressif jusqu'à mi-mai. Ensuite, la température s'est stabilisée entre 13 et 15 °C jusqu'à fin juin. Elle s'élève brusquement en atteignant un maximum exceptionnel de 25.9 °C le 4 juillet 1994. L'absence quasi totale de vent pendant cette époque (ORAND et GAGNAIRE, 1995) accompagnée d'une température de l'air relativement élevée et d'un ensoleillement important expliquent cette observation.

On constate un appauvrissement presque total en orthophosphates dans les couches superficielles (0-20 m) de fin mai à décembre (figures 6 et 21). En août et septembre cet appauvrissement atteint la couche des 30 mètres.

En 1994, la consommation des nitrates a été un peu moins importante que les années précédentes à l'exception d'une période très limitée au début juillet où les teneurs sont tombées à zéro dans la couche 0-5 mètres (figure 7a). Dans le Petit Lac, on constate un comportement identique (figure 7b).

Les pics de carbone, d'azote et de phosphore particulaire dans le Grand Lac sont similaires à ceux observés ces dernières années (figures 10, 11 et 12).

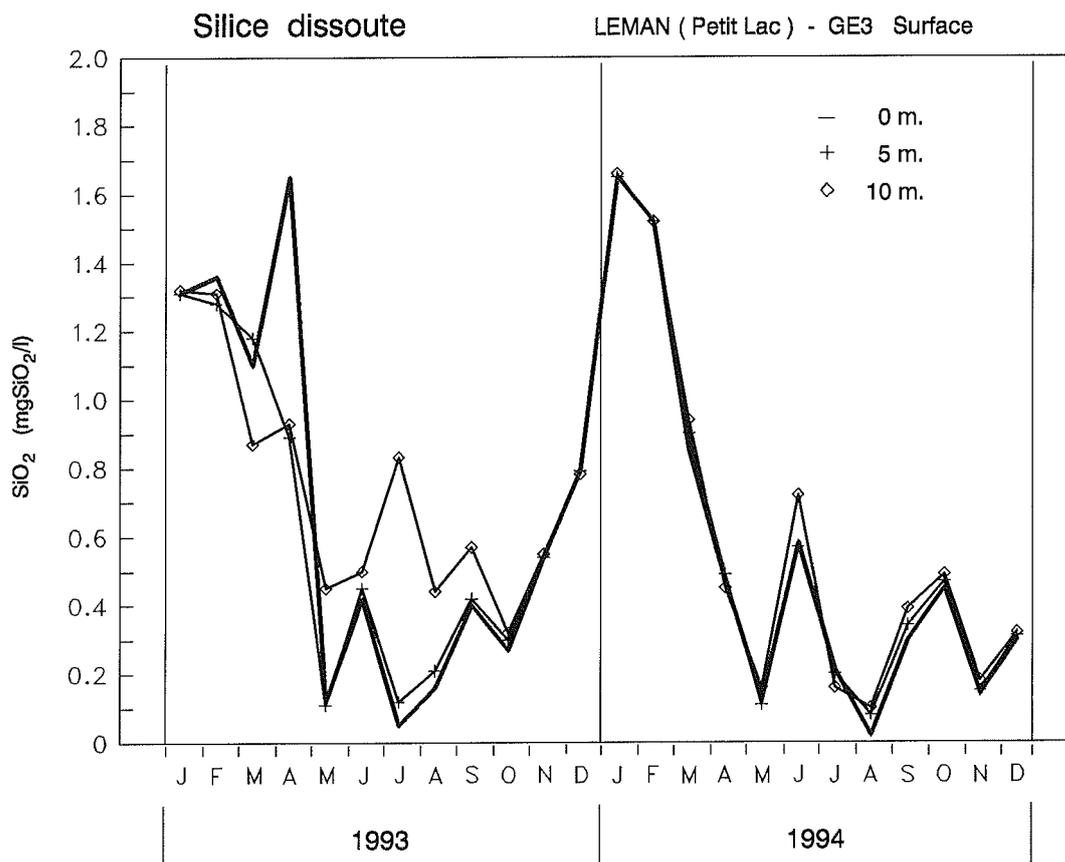
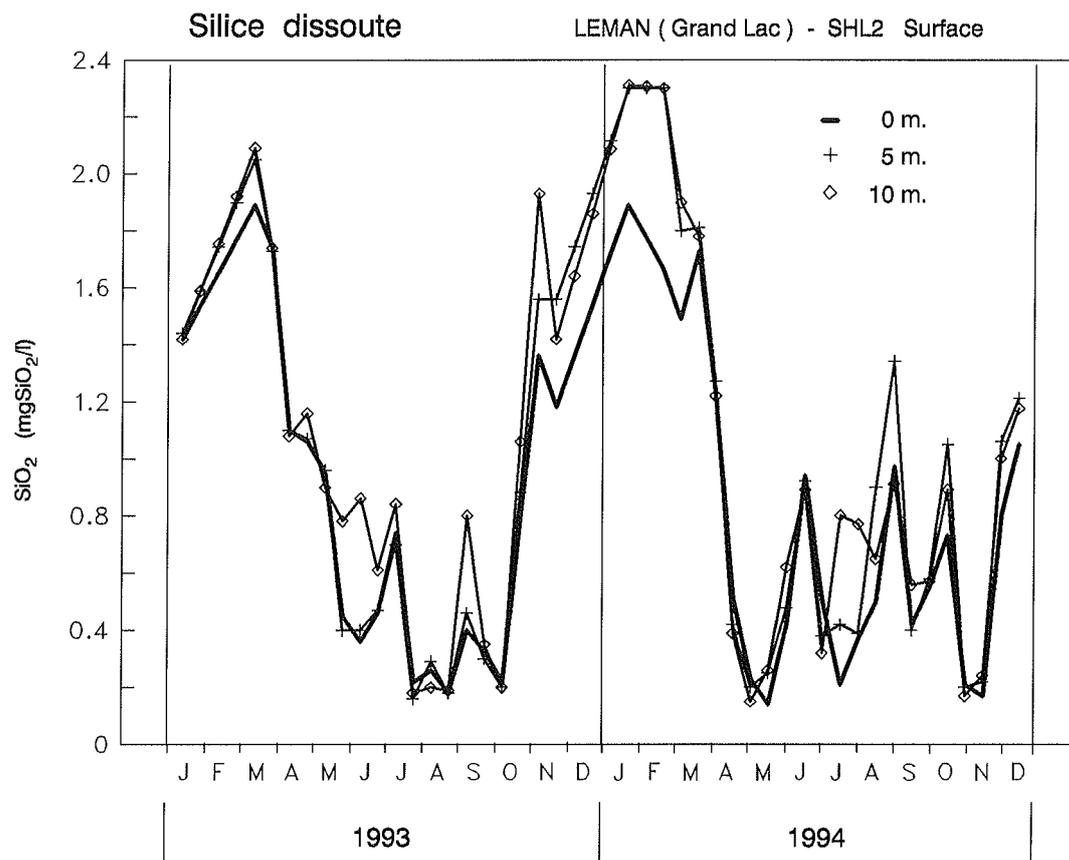


Figure 8 : **Concentration en silice dissoute (SiO_2) des eaux des couches superficielles**
a : Grand Lac SHL2 **b : Petit Lac GE3**

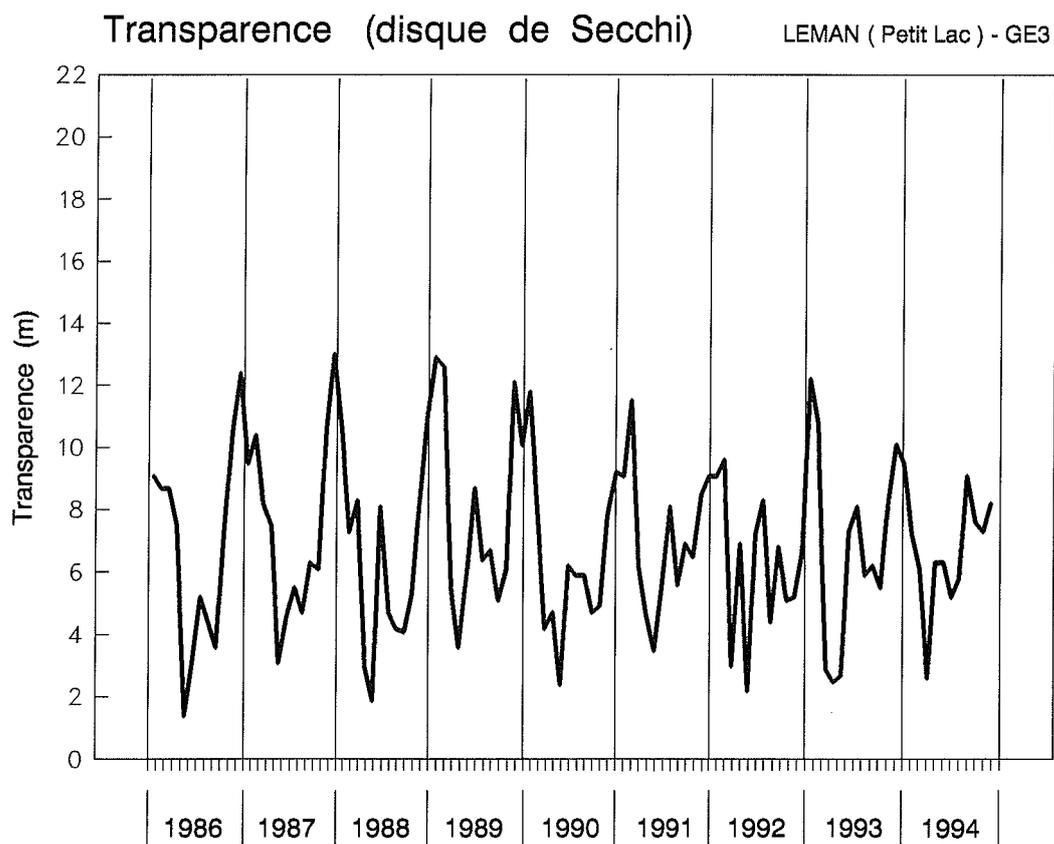
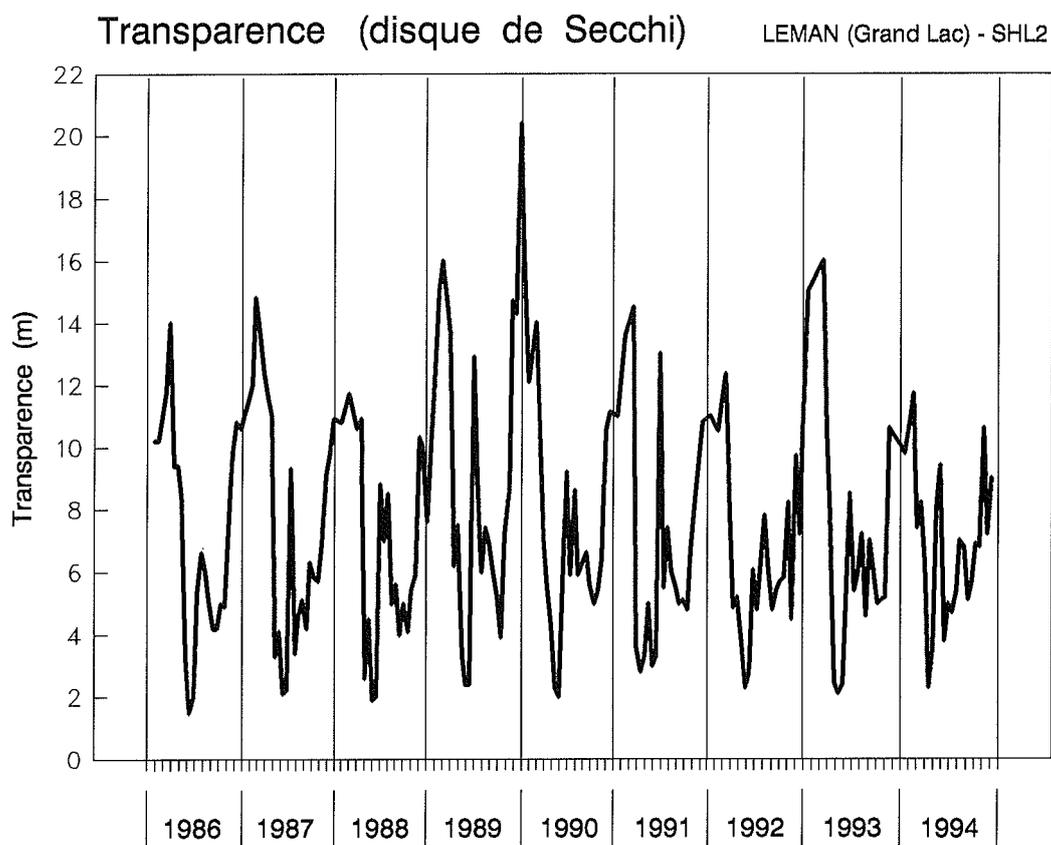


Figure 9 : Transparence mesurée avec le disque de Secchi
a : Grand Lac SHL 2 b : Petit Lac GE 3

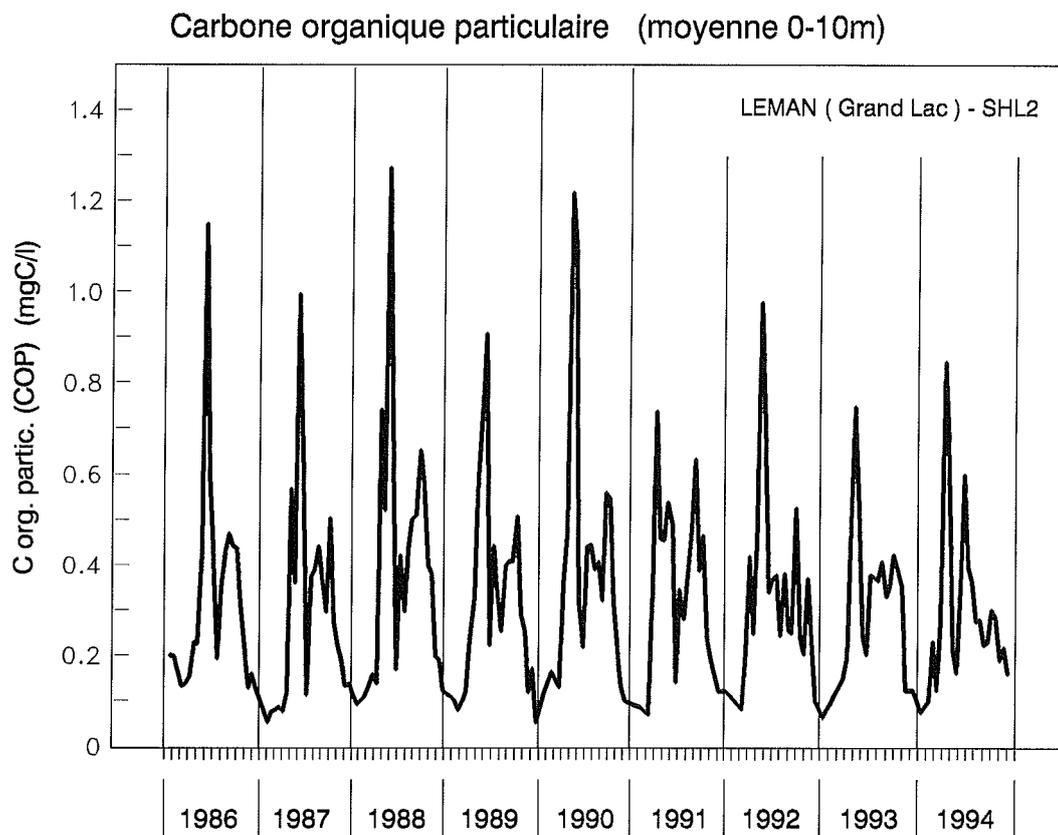


Figure 10 : Concentration en carbone organique particulaire des eaux de la couche superficielle (0 - 10 m) dans le Grand Lac

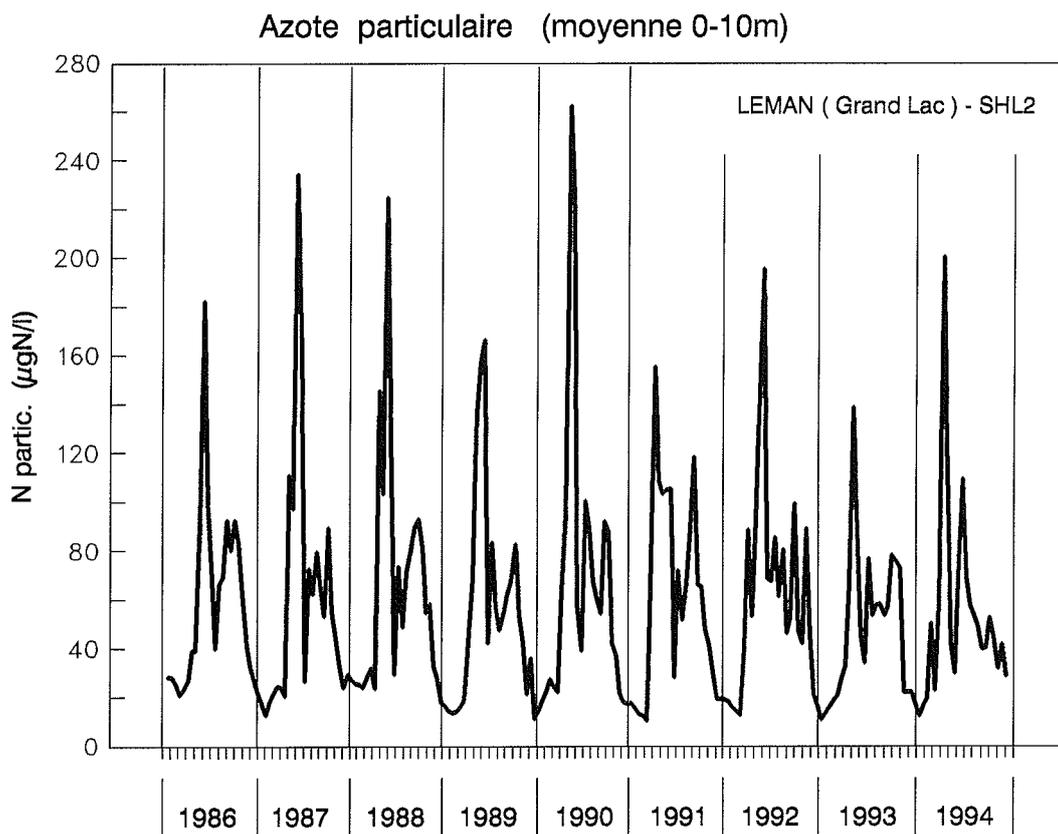


Figure 11 : Concentration en azote particulaire des eaux de la couche superficielle (0 - 10 m) dans le Grand Lac

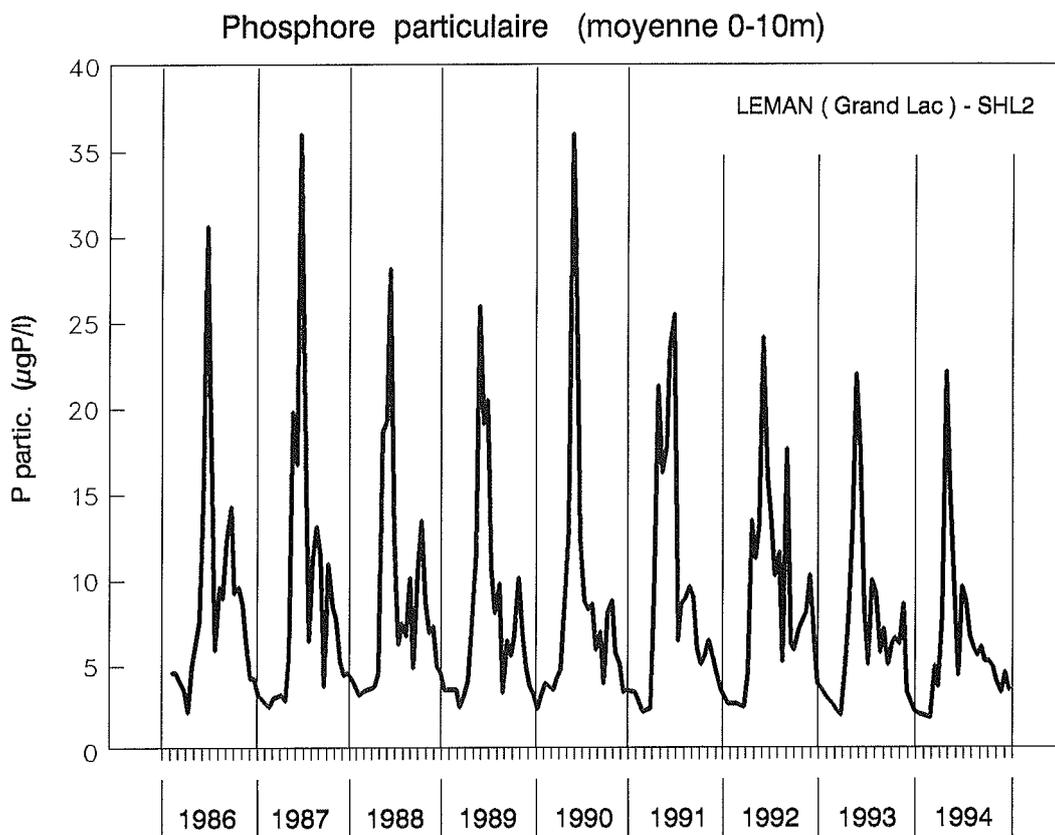


Figure 12 : Concentration en phosphore particulaire des eaux de la couche superficielle (0 - 10 m) dans le Grand Lac

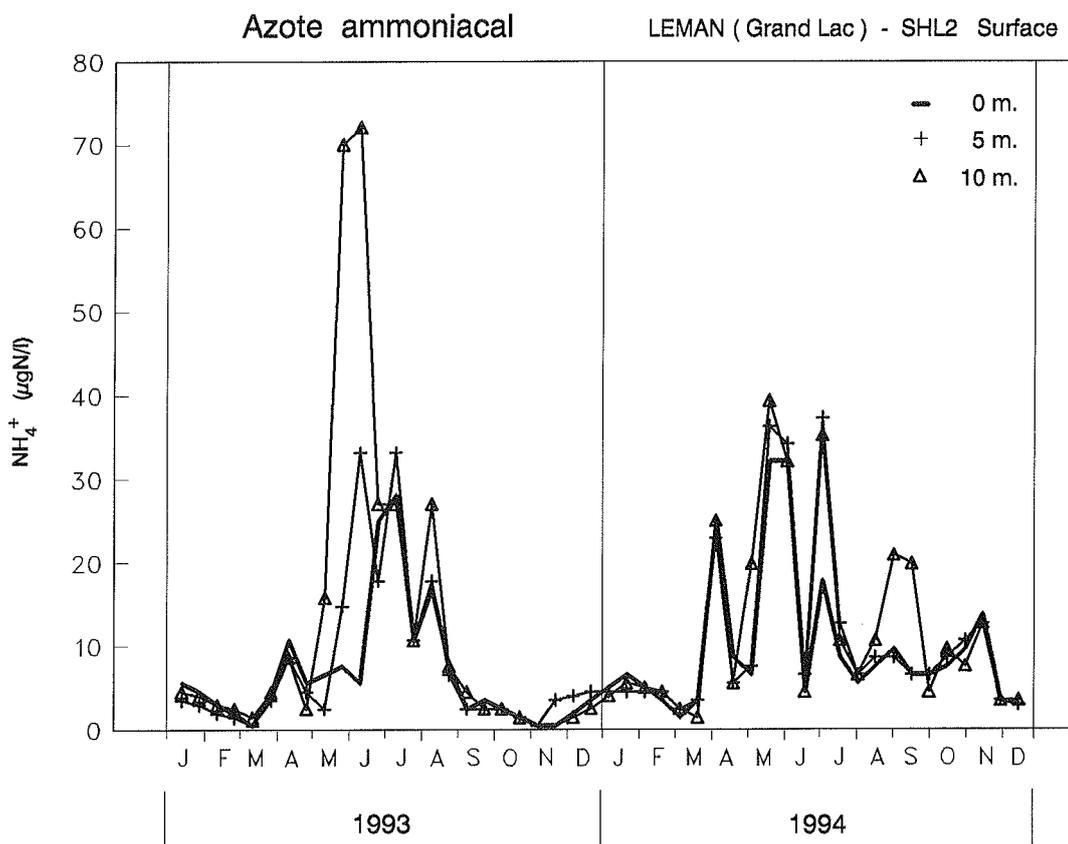


Figure 13 : Concentration en azote ammoniacal des eaux des couches superficielles dans le Grand Lac

4. EVOLUTION SAISONNIERE DANS LES COUCHES PROFONDES

Les huit 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 150 premiers mètres. Divers paramètres confirment cette absence d'homogénéité : température (figure 2), conductivité, oxygène (figure 15), 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 15. La zone concernée (hachurée, figure 15) où la concentration en oxygène est inférieure à 4 mg O₂/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 est très légèrement supérieure aux trois années précédentes. La teneur de 0.5 mg O₂/l qui avait été observée d'août à octobre 1993 n'est atteinte en 1994 que lors d'une seule campagne, le 21 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/l). La situation critique de l'oxygène dans les couches profondes ne se retrouve pas dans le Petit Lac. La fréquence des brassages complets, du fait de la faible profondeur de cette partie du lac, y maintient ces dernières années une concentration en oxygène supérieure à 8 mg O₂/l (figure 16b).

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 17). Ce phénomène est de faible ampleur cette année et 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 16a) une augmentation d'environ 30 µg/l des concentrations en phosphore dissous (figure 14). Sans doute cette augmentation est-elle minime et n'a rien de comparable avec ce que l'on peut craindre d'une véritable charge interne. Il faut relever que la diffusion du phosphore depuis les sédiments (figure 14) est actuellement très faible et sans comparaison avec ce qui était constaté dans les années 70 (BARROIN, 1992). On constate plutôt depuis deux ans une tendance à la baisse des concentrations dans la couche du fond (figure 14).

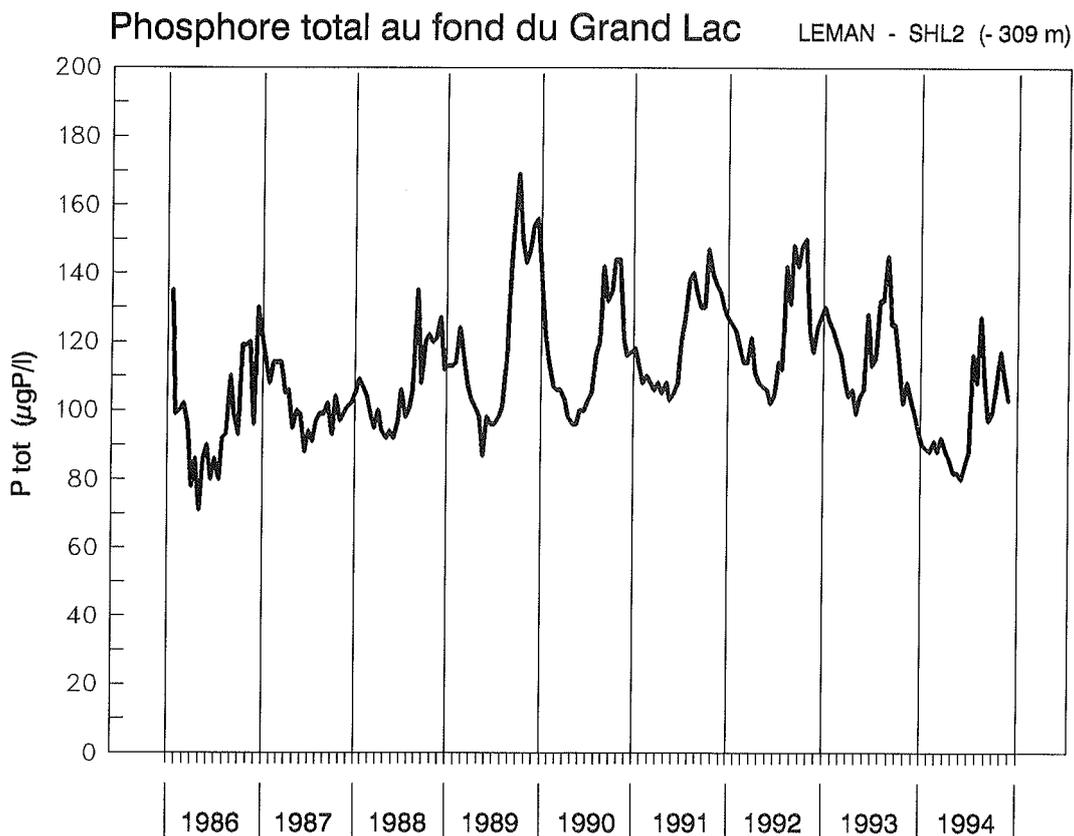


Figure 14 : Concentration en phosphore total au fond du Grand Lac

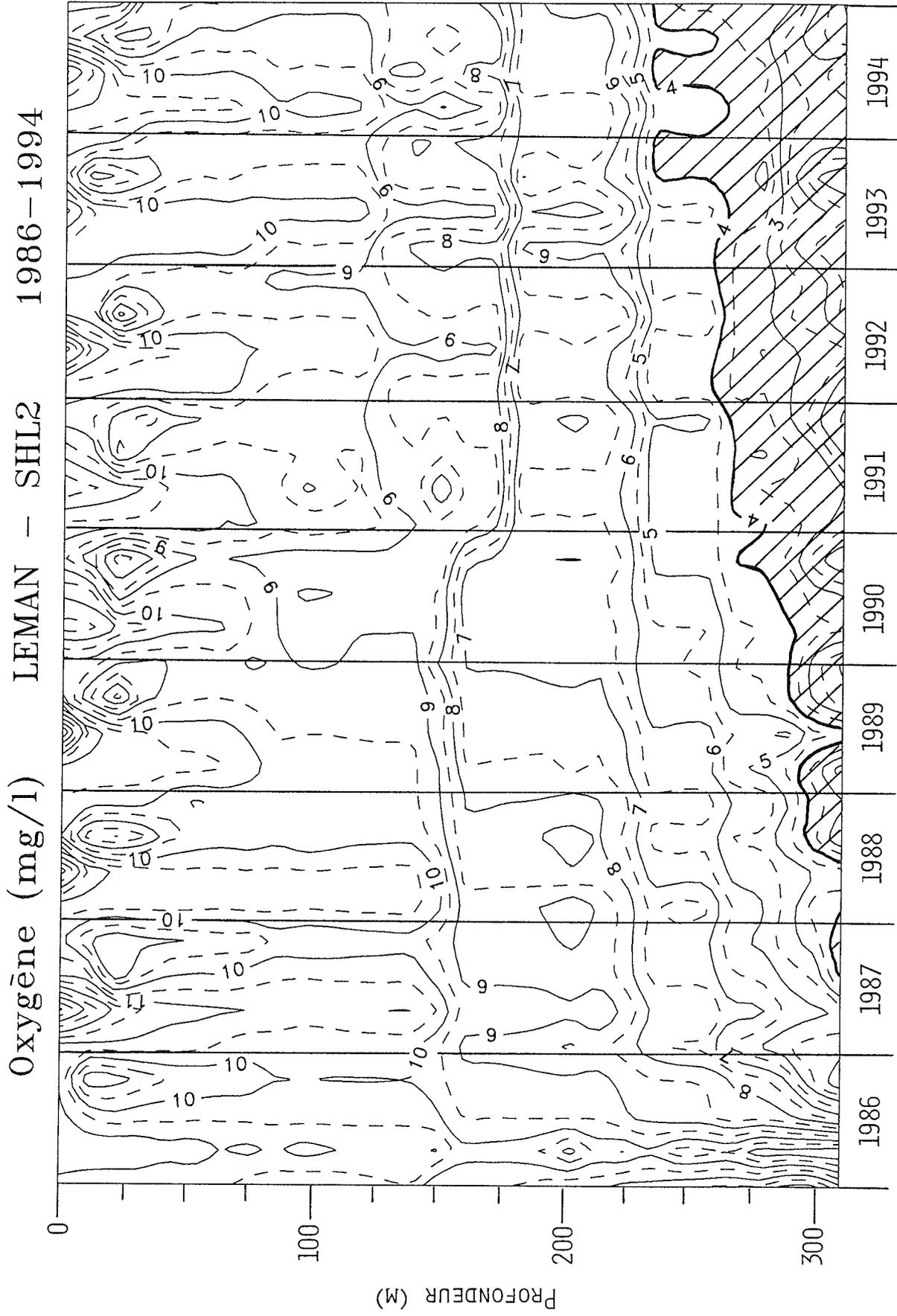


Figure 15 : Concentration en oxygène dissous des eaux du Léman (SHL 2) (zone hachurée = concentration inférieure à 4 mg/l)

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)

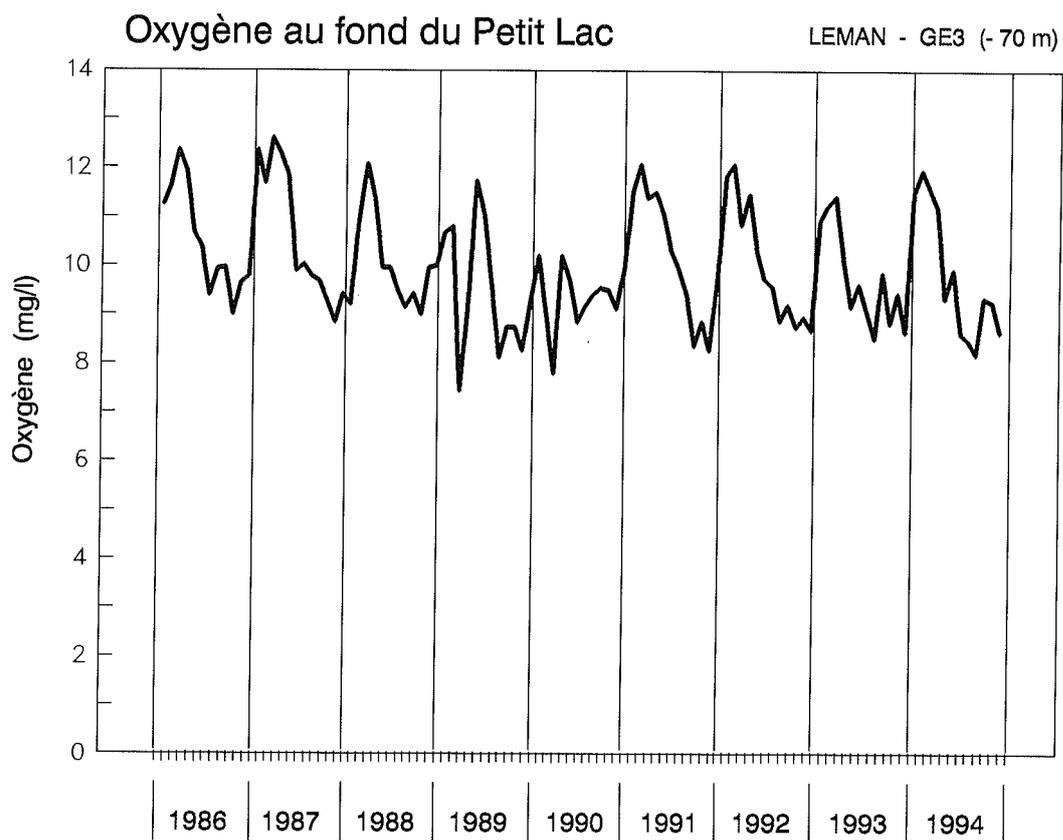
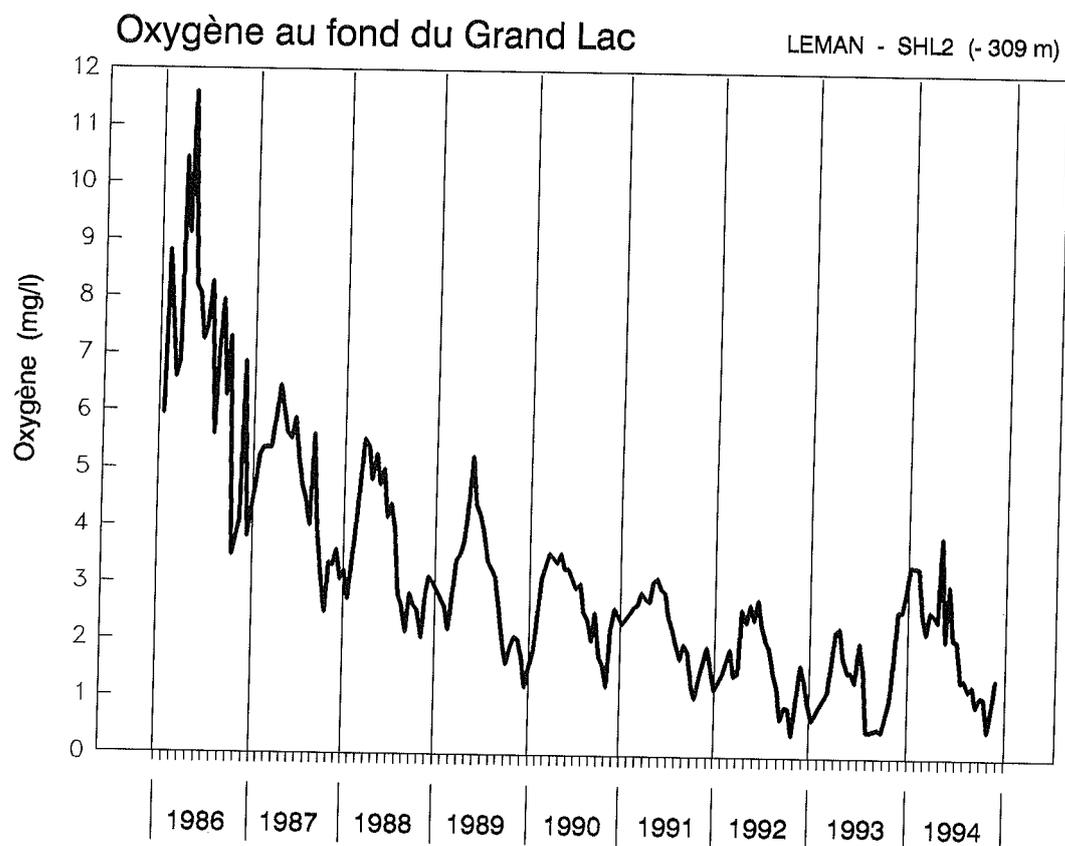


Figure 16 : Concentration en oxygène dissous au fond du lac
 a : Grand Lac SHL 2 b : Petit Lac GE 3

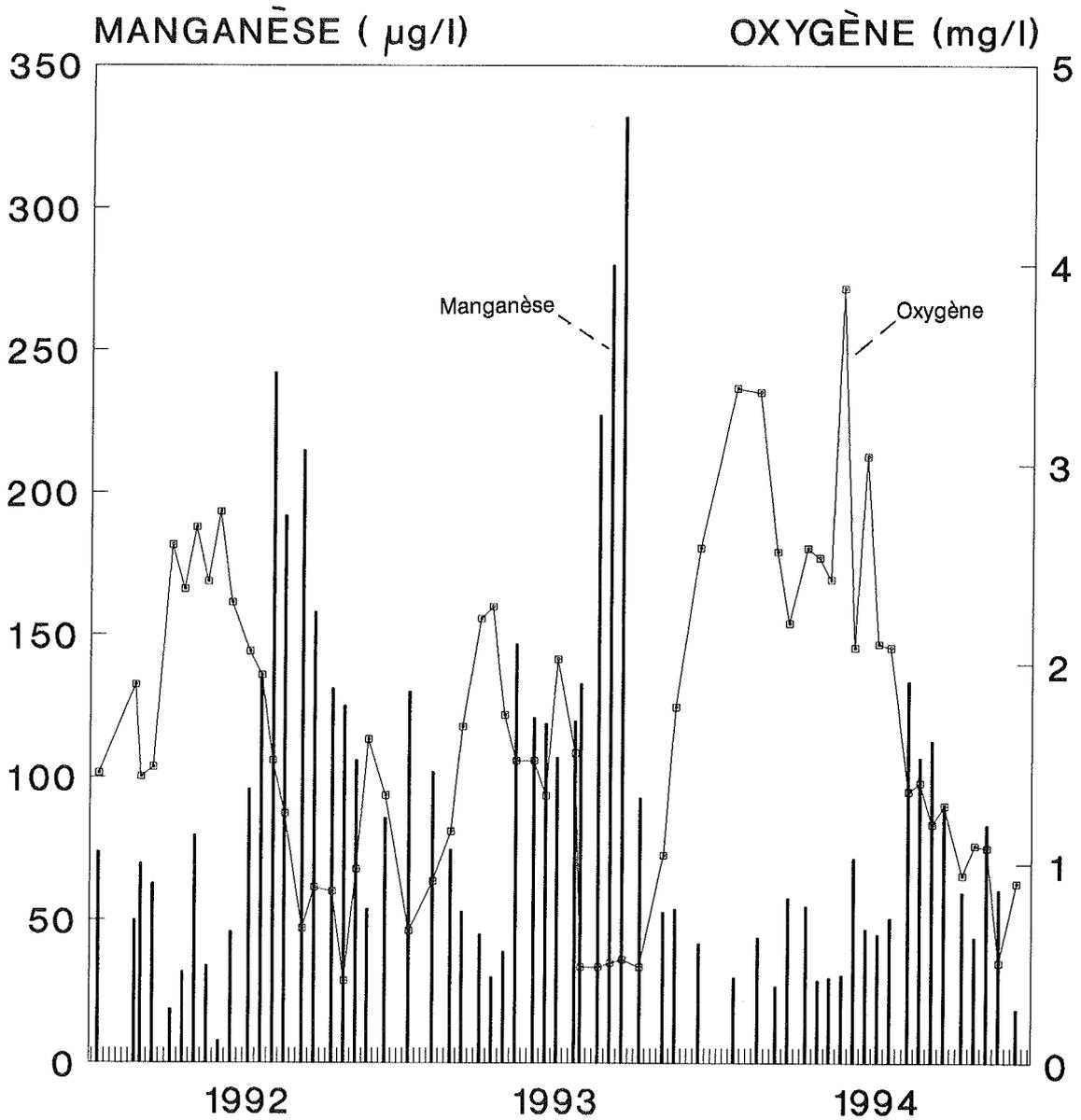


Figure 17 : Evolution comparée des concentrations en manganèse total et en oxygène dissous dans les eaux du fond du Grand Lac (SHL2)

5. EVOLUTION INTERANNUELLE DES PRINCIPAUX PARAMETRES

Les concentrations moyennes pondérées² pour l'ensemble du Grand Lac sont calculées à partir des mesures et des analyses effectuées sur les échantillons prélevés au centre du lac entre Lausanne et Evian (Grand Lac, point SHL2, figure 1) (cf. annexes).

Température (Grand Lac)

Sur la figure 19 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 0.94 °C entre 1986 et 1994 et pour la couche 0-309 m (ensemble du lac) de 0.76 °C, soit d'environ 0.1 °C par année.

Pour les températures maximales (moyenne 0-10 mètres) observées en été, elles ont 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 (22.05 °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.

Oxygène dissous (Grand Lac) (figures 15, 16a et 18)

La concentration moyenne des couches en dessous de 150 mètres (figure 15) est toujours faible et ceci depuis plusieurs années. Ce phénomène est dû aux brassages incomplets des eaux durant ces derniers hivers. La figure 18 montre l'évolution de la teneur au fond du lac depuis 1957.

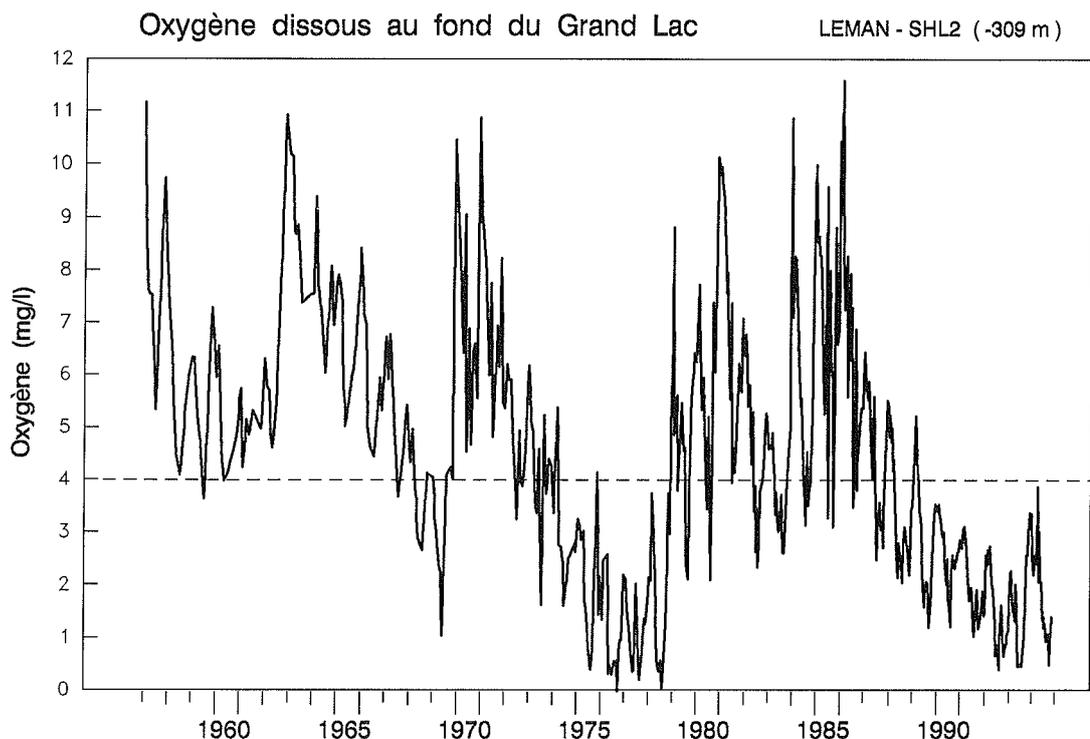


Figure 18 : Oxygène dissous au fond du Grand Lac

² Les concentrations moyennes pondérées sont calculées de la façon suivante :

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

Sur la figure 18, la limite indiquée à 4 mg O₂/l correspond à l'objectif à atteindre quant à la qualité des eaux des lacs indiquée 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 O₂/l à quelque profondeur que ce soit".

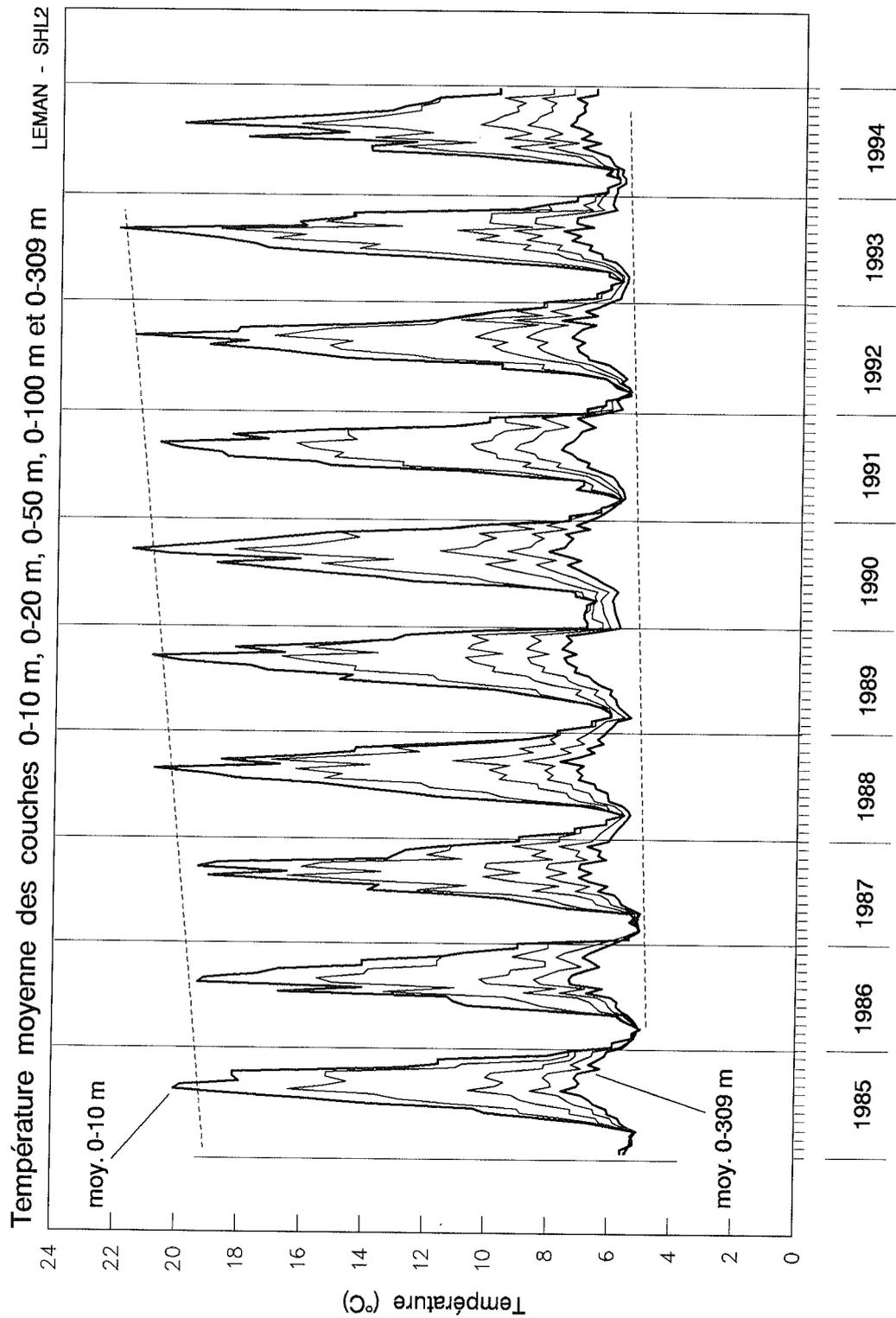


Figure 19 : Evolution des températures de l'eau du Grand Lac (SHL2)

Phosphore total et orthophosphates (Grand Lac) (figures 20 et 21)

La baisse continue des concentrations moyennes pondérées (pour toute la masse d'eau) amorcée dès 1979 se poursuit avec une diminution de 5.3 % pour le phosphore total en 1994. Les concentrations moyennes annuelles sont en 1994 de 44.8 $\mu\text{g P/l}$ pour le phosphore total et de 39.4 $\mu\text{g P/l}$ pour le phosphore dissous, ce qui correspond à une quantité de phosphore total contenu dans le Grand Lac de 3'835 tonnes (soit une baisse de 215 tonnes par rapport à 1993). Les pics qui avaient été constatés pendant les années 1964-1965 et 1970 restent toujours sans explications satisfaisantes.

La diminution continue depuis 1979 (- 3'835 tonnes, soit une baisse de 50 %) 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.

Sur la base de l'état 1985 de l'assainissement du bassin versant du Léman, un essai de modélisation du cycle du phosphore (FAHRNI et RAPIN, 1986) avait prévu, pour les années 1986 à 1995, une plage de variations des concentrations en phosphore dans le lac, suite à l'interdiction des phosphates dans les produits de lavage des textiles. L'évolution des concentrations selon la prévision se confirme (figure 20).

La figure 21 montre l'évolution des concentrations en phosphore dissous dans le lac pour les années 1986 à 1994. 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 $\mu\text{g P/l}$ atteignait environ 25 mètres de profondeur en 1986-1987, elle se trouvait en 1991 à environ 75 mètres et de 1992 à 1994 à 125 mètres. L'appauvrissement en orthophosphates se répercute aussi dans les couches plus profondes (figure 21).

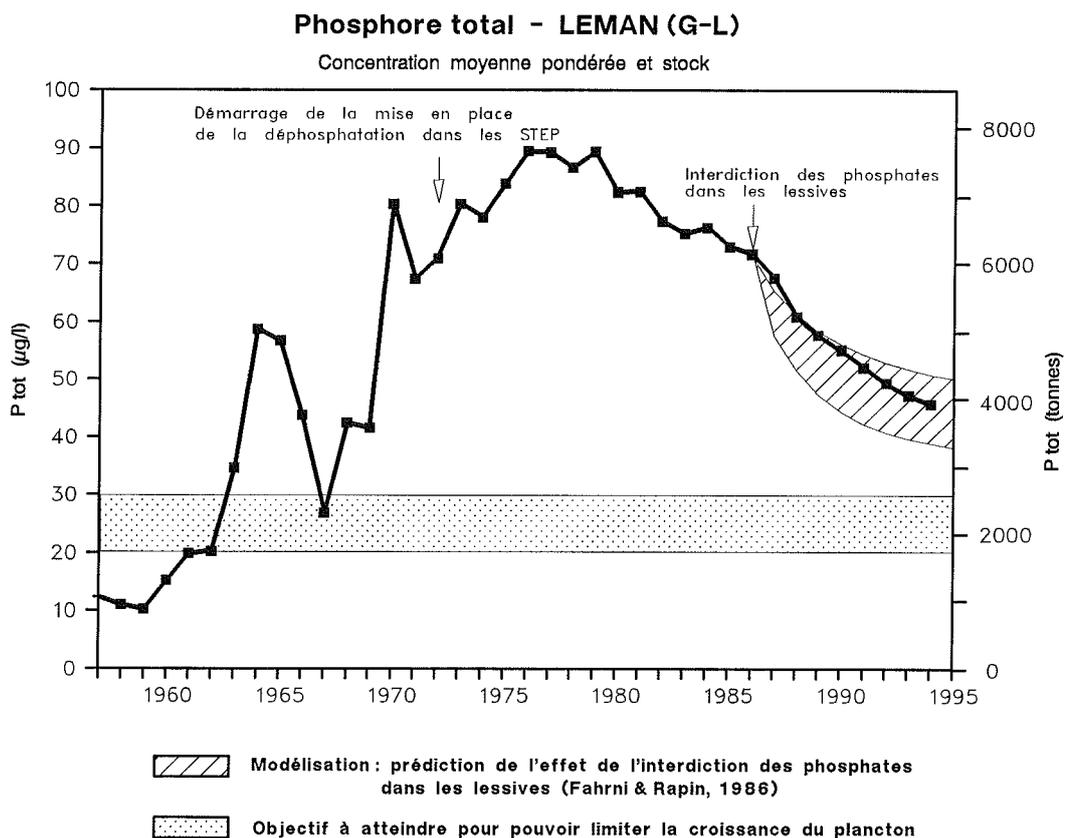


Figure 20 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et du stock de phosphore total contenu dans le Grand Lac

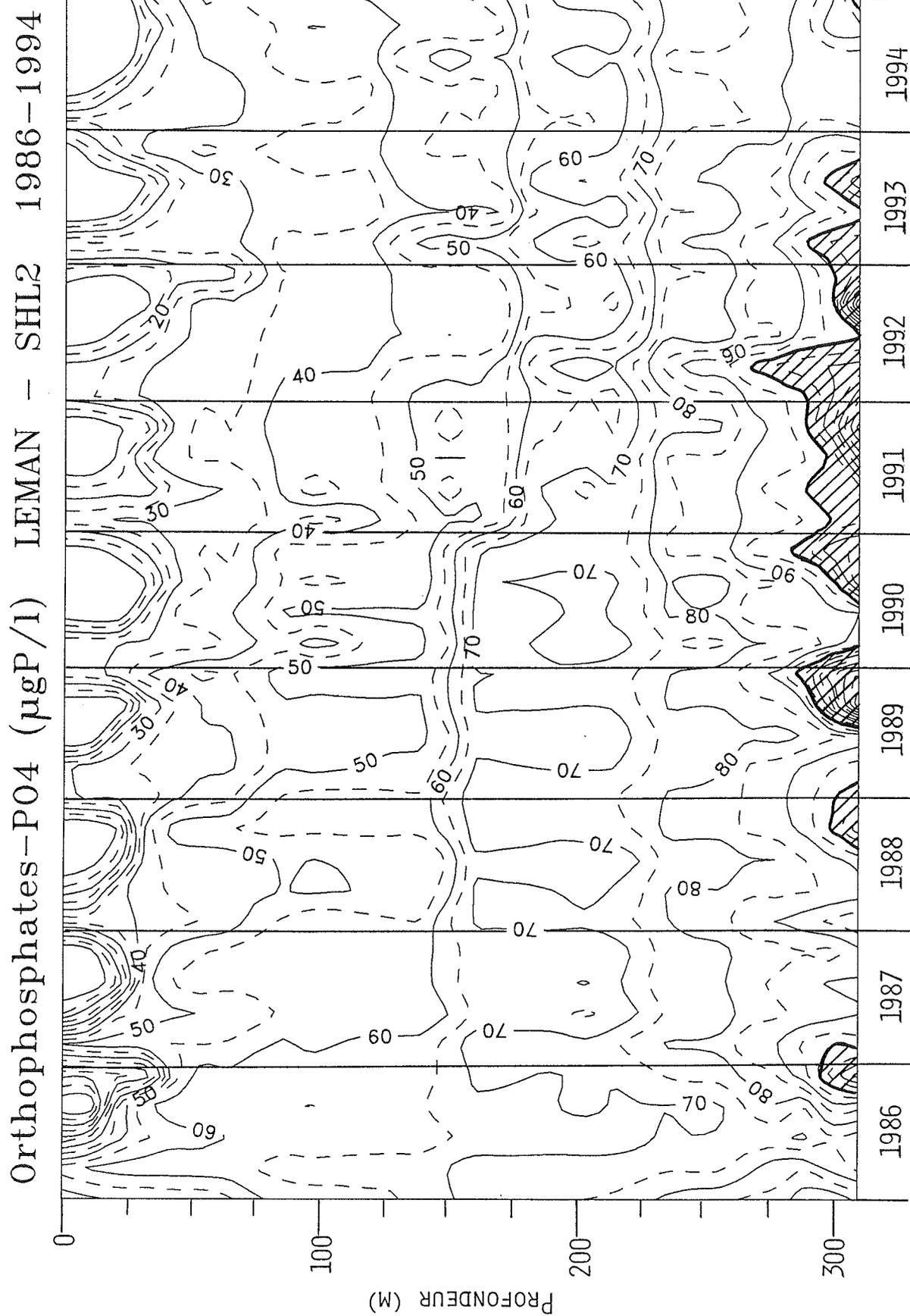


Figure 21: Concentration en phosphore dissous (PO_4^{3-}) des eaux du Léman (SHL 2) (zone hachurée = concentration supérieure à $100 \mu\text{g P/l}$)

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)

Azote nitrique et total (Grand Lac) (figure 22)

Les stocks pour 1994 sont de 56'550 tonnes pour l'azote total et 49'700 tonnes pour l'azote nitrique. Les concentrations se stabilisent depuis quelques années.

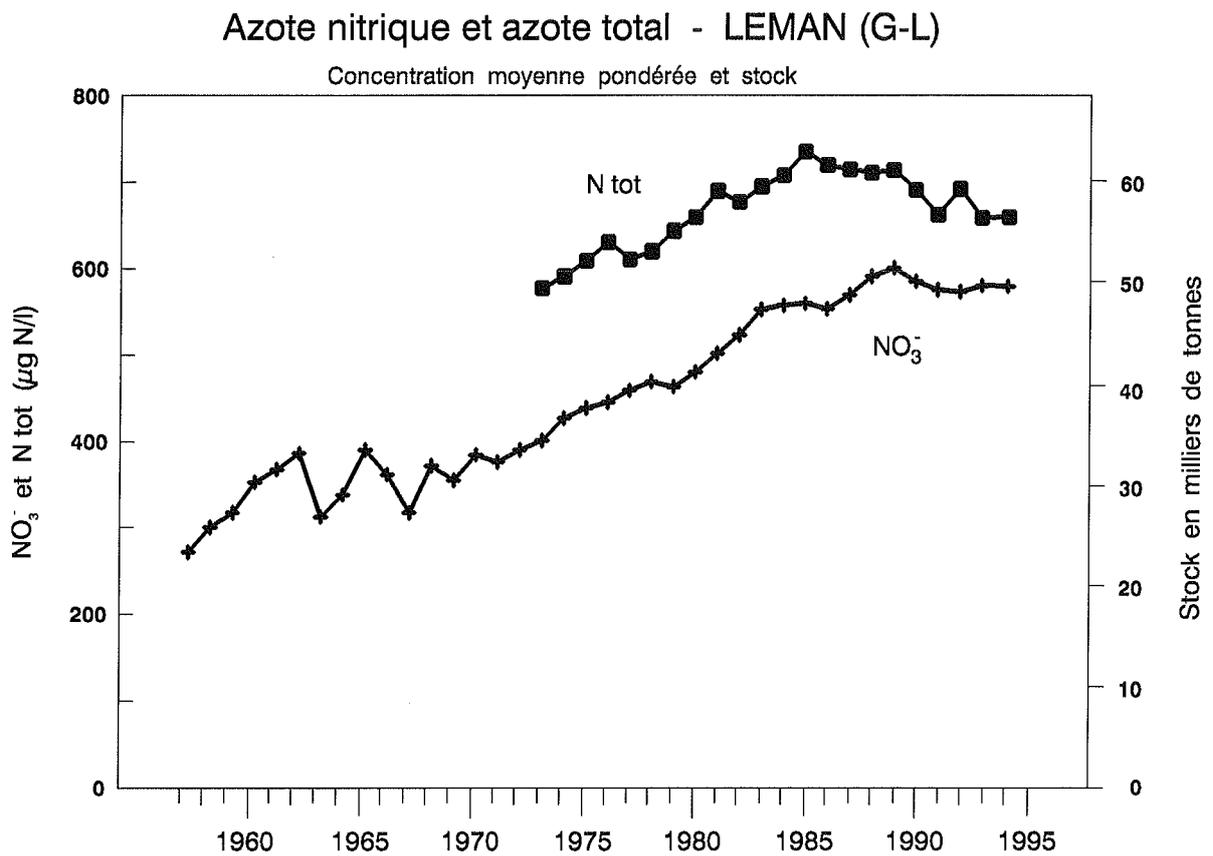


Figure 22 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et du stock d'azote total et d'azote nitrique contenus dans le Grand Lac

Chlorure (Grand Lac) (figure 23)

On constate d'année en année une légère augmentation de la concentration en chlorure. En 1994, cette concentration est de 6.29 mg/l, alors qu'elle n'était que de 2.73 mg/l en 1971. L'augmentation en 1994 a été inférieure à 2 % par rapport à 1993.

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

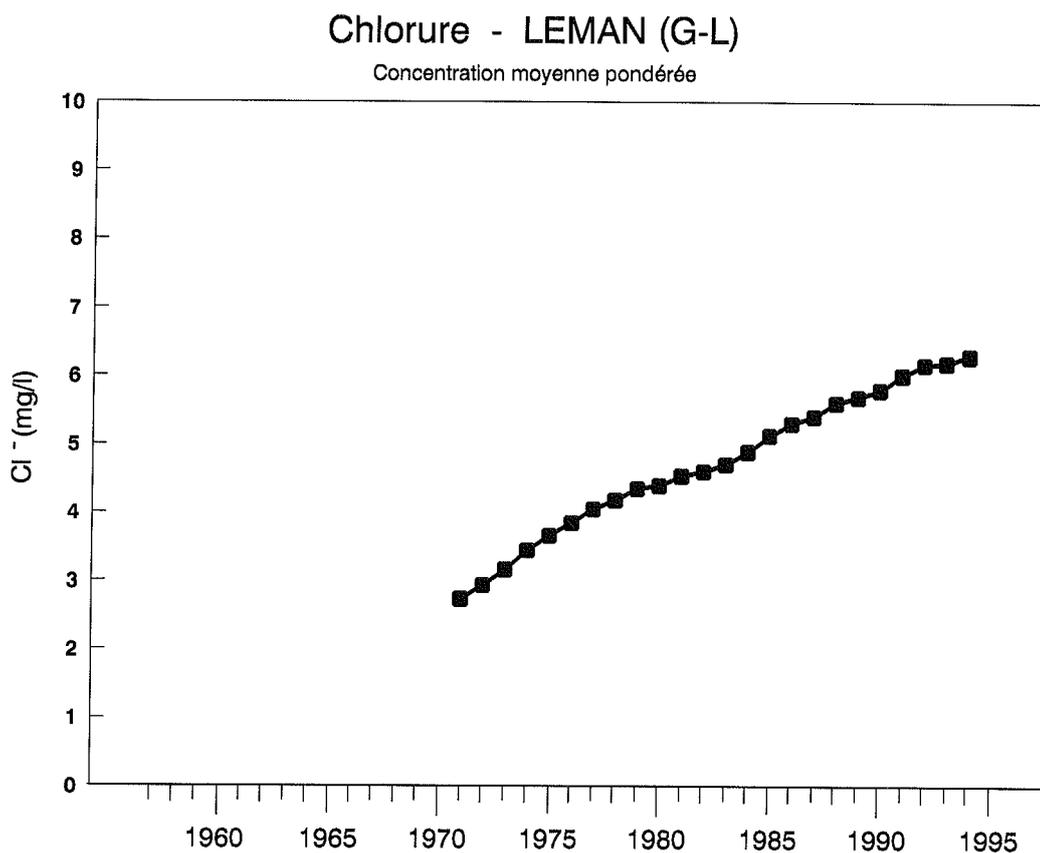


Figure 23 : Evolution de la concentration moyenne annuelle en chlorure, pondérée pour l'ensemble de la masse d'eau du Grand Lac

6. CONCLUSIONS

L'évolution pendant l'année 1994 est similaire à celle observée depuis 1989 (BLANC et al., 1990 à 1994).

Les principales observations sont les suivantes :

- . le brassage hivernal des eaux est limité aux 150 premiers mètres,
- . la faible efficacité du brassage hivernal a, cette année encore, limité le réapprovisionnement en nutriments des couches superficielles à partir des couches profondes,
- . l'activité biologique n'a démarré fortement qu'à fin avril. Dès cette date, la teneur en orthophosphates des couches superficielles a été quasi nulle jusqu'à la fin de l'année.
- . les faibles teneurs en oxygène des couches profondes persistent, sans toutefois occasionner une forte diffusion de manganèse. 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 :

- . le stock de phosphore total est de 3'835 tonnes en 1994, contre 4'050 en 1993, soit une baisse de 215 tonnes (- 5.3 %). Par rapport à 1979, la baisse est de 50 %,
- . le stock d'azote nitrique (49'700 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 afin d'atteindre des concentrations moyennes dans le lac de 20 à 30 $\mu\text{g P/l}$, seuil en dessous duquel les observations réalisées sur d'autres lacs montrent qu'il est possible de limiter, à long terme, la production algale.

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., 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.
- 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. (1995) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1994.

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 :

$$V = \frac{H}{3} (S_h + S_b + \sqrt{S_h \cdot S_b})$$

avec : V = volume de la couche
 H = hauteur de la couche
 S_h = surface supérieure de la couche
 S_b = surface inférieure de la couche

La concentration moyenne pondérée est calculée de la façon suivante :

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

avec \bar{C} = concentration moyenne pondérée pour toute la masse d'eau
 C_i = concentration dans la strate
 V_i = 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.

Le tableau ci-après donne les valeurs de la stratification volumétrique depuis la surface jusqu'au fond pour le Grand Lac (niveaux utilisés depuis 1993) :

Niveau de prélèvement (m)	Volume (km ³) correspondant	Fraction du total (%)
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

Concentrations moyennes pondérées - Lac LEMAN (Grand Lac)

Année	Oxygène	P tot.	PO4	N tot.	Nmintot	NH4	NO2	NO3	Cl	C.O.P	Npartic	Ppartic	Transpar	Transpar
	mg/l	µgP/l	µgP/l	µgN/l	µgN/l	µgN/l	µgN/l	µgN/l	mgCl/l	µgC/l	µgN/l	µgP/l	12 mois (en m)	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

Stocks en tonnes - Lac LEMAN (Grand Lac)

Année	Oxygène	P tot.	P-PO4	N tot.	Nmintot	N-NH4	N-NO2	N-NO3	Cl	C.O.P.	P partic	N partic
	Tonnes	Tonnes	Tonnes	Tonnes	Tonnes	Tonnes	Tonnes	Tonnes	Tonnes	Tonnes	Tonnes	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	50 879	458	74	50 350	480 200	9 882	217	1 472
1989	741 520	4 995	4 430	61 020	51 775	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	49 390	464	105	48 820	528 300	7 811	241	1 515
1993	710 190	4 050	3 460	56 210	49 815	274	80	49 460	529 700	7 548	197	1 142
1994	714 183	3 835	3 380	56 547	49 703	334	92	49 277	538 930	7 166	185	1 203

Moyennes pondérées 0-10 m., 0-20 m., 0-50 m., 0-100 m., 0-309m. - Lac LEMAN (Grand Lac)

C.I.P.E.L. : 12/04/85

Année	Niveau	Température de l'eau (°C)	O ₂ (mg/l)	NO ₃ (µgN/l)	PO ₄ (µgP/l)	Protinut (µgP/l)	SiO ₂ (mgSiO ₂ /l)	TAC (mécq/l)	Ca (mécq/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
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
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
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
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	1.75	2.26	2.1	14.2	93.3
1990	Moyenne 0-309 m	6.79	8.33	582	48.3	55.3	2.14	1.76	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	86.1
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

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

Campagne 1994

PAR

Claude CORVI et Sophal KHIM-HEANG

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

RESUME

Les concentrations de mercure, plomb, cadmium, chrome, cuivre, manganèse, fer et aluminium ont été déterminées, à différentes profondeurs, dans les eaux du Léman pendant la période de stagnation et après brassage hivernal.

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 et simazine 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. ECHANTILLONNAGE ET RECHERCHES EFFECTUEES

Des échantillons d'eau ont été prélevés au point SHL 2 situé au centre du lac, après circulation partielle des eaux, le 25 avril 1994, et en période de stratification, le 20 septembre 1994. 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. METHODOLOGIE

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 eau brute 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 thermoionique 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 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. RESULTATS

4.1 Métaux (tableaux 1 et 2)

Les teneurs en éléments métalliques toxiques demeurent faibles, voire inférieures aux limites de détection pour le mercure, le plomb, le cadmium et le chrome (voir 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 n'entraîne pas, cette année, une forte diffusion des sels de manganèse à partir des sédiments.

4.2 Phytosanitaires (tableau 3)

Bien que leur utilisation soit en nette régression, les herbicides, atrazine et simazine, sont toujours décelables, en toutes saisons et 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 dans les années 80 et de leur stabilité dans les eaux.

Toutes les concentrations mesurées répondent aux exigences requises pour une eau de boisson ($0.1 \mu\text{g/l}$ par composé selon la Directive du Conseil des Communautés européennes - 1980 et l'Ordonnance suisse sur les substances étrangères et les composants, OSEC - 1986).

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 $\mu\text{g/l}$	pour les insecticides chlorés
.	0.1	-	0.5 $\mu\text{g/l}$	pour les fongicides
.	0.1	-	0.5 $\mu\text{g/l}$	pour les organophosphorés
.	5	-	10 $\mu\text{g/l}$	pour les dérivés de l'urée
.	0.01	-	0.02 $\mu\text{g/l}$	pour les triazines.

4.3 NTA-EDTA (tableau 4)

Les concentrations de NTA, produit de substitution des phosphates dans les lessives, sont bien inférieures à la tolérance de $3 \mu\text{g/l}$ fixée pour les eaux de boisson en Suisse (OSEC, 1986) 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).

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

- 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, Berne.
- OSEC (1986) : Ordonnance sur les Substances Etrangères et les Composants, du 27 février 1986.
- 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 25 avril 1994 - 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	Mercuré µg/l
0	1	nd*	nd*	nd*	0.7	3	5	nd*
1	1	nd	nd	nd	0.6	4	20	nd
5	1	nd	nd	nd	0.6	5	6	nd
7.5	1	nd	nd	nd	0.7	4	9	nd
10	1	nd	nd	nd	0.6	5	8	nd
30	1	nd	nd	nd	0.6	4	9	nd
100	1	nd	nd	nd	0.6	3	17	nd
305	10	nd	nd	nd	nd	1	nd*	nd
fond	14	nd	nd	nd	0.6	1	15	nd

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
MSDA (3) A	20	1	0.5	** 1	50	50	50	0.1
B	50	50	5	** 20	1500	300	200	1
OSEC (4) A	-	-	-	-	1500	-	-	-
B	-	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 < 0.1 µg/l; aluminium < 5 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

(3) = Manuel Suisse des Dentrées Alimentaires, Chapitre 27A, (1994)

(4) = Ordonnance sur les Substances Etrangères et les Composants (1986) (Office central fédéral des imprimés et du matériel, 3000 Berne)

A = niveaux guides

B = concentrations maximales admissibles

TABLEAU 2 - Campagne du 20 septembre 1994 - 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	Mercuré µg/l
0	1	nd*	nd*	nd*	0.7	10	20	nd*
1	1	nd	nd	nd	1.0	11	19	nd
5	1	nd	nd	nd	1.0	12	19	nd
7.5	1	nd	nd	nd	0.8	14	10	nd
10	1	nd	nd	nd	0.8	15	22	nd
30	1	nd	nd	nd	1.0	7	7	nd
100	1	nd	nd	nd	0.9	8	7	nd
305	102	nd	nd	nd	0.9	7	5	nd
fond	91	nd	nd	nd	1.1	5	4	nd

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
MSDA (3) A	20	1	0.5	** 1	50	50	50	0.1
B	50	50	5	** 20	1500	300	200	1
OSEC (4) A	-	-	-	-	1500	-	-	-
B	-	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)
 ** = 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

(3) = Manuel Suisse des Denrées Alimentaires, Chapitre 27A, (1994)

(4) = Ordonnance sur les Substances Etrangères et les Composants (1986) (Office central fédéral des imprimés et du matériel, 3000 Berne)

A = niveaux guides

B = concentrations maximales admissibles

TABLEAU 3 - Phytosanitaires décelés (résultats exprimés en $\mu\text{g/l}$)

Profondeur (m)	25 avril 1994		20 septembre 1994	
	Simazine	Atrazine	Simazine	Atrazine
0	0.02	0.03	0.02	0.05
1	0.02	0.04	0.02	0.03
5	0.02	0.04	0.01	0.02
7.5	0.03	0.04	0.02	0.05
10	0.02	0.04	0.02	0.05
30	0.02	0.03	0.02	0.05
100	0.02	0.03	0.02	0.04
305	0.02	0.03	0.02	0.05
fond	0.01	0.04	0.02	0.05

* = non décelé $< 0.01 \mu\text{g/l}$

TABLEAU 4 - NTA et EDTA (résultats exprimés en $\mu\text{g/l}$)

Profondeur (m)	NTA		EDTA	
	25 avril 94	20 septembre 94	25 avril 94	20 septembre 94
0	nd*	1.1	-	0.8
1	nd	0.8	0.6	0.4
5	nd	0.8	1.0	0.5
7.5	nd	1.0	1.6	0.6
10	nd	0.5	1.4	0.4
30	nd	0.3	0.9	0.6
100	nd	< 0.1	1.4	0.3
305	nd	< 0.1	1.1	0.3
fond	nd	< 0.1	1.0	0.3

- = absence de mesures

* = non décelé $< 0.2 \mu\text{g/l}$

ANNEXE 1 : PRODUITS PHYTOSANITAIRES RECHERCHES

I. INSECTICIDES ET FONGICIDES CHLORES

α - HCH	HEPTACHLORE EPOXYDE
β - HCH	HEPTACHLORE
γ - HCH	ALDRINE
δ - HCH	ENDRINE
pp'DDE	DIELDRINE
pp'DDT	CAPTAOL
op'DDT	PROCYMIDONE
pp'DDD	VINCLOZOLINE
op'DDE	CHLOROTHALONIL
op'DDD	PCNB
DICOFOL	DICHLOFLUANIDE
ENDOSULFAN	FOLPET
IPRODIONE	

II. HERBICIDES AZOTES

II. 1 Triazines :

ATRAZINE	AZIPROTRYNE
SIMAZINE	TERBUTRYNE
PROPAZINE	TERBUTHYLAZINE
DESMETRYNE	AMETRYNE
PROMETRYNE	

II. 2 Dérivés de l'urée :

CHLORBROMURON	METOBROMURON
FENURON	CHLOROXYURON
METHABENZTHIAZURON	LINURON
MONOLINURON	DIFENOXYURON
CYCLURON	

III. INSECTICIDES PHOSPHORES

ACEPHATE	LEPTOPHOS
AMIDITHION	MALAOXON
AZINPHOS-ETHYLE	MALATHION
AZINPHOS-METHYLE	MECARBAM
BROMOPHOS METHYLE	MERPHOS
BROMOPHOS-ETHYLE	METHACRIFOS
CARBOPHENOTHION-ETHYLE	METHAMIDOPHOS
CARBOPHENOTHION-METHYLE	METHIDATHION
CHLORFENVINFOS	MEVINPHOS
CHLORMEPHOS	MONOCROTHOPHOS
CHLORPYRIFOS	NALED
CHLORTHION	OMETHOAT
CHLORTHIOPHOS	OXIDEMETON-METHYLE
COUMAPHOS	PARAOXON
CYANOPHOS	PARAOXON-METHYLE
DEMETON-S-METHYLE	PARATHION
DEMETON-S-METHYLE-SULFONE	PARATHION-METHYLE
DEMETHON-SYSTOX	PHENKAPTON
DIALIFOS	PHENTOATE
DIAZINON	PHORATE
DICHLOFENTHION	PHOSALONE
DICHLORVOS	PHOSMET
DICROTOPHOS	PHOSPHAMIDON
DIMETHOATE	PIRIMIPHOS-ETHYLE
DIOXATHION	PIRIMIPHOS-METHYLE
DISULFOTON	PROFENOFOS
DITALIMPHOS	PROTHIOPHOS
DITHIONATE	PROTHOATE
EDIFENPHOS	PYRAZOPHOS
ENDOTHION	QUINALPHOS
EPN	SULFOTEP
ETHION	SULPROFOS
ETHOPROFOS	TEMEPHOS
ETRIMFOS	TERBUFOS
FENCHLORPHOS	TETRACHLORVINFOS
FENITROTHION	THIOMETON
FENSULFOTHION	TRIAMIPHOS
FENTHION	TRIAZOPHOS
FONOFOS	TRICHLORONAT
FORMOTHION	TRICHLORPHON
HEPTENOFOS	VAMIDOTHION
IODPHENFOS	ZINOPHOS
ISOPHENFOS	

POLYCHLOROBIPHÉNYLES ET MERCURE DANS LES OMBLES CHEVALIERS

Campagne 1994

PAR

Claude CORVI et Sophal KHIM-HEANG

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

RESUME

Les teneurs en mercure, polychlorobiphényles et pp'DDE ont été déterminées dans la chair de 80 ombles chevaliers pêchés sur la côte française du Léman.

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

Les résultats obtenus en 1994 confortent l'étude antérieure qui avait révélé une forte contamination des ombles par les PCB en regard des autres espèces analysées.

Les concentrations mesurées pour ces différents polluants sont toutefois parfaitement acceptables en regard de la législation sur les denrées alimentaires.

1. INTRODUCTION

La Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution effectue une surveillance de la contamination métallique et par les polychlorobiphényles (PCB) des poissons. Lors de la campagne 1993, la chair des ombles chevaliers (*Salvinus alpinus*) s'est avérée la plus contaminée par les PCB (CORVI et KHIM-HEANG, 1994). Des teneurs dix fois supérieures à celles des perches et des lottes ont alors été observées.

La Commission internationale a décidé de compléter les informations sur ce thème et de les confirmer, en faisant procéder à une nouvelle campagne d'analyses en 1994.

2. METHODOLOGIE

2.1 Echantillonnage

Les ombles analysés ont été pêchés durant l'hiver 1994-1995 le long de la rive française (Thonon-les-Bains et Meillerie). Il s'agit de mâles matures âgés de deux et trois ans (64 individus de deux ans et 16 de trois ans). Les poissons analysés en 1993 provenaient de la même région.

2.2 Méthode

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

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

L'âge des individus est déterminé par scalimétrie.

Après minéralisation du poisson par un mélange acide-oxydant (acide sulfurique - permanganate de potassium), les teneurs en mercure sont déterminées par absorption atomique sans flamme selon le principe de la méthode décrite dans le Manuel suisse des denrées alimentaires (1994).

Les concentrations métalliques sont exprimées en microgrammes de polluant par kilogramme de poisson frais analysé.

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

Les résultats des PCB et organochlorés sont également exprimés en microgrammes de polluant par kilogramme de poisson frais analysé.

2.3 Contrôles

La qualité des résultats est assurée par la participation du laboratoire ayant effectué les analyses (service du chimiste cantonal genevois) à toutes les analyses d'intercalibrations organisées par la CIPEL ou, pour les PCB, à des programmes de certification du bureau européen "Mesures et Essais"(BCR).

3. RESULTATS

Pour l'exploitation des résultats, les poissons sont regroupés selon l'âge.

Afin de mieux comparer les résultats obtenus cette année avec ceux de la campagne 1993, ceux-ci sont rappelés dans toutes les figures.

Les valeurs quartiles, le maximum et le minimum observés pour chaque classe d'âge sont présentés dans les figures suivantes selon des graphiques proposés par TUKEY (1977).

3.1 Paramètres biologiques

La taille et le poids des individus sont illustrés par la figure 1.

En 1993, le poids moyen des ombles de trois ans était de 271 g pour 262 g cette année. Les individus de deux ans pèsent, en moyenne, 234 g.

Cette légère différence dans les individus analysés se retrouve également dans la taille moyenne :

- . en 1993, les ombles de trois ans mesurent 319 mm
- . en 1994, les ombles de trois ans mesurent 312 mm
- et les ombles de deux ans, en 1994, atteignent 298 mm.

Malgré les faibles différences enregistrées lors des deux campagnes, nous pouvons conclure à la similitude des paramètres biologiques des individus analysés. Les variabilités éventuelles dans les teneurs en polluants ne devraient pas être imputées à l'échantillonnage.

3.2 Mercure

La figure 2 illustre les contaminations des poissons par le mercure.

Les valeurs moyennes calculées pour les ombles de deux ans et trois ans sont respectivement de 53 et 55 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

En 1993, la concentration moyenne en mercure des ombles de trois ans était de 66 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

L'amélioration observée ces dernières années dans toutes les espèces analysées trouve sa confirmation dans ces résultats.

Les concentrations mercurielles sont bien inférieures à la tolérance pour les denrées alimentaires fixée à 500 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

3.3 Organochlorés

Pour les polychlorobiphényles (figure 3), les observations antérieures (CORVI et al., 1988) se retrouvent :

- . l'empreinte chromatographique des extraits de poissons montre la présence de contaminants du type PCB 1254 et PCB 1260,
- . qualitativement, dans la plupart des extraits, certains congénères sont prédominants. Il s'agit des congénères 138 et 153 selon la nomenclature normalisée, c'est-à-dire des composés lourds du type hexachlorobiphényles, et dans une moindre mesure, des congénères 101 et 180.

Les résultats quantitatifs obtenus cette année confirment la contamination observée l'an dernier : les valeurs maximales, médianes, moyennes, etc., sont du même ordre de grandeur pour les deux années, mais semblent légèrement inférieures en 1994.

La teneur moyenne des ombles chevaliers de trois ans atteint 290 $\mu\text{g}/\text{kg}$ en 1994 pour 319 $\mu\text{g}/\text{kg}$ en 1993. Les concentrations en PCB des poissons analysés sont inférieures à la tolérance pour les denrées alimentaires fixée à 1'000 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

Si nous n'observons plus la présence de DDT dans les eaux et les poissons du Léman, ou du moins qu'à l'état de faibles traces, son métabolite, le pp'DDE, est toujours présent. Du fait de sa grande liposolubilité il s'accumule dans les poissons et pour les ombles, la forte contamination comparée à la lotte ou la perche, est nettement confirmée (figure 2).

Les hypothèses formulées antérieurement - répartition variable des lipides dans l'organisme selon l'espèce ou modification du régime alimentaire - (CORVI et KHIM-HEANG, 1994) pourraient expliciter cette accumulation plus importante chez l'omble chevalier.

Nous avons vérifié que le lieu de pêche n'influait pas les résultats obtenus (figure 3). En effet, nous observons une contamination très voisine dans les poissons pêchés à Thonon ou à Meillerie, zone considérée habituellement comme peu polluée (les poissons les plus âgés sont au nombre de dix pour les individus pêchés à Thonon et six pour Meillerie). Cette constatation devrait être confirmée par le suivi de poissons provenant de zones géographiques beaucoup plus différenciées.

4. CONCLUSIONS

Les teneurs en mercure de la chair des ombles chevaliers demeurent basses et inférieures aux exigences requises pour les denrées alimentaires.

Résultat des efforts consentis pour l'assainissement, l'amélioration observée ces dernières années, quant à la pollution mercurielle, se confirme.

L'omble chevalier présente une contamination plus élevée en PCB que les lottes ou les perches.

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

BIBLIOGRAPHIE

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

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

MANUEL SUISSE DES DENREES ALIMENTAIRES, (1994) : Dosage du mercure, Chapitre 45. Ed. Off. féd. de la Santé, Berne.

TUKEY, J.W. (1977) : Exploratory data analysis. Addison-Wesley Publishing Co, Reading, 688 p.

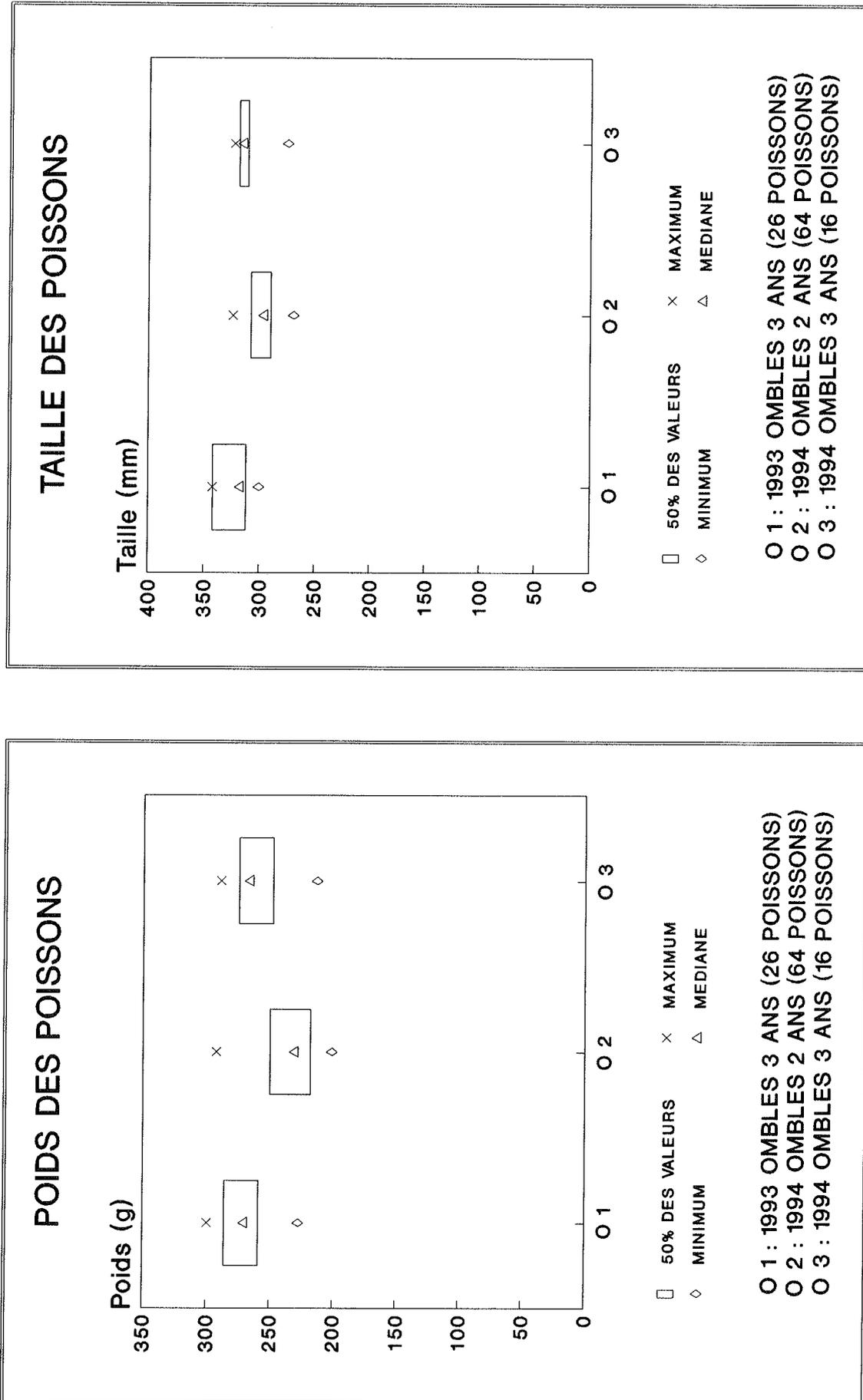


Figure 1 : Paramètres biologiques

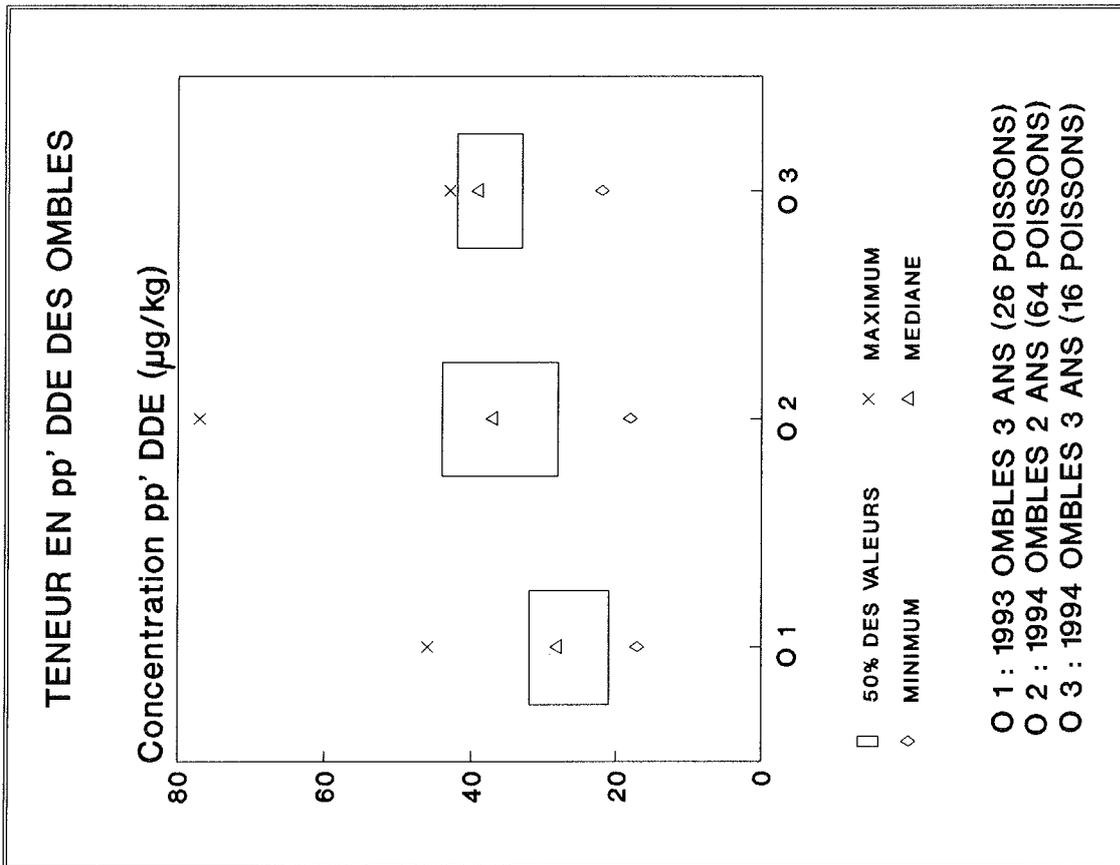
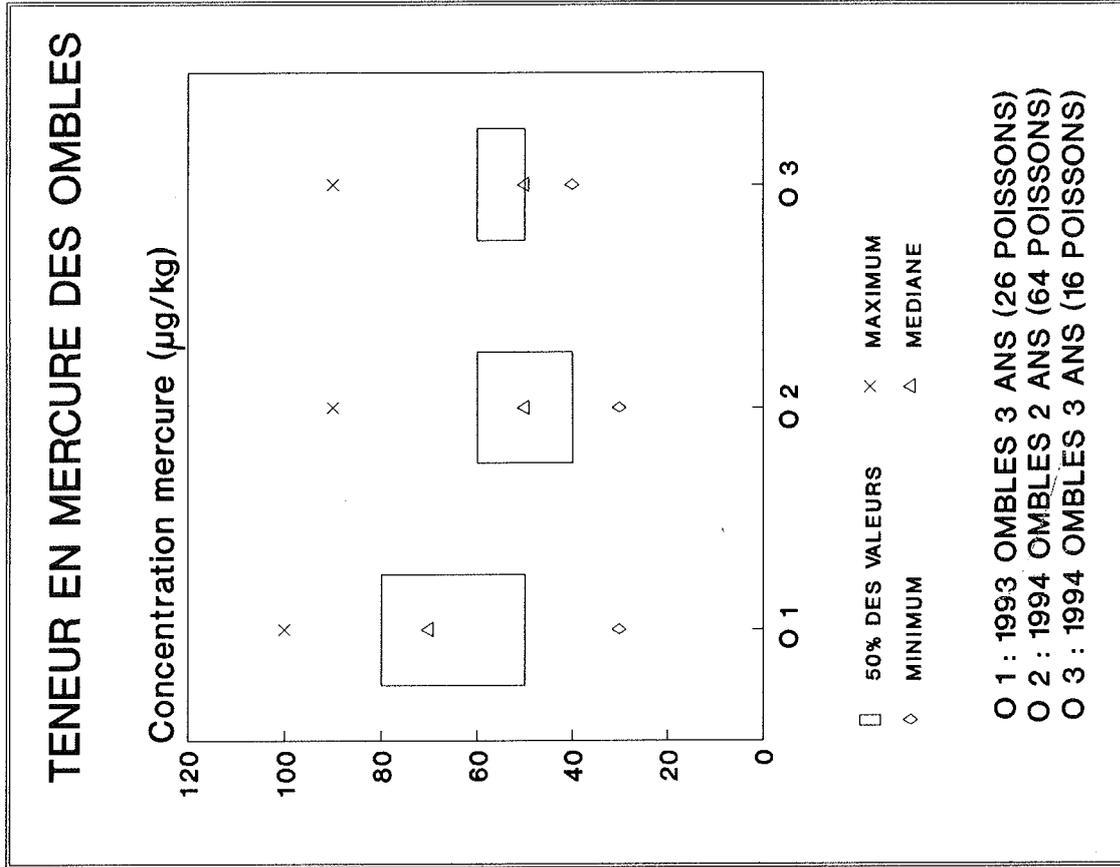


Figure 2 : Teneurs en pp'DDE et en mercure des poissons

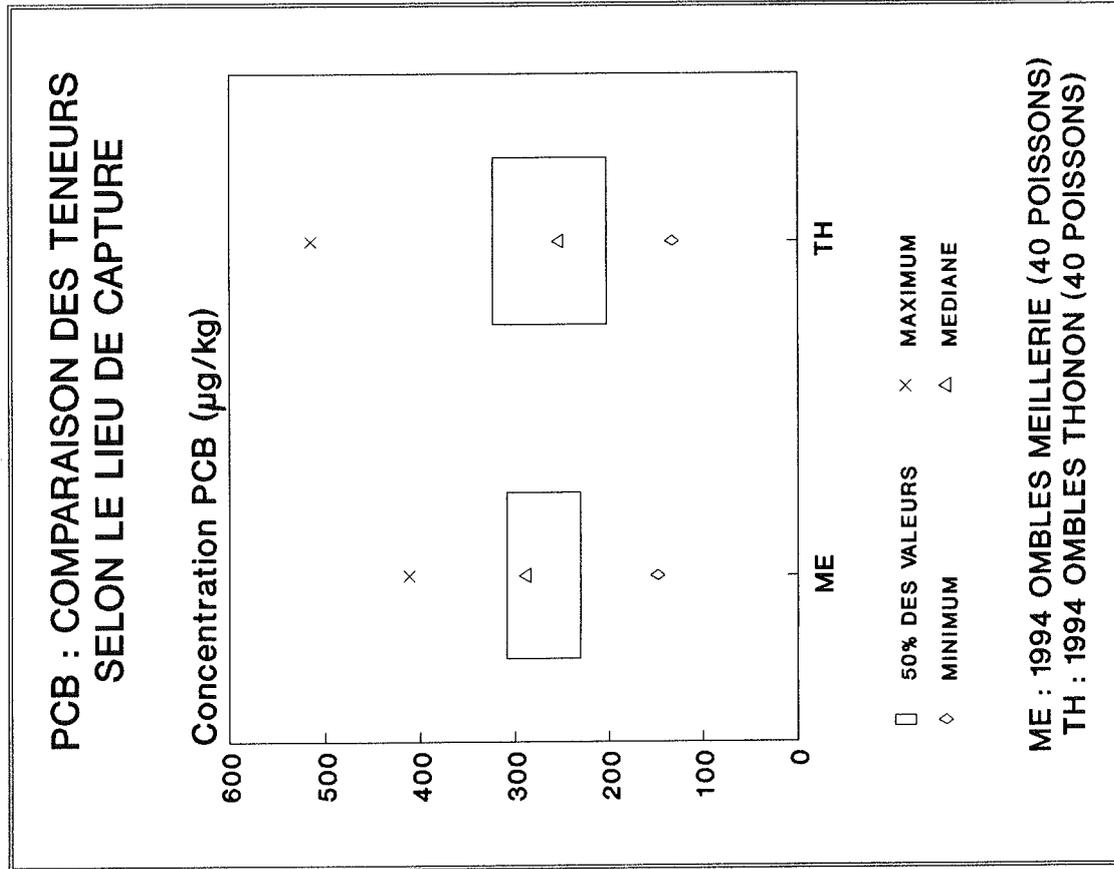
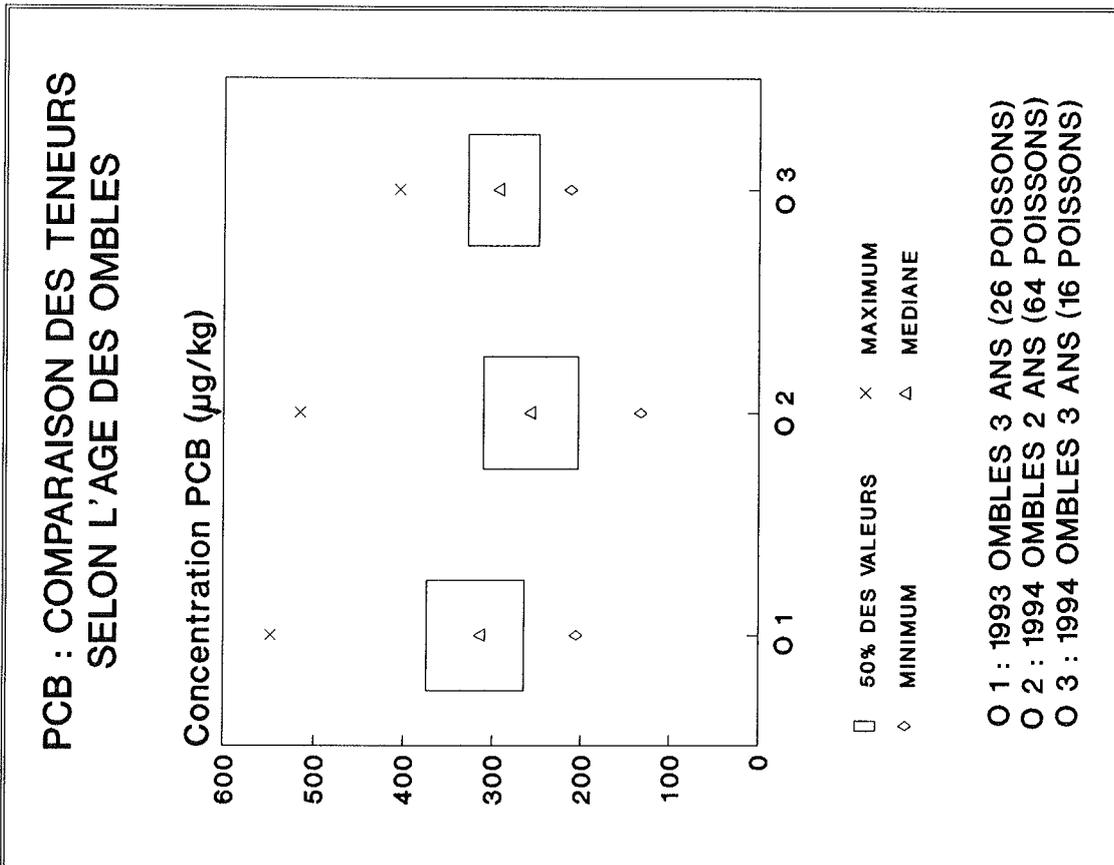


Figure 3 : Teneurs en PCB des poissons

ÉVOLUTION DU PHYTOPLANCTON DU LÉMAN

Campagne 1994

PAR

Roger REVACLIER

SERVICE DE L'ECOTOXICOLOGUE CANTONAL, CP 78, CH - 1211 GENEVE 8

Jean Pierre PELLETIER et Jean-Claude DRUART

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

RESUME

142 taxons, dont 13 nouveaux pour le Léman, ont été identifiés, à partir des 21 échantillons prélevés en 1994.

Déjà faible en 1993, l'abondance d'Oscillatoria rubescens a encore diminué et Ceratium hirundinella a régressé. Parmi les cryptophycées, la minuscule Rhodomonas est en forte diminution également. La diatomée Diatoma elongatum a montré un important développement, événement peu fréquent, mais déjà observé pour la première fois en 1968, une année après la première apparition importante d'Oscillatoria rubescens. Le genre Cyclotella, considéré comme virtuellement disparu du Léman en 1982, est maintenant représenté par 6 espèces, toutes plus ou moins inféodées aux milieux oligo-mésotrophes. Globalement les chlorophycées ont fortement diminué en abondance, mais cette classe reste la plus diversifiée.

L'année 1994 est caractérisée par une biomasse moyenne en nette baisse par rapport à 1993, avec une valeur proche de 1992, confirmant ainsi la tendance à la régression de la biomasse du phytoplancton parallèlement à celle de la concentration en phosphore biodisponible. Cette diminution est particulièrement nette et bien corrélée avec le phosphore en ce qui concerne la biomasse estivale moyenne.

1. METHODES

Comme les années précédentes, le phytoplancton est étudié à partir d'échantillons d'eau de la couche 0-10 mètres prélevés à la station SHL2 avec une appareil intégrateur et à GE3 avec un tuyau lesté de 10 mètres de longueur. La campagne 1994 a comporté vingt et un prélèvements répartis sur l'année à SHL2 et douze prélèvements mensuels à GE3.

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

2. RICHESSE SPECIFIQUE DU PHYTOPLANCTON

Les nombres de taxons appartenant au microplancton et au nanoplancton sont répartis pour 1994 par groupes systématiques dans le tableau 1 et leur évolution à long terme est portée sur le tableau 2.

TABLEAU 1 - Nombre de taxons de microplancton et de nanoplancton en 1994

	micro	nano	Nbre total
Cyanophycées	13	0	13
Dinophycées	3	5	8
Cryptophycées	0	5	5
Chrysophycées	2	5	7
Diatomées *	24 (4)	20 (9)	44 (13)
Chlorophycées	21	33	54
Conjuguées	11	0	11
Total 1994	74	68	142

* entre () : diatomées centriques

TABLEAU 2 - Nombre de taxons de microplancton et de nanoplancton durant la période 1988/1994

Année	micro	nano	total
1988	80	62	142
1989	69	68	137
1990	59	82	141
1991	71	62	133
1992	72	79	151
1993	72	70	142
1994	74	68	142

En 1994, cent quarante-deux taxons ont été identifiés; ce nombre est identique à celui de 1993. Parmi ceux-ci, 68 taxons nanoplanctoniques ont été observés, nombre légèrement inférieur à celui de 1993 (70).

La figure 1 montre l'évolution de la richesse spécifique du phytoplancton durant la période 1987-1994. Avec 54 taxons en 1994, la richesse spécifique des chlorophycées s'est enrichie de trois unités par rapport à l'année précédente. Elle est la plus importante de toutes les classes d'algues dans le lac. Celle des diatomées s'est également enrichie de trois unités avec 44 taxons.

La diversité des diatomées centriques a été la plus forte avec cinq unités supplémentaires. Les conjuguées ont régressé (11 taxons contre 14 en 1993), ainsi que les chrysophycées (7 taxons contre 10 en 1993), alors que les autres classes ont montré une grande stabilité spécifique.

En 1994, treize taxons nouveaux ont été recensés dans la flore algale du lac, valeur plus forte que l'année précédente (7) et qui se rapproche de celle de 1992 où nous en avons déterminé 17 nouveaux.

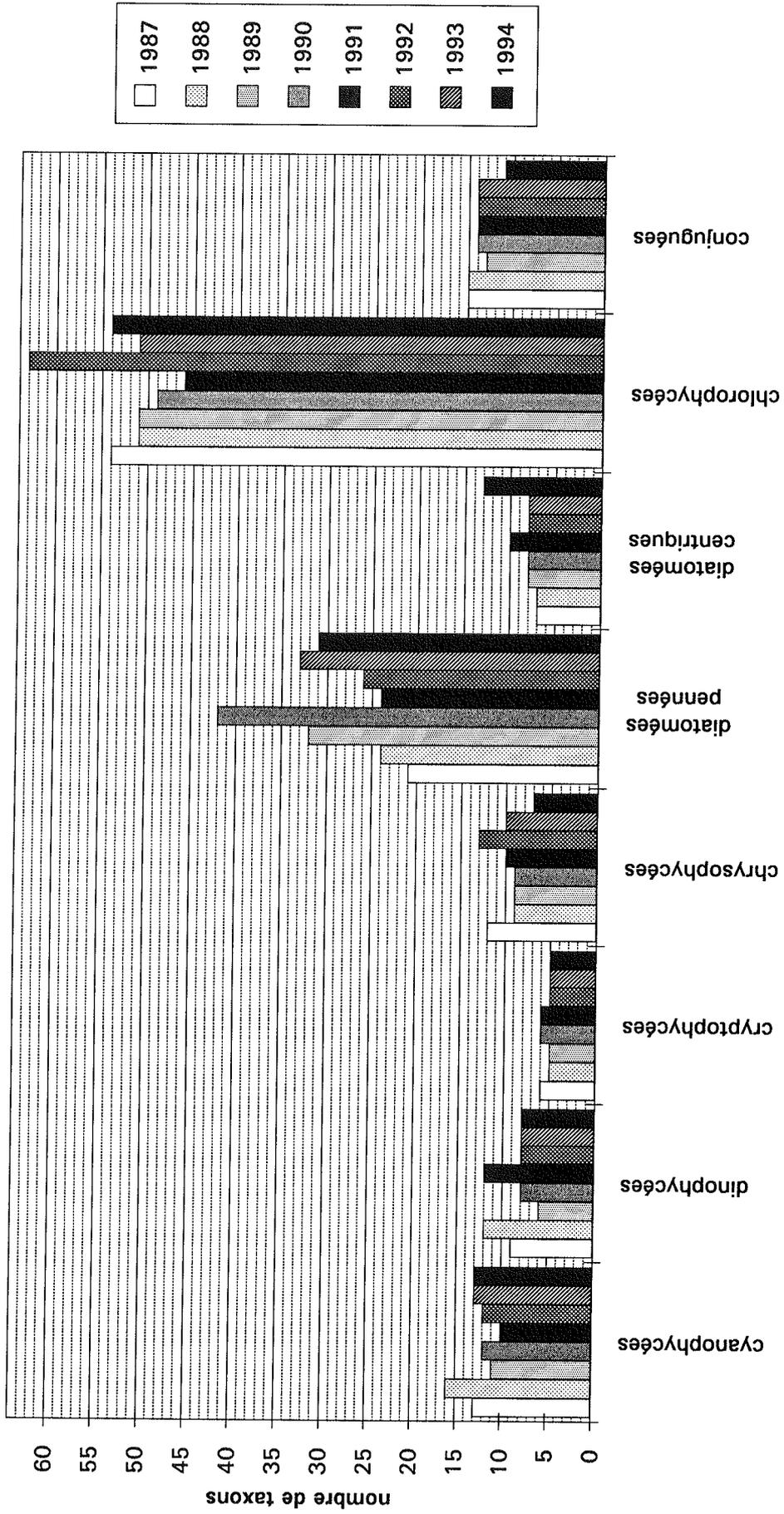


Figure 1 : Variations interannuelles du nombre de taxons observés par classes d'algues (Léman, SHL2, 1987-1994).

3. EVOLUTION DE L'ABONDANCE DES ESPECES

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

Cyanobactéries ou cyanophycées

Comme en 1993, nous retrouvons en 1994 un seul pic de cyanobactéries début septembre, avec un mois d'avance par rapport à l'année précédente (début octobre). Il est essentiellement composé d'une nouvelle espèce filamenteuse apparue dans le lac en août : *Anabaena bergii* var. *limnetica*, nouvelle espèce décrite par COUTE et PREISIG (1978) découverte dans la Seine et en Suisse dans des étangs de la région de Zurich. Avec 336 fil/ml à mi-septembre, cette espèce est moins abondante qu'*Oscillatoria limnetica* qui avec 676 fil/ml devient la cyanobactérie la plus abondante avec 43 % de la population cyanobactérienne.

Il est à noter la présence toute l'année d'*Oscillatoria rubescens*. Cette espèce a été moins abondante qu'en 1993, après la prolifération observée en 1992 (figure 2). *Aphanizomenon flos-aquae* a également fortement régressé (61 fil/ml contre 167 en 1993).

Dinophycées

La plupart des espèces de dinophycées présentes dans le Léman ont montré cette année encore un très faible développement.

Cryptophycées

Ces petites espèces sont présentes toute l'année dans le Léman. En 1994, elles ont montré un développement un peu différent de celui des autres années où ces algues nanoplanctoniques apparaissaient surtout au printemps (voir rapports CIPEL précédents). Cette année, après un développement maximum lors d'un premier pic fin avril, une deuxième poussée s'est produite début juillet.

Cryptomonas sp. avec 610 cel/ml début juillet a largement dépassé les valeurs obtenues en 1993 (220 cel/ml) mais elle n'a pas atteint celles de 1986 (1'110 cel/ml).

Rhodomonas minuta var. *nannoplantica*, avec 3'600 cel/ml à SHL2 et 3'200 dans le Petit Lac fin avril, redevient plus discret après le record obtenu en 1993 (11'600 cel/ml début mai).

L'espèce *Rhodomonas minuta* a elle aussi présenté des valeurs plus faibles que l'année précédente et en nombre identique dans le Petit Lac (1'530 contre 2'950 cel/ml en 1993).

Chrysophycées

Dinobryon sociale, après une forte poussée en 1993 (1'570 cel/ml), a retrouvé des valeurs plus habituelles pour le lac (420 cel/ml mi-juillet). Parmi les dinobryons on observe aussi la présence en nombre significatif de *D. divergens*.

Diatomées

Dix nouveaux taxons apparaissent cette année dans le Léman, pour la plupart littoraux :

Achnanthes conspicua, *Achnanthes flexella*, *Cyclotella distinguenda* var. *unipunctata*, *Cyclotella* cf. *quadrijuncta*, *Cyclotella cyclopuncta*, *Cyclotella wuetrichiana*, *Diploneis ovalis*, *Gyrosigma scalproides*, *Skeletonema subsalsum*, *Surirella* sp.

Stephanodiscus minutulus avec 760 cel/ml fin avril a très fortement chuté cette année.

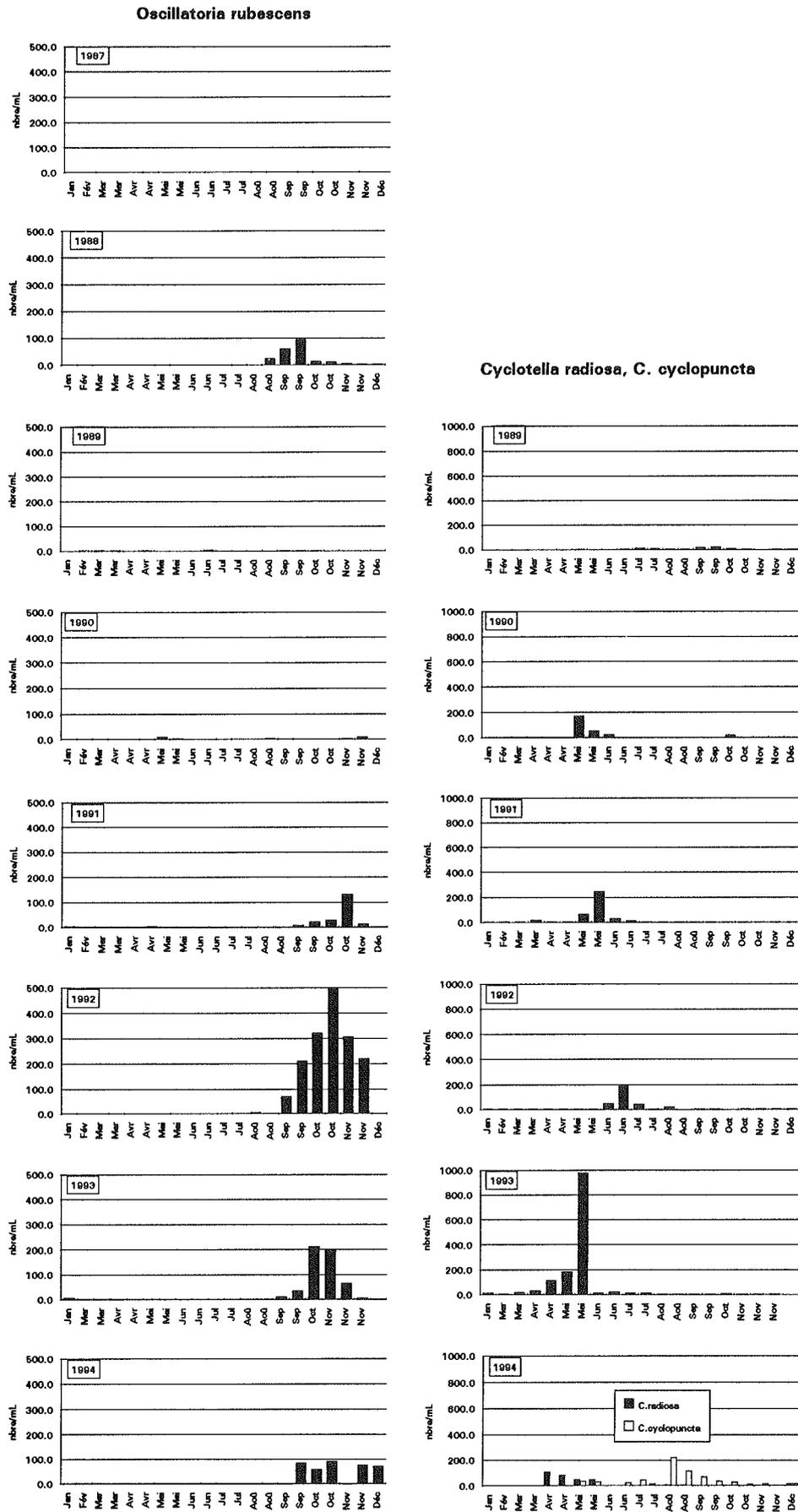


Figure 2 : Evolution du nombre d'*Oscillatoria rubescens*, de *Cyclotella radiosa* et *C. cyclopuncta* de 1987 à 1994 (Léman, SHL2).

Asterionella formosa a montré un développement important début juillet avec 1'270 cel/ml. Ce développement est beaucoup plus précoce et moins important que celui enregistré l'année précédente (1'940 cel/ml en octobre).

Depuis 1994 le genre *Cyclotella* est représenté par six espèces dans le Léman :

C. radiosa, *C. bodanica* var. *lemanensis*, *C. elliptica*, *C. wuethrichiana*, *C. cyclopuncta* et *Cyclotella* cf. *quadrijuncta* qui s'est développée brutalement début mai avec 49 cel/ml.

Ainsi, depuis 1989, la réapparition des cyclotelles dans le Léman semble bien amorcée (figure 2) et leur diversification se poursuit. Ces diatomées sont plus ou moins inféodées aux milieux aquatiques oligo-mésotrophes.

Fragilaria crotonensis est une espèce qui se rencontre également de façon très irrégulière dans le lac. Cette année elle a montré deux pics : le premier mi-juillet avec 418 cel/ml et le second fin novembre avec 395 cel/ml. Globalement ces valeurs sont inférieures à celles des années précédentes (550 et 760 cel/ml).

Diatoma elongatum a montré un développement très important et durable. En effet ce taxon est apparu discrètement au printemps, puis à partir de début juillet, il a colonisé le lac de façon continue, avec un pic début août (1'550 cel/ml). Cette valeur n'avait jamais été atteinte. Dans le Petit Lac, cette espèce est restée discrète jusqu'au début novembre où elle a atteint 620 cel/ml. Depuis 1981, c'est la seconde fois que cette espèce est aussi abondante dans le lac; la première était en 1968 (figure 3). Rappelons que cette espèce avait été signalée dans le Léman pour la première fois en 1966 (DRUART et al., 1989), soit une année avant l'apparition d'*Oscillatoria rubescens*. La signification des variations d'abondance de cette espèce pour l'évolution du lac n'est pas expliquée.

Aulacoseira islandica subsp. *helvetica* s'est de nouveau bien développée au printemps (68 cel/ml mi-avril) comme l'année précédente. Dans le Petit Lac son maximum de développement a été observé fin février (40 cel/ml).

Chlorophycées

Quatre nouvelles espèces sont venues enrichir cette classe :

Coelastrum indicum, *Dictyosphaerium* cf. *tertrachotomum*, *Monoraphidium arcuatum* et *Scenedesmus grahneisii* qui est en fait la nouvelle appellation de *Dydimocystis inermis*. De petits flagellés indéterminés ont été observés.

Dans le Petit Lac, la petite *Chlamydomonas globosa* s'est fortement multipliée en juin (1'900 cel/ml 20 juin) alors qu'on ne comptait que 8 cel/ml à la même date dans le Grand Lac.

Chlorella vulgaris, espèce nanoplanctonique, présente cette année un développement inférieur à celui enregistré les années précédentes (figure 4).

Scenedesmus grahneisii s'est développé fortement fin août avec 243 cel/ml.

Conjuguées

Mougeotia gracillima a marqué un retrait important en 1994 (125 cel/ml) après les hautes valeurs enregistrées les années précédentes (807 cel/ml en 1993 et 1'100 cel/ml en 1992).

Les autres taxons de cette classe sont restés très discrets cette année.

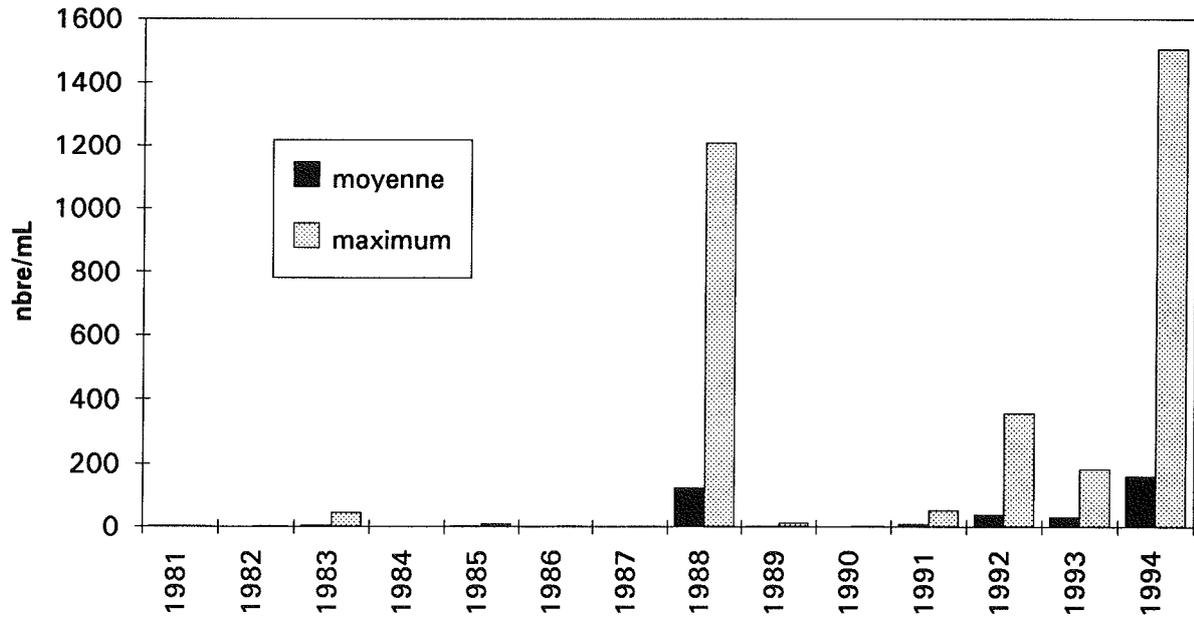


Figure 3 : Evolution du nombre moyen de *Diatoma elongatum* (Léman, SHL2, 1981-1994).

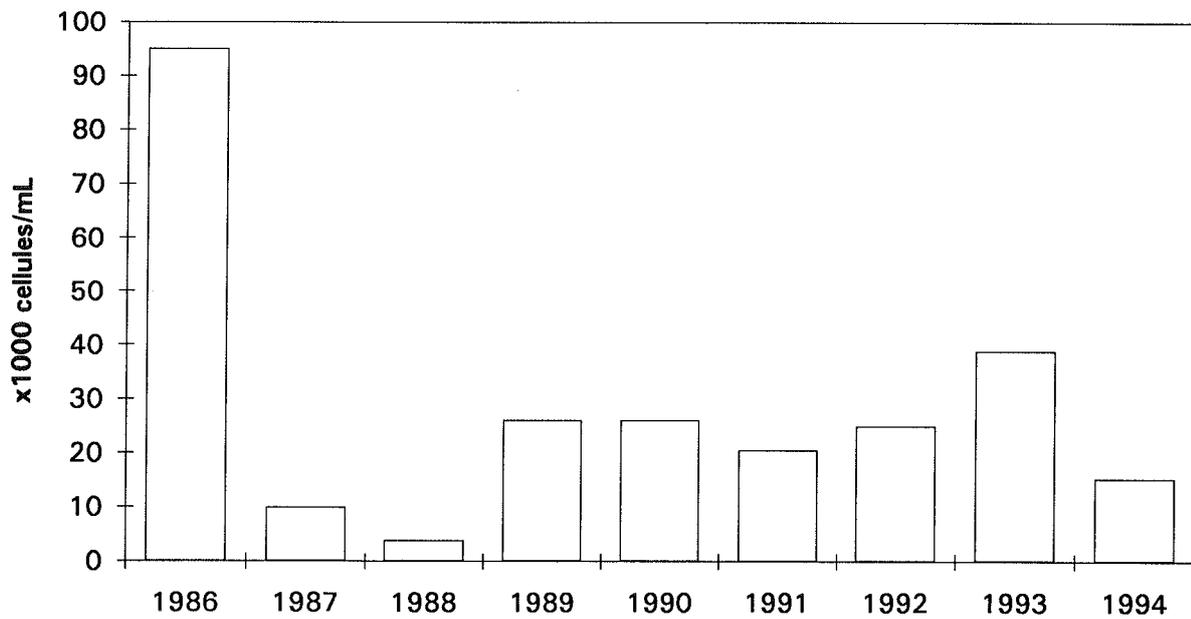


Figure 4 : Evolution des maxima annuels d'adondance de *Chlorella vulgaris* (Léman, SHL2, 1986-1994)

4. BIOMASSE A L'ECHELLE ANNUELLE

4.1 Contribution des classes d'algues

A l'échelle de l'année, ce sont les diatomées qui représentent le plus fort pourcentage de la biomasse (42.1 %) devant les cryptophycées (20.9 %) et les cyanophycées (10.4 %). Cette situation est totalement différente de celle de 1993 où nous avons dans l'ordre les cryptophycées devant les diatomées et les conjuguées.

En moyenne, la part du microplancton est très forte (62.2 %). Elle est due au développement entre autres de : *Diatoma elongatum*, *Synedra acus* var. *angustissima*, *Ceratium hirundinella*, *Oscillatoria rubescens*, *Fragilaria crotonensis*, *Asterionella formosa* et *Anabaena bergii* var. *limnetica*.

Avec 37.8 %, le nanoplancton régresse légèrement. Il était de 42 % en 1993 et 41 % en 1992 (figure 5). Il est surtout représenté par *Cryptomonas* sp., *Rhodomonas minuta*, et sa variété *nannoplanctonica*, et *Cyclotella radiosa*.

4.2 Contribution des principales espèces

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

En 1994, sur 142 espèces inventoriées, 25 constituent environ 90 % de la biomasse totale (22 en 1993), et seulement 5 espèces représentent environ 45 % de la biomasse totale (*Diatoma elongatum* : 14.3 %; *Cryptomonas* sp. : 10.9 %; *Synedra acus* var. *angustissima* : 6.5 %; *Rhodomonas minuta* : 6.2 %; *Ceratium hirundinella* : 6 %).

Comme en 1993, cette liste ne compte aucune cyanobactérie, mais *Cryptomonas* sp. et 3 espèces de diatomées réapparaissent. La composition du groupe des espèces dominantes varie d'une année à l'autre (tableau 3).

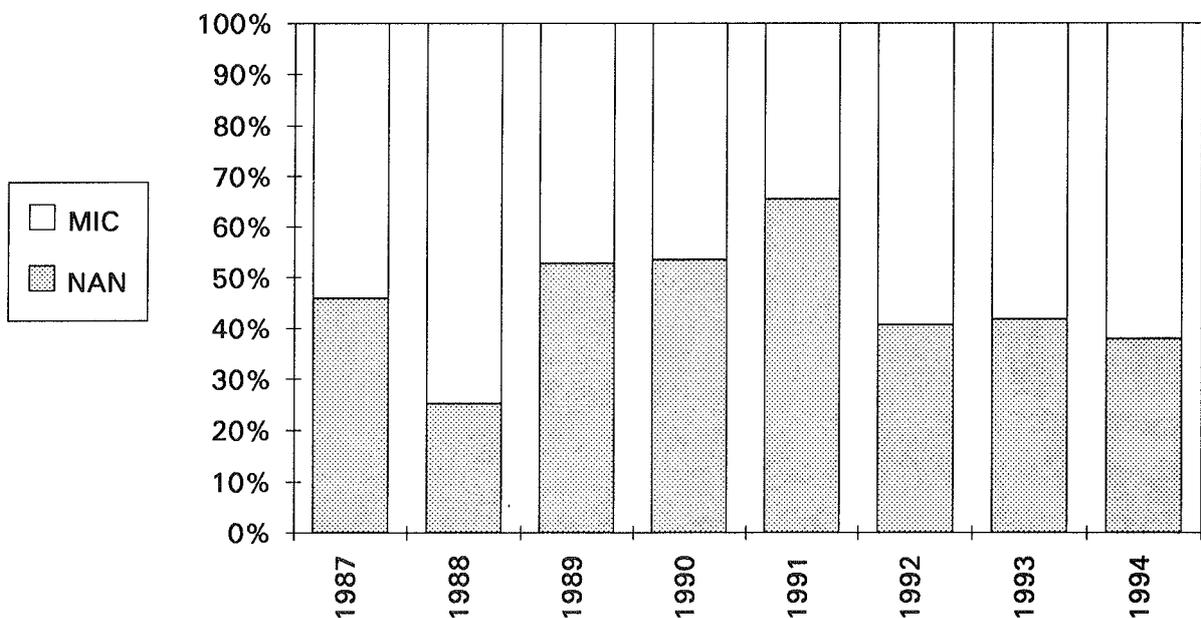


Figure 5 : Evolution de la biomasse relative du nanophytoplancton (NAN) et du microphytoplancton (MIC) (Léman, SHL2, 1987-1994).

TABLEAU 3 - Biomasse relative des espèces les plus abondantes (Léman, SHL 2, 1990 à 1994)

ESPECES	% DE BIOMASSE				
	1990	1991	1992	1993	1994
CYANOPHYCEES					
<i>Aphanothece clathrata</i> var. <i>rosea</i>	4.4*	0.5	0.2	1.3*	
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	1.6*	1.5*	1.4*	2.3*	1.3*
<i>Oscillatoria rubescens</i>	0.4	3.1*	18.3*	4.9*	4.5*
<i>Anabaena bergii</i> var. <i>limnetica</i>					2.9*
<i>Oscillatoria limnetica</i>					1.0*
DINOPHYCEES					
<i>Gymnodinium helveticum</i>	0.9*	2.4*	1.9*	1.1*	1.1*
<i>Peridinium willei</i>	0.8*	1.5*	0.7*	1.6*	1.6*
<i>Ceratium hirundinella</i>	11.8*	2.9*	2.6*	8.7**	6.0*
CRYPTOPHYCEES					
<i>Cryptomonas</i> spp.	18.2**	11.4**	3.1*	2.5*	10.9**
<i>Rhodomonas minuta</i>	1.6*	20.5**	10.4**	15.2**	6.2*
<i>Rhodomonas minuta</i> var. <i>nannoplantica</i>	8.5**	6.5**	3.3*	6.7**	3.4*
CHRYSOPHYCÉES					
<i>Dinobryon sociale</i>	0.3	3.1*	1.8*	6.8**	2.1*
<i>Erkenia subaequiciliata</i>	2.6*	1.6*	2.6*	1.3*	0.4
<i>Ochromonas</i> sp.			1.7*	0.7*	
DIATOMEES					
<i>Aulacoseira islandica</i> subsp. <i>helvetica</i>	1.2*	0.4	0.6*	1.1*	1.0*
<i>Stephanodiscus neoastraea</i>	2.41**	0.7	1.1*	1.0*	5.0*
<i>Stephanodiscus minutulus</i>	1.5	6.0*	0.9*	1.2*	0.5
<i>Diatoma elongatum</i>		0.9*	3.3*	1.9*	14.3**
<i>Fragilaria crotonensis</i>	4.3**	8.9**	1.0*	2.8*	3.1*
<i>Asterionella formosa</i>	2.2*	2.2*	1.8*	2.2*	3.1*
<i>Synedra acus</i> var. <i>angustissima</i>		1.1*	0.7*	0.8*	6.5**
<i>Cyclotella radiosa</i>	1.2*	3.2*	2.1*	7.1**	2.3*
<i>Cyclotella</i> cf. <i>quadrijuncta</i>					1.3*
<i>Stephanodiscus alpinus</i>					2.3*
CHLOROPHYCEES					
<i>Chlamydomonas</i> sp.	3.0*	3.7*	1.8*		1.0*
<i>Pediastrum boryanum</i>	3.7*	1.2*	0.8*	4.1*	0.7
CONJUGUEES					
<i>Mougeotia gracillima</i>	2.9*		7.7**	6.4**	1.9*
<i>Closterium aciculare</i>	1.6*	0.9*	1.1*	4.6*	1.8*
<i>Mougeotia</i> sp.				3.8*	
<i>Closterium ehrenbergii</i>	2.9*	0.5			
<i>Staurastrum cingulum</i>		0.6*	0.7*	1.6*	1.4*
<i>Staurastrum johnsonii</i>					2.7*

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

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

5. VARIATIONS SAISONNIERES DE LA BIOMASSE

Comme chaque année, on peut distinguer plusieurs phases dans les variations saisonnières du phytoplancton (figures 6 à 8).

- . La phase hivernale à faible production phytoplanctonique (minimum fin mars). Ce phénomène est très inhabituel (peut-être dû à un facteur climatique), car généralement il se situe beaucoup plus tôt, c'est-à-dire en janvier. Cette année, la valeur minimale observée (161 mg/m^3) est nettement inférieure à celle de l'année précédente (445 mg/m^3).
- . La phase printanière avec une rapide et forte poussée de certaines espèces nanoplanctoniques (*Cryptomonas*, *Rhodomonas*, *Erkenia*, *Stephanodiscus*, *Cyclotella*, *Gymnodinium*) et quelques espèces microplanctoniques (*Asterionella*, *Aulacoseira*, *Fragilaria*, *Synedra*, *Pediastrum* et *Closterium*). En 1994, cette phase démarre entre fin mars et mi-avril et se prolonge jusqu'à fin mai. Le maximum est atteint le fin avril avec $2'140 \text{ mg/m}^3$.
- . La phase des eaux claires qui suit est brève. La biomasse atteint 258 mg/m^3 début juin, valeur très nettement inférieure à celle de 1993 (590 mg/m^3 fin juin).
- . La phase estivale, qui succède à cette phase des eaux claires, est caractérisée par la poussée des espèces microplanctoniques (*Ceratium*, *Aphanizomenon*, *Asterionella*, *Closterium*, *Fragilaria*), mais aussi cette année d'espèces nanoplanctoniques (*Cryptomonas*, *Dinobryon*, *Chlamydomonas*), à tel point qu'au début juillet la biomasse nanoplanctonique était supérieure à celle du microplancton.

Elle est marquée par un pic très important début août ($3'213 \text{ mg/m}^3$) dû en partie à *Diatoma elongatum*, *Synedra acus* var. *angustissima*, *Peridinium willei*, mais aussi à la petite chrysophycée coloniale *Dinobryon sociale*.

Depuis 1981, la dinophycée *Ceratium hirundinella* semble perdre son importance dans la biomasse, avec seulement 6 % en 1994 (figure 9). Rappelons que dans le passé la prolifération de cette espèce volumineuse a pu provoquer une coloration des eaux du lac, en particulier en 1968, 1970 et 1976 (BALVAY et al., 1984).

- . La phase automnale n'est que la continuation de la phase estivale avec un développement des espèces déjà citées, mais aussi d'*Oscillatoria rubescens* qui trouve son apogée fin octobre. La biomasse décroît ensuite jusqu'à la fin de l'année, mais en dents de scie, formant trois pics très bien marqués jusqu'à la fin de l'année.

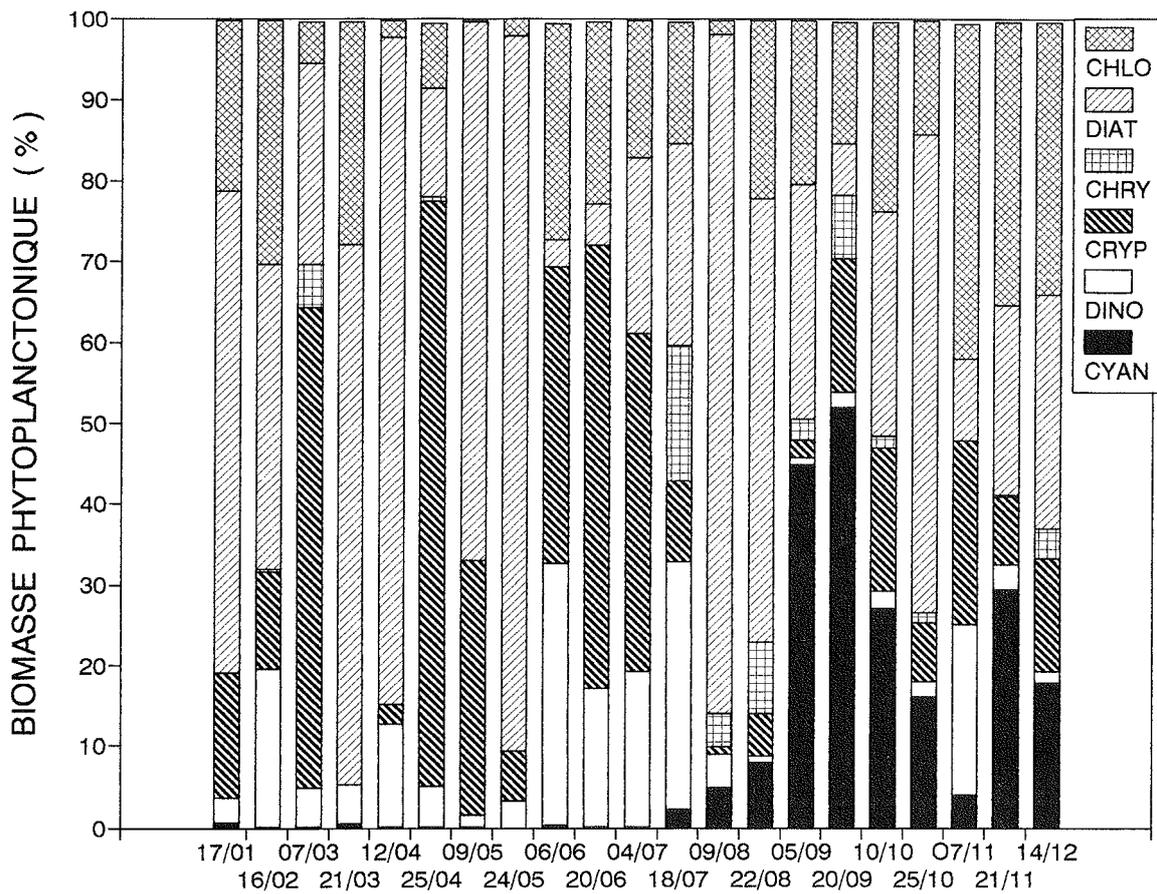


Figure 6 : Variations saisonnières de la biomasse des classes d'algues en % de la biomasse du phytoplancton. CHLO = eucchlorophycées + conjuguées (Léman, SHL2, 1994).

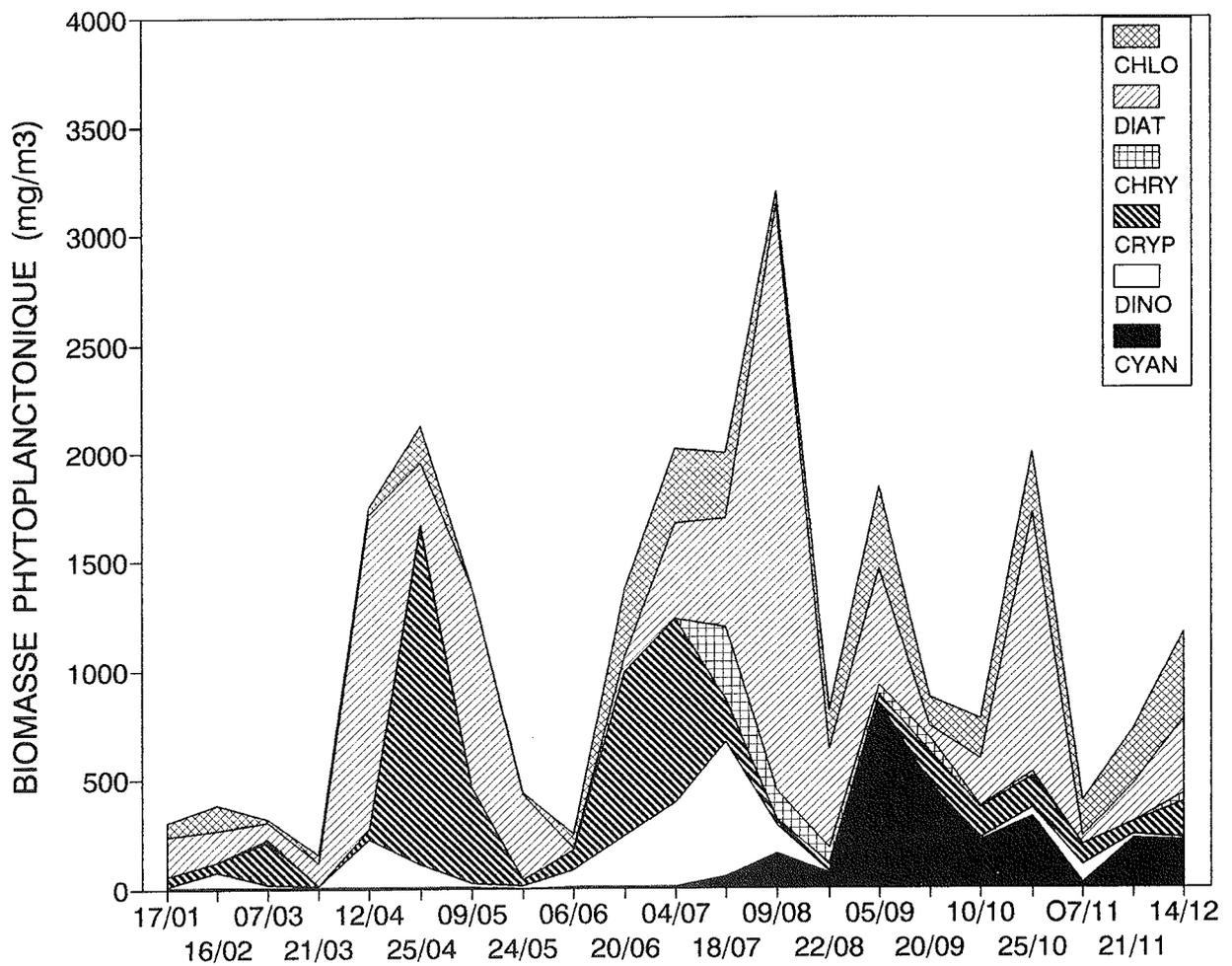


Figure 7 : Variations saisonnières de la biomasse (matière fraîche) du phytoplancton.
 CHLO = euchlorophycées + conjuguées (Léman, SHL2, 1994).

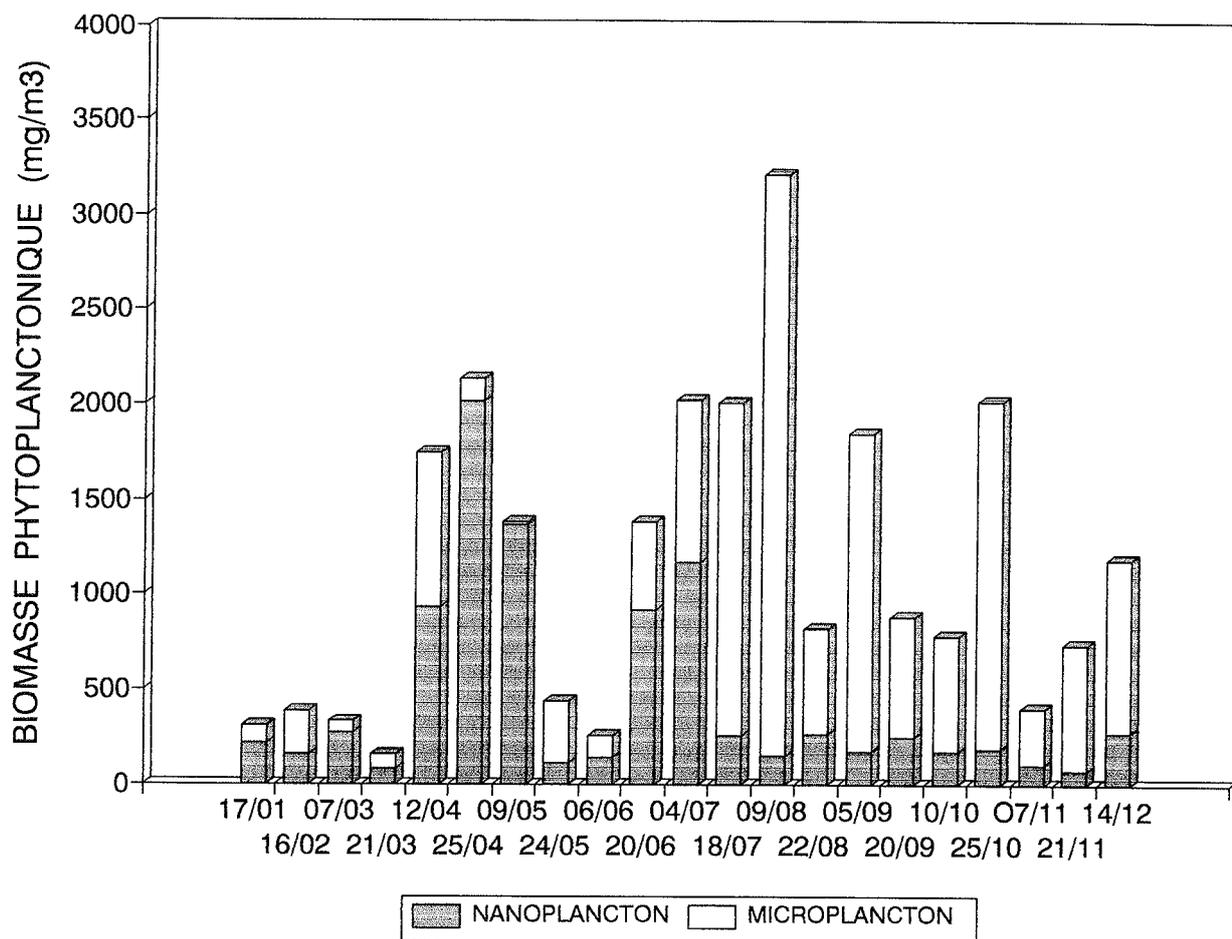


Figure 8 : Variations saisonnières de la biomasse (matière fraîche) du phytoplancton par classes de taille (Léman, SHL2, 1994).

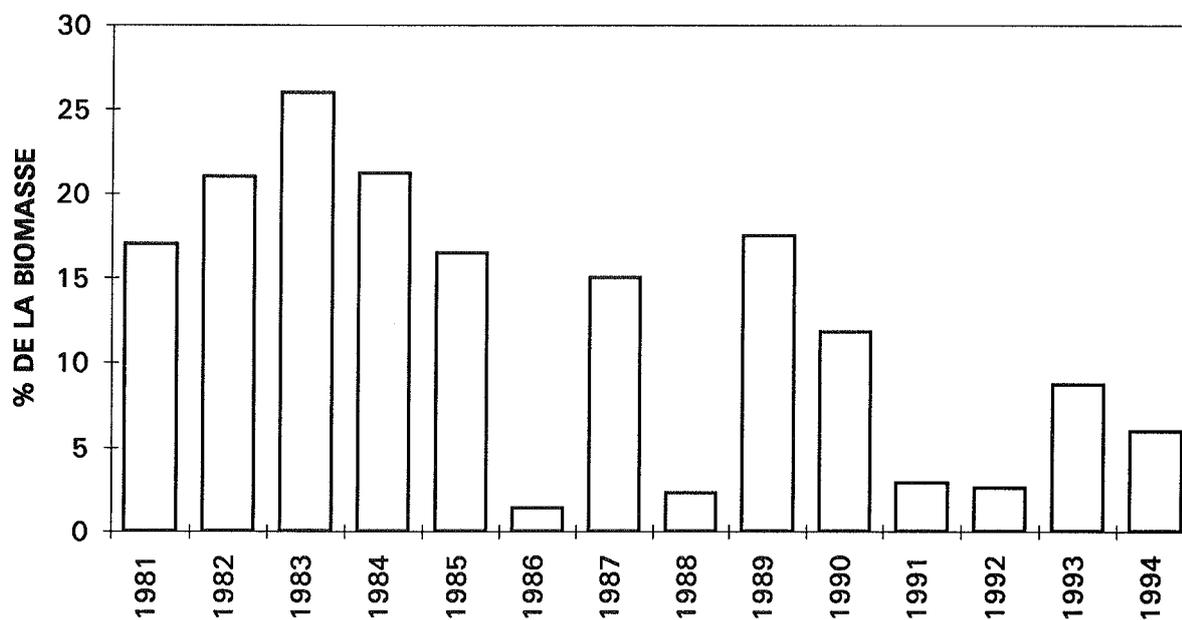


Figure 9 : Evolution de la biomasse relative moyenne de *Ceratium hirundinella* (Léman, SHL2, 1981-1994).

6. EVOLUTION INTERANNUELLE DE LA BIOMASSE

6.1 Evolution quantitative

De 1981 à 1994, la biomasse annuelle moyenne décroît de façon irrégulière (figure 10 et tableau 4).

La biomasse moyenne des années 1989 à 1991 est inférieure de 40 % à celle des huit années qui les précèdent. Après une reprise à la hausse en 1992 et 1993 avec des valeurs proches de celles de 1987-1988, la tendance à la baisse de la biomasse annuelle moyenne est à nouveau confirmée en 1994 avec une valeur nettement plus basse (1'170 mg/m³) que l'année précédente (1'650 mg/m³). Cette faible valeur est due en partie aux biomasses printanières très faibles.

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 (figure 11).

Le profil de l'année 1994 est comparable à celui de 1992 avec une légère avance dans l'apparition des maximums du printemps et de l'été.

Ces différents profils annuels montrent nettement que l'accroissement de la biomasse se réalise en deux périodes : la période printanière et la période estivale, séparées par la phase dite des eaux claires.

TABLEAU 4 - Biomasse annuelle moyenne, biomasses saisonnières et biomasses maximales du phytoplancton en poids de matière fraîche (mg/m³) à SHL 2 de 1989 à 1994

Année	1989	1990	1991	1992	1993	1994
biomasse annuelle moyenne	979	1'013	963	1'213	1'646	1'168
biomasse printanière moyenne (BP)	933	1'187	1'071	848	1'489	799
biomasse estivale moyenne (BE)	1'014	906	890	1'438	1'760	1'353
BP/BE	0.92	1.31	1.20	0.59	0.85	0.59
biomasse printanière maximale (mois)	3'534 (4)	3'702 (4)	2'644 (5)	2'181 (5)	3'316 (4)	2'139 (4)
biomasse estivale maximale (mois)	2'329 (7)	1'689 (9)	2'377 (7)	3'334 (8)	3'685 (7)	3'213 (8)

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

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

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

6.2 Evolution qualitative

La structure des populations d'algues présentes durant le maximum du printemps et celui de l'été est très différente. La proportion des différentes classes dans la biomasse varie considérablement (figure 12).

De 1981 à 1988, la biomasse maximum printanière, dominée par le nanoplancton, montre une certaine instabilité dans la proportion des différentes classes : aucun des arrangements ne se répète plus de deux années de suite. Cependant, on peut noter une tendance à la dominance des diatomées. Par contre, de 1989 à 1994, une classe, celle des cryptophycées, impose sa dominance.

En été, la biomasse est dominée par les algues de grande taille : de 1981 à 1984, la dinophycée *Ceratium hirundinella* s'impose nettement. A partir de 1985, la diversité de la biomasse maximale de l'été augmente et l'arrangement des classes perd toute régularité d'une année à l'autre.

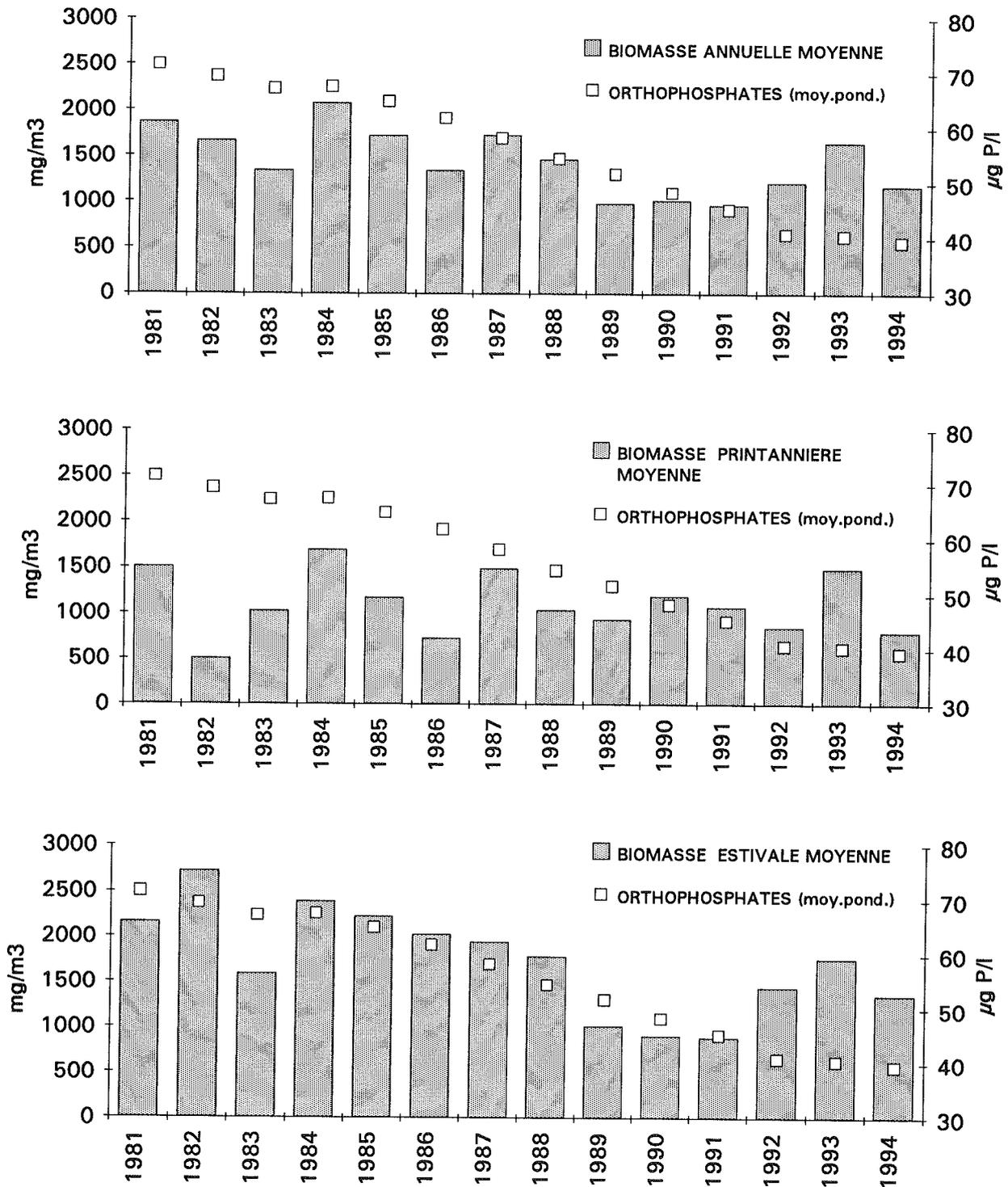


Figure 10 : Evolution comparée de la biomasse annuelle moyenne, printanière moyenne, estivale moyenne et de la moyenne pondérée des concentrations en phosphore dissous (orthophosphate) (Léman, SHL2, 1981-1994).

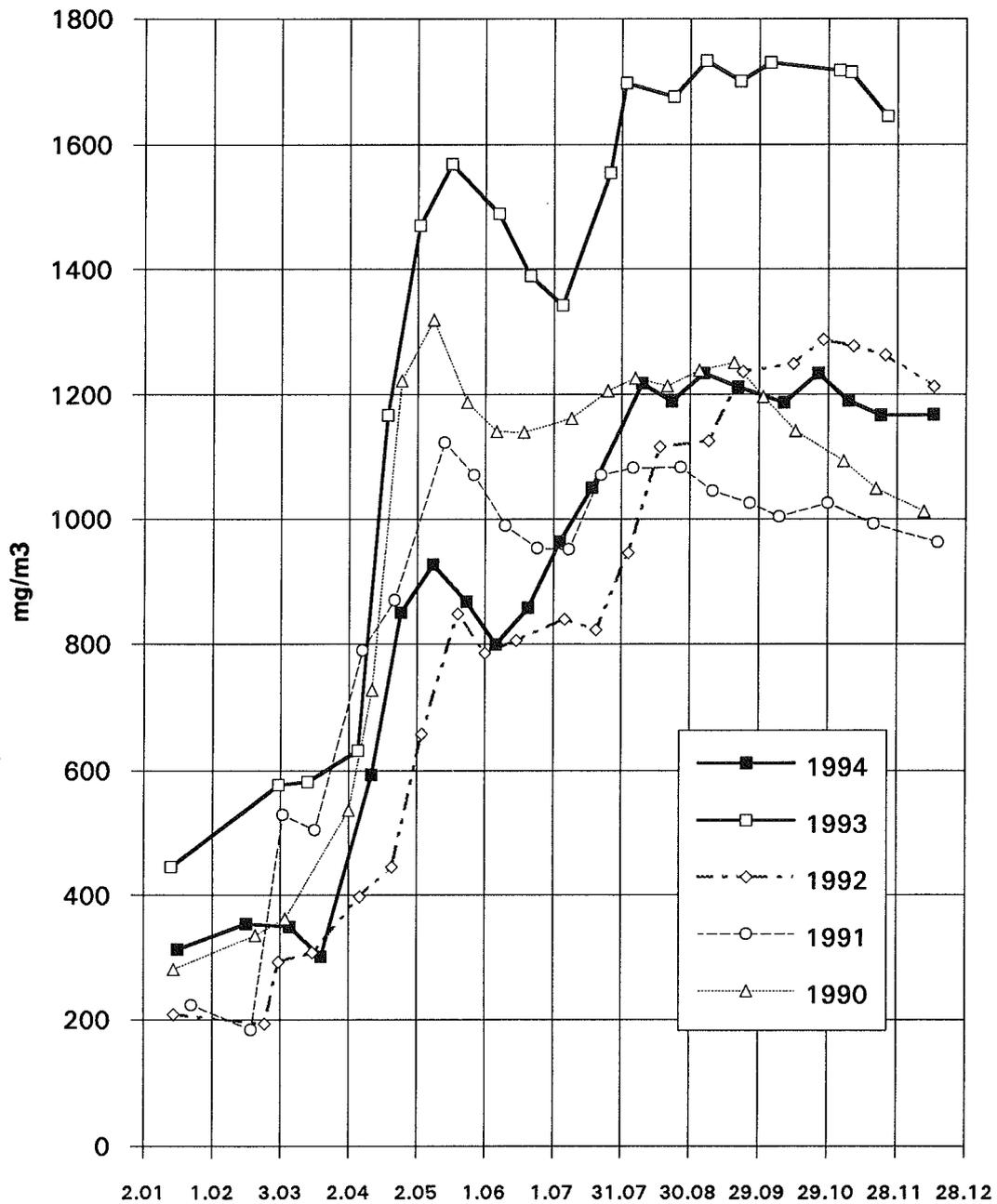


Figure 11 : Comparaison de l'évolution des moyennes progressives de la biomasse du phytoplancton calculées au fur et à mesure des prélèvements successifs au cours des années 1990 à 1994 (Léman, SHL2).

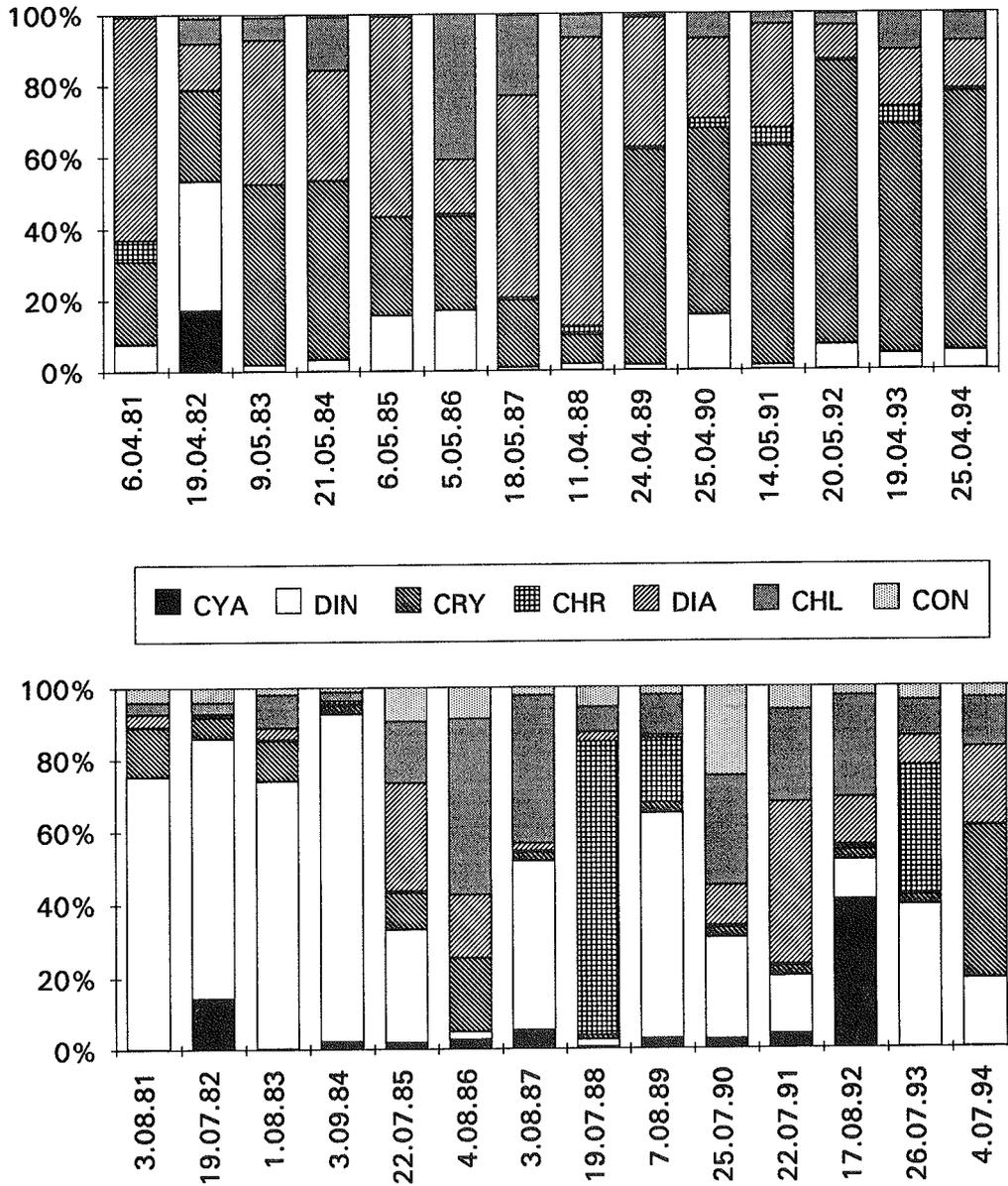


Figure 12 : Evolution de la biomasse relative des classes d'algues pour le maximum du printemps et le maximum de l'été (Léman, SHL2, 1981-1994).

6.3 Evolution comparée du phosphore soluble et de la biomasse

Parmi les nombreux paramètres, biotiques et abiotiques, qui jouent un rôle déterminant dans le développement quantitatif du phytoplancton, le rôle majeur du phosphore est depuis longtemps souligné (SCHINDLER, 1985).

Nous avons tenté de confirmer cette observation dans le cas du Léman, à la station SHL2, à partir des mesures de phosphore soluble et de biomasse effectuée depuis 1981, année où le nombre de prélèvements annuels est passé de 12 à 21.

Si l'on compare l'évolution de la biomasse annuelle moyenne avec l'évolution de la concentration moyenne pondérée des eaux du Léman en phosphore soluble de 1981 à 1994, il apparaît que les deux évolutions sont sensiblement parallèles, sauf en ce qui concerne les trois dernières années (figure 10).

Nous avons également comparé à l'évolution du phosphore, celle de la biomasse printanière moyenne (de janvier à la phase des eaux claires) et celle de la biomasse moyenne estivale (de la phase des eaux claires à décembre) (figure 10). Les valeurs des différents coefficients de corrélation calculés figurent au tableau 5.

TABLEAU 5 - Corrélation (r) entre la moyenne pondérée du Léman en phosphore soluble et la biomasse phytoplanctonique

Biomasse moyenne	1981 à 1994
annuelle	0.632
printanière	0.131
estivale	0.722
<i>degré de certitude > 99.9 %</i>	$r > 0.780$
<i>degré de certitude > 99 %</i>	$r > 0.661$

Le meilleur coefficient de corrélation r pour le phosphore soluble et la biomasse moyenne est obtenu avec la biomasse estivale moyenne et le plus mauvais avec la biomasse moyenne printanière.

Cette différence saisonnière peut trouver une partie de son explication dans les caractéristiques biologiques et physico-chimiques des deux périodes.

Sur le plan biologique, dans le Léman au printemps, les espèces nanoplanctoniques dominent largement et sont soumises fortement au broutage par le zooplancton; en revanche, en été les espèces présentes sont de grande taille et très peu broutées.

Au début du printemps, la température de l'eau est minimum et les concentrations en nutriments sont maximums et cela de façon homogène sur presque toute la colonne d'eau.

Pendant cette phase des remontées d'eau plus ou moins profonde, chargée en phosphore, peuvent venir réapprovisionner la zone trophogène, permettant le recyclage (turnover) rapide d'une biomasse nanoplanctonique de plus en plus contrôlée par le zooplancton. Du fait de ce réapprovisionnement en phosphore, l'effet limitant de celui-ci est minime pendant cette phase; la biomasse dépend alors de façon étroite des autres conditions abiotiques comme le rayonnement et la stabilité des masses d'eau superficielles.

Par contre, après la phase des eaux claires, la teneur en nutriments de la couche trophogène est faible. De plus, l'établissement d'une thermocline tend à isoler cette couche superficielle qui ne reçoit plus de nutriments des eaux profondes. Le phosphore peut alors mieux jouer son rôle limitant.

Cependant, les apports latéraux par les affluents constituent une source de phosphore probablement non négligeable pour le développement de la biomasse. Or, depuis 1983, on observe que ces apports par les principaux affluents diminuent de façon régulière jusqu'en 1990 (ORAND et GAGNAIRE, 1994). Leur majeure partie est apportée surtout après la phase des eaux claires jusqu'en septembre, lors de la période des hautes eaux du Rhône et de la Dranse (BURRUS, 1985; FAVARGER et al., 1991). Ces observations pourraient expliquer la meilleure corrélation entre les biomasses estivales et la concentration moyenne de phosphore soluble, elle-même sous la dépendance étroite des apports par les affluents.

7. CONCLUSION

Le phytoplancton de l'année 1994 se caractérise par la dominance exceptionnelle des diatomées, tant par le nombre d'espèces que par leur biomasse, en particulier grâce au développement remarquable de *Diatoma elongatum* qui représente à elle seule 14 % de la biomasse globale.

Une observation encourageante est la réapparition progressive du genre *Cyclotella*, donné comme virtuellement disparu du Léman en 1982 (CIPEL, 1984). En 1994, 6 espèces appartenant à ce genre ont été observées contre seulement 3 en 1992.

Les dinophycées et les cyanophycées sont peu représentées qualitativement et quantitativement.

En examinant l'évolution interannuelle quantitative et qualitative du phytoplancton, on remarque des évolutions contrastées et non prévisibles, qui confirment la complexité des phénomènes biologiques qui se déroulent dans le Léman.

L'évolution comparée des concentrations en phosphore soluble et des biomasses, en particulier des biomasses estivales, montrent bien l'importance de ce nutriment majeur pour le phytoplancton du lac. Toutefois, dans le déterminisme des processus phytoplanctoniques, la baisse régulière du phosphore dans le Léman et dans ses affluents est en interaction avec des phénomènes météorologiques relativement variés chaque année dans leur amplitude et leur succession.

Ainsi, la réponse du phytoplancton, évaluée en terme de biomasse, à l'ensemble de ces conditions changeantes, n'est pas sous la dépendance univoque des seules concentrations en phosphore disponible.

Malgré cela, les données récoltées depuis plus de 10 ans, confirment la place importante et probablement prépondérante du phosphore pour la biologie du lac.

Les changements observés dans le phytoplancton montrent que l'eutrophisation et ses nuisances diminuent dans le Léman. Cependant, cette évolution reste encore insuffisante.

BIBLIOGRAPHIE

- BALVAY, G., DRUART, J.-C., PELLETIER, J., PONGRATZ, E. et REVACLIER, R. (1984) : Plancton.
In : Le Léman, synthèse 1957-1982. Ed. par Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Lausanne, 261-303.
- BURRUS, D. (1984) : Contribution à l'étude du transport du phosphore dans le Rhône alpin. Thèse No 2135, Fac.Sci., Univ. Genève, 100 p.
- CIPEL (1984) : Le Léman, synthèse 1957-1982. Ed. par Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Lausanne, 650 p.
- COUTE, A. et PREISIG, H. R. (1978) : *Anabaena bergii* var. *limnetica*, nov. var., cyanophycée, Nostocaceae. Schweiz. Z. Hydrol., 40/2, 374-383.
- DRUART, J.-C., BALVAY, G., PELLETIER, J. et REVACLIER, R. (1989) : Evolution du plancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1988, 51-70.
- FAVARGER, P.-Y., SANTIAGO, S. et VERNET, J.-P. (1991) : Flux particulières de quelques nutriments et métaux dans les suspensions du Rhône près de son embouchure dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1990, 129-140.
- ORAND, A. et GAGNAIRE, J. (1995) : Etude des affluents du Léman et de son émissaire. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1994.
- SCHINDLER, D.W. (1985) : The coupling of elemental cycles by organisms : evidence from whole-lake chemical perturbations. In: Stumm, W.(ed.) : Chemical processes in lakes. John Wiley & Sons., 225-250.

ÉVOLUTION DE LA PRODUCTION PHYTOPLANCTONIQUE ET RÉPARTITION SPATIALE DE LA CHLOROPHYLLE DANS LE LÉMAN

Campagne 1994

PAR

Jean-Pierre PELLETIER

avec la collaboration technique de

Jean-Paul MOILLE et Brigitte LE BERRE-TREVISAN

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

RESUME

La production phytoplanctonique est évaluée par la mesure de l'assimilation du carbone à neuf profondeurs dans la zone euphotique, au cours d'une incubation in situ de quelques heures. Ce paramètre permet d'apprécier la vitesse de renouvellement de la biomasse du phytoplancton. La concentration en chlorophylle, mesurée sur les mêmes échantillons, représente à la fois une estimation de la biomasse et un indicateur du potentiel de production.

En 1994, la production phytoplanctonique annuelle est en nette diminution ($223 \text{ g C} / \text{m}^2 \cdot \text{an}$), et est la plus basse mesurée depuis 1985. Ce résultat est dû en grande partie aux valeurs exceptionnellement faibles mesurées au printemps, par suite de conditions climatiques très défavorables (insolation et radiation globale faibles au cours des mesures). Dans ces conditions, le maximum printanier enregistré fin mai ne dépasse pas $1'600 \text{ mg C} / \text{m}^2 \cdot \text{jour}$ et le maximum annuel, peu prononcé ($1'830 \text{ mg C} / \text{m}^2 \cdot \text{jour}$), apparaît de façon inhabituelle plus tardivement (début juillet), après la phase des eaux claires. La concentration annuelle moyenne en chlorophylle ne varie pas de façon significative.

Au printemps, alors que les réserves en nutriments sont encore importantes, les conditions climatiques jouent un rôle déterminant sur le développement du phytoplancton. En revanche, en fin d'été et en début d'automne, le phosphore, pratiquement épuisé dans l'épilimnion, joue alors le rôle de facteur limitant.

1. INTRODUCTION

La biomasse du phytoplancton, exprimée par le biovolume cellulaire (REVACLIÉ et al., 1995) ou par la concentration en chlorophylle, renseigne sur le stock de phytoplancton existant à un instant donné. Ce stock disparaît de la zone euphotique sous l'effet de plusieurs processus, en particulier consommation par le zooplancton, décomposition par les bactéries et sédimentation. Son maintien apparent dans la zone euphotique résulte de la multiplication rapide des algues unicellulaires qui le constituent.

La production phytoplanctonique, encore appelée production primaire pélagique, exprime essentiellement le taux de renouvellement, remarquablement rapide, du stock de phytoplancton. Ce concept dynamique complète la notion statique de biomasse, insuffisante à elle seule pour traduire le métabolisme et l'état trophique d'un lac.

2. METHODES

Les méthodes utilisées n'ont pas subi de modifications importantes par rapport aux années précédentes 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 micromètre 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 sur les mêmes échantillons d'eau, par analyse au spectrophotomètre, 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).

Des mesures complémentaires sont réalisées *in situ* sous forme de profils verticaux, à l'aide d'un fluorimètre immergé à rétrodiffusion couplé à une sonde multi-paramètres (BLANC et al., 1993). Cet appareil mesure la fluorescence rouge de la chlorophylle contenue dans le phytoplancton sous l'effet de flashes de lumière bleue émis par l'appareil à une fréquence de 30 hertz. L'intensité de la fluorescence mesurée, proportionnelle à la concentration en chlorophylle contenue dans les algues, est une expression de la biomasse du phytoplancton.

3. RESULTATS

3.1 Profils verticaux

Les figures 1 et 2 représentent simultanément les variations depuis 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.

En janvier et février, la biomasse et la production sont évidemment très faibles, du fait de l'insuffisance de lumière et surtout de l'instabilité de la couche d'eau, totalement déstratifiée dans les 100 premiers mètres superficiels.

Biomasse et production commencent à augmenter en mars pour atteindre le 25 avril leurs plus fortes valeurs à proximité immédiate de la surface : 29 mg de chlorophylle pour une production de 360 mg C/m² pendant la période d'incubation. La transparence se réduit alors à 2.3 mètres. Cependant, en dépit de la richesse en chlorophylle des eaux jusqu'à 10 mètres (17.5 mg/m³ en moyenne), la production reste très superficielle, restreignant ainsi considérablement la production de l'ensemble de la colonne d'eau, exprimée par mètre carré. Cette situation résulte de la présence au cours de la journée du 25 avril d'une épaisse couverture nuageuse (insolation nulle, radiation globale très faible : 3.2 MJ/m²). Les mesures de production du 9 mai n'ont pu être menées à leur terme par suite d'un incident technique au niveau du comptage de radioactivité. Ce manque de données est d'autant plus regrettable que le pic printanier de production est fréquemment observé à cette époque. Il est donc probable que le véritable pic printanier de production nous a échappé et que le maximum mesuré est sous-estimé.

La phase des eaux claires se manifeste dès la fin mai et se confirme début juin, la transparence atteignant alors respectivement 8.0 et 9.4 mètres.

TABLEAU 1 - Paramètres de production primaire (Léman, SHL2, 1994)

Date	ΣA mg C/m ² .inc	PP _j mg C/m ² .j	A _{max} mg C/m ³ .inc	ChlA _{max} mg/m ³	Chl0-10 mg/m ²	Chl0-30 mg/m ²	T _{DS} m
17.01	85.9	190.6	7.0	0.8	7.9	24.1	9.80
16.02	115.3	255.9	7.5	0.8	8.4	24.0	11.70
07.03	578.2	1'283.6	61.8	3.3	52.0	94.7	7.40
21.03	296.2	657.5	23.4	2.0	22.9	56.1	8.20
12.04	316.8	703.2	50.6	5.2	52.3	155.6	6.30
25.04	717.4	1'592.6	359.0	9.5	175.2	286.6	2.30
09.05	-	-	-	10.6	92.5	212.7	3.50
24.05	446.8	991.9	50.6	2.2	18.4	61.5	8.00
06.06	641.8	1'424.7	71.4	1.5	25.9	45.5	9.40
20.06	824.2	1'829.8	163.2	8.7	125.9	167.5	3.80
04.07	813.2	1'805.4	121.8	21.6	143.8	248.6	5.00
18.07	676.9	1'502.8	79.1	4.2	53.3	101.3	4.70
09.08	711.9	1'580.5	85.0	6.9	50.4	90.9	5.35
22.08	460.9	1'021.2	49.4	3.3	29.5	85.2	7.00
05.09	619.5	1'375.3	53.5	3.5	29.3	69.9	6.80
20.09	384.9	854.4	67.0	1.6	29.1	43.2	5.10
10.10	421.8	936.5	45.7	-	-	-	5.70
25.10	645.4	1'432.7	58.6	5.9	62.7	149.0	6.70
07.11	482.3	1'070.7	41.0	9.2	92.0	215.9	6.80
21.11	279.7	620.9	25.3	3.7	38.8	105.3	10.60
14.12	319.6	709.5	32.6	4.9	49.3	127.8	7.20

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 : $PP_j = 2.22 \Sigma A$
- 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
- ChlA_{max} : Concentration en chlorophylle *a* (mg/m³) correspondant à A_{max}
- Chl0-10 : Concentration en chlorophylle *a* (mg/m²) dans la couche surface - 10 mètres
- Chl0-30 : 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.

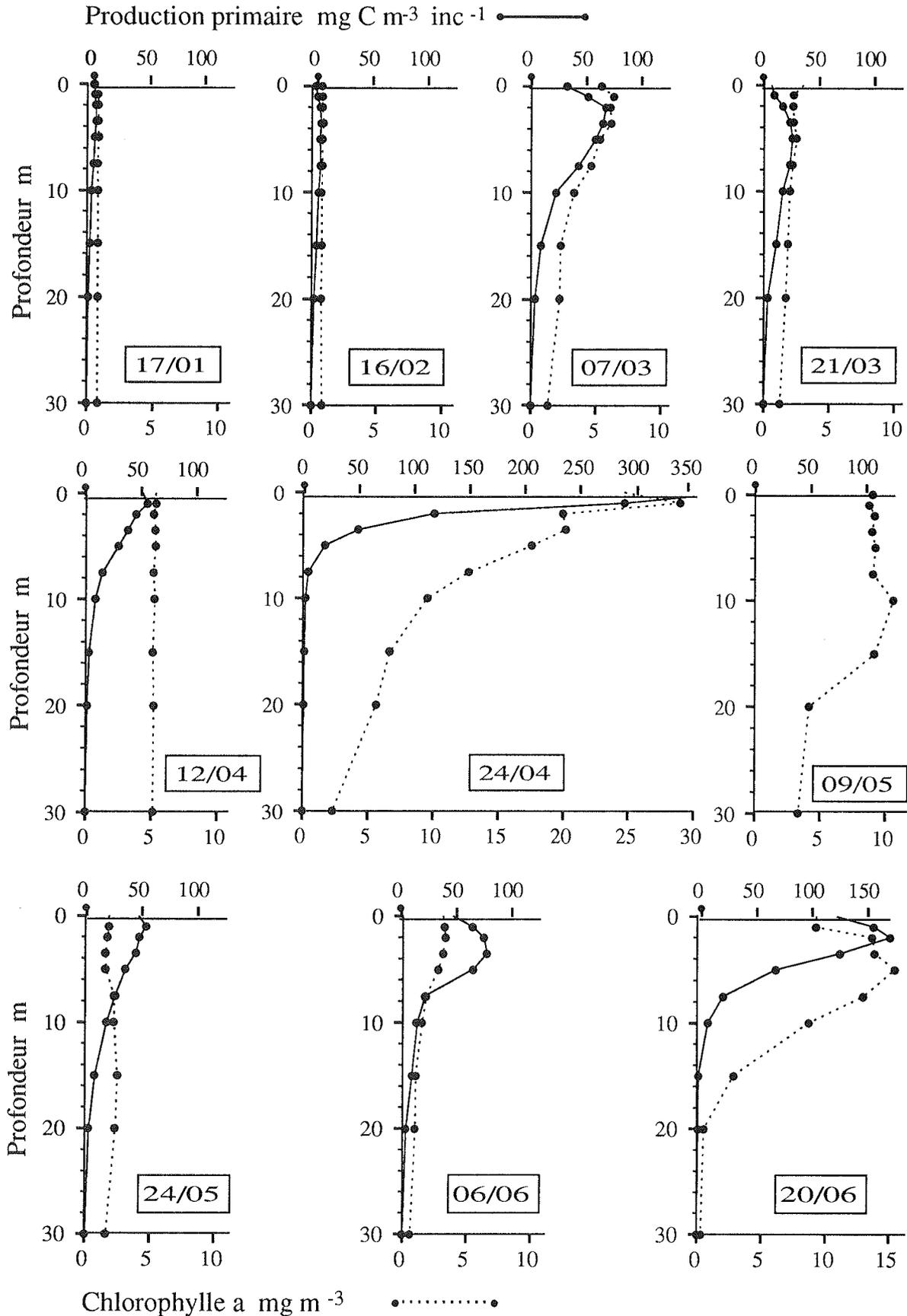


Figure 1 : Profils verticaux de production primaire (trait plein, échelle supérieure) et de chlorophyll *a* (pointillés, échelle inférieure). La période d'incubation "inc" est le tiers médian de la période diurne (Léman, SHL 2, hiver et printemps 1994).

La production est à nouveau importante fin juin et début juillet, mais le maximum d'assimilation relevé sur les profils verticaux reste bien inférieur au maximum mesuré en surface le 25 avril. Parallèlement, la biomasse prend de l'importance, notamment début juillet où le pic de chlorophylle atteint 27 mg/m^3 à 5 mètres de profondeur.

Par la suite, la production et la biomasse sont limitées du fait de la diminution très marquée des phosphates et dans une moindre proportion des nitrates dans l'épilimnion (BLANC et al., 1995). La quantité de chlorophylle reste élevée en fin d'automne. En revanche, la production diminue par suite d'un éclaircissement insuffisant.

3.2 Répartition spatiale de la chlorophylle

Les variations de la chlorophylle et de la production décrites ci-dessus ne concernent que la station de référence SHL 2. Compte tenu de la variabilité déjà observée des paramètres biologiques (BLANC et al., 1993), des profils verticaux de chlorophylle ont été réalisés au moyen du fluorimètre immergé sur la transversale Rolle-Thonon. Cette transversale comporte dix stations et a été prospectée à trois reprises en avril et mai. L'objectif de cette étude particulière est de mieux saisir les maxima annuels de chlorophylle qui apparaissent généralement à cette époque et qui risquent d'échapper à l'auscultation traditionnelle.

Afin de déterminer la période de développement du phytoplancton et la prospection à bon escient de la transversale, un programme d'analyse de la chlorophylle selon un échantillonnage serré a été mis en oeuvre, mettant à profit un pompage superficiel (crépine à 5 mètres de profondeur environ) alimentant la pisciculture de l'INRA à Thonon. Les résultats des 42 analyses de chlorophylle (figure 3), confrontés aux valeurs mesurées à la profondeur de 5 mètres à la station SHL 2, indiquent clairement l'absence de relation entre la teneur en chlorophylle des eaux littorales et celle des eaux du large. L'observation de la persistance pendant plus de trois jours de conditions météorologiques favorables au développement du phytoplancton (absence de vent, forte luminosité) paraît être la démarche la plus appropriée pour décider de l'opportunité de réaliser une campagne de mesures sur la transversale. Les observations faites à la station SHL 2 dans le cadre du programme d'auscultation servent également de référence.

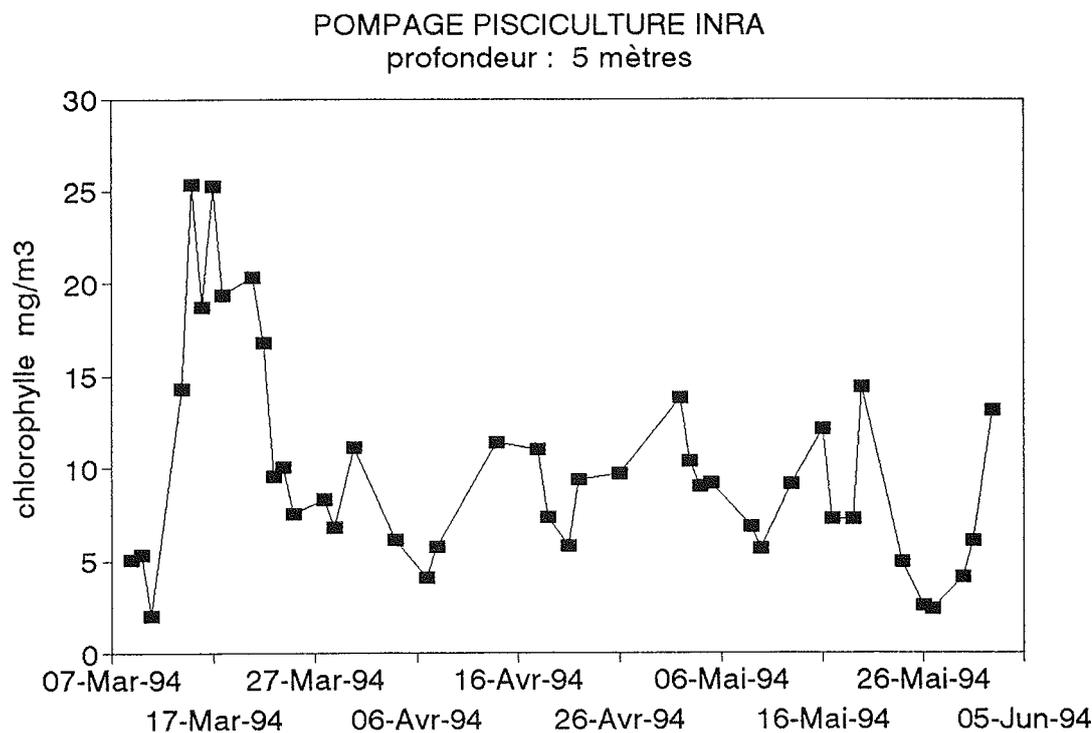


Figure 3 : Variations de la concentration en chlorophylle à 5 mètres de profondeur, au niveau du pompage de la pisciculture de l'INRA de Thonon.

Les résultats des campagnes réalisées le 26 avril, le 10 mai et le 16 mai 1994 sont représentés par des courbes d'isoconcentration en chlorophylle le long de la transversale Rolle-Thonon, sur une couche d'eau de 30 mètres (figure 4). Le 26 avril, les eaux sont chargées en chlorophylle, mais le maximum subsuperficiel (30 mg/m^3), relevé à proximité de la côte française, est très proche de celui mesuré la veille à SHL 2 (29 mg/m^3). Près de la rive suisse, le maximum de chlorophylle reste proche de 12 mg/m^3 . La variabilité est donc forte au cours du développement observé fin avril. Il n'en est pas de même le 10 mai où la chlorophylle, moins abondante, est répartie de façon plus homogène : on enregistre des maxima subsuperficiels allant de 11 mg/m^3 (valeur proche de celle mesurée la veille à SHL 2) à 14 mg/m^3 . Le 16 mai, on observe un gradient du maximum subsuperficiel qui va de 6 à 9.5 mg/m^3 de la rive suisse à la rive française.

Les enregistrements de la teneur en chlorophylle sur la transversale Rolle-Thonon n'ont donc pas permis de mettre en évidence au printemps 1994 des maxima ponctuels nettement supérieurs à celui mesuré à SHL 2, contrairement à l'année précédente où des concentrations en chlorophylle dépassant 50 mg/m^3 avaient été détectées en dehors de la station SHL 2.

3.3 Variations saisonnières

La figure 5 représente les variations au cours de la campagne 1994 de 4 paramètres globaux : la production primaire intégrée verticalement et exprimée par unité de surface, la teneur 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 printanier de production, sous-estimé par suite des conditions de mesure (très forte nébulosité fin avril, absence de mesure début mai) paraît inférieur au pic d'été, ce qui ne reflète probablement pas la réalité. Il n'en est pas de même pour la chlorophylle dont le pic maximum apparaît fin avril. La phase des eaux claires est bien marquée et l'on observe nettement l'influence de la teneur en chlorophylle, représentant la biomasse du phytoplancton, sur la transparence.

3.4 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 1994 atteint $223.4 \text{ g C/m}^2.\text{an}$ (tableau 2). Bien que légèrement sous-estimée, cette valeur n'en reste pas moins la plus basse mesurée depuis 1985.

Cette diminution de la production primaire est essentiellement liée aux conditions climatiques défavorables au printemps, et dans une moindre mesure à une régression du nanophytoplancton du fait de l'abondance exceptionnelle d'une diatomée microplanctonique, *Diatoma elongatum* (REVACLIER et al., 1995).

La moyenne annuelle pondérée de la concentration en chlorophylle dans les 10 premiers mètres atteint 5.17 mg/m^3 , valeur proche de celles obtenues en 1992 et 1993 (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	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94
Production primaire annuelle nette ($\text{g C/m}^2.\text{an}$)	230	190	174	185	279	299	295	293	258	359	268	295	223
Chlorophylle <i>a</i> (0 - 10 m) moyenne annuelle (mg/m^3)	5.2	4.5	5.6	6.4	5.5	6.1	5.8	4.4	4.8	5.6	5.1	5.0	5.2

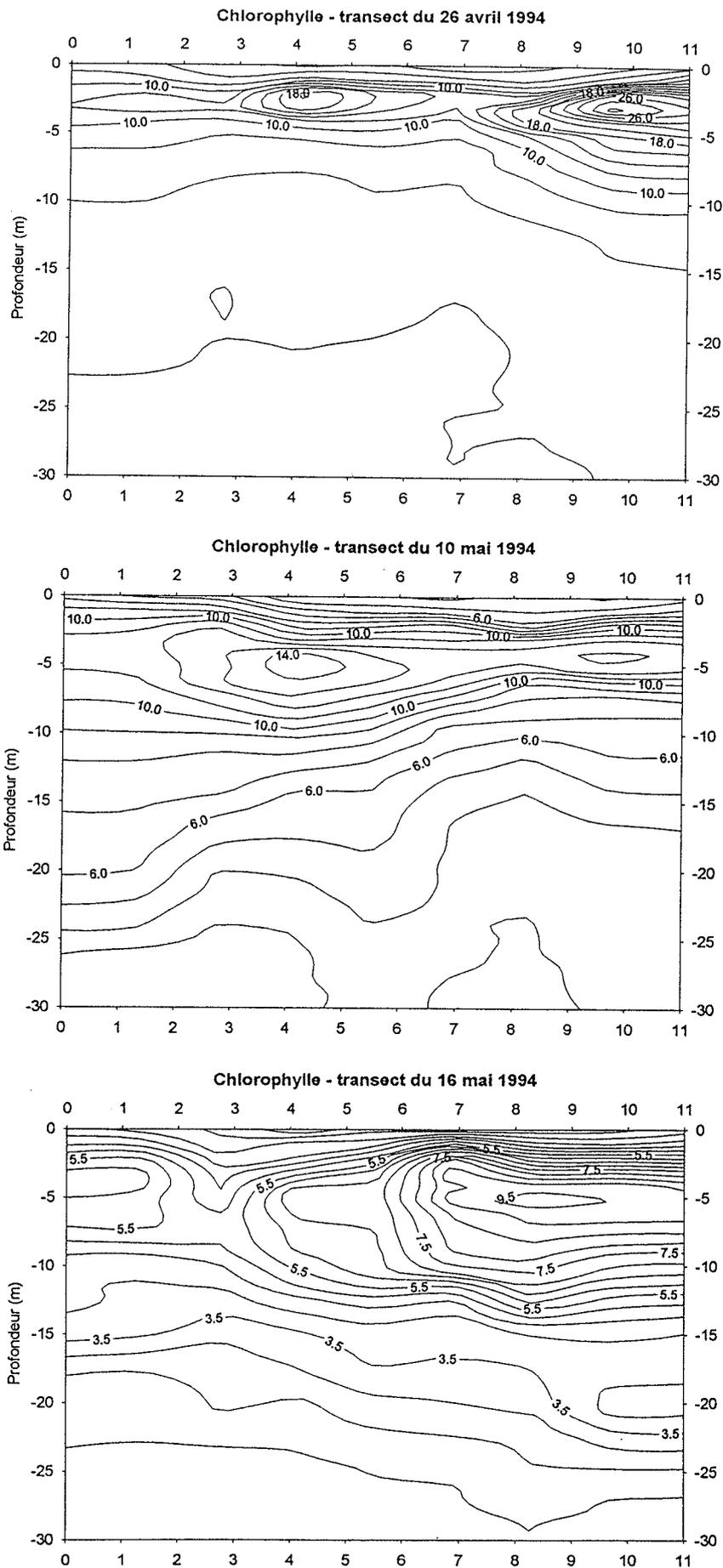


Figure 4 : Répartition de la chlorophylle (mg/m³) dans la couche 0-30 mètres le long de la transversale Rolle-Thonon.

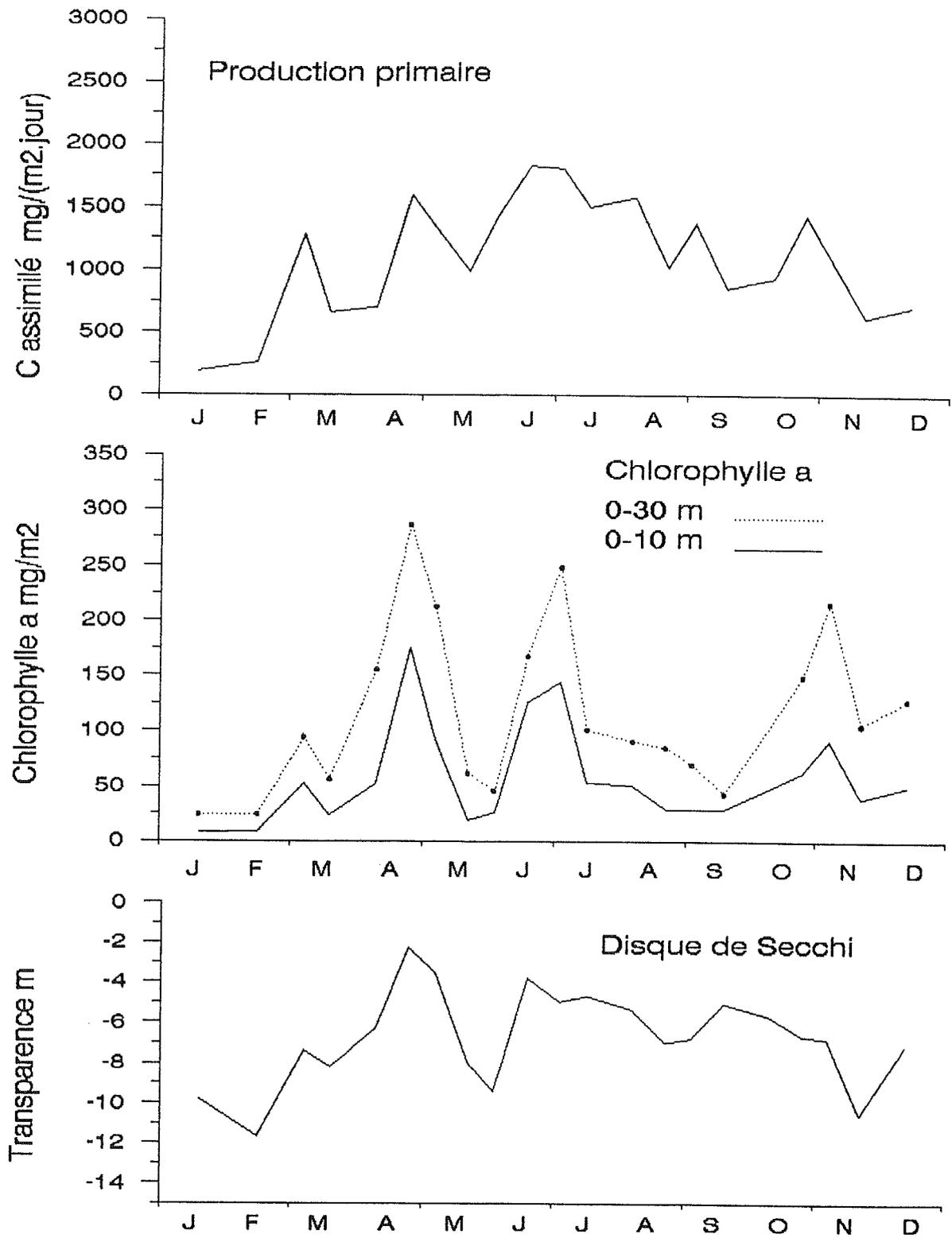


Figure 5 : Variations saisonnières de la production primaire journalière, de la teneur en chlorophylle *a* dans les couches 0-10 et 0-30 mètres, et de la transparence mesurée au disque de Secchi. (Léman, SHL 2, 1994).

4. DISCUSSION ET CONCLUSIONS

Depuis 1981, les chimistes observent d'une année à l'autre une baisse régulière de la teneur en phosphore dans l'eau du Léman (BLANC et al., 1995). En revanche, la tendance évolutive des paramètres biologiques est beaucoup moins marquée et ne peut être mise en évidence qu'avec beaucoup de recul, sur des séries chronologiques longues qui permettent de lisser les petites variations interannuelles parfois contradictoires.

C'est ainsi que depuis 1981, on a observé une tendance peu marquée à une diminution de la biomasse du phytoplancton, et paradoxalement une évolution plus nette vers une augmentation de la production primaire. Ces tendances apparemment contradictoires s'expliquent par l'importance de plus en plus grande prise par le nanophytoplancton qui possède un taux de multiplication rapide et est facilement consommé par le zooplancton herbivore.

Bien qu'elle ne s'inscrive pas dans l'évolution à long terme du Léman, la tendance observée en 1994 n'est peut-être que l'une de ces variations interannuelles à contre-courant, induite par le développement exceptionnel des diatomées et notamment de *Diatoma elongatum*, espèce qui ne fait pas partie du nanoplancton. Dans le cas contraire, il faut attendre les résultats des prochaines années pour confirmer cette éventuelle inflexion de l'évolution.

BIBLIOGRAPHIE

- BLANC, P., PELLETIER, J.P. et MOILLE, J-P. (1993) : Variabilité spatiale et temporelle des paramètres physico-chimiques et biologiques dans l'eau du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagnes 1991 et 1992, 113-162.
- 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.
- 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.
- REVACLIÉ, R., DRUART, J-C. et PELLETIER, J.P. (1995) : Evolution du phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1994.
- 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.

ÉVOLUTION DU ZOOPLANCTON DU LÉMAN

Campagne 1994

PAR

Gérard BALVAY

avec la collaboration technique de Geneviève CHAPUIS

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

RESUME

Les variations interannuelles et saisonnières du zooplancton restent toujours aussi importantes, la communauté pélagique présentant encore des caractéristiques quantitatives différentes d'une année à l'autre alors que l'on note une relative stabilisation de la composition faunistique. L'amélioration de la qualité globale du Léman en 1994 se traduit par une diminution de l'abondance des entomostracés et du biovolume sédimenté du zooplancton, même si la biomasse zooplanctonique (poids frais) apparaît en augmentation en raison de la participation plus importante des organismes de grande taille. La biocénose rotatorienne traduit également en 1994 une amélioration globale des conditions environnementales, avec la dominance accrue des espèces oligo-mésotrophes, un développement, bien que faible, des espèces oligotrophes et une réduction des espèces méso-eutrophes et eutrophes.

1. INTRODUCTION

L'étude du zooplancton du Léman à la station SHL2 a été poursuivie en 1994 selon des procédures identiques aux années précédentes. Les conditions environnementales (climatiques, diminution du niveau de trophie), la quantité et la disponibilité des ressources nutritives phytoplanctoniques, la prédation exercée par les entomostracés carnivores (*Leptodora*, *Bythotrephes*, cyclopidés âgés) et par le cheptel piscicole constituent autant de facteurs agissant sur les variations saisonnières qualitatives et quantitatives de la communauté pélagique.

2. METHODOLOGIE

Le zooplancton est collecté par des traits verticaux effectués depuis 50 mètres de profondeur jusqu'en surface, avec deux filets jumelés à vide de maille de 0.064 mm (rotifères) ou de 0.200 mm (entomostracés).

Chaque échantillon de zooplancton fixé au formol à 5 % est mis à sédimenter durant 24 heures dans des entonnoirs cylindro-coniques, à l'abri des vibrations, afin d'estimer 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*) ont été recensés dans l'intégralité du prélèvement du zooplancton.

3. BIOVOLUME SEDIMENTE

3.1 Variations saisonnières

Malgré un hiver relativement doux, le biovolume sédimenté du zooplancton hivernal a été moins abondant que l'année précédente. Le développement printanier a été plus lent, atteignant son abondance maximale le 6 juin avec 400 ml/m^2 (447 ml/m^2 le 17 mai 1993).

Le cycle d'abondance du zooplancton est globalement identique à celui de 1993, avec un intense développement au printemps contrastant avec des effectifs réduits en été et en automne. Il existe une excellente corrélation entre le pic zooplanctonique et la transparence printanière maximale à la fin de la phase des eaux claires liée au broutage intense par les daphnies sur le nanoplancton dont l'abondance est très fortement réduite à cette période (REVACLIER et al., 1995) (figure 1).

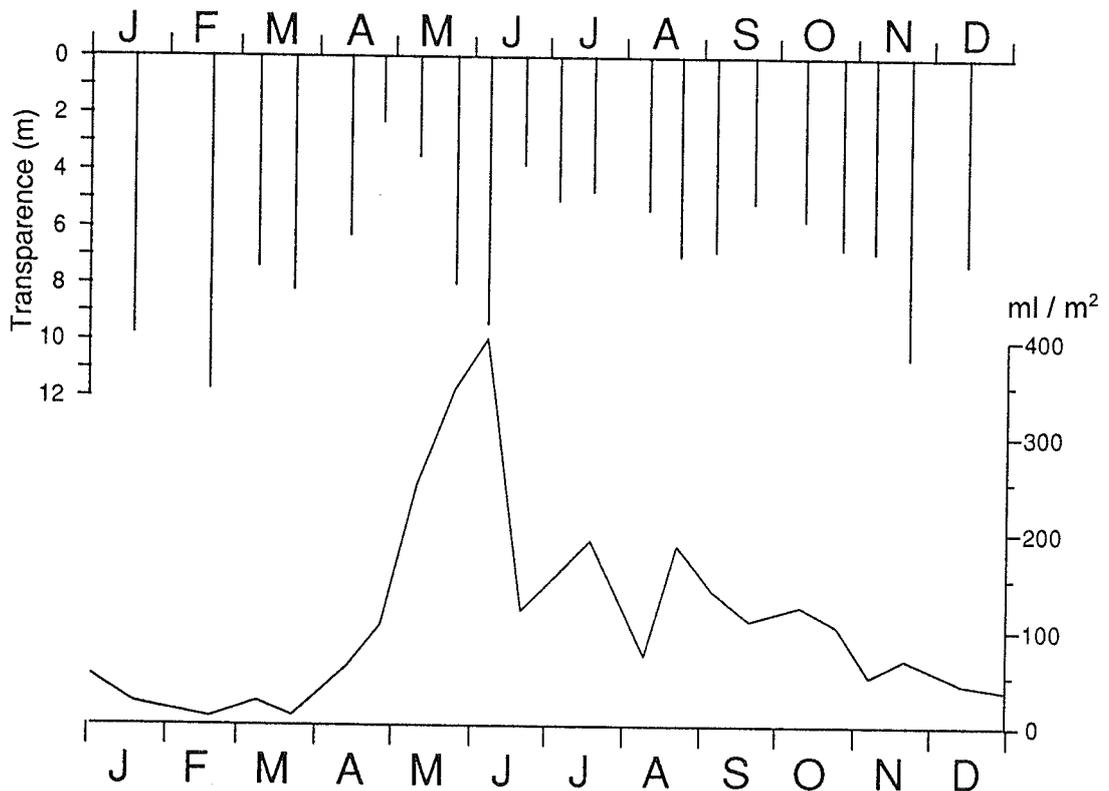


Figure 1 : Evolution de la transparence des eaux (m) et de l'abondance du zooplancton (biovolume sédimenté en ml/m^2) (Léman, SHL2, 1994).

Cette phase de clarification des eaux est plus précoce, plus intense et un peu plus rapide que l'année précédente, la transparence passant de 2.3 m le 25 avril à 9.4 m le 6 juin (respectivement 2.1 m le 3 mai et 8.5 m le 21 juin 1993). L'effondrement de la biomasse zooplanctonique en juin permet à nouveau le développement du phytoplancton et le retour à une transparence estivale faible.

Le coup de froid du 21 mars, qui a intéressé la tranche 0-20 m, survenant après une phase de léger réchauffement des eaux et une amorce du développement des entomostracés, s'est traduit cette année par une réduction de l'abondance du zooplancton dont l'essor printanier a été retardé et amoindri. En 1993, le même phénomène avait concerné uniquement la strate 0-5 m (BLANC et al., 1995), entraînant une réduction de l'abondance du zooplancton, mais sans incidence sur le pic printanier (BALVAY, 1994).

3.2 Evolution à long terme

Depuis le dernier minimum observé en 1988 (116.6 ml/m²), la valeur moyenne annuelle du biovolume sédimenté avait augmenté jusqu'en 1991 (149.2 ml/m²). La légère diminution amorcée en 1992 (133 ml/m²) avait été interrompue en 1993 (141 ml/m²), mais se manifeste à nouveau et de façon plus marquée en 1994 (109.9 ml/m²) (figure 2). On retrouve actuellement une valeur du biovolume sédimenté voisine de celle observée en 1968 lors de la phase d'augmentation du niveau de trophie du Léman (BALVAY, 1984).

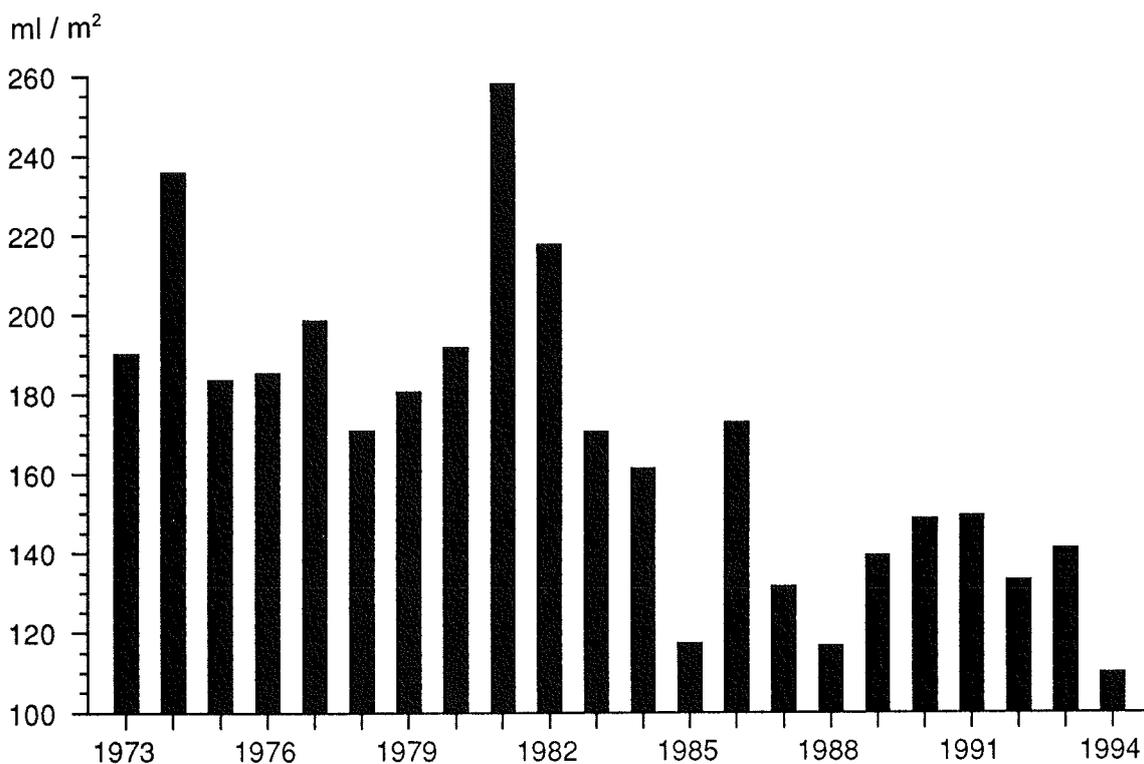


Figure 2 : Evolution à long terme du biovolume sédimenté du zooplancton (ml/m²) (Léman, SHL2)

TABLEAU 1 - Liste des espèces rencontrées dans le Léman en 1994 (SHL2) et zone littorale

ROTIFERES**BRACHIONIDAE**

Brachionus quadridentatus *
Keratella cochlearis
K. coch. var. hispida
Keratella quadrata
Keratella tecta
Notholca caudata
Notholca labis
Notholca squamula
Kellicottia longispina

EUCLANIDAE

Euchlanis dilatata

MYTILINIDAE

Mytilina ventralis *
Mytilina mucronata *

TRICHOTRIDAE

Trichotria tetractis *
Trichotria pocillum *

COLURELLIDAE

Colurella adriatica *
Colurella uncinata *
C. uncinata bicuspidata *
Lepadella patella *

LECANIDAE

Lecane (M.) lunaris
Lecane (M.) closterocerca *
Lecane (s.str.) luna *

NOTOMMATIDAE

Scardium longicaudum *

TRICHOCERCIDAE

Trichocerca (s.str.) rattus *
Trichocerca (s.str.) capucina
Trichocerca (Diurella) dixon-nuttalli
Trichocerca (Diurella) similis

GASTROPODIDAE

Gastropus styliifer
Ascomorpha ecaudis
Ascomorpha ovalis
Ascomorpha saltans

SYNCHAETIDAE

Synchaeta asymmetrica
Synchaeta lakowitziana
Synchaeta oblonga
Synchaeta pectinata
Synchaeta stylata
Synchaeta grandis
Synchaeta tremula
Synchaeta tremula kitina
Polyarthra dolichoptera
Polyarthra major
Polyarthra remata
Polyarthra vulgaris
P. vulgaris var. luminosa
P. vulgaris prolobo *
Ploesoma hudsoni
Ploesoma triacantum
Ploesoma truncatum

ASPLANCHNIDAE

Asplanchna priodonta

TESTUDINELLIDAE

Pompholyx complanata
Pompholyx triloba
Pompholyx sulcata
Testudinella patina *

FLOSCULARIIDAE

Floscularia sp.

CONOCHILIDAE

Conochilus hippocrepis *
Conochilus unicornis

HEXARTHRIDAE

Hexarthra cf. fennica *

FILINIIDAE

Filinia terminalis

COLLOTHECIDAE

Collotheca pelagica

PHILODINIDAE

Philodina sp.

ENTOMOSTRACES**CLADOCERES****SIDIDAE**

Sida crystallina *

DAPHNIIDAE

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

BOSMINIDAE

Bosmina longirostris
Bosmina longispina

CHYDORIDAE

Acroperus harpae *
Alona quadrangularis *
Alona rectangula *
Biapertura affinis *
Chydorus sphaericus *
Eurycercus lamellatus *
Leydigia quadrangularis *
Pleuroxus aduncus *
Pleuroxus denticulatus *
Pleuroxus truncatus *
Pleuroxus uncinatus *

MACROTHRICIDAE

Macrothrix hirsuticornis *

POLYPHEMIDAE

Bythotrephes longimanus
Polyphemus pediculus *

LEPTODORIDAE

Leptodora kindtii

CYCLOPIDES

Acanthocyclops robustus
Cyclops prealpinus
Cyclops vicinus
Macrocyclus albidus *
Eucyclops serrulatus *
Megacyclops gigas
Mesocyclops leuckarti

CALANIDES

Eudiaptomus gracilis

ARGULIDAE

Argulus sp.*

MOLLUSQUES

Dreissena polymorpha

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

4. COMPOSITION DE LA BIOCENOSE ZOOPLANCTONIQUE

La composition systématique de la biocénose zooplanctonique présente peu de modifications par rapport à 1993 (tableau 1), la plupart d'entre elles concernant surtout la microfaune littorale, toujours plus diversifiée que la faune pélagique.

Quelques taxons nouveaux pour le Léman ont été identifiés en zone pélagique (*Synchaeta asymmetrica*, *S. grandis* et *S. tremula* var. *kitina*) ou littorale (*Polyarthra vulgaris prolobo*, *Mytilina mucronata*, *Lecane closterocerca*).

Chez les cyclopidés, on retrouve cette année encore quelques *Megacyclops gigas* durant la saison froide alors que *Acanthocyclops robustus* et *Mesocyclops leuckarti* n'ont fait que de timides apparitions en automne dans la zone pélagique.

4.1 Rotifères

4.1.1 Abondance des rotifères

L'abondance moyenne annuelle des rotifères, après la forte progression observée en 1992, est supérieure à celle observée en 1993 (tableau 2). La période d'abondance maximale des rotifères est plus précoce et beaucoup plus intense qu'en 1993.

Le pic majeur du 24 mai est dû à l'abondance des colonies de *Conochilus unicornis* et à un développement marqué de *Polyarthra dolichoptera*. La population rotatorienne a commencé à se développer en avril, mais ce n'est qu'en mai que débute la phase d'abondance maximale (figure 3); les effectifs des rotifères diminuent ensuite fortement avec un développement plus ou moins chaotique lié à une succession rapide des espèces automnales.

TABLEAU 2 - Evolution de l'abondance des rotifères (ind/m²) (Léman, SHL2)

	1992	1993	1994
Moyenne annuelle	3'447'000	1'199'000	1'501'000
Pic de printemps (date)	15'788'000 (01.06)	2'435'000 (07.06)	12'247'700 (24.05) (pic majeur)
Pic d'été (date)	24'800'000 (06.07) (pic majeur)	5'387'000 (05.07) (pic majeur)	3'354'000 (04.07)
Pic d'automne (date)	5'642'000 (17.08)	1'702'000 (05.10)	3'230'400 (22.08)

En 1994, *Polyarthra dolichoptera* + *vulgaris* a conservé son statut d'espèce dominante, tout en étant fortement concurrencé par *Conochilus unicornis* dont les colonies ont été nettement plus abondantes qu'en 1993 (tableau 3), mais dont l'abondance ne représente que la moitié de celle observée en 1992. Comme durant les années précédentes, la biocénose rotatorienne zooplanctonique demeure relativement bien diversifiée, avec peu d'espèces nettement dominantes.

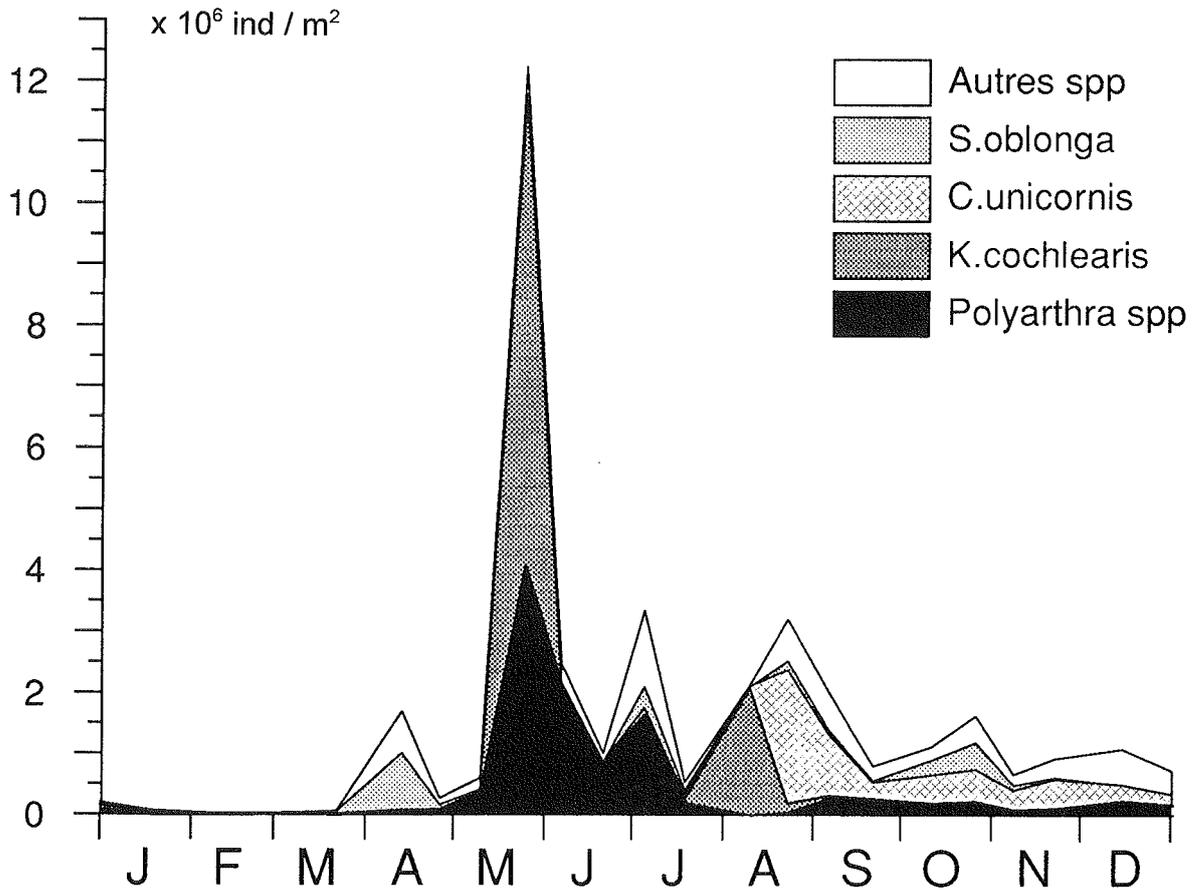


Figure 3 : Evolution de l'abondance saisonnière des rotifères (ind/m²) (Léman, SHL2, 1994).

TABLEAU 3 - Abondance et importance relative des principales espèces de rotifères (Léman, SHL2)

Espèces	1993		1994	
	ind/m ²	%	Ind/m ²	%
<i>Polyarthra dol.</i> + vulg.	457'600	38.2	425'300	28.3
<i>Conochilus unic.</i> + hippo.	112'000	9.4	405'200	27.0
<i>Keratella cochlearis</i>	252'600	22.7	238'900	15.9
<i>Synchaeta oblonga</i>	109'100	9.1	120'000	8.0
<i>Kellicottia longispina</i>	30'600	2.6	48'000	3.2
<i>Pompholyx sulcata</i>	5'400	0.5	21'700	1.4
<i>Keratella quadrata</i>	41'700	3.5	21'200	1.4
<i>Notholca caudata</i>	3'200	0.3	20'900	1.4
<i>Philodina</i> sp.	24'200	2.0	20'300	1.4
<i>Synchaeta pectinata</i>	50'500	4.4	15'900	1.1
<i>Asplanchna priodonta</i>	11'600	1.0	9'900	0.7
<i>Gastropus stylifer</i>	5'400	0.5	2'100	0.1
<i>Ascomorpha saltans</i>	10'500	0.9	900	< 0.1

4.2 Entomostracés

4.2.1 Abondance et cycle annuel des entomostracés

Comme pour le biovolume sédimenté, l'abondance moyenne annuelle des entomostracés est en diminution par rapport à 1993, avec des pics de printemps et d'automne également en réduction.

Cette année encore, le pic printanier est en relation avec une importante population de *Cyclops vicinus* à laquelle succèdent à partir de fin mai les daphnies responsables de la phase des eaux claires. Peu abondante, la population estivo-automnale reste dominée par *Eudiaptomus gracilis* (figure 4). A l'exception de la période printanière, l'abondance des entomostracés est restée relativement stable durant toute l'année.

TABLEAU 4 - Evolution de l'abondance des entomostracés (ind/m²) (Léman, SHL2)

	1992	1993	1994
Moyenne annuelle	461'000	587'000	448'200
Pic de printemps (date)	1'724'000 (01.06) (pic majeur)	2'824'000 (17.05) (pic majeur)	2'082'000 (09.05) (pic majeur)
Pic d'automne (date)	430'000 (14.10)	521'000 (05.10)	328'300 (25.10)

Les calanides représentent toujours un élément relativement constant du zooplancton crustacéen. Les entomostracés herbivores (calanides, cyclopidés juvéniles, daphnies et bosmines) ont presque toujours constitué la fraction dominante du zooplancton, avec une importance toutefois plus réduite au milieu du printemps (mai) et en été (août).

4.2.2 Cladocères

Ce groupe renferme des organismes herbivores, Daphniidés (*Daphnia hyalina* et sa variété *pellucida*, *D. longispina* et *D. galeata* accompagnées des formes hybrides *hyalina* x *galeata*) et Bosminidés (*Bosmina longispina*), 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 rencontrées qu'accidentellement et avec des effectifs extrêmement faibles à la station SHL2.

Les cladocères herbivores sont dans leur ensemble moins abondants qu'en 1993 (tableau 5) et présentent toujours de brutales variations d'abondance liées au développement saisonnier des daphnies qui dépend en grande partie de l'abondance des cryptophycées.

En 1994, *Daphnia hyalina* constitue une fois encore l'espèce dominante avec une importance accrue en été et en automne par rapport à l'année précédente. *Bosmina longispina* a été observé toute l'année mais avec des effectifs très faibles à partir de l'été, cette espèce étant alors remplacée dans la biocénose par la petite *Daphnia galeata*.

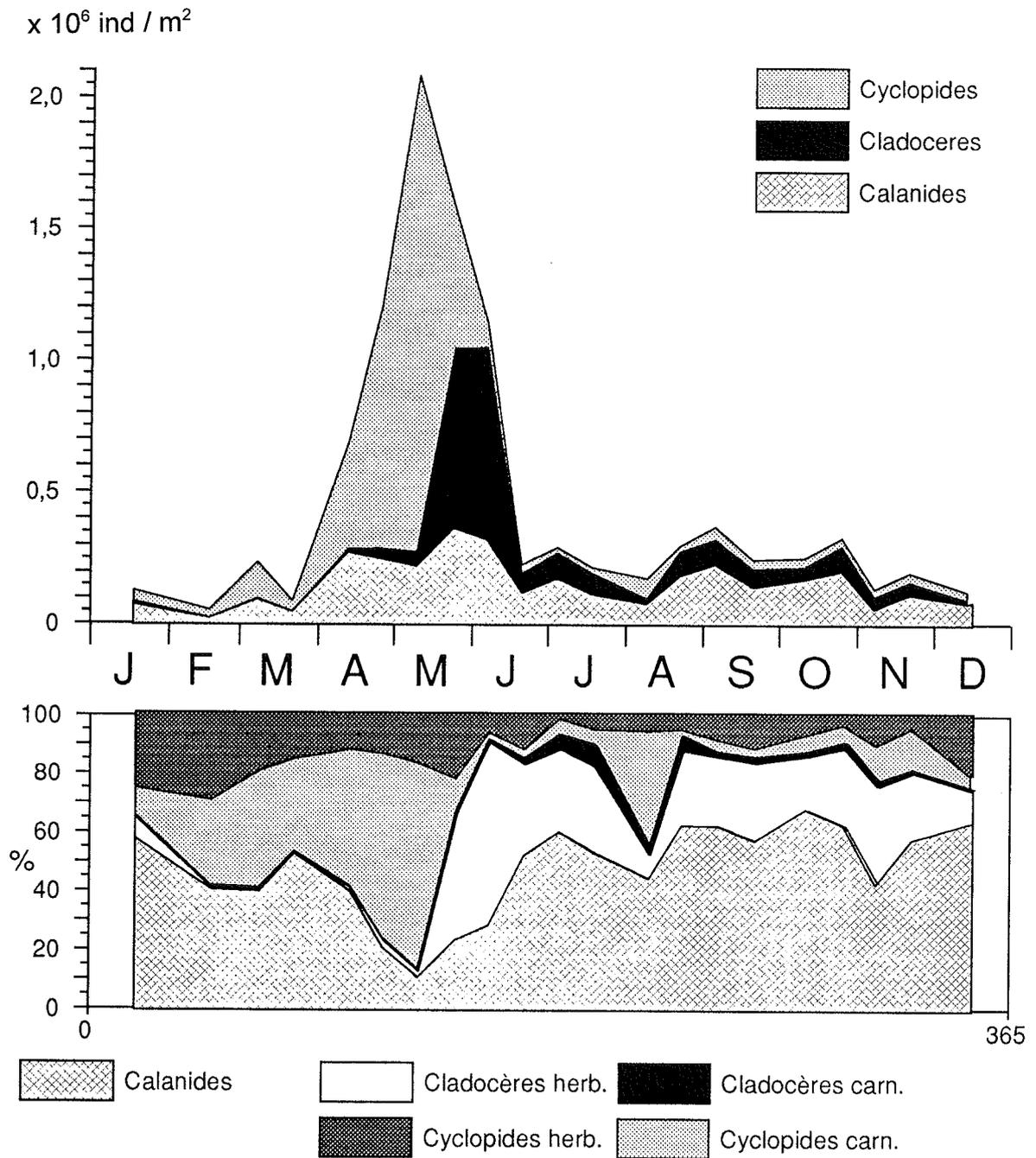


Figure 4 : Variations saisonnières de l'abondance des entomostracés (ind/m²) et importance relative des différents groupes (Léman, SHL2, 1994).

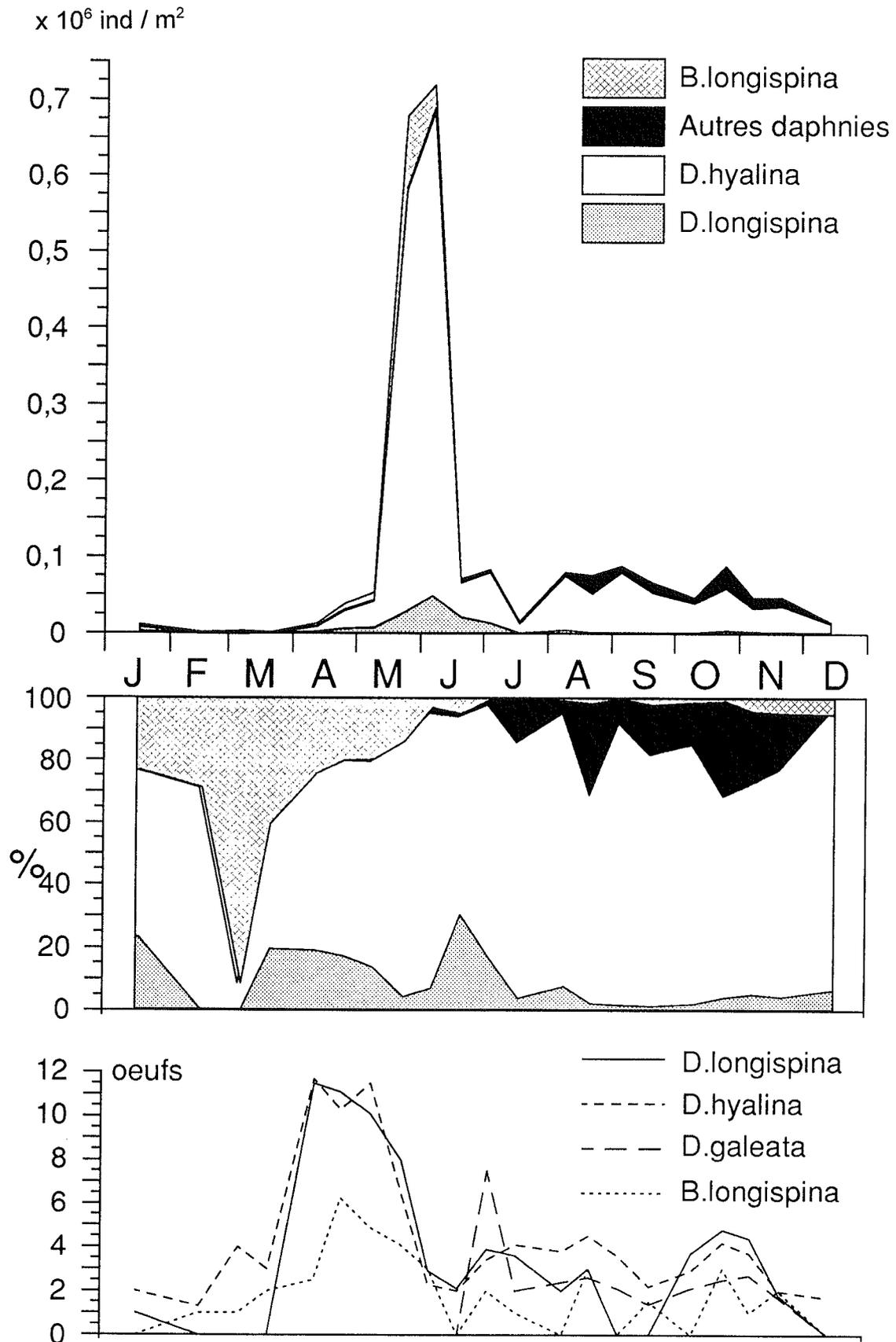


Figure 5 : Evolution saisonnière des cladocères herbivores (ind/m^2) et de la fertilité des femelles ovigères (Léman, SHL2, 1994).

TABLEAU 5 - Evolution de l'abondance des cladocères herbivores (ind/m²) (Léman, SHL2)

	1992	1993	1994
Moyenne annuelle	96'000	109'000	95'100
Pic de printemps (date)	586'000 (01.06) (pic majeur)	769'000 (07.06) (pic majeur)	718'200 (06.06) (pic majeur)
Pic d'automne (date)	158'000 (22.09)	252'000 (24.11)	86'900 (25.19)

Succédant à la phase des eaux claires concomitante de la phase de développement saisonnier des daphnies, le déclin estival de ces cladocères herbivores relève de plusieurs causes (BALVAY, 1994) dont la réduction de l'importance des pontes d'oeufs par parthénogénèse (figure 6), l'apparition de la reproduction sexuée et la prédation exercée par les poissons et les cladocères prédateurs *Leptodora* et *Bythotrephes*.

La reproduction sexuée a été peu importante cette année, les mâles de daphnies n'ayant été observés qu'en octobre et novembre 1994.

Toujours numériquement moins abondants que les cladocères herbivores, les cladocères prédateurs (*Leptodora kindtii* et *Bythotrephes longimanus*) présentent des effectifs proches de ceux observés en 1993 (figure 6). Leur abondance accrue dans le milieu naturel durant la saison estivale constitue l'une des causes principales de la chute drastique de la population de daphnies.

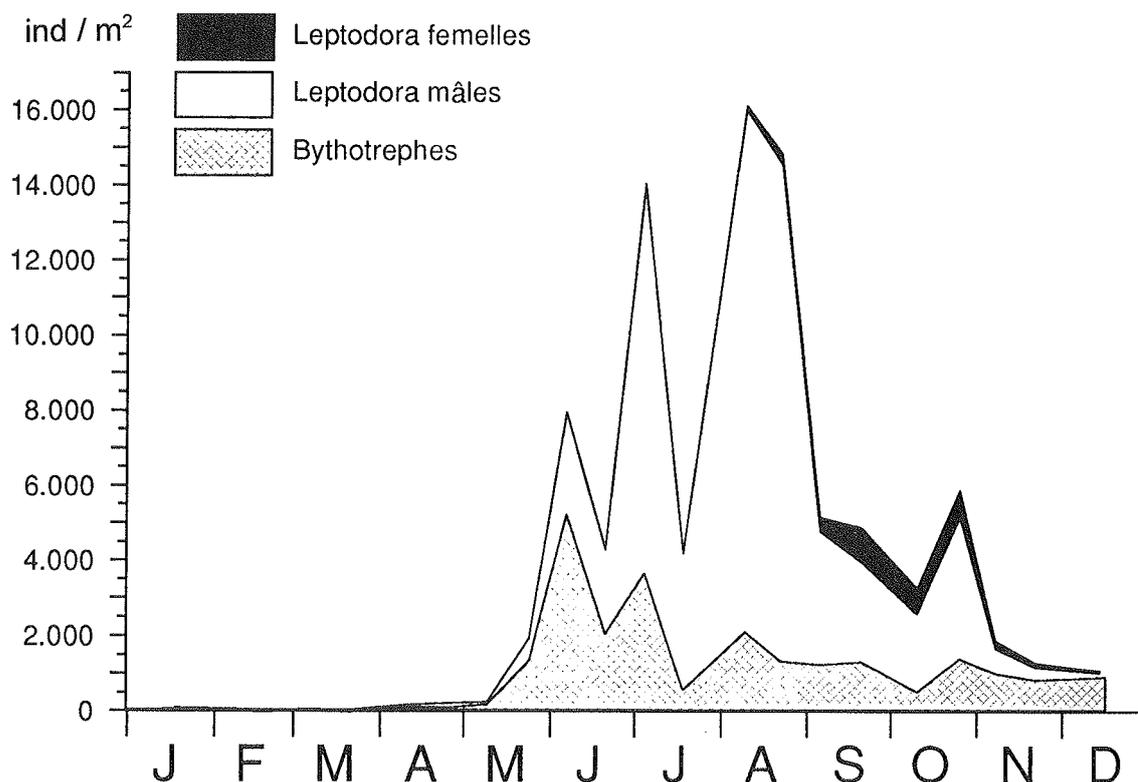


Figure 6 : Evolution saisonnière des cladocères prédateurs (ind/m²) (Léman, SHL2, 1994).

4.2.3 Calanides

La population moyenne annuelle d'*Eudiaptomus gracilis* est en régression continue depuis 1992, en raison des faibles effectifs d'hiver, de l'effondrement de la population automnale et malgré une augmentation des effectifs printaniers (tableau 6).

Cette espèce plurivoltine a produit au moins 3 générations en 1994 (4 en 1993). Dans son ensemble, cette population présente des fluctuations d'abondance plus marquées qu'en 1993 (figure 7).

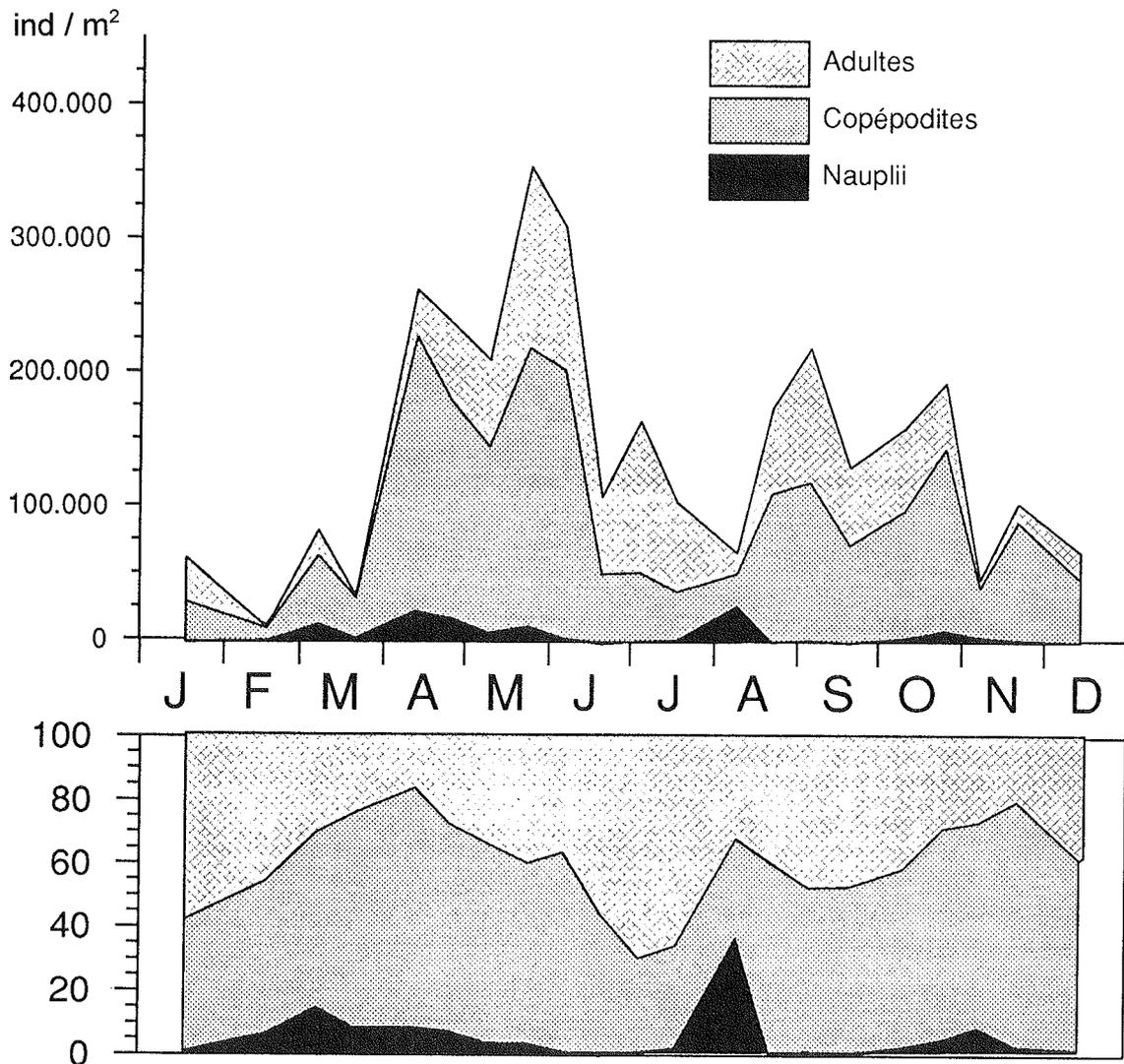


Figure 7 : Evolution saisonnière (ind/m²) et importance relative des différents stades de développement des calanides (Léman, SHL2, 1994).

TABLEAU 6 - Evolution de l'abondance des calanides (ind/m²) (Léman, SHL2)

	1992	1993	1994
Moyenne annuelle	231'000	199'000	152'000
Pic d'hiver (date)	320'000 (17.03)	183'000 (05.04)	274'100 (12.04)
Pic de printemps (date)	619'000 (01.06) (pic majeur)	309'000 (07.06)	366'200 (24.05) (pic majeur)
Pic d'été (date)	184'000 (07.09)	216'000 (23.08)	230'400 (05.09)
Pic d'automne (date)	230'000 (14.10)	413'000 (21.09) (pic majeur)	204'900 (25.10)

4.2.4 Cyclopidés

Les cyclopidés sont représentés essentiellement par *Cyclops vicinus* et *C. prealpinus*, les autres espèces (*Megacyclops gigas*, *Acanthocyclops robustus* et *Mesocyclops leuckarti*) n'apparaissent que durant des périodes limitées et avec des effectifs extrêmement réduits.

Les cyclopidés présentent, comme les cladocères et les calanides, une abondance plus réduite qu'en 1993 (tableau 7).

Les variations saisonnières demeurent toujours très importantes, avec la majorité des individus apparaissant au milieu du printemps. Cet important pic printanier est dû en partie à l'arrivée dans le domaine planctonique des copépodites (stade 4) de *Cyclops vicinus* initialement confinés dans les sédiments où ils se trouvaient en diapause (figure 8), mais surtout à une importante participation des nauplii issus d'une reproduction intense liée à la douceur de l'hiver 1993-1994.

TABLEAU 7 - Evolution de l'abondance des cyclopidés (ind/m²) (Léman, SHL2)

	1992	1993	1994
Moyenne annuelle	129'000	276'000	197'100
Pic de printemps (date)	874'000 (04.05) (pic majeur)	2'355'000 (17.05) (pic majeur)	1'807'400 (09.05) (pic majeur)
Pic d'automne (date)	49'000 (22.09)	106'000 (24.11)	78'500 (09.08)

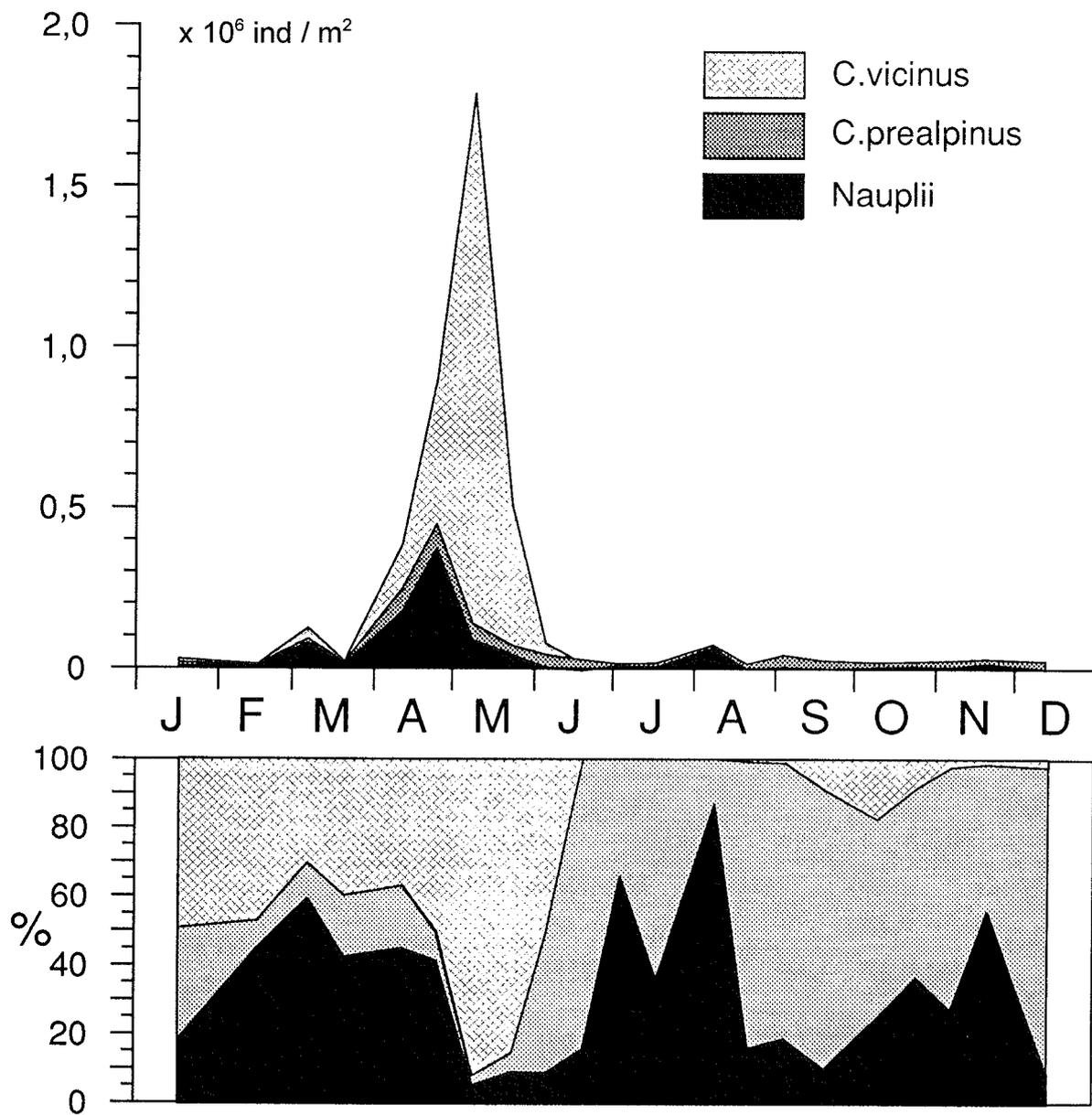


Figure 8 : Abondance saisonnière (ind/m²) et importance relative des principales espèces de cyclopidés (Léman, SHL2, 1994).

5. LA BIOMASSE ZOOPLANCTONIQUE

Les calculs de biomasse (poids frais) du zooplancton ont été effectués selon la procédure décrite antérieurement (BALVAY, 1992). Les mêmes classes de taille ont été utilisées, les limites de taille doublant d'une classe à la suivante (tableau 8).

TABLEAU 8 - Répartition des grands groupes zooplanctoniques dans les différentes classes de taille

Classe No	1	2	3	4	5	6	7	8
Limites de classes (mm)	0.06	0.12	0.25	0.5	1	2	4	8
	à 0.12	à 0.25	à 0.5	à 1	à 2	à 4	à 8	et +
Rotifères	x	x	x	x				
Calanides		x	x	x	x			
Cyclopidés		x	x	x	x			
Cladocères			x	x	x	x		
<i>Bythotrephes</i>					x	x		
<i>Leptodora</i>					x	x	x	x

La figure 9 présente la répartition de la biomasse zooplanctonique entre les différentes classes de taille et son évolution saisonnière.

La biomasse maximale du zooplancton (poids frais en g/m²) est toujours constituée d'organismes de taille comprise entre 0.5 et 2 mm. La biomasse saisonnière maximale a été constituée le 24 mai 1994 par la classe 5 (1-2 mm : daphnies adultes et copépodes pré-adultes et adultes), le second pic d'abondance le 9 mai ayant été le fait de la classe 4 (0.5-1 mm : daphnies juvéniles et copépodites de cyclopidés et de calanides).

Bien que les effectifs des entomostracés aient été en diminution en 1994, on constate une augmentation de la biomasse annuelle moyenne qui passe de 34.7 g/m² en 1993 à 41.1 g/m² en 1994, liée à l'abondance accrue des organismes de grande taille, appartenant en particulier à la classe 5, mais également aux classes supérieures (6, 7 et 8).

L'apparente contradiction existant entre la diminution du biovolume sédimenté et l'augmentation de la biomasse tient au fait que ces deux types de résultats ne sont pas directement comparables, la biomasse étant calculée à partir du dénombrement des individus alors que le biovolume sédimenté résulte d'une mesure directe de l'échantillon recueilli.

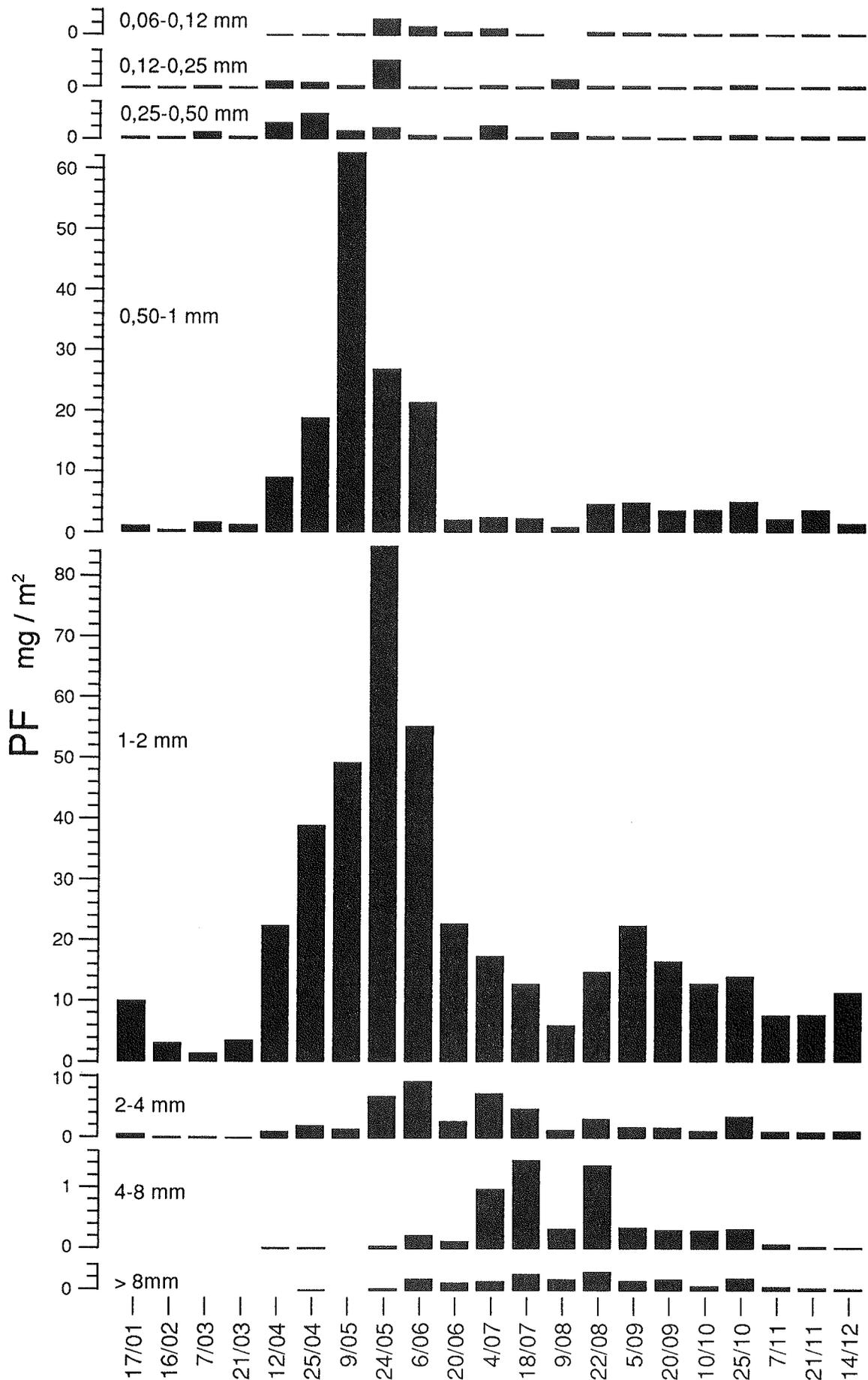


Figure 9 : Répartition de la biomasse totale du zooplancton (poids frais en mg/m^2) entre les différentes classes de taille (Léman, SHL2, 1994).

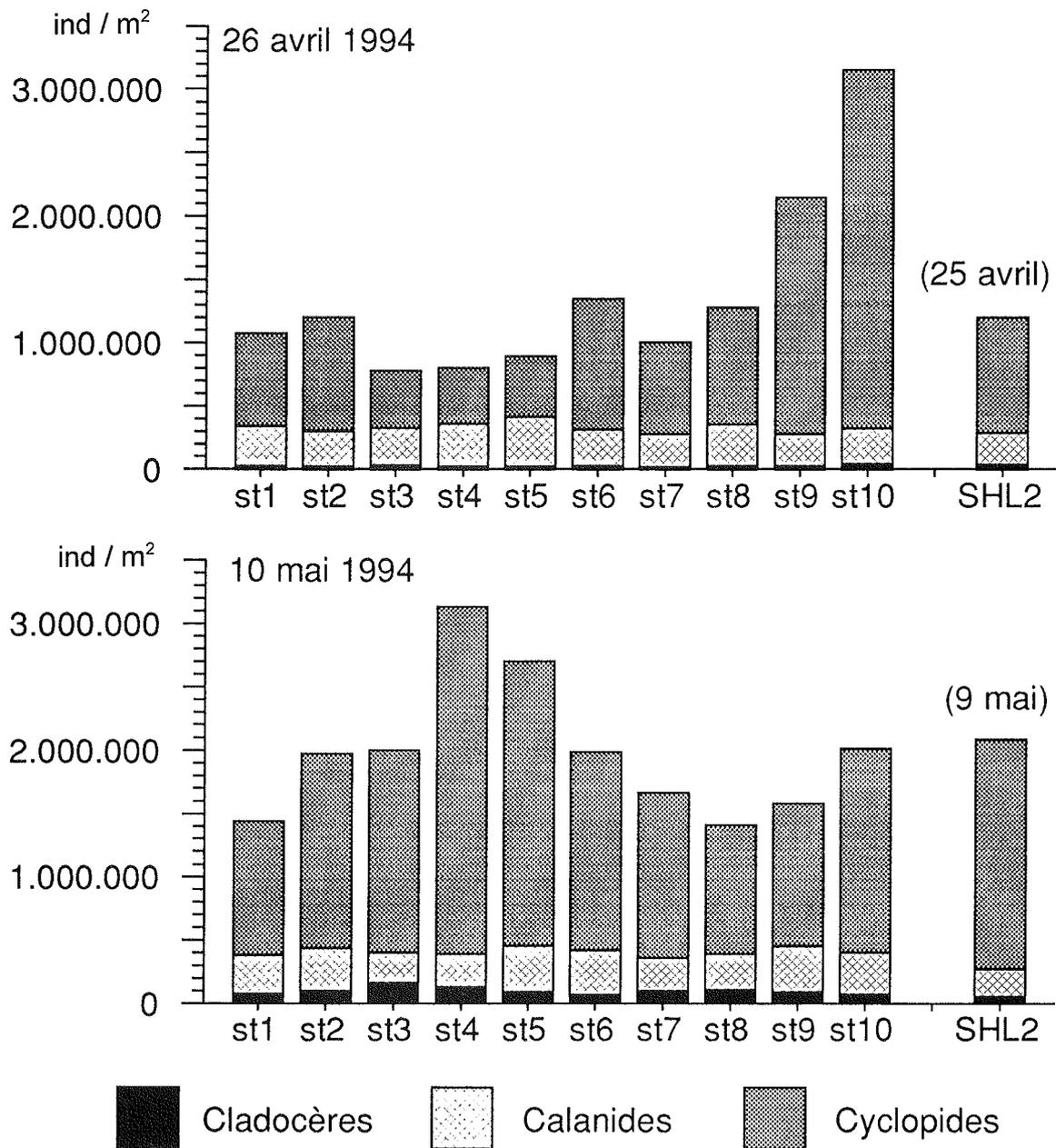


Figure 10 : Abondance des entomostracés zooplanctoniques (ind/m²) au long d'un transect de Rolle (st 1) à Thonon (st 10) et comparaison avec la station pélagique de référence SHL2.

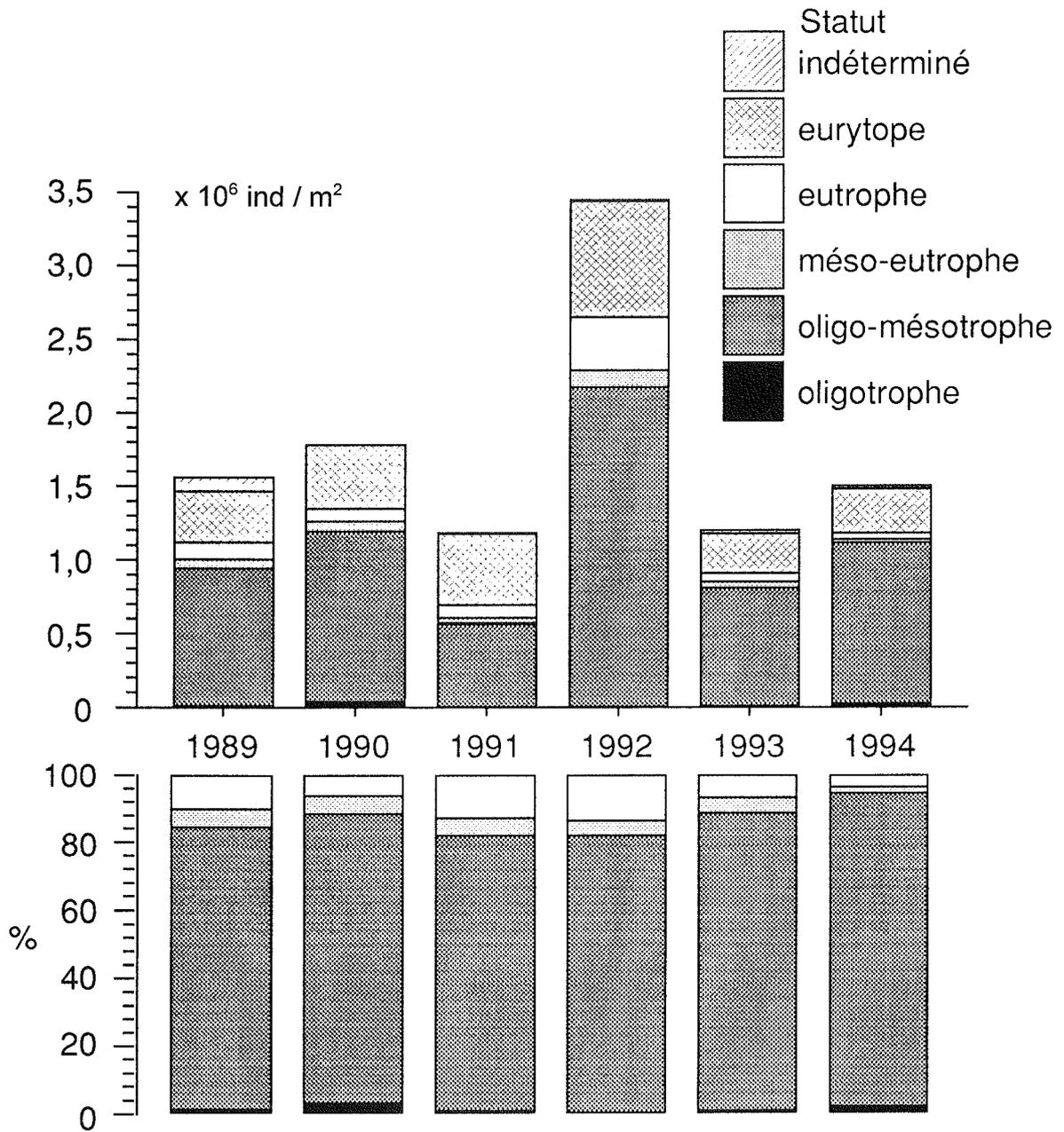


Figure 11 : Répartition des différentes associations de rotifères en fonction de leur statut d'indicateur de trophie (Léman, SHL2).

6. HETEROGENEITE SPATIALE DU ZOOPLANCTON CRUSTACEEN

Une approche de l'hétérogénéité spatiale du zooplancton a été abordée à partir de dix stations réparties le long d'un transect allant de Rolle (st 1) à Thonon (st 10) les 26 avril et 10 mai 1994. Les valeurs obtenues à la station SHL2 ont été incluses dans la figure 10 bien que ces prélèvements aient été réalisés la veille de chaque transect.

Il est aisé de constater une hétérogénéité spatiale importante au long du transect Rolle-Thonon, la répartition des organismes n'étant pas comparable d'une campagne à l'autre. Le 26 avril, la zone pélagique est relativement pauvre en zooplancton alors que deux semaines plus tard elle apparaît plus densément peuplée que les zones proches du littoral. La côte française (st 10) étant toutefois plus riche en organismes que la côte suisse (st 1) lors des deux campagnes.

La station pélagique SHL2 se situe globalement à l'intérieur de l'intervalle des variations observées dans les autres stations. A cette période de l'année, les cyclopidés constituent la fraction dominante du zooplancton et leurs variations spatiales d'abondance conditionnent fortement l'hétérogénéité observée.

7. CONCLUSIONS

La température moyenne annuelle des eaux de surface (0-20 m) en 1994 (10.8 °C) est comparable à celle de l'année précédente (10.7 °C).

Les rotifères sont un peu plus abondants qu'en 1993 alors que les entomostracés dans leur ensemble sont en régression, entraînant une nette diminution du biovolume sédimenté dont la valeur est comparable à celle observée en 1968 durant la phase d'augmentation du niveau de trophie du Léman. La biomasse moyenne annuelle est cependant en augmentation en raison de la représentation plus importante des grandes classes de tailles en 1994.

L'évolution du niveau de trophie du Léman exprimé à partir de la composition qualitative et quantitative des rotifères montre cette année encore que l'amélioration de l'état du lac se poursuit (figure 11). En excluant les espèces à statut actuellement indéterminé ainsi que les espèces eurytopes susceptibles de coloniser une infinie variété de milieux, la biocénose pélagique rotatorienne a été caractérisée en 1994 par une prépondérance accrue des espèces oligotrophes (malgré tout peu nombreuses et avec de faibles effectifs) et surtout oligo-mésotrophes, avec une régression des espèces méso-eutrophes et eutrophes.

BIBLIOGRAPHIE

- BALVAY, G. (1984) : Premières données sur l'évolution quantitative des entomostracés planctoniques dans le lac Léman. *Schweiz. Z. Hydrol.* 46 (2), 224-229.
- BALVAY, G. (1992) : Evolution du zooplancton du Léman. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1991*, 99-113.
- BALVAY, G. (1994) : Evolution du zooplancton du Léman. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993*, 107-122.
- 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*.
- REVACLIÉ, R., DRUART, J.C. et PELLETIER, J.P. (1995) : Evolution du phytoplancton du Léman. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1994*.

CARACTÉRISTIQUES DES POPULATIONS DE DREISSÈNES DU LÉMAN, ÉVALUATION DE LEUR INTÉRÊT COMME BIOINDICATEUR DE LA QUALITÉ DES EAUX DU LAC

Campagne 1994

PAR

Daniel GERDEAUX et Marie Christine PERRET

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

Claude CORVI et Sophal KHIM-HEANG

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

Kristin BECKER VAN SLOOTEN et Joseph TARRADELLAS

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

Jean-Louis RIVIERE

INRA, UNITÉ DE TOXICOLOGIE MÉTABOLIQUE ET D'ECOTOXICOLOGIE, BP 83, F - 69280 MARCY L'ETOILE

Gérard LARBAIGT

AGENCE DE L'EAU RHÔNE-MÉDITERRANÉE-CORSE, F - 69310 PIERRE-BENITE

RESUME

*Ce programme a pour but d'étudier divers paramètres relatifs à la dynamique des populations de Dreissènes (*Dreissena polymorpha*) au stade larvaire et adulte (structure des populations en classe de taille, densité de fixation des larves pédivéligères, allométrie de la coquille), afin de vérifier les possibilités d'utilisation à l'échelle du lac, et d'étudier certaines fonctions enzymatiques (acétylcholinestérases et estérases carboxyliques) susceptibles de constituer des biomarqueurs de pollution.*

Parallèlement à ces travaux, et à partir de prélèvements effectués sur les mêmes sites, ont été déterminées dans la chair des mollusques bivalves, les concentrations en divers contaminants métalliques, organiques et organométalliques.

Il est constaté que les populations de Dreissènes du Léman présentent une forte implantation permettant leur utilisation éventuelle comme organisme bioindicateur sur tout le pourtour du lac.

Ce sont les propriétés bioaccumulatrices des mollusques bivalves qui sont actuellement exploitables avec le plus de profit, au niveau d'un réseau d'observation. Les résultats montrent la complémentarité de cette approche, par rapport aux poissons (niveaux de contamination métallique différents); de plus, la sédentarité de ces organismes est un intérêt supplémentaire pour la mise en évidence de pollutions localisées.

Les propriétés bioaccumulatrices se traduisent par des concentrations dans la chair, supérieures à celles de 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 (concentrations nettement supérieures aux poissons dans les ports). Il n'a pas été mis en évidence de mercure dans la chair des mollusques bivalves.

L'utilisation des estérases carboxyliques n'est pas exploitable actuellement au niveau d'un réseau d'observation; elle nécessite au préalable des études poussées, en termes de localisation des points de prélèvement, de période d'échantillonnage et de variabilité des activités individuelles des organismes, pour justifier un éventuel intérêt.

1. INTRODUCTION

Les mollusques bivalves ont des caractéristiques physiologiques et comportementales (sédentarité, filtration de volumes d'eau importants pour la nourriture, bioaccumulation de certains xénobiotiques), qui les ont fait retenir comme sentinelles, dans certains réseaux d'observation de la qualité des eaux : Mussel Watch aux Etats-Unis, RNO (Réseau National d'Observations du milieu marin) de l'IFREMER en France, utilisant tous les deux la moule marine *Mytilus edulis*.

La moule d'eau douce (*Dreissena polymorpha*), dite moule zébrée, qui occupe maintenant une grande place dans l'écosystème lémanique (biomasse importante, nourriture des canards plongeurs au stade adulte et des perches au stade larvaire), peut donc être un élément clé du suivi de la qualité du Léman. Au cours des années passées, ce mollusque a déjà été utilisé comme bioaccumulateur d'organoétains (BECKER et al., 1992), et une étude liminaire biométrique a été réalisée sur le Léman (MERCIER, 1982).

Ce programme préliminaire de recherches a pour but d'évaluer l'intérêt de cet organisme comme bioindicateur de la qualité des eaux du lac.

2. DESCRIPTIF

Le programme de recherche réalisé en 1994 a eu pour objectif d'étudier divers paramètres relatifs à la dynamique des populations aux stades larvaire et adulte (structure des populations de Dreissènes en classe de taille, densité de fixation des larves pédivéligères, allométrie de la coquille), afin de vérifier les possibilités d'utilisation à l'échelle du lac, et d'étudier certaines fonctions enzymatiques (acétylcholinestérases et estérases carboxyliques), susceptibles de constituer des biomarqueurs de pollution. Le choix de ces biomarqueurs, par rapport à d'autres (enzymes cytochrome P450 dépendants, en particulier) a été guidé par les connaissances bibliographiques (publications sur la moule marine) et les possibilités des laboratoires. Cette partie des travaux a été conduite par l'Institut de Limnologie (INRA) de Thonon.

Parallèlement à ces travaux, et à partir de prélèvements effectués sur les mêmes sites, les concentrations en divers contaminants métalliques, organiques et organométalliques ont été déterminées dans la chair des mollusques bivalves. Ces déterminations ont été effectuées par le Service du chimiste cantonal de Genève et l'Institut de Génie de l'Environnement de l'Ecole polytechnique fédérale de Lausanne.

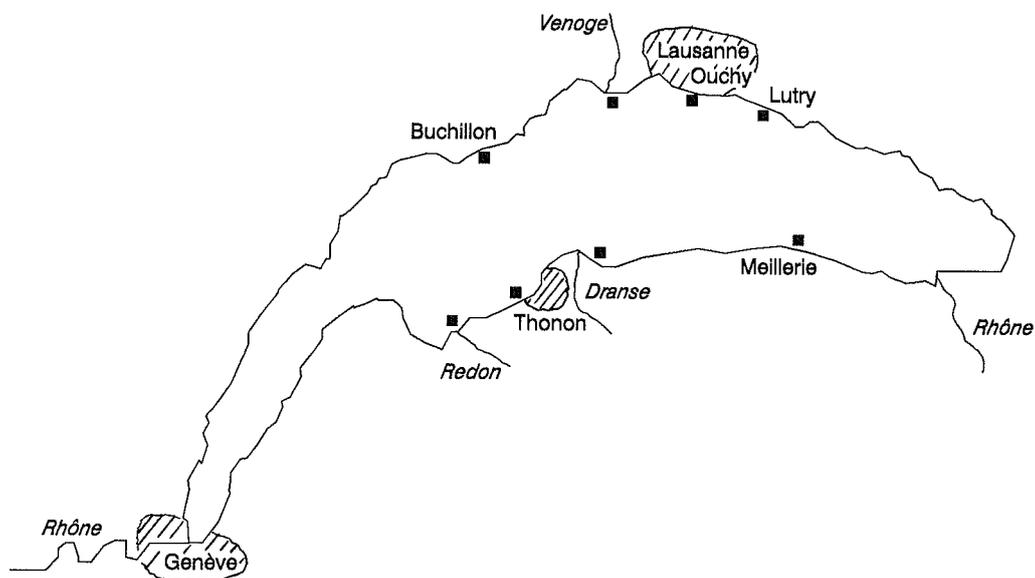


Figure 1 : Situation des points de prélèvement

3. DYNAMIQUE DES POPULATIONS LARVAIRES DES DREISSENES

3.1 Généralités

La phase larvaire des Dreissènes passe par deux stades distincts : un stade planctonique pendant lequel la larve mobile est entraînée par le courant et un stade benthique se caractérisant par la fixation des larves pédivéligères à un substrat. Les larves se fixent de mai à septembre (JANTZ et NEUMANN, 1992) sur divers substrats naturels (cailloux, plantes, autres invertébrés) ou sur des substrats artificiels que l'on peut immerger. Leur densité de fixation atteint un maximum entre 2 et 4 mètres de la surface à proximité des côtes (STANCZYKOWSKA et LEWANDOWSKI, 1993). Le passage d'un stade à l'autre est très délicat et peut entraîner un taux de mortalité de 97 % des larves.

L'étude de la dynamique des populations larvaires de Dreissènes permet d'obtenir des indications sur le fonctionnement et la structure des populations à ce stade de développement et de comparer ces résultats avec ceux obtenus par d'autres auteurs dans des lacs différents. Cette étude a également pour objectif de mettre en évidence une relation entre la présence de polluants sur différents sites et un éventuel échec à la fixation des larves.

3.2. Protocole

Afin d'obtenir des informations sur la dynamique de fixation des larves de Dreissènes et d'évaluer un éventuel impact de la pollution sur ce stade de développement, des substrats artificiels (supports de scotch-brites 16 x 14 cm) ont été immergés à trois mètres de la surface par lot de trois durant 1, 2 ou 4 semaines sur les huit sites du Léman (figure 1). Après chaque prélèvement, les substrats ont ensuite été conservés isolément dans des sacs plastiques puis placés dans une glacière pour la durée du transport. Au laboratoire les substrats ont été lavés sur un tamis de 100 μm , puis les larves ont été fixées dans 150 ml d'alcool puis dénombrées et mesurées (largeur de la coquille) à partir de 5 ml soit 1/30 du volume total.

La température de l'eau a été mesurée régulièrement durant toute l'expérimentation du 5 juin 1994 au 27 septembre 1994. Suite à de violents orages et à divers incidents, des supports ont été perdus et seules les données provenant de Thonon, Ouchy et Redon sont exploitables.

3.3. Résultats et discussion

3.3.1 Dynamique larvaire

Nos résultats montrent que la dynamique de fixation des larves dépend étroitement de la température de l'eau (figure 2). Très peu, voire aucune larve pédivéligère n'a été observée avant le mois de juillet (température inférieure à 20 °C). La densité de fixation des larves augmente ensuite progressivement mais de façon très irrégulière, pour atteindre deux pics. Le premier se situe autour du 14 juillet 1994 et le second nettement plus important, le 8 août 1994. Puis la densité de larves fixées diminue en septembre. Au cours de l'été (mi-juillet) une brutale chute de la température a provoqué une inhibition de la fixation des larves sur les substrats.

Selon BORCHERDING (1992), la phase de reproduction serait déclenchée par une élévation de la température de l'eau en dessus de 12 °C. En Europe, les larves apparaissent 2 à 3 jours après que la température ait atteint 14 à 16 °C (O'NEILL et MACNEILL, 1991) et sont au stade pédivéligère 8 à 15 jours après. Dans le Léman, la fécondation s'est probablement produite lorsque la température de l'eau en surface était de 18 °C. La dynamique de fixation des larves observées cette année dans le Léman est proche des résultats obtenus par GARTON et HAAG (1992). Ces auteurs avaient observé l'apparition des larves à la fin du printemps (avril, mai), elles atteignaient une densité maximale au milieu de l'été (juillet-août) et disparaissaient à l'automne (septembre-octobre). Lors de la saison estivale, la distribution des larves était marquée par deux pics. Néanmoins cette année, les larves sont apparues plus tardivement dans le Léman (début juillet).

Les larves pédivéligères se fixent selon la même dynamique sur l'ensemble des trois sites étudiés (figure 2b). Donc apparemment la présence de pollution sur le site d'Ouchy (organoétain) ne semble pas avoir d'effet inhibiteur sur la dynamique temporelle de fixation des larves.

La densité des larves présentes sur les substrats prélevés à Ouchy après quatre semaines d'exposition n'est que légèrement supérieure à celle mesurée sur les substrats après deux semaines d'immersion (figure 2c). Il semblerait qu'il y ait un phénomène de saturation des substrats. Il n'est donc pas nécessaire de laisser les substrats immergés durant une trop longue période; les résultats obtenus ne seraient d'ailleurs pas représentatifs de la densité de larves présentes dans l'eau. De plus, il devient difficile de détacher les larves des substrats.

3.3.2 Structure en classe de taille des larves pédivéligères

Les larves fixées sur les substrats prélevés après une semaine d'immersion à Thonon présentent des distributions unimodales semblables sur toute la saison estivale (excepté le 30 août où une plus importante densité de larves de petites tailles se sont fixées, figure 3). Le mode se situe entre 0.6 unité micro soit 0.198 mm (juillet) et 0.7 unité micro soit 0.271 mm (août-septembre). La taille de la coquille des larves se fixant sur les substrats augmente légèrement au cours de la saison estivale.

Les distributions des larves fixées sur les substrats prélevés après deux semaines d'immersion se caractérisent par la présence de deux, voire trois modes (sauf en septembre), ceci est particulièrement net sur les substrats prélevés au mois d'août (figure 4). Ces deux modes correspondent à deux phases successives de libération des gamètes.

Les larves fixées sur les substrats prélevés après quatre semaines d'immersion à Ouchy présentent des distributions bimodales plus accentuées que précédemment (figure 5). Le premier mode correspond à des larves de taille comprise entre 0.7 (août) à 0.9 unités micro (juillet) soit entre 0.271 et 0.298 mm. Le second mode varie entre 1.1 (0.363 mm, septembre) à 1.5 unités micro (0.495 mm, août). La taille des larves fixées à Ouchy après quatre semaines est plus élevée qu'à Thonon après deux semaines d'immersion. Donc apparemment les larves parviennent à se fixer et à se développer sur les substrats artificiels.

3.3.3 Mortalité des Dreissènes

Sur l'ensemble des relevés la mortalité enregistrée reste relativement faible (tableau 1) sauf pour le site de Thonon suite à la chute de la température de l'eau à fin septembre, et pour le site de la Dranse (une seule donnée). Aucune fixation n'a été observée à Lutry sur les trois premières semaines de juillet, mais les substrats ont probablement été déplacés.

TABLEAU 1 - Taux de mortalité (en %) des larves de Dreissènes observé dans les substrats

Date	Thonon	Ouchy	Redon	Buchillon	Dranse	Meillerie
04.07.94	3.2		1.5		51.6	
14.07.94	0.4	35.5	1.3	30.0		2.0
25.07.94	4.3	2.3	12.7	12.0		
02.08.94	2.5		5.2	10.9		
08.08.94	4.7	16.5				
16.08.94	15.0					
23.08.94	16.0	16.7				
30.08.94	9.8					
13.09.94	4.5	23.5				
27.09.94	50.0					

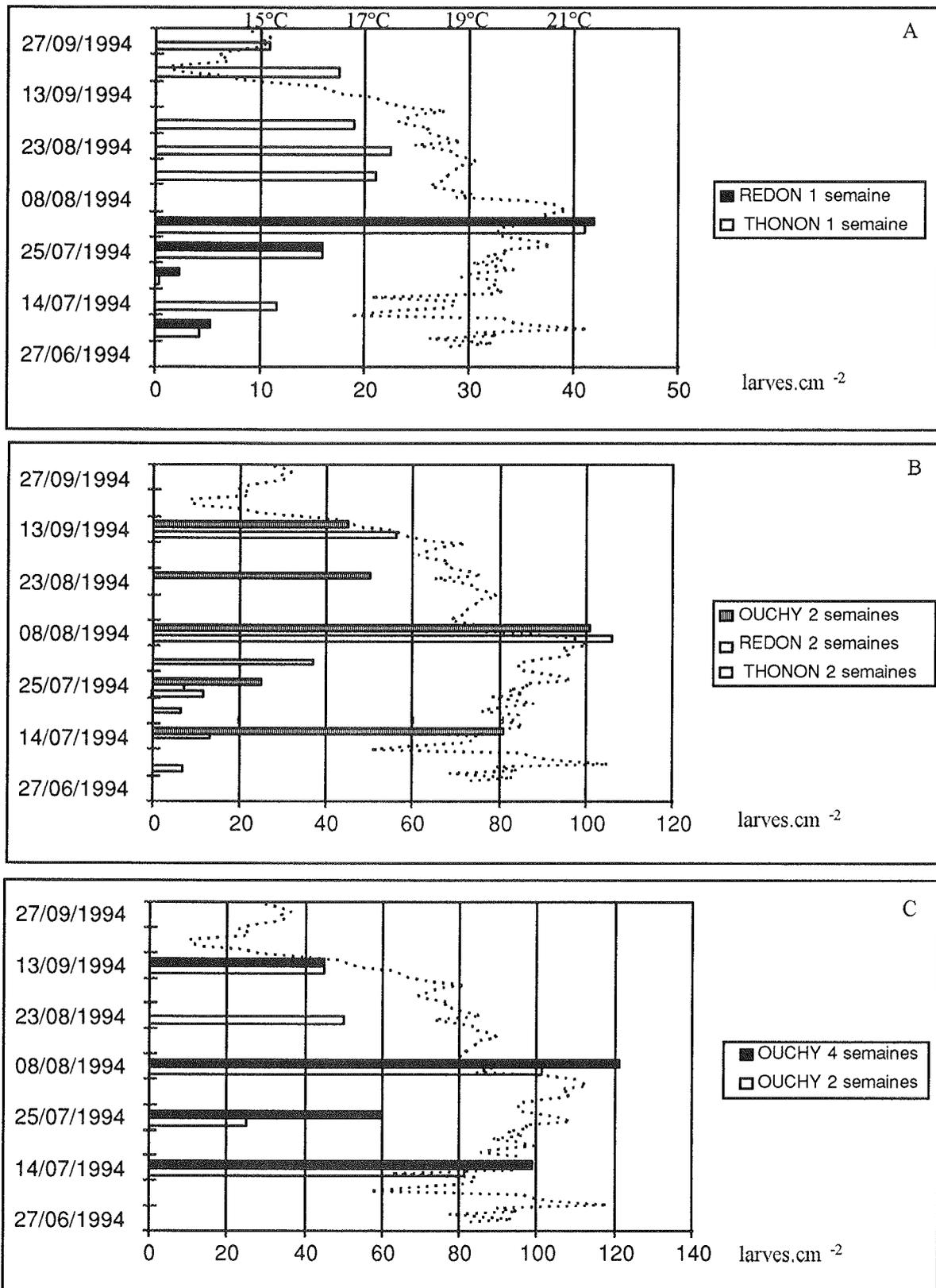


Figure 2 : Densités des larves de Dreissènes sur les substrats artificiels au cours de l'été 1994 pour les sites de Thonon, du Redon et d'Ouchy, et pour des durées d'immersion de 1 à 4 semaines. La courbe des températures de l'eau de surface du lac est indiquée en trait pointillé.

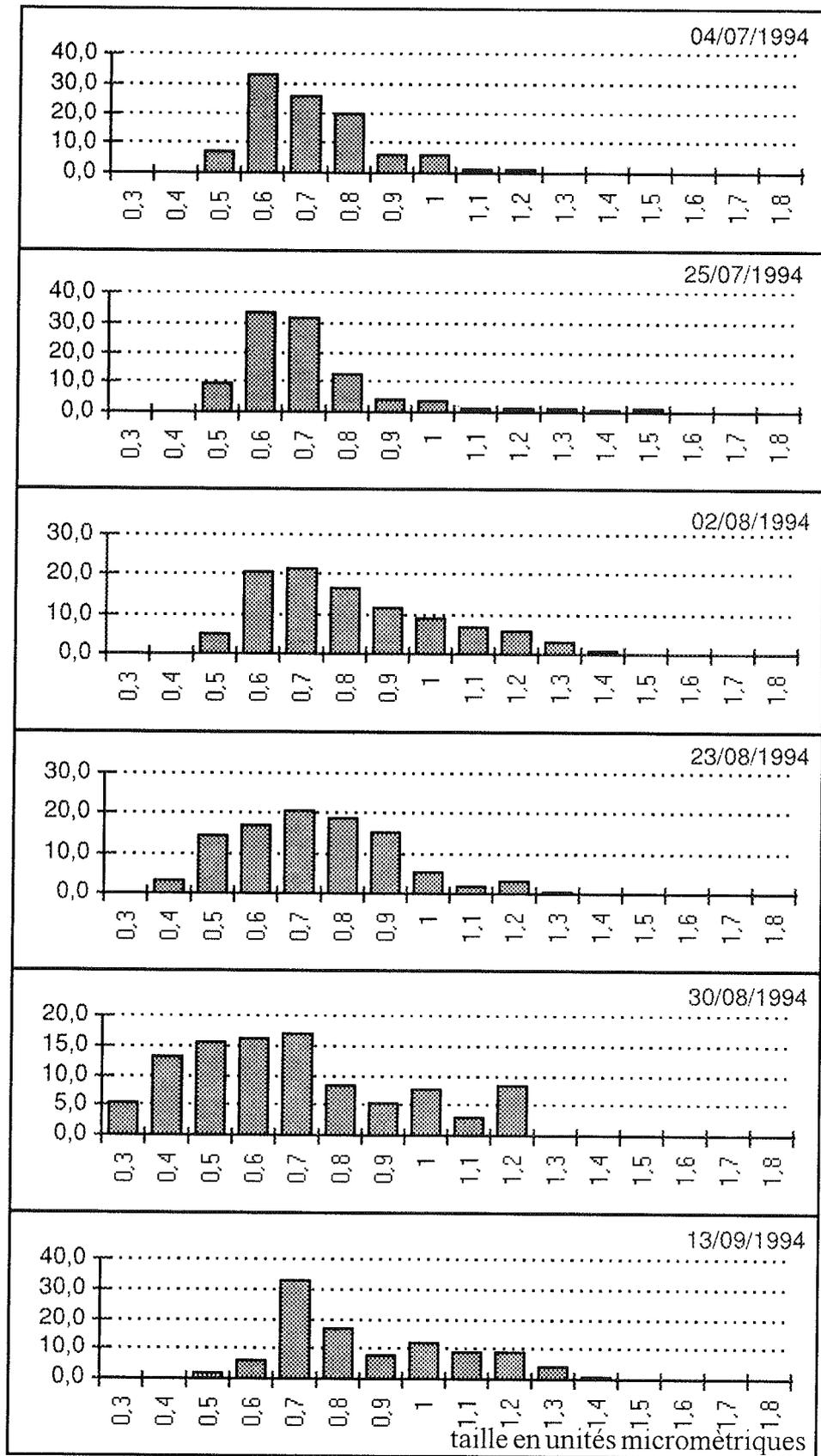


Figure 3 : Répartition des tailles des jeunes Dreissènes sur des substrats laissés une semaine à Thonon. La date du prélèvement est précisée sur chaque graphique. La taille est indiquée en unités micrométriques : 3 unités égalent 1 mm.

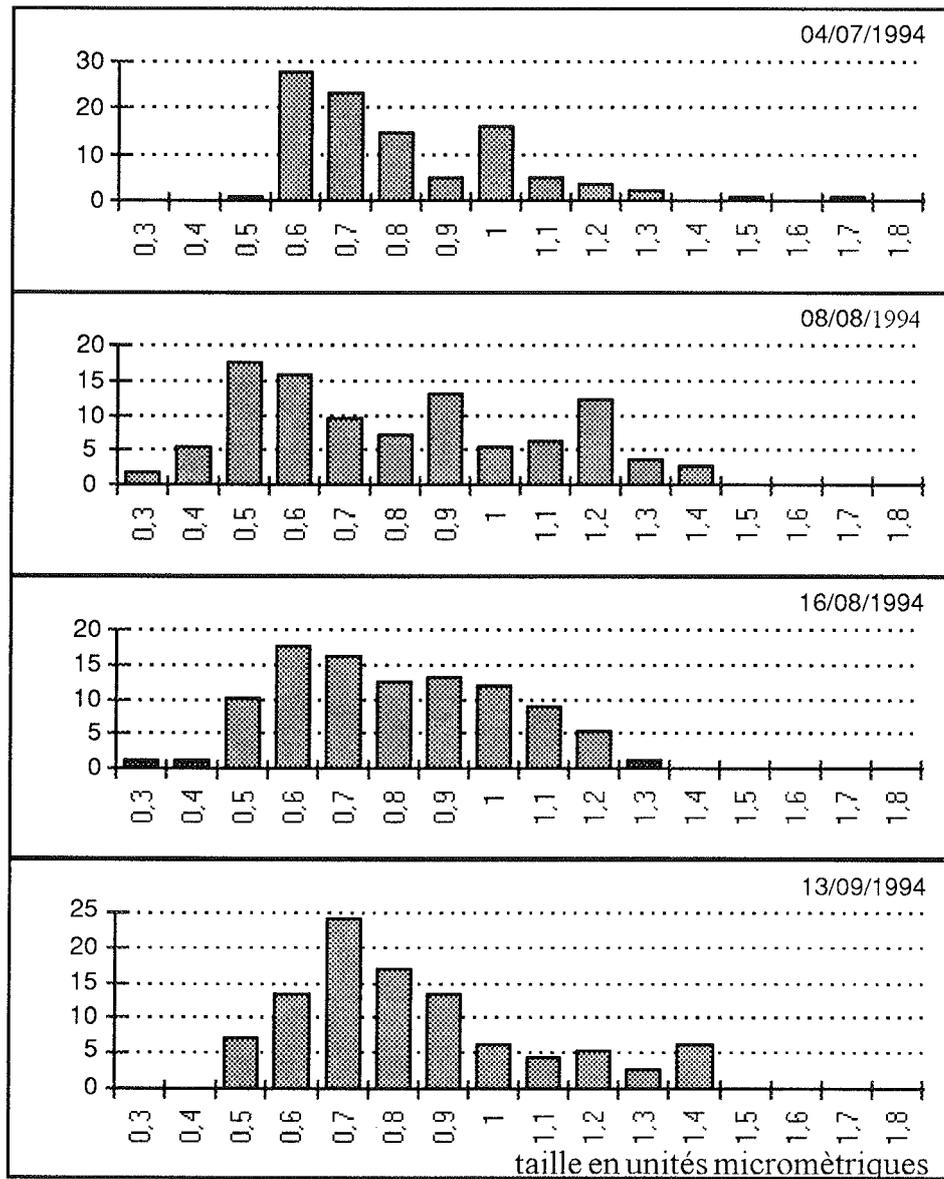


Figure 4 : Répartition des tailles des jeunes Dreissènes sur des substrats laissés deux semaines à Thonon. La date du prélèvement est précisée sur chaque graphique. La taille est indiquée en unités micrométriques : 3 unités égalent 1 mm.

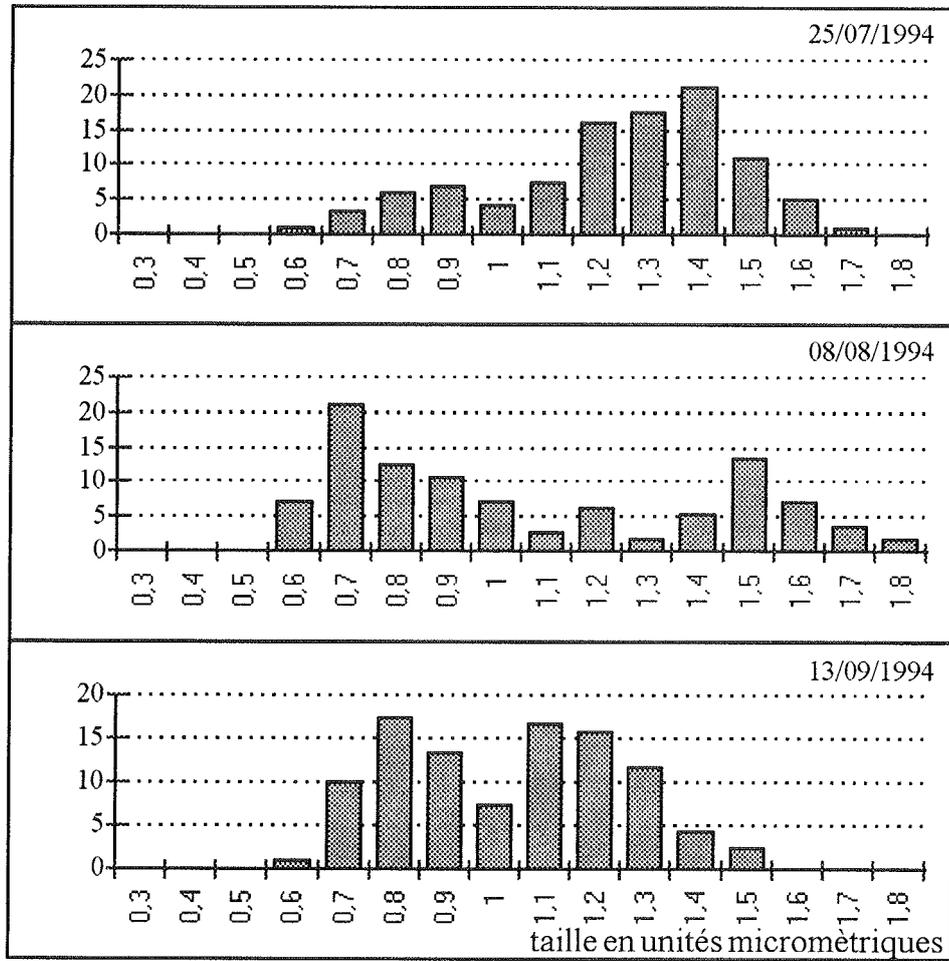


Figure 5 : Répartition des tailles des jeunes Dreissènes sur des substrats laissés quatre semaines au port d'Ouchy, prélevés les 25 juillet, 8 août et 13 septembre 1994. La taille est indiquée en unités micrométriques : 3 unités égalent 1 mm.

4. DYNAMIQUE ET ALLOMETRIE DE POPULATIONS DE DREISSENES ADULTES

L'étude de la structure en classe de taille et de l'allométrie de la coquille de Dreissènes provenant de sites différents et donc de populations différentes, permet d'obtenir des informations sur la structure en âge des populations en place et de mettre en évidence un éventuel effet de la pollution de certains sites sur ces populations. Il est également important, lorsque l'on recherche à appliquer des tests écotoxicologiques, que l'espèce utilisée présente les mêmes caractéristiques (même distribution en âge; étant donné qu'il est difficile d'estimer l'âge de ces mollusques bivalves, la taille peut être utilisée comme critère de maturité).

4.1 Protocole

Des Dreissènes ont été échantillonnées sur sept des sites précédemment décrits. Pour les stations de Meillerie, de Thonon, du Redon et de la Dranse, des Dreissènes ont été prélevées à trois profondeurs différentes (5, 10 et 15 m). Pour les autres stations, les Dreissènes ont été récoltées à une seule profondeur (Ouchy : 2 m, Venoge : 1.5 m et Buchillon : 3 m). Trois paramètres ont été mesurés à l'aide d'un pied à coulisse : la longueur, la largeur et la hauteur de la coquille (figure 6).

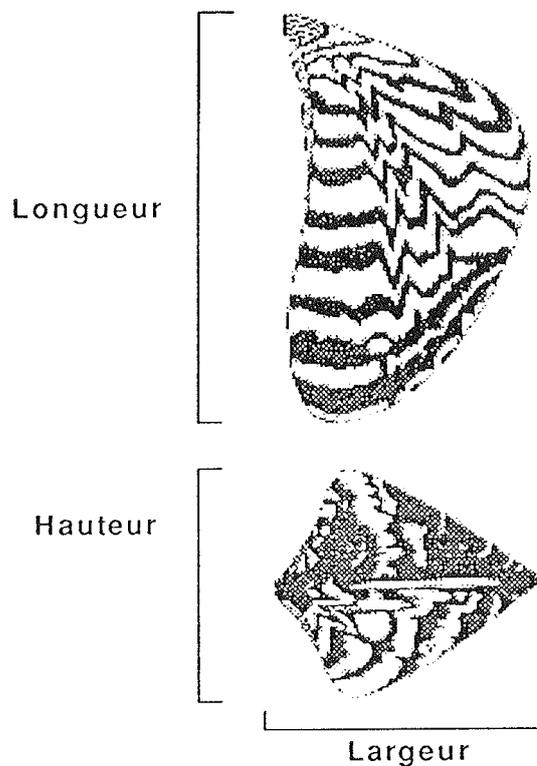


Figure 6 : Paramètres mesurés sur la coquille de Dreissène

4.2 Résultats et discussion

4.2.1 Distribution des Dreissènes par classe de taille

Les Dreissènes ont été réparties dans des classes de taille (longueur de la coquille) de 0.2 mm d'intervalle, variant de 0 à 32 mm. Les distributions des Dreissènes sont comparées en fonction de la profondeur pour les sites de la Dranse, de Meillerie, du Redon et de Thonon, puis en fonction des sites d'échantillonnage (figure 7).

Comparaison des distributions en classe de taille des Dreissènes en fonction de la profondeur

Les distributions des Dreissènes échantillonnées à 5 m et à 15 m à Meillerie sont semblables (figure 7a). De même, pour le site de Thonon les Dreissènes présentent des distributions comparables entre 10 m et 15 m. Par contre, pour les autres sites les distributions des Dreissènes échantillonnées à 5, 10 et 15 m sont significativement différentes.

La distribution de la taille des Dreissènes qui se développent à proximité de l'embouchure du Redon à 5 et 10 m, est très étalée avec la présence de deux modes correspondant à deux cohortes. La première regroupe des individus de petites tailles (2 et 4 mm). Les prélèvements pour ces sites ayant eu lieu en avril, cette cohorte correspond à des Dreissènes âgées d'environ un an, nées lors de la période de reproduction de l'année précédente. La seconde cohorte (20 mm) correspond à des Dreissènes âgées de deux voire trois ans. Par contre, la distribution des Dreissènes échantillonnées à 15 m est plus regroupée, avec un maximum d'individus mesurant entre 16 et 18 mm âgés pour la majorité d'environ deux ans. Selon STANCZYKOWSKA et LEWANDOWSKI (1993) les jeunes Dreissènes ont tendance à se trouver près de la surface et les adultes à des profondeurs plus importantes.

Pour les Dreissènes échantillonnées à proximité de la Dranse et dans une moindre mesure à Thonon, le phénomène inverse est observé : à savoir une légère augmentation du nombre de Dreissènes de petites tailles avec la profondeur. Pour ces sites, ainsi qu'à Meillerie, les Dreissènes de grandes tailles ont tendance à se retrouver près de la surface (5 m). Il se peut que la prédation exercée par les canards, les poissons ou les écrevisses soit plus sévère à 5 mètres qu'à 10 et 15 mètres sur ces sites.

Comparaison des distributions des Dreissènes échantillonnées à 5 mètres ou moins en fonction des sites

La structure en âge des Dreissènes échantillonnées à 5 mètres est très différente d'un site à l'autre (figure 7b). Les sites de la Dranse, de Meillerie et de Thonon se caractérisent par l'absence de Dreissènes d'un an. Les sites de la Venoge, de Buchillon et d'Ouchy présentent approximativement la même structure en âge à savoir une génération de Dreissènes d'un an environ ainsi qu'une génération de deux ans. La présence de tributylétain à Ouchy ne semble pas influencer la reproduction puisque des jeunes individus parviennent à se développer. Seul le site de la Venoge se distingue par la présence d'une génération de moins d'un an et par une troisième génération d'environ trois ans.

Des études antérieures ont démontré que la distribution en âge des Dreissènes évoluait de façon considérable au cours de l'année (DORGÉLO, 1993). Il serait donc intéressant de suivre l'évolution de ces populations en fonction du temps ce qui nous permettrait de connaître leur fonctionnement. Il est en effet difficile de définir la structure en âge des ces populations sur un prélèvement. Divers facteurs telles qu'une épidémie, une pollution temporaire, ou une forte compétition pour les éléments nutritifs et la prédation peuvent profondément modifier la structure d'une population.

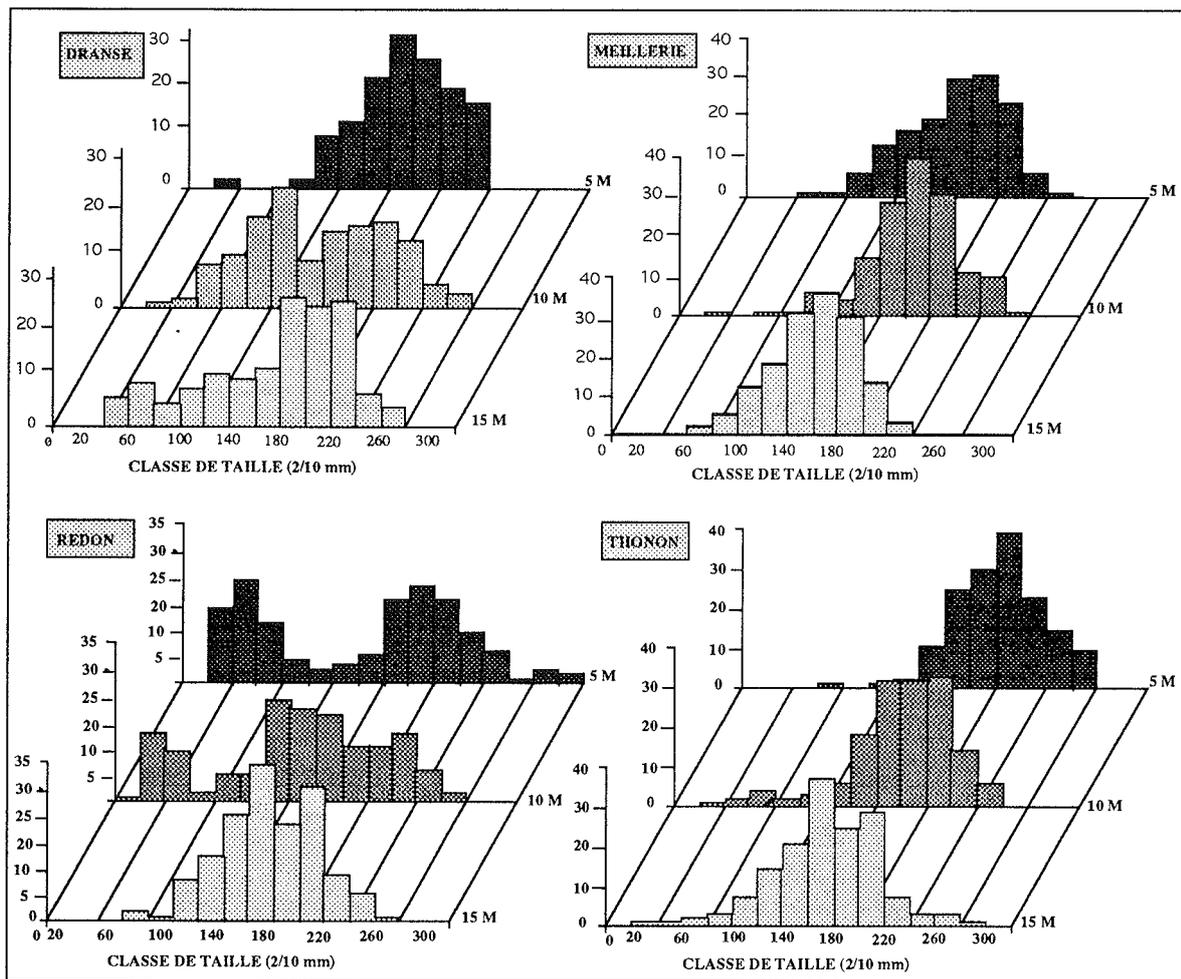


Figure 7a : Distribution en classe de taille des Dreissènes échantillonnées sur 4 sites du Léman en fonction de la profondeur. Les classes de tailles correspondent à un intervalle de 0.2 millimètres. L'axe des ordonnées correspond au nombre d'individus.

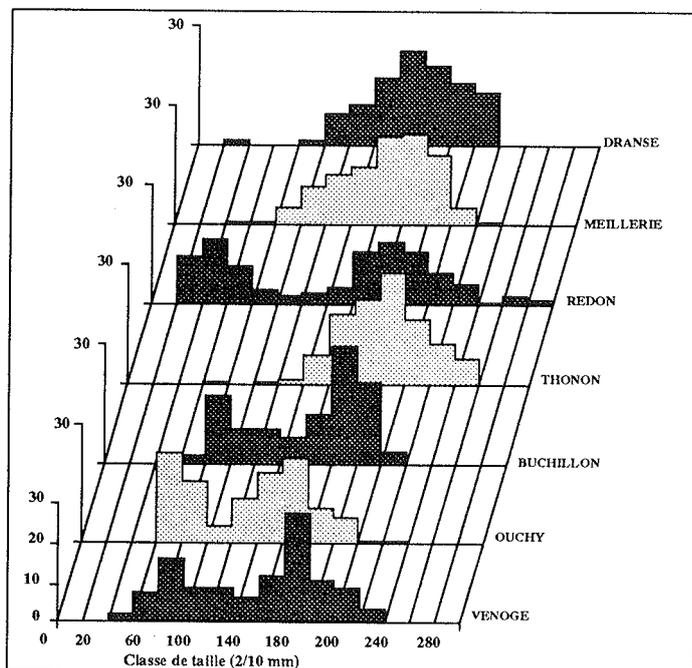


Figure 7b : Distribution en classe de taille de Dreissènes échantillonnées sur 7 sites du Léman à 5 m et moins de profondeur. Les classes de tailles correspondent à un intervalle de 0.2 millimètres. Les effectifs de Dreissènes par classe sont exprimés en fréquence relative.

4.2.2 *Allométrie sur les paramètres morphologiques des Dreissènes.*

Pour de nombreux organismes d'âges différents on observe la relation $y = a.x^b$ entre deux variables morphologiques x et y . Nous avons donc testé si, chez la Dreissène, ce modèle explique la relation entre longueur-largeur, longueur-hauteur et largeur-hauteur. Ce modèle pouvant être linéarisé : $\ln y = a.\ln x + b$, un test de conformité de la régression se rapportant à l'analyse de variance a été réalisé pour chaque site, chaque profondeur et sur les trois relations morphométriques. Dans tous les cas, la régression est hautement significative. Une comparaison de la structure morphologique a été réalisée en comparant les pentes des droites de régression en fonction de la profondeur et entre les sites. Dans un premier temps nous avons testé si ces pentes étaient parallèles, puis dans un second temps si les droites parallèles étaient confondues.

Les pentes des droites de régression estimées à partir de Dreissènes échantillonnées à diverses profondeurs sont, pour la majorité, significativement différentes. Les Dreissènes ne présentent donc pas des relations d'allométrie différentes à 5, 10 et 15 mètres. Les pentes des droites de régression des Dreissènes échantillonnées à 5 mètres ou moins de profondeur ont également été comparées entre les sites. Des relations comparables ont été observées entre Dreissènes provenant de divers sites. Cependant il est surprenant de constater que deux populations différentes peuvent présenter une, voire deux, relations d'allométrie significativement semblables et une troisième différente. C'est notamment le cas des populations de la Venoge et de Buchillon qui présentent la même relation largeur-hauteur et longueur-largeur. Par contre les Dreissènes de ces deux sites diffèrent pour la relation longueur-hauteur.

Quelques sites présentent une des trois relations d'allométrie identique mais jamais les trois. La morphologie de la coquille de Dreissènes semble donc légèrement variable d'un site à l'autre.

Discussion

Les résultats obtenus mettent en évidence la diversité morphologique des populations entre les sites. Divers auteurs ont démontré qu'il existait une très grande variabilité au niveau de la forme de la coquille (MORTON, 1993) et ont signalé la présence de variabilité au niveau de l'allométrie de la Dreissène (MACKIE, 1993). La morphologie des Dreissènes dépend des conditions du milieu, de la température, des éléments nutritifs, de l'intensité des courants ainsi que de la concentration en calcium.

5. BIOMARQUEURS ENZYMATIQUES

Les insecticides organophosphorés et carbamates provoquent une inhibition d'enzymes particulières appartenant à la famille des estérases, inhibition pouvant être, dans certains cas, irréversible et provoquer la mort de l'organisme exposé. Actuellement, peu d'études ont porté sur l'utilisation de biomarqueurs enzymatiques et aucune, à notre connaissance, sur l'utilisation des activités estérasiques comme indicateur de pollution chez les Dreissènes. Cependant, ces biomarqueurs offrent l'avantage d'être spécifiques à une classe de polluants et de donner des informations quantitatives sur une éventuelle exposition d'un organisme à ces xénobiotiques. Notre travail consiste à estimer la sensibilité des estérases de Dreissènes à ces produits, et de voir si ce biomarqueur permet de localiser la présence de pesticides de ce type dans le Léman.

5.1 Protocole

Pour mesurer un éventuel impact de ces pesticides sur les activités estérasiques des Dreissènes (*Dreissena polymorpha*), quatre expérimentations ont été réalisées :

- a. une comparaison des activités acétylcholinestérase (AChE) et estérase carboxylique (CbE) sur les moules d'eau douce (*Dreissena polymorpha*) et des moules marines (*Mytilus edulis*) afin d'estimer la possibilité d'utiliser ces activités comme biomarqueur,
- b. une étude *in vitro* par préincubation d'homogénats de Dreissènes avec huit organophosphorés et deux carbamates,
- c. une expérimentation *in vivo* en exposant des Dreissènes échantillonnées à Thonon à de l'aldicarbe, un carbamate très toxique utilisé comme nématicide dans le traitement des sols (BARRON et MERRIAM, 1988),
- d. une étude *in situ* en mesurant le niveau d'activité des CbEs de Dreissènes échantillonnées sur les huit stations du Léman précédemment décrites.

L'objectif de ces expérimentations est d'évaluer la sensibilité des CbEs des Dreissènes à ces produits toxiques, d'observer une inhibition éventuellement plus importante *in vivo* que *in vitro* due à la bioaccumulation des pesticides et/ou une inhibition dépendant du temps, et enfin d'évaluer l'effet des pesticides présents dans le milieu naturel sur les Dreissènes.

5.1.1 Produits chimiques

Aldicarbe (2-méthyl-2-(méthylthio)propionaldéhyde *O*-méthylcarbamoyloxime), carbofuran (2,3-dihydro-2,2-diméthylbenzofuran), chlorfenvinphos (2-chloro-1-(2,4-dichlorophényl) vinyl diéthylphosphate), dichlorvos (2,2-dichlorovinyl diméthylphosphate), diméthoate (*O,O*-diméthyl *S*-méthylcarbamoylméthylphosphorodithioate), malathion diéthyl (diméthoxyphosphinothiolythio)succinate), parathion (*O,O*-diéthyl, *O*-4-nitrophénylphosphorothioate), tétrachlorvinphos (2-chloro-1-(2,4,5-dichlorophényl)vinyl diméthylphosphate) et les produits d'oxydation du parathion et du malathion (paraoxon et le malaaxon, respectivement) ont été obtenus chez Ets Cluzeau (France). Le colorant Fast Blue BN a été obtenu chez Sigma (France). Les autres produits chimiques sont de pureté analytique.

5.1.2 Préparation de l'homogénat

Les Dreissènes échantillonnées sont placées dans une glacière puis congelées à - 20 °C. Après décongélation des Dreissènes à température ambiante, la coquille et le byssus sont enlevés. Les tissus mous sont ensuite pesés puis homogénéisés dans un milieu tampon (3 volumes de tampon phosphate-calcique (0.1 M pH 7.4; CaCl₂, 2H₂O : 0.5 mM)), à l'aide d'un homogénéiseur de Potter (verre Téflon). L'homogénat est centrifugé (Beckman J21-C) durant 15 minutes à 8'000 g, le surnageant est fractionné en parties aliquotes qui sont ensuite congelées à - 20° C.

5.1.3 Mesures enzymatiques

Les protéines ont été dosées selon la méthode de BRADFORD (1976) adaptée au lecteur de microplaques.

L'activité acétylcholinestérase (AChE) est mesurée selon la méthode d'ELLMAN et al. (1961) adaptée au lecteur de microplaques par GALGANI et BOCQUENE (1991). L'absorbance est lue à 405 nm. Les volumes réactionnels sont constitués de : 5 μ l de DTNB (acide 5,5' -dithiobis-2-nitrobenzoïde Sigma, 10 mM pour 10 ml de phosphate pH 7.0, 100 mM et de 15 mg de sodium bicarbonate), 150 μ l de tampon phosphate (0.1M, pH 8.0), 1 μ l d'acétylthiocholine 79 mM auquel est ajouté 25 μ l d'homogénat.

L'activité estérase carboxylique (CbE) est mesurée au spectrophotomètre selon la méthode de Van ASPEREN (1962). Le milieu réactionnel est constitué de 250 μ l de tampon phosphate/calciq (0.05 M, pH 7.4; CaCl₂ 0.5 mM) de 10 μ l d'homogénat de 5 μ l d'acétate d'alpha-naphtyle (0.05 M) dilué dans de l'éthanol 100 % et de 195 μ l d'eau. Après 5 minutes, la réaction est stoppée par addition de 2.5 ml de colorant (1 mg/ml de Fast Blue Sigma dans une solution aqueuse de sodium dodécyl sulfate à 1 %). Après 15 minutes, l'absorbance est lue à 600 nm au spectrophotomètre (Shimadzu[®] MPS 2'000). Pour l'expérimentation *in vitro*, 10 μ l d'homogénat, 80 μ l de tampon et 10 μ l d'inhibiteur sont préincubés durant 30 minutes à la température de la pièce. 10 μ l de substrat et 890 μ l de tampon sont ensuite ajoutés. La réaction est stoppée par addition de 2.5 ml de colorant.

5.2 Résultats et discussion

Des études préliminaires ont été réalisées afin d'estimer si les activités estérasiques variaient avec la taille (ou l'âge) des Dreissènes. Pour cela, des Dreissènes ont été classées en fonction de la longueur de leur coquille en quatre classes de tailles (0.5 - 1.5 cm; 1.5 - 2.0 cm; 2.0 - 3.0 cm et 1.2 - 2.4 cm). Les résultats obtenus (données non présentées) indiquaient que l'activité estérasique était constante quelle que soit la taille des individus. Afin d'obtenir des groupes homogènes et approximativement de même poids, les Dreissènes sont calibrées entre 1.2 - 2.4 cm.

5.2.1 Comparaison des activités acétylcholinestérasiques et estérasiques carboxyliques de la Dreissène et de la moule marine

Plan expérimental

L'activité CbE a été mesurée sur 30 Dreissènes prises individuellement et l'activité AChE sur 30 moules marines (*M. edulis*) et 30 Dreissènes. Les homogénats obtenus à partir des individus des deux espèces ont été préparés puis dosés dans les mêmes conditions. La comparaison de ces activités entre les deux espèces de mollusques bivalves nous permettra de savoir s'il est possible de développer ce biomarqueur chez la Dreissène. Les moules marines (*M. edulis*) utilisées lors de cette étude ont été achetées dans une grande surface et conservées au réfrigérateur avant d'être congelées.

Résultats et discussion

L'activité AChE chez la Dreissène est très faible (1.7 ± 0.06 nmol/mg/min; $n=30$) en comparaison à celle mesurée chez la moule marine (8.8 ± 2.9 nmol/mg/min; $n=30$). Les données existantes dans la littérature semblent démontrer que l'activité AChE chez les mollusques bivalves est faible en comparaison de celle mesurée chez les vertébrés et les crustacés aquatiques. L'activité AChE spécifique mesurée sur diverses espèces marines par GALGANI et BOCQUENE (1990) était de 345 ± 48 U/mg/protéines chez la moule marine (*M. edulis*), $8'115 \pm 285$ U/mg/protéines chez la crevette (*Palaemon serratus*), $13'252 \pm 751$ U/mg/protéines chez le carrelot (*Pleuronectes platessa*), $1'422 \pm 142$ U/mg/protéines chez le maquereau, (*Scomber scomber*). De même une grande variabilité semble exister au sein de l'embranchement des mollusques. L'activité AChE mesurée sur l'hémolymphe des divers mollusques est forte chez certains gastéropodes terrestres, modérée chez les céphalopodes, les gastéropodes opisthobranches et quelques bivalves (dont *M. edulis*) et faible chez la plupart des bivalves examinés (HABIG et DI GIULIO, 1991).

Dans nos conditions, l'activité AChE mesurée sur les Dreissènes, nettement inférieure à celle mesurée sur les moules marines (*M. edulis*), est trop faible pour qu'une éventuelle inhibition puisse être observée. Nous avons donc tenté d'augmenter le niveau de cette activité en concentrant les protéines solubles - dont l'acétylcholinestérase qui chez *M. edulis* n'est pas membranaire (VON WACHTENDONK et NEFF, 1978) - par ultracentrifugation et dosage de l'activité sur la fraction cytosolique. L'activité AChE des Dreissènes est effectivement plus élevée dans la fraction cytosolique que dans la fraction microsomique mais reste faible. Il serait possible d'optimiser la méthode de dosage en effectuant une purification de l'enzyme. Cette purification a déjà été réalisée par VON WACHTENDONK et NEFF (1978) sur *M. edulis*. Cependant la réalisation d'une purification est relativement complexe et longue, l'utilisation de cette activité dans ces conditions en tant que biomarqueur n'est donc pas intéressante.

Par contre l'activité CbE est nettement plus élevée (105 ± 31 nmol/mg/min, $n=30$), facilement mesurable par une méthode colorimétrique performante. Des résultats antérieurs ont démontré que l'activité CbE peut être utilisée comme biomarqueur sensible aux insecticides organophosphorés et carbamates sur diverses espèces tels que les oiseaux et les mammifères (THOMPSON, 1991). Il a donc été décidé de réaliser une première étude sur la sensibilité de ces estérases chez la Dreissène.

5.2.2 *Expérimentation in vitro*

Plan expérimental

Des solutions ont été préparées par dilution des pesticides (8 organophosphorés : diméthoate, parathion, paraoxon, dichlorvos, chlorfenvinphos, malathion, malaoxon et tétrachlorvinphos; 2 carbamates : carbofuran et aldicarbe) dans de l'éthanol à 100 %. L'activité enzymatique a été mesurée après préincubation d'homogénats de Dreissènes avec chacun des insecticides et à 5 concentrations (3×10^{-6} , 1×10^{-5} , 3×10^{-5} , 1×10^{-4} , 3×10^{-4} M). Pour chaque produit et à chaque concentration, l'activité CbE a été dosée sur 5 groupes de 12 Dreissènes prélevées à proximité de la station limnologique de Thonon. Les dosages ont été réalisés en aveugle afin d'éviter une éventuelle influence de l'expérimentateur lors des mesures.

Résultats et discussion

Nos résultats montrent que malgré de fortes concentrations en pesticides, l'inhibition de l'activité CbE n'est pas complète pour certains pesticides, notamment pour l'organophosphoré diméthoate et dans une moindre mesure pour les deux carbamates, l'aldicarbe et le carbofuran. A la plus faible concentration, le tétrachlorvinphos, le malaoxon et le dichlorvos ont le plus fort pouvoir inhibiteur (de 70 à 90 % d'inhibition de l'activité initiale) suivis par le chlorfenvinphos, le malathion, et le paraoxon (de 27 à 44 % d'inhibition) puis le carbofuran, le diméthoate, le parathion et l'aldicarbe (1.4 à 5.1 % d'inhibition). La plus faible concentration (3×10^{-6} M) serait équivalente à une concentration de 570-1'100 $\mu\text{g/l}$ d'eau, en se basant sur un poids moléculaire de 190 à 366, en supposant qu'il n'y ait pas de bioconcentration chez les mollusques bivalves. Ce niveau de concentration testé est très largement supérieur à la contamination du milieu naturel. Nos résultats semblent donc démontrer que les estérases carboxyliques des Dreissènes ne sont pas très sensibles à ce type d'insecticides.

5.2.3 *Expérimentation in vivo*

Plan expérimental

Environ 2'500 Dreissènes, échantillonnées dans le Léman ont été calibrées entre 1.2 et 2.4 cm afin d'obtenir un échantillon homogène (CHEVREUIL et TESTARD, 1991). Deux expérimentations successives ont été réalisées à l'Institut de limnologie de Thonon, la première portant sur huit heures, la seconde sur quatre jours.

Pour chaque expérimentation, 1'050 Dreissènes ont été réparties dans 14 aquariums à raison de 75 Dreissènes par aquarium. Les aquariums étaient préalablement installés dans une chambre froide thermostatée à environ 10 °C correspondant à la température de l'eau à cette époque (courant avril). Les Dreissènes ont été déposées dans les aquariums un jour avant le début de l'expérimentation (avant l'adjonction de l'aldicarbe). Parmi ces 14 aquariums, 2 ont été utilisés comme témoins, 4 contenaient une dose de 2.5 mg/l d'aldicarbe, 4 autres comportaient 0.5 mg/l de ce produit et finalement dans les quatre derniers 0.1 mg/l d'aldicarbe a été ajouté. Les solutions d'aldicarbe ont été préparées préalablement à partir d'une solution mère de 25 mg/ml d'aldicarbe dissous dans de l'éthanol à 100 %. Dans chaque aquarium, 25 Dreissènes ont été prélevées pour la première expérimentation toutes les 2, 4 et 8 heures puis pour la seconde expérimentation tous les 1, 2 et 4 jours. Les analyses ont été effectuées sur des groupes de 4 Dreissènes. Donc à partir des 25 Dreissènes prélevées dans un aquarium et à un temps donné, cinq dosages ont été effectués.

Résultats et discussion

L'inhibition des CbEs étant dépendante du temps d'exposition, et les Dreissènes étant supposées bioaccumuler les pesticides, nous nous attendions à ce qu'une exposition prolongée provoque une inhibition plus prononcée. Or, les activités CbEs mesurées sur ces Dreissènes ont présenté des variations significatives mais aucune tendance significative n'a été observée en fonction de la concentration en aldicarbe et la durée d'exposition (figure 8). Cette absence d'inhibition de l'activité CbE à long terme peut-être due à des processus de biodégradation ou de biotransformation par la Dreissène en élément(s) moins ou peu offensif(s) pour les estérases.

Les estérases carboxyliques regroupent un nombre considérable d'enzymes. Le rôle joué par ces enzymes dans la détoxification des xénobiotiques et dans le métabolisme endogène n'est pas clairement connu (WALKER et THOMPSON, 1991). Il se peut que seule une petite fraction d'enzymes soit inhibée par l'aldicarbe et que la méthode de dosage prenant en compte l'ensemble des estérases carboxyliques, ne soit pas suffisamment spécifique pour mettre en évidence une diminution significative de l'activité due à l'inhibition de cette fraction. Il est également fort probable que la variabilité inter- groupes relativement élevée ait pu masquer en partie une éventuelle inhibition.

5.2.4 *Expérimentation in situ*

Plan expérimental

Les Dreissènes ont été prélevées en avril 1994 sur cinq stations du Léman : à proximité des communes de Thonon, de Meillerie, de Buchillon, de Lutry et sur trois stations localisées à l'embouchure d'une rivière : la Dranse, la Venoge et le Redon. Les Dreissènes ont été récoltées à 5 m (Dranse, Meillerie, Redon et Thonon), 1.5 m (Venoge), 2 m (Ouchy) et 3 m (Buchillon). Les mesures ont été réalisées sur des groupes de 12 Dreissènes, à raison de 5 groupes (Thonon et Buchillon), 4 groupes (Dranse, Meillerie et Redon), et 3 groupes (Lutry et Venoge).

Résultats et discussion

Des différences d'activité CbE ont été observées entre les huit sites du Léman. Les Dreissènes échantillonnées sur les sites de Thonon, de Lutry et de la Venoge se caractérisent par des activités CbEs faibles. Inversement les Dreissènes provenant de Meillerie, de Buchillon, d'Ouchy et de la Dranse présentent des activités élevées. Les activités CbEs des Dreissènes échantillonnées au niveau du Redon se situent entre ces deux groupes (figure 9a).

Il est difficile avec nos seules données d'expliquer ces variations. Nous pouvons simplement comparer les résultats observés avec les informations dont nous disposons sur la pollution des sites. Les sites de Buchillon et de Meillerie sont considérés comme non pollués, les mesures obtenues nous servent donc de références. Les effluents provenant de la station d'épuration se trouvant à proximité de la Dranse et la présence d'organoétains à Ouchy n'ont apparemment pas d'effet sur l'activité CbE. Par contre pour les autres stations et plus particulièrement pour la Venoge l'activité CbE est nettement plus faible que celle mesurée sur les sites témoins. Il est possible que ces résultats soient liés à la présence de produits phytosanitaires apportés par la Venoge.

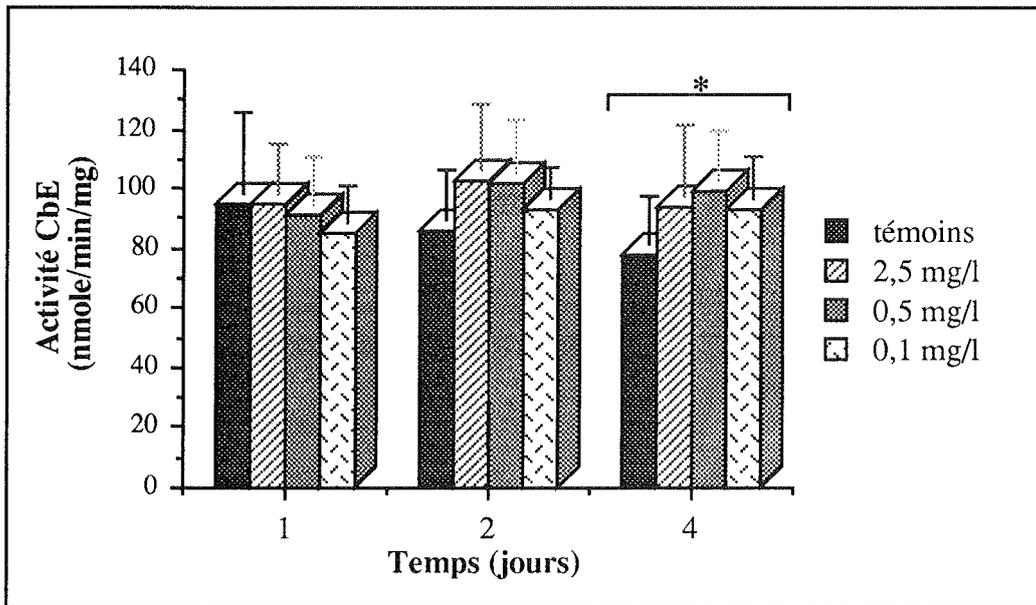


Figure 8a : Variation des activités CbEs de Dreissènes exposées durant 1, 2 ou 4 jours à trois concentrations d'aldicarbe. Les valeurs présentées correspondent à la moyenne des activités mesurées sur 10 groupes de 4 Dreissènes pour les témoins et sur 15 groupes de 4 Dreissènes pour les autres.
* : significativement différents ($p = 0.05$; test de Kruskal Wallis).

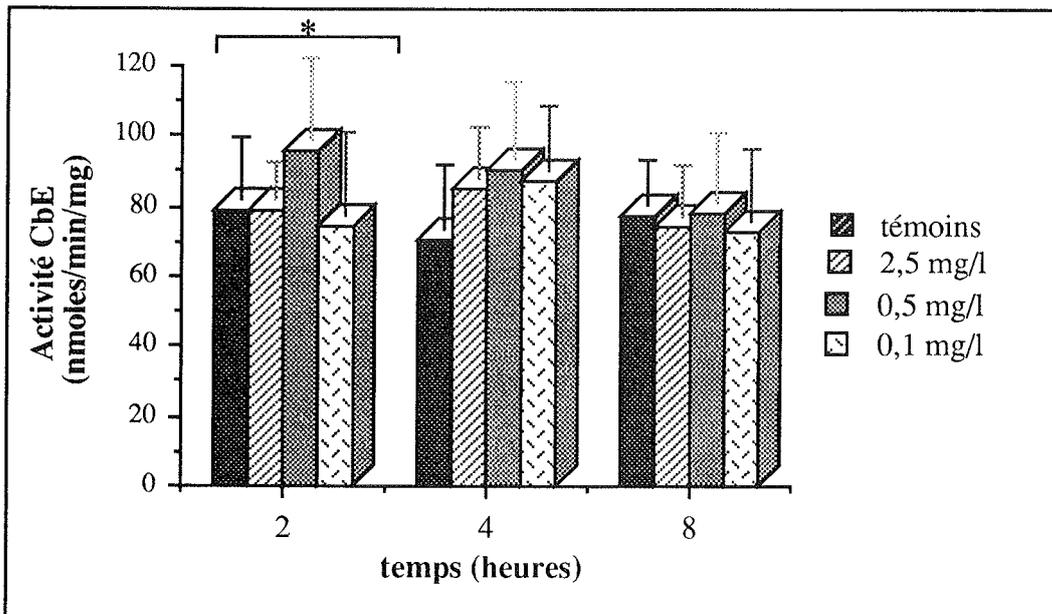


Figure 8b : Variation des activités CbEs de Dreissènes exposées durant 2, 4 ou 8 jours à trois concentrations d'aldicarbe. Les valeurs présentées correspondent à la moyenne des activités mesurées sur 10 groupes de 4 Dreissènes pour les témoins et sur 15 groupes de 4 Dreissènes pour les autres.
* : significativement différents ($p = 0.05$, Test de Kruskal Wallis).

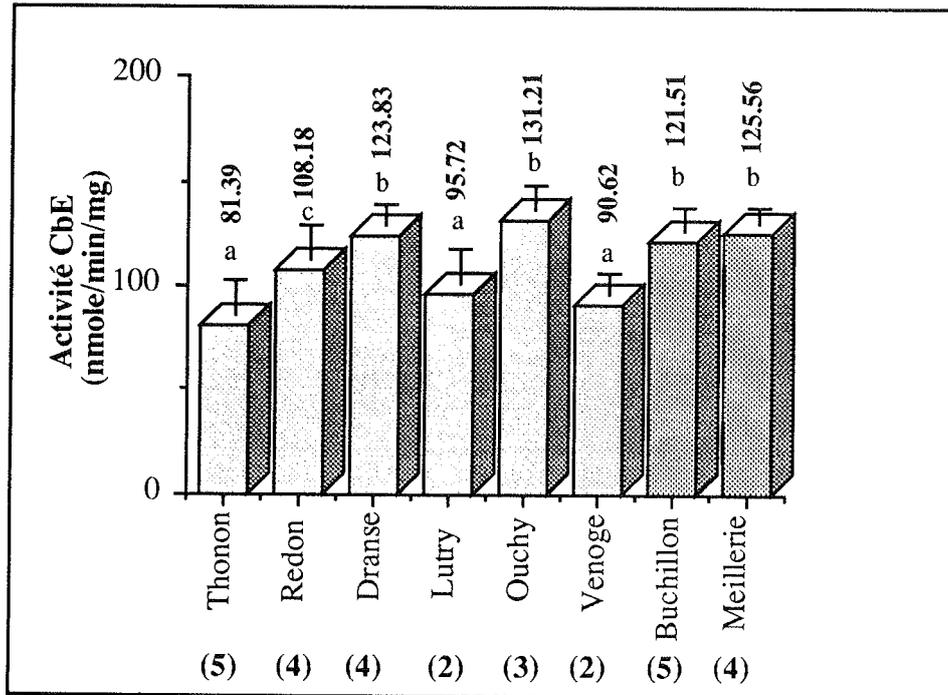


Figure 9a : Activité CbE moyenne mesurée sur (x) des groupes de 12 Dreissènes échantillonnées sur 8 sites du Léman. a, b, c sites présentant des activités CbEs significativement semblables ($p = 0.05$, Test de Kruskal Wallis).

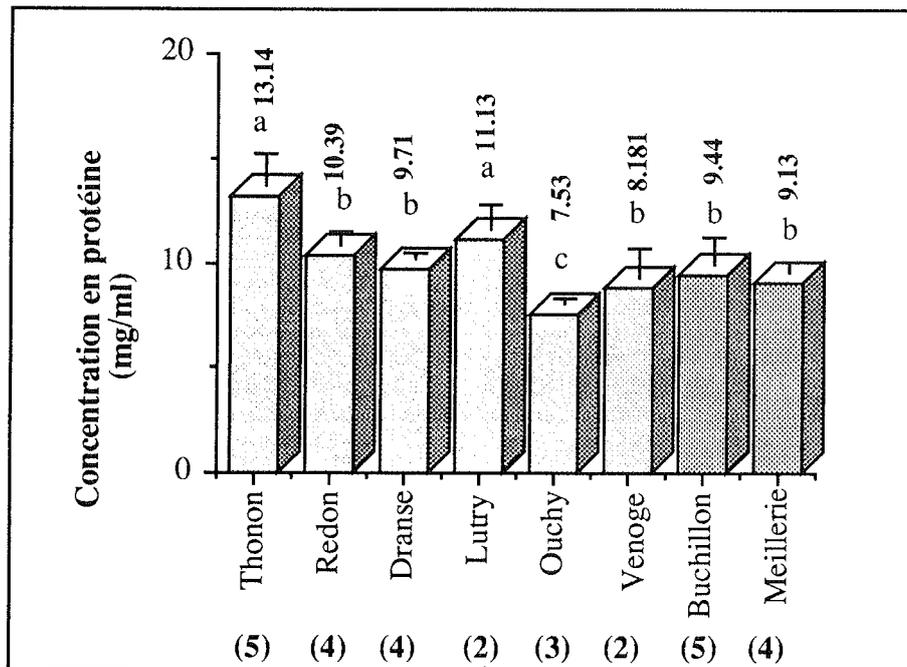


Figure 9b : Concentration moyenne en protéines mesurée sur (x) groupes de 12 Dreissènes échantillonnées sur 8 sites du Léman. a, b, c sites présentant des concentrations en protéines significativement semblables ($p = 0.05$, Tests de Kruskal Wallis et Mann-Withney).

Des différences significatives de concentrations en protéines ont également été mesurées entre les Dreissènes récoltées sur les différents sites. Des variations similaires ont également été signalées par d'autres auteurs tels que KIRCHIN et al. (1992) sur la moule marine (*M. edulis*). Les concentrations en protéines variaient du simple au double au cours de l'année. Il est probable que ces fluctuations soient liées au cycle de reproduction. Cette concentration intervenant dans le calcul de l'activité enzymatique, a tendance à influencer nos mesures soit en majorant l'activité (Ouchy) soit en la minorant (Thonon).

Pour utiliser la mesure de cette activité CbE en tant que biomarqueur de pollution, il serait nécessaire de définir l'activité enzymatique moyenne pour chaque site en prenant en compte un plus grand nombre d'échantillons par site. Il faudrait également estimer la variabilité des activités CbEs intrinsèque à la population, puis estimer les fluctuations de cette activité, notamment de définir la variabilité temporelle. Le niveau de pollution par les pesticides dans le milieu varie au cours de l'année avec un optimum au printemps et en été, ainsi qu'après les pluies. Surtout pour les sites sous influence d'un cours d'eau, des prélèvements réguliers sont nécessaires, la plupart des pesticides organophosphorés et carbamates étant assez peu rémanents. Il serait également intéressant d'estimer la variabilité spatiale, liée à la présence de micro habitats ou encore à la disposition des Dreissènes sur le substratum. Un certain nombre d'erreurs d'interprétation serait certainement évité. Une alternative à ces problèmes de variabilité est de prélever des Dreissènes dans un site non pollué et de les placer dans des cages sur les différents sites étudiés. Les activités CbEs des Dreissènes après un certain temps d'exposition, pourraient ainsi être directement comparables puisque mesurées sur des individus appartenant à la même population (individus de taille calibrée).

6. CONCENTRATIONS EN CONTAMINANTS

6.1 Echantillonnage

Pour limiter les sources de variations liées à la Dreissène elle-même, comme l'âge en particulier, les paramètres biologiques des populations ont été étudiés (voir paragraphe précédent).

Les Dreissènes ont été regroupées, avant analyse, selon leur taille, soit de 0.7 à 2 cm et de 2 à 2.5 cm.

Lors d'une première campagne réalisée en août 1994, des échantillons ont été prélevés en huit points sur les rives du Léman, proches de zones réputées polluées ou de zones considérées comme propres. Dans la mesure du possible, les points échantillonnés sont proches des affluents du lac suivis régulièrement dans le cadre d'autres études de la CIPEL.

Les points suivants ont été retenus (figure 1) :

- . Meillerie, Dranse, Thonon, Redon, Buchillon, Lutry, Ouchy et Venoge.

Une seconde campagne menée en novembre 1994 sur des échantillons prélevés à Thonon a permis d'apprécier la représentativité des résultats.

6.2 Recherches des contaminants

La méthodologie utilisée pour la détermination des contaminants est donnée en annexe 1. Après regroupement selon la taille et l'élimination de la phase aqueuse contenue dans la Dreissène, les contaminants sont recherchés sur la chair homogénéisée.

Les paramètres suivantes ont été déterminés :

- . pesticides chlorés
- . pesticides organophosphorés
- . polychlorobiphényles
- . composés organiques de l'étain
- . métaux lourds (plomb, cadmium, chrome, mercure, cuivre et zinc).

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 et selon la méthode des ajouts dosés.

Les polychlorobiphényles (PCB) et autres composés organochlorés ou phosphorés 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. L'autre fraction est analysée, sans purification, par chromatographie en phase gazeuse sur détecteurs thermoionique et à photométrie de flamme. 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 $\mu\text{g/g}$).

La méthode de l'analyse du di- 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), dérivaison 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 poids sec et lipidique sont déterminés pour chaque échantillon composé (tissus de 15 à 30 individus sans les byssus) et la longueur des coquilles est mesurée. Les résultats sont exprimés en $\mu\text{g/g}$ 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.

6.3 Résultats

6.3.1 Phytosanitaires

Les pesticides chlorés ou organophosphorés, habituellement recherchés dans les eaux (CORVI et al., 1994), n'ont pas été décelés. La limite de détection est estimée à 0.01 mg/kg de matière sèche pour les organochlorés et à 1 mg/kg de matière sèche pour les insecticides phosphorés.

6.3.2 Variabilité des échantillons (Tableau 2)

Afin de tester l'homogénéité de la contamination, le lot de Dreissènes prélevées à Thonon a été partagé en deux sous-lots, l'un dont la taille des Dreissènes était comprise entre 0.7 et 2 cm et l'autre comprise entre 2 et 2.5 cm.

Le groupe de Dreissènes de 0.7 à 2 cm a été, à son tour, partagé en dix groupes analysés séparément. Les résultats apparaissent dans les figures 10 et 10bis et au tableau 2.

A l'exception du plomb, pour l'ensemble des contaminants étudiés, l'échantillonnage est assez homogène. La variabilité pour le plomb est plus importante, et deux échantillons présentent une contamination nettement supérieure aux autres.

L'analyse comparée des résultats obtenus pour le lot de Dreissènes de petites tailles et celui des Dreissènes dont la taille est supérieure à 2 cm est représentée sur la figure 11. A l'exception du plomb pour lequel les valeurs obtenues ne sont pas nettement différentes, les Dreissènes de grandes tailles semblent présenter une contamination légèrement plus élevée.

TABLEAU 2 : Test d'homogénéité sur des lots de 200 Dreissènes (résultats exprimés en mg/kg matière sèche)

Echantillon de Dreissènes	Mercuré	Plomb	Cadmium	Chrome	Cuivre	Zinc	PCB	Matière sèche %
Substrat 1 < 2 cm No 1	non décelé (< 0.3)	1.42	4.21	1.23	14.4	134	0.049	7.7
Substrat 1 < 2 cm No 2	non décelé	0.73	4.21	1.04	20.3	158	0.057	8.2
Substrat 1 < 2 cm No 3	non décelé	1.71	4.04	1.53	18.9	214	0.088	8.9
Substrat 1 < 2 cm No 4	non décelé	0.69	3.85	1.21	15.1	150	0.065	8.9
Substrat 1 < 2 cm No 5	non décelé	0.66	3.99	1.05	14.4	156	0.078	8.5
Substrat 2 < 2 cm No 6	non décelé	0.64	4.83	1.49	18.6	170	0.064	7.5
Substrat 2 < 2 cm No 7	non décelé	0.58	3.62	1.17	15.7	140	0.082	8.6
Substrat 2 < 2 cm No 8	non décelé	0.72	3.77	1.22	13.5	156	0.072	8.1
Substrat 2 < 2 cm No 9	non décelé	0.70	4.55	1.29	15.1	160	0.055	7.3
Substrat 2 < 2 cm No 10	non décelé	0.87	4.76	1.64	22.4	189	0.065	7.5
Substrat 1 > 2 cm No 1	non décelé	0.61	5.44	1.46	19.9	191	0.036	6.1
Substrat 1 > 2 cm No 2	non décelé	0.41	5.64	1.40	19.2	163	0.076	5.8
Substrat 1 > 2 cm No 3	non décelé	0.44	4.67	1.39	15.4	168	0.103	5.7
Substrat 2 > 2 cm No 1	non décelé	0.88	5.95	2.05	26.0	179	0.076	5.5
Substrat 2 > 2 cm No 2	non décelé	0.79	6.43	2.23	19.8	188	0.100	5.6
Substrat 2 > 2 cm No 3	non décelé	1.25	5.78	2.68	25.6	190	0.063	6.3
Moyenne	-	0.82 ± 0.35	4.73 ± 0.87	1.51 ± 0.45	18.4 ± 3.9	169 ± 21	0.071 ± 0.018	

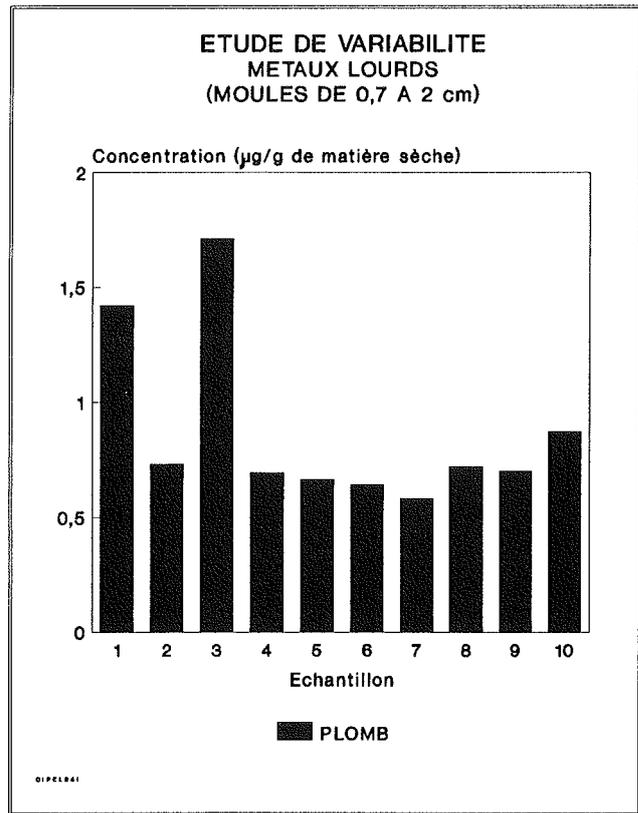
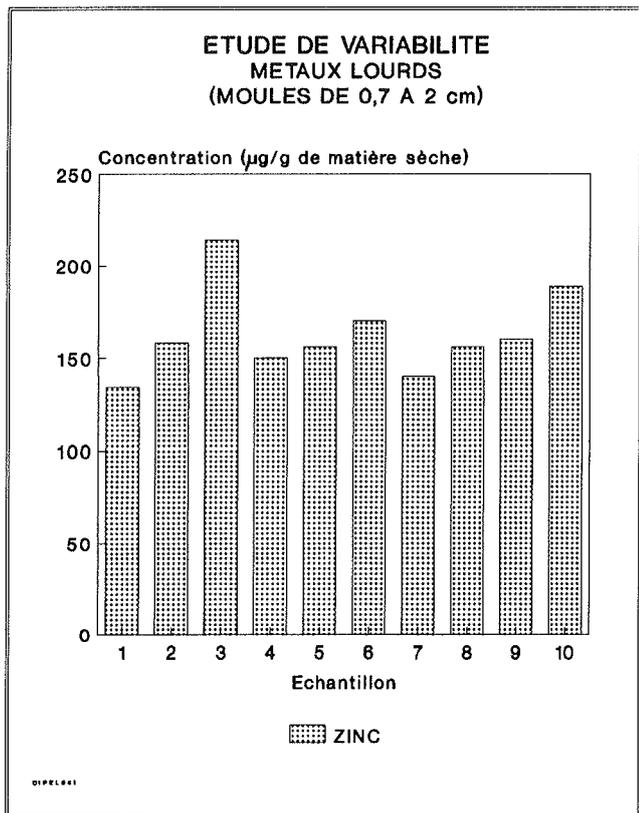
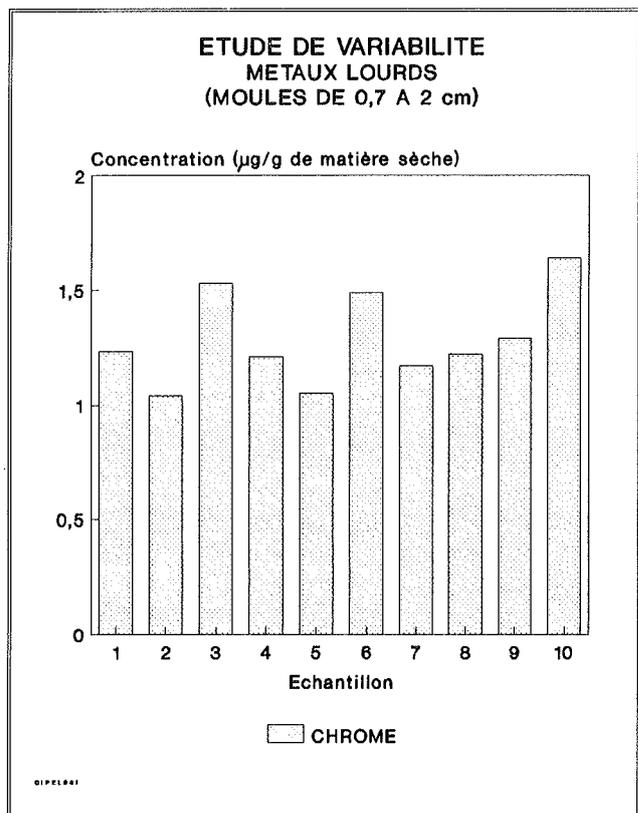
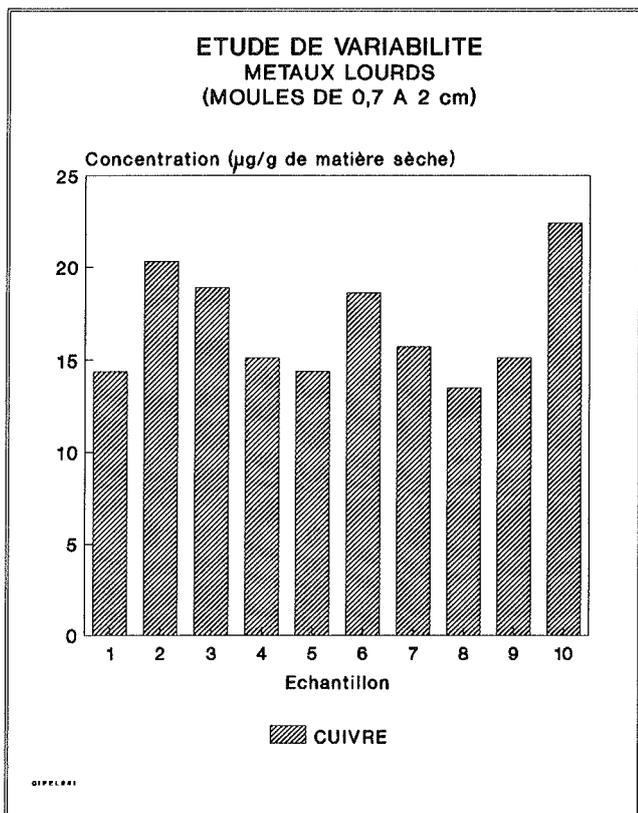


Figure 10 : Variabilité de la teneur en métaux lourds et en PCB des *Dreissena polymorpha*

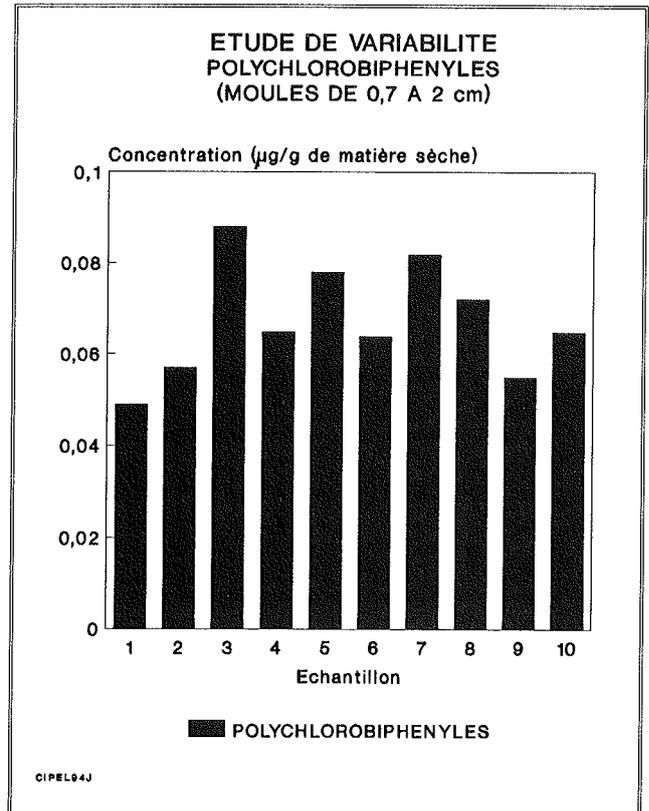
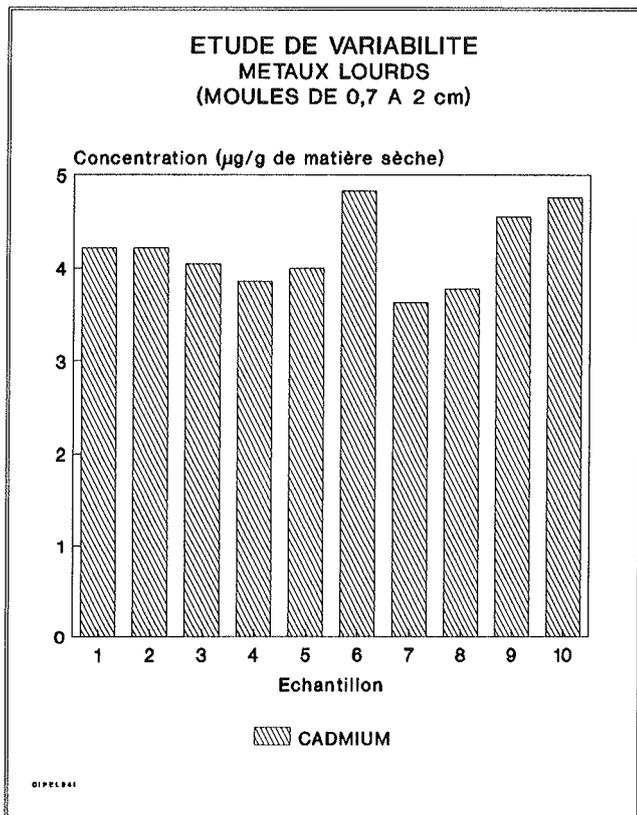


Figure 10 bis : Variabilité de la teneur en métaux lourds et en PCB des *Dreissena polymorpha* (suite).

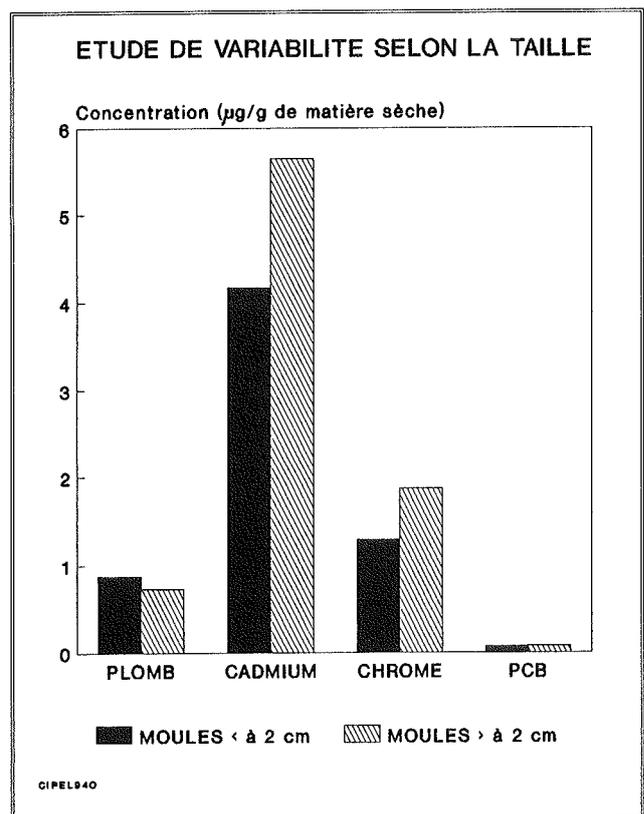
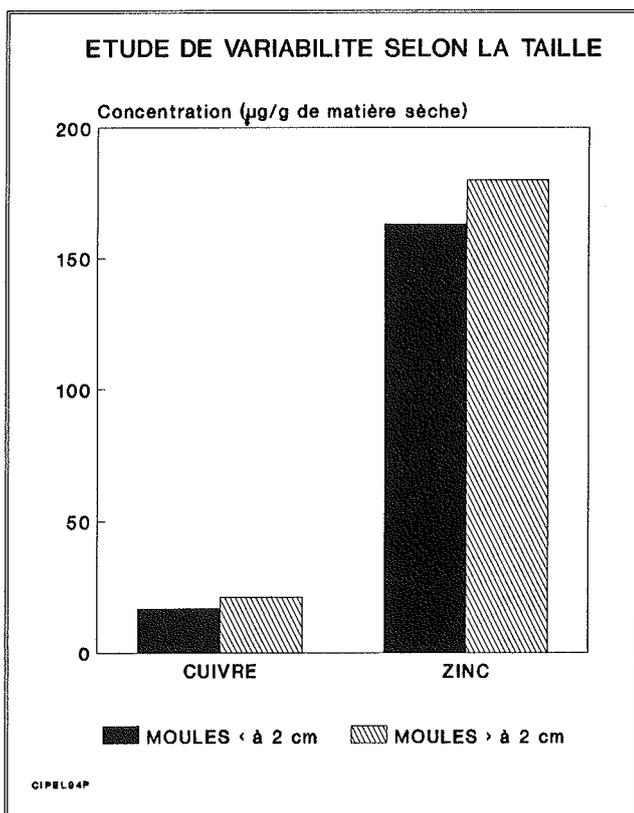


Figure 11 : Variabilité de la teneur en métaux lourds et en PCB selon la taille des *Dreissena polymorpha*.

TABLEAU 3 : Analyse des Dreissènes provenant de 8 sites du Léman (Résultats exprimés en mg/kg matière sèche)

Lieu de prélèvement		PCB	Plomb	Cadmium	Chrome	Mercuré
Meillerie	A	nd < 0.05	0.51	3.00	1.07	nd < 0.2
Meillerie	B	0.09	0.41	3.09	1.02	nd < 0.2
Dranse	A	nd < 0.05	0.56	3.03	1.24	nd < 0.2
Dranse	B	nd < 0.05	0.86	3.40	1.25	nd < 0.2
Venoge	A	1.31	4.94	2.32	3.91	nd < 0.2
Venoge	B	1.16	2.55	1.93	3.53	nd < 0.2
Thonon	A	nd < 0.05	0.82	4.70	1.50	nd < 0.2
Thonon	B	nd < 0.05	0.88	2.22	1.34	nd < 0.2
Redon	A	nd < 0.05	1.06	2.03	1.10	nd < 0.2
Redon	B	0.72	2.39	2.60	1.57	nd < 0.2
Lutry	A	nd < 0.05	0.75	2.77	0.97	nd < 0.2
Lutry	B	nd < 0.05	0.53	2.41	0.99	nd < 0.2
Ouchy	A	1.07	1.29	1.84	1.63	nd < 0.2
Ouchy	B	1.23	3.21	1.89	1.38	nd < 0.2
Buchillon	A	nd < 0.05	0.85	2.30	1.23	nd < 0.2
Buchillon	B	nd < 0.05	1.12	2.54	1.08	nd < 0.2

Pesticides chlorés : non décelés

Pesticides phosphorés : non décelés

A-B : 2 lots de Dreissènes prélevés en même temps sur chacun des sites

6.3.3 PCB et métaux lourds (Tableau 3)

La figure 12 illustre les résultats obtenus pour le plomb, cadmium, chrome et les PCB sur les différents sites (tableau 3). Ces résultats confirment d'autres études effectuées par la CIPEL sur des sédiments et des bryophytes (CORVI et al., 1991, 1993). Près de l'embouchure de la Venoge, nous observons une plus forte teneur en plomb, chrome et PCB de la chair des Dreissènes.

Les valeurs mesurées à Ouchy, bien que plus faibles que pour la Venoge, sont signe de pollution.

Près de Thonon, la teneur en cadmium observée se distingue nettement des autres valeurs.

Les PCB ne sont mesurables que dans les Dreissènes prélevées près de la Venoge, du Redon et d'Ouchy. Les résultats sont concordants avec les observations précédentes sur des sédiments et des bryophytes (CORVI et al., 1991, 1993).

Le mercure n'a pas été décelé dans ces échantillons (concentration inférieure à 0.2 mg/kg de matière sèche).

6.3.4 L'analyse des butylétains (Tableau 4)

TABLEAU 4 - Teneurs en organoétains des Dreissènes

Sites		DBT a) µg/g	TBT b) µg/g	% eau	% lipides c)	n d)	Longueur e)
Redon	A	nd f)	0.11	90.4	16.2	29	1.6
	B	nd	0.10	90.9	15.7	30	1.6
Thonon	A	nd	0.09	92.3	12.1	23	1.9
	B	nd	0.10	90.6	10.5	21	2.0
Dranse	A	nd	0.14	92.3	13.3	15	2.1
	B	nd	0.11	92.5	13.9	18	2.0
Meillerie	A	nd	nd	89.8	14.0	30	1.6
	B	nd	nd	91.0	11.9	30	1.6
Lutry	A	nd	nd	90.4	17.1	15	2.0
	B	nd	nd	90.2	19.8	16	2.0
Ouchy	A	1.70	13.93	91.2	14.0	19	1.9
	B	3.63	18.90	92.4	13.2	22	1.9
Venoge	A	nd	0.09	90.9	13.9	20	1.8
	B	nd	0.12	90.0	13.1	21	1.9
Buchillon	A	nd	0.07	89.4	13.5	20	1.9
	B	nd	0.15	90.7	16.1	19	1.8

a) DBT : dibutylétain (unité µg/g poids sec, exprimé en cation)

b) TBT : tributylétain (unité µg/g poids sec, exprimé en cation)

c) pourcentage de lipides exprimé par rapport au poids sec

d) n : nombre d'individus utilisés pour l'analyse

e) longueur moyenne des coquilles exprimée en cm

f) nd : non détecté (DBT < 0.06 µg/g ; TBT < 0.05 µg/g)

A-B : 2 lots de Dreissènes prélevés en même temps sur chacun des sites

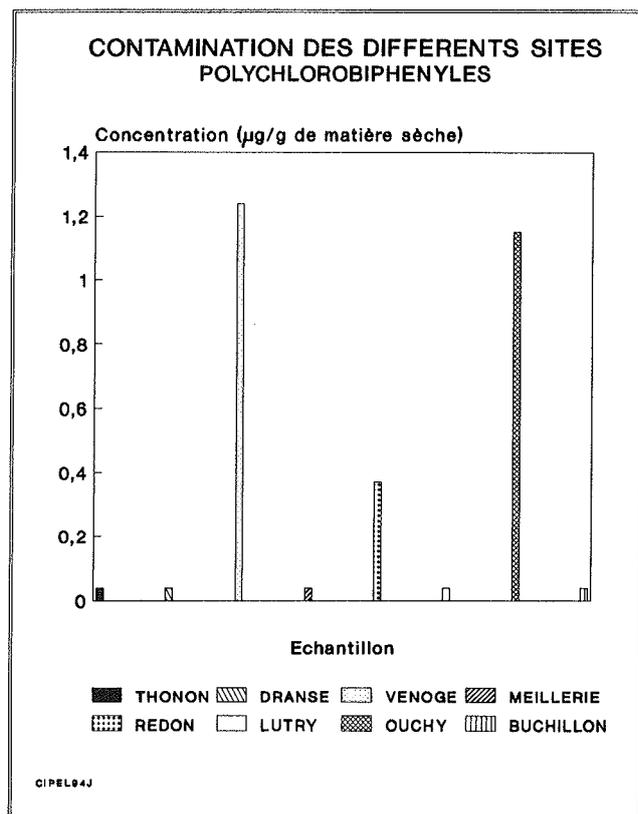
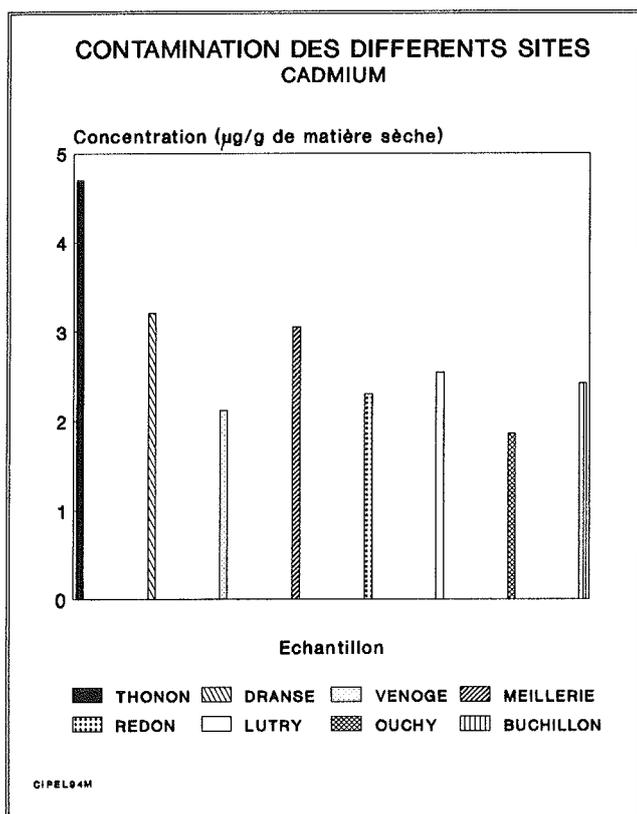
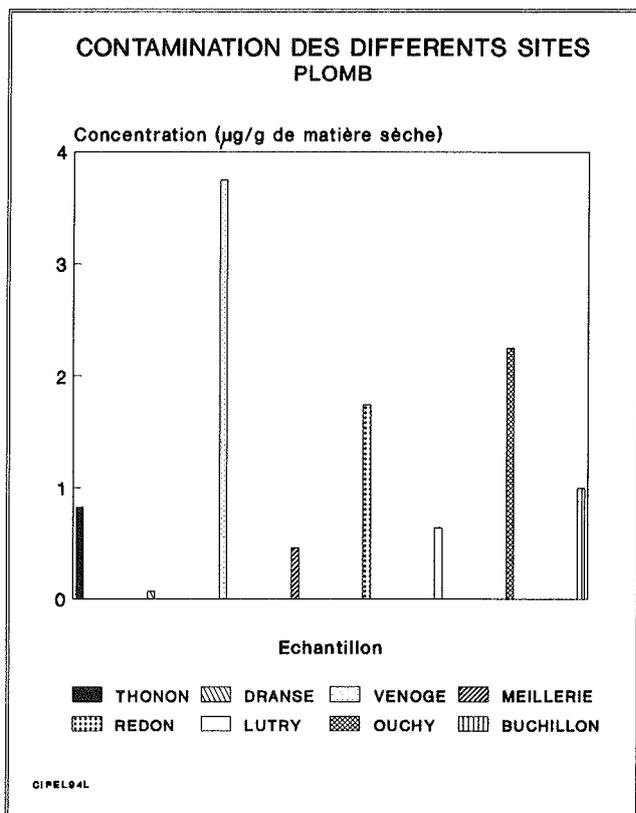
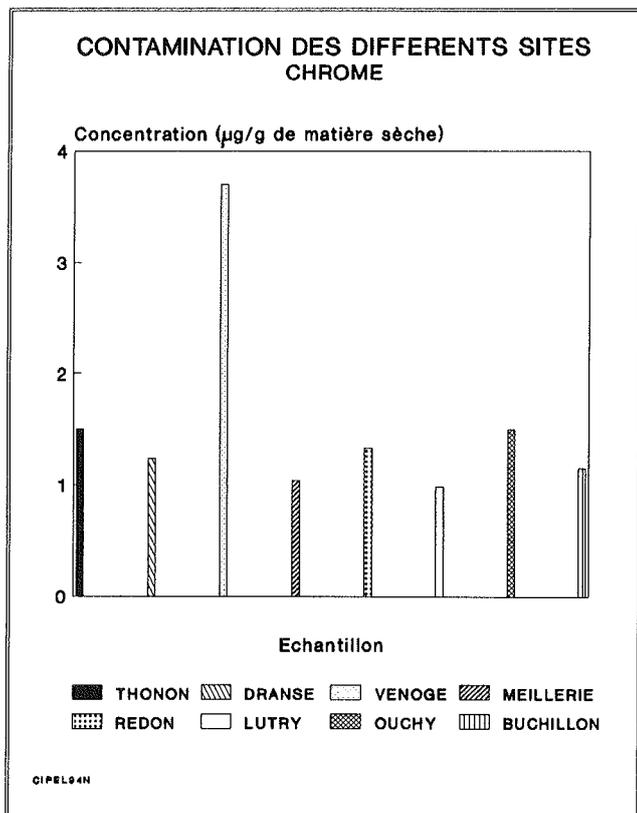


Figure 12 : Contamination des *Dreissena polymorpha* prélevées sur les sites étudiés.

Les résultats obtenus montrent une forte contamination en tributylétain des échantillons provenant du Port d'Ouchy (moyenne 16.4 $\mu\text{g/g}$ poids sec - PS); tous les autres échantillons contiennent des concentrations faibles (entre < 0.05 et $0.15 \mu\text{g/g}$ PS). L'échantillon du Port d'Ouchy est le seul qui a été prélevé dans un port de plaisance. Ceci confirme que la source principale du TBT est constituée par les peintures antifouling (WHO, 1990) qui contiennent ce composé en tant que biocide. En Suisse, il n'existe aucun produit phytosanitaire ayant du TBT (Produits pour le traitement des plantes, index 1993/94), ce qui semble également être le cas en France, puisque les Dreissènes des sites français montrent un taux de contamination comparable. Les concentrations en dibutylétain (produit de dégradation du DBT) sont en dessous du seuil de détection pour tous les sites sauf pour le Port d'Ouchy où les valeurs restent cependant nettement inférieures au TBT.

Les données obtenues sont tout à fait comparables mais légèrement inférieures aux mesures effectuées dans les sites de Buchillon et du Port d'Ouchy entre 1990 et 1993 (BECKER VAN SLOOTEN, 1994). En ce qui concerne le Port d'Ouchy, les concentrations plus faibles peuvent s'expliquer par le fait que les échantillons n'ont pas été prélevés au même endroit (plus près de la sortie du port pour la présente étude). Une autre explication peut être l'effet de la législation interdisant la vente de peintures antifouling à base d'organoétains, qui est entrée en vigueur en Suisse en 1990 (en France, l'utilisation de telles peintures est interdite pour des bateaux de moins de 25 m depuis 1982) et qui devrait provoquer une diminution des concentrations en organoétains dans les écosystèmes aquatiques. Un tel effet n'a pourtant pas encore pu être observé en 1993.

Des poissons (perches, lottes et ombles) provenant du Léman et analysés pour leur contenu en organoétains en 1992 contenaient entre < 0.05 et $1 \mu\text{g/g}$ de poids sec de tributylétain (sauf une perche contenant $2.7 \mu\text{g/g}$) (STEGMUELLER et al., 1993). Ces valeurs se situent dans le même ordre de grandeur (tout en étant légèrement supérieures) que les concentrations observées dans les Dreissènes provenant des sites en dehors des ports de plaisance. Les deux échantillons de Dreissènes du Port d'Ouchy, cependant, contiennent des concentrations nettement plus élevées. Ceci nous montre l'avantage de l'utilisation de la Dreissène, qui, de par sa sédentarité, peut mettre en évidence des pollutions limitées géographiquement et mieux définir leurs sources.

7. SYNTHÈSE DES RESULTATS

La dynamique de fixation larvaire, dépendante de la température, apparaît identique pour les trois points étudiés (Thonon, Ouchy et Redon); ceci pourrait montrer une vitalité comparable des populations de Dreissènes sur le pourtour du lac et la possibilité de recourir à des substrats artificiels en cas de nécessité (accès difficile aux populations de Dreissènes résidentes ou situation spécifique).

On relève une diversité importante des populations selon les sites et selon les profondeurs pour chaque site, conduisant à recommander de fixer les caractéristiques souhaitées (taille en particulier), avant tout échantillonnage.

L'activité acétylcholinestérase des moules d'eau douce apparaît très faible, non facilement détectable, à l'opposé de celle de la moule marine; par contre, les activités estérases carboxyliques sont facilement mesurables et ont été choisies pour les expérimentations *in vitro* et *in vivo*. Sur les huit sites échantillonnés, les Dreissènes provenant de Thonon, Venoge et Lutry, présentaient des activités estérases carboxyliques nettement plus faibles que celles des Dreissènes provenant des autres sites, mais l'échantillonnage est faible (12 moules par site) et il n'y a eu qu'une période de prélèvement.

Les propriétés bioaccumulatrices se traduisent par des concentrations dans la chair, supérieures à celles de 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 (concentrations supérieures aux poissons dans les ports).

Il n'a pas été mis en évidence de mercure dans la chair des mollusques bivalves (*D. polymorpha*), mais le seuil de détection (0.2 mg/kg de poids sec) est supérieur à celui des analyses régulières effectuées à partir des poissons.

Les organismes de grandes tailles (Dreissènes > 2 cm) semblent présenter des concentrations en certains métaux plus élevées que celles des organismes de petites tailles.

Pour les huit sites étudiés, les concentrations les plus élevées ont été trouvées à partir des Dreissènes provenant des sites de la Venoge (chrome, plomb et PCB), de Thonon (cadmium) et d'Ouchy (plomb, PCB et organoétains).

Les Dreissènes provenant des sites de la Venoge et de Thonon, qui présentent des concentrations élevées en certains xénobiotiques mais non actifs sur l'activité estérasique, ont des activités faibles en estérases carboxyliques.

8. CONCLUSIONS

Les populations de Dreissènes du Léman présentent une forte implantation permettant leur utilisation éventuelle comme organismes bioindicateurs sur tout le pourtour du lac : les variations dans la structure des peuplements (classe de taille), selon la profondeur, différentes d'un site à l'autre, nécessiteront cependant une définition précise des caractéristiques souhaitées au moment de l'échantillonnage et de la mise en place de substrats artificiels, dont la colonisation rapide apparaît possible si des évaluations ponctuelles précises sont souhaitées.

Ce sont les propriétés bioaccumultrices des mollusques bivalves qui sont actuellement exploitables avec le plus de profit, au niveau d'un réseau d'observation. En effet, les premiers résultats obtenus montrent la complémentarité de cette approche, par rapport aux poissons (niveaux de contamination métallique différents); de plus, la sédentarité de ces organismes est un intérêt supplémentaire pour la mise en évidence de pollutions localisées.

L'utilisation des estérases carboxyliques n'est pas exploitable actuellement au niveau d'un réseau d'observation lémanique; elle nécessite au préalable des études poussées, en termes de localisation des points de prélèvement, de période d'échantillonnage et de variabilité des activités individuelles des organismes, pour justifier un éventuel intérêt.

BIBLIOGRAPHIE

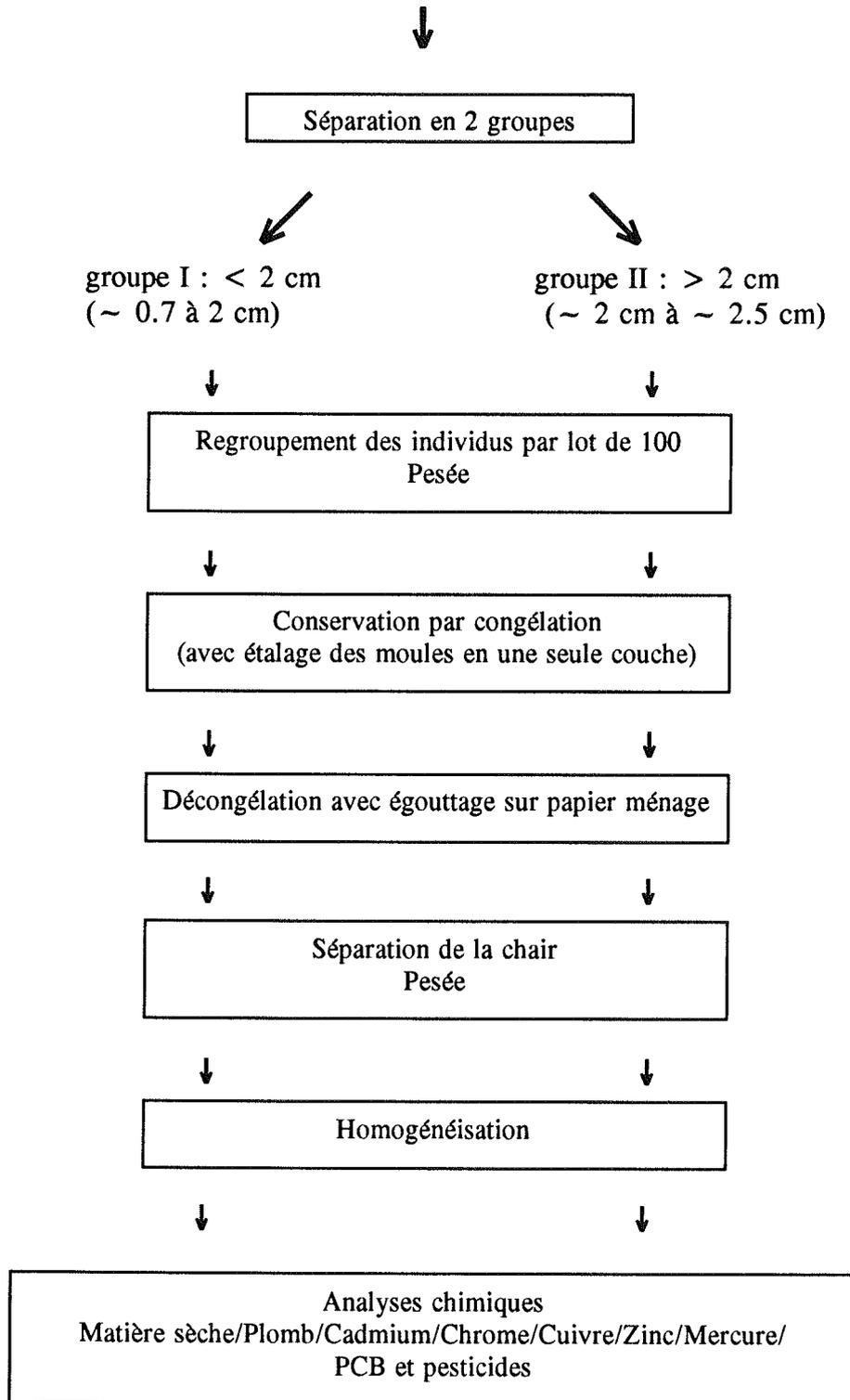
- BARRON, R.L. et MERRIAM, T.L. (1988) : Toxicology of aldicarb. Rev. Environ. Contam. Toxicol., 105, 1-70.
- BECKER VAN SLOOTEN, K. (1994) : Origine, contamination et comportement des organoétains dans les écosystèmes lacustres. Thèse No 1262, Ecole Polytechn. fédérale, Lausanne, 139 p.
- BECKER, K., 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.
- BENYAHIA, M., CROCHARD, C. et PIHAN, J.C. (1988) : Toxicité, bioaccumulation et relargage du plomb chez *Dreissena polymorpha*. Effet de l'EDTA et des phosphates. In : 7e Congrès de la Société Française de Malacologie, Rennes, 31 août - 2 septembre 1987, 239-249; HALIOTIS, vol. 18.

- BORCHERDING, J. (1992) : Another early warning system for the detection of toxic discharges in the aquatic environment of the freshwater mussel *Dreissena polymorpha*. In "The zebra mussel *Dreissena polymorpha*", Limnologie aktuell Neumann D. & Jenner H.A (Eds), Gustav Fischer, Stuttgart, . 4, 127-146.
- BRADFORD, M. (1976) : A rapid and sensitive assay of protein utilizing the principle of dye binding. *Analyt. Biochem.*, 772, 248-264.
- CHEVREUIL, M. et TESTARD, P. (1991) : Emploi d'un lamelibranche filtreur (*Dreissena polymorpha* Pallas) pour l'évaluation des pollutions organochlorées (PCB, pesticides). *C.R. Acad. Sci.*, (II), 312 (5), 473-477.
- 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 MACRI, G. 1993) : Micropolluants dans les affluents. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.*, Campagne 1992, 209-232.
- 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.
- DORGELO, J. (1993) : Growth and population structure of the Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) in Deutch Lakes differing in trophic state. In "Zebra Mussels, biology, impact, and control", Nalepa T.F & Schloesser D.W. (Eds), Lewis publishers, Florida, Section I, 4, 79-94.
- ELLMAN, G.L., COURTNEY, K.D., ANDRES, V. et FEATHERSTONE, M. (1961) : A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochem. Pharmacol.*, 7 : 88-95.
- GALGANI, F. et BOCQUENE, G. (1990) : In vitro inhibition of acetylcholinesterase from four marine species by organophosphates and carbamates. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 45, 243-249.
- GALGANI, F. et BOCQUENE, G. (1991). Semi-automated colorimetric and enzymatic assays for aquatic organisms using microplate readers. *Wat. Res.*, 25, (2), 147-150.
- GARTON, D.W. et HAAG, W.R. (1992) : Seasonal reproductive cycles and settement patterns of *Dreissena polymorpha* in Western lake Erie. In "Zebra Mussels, biology, impact, and control", Nalepa T.F & Schloesser D.W. (Eds), Lewis publishers, Florida, Section I, 6, 111-128.
- HABIG, C. et DI GIULIO, R.T. (1991) : Biochemical characteristics of cholinesterase in aquatic organisms. In "Cholinesterase-inhibiting insecticides, their impact on wildlife and the environment", P. Mineau (Eds). Elsevier, Amsterdam, 1, 19-34.
- JANTZ, B. et NEUMANN, D. (1992) : Shell Growth and aspects of population dynamics of *Dreissena polymorpha* in the river Rhine. In "The zebra Mussel *Dreissena polymorpha*", Neumann D. et Jenner H. A. (Eds). *Limnologie aktuell*, Qustav Fisher, Stuttgart, 4, 49-66.
- KIRCHIN, M.A., WISEMAN, A. et LIVINGSTON, D.R. (1992) : Seasonal and sex variation in the mixed-function oxygenase system of digestive gland microsomes of the common mussel *Mytilus edulis*. *Comp. Biochem. Physiol.*, C, 101 (1), 81-91.
- MAAROUF, A.M., MOUABAD, A. et PIHAN, J.C. (1988) : Bioaccumulation et relargage du zinc chez la Moule d'eau douce, *Dreissena polymorpha* (Pallas). In : 7e Congrès de la Société Française de Malacologie, Rennes, 31 août - 2 septembre 1987, 251-259; HALIOTIS, vol. 18.

- MACKIE, G.L. (1993) : Biology of the Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) and observations of the Mussel colonization on Unionid Bivalves in lake St. Clair of the Great Lakes. In "Zebra Mussels, biology, impact, and control", Nalepa T.F & Schloesser D.W. (Eds), Lewis publishers, Florida, Section I, 153-167.
- MANUEL SUISSE DES DENREES ALIMENTAIRES, (1983) : Dosage du mercure, Chapitre 45, paragraphe 31, 5ème édition; 2ème volume.
- MERCIER, B. (1982) : Biométrie de *Dreissena polymorpha*. Rapp. INRA, Thonon, 15 p.
- MORTON, B. (1993) : The anatomy of the Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) and the evolution and the success of the heteromyarian form in the Dreissenoida. In "Zebra Mussels, biology, impact, and control", Nalepa T.F & Schloesser D.W. (Eds), Lewis publishers, Florida, Section II, 1, 185-216.
- MOUABAD, A., MAAROUG, A. et PIHAN, J.C (1988) : Effets de la température et de l'exposition au zinc dissous sur l'activité respiratoire de la Moule d'eau douce *Dreissena polymorpha*. In : 7e Congrès de la Société Française de Malacologie, Rennes, 31 - 2 septembre 1987, 261-268; HALIOTIS, vol. 18.
- O'NEILL, C.R. et MACNEILL, D.B. (1991) : The zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) an unwelcome North American invader. Sea Grant Cornell Cooperative Extension State University of New York FactSheet, 11, 1-12.
- STANCZYKOWSKA, A. et LEWANDOWSKI, K. (1993) : Thirty years of studies of *Dreissena polymorpha* ecology in Mazurian lakes of northeastern Poland. In "Zebra Mussels, biology, impact, and control", Nalepa T.F & Schloesser D.W. (Eds), Lewis publishers, Florida, Section I, 1, 3-38.
- STEGMULLER, A.M., BECKER VAN SLOOTEN, K., DE ALENCASTRO, L.F. et TARRADELLAS, J. (1993) : Recherche des organoétains dans la faune piscicole du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1992; 69-73.
- THOMPSON, H.M. (1991) : Serum "B" esterases as indicators of exposure to pesticides. In : "Cholinesterase inhibiting insecticides, their impact on Wildlife and the environment". P. Mineau (Eds), Elsevier, Amsterdam, 109-125.
- VAN ASPEREN, K. (1962) : A study of housefly esterases by means of a sensitive colorimetric method. F. Ins. Physiol., 8, 401-416.
- VON WACHTENDONK, D. et NEFF, J. (1978) : Isolation, purification and molecular properties of an acetylcholinesterase (E.C. 3.1.1.7) from the haemolymph of the sea Mussel *Mytilus edulis*. Comp. Biochem. Physiol., 63C, 279-286.
- WALKER, C.H. et THOMPSON, H.M. (1991) : Phylogenetic distribution of cholinesterases and related esterases. In "Cholinesterase-inhibiting insecticides, their impact on wildlife and the environment", P. Mineau (Eds), Elsevier, Amsterdam, 1, 1-17.
- WHO (1990) : Tributyltin compounds. Environmental Health Criteria 116; World Health Organisation, Genève, Suisse; pp. 273.

SCHEMA ANALYTIQUE

MOULES



ÉTUDE DES AFFLUENTS DU LÉMAN ET DE SON ÉMISSAIRE

Campagne 1994

PAR

Alain ORAND et Jean GAGNAIRE

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

RESUME

Les apports au Léman par les rivières sont mesurés à partir de prélèvements en continu (proportionnel au débit) pour les quatre affluents principaux (Rhône amont, Dranse, Aubonne et Venoge) et de prélèvements mensuels (24 heures - proportionnel au débit) sur neuf affluents secondaires.

L'année 1994 a été une année de forte pluviométrie surtout concentrée aux mois de mai, septembre et octobre. Les débits moyens annuels sont en forte progression par rapport à ceux de la période 1989-1993 et sont voisins des maximums (période 1980-1994) atteints en 1981 et 1982.

Les apports en phosphore total au Léman en 1994 par les quatre rivières principales (1'514.5 tonnes) n'ont jamais été aussi importants depuis 1980. Par rapport aux apports totaux par les affluents (1'554 tonnes : 4 rivières principales et 9 rivières secondaires), le Rhône amont représente 92.4 % et les rivières secondaires que 2.6 %. Pour les affluents secondaires, on retrouve des apports voisins de ceux des années 1991 et 1992 après une année 1993 dont les bilans en forte hausse étaient très influencés par la campagne d'octobre en période très pluvieuse.

Les concentrations en phosphore dissous restent élevées dans l'une des rivières principales la Venoge (35 µg P/l) et dans les rivières secondaires telles que la Chamberonne (68 µg P/l), la Versoix (48 µg P/l), la Morges (36 µg P/l) et la Dullive (30 µg P/l). Toutefois, on est loin des concentrations enregistrées en 1993 et qui, pour les mêmes rivières secondaires, dépassaient 100 µg/l. En terme de flux, les affluents principaux apportent 54.8 tonnes de phosphore dissous (P-PO₄), soit 16.5 % de moins qu'en 1993. Depuis 1980, la baisse atteint 61.5 %.

L'étude des formes du phosphore particulaire s'est faite en 1994 sur deux rivières principales (l'Aubonne et la Venoge) et deux rivières secondaires (la Chamberonne et le Mercube). L'apatite (minéral phosphaté non soluble, qui n'est pas disponible pour la croissance des algues) représente un peu moins de la moitié du phosphore particulaire. Le phosphore inorganique non apatitique (PINA) qui est la forme la plus disponible représente environ le quart du phosphore particulaire. Pour l'ensemble des apports par les affluents, le phosphore particulaire représente 95.8 % du phosphore total

Les apports en azote minéral total par le Rhône amont représentent environ 65 % du total des apports des quatre rivières principales et de neuf rivières secondaires. Il est constaté que certaines rivières ont des concentrations en azote minéral total relativement élevées : la Morges (6.5 mg N/l), la Venoge (4.5 mg N/l), la Dullive (4.1 mg N/l) et la Chamberonne (3.7 mg N/l).

Les apports en chlorures sont relativement stables depuis 1988. La concentration moyenne annuelle pondérée dans les rivières principales est identique à celle des rivières secondaires (6.2 mg Cl/l).

Pour le bassin du Rhône en aval du lac (jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy), les analyses effectuées sur les différentes rivières ont permis de préciser la participation des divers bassins versants dans l'enrichissement en éléments fertilisants.

La totalité du bassin versant en aval du lac jusqu'à Chancy apporte au Rhône aval 277 tonnes de phosphore dissous, soit quatre fois plus que les treize rivières étudiées du bassin du Léman apportent au lac lui-même.

1. GENERALITES (tableau 1 et figure 1)

En 1994, 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 émissaire à Genève. Pour ces rivières, les prélèvements sont effectués en continu proportionnellement au débit.

Plusieurs affluents secondaires ont été suivis : sur la côte suisse, la Versoix, la Promenthouse, la Dullive, la Morges, la Chamberonne, la Veveyse, l'Eau Froide, le canal Stockalper et, sur la côte française, le Mercube. 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'écotoxicologie 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 (EAWAG), Dübendorf, dans le cadre du programme national pour l'étude analytique en continu des cours d'eau suisses (NADUF)
- Institut F.A. FOREL, Université de Genève, Versoix.

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 consiste au suivi du Rhône amont, de la Dranse, de la Venoge, de l'Aubonne, 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 - Type de prélèvement

	Proport. au débit intégré sur 1 semaine	Proport. au débit sur 24 h. (1 x mois)	Instantané (1 x mois)
Bassin du Léman			
Rhône - Porte du Scex	x		
Dranse	x		
Aubonne	x		
Venoge	x		
Versoix			
Stockalper			x
Veveyse		x	
Promenthouse		x	
Chamberonne		x	
Eau Froide		x	
Morges		x	
Dullive		x	
Mercube	x	x	
Rhône émissaire			
	x ¹		
Bassin du Rhône aval			
Arve			x
Allondon			x
Rhône - Chancy	x ¹		

¹ = intégré sur deux semaines

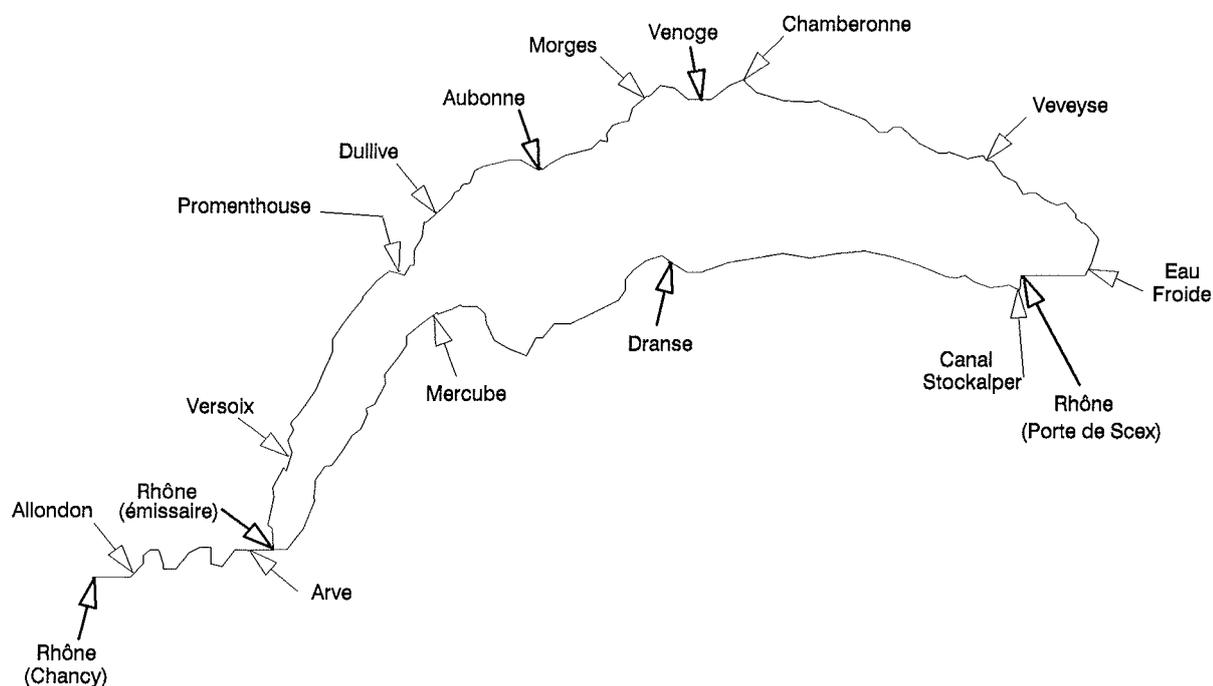


Figure 1 : Situation des diverses rivières étudiées

2. DEBITS DES AFFLUENTS PRINCIPAUX ET DE L'EMISSAIRE (tableau 2 et figure 2)

En moyenne annuelle, les débits des diverses rivières correspondent à une année de type plutôt humide. On retrouve pour les rivières principales et l'émissaire le débit des années 1980-1982. La pluviométrie sur le bassin versant direct du lac est parmi les plus importantes des années 1951-1994. D'autre part, les trois mois les plus pluvieux (mai, septembre et octobre) représentent 56 % du total annuel (ORAND et GAGNAIRE, 1995). Par rapport au débit moyen annuel calculé sur les 15 dernières années, le débit du Rhône amont est en augmentation de 12 % et celui de l'émissaire en augmentation de 15 %.

TABLEAU 2 - Débits des affluents principaux et de l'émissaire (m³/s)

Année	Venoge	Aubonne	Dranse	Rhône amont	Rhône émissaire
1980	4.8	6.7	33.7	208.0	293.0
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

Débits moyens (m³/s)

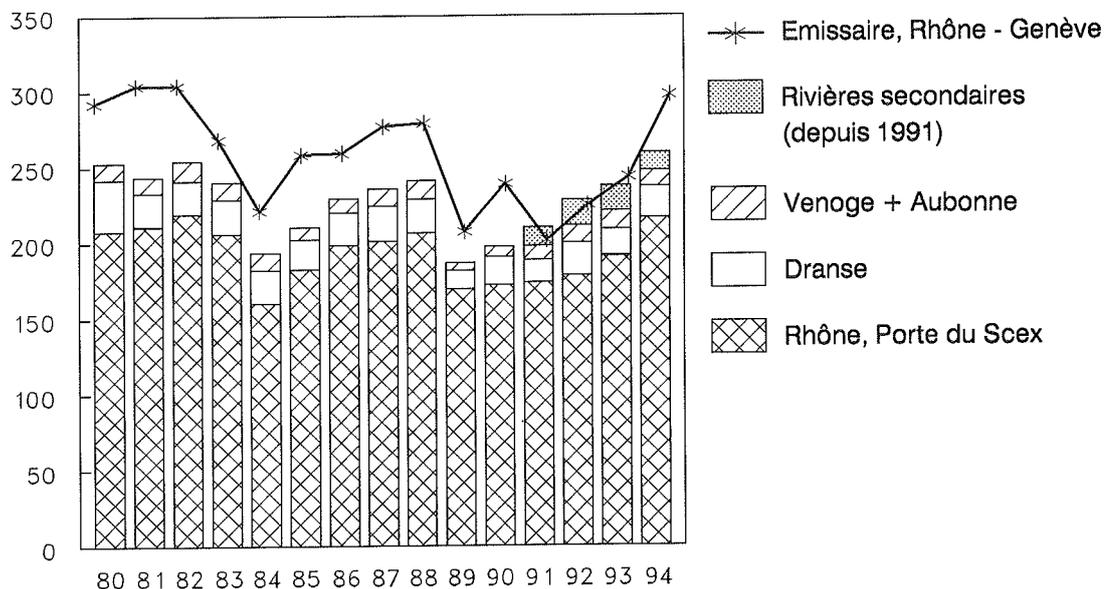


Figure 2 : Débits moyens annuels

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

$$Fa = \sum_{1}^s Ch \cdot Qh \qquad C_{moy} = \frac{Fa}{\sum_{1}^s Qh}$$

avec	Fa	=	flux (charge) 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)
	C _{moy}	=	concentration moyenne annuelle pondérée

Pour les rivières à échantillonnage mensuel

$$F_{moy} = \frac{\sum_{1}^n Ci \cdot Qi}{n} \qquad C_{moy} = \frac{F_{moy}}{Q_{moy}}$$

avec	F _{moy}	=	flux (charge) moyen (g/s)
	C _i	=	concentration dans l'échantillon prélevé (g/l)
	Q _i	=	débit moyen de la période correspondante (m ³ /s)
	n	=	nombre d'échantillons
	Q _{moy}	=	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).

Fraction dissoute

La fraction dissoute est donc la plus importante au plan biologique : l'orthophosphate (PO₄) est directement biodisponible, de même que certains composés phosphorés provenant d'eaux usées; sous certaines conditions (faible teneur en orthophosphate), les algues peuvent métaboliser la forme organique dissoute du phosphore. En faisant abstraction du phénomène secondaire 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.

Fraction particulaire

Pour la fraction particulaire, le phosphore inorganique non-apatitique (PINA) peut être adsorbé à la surface de substrats comme les hydroxydes de fer, manganèse ou aluminium, piégé dans les structures de ces minéraux, ou encore précipité sous forme de phosphate de fer. Les composés liés au fer, très sensibles aux variations du potentiel redox, peuvent être facilement détruits et donc libérer du phosphore dissous. Cette forme peut être considérée comme potentiellement la plus mobilisable (WILLIAMS et al., 1980).

Le phosphore organique particulaire (POP) représente le phosphore constituant de la matière organique autochtone (plancton, etc...) ou allochtone (matières fécales, débris végétaux, etc...). Une partie de cette forme est remobilisée lors de la décomposition de la matière organique (minéralisation). Cette forme peut également être considérée comme potentiellement mobilisable. Toutefois, cette disponibilité est beaucoup plus faible que pour le PINA (WILLIAMS et al., 1980).

Par contre, le phosphore lié à la famille des minéraux de l'apatite (PIA), minéraux ($\text{Ca}_5(\text{F}, \text{OH}, \text{Cl})(\text{PO}_4)_3$) pratiquement insolubles dans les eaux naturelles, n'est pas mobilisable (WILLIAMS et al., 1980).

On peut donc classer par ordre décroissant de disponibilité les formes du phosphore suivantes :

1. **phosphore dissous : PO_4 + phosphore organique dissous**
2. **phosphore particulaire inorganique non-apatitique : PINA**
3. **phosphore particulaire organique : POP**
4. **phosphore particulaire apatitique : PIA**

Le phosphore total est égal à la somme de ces quatre formes.

3.1.1 Phosphore total et particulaire (figures 3 et 4)

Les apports moyens annuels en phosphore total par les quatre rivières principales sur la période 1980-1994 sont voisins d'un millier de tonnes par an (992.9 t). Ils sont supérieurs à 1'500 tonnes pour l'année 1994 dont 1'436 t pour le Rhône amont. L'augmentation est importante pour le Rhône amont en liaison avec le débit moyen. Les augmentations sont essentiellement dues à la période très pluvieuse de septembre.

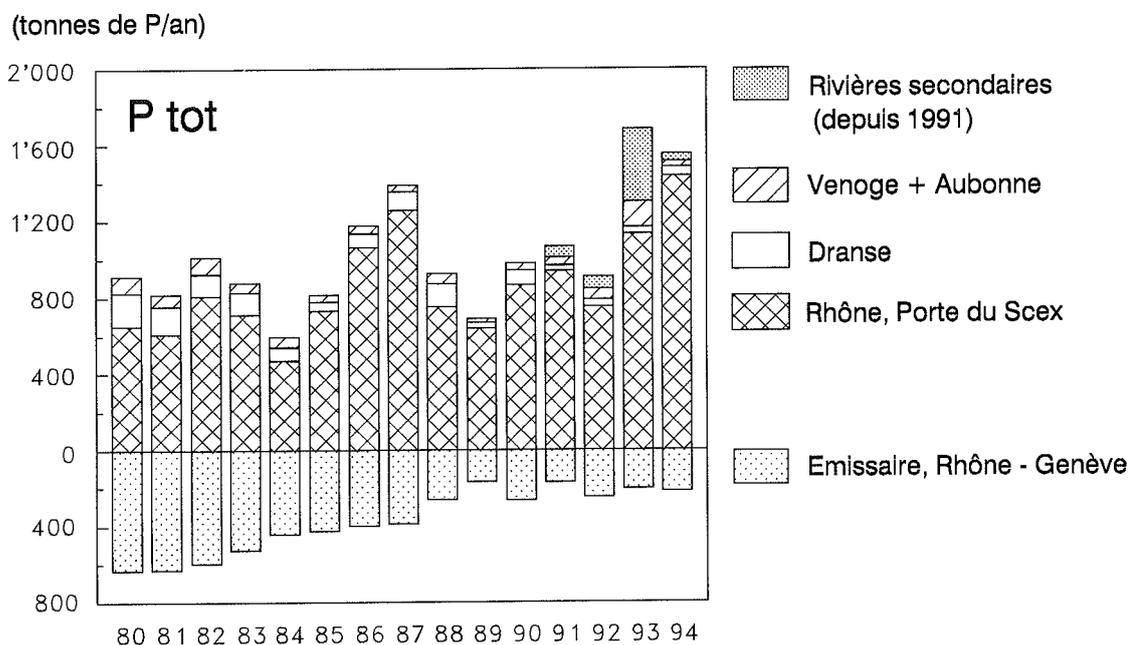


Figure 3 : Phosphore total - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires, et perte annuelle à l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

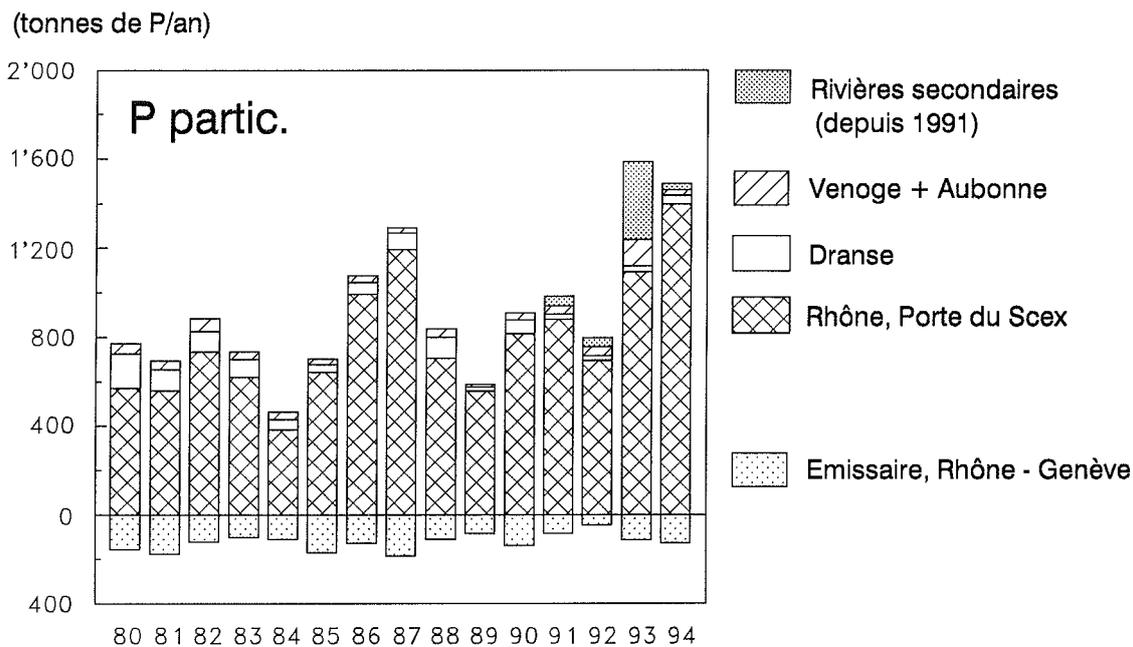


Figure 4 : Phosphore particulaire - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires, et perte annuelle à l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

3.1.2 Phosphore dissous (orthophosphate) (figure 5)

Le total des apports en orthophosphate par les affluents principaux atteint 54.8 tonnes en 1994 soit 16.5 % de moins qu'en 1993. Depuis 1980 la baisse atteint 61.5 %. Par rapport à 1993, si la baisse est sensible pour le Rhône amont et très importante pour l'Aubonne (- 26 %) et la Venoge (- 56 %), les apports sont stables pour la Dranse.

Pour la Venoge, les flux de phosphore soluble sont relativement indépendants des débits. L'examen des périodes d'une semaine montre que les flux maximums sont enregistrés pour des débits compris entre 20.7 et 13.7 m³/s et que pour les débits proches du débit moyen annuel (4.5 m³/s) la fourchette des apports est comprise entre 50 et 160 kg par semaine.

Les concentrations moyennes annuelles pondérées par les débits, en orthophosphate, sont en diminution dans les affluents principaux par rapport à celles de 1993.

Les apports en phosphore total au lac par les rivières sont constitués par 95.8 % de phosphore particulaire et 4.2 % 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).

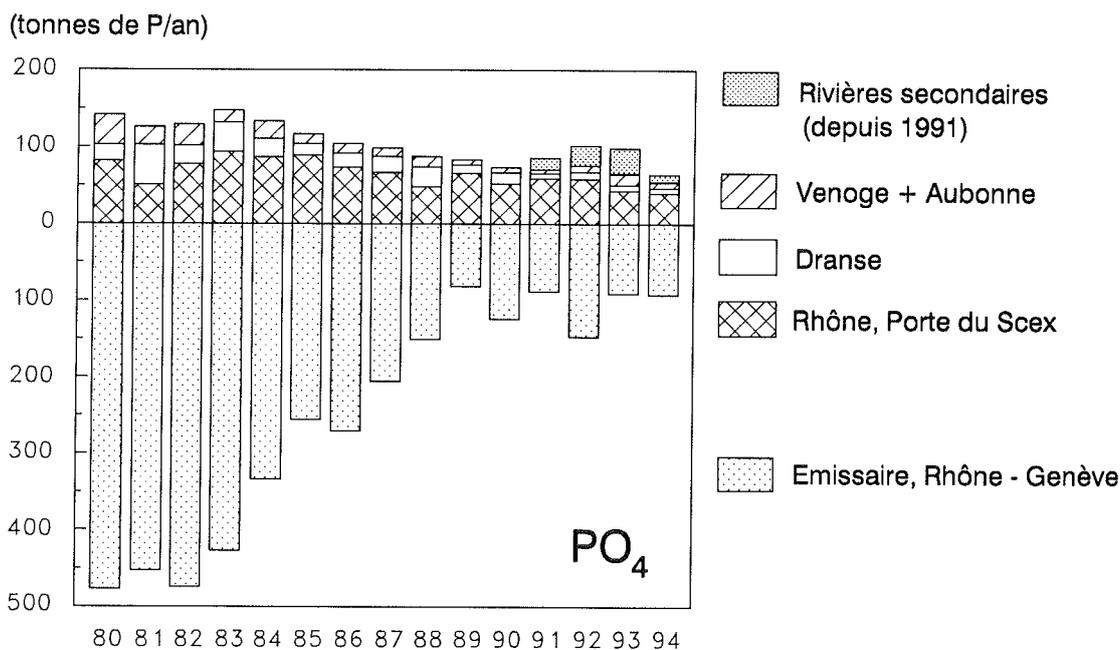


Figure 5 : Phosphore dissous (orthophosphate) - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires, et perte annuelle à l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

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

En 1994, les apports en azote nitrique par les quatre affluents principaux atteignent 4'344 tonnes (concentration moyenne pondérée par les débits : 0.56 mg N/l).

Ils sont, en 1994, pour toutes les rivières principales voisins des apports moyens des quinze dernières années ; et en forte baisse par rapport à 1993 pour l'Aubonne et la Venoge.

Les exportations d'azote nitrique par l'émissaire sont, en 1994, au niveau de celles du début des années 80. Elles sont en augmentation depuis 1989, bien que les teneurs dans le lac soient à la baisse depuis cette période (BLANC et al., 1995). Cette évolution contradictoire peut être expliquée, d'une part, par l'évolution des débits de l'émissaire (cf. tableau 2) et, d'autre part, par le fait que l'on constate des teneurs en nitrates dans les couches superficielles du Petit Lac (BLANC et al., 1995) 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).

Les apports en azote minéral total par le Rhône amont représentent environ 65 % du total des apports de l'ensemble des rivières.

Pour l'azote total (azote minéral et organique) dans la Dranse et le Rhône amont, après l'augmentation de 1992, on retrouve des valeurs proches de celles des années 1991 et 1993. La moyenne des apports des 15 dernières années est de 5'945 tonnes et la concentration moyenne de 0.99 mg N/l pour le Rhône amont (Dranse 518 tonnes et 0.8 mg N/l).

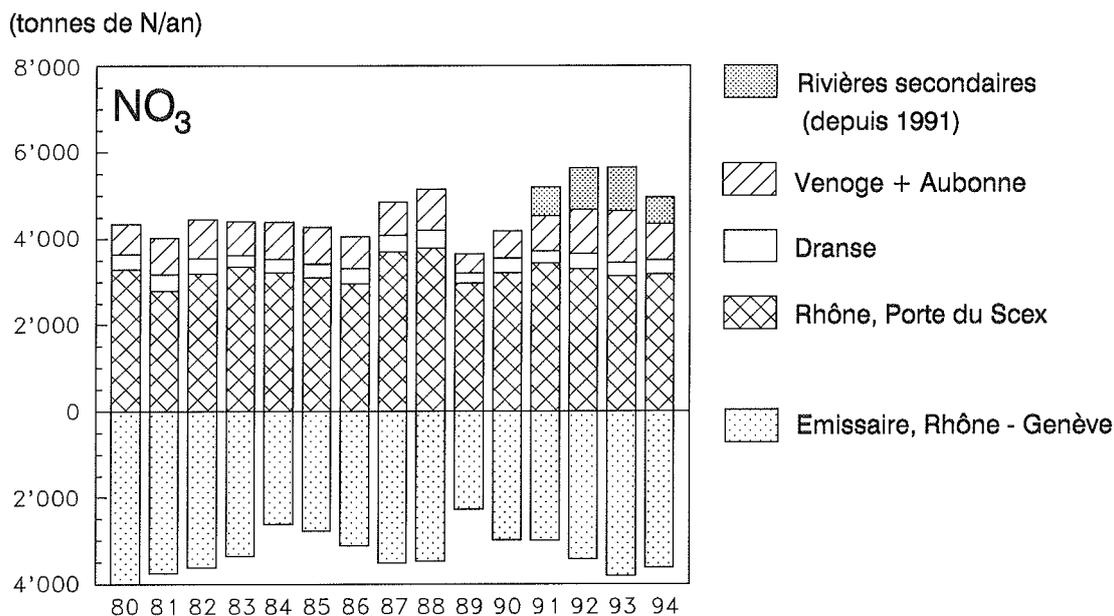


Figure 6 : Azote nitrique - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires, et perte annuelle à l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

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

Année	Rhône		Dranse	
	tonnes	mg/l	tonnes	mg/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

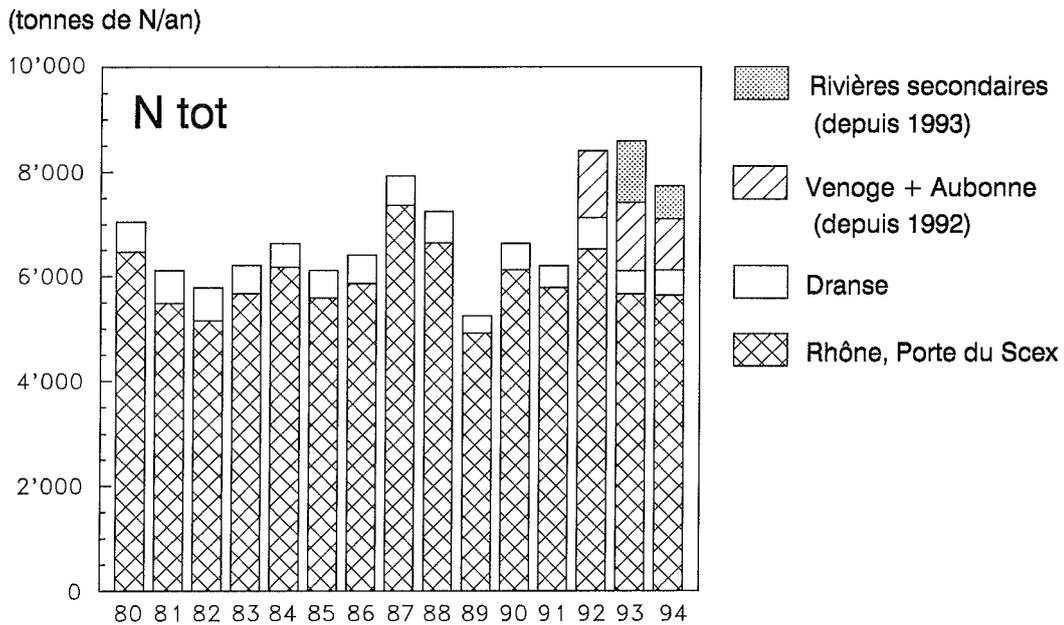


Figure 7 : Azote total - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

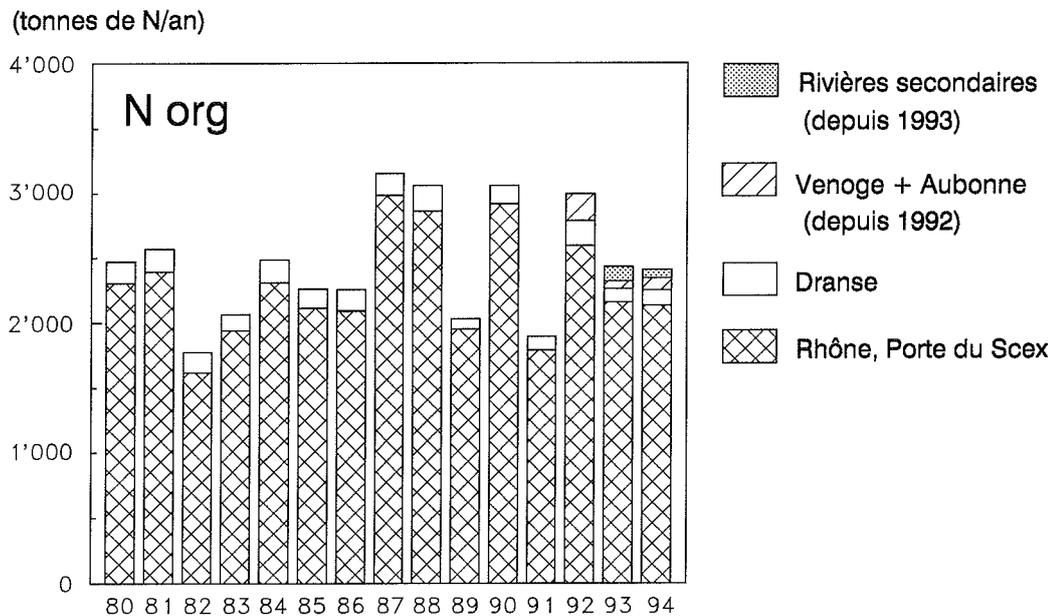


Figure 8 : Azote organique - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

3.3 Chlorures (figure 9)

Que ce soit en terme de concentrations moyennes annuelles ou en terme d'apports, les chlorures présentent une relative stabilité depuis 1988. Pour 1994, la concentration moyenne pondérée pour les affluents principaux est de 6.18 mg Cl/l. Pour l'ensemble des affluents, elle atteint 6.21 mg Cl/l.

La teneur moyenne dans le lac est de 6.2 mg Cl/l en 1994 (BLANC et al., 1995). En conséquence, la concentration dans le lac a atteint la concentration moyenne pondérée de l'ensemble des apports des rivières. Toutefois il faut tenir compte des rejets directs au lac des stations d'épuration (environ 4'400 t/an); ainsi la concentration moyenne pondérée de tous les apports est d'environ 7.7 mg/l.

La teneur moyenne dans les eaux du Rhône à l'émissaire atteint 6.6 mg/l, valeur identique à celle de 1993, mais, compte tenu de l'augmentation importante des débits entre 1993 et 1994, ce sont près de 10'000 tonnes supplémentaires de chlorures qui ont transité par le Rhône à l'émissaire.

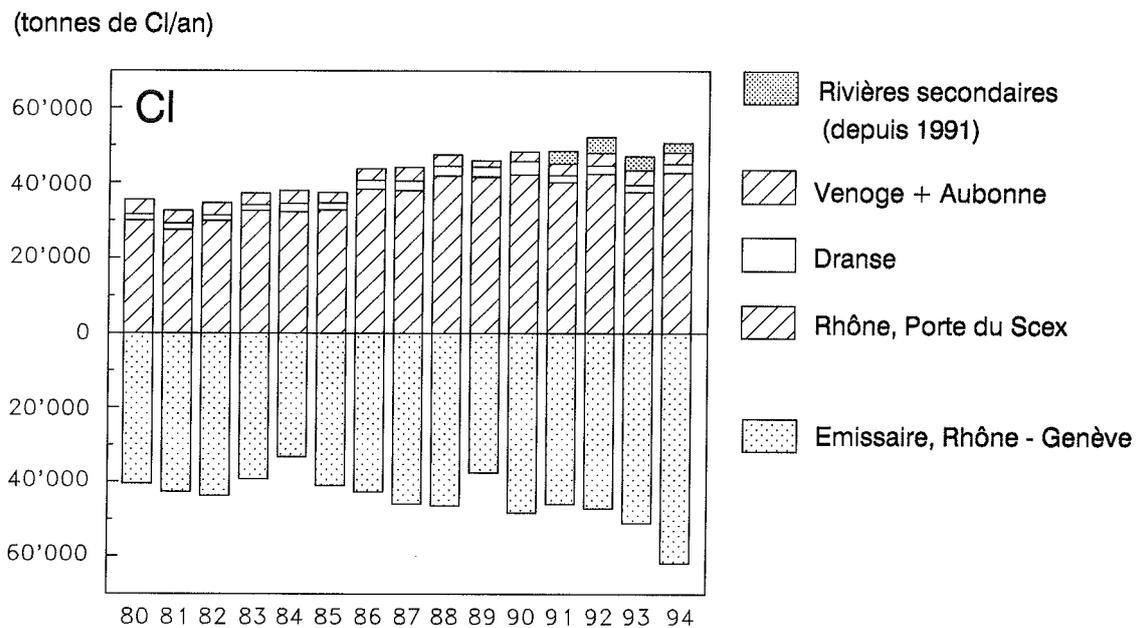


Figure 9 : Chlorure - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires, et perte annuelle à l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

3.4 Carbone organique

Le carbone organique dissous (COD) est analysé dans les eaux de l'ensemble des rivières principales et secondaires sauf dans les affluents de la rive française Dranse et Mercube et le carbone organique total (COT) dans les eaux du Rhône amont et du Rhône à Chancy. 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 1.3 et 3.9 mg C/l dans le Rhône amont et entre 1.8 et 3.7 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 concentrations moyennes annuelles en COD des rivières principales et secondaires (hors Rhône amont) oscillent entre 2.03 (la Versoix) et 3.11 mg C/l (la Morges).

La concentration de COD dans les eaux du Rhône émissaire est de 1.2 mg C/l pour l'année 1994, valeur légèrement supérieure à la moyenne annuelle pondérée par les débits de l'ensemble des rivières principales et secondaires considérées (1.1 mg C/l).

3.5 Silice dissoute

Exprimées en mg SiO₂/l, les concentrations moyennes pondérées de silice sont stables et les variations interannuelles faibles.

3.6 Cuivre, zinc, plomb et cadmium (tableau 4)

Les polluants métalliques ne sont dosés systématiquement dans les eaux que pour le Rhône amont.

TABLEAU 4 - Apports annuels (Rhône amont) en cuivre, zinc, plomb et cadmium (tonnes/an) et concentrations moyennes pondérées (µg/l)

Année	Cuivre	Zinc	Plomb	Cadmium
	tonnes/an			
1980	23.62	126.10	23.41	-
1981	28.60	85.00	22.80	-
1982	39.50	142.30	19.00	1.06
1983	24.50	182.50	14.60	-
1984	20.20	217.30	10.00	-
1985	22.40	141.90	20.60	-
1986	24.70	181.80	31.60	-
1987	44.90	226.70	49.20	-
1988	26.00	262.80	43.60	-
1989	14.80	108.60	37.60	0.78
1990	22.60	71.70	-	0.74
1991	17.30	72.50	20.50	0.65
1992	17.00	113.50	32.80	0.48
1993	19.87	157.68	32.48	0.45
1994	21.38	211.38	37.14	0.63
Année	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

Les concentrations moyennes, pondérées par les débits, en cuivre, plomb et cadmium sont stables et les variations interannuelles de faible amplitude. Pour le zinc, les concentrations ont triplé depuis 1991. En terme de bilan, les apports ont augmenté comme les débits et nous retrouvons, en 1994, des bilans voisins de ceux de l'année 1988.

4. ETUDE DES AFFLUENTS SECONDAIRES

TABLEAU 5 - Affluents secondaires : débits moyens annuels en m³/s

BV du Léman	1989	1990	1991	1992	1993	1994
	m ³ /s					
Versoix	2.74	3.21	2.90	4.66	2.87	3.17
Stockalper	-	-	2.87	3.62	2.79	2.41
Veveysse	0.98	2.78	1.52	2.58	1.87	2.40
Promenthouse	0.79	2.39	1.51	1.41	1.72	1.30
Chamberonne	0.32	0.79	0.57	0.68	0.68	1.07
Eau Froide	-	0.27	0.30	0.29	0.78	0.53
Morges	0.29	0.35	0.25	0.28	1.69	0.48
Dullive	0.32	0.22	0.15	0.25	0.98	0.28
Mercube	-	-	-	-	-	0.02
BV Rhône aval	m ³ /s					
Allondon	-	-	2.36	6.17	3.78	3.96
Arve	-	-	78.80	92.80	62.50	84.28
Rhône Chancy	-	-	316.00	363.00	356.50	403.57

L'ensemble des résultats de la campagne 1994 sur les neuf affluents secondaires du Léman est consigné dans les tableaux 8 et 9.

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 de préciser les apports du bassin versant du Rhône entre la sortie du lac et la frontière franco-suisse que nous aborderons au chapitre 5.

4.1 Phosphore dissous (orthophosphate) et phosphore total

En phosphore dissous, la charge annuelle qui transite par les neuf affluents est de 10.2 tonnes. Ce total correspond à environ les 2/3 de celui apporté par la Dranse, l'Aubonne et la Venoge réunies (14.4 t). La Morges était, en 1993, la rivière la plus chargée en cet élément; elle est remplacée, en 1994, par la Versoix qui apporte, à elle seule, 4.8 tonnes d'orthophosphate. Pour les mêmes rivières mesurées en 1993 et 1994, au nombre de huit, le total des apports en orthophosphate est passé de 26.5 t à 10.2 t. Pour la Morges, la Dullive et la Promenthouse, les apports ont diminué dans un rapport de 10 passant de 16.5 t en 1993 à 1.6 t en 1994. Nous avons signalé dans le rapport sur la campagne 1993, l'importance des mesures faites en octobre (période très pluvieuse) qui ont gonflé le bilan annuel.

En phosphore total, 39.9 tonnes sont amenées par les rivières secondaires contrôlées soit près de 10 fois moins qu'en 1993. D'une part, les analyses dans certaines rivières n'ont pas été reconduites, d'autre part, comme pour le phosphore dissous, la campagne d'octobre 1993 a majoré les bilans en cet élément. Par rapport aux trois rivières principales (hors Rhône amont), les apports des rivières secondaires en représentent environ la moitié. En terme de concentration en orthophosphate, la Chamberonne (0.068 mg/l) et la Versoix (0.048 mg/l) sont les rivières présentant les concentrations les plus élevées.

4.1.2 Formes du phosphore particulaire (tableau 6)

TABLEAU 6 - Formes du phosphore particulaire en 1994 (en t/an et en %)

	Phosphore particulaire	PINA	POP	PIA
	tonnes / an			
Mercube	0.16	0.03 (18.7 %)	0.06 (37.5 %)	0.07 (43.8 %)
Chamberonne	2.52	0.60 (23.8 %)	0.97 (38.5 %)	0.95 (37.7 %)
Aubonne	6.19	1.30 (21.0 %)	2.03 (32.8 %)	2.86 (46.2 %)
Venoge	17.40	3.84 (22.1 %)	6.68 (38.4 %)	6.88 (39.5 %)

Nous avons regroupé dans le tableau 6 les seuls résultats concernant les analyses des formes du phosphore particulaire pour deux rivières principales (l'Aubonne et la Venoge) et deux rivières secondaires (la Chamberonne et le Mercube). Pour les quatre rivières, la répartition entre les trois formes est sensiblement identique. Un quart du phosphore particulaire se retrouve dans la forme la plus disponible, un tiers dans le phosphore organique particulaire et enfin un peu moins de la moitié dans le phosphore particulaire apatitique le moins disponible pour la croissance algale.

4.2 Azote minéral total

Les concentrations moyennes annuelles en azote minéral total varient de 0.79 mg N/l pour la Veveyse à 6.53 mg N/l pour la Morges. Les concentrations sont du même ordre de grandeur que les concentrations moyennes annuelles atteintes dans les eaux des rivières principales notamment la Venoge (4.52 mg N/l) et la Dranse (0.54 mg N/l).

Les apports cumulés de l'ensemble des rivières secondaires représentent la moitié des apports cumulés de la Venoge, de l'Aubonne et de la Dranse. Globalement, les rivières secondaires examinées apportent 658 tonnes d'azote minéral total au Léman.

4.3 Chlorure

Les apports en chlorure des rivières secondaires atteignent 2'494 tonnes. 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 5.2 %. Les concentrations en chlorure dans les rivières secondaires varient entre 2.2 et 20.5 mg Cl/l.

4.4 Silice dissoute

Les concentrations moyennes annuelles pondérées en silice des eaux des affluents secondaires varient de 3.5 mg/l dans les eaux de la Promenthouse à 7.9 mg/l dans la Morges. Dans les rivières principales cet éventail est plus serré et les valeurs atteintes sont plus faibles : 2.5 mg/l (Aubonne) à 4.6 mg/l (Venoge). Les apports totaux enregistrés dans 6 des 9 rivières secondaires ne représentent que 3.5 % de ceux des rivières principales.

5. BASSIN VERSANT DU RHONE DE GENEVE A CHANCY (tableau 7 et 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 84.3 m³/s) et l'Allondon (débit moyen 4.0 m³/s). Les débits du Rhône émissaire et de l'Arve constituent 94.6 % du débit mesuré à Chancy.

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

Une partie importante des apports provient de huit stations d'épuration (STEP) françaises et de onze STEP suisses dont celle de Genève-Aïre (533'000 EH), totalisant 701'700 EH¹. Douze de ces installations se déversent directement dans le fleuve (692'800 EH), le reste dans les divers affluents. Aucune ne pratique la déphosphatation et au moins quatre d'entre elles traitent des eaux d'origine industrielle. Le bassin de l'Arve, en amont du Rhône, compte trente-six STEP qui totalisent 401'300 EH.

Une estimation des apports ponctuels et diffus du bassin dit "genevois" est obtenue en soustrayant au flux du Rhône à Chancy ceux mesurés de l'émissaire (sortie du Léman), de l'Arve et de l'Allondon.

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

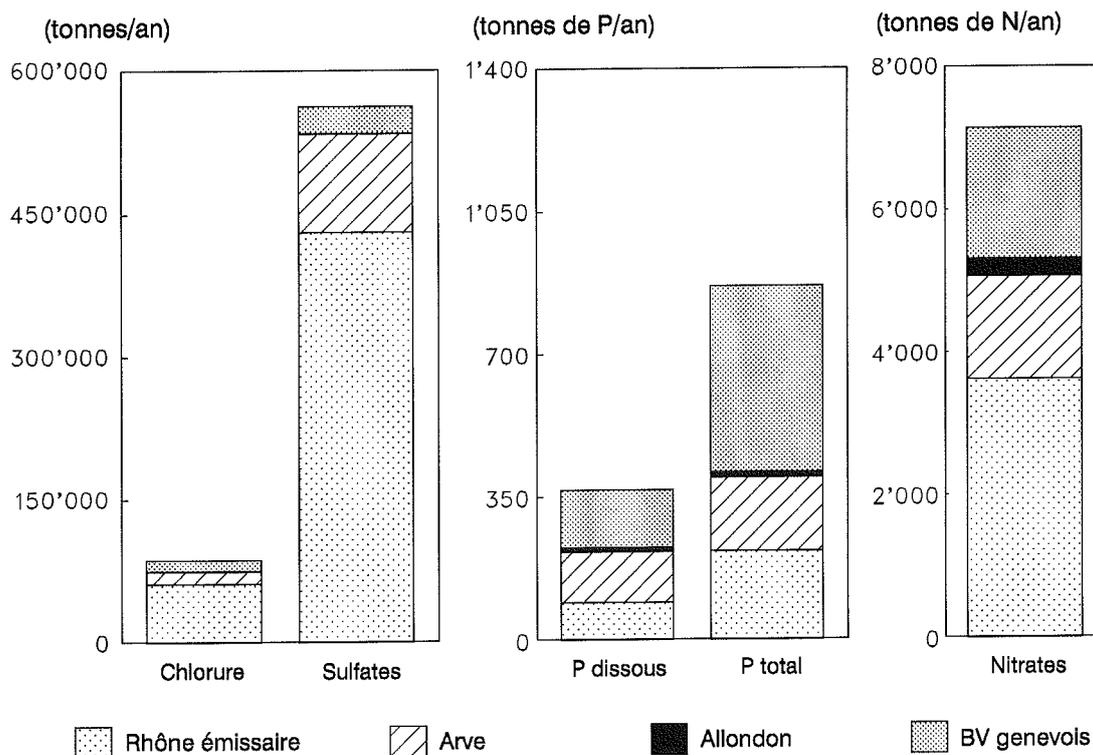


Figure 10 : Charges du Rhône à Chancy en 1994

¹ EH = équivalent habitant à 60 g de DBO₅ par jour.

TABLEAU 7 - Apports en 1994 (en tonnes/an)

	Nitrates	Orthophosphates	Phosphore total	Chlorures	Sulfates
	t N/an	t P/an	t P/an	t Cl/an	t SO ₄ /an
Rhône émissaire	3'617	91.8	217.1	61'591	431'386
Arve	1'440	123.1	179.9	12'654	102'905
Allondon	249	11.3	13.9	816	1'125
Rhône Chancy	7'143	368.4	866.6	86'614	563'198
BV "genevois" ¹	1'837	142.2	455.7	11'553	27'782

¹ = valeurs non mesurées, mais obtenues par soustraction.

BV "genevois" = Rhône Chancy - (Rhône émissaire + Arve + Allondon)

L'augmentation du flux de nitrates entre le Rhône à l'émissaire et à Chancy est de 97.5 %. Le flux de phosphore dissous à Chancy provient à 38.6 % du bassin dit "genevois" et à 33.4 % de l'Arve. Pour le phosphore total, 52.6 % proviennent du bassin dit "genevois".

La participation du Rhône émissaire dans la charge totale du Rhône à Chancy représente :

- . 25 % de la charge en phosphore soluble
- . 25 % de la charge en phosphore total
- . 51 % de la charge en nitrates
- . 71 % de la charge en chlorures
- . 77 % de la charge en sulfates.

6. CONCLUSIONS

Bassin versant Léman

En 1994, la somme des débits moyens de l'ensemble des quatre affluents principaux (Rhône, Dranse, Aubonne et Venoge) est de 247.5 m³/s. Cette valeur est en augmentation par rapport à celle des années 1990 à 1993. Les mois de mai, septembre et octobre ont eu des précipitations supérieures à la moyenne de la période 1951-1994.

Les apports en phosphore total sont les plus élevés depuis 1980 pour les rivières principales, mais en baisse par rapport à 1993 de 8.5 % pour l'ensemble des affluents du fait de la diminution des apports sur les rivières secondaires. C'est le cas pour toutes les rivières sauf le Rhône amont (+ 26 %), la Dranse (+ 39 %) et la Veveyse (+ 16 %). Pour la Dranse et la Veveyse l'essentiel de l'augmentation s'est produit dans la semaine du 16 au 23 mai alors que pour le Rhône amont la période d'apport principal est celle du 19 au 26 septembre. Pour le phosphore dissous, élément directement assimilable par les algues, en considérant les mêmes rivières qu'en 1993 la baisse des apports est globalement de 29 %, baisse qui se répartit comme suit : rivières principales - 16.5 % et rivières secondaire - 61.5 %. Cette baisse est très nette pour la Venoge parmi les rivières principales et surtout sensible pour la Morges dans les rivières secondaires. Il est vrai que pour ces deux rivières, la crue d'octobre 1993 a gonflé le bilan annuel. Le bilan 1994 de ces deux rivières est plus proche de celui enregistré en 1992. En terme de concentration moyenne annuelle en phosphore dissous, aucune rivière dépasse 100 µg P/l alors que c'était le cas de cinq d'entre elles en 1993. Parmi les concentrations les plus élevées on retrouve ainsi que les années précédentes : la Chamberonne (68 µg P/l), la Versoix (48 µg P/l), la Morges (36 µg P/l), la Venoge (35 µg P/l) et la Dullive (30 µg P/l).

Les apports en azote minéral total par le Rhône amont représentent environ 65 % de l'ensemble des apports des quatre rivières principales et de neuf rivières secondaires. Pour un ensemble de 11 rivières identiques à 1993, on note une baisse d'environ 10 %. On constate que certaines rivières ont des concentrations en azote minéral total supérieures à 3.5 mg N/l. C'est le cas pour la Morges (6.5 mg N/l), la Venoge (4.5 mg N/l), la Dullive (4.1 mg N/l), la Chamberonne et le Mercube (3.7 mg N/l).

Les apports en chlorure sont relativement stables depuis 1988. La concentration moyenne pondérée par les débits pour l'ensemble des rivières étudiées atteint 6.2 mg Cl/l.

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 ont permis de préciser la participation des divers bassins versants dans l'enrichissement en éléments fertilisants des eaux du Rhône aval.

Pour les nitrates, l'Arve apporte au Rhône environ 1'440 tonnes et le bassin dit "genevois" environ 1'837 tonnes, quantités sensiblement équivalentes à celles de l'année 1993.

Par contre la participation du bassin dit "genevois" en ce qui concerne le phosphore dissous a baissé d'environ 56 tonnes pour atteindre environ 140 tonnes en 1994. C'est le cas contraire pour l'Arve dont les apports ont augmentés d'environ 40 tonnes et atteignent un peu plus de 120 tonnes en 1994. Le total du bassin versant en aval du lac jusqu'à Chancy apporte au Rhône aval environ 270 tonnes de phosphore dissous, soit quatre fois plus que les treize rivières étudiées du bassin du Léman au lac lui-même.

BIBLIOGRAPHIE

- 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.
- ORAND, A. et GAGNAIRE, J. (1995) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1994.
- WILLIAMS, J.D., SHEAR, H. et THOMAS, R.L. (1980) : Availability to *Scenedesmus quadricauda* of different forms of phosphorus in sedimentary materials from the Great Lakes. Limnol. Oceanogr., 25, 1-11.

TABLEAU 8 - Concentrations moyennes en 1994

1994	Débit m ³ /s	NH ₄	NO ₂	NO ₃	Ntot	Nminot	PO ₄	Prot	Cl	SiO ₂	SO ₄	Ca	Mg	Na	K	COD	COT	MES
		µgN/l	µgN/l	µgN/l	µgN/l	mgN/l	µgP/l	µgP/l	mgCl/l	mg/l	mg/l	méq/l	méq/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
BASSIN VERSANT LÉMAN																		
Rhône amont	216.42	48	*	466	827	0.51	5.9	210.5	6.27	3.01	44.24	1.89	0.40	5.06	1.50	0.91	2.59	245.5
Dranse	20.43	41	10	492	729	0.54	10.6	72.1	3.72	3.80	51.63	3.29	0.68	2.80	0.88	*	*	59.9
Aubonne	6.12	54	11	1'235	1'651	1.30	13.5	48.1	4.19	2.46	5.19	*	*	*	*	2.68	*	19.5
Venoge	4.46	172	45	4'300	4'695	4.52	35.1	157.4	16.09	4.62	20.07	*	*	*	*	2.98	*	69.9
Versoix	3.17	7	22	1'203	1'341	1.23	48.4	69.5	6.77	*	6.88	3.25	0.47	3.38	0.84	2.03	*	*
Stockalper	2.41	308	37	810	*	1.19	8.5	79.0	*	*	*	*	*	*	*	2.15	2.72	26.6
Veveyse	2.40	37	8	741	1'071	0.79	7.4	178.4	6.54	3.61	14.00	*	*	*	*	3.07	*	258.4
Promenthouse	1.30	23	8	2'214	2'593	2.25	16.7	71.6	6.79	3.51	7.14	*	*	*	*	2.55	*	34.9
Chamberonne	1.07	75	35	3'567	3'937	3.68	68.0	153.1	16.83	5.27	37.74	*	*	*	*	2.74	*	34.8
Eau Froide	0.53	281	22	1'638	2'252	1.94	9.4	79.1	2.19	3.83	33.06	*	*	*	*	2.20	*	26.6
Morges	0.48	52	26	6'448	6'621	6.53	36.4	138.2	20.47	7.94	33.52	*	*	*	*	3.11	*	45.5
Dullive	0.28	32	11	4'022	4'351	4.07	30.3	215.3	13.73	7.20	23.23	*	*	*	*	2.57	*	103.8
Mercube	0.02	51	10	3'666	3'982	3.73	15.7	95.2	14.41	*	30.04	*	*	*	*	*	*	77.6
BASSIN RHONE AVAL																		
Rhône émissaire	297.4	19.6	5.1	385.6	652.4	0.4	9.8	23.1	6.6	0.6	46.0	*	*	*	*	1.2	*	*
Arve	84.3	51.7	34.9	541.8	834.1	0.6	46.3	67.7	4.8	*	38.7	2.7	0.4	3.6	1.5	1.1	*	*
Allondon	4.0	27.5	26.8	1'998.6	2'460.4	2.1	90.9	111.4	6.5	*	9.0	3.4	0.4	3.5	1.2	1.9	*	*
Rhône Chaney	403.6	67.2	23.9	561.3	1'011.7	*	28.9	68.1	6.8	1.6	44.3	2.3	0.5	5.1	1.7	1.5	2.8	23.7

* = non mesuré

TABLEAU 9 - Flux en 1994

1994	Débit	NH ₄	NO ₂	NO ₃	Nrot	Nmin _{tot}	PO ₄	Ptot	Cl	SiO ₂	SO ₄	Ca	Mg	Na	K	COD	COT	MES	
(tonnes/an)	m ³ /s	t N	t N	t N	t N	t N	t P	t P	t Cl	t SiO ₂	t SO ₄	t Ca	t Mg	t Na	t K	t C	t C	t	
BASSIN VERSANT LEMAN																			
Rhône amont	216.42	329.4	*	3'182	5'647	3'512	40.4	1'436.4	42'786	20'543	301'915	258'953	33'449	34'511	10'267	6'223	17'648	1'675'652	
Dranse	20.53	26.6	6.1	319	472	352	6.9	46.7	2'410	2'462	33'423	42'666	5'374	1'813	569	*	*	38'762	
Aubonne	6.12	10.5	2.1	239	319	251	2.6	9.3	808	476	1'002	*	*	*	*	517	*	3'771	
Venoge	4.46	24.2	6.3	604	660	635	4.9	22.1	2'261	650	2'821	*	*	*	*	419	*	9'818	
Versoix	3.17	0.7	2.2	120	134	123	4.8	7.0	677	*	688	6'508	570	338	84	203	*	*	
Stockalper	2.41	23.4	2.8	62	*	90	0.7	6.0	*	*	*	*	*	*	*	163	207	2'027	
Veveyse	2.40	2.8	0.6	56	81	60	0.6	13.5	496	273	1'062	*	*	*	*	233	*	19'586	
Promenthouse	1.30	0.9	0.3	91	107	92	0.7	2.9	279	144	294	*	*	*	*	105	*	1'436	
Chamberonne	1.07	2.5	1.2	120	132	124	2.3	5.2	566	177	1'269	*	*	*	*	92	*	1'171	
Eau Froide	0.53	4.7	0.4	27	38	32	0.2	1.3	37	64	553	*	*	*	*	37	*	445	
Morges	0.48	0.8	0.4	98	100	99	0.6	2.1	310	120	507	*	*	*	*	47	*	689	
Dullive	0.28	0.3	0.1	35	38	36	0.3	1.9	121	64	205	*	*	*	*	23	*	914	
Mercube	0.02	0.0	0.0	2	3	2	0.0	0.1	10	*	20	*	*	*	*	*	*	51	
Total rivières	259.2	427	23	4'956	7'730	5'407	65	1'554	50'759	24'973	343'757	308'127	39'392	36'663	10'920	8'062	17'856	1'754'320	
BASSIN RHONE AVAL																			
Rhône émissaire	297.43	184.0	48	3'617	6'120	3'849	91.8	217.1	61'591	5'220	431'386	*	*	*	*	10'948	*	*	
Arve	84.28	137.5	93	1'440	2'217	1'670	123.1	179.9	12'654	*	102'905	141'017	13'850	9'675	3'920	2'910	*	*	
Allondon	3.96	3.4	3	249	307	256	11.3	13.9	816	*	1'125	8'482	637	431	155	242	*	*	
Rhône Chancy	403.57	865.9	307	7'143	12'876	8'317	368.4	866.6	86'614	19'691	563'198	597'954	77'827	64'491	21'037	19'634	35'043	301'827	

* = non mesuré

FLUX REJETÉS PAR LES STATIONS D'ÉPURATION ¹

Campagne 1994

PAR

François RAPIN

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

RESUME

Les charges en entrée de stations d'épuration et rejetées par celles-ci après traitement (+ déversé) sont calculées pour 1994 et pour les principaux bassins versants de rivières 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 1994 représente environ 5'300 tonnes (O_2) pour la totalité du bassin "CIPEL" et 3'300 tonnes pour le bassin hydrographique du Léman.

Pour le bassin versant du Léman, la charge rejetée est d'environ 150 tonnes de phosphore total et de 42 tonnes pour le phosphore dissous (P- PO_4).

1. INTRODUCTION

Les bassins versants retenus pour faire 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, de la STEP de Villeneuve pour l'Eau Froide et de la STEP de Buchillon pour l'Aubonne.

¹

Les données sont obtenues dans le cadre des contrôles des STEP effectués par les Services officiels des cantons et départements

2. CAPACITE DES STEP ET POPULATIONS RACCORDEES

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 1990 et 1993 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 1994 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 appartement 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 pas 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	6 925	2 358
Chamberonne	2	3 250	2 042	66
Canal Stockalper	5	17 563	8 194	2 478
Dranse	10	48 587	6 494	63 132
Eau Froide	2	32 000	1 968	1 849
Foron de Sciez	2	4 266	2 250	400
Grand Canal	2	15 375	6 760	13 651
Hermance	3	3 652	2 815	458
Morges	3	3 781	2 106	101
Paudèze	2	41 875	18 861	460
Promenthouse	3	1 000	844	233
Rhône amont 1)	60	1 259 636	207 606	389 565
Vengeron	2	16 975	13 950	1 090
Venoge	21	47 044	28 557	3 260
Versoix	4	17 725	9 828	4 376
Rejets dans autres rivières	14	32 118	20 361	2 759
Rejets directs au lac 3)	19	829 043	414 159	81 900
LEMAN	158	2 388 839	753 720	568 136
Rhône aval 2)	20	702 050	294 732	21 834
Allondon	4	32 183	25 781	4 851
Arve	36	401 227	199 907	128 661
RHONE AVAL (total)	60	1 135 461	520 420	155 346
LEMAN + RHONE AVAL (total)	218	3 524 300	1 274 140	723 482

- 1) STEP mixtes (urbaines + industrielles) Valais : EH industriels raccordés 500'000
 2) STEP mixtes et industrielles Genève : EH industriels raccordés 110'000
 3) STEP mixte (urbaine + industrielle) Ht-Savoie : EH industriels raccordés 40'000

3. CHARGES EN ENTREE DE STEP ET FLUX REJETES, 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 ($\text{NH}_4 + \text{NO}_2 + \text{NO}_3$), 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 1994 (tableau 2 - RAPIN, 1995) multipliées par les populations raccordées à ces stations (population permanente + $\frac{1}{3}$ 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

		Ensemble des STEP du bassin versant du Léman et du Rhône aval *	
		Suisse	France
Hydraulique	(l/EH.j)	590	434
DBO5	(g O2/EH.j)	71.4	75.5
DCO	(g O2/EH.j)	159.1	180.7
Phosphore total	(g P/EH.j)	2.19	4.25
Phosphore dissous (P-PO4)	(g P/EH.j)	0.85	1.76
Ammonium	(g N/EH.j)	7.1	10.7
Azote minéral total	(g N/EH.j)	7.4	10.9

* Sans les STEP industrielles ou les STEP mixtes (urbaines et industrielles)

Pour chaque bassin versant, il a été fait la somme des valeurs obtenues pour les STEP concernées. L'ensemble des résultats pour 1994 se trouve dans le tableau 3.

La comparaison par rapport aux valeurs obtenues en 1993 (FIAUX et VIOGET, 1994) pour le bassin du Léman montre, pour les différents éléments, que les résultats sont cohérents.

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	9.05	1.90	3.39	0.69	241.8	23.7	22.3	16.9	25.9	20.8
Chamberonne	1.10	0.65	0.43	0.40	22.0	4.6	3.5	2.5	4.4	2.9
Canal Stockalper	6.26	1.63	3.70	0.60	313.2	61.9	50.0	37.5	51.2	40.7
Dranse	25.41	2.67	14.19	1.36	597.3	158.6	108.6	76.6	110.5	78.6
Eau Froide	4.47	0.41	4.47	0.03	64.7	2.6	71.7	21.6	74.3	69.4
Foron de Soiez	5.16	2.33	2.13	1.49	93.0	10.7	13.0	10.4	13.2	12.6
Grand Canal	8.09	1.16	2.27	0.24	131.3	15.3	17.7	15.9	19.3	19.3
Hermance	2.37	0.16	1.47	0.07	55.1	1.8	9.4	1.0	9.6	2.8
Morges	1.92	0.20	0.95	0.06	44.0	1.6	6.1	0.7	6.4	4.3
Paudèze	15.18	0.55	5.87	0.15	487.1	11.9	48.7	17.7	50.8	37.6
Promenthouse	1.02	0.62	0.41	0.26	18.7	9.1	2.4	2.8	3.8	3.9
Rhône amont 1)	314.92	80.08	130.82	19.20	22 846.5	2 299.0	1 502.4	1 194.3	1 549.0	1 436.0
Vengeron	12.61	2.00	6.86	0.71	267.7	38.9	56.9	43.7	58.2	53.4
Venoge	28.93	3.28	10.02	0.83	692.1	51.5	80.6	47.0	90.0	68.4
Versoix	8.38	4.25	4.39	2.90	115.1	30.7	43.7	34.2	44.6	41.7
Rejets dans autres rivières	23.31	4.70	8.88	1.43	581.7	40.9	60.6	44.2	64.8	58.3
Rejets directs au lac 3)	379.44	45.93	119.03	11.68	9 045.5	870.7	1 040.3	798.0	1 121.1	1 165.6
LEMAN	847.61	152.52	319.30	42.10	35 616.6	3 633.6	3 137.9	2 365.2	3 297.2	3 116.4
Rhône aval 2)	300.76	159.62	122.06	105.53	12 762.3	2 091.8	906.7	978.6	914.4	1 025.5
Allondon	118.68	50.67	31.27	24.18	643.6	88.7	106.4	85.1	108.8	103.3
Arve	333.48	203.59	172.86	112.44	6 931.9	1 189.2	993.0	759.4	1 013.9	891.3
RHONE AVAL (total)	752.92	413.88	326.19	242.15	20 337.9	3 369.6	2 006.1	1 823.1	2 037.0	2 020.1
LEMAN + RHONE AVAL (total)	1 600.53	566.40	645.48	284.25	55 954.5	7 003.3	5 144.0	4 188.2	5 334.2	5 136.4

1) STEP mixtes (urbaines + industrielles) Valais :

500'000

EH industriels raccord.

110'000

EH industriels raccord.

40'000

EH industriels raccord.

2) STEP mixtes et industrielles Genève :

3) STEP mixte (urbaine + industrielle) Ht-Savoie :

4. CONCLUSIONS

Les flux arrivant aux STEP ou rejetés ont pu être estimés pour les principaux bassins versants de rivière pour 1994. Les résultats obtenus sont cohérents par rapport à ceux de 1993. Cependant, 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) : Contrôle des stations d'épuration. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1994.

ÉTAT TROPHIQUE DU PETIT LAC EN 1994 INDIQUÉ PAR LES COMMUNAUTÉS DE VERS ¹

PAR

Claude LANG et Olivier REYMOND

LABORATOIRE D'HYDROBIOLOGIE, CONSERVATION DE LA FAUNE,
Ch. du Marquisat 1, CH - 1025 ST-SULPICE

RESUME

En 1994, les communautés de vers (tubificidés et lumbriculidés) ont été utilisées comme indicateurs de l'état biologique des sédiments de la zone profonde (34 - 79 m) du Petit Lac. L'abondance relative des espèces caractéristiques des lacs oligotrophes s'élève à 30 % dans le bassin de Nyon, à 13 % dans celui de Tougues et à 4 % dans celui de Chevrens. Ces valeurs correspondent respectivement à un état mésotrophe, méso-eutrophe et presque eutrophe. L'augmentation de la sédimentation organique, enregistrée entre le bassin de Nyon et celui de Chevrens, explique ces différences. L'abondance relative des espèces oligotrophes, observée dans le bassin de Nyon, est proche de la valeur calculée à partir des concentrations en phosphore. En d'autres termes, les communautés de vers du bassin de Nyon ont répondu positivement à la baisse du phosphore. Dans les autres bassins, la restauration biologique des sédiments est retardée par l'accumulation des apports organiques provenant des affluents et du lac lui-même.

1. INTRODUCTION

Dans le Léman, les concentrations moyennes en phosphore total, mesurées entre 0 et 100 m de profondeur, ont passé de 67.9 mg/m³ en 1985 à 33.4 mg/m³ en 1993 (BLANC et al., 1994). Les communautés de vers (tubificidés et lumbriculidés) de la zone profonde du Petit Lac devraient répondre à cette amélioration de l'état chimique de l'eau comme celles du Grand Lac (LANG & REYMOND, 1992, 1995) ou comme celles du lac de Neuchâtel (LANG & REYMOND, 1993). L'abondance relative moyenne des espèces typiques des lacs oligotrophes, appelées plus simplement espèces oligotrophes, devrait se rapprocher de 35 %, valeur caractéristique d'un lac mésotrophe (LANG, 1990), se situant ainsi à mi-chemin entre la valeur d'un lac eutrophe (0 %) et celle d'un lac oligotrophe (70 %).

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

2. STATIONS ET MÉTHODES

En juin 1994, les vers (tubificidés et lumbriculidés) de la zone profonde (34 - 79 m) du Petit Lac ont été étudiés à partir de 159 prélèvements répartis régulièrement (500 m entre 2 prélèvements) sur 22 transects, perpendiculaires à l'axe nord-sud et distants de 500 m les uns des autres (Figure 1). Les transects 1 à 7 couvrent le bassin de Chevrens (le plus proche de Genève), les transects 8 - 15 le bassin de Tougues et les transects 16 - 22 le bassin de Nyon (le plus proche du Grand Lac).

Chaque prélèvement consiste en une carotte de sédiment de 16 cm², récoltée à partir de la surface au moyen d'un carottier. En laboratoire, le sédiment est tamisé (maille 0.2 mm); les vers (tubificidés et lumbriculidés), séparés du sédiment, sont montés (REYMOND, 1994) et identifiés jusqu'à l'espèce. Puis, l'abondance de chaque espèce est déterminée (LANG & REYMOND, soumis).

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

3. RÉSULTATS

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

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

4. DISCUSSION

Les abondances relatives moyennes des espèces de vers oligotrophes sont supérieures en 1994 (Tableau 2) à celles observées dans le bassin de Nyon, de Tougues et de Chevrens en 1985 : où elles s'élèvent respectivement à 13 %, 7.4 % et 1.7 % (LANG, 1986). Cette augmentation suggère une amélioration de l'état biologique des sédiments en 1994; cependant, cette interprétation doit être nuancée.

En effet, les prélèvements de 1985, concentrés dans la partie la plus profonde (70 - 79 m) des bassins, ne couvrent pas l'ensemble de la zone profonde (34 - 79 m) comme ceux de 1994. Or, les zones les plus profondes d'un lac sont à la fois les plus affectées par l'augmentation de l'eutrophisation et les plus lentes à récupérer lorsque celle-ci décroît (LANG, 1991). Par conséquent, les valeurs observées en 1985 pourraient, du fait de la localisation des prélèvements, correspondre à une situation pire que celle de l'ensemble du bassin à la même époque. C'est d'ailleurs la situation du transect 19 en 1994 parce qu'il traverse la zone la plus profonde du bassin de Nyon (Tableau 2).

Cette première interprétation doit donc être complétée par une autre approche afin de mieux apprécier l'évolution du Petit Lac en 1994. Pour ce faire, une relation quantitative, établie précédemment (LANG, 1990) entre les espèces oligotrophes et le phosphore, est utilisée.

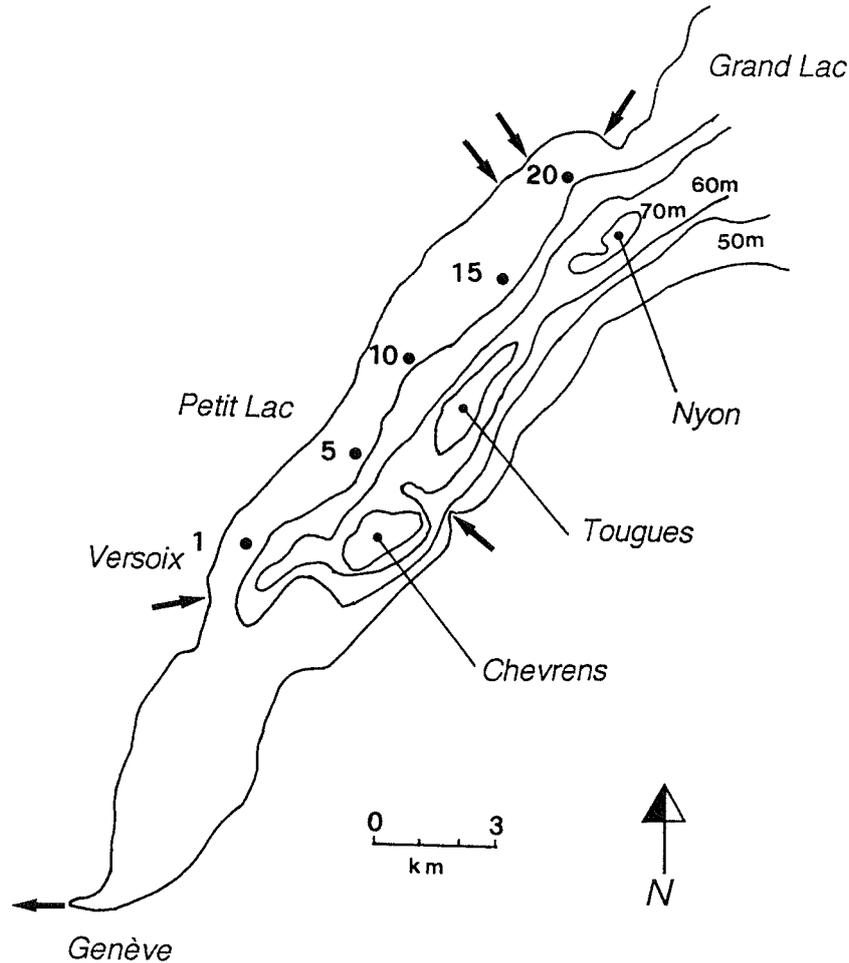


Figure 1 : Localisation du premier des points de prélèvements de cinq des 22 transects (chiffres 1 à 20) visités en 1994 dans le Petit Lac. Les flèches indiquent les principaux apports organiques par les rivières.

TABEAU 1 - Valeur indicatrice des principales espèces de vers (tubificidés et lumbriculidés) du Léman.

Espèces	Indique une tendance		
	Oligotrophe	Mésotrophe	Eutrophe
<i>Bythonomus lemani</i> Grube	+		
<i>Bichaeta sanguinea</i> Bretscher	+		
<i>Stylodrilus heringianus</i> Claparède	+		
<i>Spirosperma velutinus</i> (Grube)	+		
<i>Potamothrix vej dovskyi</i> (Hrabe)		+	
<i>Spirosperma ferox</i> (Eisen)		+	
<i>Psammoryctides barbatus</i> (Grube)		+	
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> (Claparède)			+
<i>Potamothrix hammoniensis</i> (Michaelsen)			+
<i>Potamothrix heuscheri</i> (Bretscher)			+
<i>Tubifex tubifex</i> (Müller)			+

TABLEAU 2 - Abondance relative moyenne (%) des espèces de vers oligotrophes par transect (Fig. 1) dans le Petit Lac en 1994.

Transects : 1-7 = Chevrens, 8-15 = Tougues, 16-22 = Nyon.

Conditions : eutrophes (E), méso-eutrophes (ME), mésotrophes (M), oligo-mésotrophes (OM) déterminées à partir de l'abondance relative moyenne des espèces oligotrophes.

n = nbre de prélèvements (carottes de 16 cm²) par transect.

Coordonnée ¹ géographique	Espèces oligotrophes (%)				Conditions			
	Transect	Moyenne	Ecart-type	n	E	ME	M	OM
503.5 127.0	1	0	0	7	+			
503.5 127.5	2	0	0	8	+			
504.0 128.0	3	2.9	4.9	7	+			
504.5 128.5	4	4.6	7.4	6	+			
505.0 129.0	5	10.8	7.9	4		+		
505.5 129.5	6	3.9	7.3	6	+			
505.5 130.0	7	11.8	11.2	6		+		
505.5 130.5	8	3.1	5.6	7	+			
505.5 131.0	9	8.9	9.9	7	+			
506.0 131.5	10	4.2	7.4	7	+			
506.0 132.0	11	5.9	11.0	7	+			
506.5 132.5	12	14.3	16.5	7		+		
506.5 133.0	13	18.6	23.4	7		+		
507.0 133.5	14	24.2	22.6	7		+		
507.5 134.0	15	25.6	17.5	6		+		
507.5 134.5	16	37.4	30.6	7			+	
508.0 135.0	17	45.8	38.9	7				+
508.0 135.5	18	29.9	33.0	8			+	
508.5 136.0	19	11.3	13.7	8		+		
509.0 136.5	20	31.0	24.7	9			+	
509.0 137.0	21	30.9	31.0	11			+	
509.5 137.5	22	25.0	33.6	10		+		
-	1-7	4.2	7.3	44	+			
-	8-15	12.9	16.7	55		+		
-	16-22	29.7	30.1	60			+	
-	1-22	16.8	23.7	159		+		

¹ Carte nationale de la Suisse, coordonnées géographiques du premier point de prélèvement de chaque transect.

Dans l'eau du Léman, les concentrations moyennes en phosphore total, mesurées entre 0 et 100 m de profondeur, ont passé de 45.8 $\mu\text{gP/l}$ en 1989 à 33.4 $\mu\text{gP/l}$ en 1993 (BLANC et al., 1994). La concentration moyenne en phosphore total (TP), calculée pour ces cinq années précédant le prélèvement des vers en 1994, est de 38.9 $\mu\text{gP/l}$. Cette valeur permet de calculer l'abondance relative (%) des espèces de vers oligotrophes (OS) à partir de l'équation suivante (LANG, 1990) :

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

L'abondance relative des espèces oligotrophes, ainsi calculée, est proche (28.2 %) de la valeur moyenne observée (29.7 %) dans le bassin de Nyon en 1994 (Tableau 2), mais elle est supérieure aux valeurs observées dans les autres bassins.

Cette similitude et ces différences peuvent s'interpréter ainsi : la composition des communautés de vers du bassin de Nyon reflète la baisse du phosphore constatée au niveau de l'eau. Au contraire, la restauration biologique des sédiments ne fait que commencer dans le bassin de Tougues alors qu'elle n'est pas encore intervenue dans le bassin de Chevrens.

REMERCIEMENTS

Laurent CAVALLINI nous a aidé à effectuer la campagne de prélèvements.

BIBLIOGRAPHIE

- 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.
- LANG, C. (1986) : Eutrophisation du Léman indiquée par les communautés d'oligochètes : campagne 1982-1985. Schweiz. Z. Hydrol., 48, 230-239.
- LANG, C. (1990) : Quantitative relationships between oligochaete communities and phosphorus concentrations in lakes. Freshw. Biol., 24, 327-334.
- LANG, C. (1991) : Decreasing phosphorus concentrations and unchanged oligochaete communities in Lake Geneva: how to monitor recovery? Arch. Hydrobiol., 122, 305-312.
- LANG, C. et REYMOND, O. (1992) : Reversal of eutrophication in Lake Geneva: evidence from the oligochaete communities. Freshw. Biol., 28, 145-148.
- LANG, C. et REYMOND, O. (1993) : Recovery of Lake Neuchâtel (Switzerland) from eutrophication indicated by the oligochaete communities. Arch. Hydrobiol., 128, 65-71.
- LANG, C. et REYMOND, O. (1995) : Contrasting responses of oligochaete communities to the abatement of eutrophication in Lake Geneva. Hydrobiologia.
- LANG, C. et REYMOND, O. (soumis) : Empirical relationships between oligochaete, phosphorus and organic deposition during the recovering of Lake Geneva from eutrophication.
- REYMOND, O. (1994) : Préparations microscopiques permanentes d'oligochètes: une méthode simple. Bull. Soc. Vaud. Sc. Nat., 83, 1-3.

CONTRÔLE DES STATIONS D'ÉPURATION¹

Campagne 1994

PAR

François RAPIN

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

RESUME

En 1994, 218 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 1'274'000 habitants permanents, 723'000 habitants saisonniers (capacité d'hébergement touristique) et environ 650'000 équivalents-habitants industriels.

Sur les 158 STEP du bassin hydrographique du Léman, 124 sont équipées pour la déphosphatation (98.2 % de la capacité nominale des installations; 96.6 % de la population raccordée). La population raccordée à ces 158 STEP est de 754'000 habitants permanents, 568'000 habitants saisonniers et 540'000 équivalents-habitants industriels.

Le nombre de STEP contrôlées au moins quatre fois par année (contrôle sur 24 heures) est de 145 (66.5 % du nombre de STEP et 80.3 % 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 (DBO₅) le rendement moyen d'abattement des STEP de 92 % sur les eaux traitées et la concentration moyenne (pondérée par les débits) de sortie de 15 mg O₂/l respectent les normes en vigueur.

Pour le phosphore total et pour le bassin hydrographique du Léman, le rendement moyen de 85 % sur les eaux traitées et la concentration moyenne de sortie de 0.64 mg P/l respectent également les normes. Le rendement d'abattement est légèrement supérieur à celui de 1993 (83 %).

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 1994

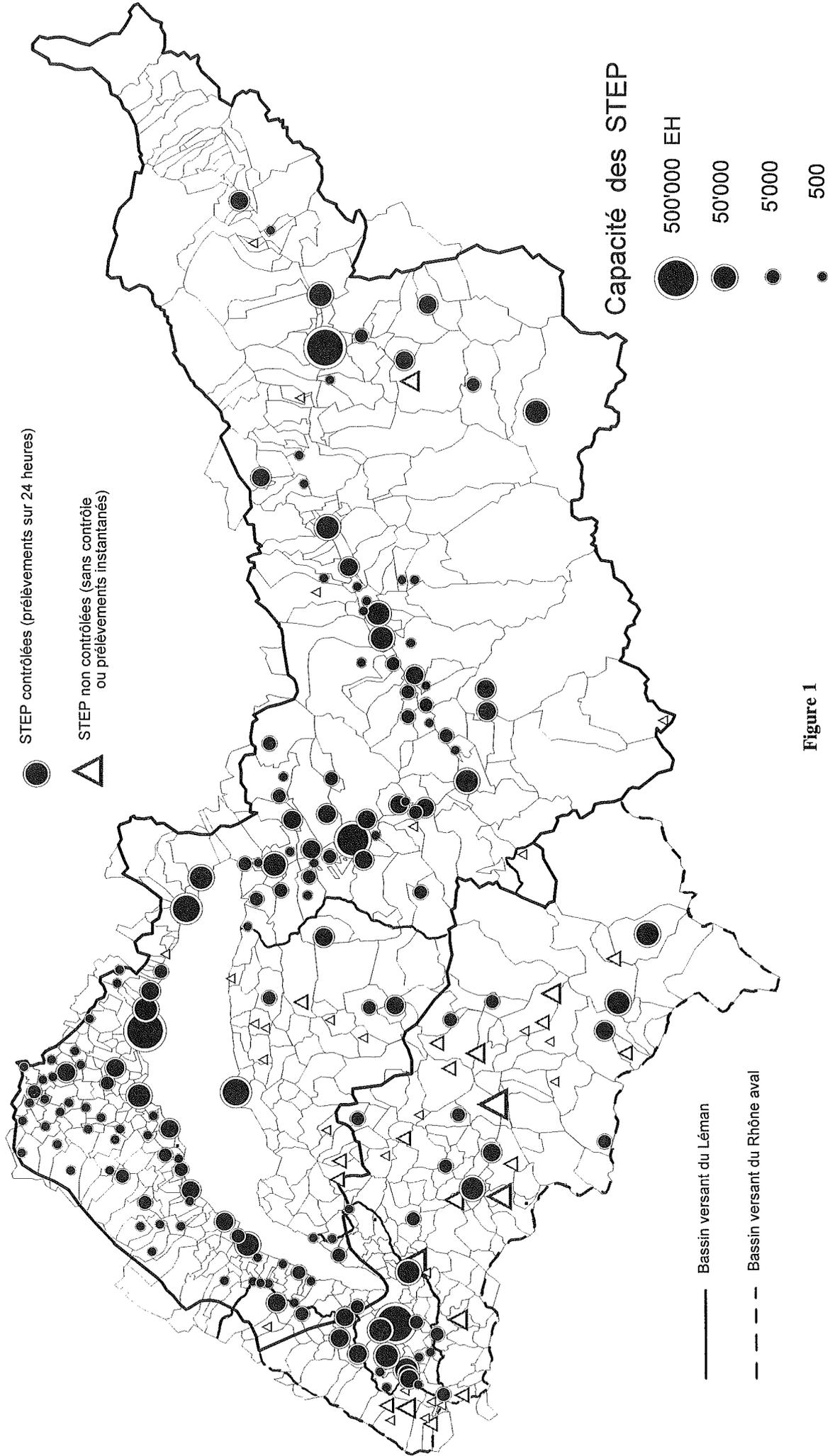


Figure 1

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, CAPACITE ET POPULATIONS RACCORDEES (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 1990 et 1993 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 1994 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 pas dans les populations raccordées.

En 1994, 218 STEP étaient en service dans le bassin versant "CIPEL" (Léman + Rhône aval), deux de moins qu'en 1993. La capacité nominale de ces STEP est de 3'524'300 équivalents-habitants (EH) (à 60 g de DBO₅/EH.j).

Bien que l'on constate une diminution du nombre de STEP, la capacité de traitement est en augmentation. Cela provient du fait que plusieurs petites STEP anciennes ont 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 158 STEP d'une capacité nominale de 2'388'839 EH. 124 STEP pratiquent la déphosphatation avec une capacité de 2'347'061 EH; cela représente 98.3 % de la capacité totale. En populations raccordées (permanente + saisonnière), cela représente 96.6 %.

Etat des STEP et des populations raccordées en 1994

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	77	69	977563	972194	471466	467831	94657	93968
Valais 1)	Léman	56	43	1208198	1200328	194527	192636	363915	345575
Genève	Léman	4	4	12973	12973	7242	7242	415	415
Haute-Savoie 3)	Léman	17	7	160404	148967	59315	55401	103791	100549
Ain	Léman	4	1	29700	12600	21170	11682	5358	990
Total	Léman	158	124	2388839	2347061	753720	734792	568136	541497
Genève 2)	Rhône aval	16	-	760577	-	331237	-	21750	-
Haute-Savoie	Rhône aval	34	3	333889	42788	159788	8705	128282	22000
Ain	Rhône aval	10	-	40995	-	29395	-	5314	-
Total	Rhône aval	60	3	1135461	42788	520420	8705	155346	22000
Total	Léman + Rhône aval	218	127	3524300	2389849	1274140	743497	723482	563497

1) STEP mixtes (urbaines + industrielles) Valais : EH industr. racc. 500'000

2) STEP mixtes et industrielles Genève : EH industr. racc. 110'000

3) STEP mixte (urbaine + industrielle) Ht-Savoie : EH industr. racc. 40'000

Etat des STEP et des populations raccordées en 1994 (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	35.3	31.7	27.7	27.6	37.0	36.7	13.1	13.0
Valais	Léman	25.7	19.7	34.3	34.1	15.3	15.1	50.3	47.8
Genève	Léman	1.8	1.8	0.4	0.4	0.6	0.6	0.1	0.1
Haute-Savoie	Léman	7.8	3.2	4.6	4.2	4.7	4.3	14.3	13.9
Ain	Léman	1.8	0.5	0.8	0.4	1.7	0.9	0.7	0.1
Total	Léman	72.5	56.9	67.8	66.6	59.2	57.7	78.5	74.8
Genève	Rhône aval	7.3	0.0	21.6	0.0	26.0	0.0	3.0	0.0
Haute-Savoie	Rhône aval	15.6	1.4	9.5	1.2	12.5	0.7	17.7	3.0
Ain	Rhône aval	4.6	0.0	1.2	0.0	2.3	0.0	0.7	0.0
Total	Rhône aval	27.5	1.4	32.2	1.2	40.8	0.7	21.5	3.0
Total	Léman + Rhône aval	100.0	58.3	100.0	67.8	100.0	58.4	100.0	77.9

3. FREQUENCE DES CONTROLES (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 1994. Dans ces tableaux, trois stations sont prises en compte bien qu'il manque soit les mesures du phosphore dissous (PO_4), soit une des valeurs d'entrée de station.

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 33.5 % en nombre de STEP ou 19.6 % des populations raccordées.

Dès 1995, la classification pour la fréquence des contrôles se basera sur les "Recommandations et méthodologie pour la conduite des mesures de contrôle et d'autosurveillance du fonctionnement des stations d'épurations" adoptées par la Commission internationale le 20 octobre 1994 à Lausanne.

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 la Haute-Savoie et de l'Ain.

Fréquence des contrôles des STEP en 1994

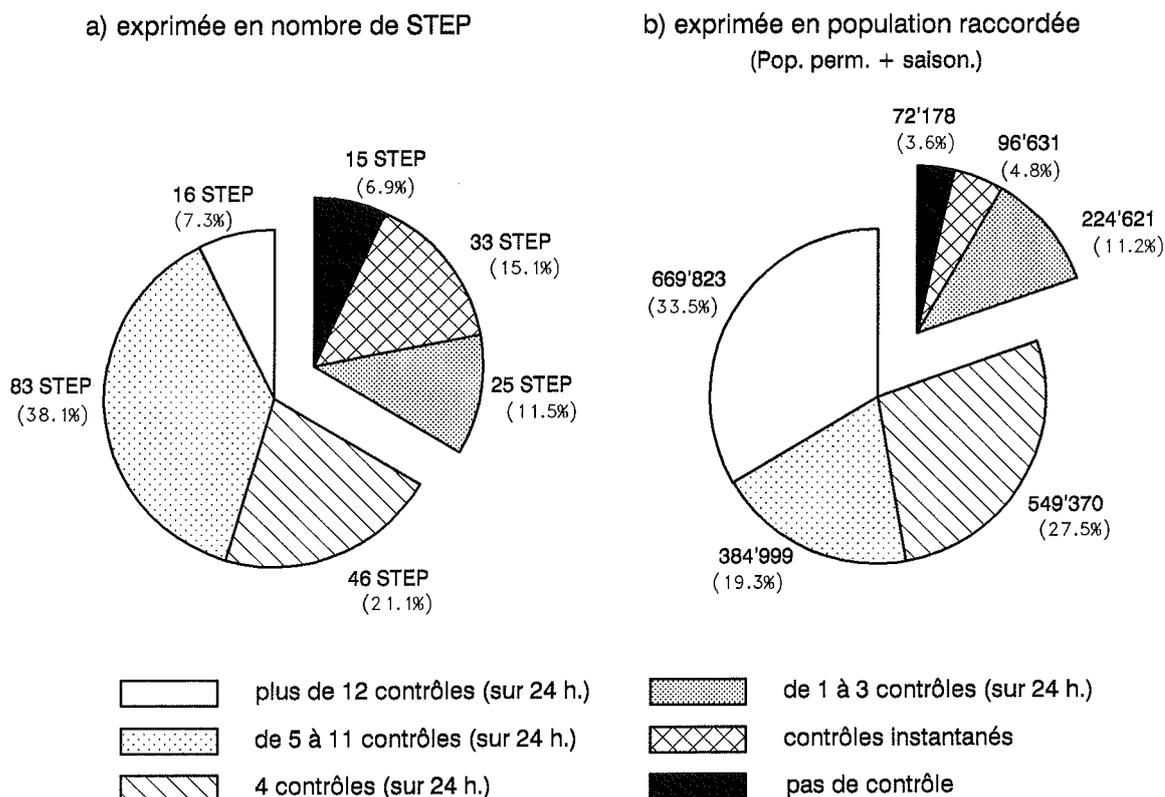


Figure 2

Nombre de contrôles effectués en 1994 avec analyses des eaux

(sans tenir compte si tous les paramètres sont analysés)

TABEAU 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. saisonnnière	Nombre de STEP	Capacité des STEP	Pop. raccord. permanente	Pop. raccord. saisonnnière	Nombre de STEP	Capacité des STEP	Pop. raccord. permanente	Pop. raccord. saisonnnière
Vaud	Léman	8	437281	210176	12455	67	539656	261160	81885	1	500	50	300
Vallais 1)	Léman	-	-	-	-	-	-	-	-	38	1098752	166381	286030
Genève	Léman	1	4375	2268	100	3	8598	4974	315	-	-	-	-
Haute-Savoie 3)	Léman	1	102600	48083	39443	-	-	-	-	5	46187	7313	61096
Ain	Léman	2	26100	17382	4990	1	3150	3538	256	-	-	-	-
Total	Léman	12	570356	277909	56988	71	551404	269672	82456	44	1145439	173744	347426
Genève 2)	Rhône aval	4	632383	314311	20615	11	127843	16906	855	1	350	20	280
Haute-Savoie	Rhône aval	-	-	-	-	-	-	-	-	1	37000	7900	20000
Ain	Rhône aval	-	-	-	-	1	14400	12569	2541	-	-	-	-
Total	Rhône aval	4	632383	314311	20615	12	142243	29475	3396	2	37350	7920	20280
Total	Léman + Rhône aval	16	1202739	592220	77603	83	693647	299147	85652	46	1182789	181694	367706

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. saisonnnière	Nombre de STEP	Capacité des STEP	Pop. raccord. permanente	Pop. raccord. saisonnnière	Nombre de STEP	Capacité des STEP	Pop. raccord. permanente	Pop. raccord. saisonnnière
Vaud	Léman	-	-	-	-	-	-	-	-	1	125	80	17
Vallais 1)	Léman	12	101413	26377	68545	-	-	-	-	6	8033	1769	9340
Genève	Léman	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Haute-Savoie 3)	Léman	-	-	-	-	11	11618	3919	3252	-	-	-	-
Ain	Léman	-	-	-	-	-	-	-	-	1	450	250	112
Total	Léman	12	101413	26377	68545	11	11618	3919	3252	8	8608	2099	9469
Genève 2)	Rhône aval	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Haute-Savoie	Rhône aval	12	151677	53239	62820	20	90213	48082	39996	1	55000	50567	5466
Ain	Rhône aval	1	15300	12149	1491	2	4770	1040	342	6	6525	3637	940
Total	Rhône aval	13	166977	65388	64311	22	94983	49122	40338	7	61525	54204	6406
Total	Léman + Rhône aval	25	268390	91765	132856	33	106601	53041	43590	15	70133	56303	15875

1) STEP mixtes (urbaines + industrielles) Valais : EH industr. racc. 500000

2) STEP mixtes et industrielles Genève : EH industr. racc. 110000

3) STEP mixte (urbaine + industrielle) Ht-Savoie : EH industr. racc. 40000

Nombre de contrôles effectués en 1994 avec analyses des eaux (en % de l'ensemble du bassin versant CIPEL : Léman et Rhône aval)
(sans tenir compte si tous les paramètres sont analysés)

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. saisonnnière (%)	Nombre de STEP (%)	Capacité des STEP (%)	Pop. raccord. permanente (%)	Pop. raccord. saisonnnière (%)	Nombre de STEP (%)	Capacité des STEP (%)	Pop. raccord. permanente (%)	Pop. raccord. saisonnnière (%)
Vaud	Léman	3.7	12.4	16.5	1.7	30.7	15.3	20.5	11.3	0.5	0.0	0.0	0.0
Valais 1)	Léman	-	-	-	-	-	-	-	-	17.4	31.2	13.1	39.5
Genève	Léman	0.5	0.1	0.2	0.0	1.4	0.2	0.4	0.0	-	-	-	-
Haute-Savoie 3)	Léman	0.5	2.9	3.8	5.5	-	-	-	-	2.3	1.3	0.6	8.4
Ain	Léman	0.9	0.7	1.4	0.7	0.5	0.1	0.3	0.0	-	-	-	-
Total	Léman	5.5	16.2	21.8	7.9	32.6	15.6	21.2	11.4	20.2	326.3	13.6	48.0
Genève 2)	Rhône aval	1.8	17.9	24.7	2.8	5.0	3.6	1.3	0.1	0.5	0.1	0.0	0.0
Haute-Savoie	Rhône aval	-	-	-	-	-	-	-	-	0.5	10.5	0.6	2.8
Ain	Rhône aval	-	-	-	-	0.5	0.4	1.0	0.4	-	-	-	-
Total	Rhône aval	1.8	17.9	24.7	2.8	5.5	4.0	2.3	0.5	0.9	10.6	0.6	2.8
Total	Léman + Rhône aval	7.3	34.1	46.5	10.7	38.1	19.7	23.5	11.9	21.1	33.6	14.3	50.8

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. saisonnnière (%)	Nombre de STEP (%)	Capacité des STEP (%)	Pop. raccord. permanente (%)	Pop. raccord. saisonnnière (%)	Nombre de STEP (%)	Capacité des STEP (%)	Pop. raccord. permanente (%)	Pop. raccord. saisonnnière (%)
Vaud	Léman	-	-	-	-	-	-	-	-	0.5	0.0	0.0	0.0
Valais 1)	Léman	5.5	2.9	2.1	9.5	-	-	-	-	2.8	0.2	0.1	1.3
Genève	Léman	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Haute-Savoie 3)	Léman	-	-	-	-	5.0	0.3	0.3	0.4	-	-	-	-
Ain	Léman	-	-	-	-	-	-	-	-	0.5	0.0	0.0	0.0
Total	Léman	5.5	2.9	2.1	9.5	5.0	0.3	0.3	0.4	3.7	0.2	0.2	1.3
Genève 2)	Rhône aval	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Haute-Savoie	Rhône aval	5.5	4.3	4.2	8.7	9.2	2.6	3.8	5.5	0.5	1.6	4.0	0.8
Ain	Rhône aval	0.5	0.4	1.0	0.2	0.9	0.1	0.1	0.0	2.8	0.2	0.3	0.1
Total	Rhône aval	6.0	4.7	5.1	8.9	10.1	2.7	3.9	5.6	3.2	1.7	4.3	0.9
Total	Léman + Rhône aval	11.5	7.6	7.2	18.4	15.1	3.0	4.2	6.0	6.9	2.0	4.4	2.2

1) STEP mixtes (urbaines + industrielles) Valais : EH industr. racc. 500'000

2) STEP mixtes et industrielles Genève : EH industr. racc. 110'000

3) STEP mixte (urbaine + industrielle) Ht-Savoie : EH industr. racc. 40'000

4. RENDEMENT D'EPURATION

4.1 Demande biochimique en oxygène (DBO₅) (tableau 3)

En Suisse, les normes de rejet pour la matière organique (DBO₅) sont définies par l'Ordonnance fédérale du 8 décembre 1975 sur le déversement des eaux usées (20 mg O₂/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 mg O₂/l). Un arrêté du 22 décembre 1994 fixe la concentration maximale à 25 mg O₂/l et un rendement entre 70 et 80 % suivant la charge de pollution organique reçue.

94.6 % des STEP (exprimées en capacité) sont contrôlées dans le bassin versant du Léman en ce qui concerne la matière organique et 86.2 % 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 (15 mg O₂/l) respectent les normes.

Par entité il est constaté pour le Valais des concentrations en sortie légèrement plus élevées (24 mg O₂/l) mais avec un rendement de 92.5 %. Ceci est dû à des concentrations d'entrée beaucoup plus élevées liées aux 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).

Il peut être relevé que dans le canton de Vaud, une station n'a pas été retenue pour calculer les rendements d'épuration bien qu'elle ait été contrôlée onze fois avec des prélèvements sur 24 heures. En effet, il manque les débits et concentrations d'entrée; il n'y avait à disposition que les valeurs au décanteur primaire et à la sortie, ce qui ne permet pas de calculer un rendement global de l'installation.

4.2 Phosphore total (tableau 4) et phosphore dissous PO₄ (tableau 5)

En Suisse et pour les bassins versants des lacs, les normes sont les suivantes : concentration du rejet 0.8 mg P/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 0.3 mg 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 mg P/l). Localement, le Préfet, sur préavis du Conseil Départemental d'Hygiène, peut édicter des normes plus sévères. L'arrêté du 22 décembre 1994 indique pour les zones sensibles au phosphore (comme le bassin du Léman) : concentration du rejet 2 mg P/l pour une charge brute en matière organique (MO) de 600 à 6'000 kg/jour; 1 mg P/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 DBO₅ sont contrôlées (exprimée en capacité : 96.4 % pour le bassin versant Léman et 86.2 % 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 1994

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	77	977 563	75	937 438	95.9	547 408	293 489	265 583	27 906
Vallais 1)	Léman	56	1 208 198	49	1 173 498	97.1	547 333	189 070	180 926	8 145
Genève	Léman	4	12 973	4	12 973	100.0	7 657	5 154	5 151	3
Haute-Savoie 3)	Léman	17	160 404	7	149 537	93.2	156 365	33 697	31 915	1 782
Ain	Léman	4	29 700	3	29 250	98.5	26 166	9 381	9 381	-
Total	Léman	158	2 388 838	138	2 302 696	96.4	1 284 949	530 792	492 956	37 836
Genève 2)	Rhône aval	16	760 577	16	760 577	100.0	352 987	205 107	179 875	25 232
Haute-Savoie	Rhône aval	34	333 889	13	188 677	56.5	143 959	42 132	40 264	1 868
Ain	Rhône aval	10	40 995	2	29 700	72.4	28 750	13 024	13 024	-
Total	Rhône aval	60	1 135 461	31	978 953	86.2	525 696	260 263	233 163	27 100
Total	Léman + Rhône aval	218	3 524 299	169	3 281 649	93.1	1 810 645	791 055	726 119	64 936

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) sur les eaux traitées uniquement	
			Entrée flux total	Entrée flux traité	Sortie	Déversé (si mesuré)	Entrée	Sortie	sur les eaux traitées uniquement	sur les eaux traitées + déversées
Vaud	Léman	95.9	25 912	23 910	1 425	760	90.03	5.37	94.0	91.6
Vallais 1)	Léman	97.1	61 049	58 528	4 412	1 884	323.49	24.39	92.5	89.7
Genève	Léman	100.0	752	751	36	0.4	145.86	6.98	95.2	95.2
Haute-Savoie 3)	Léman	93.2	6 750	6 626	962	124	207.63	30.15	85.5	83.9
Ain	Léman	98.5	711	711	173	0	75.78	18.42	75.7	75.7
Total	Léman	96.4	95 174	90 527	7 008	2 768	179.31	14.22	92.3	89.7
Genève 2)	Rhône aval	100.0	37 509	33 791	2 513	3 719	187.86	13.97	92.6	83.4
Haute-Savoie	Rhône aval	56.5	7 973	7 738	1 284	235	192.18	31.89	83.4	81.0
Ain	Rhône aval	72.4	1 676	1 676	230	0	128.71	17.62	86.3	86.3
Total	Rhône aval	86.2	47 158	43 205	4 026	3 953	181.20	17.27	90.7	83.1
Total	Léman + Rhône aval	93.1	142 333	133 732	11 034	6 721	179.93	15.20	91.7	87.5

- 1) STEP mixtes (urbaines + industrielles) Vallais : EH industr. racc. 500'000
 2) STEP mixtes et industrielles Genève : EH industr. racc. 110'000
 3) STEP mixte (urbaine + industrielle) Ht-Savoie : EH industr. racc. 40'000

Contrôle des STEP pour le paramètre : Phosphore total en 1994

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	77	977 563	75	937 438	95.9	547 408	293 489	265 583	27 906
Valais 1)	Léman	56	1 208 198	49	1 173 498	97.1	547 333	189 070	180 926	8 145
Genève	Léman	4	12 973	4	12 973	100.0	7 657	5 154	5 151	3
Haute-Savoie 3)	Léman	17	160 404	7	149 537	93.2	156 385	33 697	31 915	1 782
Ain	Léman	4	29 700	3	29 250	98.5	26 166	9 381	9 381	-
Total	Léman	158	2 388 838	138	2 302 696	96.4	1 284 949	530 792	492 956	37 836
Genève 2)	Rhône aval	16	760 577	16	760 577	100.0	352 987	205 107	179 875	25 232
Haute-Savoie	Rhône aval	34	333 889	13	188 677	56.5	143 959	42 132	40 264	1 868
Ain	Rhône aval	10	40 995	2	29 700	72.4	28 750	13 024	13 024	-
Total	Rhône aval	60	1 135 461	31	978 953	86.2	525 696	260 263	233 163	27 100
Total	Léman + Rhône aval	218	3 524 299	169	3 281 649	93.1	1 810 645	791 055	726 119	64 936

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) sur les eaux traitées uniquement	
			Entrée flux total	Entrée flux traité	Sortie	Déversé (si mesuré)	Entrée	Sortie	sur les eaux traitées uniquement	sur les eaux traitées + déversées
Vaud	Léman	95.9	1 127.1	1 036.2	83.1	39.4	3.84	0.31	92.0	89.1
Valais 1)	Léman	97.1	806.3	762.3	175.7	35.4	4.26	0.97	76.9	73.8
Genève	Léman	100.0	20.9	20.9	3.8	0.01	4.06	0.73	81.9	81.8
Haute-Savoie 3)	Léman	93.2	235.4	229.3	35.9	6.1	6.99	1.13	84.3	82.1
Ain	Léman	98.5	48.1	48.1	15.0	-	5.12	1.60	68.8	68.8
Total	Léman	96.4	2 237.8	2 096.7	313.5	74.9	4.22	0.64	85.0	82.4
Genève 2)	Rhône aval	100.0	901.8	799.6	386.1	102.2	4.40	2.15	51.7	45.9
Haute-Savoie	Rhône aval	56.5	359.1	349.0	161.9	10.0	8.52	4.02	53.6	52.1
Ain	Rhône aval	72.4	320.0	320.0	135.1	-	24.57	10.38	57.8	57.8
Total	Rhône aval	86.2	1 580.8	1 468.7	683.1	112.2	6.07	2.93	53.5	49.7
Total	Léman + Rhône aval	93.1	3 818.6	3 565.3	996.6	187.1	4.83	1.37	72.0	68.8

- 1) STEP mixtes (urbaines + industrielles) Valais : 500'000 EH industr. racc.
2) STEP mixtes et industrielles Genève : 110'000 EH industr. racc.
3) STEP mixte (urbaine + industrielle) Ht-Savoie : 40'000 EH industr. racc.

Contrôle des STEP pour le paramètre : Phosphore dissous (orthophosphates - PO4) en 1994

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	77	977 563	75	937 438	95.9	547 408	293 489	265 583	27 906
Vallais 1)	Léman	56	1 208 198	49	1 173 498	97.1	547 333	189 070	180 926	8 145
Genève	Léman	4	12 973	4	12 973	100.0	7 657	5 154	5 151	3
Haute-Savoie 3)	Léman	17	160 404	7	149 537	93.2	156 385	33 697	31 915	1 782
Ain	Léman	4	29 700	3	29 250	98.5	26 166	9 381	9 381	-
Total	Léman	158	2 388 838	138	2 302 696	96.4	1 284 949	530 792	492 956	37 836
Genève 2)	Rhône aval	16	760 577	16	760 577	100.0	352 987	205 107	179 875	25 232
Haute-Savoie	Rhône aval	34	333 889	13	188 677	56.5	143 959	42 132	40 264	1 868
Ain	Rhône aval	10	40 995	0	-	-	-	-	-	-
Total	Rhône aval	60	1 135 461	29	949 253	83.6	496 946	247 239	220 139	27 100
Total	Léman + Rhône aval	218	3 524 299	167	3 251 949	92.3	1 781 895	778 031	713 095	64 936

Canton / Département	Bassin versant	STEP contrôlées en % de la capacité	Flux de Phosphore dissous (P-PO4) en kg P / jour				Concentration en Phosphore (mgP/l)		Rendement moyen (pondéré par les débits) sur les eaux traitées uniquement	
			Entrée flux total	Entrée flux traité	Sortie	Déversé (si mesuré)	Entrée	Sortie	sur les eaux traitées uniquement	sur les eaux traitées + déversées
Vaud	Léman	95.9	354	330	22	12	1.24	0.08	93.2	90.3
Vallais 1)	Léman	97.1	341	323	36	14	1.78	0.20	88.8	85.1
Genève	Léman	100.0	8	8	2	0	1.60	0.33	79.3	79.2
Haute-Savoie 3)	Léman	93.2	113	110	6	3	3.46	0.18	94.8	92.4
Ain	Léman	98.5	27	27	9	0	2.83	0.98	65.5	65.5
Total	Léman	96.4	843	798	75	29	1.59	0.15	90.6	87.6
Genève 2)	Rhône aval	100.0	373	328	283	45	1.82	1.57	13.6	12.0
Haute-Savoie	Rhône aval	56.5	238	230	124	8	5.72	3.07	46.4	44.9
Ain	Rhône aval	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Total	Rhône aval	83.6	611	558	407	53	2.35	1.74	27.2	24.8
Total	Léman + Rhône aval	92.3	1 454	1 356	482	82	1.84	0.66	64.5	61.2

1) STEP mixtes (urbaines + industrielles) Valais : 500'000

EH industr. racc.

110'000

EH industr. racc.

40'000

EH industr. racc.

Pour le bassin du Léman, le rendement moyen d'élimination sur les eaux traitées atteint 85 % en 1994. Il est en augmentation par rapport à 1993 (83 %; FIAUX et VIOGET, 1994). La concentration moyenne de sortie (pondérée par les débits) est de 0.64 mg P/l, également en amélioration par rapport à 1993 (0.85 mg P/l).

Par entité, les rendements et concentrations varient de 69 % et 1.6 mg P/l dans le département de l'Ain à 92 % et 0.31 mg P/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 et le canton du Valais.

Pour le phosphore dissous (PO_4), le rendement moyen pour le bassin versant du Léman atteint 90.6 % avec des variations en moyenne par entité de 94.8 % à 65.5 %.

5. BILAN DES FLUX DE POLLUTION LIES AUX STEP CONTROLEES

5.1 Matière organique (DBO₅) (tableau 6)

Pour l'ensemble du bassin versant "CIPEL" et pour 93 % de la capacité totale des STEP, la charge en entrée des stations est de 51'950 tonnes (DBO₅) et après traitement le rejet est de 4'027 tonnes.

Compte tenu de l'augmentation des STEP contrôlées (+ 16 % en capacité), les flux en entrée de station sont stables par rapport à 1993, par contre, les flux rejetés sont en baisse d'environ 12.5 %.

5.2 Phosphore total et dissous (PO₄) (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 816.8 tonnes de phosphore total et après traitement, le rejet est de 114.4 tonnes.

Compte tenu de l'augmentation du nombre de STEP contrôlées prises en considération sur le bassin hydrographique du Léman (+ 33 % en capacité), les flux en entrée et surtout les flux rejetés sont en nette baisse par rapport à 1993 (- 25 % en entrée et - 36 % en sortie).

Pour le phosphore dissous (P-PO₄), les flux en entrée sont de 307.8 tonnes et en sortie de 27.5 tonnes.

Bilan des apports en phosphore total, en phosphore dissous (PO₄) et en matières organiques (DBO₅) pour les STEP contrôlées en 1994

Canton / Département	Bassin versant	STEP contrôlées en % de la capacité	Phosphore total (tonnes / an)			Phosphore dissous (P-PO ₄) (tonnes / an)		
			Entrée	Sortie	Abattement	Entrée	Sortie	Abattement
Vaud	Léman	95.9	411.4	30.3	381.0	129.3	8.2	121.1
Valais	Léman	97.1	294.3	64.1	230.2	124.5	13.2	111.3
Genève	Léman	100.0	7.6	1.4	6.2	3.0	0.6	2.4
Haute-Savoie	Léman	93.2	85.9	13.1	72.8	41.3	2.1	39.2
Ain	Léman	98.5	17.5	5.5	12.1	9.7	3.4	6.4
Total	Léman	96.4	816.8	114.4	702.3	307.8	27.5	280.3
Genève	Rhône aval	100.0	329.1	140.9	188.2	136.0	103.3	32.7
Haute-Savoie	Rhône aval	56.5	131.1	59.1	72.0	86.9	45.1	41.8
Ain	Rhône aval	-	116.8	49.3	67.5	-	-	-
Total	Rhône aval	83.6	577.0	249.3	327.7	222.9	148.4	74.5
Total	Léman + Rhône aval	92.3	1 393.8	363.8	1 030.0	530.7	175.9	354.8

Canton / Département	Bassin versant	STEP contrôlées en % de la capacité	DBO ₅ (tonnes / an)		
			Entrée	Sortie	Abattement
Vaud	Léman	95.9	9 458	520	8 938
Valais	Léman	97.1	22 283	1 610	20 673
Genève	Léman	100.0	274	13	261
Haute-Savoie	Léman	93.2	2 464	351	2 113
Ain	Léman	98.5	259	63	196
Total	Léman	96.4	34 739	2 558	32 181
Genève	Rhône aval	100.0	13 691	917	12 774
Haute-Savoie	Rhône aval	56.5	2 910	469	2 441
Ain	Rhône aval	-	612	84	528
Total	Rhône aval	83.6	17 213	1 470	15 743
Total	Léman + Rhône aval	92.3	51 951	4 027	47 924

TABLEAU 6

5.3 Apports au Léman des cinq 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 cinq 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 DBO₅, 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 à deux reprises en 1994 par des calibrations interlaboratoires organisées par le SEPE (Service des Eaux et de la Protection de l'Environnement du canton de Vaud).

Les charges annuelles ont été calculées sur la base des produits des concentrations moyennes pondérées annuelles par les débits moyens annuels.

Apports directs au lac par les 5 principales STEP en 1994

TABLEAU 7

Paramètres	Lausanne	Thonon	Vevey	Montreux	Morges
Capacité (EH : 60 g DBO ₅ / hab.j)	412 500	102 600	83 000	62 250	38 825
Volumes traités (m ³ /an)	44 134 340	8 357 770	6 036 735	6 864 920	4 726 750
Volumes déversés (m ³ /an)	8 566 915	650 430	297 110	820 520	37 230
Phosphore total (t/an) *	20.11	14.82	4.21	4.38	1.73
Phosphore dissous (P-PO ₄) (t/an) *	8.40	2.59	1.11	1.48	0.38
DCO (t/an) *	2 121.7	1 224.6	324.9	303.3	146.4
DBO ₅ (t/an) *	774.2	251.9	143.4	134.7	28.8
Matières en suspension (t/an) *	722.0	535.5	73.1	99.8	38.0
Azote minéral total (NH ₄ +NO ₂ +NO ₃) (t/an) *	473.9	197.3	111.5	93.9	82.4
Azote organique + NH ₄ (t/an) *		243.1			
Chlorure (t/an)	2 798	634	333	316	361
Boues (t/an de matières sèches)	6 880	4 811	1 024	909	497

* = déversé par la STEP après traitement + déversé à l'entrée de la station et/ou au décanteur primaire

6. CHARGES SPECIFIQUES JOURNALIERES PAR EQUIVALENT-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 nettement 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.

Les charges spécifiques ont été déterminées en faisant la somme des flux d'entrée aux STEP divisée par la somme des populations raccordées annoncées (population permanente + 1/3 de la population saisonnière).

Les valeurs obtenues en 1994 pour les charges spécifiques : hydraulique, matière organique (DBO₅ et DCO), phosphore total et dissous (PO₄), ammonium (NH₄) et azote minéral total (NH₄ + NO₂ + NO₃) sont données au tableau 8.

En tenant compte des populations respectives des deux pays, ces valeurs sont très similaires à celles obtenues en 1993 (FIAUX et VIOGET, 1994) pour l'ensemble du bassin "CIPEL".

Étant 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 590 litres pour la Suisse et 434 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).

Les conséquences de l'interdiction des phosphates dans les produits pour le lavage des textiles en Suisse se remarquent très nettement.

TABLEAU 8

Charges spécifiques par équivalent-habitant (EH) et par jour

		Ensemble des STEP du bassin versant du Léman et du Rhône aval *	
		Suisse	France
Hydraulique	(l/EH.j)	590	434
DBO5	(g O2/EH.j)	71.4	75.5
DCO	(g O2/EH.j)	159.1	180.7
Phosphore total	(g P/EH.j)	2.19	4.25
Phosphore dissous (P-PO4)	(g P/EH.j)	0.85	1.76
Ammonium	(g N/EH.j)	7.1	10.7
Azote minéral total	(g N/EH.j)	7.4	10.9

* Sans les STEP industrielles ou les STEP mixtes (urbaines et industrielles)

7. CONCLUSIONS

Pour l'ensemble du bassin versant "CIPEL" (Léman + Rhône aval), 218 stations d'épuration (STEP) étaient en service en 1994 pour une capacité de 3'525'000 équivalents-habitants (EH). La population raccordée à ces stations était de 1'274'000 habitants permanents, 723'000 habitants saisonniers (capacité d'hébergement touristique) et 650'000 équivalents-habitants industriels.

Pour le bassin versant strict du Léman, il y avait 158 STEP (capacité : 2'389'000 EH; population raccordée permanente : 754'000; population raccordée saisonnière : 568'000 EH; 540'000 EH industriels). Sur ces STEP, 124 pratiquaient la déphosphatation (capacité : 98.2 % population raccordée : 96.6 %).

Le nombre de STEP contrôlées au moins quatre fois par année (contrôle sur 24 heures) pour l'ensemble du bassin CIPEL est de 145 (66.5 % du nombre de STEP et 80.3 % de la population raccordée permanente + saisonnière).

Dès 1995, la classification pour la fréquence des contrôles se basera sur les "Recommandations et méthodologie pour la conduite des mesures de contrôle et d'autosurveillance du fonctionnement des stations d'épuration" adoptées par la Commission internationale le 20 octobre 1994 à Lausanne.

Pour le bassin versant strict du Léman, la proportion de STEP contrôlées est supérieure à celle de l'ensemble du bassin "CIPEL" (127 STEP sur 158 = 79.9 %; capacité = 94.9 %; population raccordée = 91.4 %).

En conséquence, les contrôles 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.

Pour le bassin du Léman, l'insuffisance de contrôles de certaines stations est observée dans le département de la Haute-Savoie et le canton du Valais.

Il est relevé qu'en Haute-Savoie ces stations 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 DBO₅ (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 51'900 tonnes et les charges rejetées de 4'000 tonnes. Le rendement moyen d'élimination est de 92 % sur les eaux traitées et la concentration moyenne de sortie est de 15 mg O₂/l. Globalement, ces valeurs respectent les normes.

Pour le phosphore total et pour le bassin versant strict du Léman, les apports sont de 817 tonnes et les charges rejetées de 114 tonnes. Le rendement moyen d'élimination est de 85 % sur les eaux traitées et la concentration moyenne de sortie est de 0.64 mg P/l, Globalement, ces valeurs respectent les normes et sont en amélioration par rapport à 1993 (83 % et 0.85 mg P/l).

Les charges spécifiques par habitant et par jour pour différents paramètres (hydraulique, DBO₅, DCO, Ptot, PO₄, NH₄, Nmintot) sont stables par rapport à 1993. La charge spécifique hydraulique d'environ 500 litres par habitant et par jour montre qu'il y a également, pour l'ensemble du bassin, plus 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 normes de contrôle et d'autosurveillance du fonctionnement des stations d'épuration" qui préconisent un renforcement des contrôles principalement pour les grandes installations,
- . 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.

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 5 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).

ÉTABLISSEMENT D'UNE LISTE DE SUBSTANCES PHYTO-SANITAIRES UTILISÉES EN AGRICULTURE À SURVEILLER DANS LE BASSIN LÉMANIQUE : MÉTHODOLOGIE

PAR

Jean-Michel JOUANY

LABORATOIRE DE TOXICOLOGIE, U.E.R. DE MÉDECINE - PHARMACIE, UNIVERSITÉ DE ROUEN
Avenue de l'Université, B.P. 97, F - 76800 ST-ETIENNE-DU-ROUVRAY

Groupe de travail¹ de la CIPEL : "LISTE DES SUBSTANCES A SURVEILLER"

CIPEL, CP 80, CH - 1000 LAUSANNE 12

RESUME

Un groupe de travail de la CIPEL a été chargé de récolter les informations sur l'utilisation dans le bassin lémanique des substances actives phytosanitaires (données 1991-1993 pour la Suisse et 1993 pour la France), sur les propriétés intrinsèques de ces substances (solubilité, mobilité, persistance, ...) et sur leurs effets toxicologiques et écotoxicologiques.

A partir de ces données, il a été élaboré une liste de substances prioritaires à surveiller dans les eaux superficielles. Cette liste a été établie à partir d'un classement des substances actives selon un ordre de risque décroissant. La méthode est décrite : elle prend en compte la possibilité de présence dans les eaux superficielles, appréciée à partir des propriétés des substances et des quantités appliquées, et les effets toxiques ou écotoxiques.

Cette liste correspond à la situation actuelle et sera adaptée en fonction de l'évolution des pratiques de traitement et des connaissances.

AVANT-PROPOS

Lors de sa séance du 20 juin 1991, le Conseil scientifique de la Commission internationale a amorcé une réflexion sur l'établissement d'une liste des substances à surveiller dans les eaux du bassin versant lémanique, le but de cette liste étant de cibler les substances à mesurer dans un réseau de surveillance de la qualité des eaux.

Le 6 mars 1992, le Conseil scientifique a proposé à la Commission internationale une première démarche pour élaborer cette liste :

- . établissement de la liste des produits de diverses origines (avec si possible estimation du flux) pouvant être rejetés dans les eaux
- . définition de critères de toxicité et de biodégradabilité
- . établissement d'une liste de substances "prioritaires" à surveiller
- . mise en place d'un programme de surveillance
- . recommandations d'assainissement en fonction des rejets constatés.

Les différents domaines (agriculture, industries, décharges) doivent être pris en considération, mais le présent travail concerne uniquement l'agriculture (les produits phytosanitaires).

¹

H. ADAM, P. ARRIZABALAGA, K. BECKER, C. BUATIER, B. CLARY, C. CORVI,
L.F. De ALENCASTRO, G. LARBAIGT, L. NGO, F. RAPIN, A. SCHMID, L. TORNIER,
P. VIOGET, P. VULLIOUD, J.M. ZELLWEGE

La Commission internationale, lors de la réunion de ses Chefs de délégation du 27 mars 1992, a inscrit dans le mandat de son groupe de travail "Pollutions agricoles" la tâche suivante :

"Etablissement de la liste des produits phytosanitaires utilisés dans le bassin de la CIPEL² et susceptibles de polluer les eaux. Estimation des quantités utilisées".

Dès la fin 1992 a été institué un groupe de travail "Liste des substances à surveiller" formé de membres du Conseil scientifique et de membres, entre autres, du groupe de travail "Pollutions agricoles".

C'est avec l'aide des membres de ce groupe de travail qu'ont été récoltées les informations sur :

- . les surfaces des diverses cultures
- . les produits phytosanitaires utilisés dans le bassin CIPEL, aussi bien du côté suisse que français
- . les données "intrinsèques" des diverses substances utilisées (persistance, hydrosolubilité, etc.)
- . les critères "d'effets" de ces substances sur la santé humaine ou sur les organismes aquatiques.

Il faut relever que la méthode pour l'évaluation des risques (méthode **SIRIS**, JOUANY et al., 1982, 1983) utilisée dans ce travail est la même que celle qui a été retenue en France dans le cadre du groupe de travail "Listes prioritaires", du Comité de Liaison "eau-produits antiparasitaires" instauré par les Ministères chargés de l'agriculture, de l'environnement et de la santé, pour classer les substances actives phytosanitaires en vue de la surveillance des eaux à l'échelle nationale. Un rapport a été publié en août 1994 (Groupe de travail "Listes prioritaires" du Comité de liaison, 1994).

1. INTRODUCTION

La surveillance de la contamination éventuelle des eaux par des substances chimiques, en particulier les *phytosanitaires*, paraît nécessaire aussi bien pour la protection de la *santé humaine* que pour la préservation des *milieux aquatiques*. Il faut donc aboutir à un classement de ces dernières dans un ordre décroissant de *risque* de façon à sélectionner les molécules devant être surveillées. Nous nous limiterons dans cette étude au problème des eaux de surface.

Le transfert des substances dispersées dans l'environnement vers les rivières est un phénomène complexe. Dans le cas des eaux de surface et en première approche, ce phénomène dépend à la fois des propriétés intrinsèques des molécules et des facteurs du milieu. Parmi ces derniers le ruissellement, avec ou sans érosion, semble prépondérant et c'est pourquoi la grandeur des surfaces traitées et les quantités distribuées par hectare sont de première importance. Il a fallu tout d'abord constituer un tableau de substances pour lesquelles nous disposions de toutes les informations pour les critères qui nous ont paru les plus pertinents. En réunissant toutes les données à notre disposition, il a été possible de récolter les informations désirées pour 83 produits phytosanitaires sur les 110 utilisés.

Dans la méthode d'évaluation des risques utilisée (SIRIS = Système d'Intégration des Risques par Interaction de Scores) le risque est considéré comme une grandeur à deux dimensions. Dans notre cas les conditions d'exposition d'une part, les conséquences de ces dernières d'autre part, caractérisent le risque.

Dans un premier temps, les substances doivent donc être classées selon les expositions possibles, puis selon les effets qui en sont la conséquence. Dans un deuxième temps, les deux classements sont réunis pour évaluer le risque global. Pouvant prendre en compte un nombre important de critères de toute nature, cette méthode est multivariée et générale. La combinaison des deux dimensions du risque ne peut être faite par une simple opération arithmétique (multiplication ou division ...) ce qui rendrait équivalents une exposition forte avec peu d'effets et une exposition rare avec grands effets. C'est pourquoi, sur un graphique orthogonal, les rangs d'exposition sont reportés sur un axe et les rangs d'effets sur l'autre. La position de chaque substance est alors représentée par un "*point-image*". Dans un graphique de ce type, des "*zones de risque*" peuvent alors être définies (du risque minimum au risque maximum).

²

bassin CIPEL = bassin versant du Léman et du Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy

2. METHODOLOGIE

2.1 Sélection des critères et des substances

2.1.1 Critères (ou variables) retenus

Critères d'EXPOSITION :

SURF	=	surfaces traitées, en hectares (ha)
QTE	=	quantité par hectare (kg/ha): tous usages confondus
DT50	=	demi-vie dans le sol (persistance), en jours
Koc	=	coefficient de partage - carbone organique/eau (cm ³ /g) - (affinité pour le sol - mobilité)
SOLUB	=	hydrosolubilité, en mg/l (affinité pour l'eau - potentiel d'entraînement par ruissellement)
HYDROL	=	hydrolyse (exprimée sous forme de scores de 0 à 3), stabilité dans l'eau
LogP	=	log Pow, coefficient de partage - octanol/eau - (liposolubilité - affinité pour les membranes biologiques et les graisses - bioaccumulation).

Critères d'EFFETS :

DJA	=	dose journalière acceptable (mg/kg de poids corporel), (Santé humaine)
ECOTOX	=	concentration létale la plus faible (mg/l) enregistrée pour les algues, les daphnies ou les poissons (Ecotoxicité pour les organismes aquatiques).

2.1.2 Banque de données

Elle a été constituée en fonction des critères énumérés ci-dessus à partir des informations disponibles pour 83 substances parmi les 110 utilisées (tableau 6). Une colonne a été ajoutée, dite "eau surf oui" qui pointe par "*" les substances retrouvées dans les eaux de surface en France et pour certaines dans le bassin lémanique. Cette liste servira de "test de vraisemblance" pour juger de la qualité des classements finaux obtenus.

2.2 Analyse factorielle en composantes principales

En fonction du caractère "multivarié" de la définition de l'exposition, plusieurs critères étant pris en compte, il faut pratiquer une analyse factorielle en composantes principales pour déterminer le degré d'importance statistique linéaire des variables, afin de les exploiter sans redondance.

2.3 Evaluation des risques (méthode SIRIS)

Elle fait partie de ce que l'on appelle les "*méthodes d'aide à la décision*". Elle repose sur le jugement, puis l'accord d'un groupe d'experts dont la démarche et les opinions peuvent être traduites par un système logique aboutissant à la définition, pour chaque substance, d'un rang de classement sur deux échelles, l'une représentant les expositions, l'autre les effets.

Le risque statistique est bien connu. Sa définition est le pourcentage d'apparition d'un phénomène redouté (risque à x %).

En "*Sécurité des Systèmes*", le risque est défini comme une grandeur à deux dimensions, la possibilité d'exposition d'une part, la gravité des effets d'autre part. Il a un aspect multivarié et sa définition correspond bien à la notion de risque lié à la présence de substances chimiques dans l'environnement car il y a plusieurs types d'exposition possibles et des réponses biologiques variées.

Etapes de la démarche :

1. Deux *approches* sont possibles pour classer :
 - soit *préférer* des choses à d'autres (méthodes dites de préférence)
 - soit partir de la chose idéale et *déclasser* (pénaliser) en fonction de critères défavorables.

Pour des raisons théoriques la *deuxième approche* a été choisie. En effet, les méthodes de préférence violent nécessairement une des quatre exigences indispensables à une méthode de classement rigoureuse (Théorème de Arrow) à savoir "*universalité, indépendance, dominance, non-dictature d'un juge*".
2. Tous les critères n'ayant pas la même importance (le même poids), ils doivent être *hiérarchisés* du plus important au moins important (de la classe I à la classe ...). Plusieurs critères peuvent être jugés de même poids et seront mis dans la même classe.
3. La décision est améliorée en *augmentant le nombre de critères*, pas en améliorant la précision d'un petit nombre d'entre eux.
4. De ce fait, des *scores* du type "*pas défavorable (o), moyennement défavorable (m), défavorable (d)*" suffisent à quantifier chaque critère. Trois niveaux (*o, m, d*) sont le plus généralement utilisés, un quatrième (D) pouvant être ajouté si nécessaire. Les experts fixent les ordres de grandeur des scores.
5. Lorsque plusieurs critères sont ensemble mauvais, surtout parmi ceux des classes hiérarchiquement élevées, il faut un système d'autopénalisation montrant une aggravation très importante de la situation. Le système des coefficients ne répond pas à ce besoin. Le système d'*autopénalisation* de ROY & LE BOULANGER (non publié) est par contre parfaitement adapté (tableau 1) et rend bien compte de ce type d'interaction entre critères.
6. L'ensemble des données peut donc être réparti en deux groupes. Pour les *expositions* ont été retenus la surface traitée, la quantité à l'hectare, la demi-vie dans le sol, le Koc, l'hydrosolubilité, l'hydrolyse, voire le logPow. Dans le cas des *effets* ont été prises en compte d'une part la dose journalière acceptable (DJA) pour le risque vis-à-vis de la santé humaine, et la valeur la plus faible d'écotoxicité pour algues, daphnies ou poissons pour le risque vis-à-vis du milieu aquatique.
7. Lorsque deux critères sont dans la même classe, chacun ayant les niveaux o, m ou d, en considérant qu'un niveau o et un niveau m pour des critères d'exposition équivalent à un niveau m, qu'un niveau o et un niveau d équivalent à un niveau d, que la simultanéité de deux niveaux m équivaut à un niveau d, qu'un niveau m et un niveau d équivalent à un niveau md et que deux niveaux d équivalent à un niveau 2d, les niveaux seront pour les deux critères réunis o, m, d, md et 2d.
8. La formulation mathématique de ces "*arbres de pénalités*" peut être exprimée ainsi, kj critères de la classe j étant condensés en une variable somme Sj possédant un nombre nj de niveaux :
 - si au moins un des kj critères possède 3 modalités : $n_j = 2k_j + 1$
 - si les kj critères possèdent seulement 2 modalités : $n_j = k_j + 1$
 - la formulation générale exprimant les rangs R(Pnj) est :

$$R(P_{nj}) = (S_{nj})(S_{kj}) + 2(k_1 - k_j \dots) + (k_2 - k_j - 1 \dots) \dots$$
9. Sur le graphique de la figure 1, les rangs d'exposition et d'effets sont reportés sur chaque axe et le "point-image" est situé dans des "zones de risque" que l'on peut étalonner par des substances de référence.

TABLEAU 1 - Systèmes d'autopénalisation, le critère $X_1 > X_2$.

A gauche : scores à 2 niveaux (d = défavorable et o = non défavorable)

A droite : scores à 3 niveaux (d = défavorable, m = moyennement défavorable et o = non défavorable)

X 1	X 2	Total	X 1	X 2	Total
	o = 0	0		o = 0	0
o = 0	d = 1	1	o = 0	m = 1	1
	o = 0	3		d = 2	2
d = 3	d = 2	5		o = 0	2
			m = 2	m = 1	3
				d = 3	5
				o = 0	5
			d = 5	m = 2	7
				d = 4	9

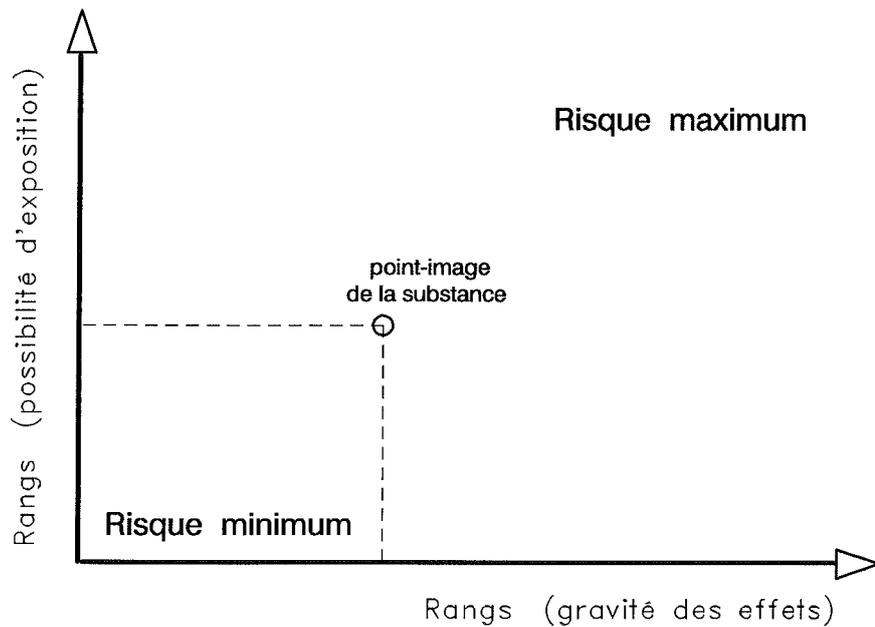


Figure 1 : Représentation graphique du risque (positionnement des substances)

3. EVALUATION DU RISQUE POUR LES EAUX DE SURFACE

3.1 Analyse en composantes principales (ACP)

Elle a été réalisée sur les critères d'exposition pour les 83 substances où nous avons toutes les informations. Les résultats sont rapportés dans le tableau 2.

TABLEAU 2 - Analyse factorielle en composantes principales. Les variables entre parenthèses sont significativement représentées (entre 50 et 75 %), les autres très significativement représentées (> 75%).

Axes	Axe 1	Axe 2	Axe 3	Axe 4	Axe 5	Total
Information	37.2 %	28.3 %	18.4 %	10.2 %	5.9 %	100 %
Critères	SURF (QTE) (DT50)	(-) Koc (SOLUB)	DT50 (HYDROL)			

On constate que l'information significative est portée par les 3 premiers axes (somme des axes 1+2+3 = 83.9 %). Surface (SURF) et quantité à l'hectare (QTE) sont liées (c'est en fait l'expression du tonnage). La DT50, également représentée sur cet axe mais moins bien que sur l'axe 3, montre ainsi qu'elle est relativement indépendante. Elle est logiquement en partie liée à l'hydrolyse. Le Koc est bien représenté sur l'axe 2, indépendant des critères précédents. Il est par contre relativement (et inversement) lié à l'hydrosolubilité, ce qui est logique, les substances peu hydrosolubles ayant en général un Koc élevé.

Ce "profil" global recoupe celui que l'on trouve en prenant en compte les substances qui ont été retrouvées dans les eaux de surface en France.

3.2 Choix de l'ordre des critères

En fonction de l'analyse en composantes principales et de l'avis des experts, SURF et QTE sont hiérarchiquement mis en tête et placés dans la même classe, tout en étant maintenus séparés; il n'y a ainsi pas de perte d'information, par rapport au tonnage, qui pourrait éventuellement les résumer.

Plusieurs combinaisons de critères ont été essayées et les classements obtenus comparés à ceux qui ont été recueillis en vraie grandeur. Il en résulte les conclusions suivantes :

- . ne prendre en compte que la quantité/ha afin de se libérer des problèmes de surface, facilitant ainsi les comparaisons entre grandes et petites régions, n'est pas valable, la surface ayant une trop grande importance; SURF et QTE doivent être mis en classe I,
- . en suivant l'ordre strict donné par l'ACP, à savoir SURF, QTE > Koc > DT50 > SOLUB, HYDROL (ces deux derniers critères étant mis dans la dernière classe car moins bien représentés), on constate que le classement n'est pas optimum,
- . intervertir DT50 et Koc améliore le classement; on sait bien que la demi-vie des substances est souvent dominante; la DT50 doit être en classe II,
- . pour le lessivage, la solubilité des substances est importante, elle peut être contemporaine de l'hydrolyse; SOLUB et HYDROL doivent être réunis dans une classe III,
- . le Koc peut dans le cas des eaux de surface représenter le comportement de substances fixées par les particules et entraînées ainsi vers les eaux de surface; de toute façon, ce n'est pas pour autant qu'elles seront retrouvées dissoutes; de ce fait, le Koc peut être pris en compte, mais dans la dernière classe IV.

En conclusion le classement hiérarchique des critères le plus pertinent est indiqué au tableau 3.

TABLEAU 3 - Hiérarchie des variables retenues pour les eaux de superficielles

Classe I	Classe II	Classe III	Classe IV
SURF QTE	DT50	SOLUB HYDROL	Koc

3.3. Définition des scores

Il faut maintenant attribuer des fourchettes de valeurs pour chaque critère afin d'établir les scores. Le tableau 4 donne les valeurs seuils qui ont été retenues et qui définissent o, m et d.

TABLEAU 4 - Seuils des scores fixés par les experts pour les différents critères

	Scores	Seuils	Scores	Seuils	Scores
SURF Surface (ha) Niveau pour SURF (SIRIS)	o	1'000	m	5'000	d
QTE Quantité (kg/ha) Niveau pour QTE (SIRIS)	o	0.3	m	1.5	d
DT50 Demi-vie (jours) Niveau pour DT50 (SIRIS)	o	8	m	30	d
SOLUB Solubilité (mg/l) Niveau pour SOLUB (SIRIS)	o	10	m	200	d
HYDROL Hydrolyse (exprimée sous forme de scores) Niveau pour HYDROL (SIRIS)	1 o		2 m		3 d
Koc Coeff. de partage C org./eau (cm ³ /g) Niveau pour Koc (SIRIS)	o	100	m	1'000	d

3.4. Constitution de la grille de rangs d'exposition

Les classes I et III comportant deux critères auront comme scores "o, m, d, md ou 2d" (Cf. §2.3), les classes II et IV n'ayant qu'un critère les scores seront "o, m ou d". La grille des rangs de pénalités exprimant la grandeur des expositions est donnée dans le tableau 5.

TABLEAU 5 - Grille de pénalités SIRIS pour les eaux superficielles (bassin versant CIPEL)

QTE	DT50	SOLUB	Koc	R	QTE	DT50	SOLUB	Koc	R	QTE	DT50	SOLUB	Koc	R	QTE	DT50	SOLUB	Koc	R	QTE	DT50	SOLUB	Koc	R
SURF		HYDROL			SURF		HYDROL			SURF		HYDROL			SURF		HYDROL			SURF		HYDROL		
0	o=0	o	o	0	m=11	o=0	o	o	11	d=23	o=0	o	o	23	md=34	o=0	o	o	34	2d=46	o=0	o	o	46
0	o=0	o	m=1	1	m=11	o=0	o=0	m=2	13	d=23	o=0	o	m=4	27	md=34	o=0	o	m=5	39	2d=46	o=0	o	m=7	53
0	o=0	o	d=2	2	m=11	o=0	o	d=5	16	d=23	o=0	o	d=8	31	md=34	o=0	o	d=11	50	2d=46	o=0	o	d=14	60
0	o=0	m	o	3	m=11	o=0	m	o	16	d=23	o=0	m	o	29	md=34	o=0	m	o	43	2d=46	o=0	m	o	55
0	o=0	m=3	m=1	4	m=11	o=0	m=5	m=3	19	d=23	o=0	m=6	m=4	33	md=34	o=0	m=8	m=6	40	2d=46	o=0	m=9	m=7	62
0	o=0	m	d=3	6	m=11	o=0	m	d=6	22	d=23	o=0	m	d=9	38	md=34	o=0	m	d=12	46	2d=46	o=0	m	d=15	70
0	o=0	d	o	7	m=11	o=0	d	o	21	d=23	o=0	d	o	36	md=34	o=0	d	o	50	2d=46	o=0	d	o	65
0	o=0	d=7	m=2	9	m=11	o=0	d=10	m=3	24	d=23	o=0	d=13	m=5	41	md=34	o=0	d=16	m=6	56	2d=46	o=0	d=19	m=8	73
0	o=0	d	d=4	11	m=11	o=0	d	d=7	28	d=23	o=0	d	d=10	46	md=34	o=0	d	d=13	63	2d=46	o=0	d	d=16	81
0	o=0	md	o	10	m=11	o=0	md	o	26	d=23	o=0	md	o	42	md=34	o=0	md	o	58	2d=46	o=0	md	o	74
0	o=0	md=10	m=2	12	m=11	o=0	md=15	m=4	30	d=23	o=0	md=19	m=5	47	md=34	o=0	md=24	m=7	65	2d=46	o=0	md=28	m=8	82
0	o=0	md	d=5	15	m=11	o=0	md	d=8	38	d=23	o=0	md	d=11	53	md=34	o=0	md	d=14	72	2d=46	o=0	md	d=17	91
0	o=0	2d	o	14	m=11	o=0	2d	o	31	d=23	o=0	2d	o	49	md=34	o=0	2d	o	66	2d=46	o=0	2d	o	84
0	o=0	2d=14	m=3	17	m=11	o=0	2d=20	m=4	35	d=23	o=0	2d=26	m=6	55	md=34	o=0	2d=32	m=7	73	2d=46	o=0	2d=38	m=9	93
0	o=0	2d	d=6	20	m=11	o=0	2d	d=9	40	d=23	o=0	2d	d=12	61	md=34	o=0	2d	d=15	88	2d=46	o=0	2d	d=18	102
0	m=4	o	o	4	m=11	m=6	o	o	17	d=23	m=7	o	o	30	md=34	m=9	o	o	43	2d=46	m=11	o	o	57
0	m=4	o	m=1	5	m=11	m=6	o=0	m=3	20	d=23	m=7	o	m=4	34	md=34	m=9	o	m=6	49	2d=46	m=11	o	m=7	64
0	m=4	o	d=3	7	m=11	m=6	o	d=6	23	d=23	m=7	o	d=9	39	md=34	m=9	o	d=12	55	2d=46	m=11	o	d=15	72
0	m=4	m	o	8	m=11	m=6	m	o	22	d=23	m=7	m	o	37	md=34	m=9	m	o	51	2d=46	m=11	m	o	67
0	m=4	m=4	m=2	10	m=11	m=6	m=5	m=3	25	d=23	m=7	m=7	m=5	42	md=34	m=9	m=8	m=6	57	2d=46	m=11	m=10	m=8	75
0	m=4	m	d=4	14	m=11	m=6	m	d=7	29	d=23	m=7	m	d=10	47	md=34	m=9	m	d=13	64	2d=46	m=11	m	d=16	83
0	m=4	d	o	12	m=11	m=6	d	o	28	d=23	m=7	d	o	44	md=34	m=9	d	o	60	2d=46	m=11	d	o	77
0	m=4	d=8	m=2	14	m=11	m=6	d=11	m=4	32	d=23	m=7	d=14	m=5	49	md=34	m=9	d=17	m=7	67	2d=46	m=11	d=20	m=8	85
0	m=4	d	d=5	17	m=11	m=6	d	d=8	36	d=23	m=7	d	d=11	54	md=34	m=9	d	d=14	74	2d=46	m=11	d	d=17	94
0	m=4	md	o	16	m=11	m=6	md	o	33	d=23	m=7	md	o	51	md=34	m=9	md	o	68	2d=46	m=11	md	o	87
0	m=4	md=12	m=3	19	m=11	m=6	md=16	m=4	37	d=23	m=7	md=21	m=6	57	md=34	m=9	md=25	m=7	75	2d=46	m=11	md=30	m=9	96
0	m=4	md	d=6	22	m=11	m=6	md	d=9	42	d=23	m=7	md	d=12	63	md=34	m=9	md	d=15	83	2d=46	m=11	md	d=18	105
0	m=4	2d	o	20	m=11	m=6	2d	o	39	d=23	m=7	2d	o	58	md=34	m=9	2d	o	77	2d=46	m=11	2d	o	97
0	m=4	2d=16	m=3	23	m=11	m=6	2d=22	m=5	44	d=23	m=7	2d=28	m=6	64	md=34	m=9	2d=34	m=8	85	2d=46	m=11	2d=40	m=9	106
0	m=4	2d	d=7	27	m=11	m=6	2d	d=10	49	d=23	m=7	2d	d=13	71	md=34	m=9	2d	d=16	93	2d=46	m=11	2d	d=19	116
0	d=9	o	o	9	m=11	d=12	o	o	23	d=23	d=15	o	o	38	md=34	d=18	o	o	52	2d=46	d=22	o	o	68
0	d=9	o	m=2	11	m=11	d=12	o	m=3	26	d=23	d=15	o	m=5	43	md=34	d=18	o	m=6	58	2d=46	d=22	o	m=8	76
0	d=9	o	d=4	13	m=11	d=12	o	d=7	30	d=23	d=15	o	d=10	48	md=34	d=18	o	d=13	65	2d=46	d=22	o	d=16	86
0	d=9	m	o	13	m=11	d=12	m	o	29	d=23	d=15	m	o	45	md=34	d=18	m	o	61	2d=46	d=22	m	o	78
0	d=9	m=4	m=2	15	m=11	d=12	m=6	m=4	33	d=23	d=15	m=7	m=5	50	md=34	d=18	m=9	m=7	68	2d=46	d=22	m=10	m=8	86
0	d=9	m	d=5	18	m=11	d=12	m	d=8	37	d=23	d=15	m	d=11	56	md=34	d=18	m	d=14	75	2d=46	d=22	m	d=17	95
0	d=9	d	o	18	m=11	d=12	d	o	35	d=23	d=15	d	o	53	md=34	d=18	d	o	70	2d=46	d=22	d	o	89
0	d=9	d=9	m=3	21	m=11	d=12	d=12	m=4	39	d=23	d=15	d=15	m=6	59	md=34	d=18	d=18	m=7	77	2d=46	d=22	d=21	m=9	98
0	d=9	d	d=6	24	m=11	d=12	d	d=9	44	d=23	d=15	d	d=12	65	md=34	d=18	d	d=15	85	2d=46	d=22	d	d=18	107
0	d=9	md	o	22	m=11	d=12	md	o	41	d=23	d=15	md	o	57	md=34	d=18	md	o	79	2d=46	d=22	md	o	99
0	d=9	md=13	m=3	25	m=11	d=12	md=18	m=5	46	d=23	d=15	md=22	m=6	63	md=34	d=18	md=27	m=8	87	2d=46	d=22	md=31	m=9	108
0	d=9	md	d=7	29	m=11	d=12	md	d=10	51	d=23	d=15	md	d=13	70	md=34	d=18	md	d=16	95	2d=46	d=22	md	d=19	118
0	d=9	2d	o	27	m=11	d=12	2d	o	47	d=23	d=15	2d	o	65	md=34	d=18	2d	o	88	2d=46	d=22	2d	o	110
0	d=9	2d=18	m=4	31	m=11	d=12	2d=24	m=5	52	d=23	d=15	2d=30	m=7	72	md=34	d=18	2d=36	m=8	96	2d=46	d=22	2d=42	m=10	120
0	d=9	2d	d=8	35	m=11	d=12	2d	d=11	58	d=23	d=15	2d	d=14	79	md=34	d=18	2d	d=17	105	2d=46	d=22	2d	d=20	130

4. RESULTATS

4.1 Classement des substances pour l'exposition

Le tableau 6 donne le classement des substances par rang décroissant d'importance de l'exposition, c'est-à-dire de leur possibilité d'être retrouvées dans les eaux de surface. On constate que parmi les substances étudiées il n'a pas été détecté, pour l'instant, de phytosanitaires d'un rang d'exposition inférieur à 40. Cela n'est évidemment valable que dans le cadre des substances prises en compte dans la collection de données étudiée ici. On peut toutefois penser que l'échantillon de substances considéré est suffisamment large pour être représentatif. Les phytosanitaires qui se retrouvent en tête de liste ont donc a priori les caractéristiques nécessaires pour leur passage dans les eaux. La plupart ont d'ailleurs déjà été détectés. Pour les autres, nous ne savons pas s'ils ont été recherchés.

4.2 Classement par risque pour la santé humaine

Il faut alors introduire la deuxième dimension du risque c'est-à-dire la gravité des effets. Nous avons pris comme base la valeur de la dose journalière acceptable (DJA en mg/kg) qui lui a été attribuée et qui résume bien le dossier toxicologique de chaque pesticide.

Les classes retenues pour la DJA sont indiquées au tableau 8.

4.2.1 Construction du graphique

Les rangs d'exposition croissants sont reportés sur l'axe vertical. Les valeurs de DJA (en log) qui représentent les effets sont reportées sur l'axe horizontal. Pour chaque substance le "point-image" peut donc être obtenu et situe la substance dans les zones de risque (figure 2).

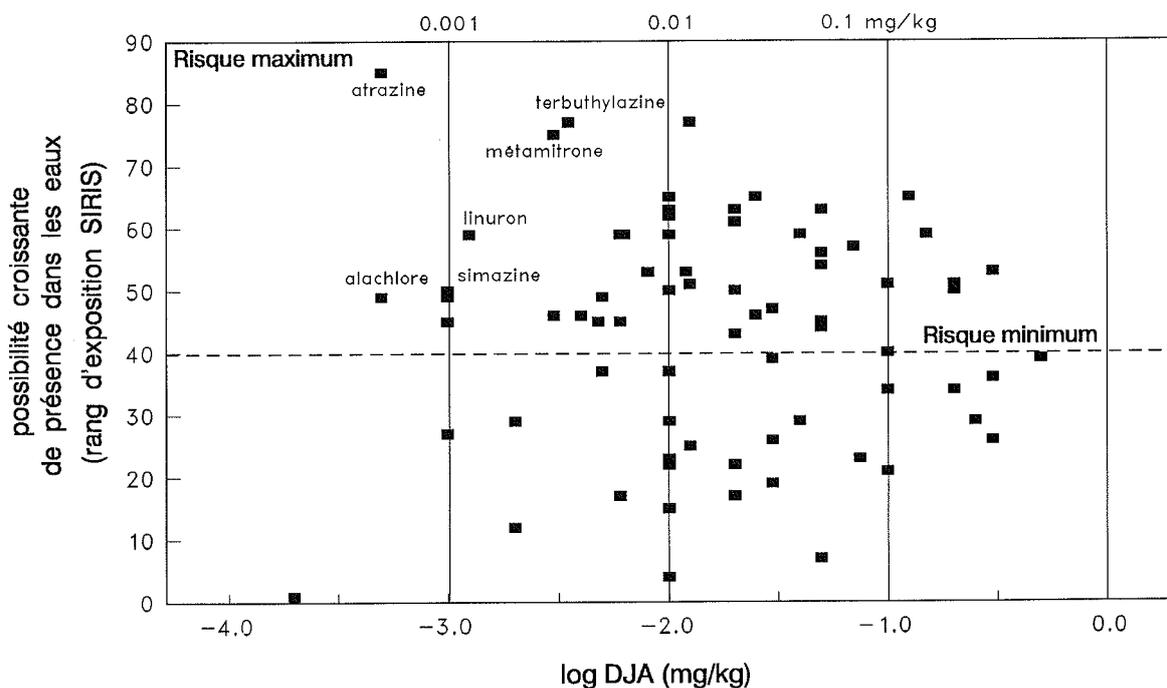


Figure 2 : Graphique situant les substances dans les zones de risque pour la santé humaine

TABLEAU 6 - Classement des substances par rang décroissant de risque d'être retrouvées dans les eaux de surface (bassin versant CIPEL) - Pour les variables ECOTOX et DJA voir la définition des classes aux tableaux 7 et 8

	matière active	eau surf. oui	SURF	QTE	DT50	SOLUB	HYDROL	Koc	rang	Ecotox	DJA
1	atrazine	*	d	m	d	m	m	d	85	MA - III	SH - I
2	dichlobenil	*	d	m	d	m	m	m	77	MA - V	SH - III
3	terbuthylazine	*	d	m	d	o	d	m	77	MA - V	SH - II
4	métamitron		m	d	m	d	m	m	75	MA - V	SH - II
5	carbofuran	*	d	o	d	d	o	d	65	MA - IV	SH - III
6	metsulfuron Me		d	o	d	d	o	d	65	MA - III	SH - IV
7	tridemorphe		d	o	d	m	m	d	65	MA - V	SH - III
8	dinosébe		o	d	d	d	m	m	63	MA - III	SH - III
9	chlortoluron	*	d	o	d	m	d	m	63	MA - III	SH - III
10	cyproconazole		d	o	d	m	d	m	63	MA - III	SH - III
11	métabenzthiazuron	*	d	o	d	m	d	m	63	MA - V	SH - III
12	MCPA(sel)	*	d	o	m	d	m	d	63	MA - V	SH - III
13	folpel		d	d	o	o	m	m	62	MA - III	SH - III
14	glufosinate sel NH4		d	o	o	d	d	d	61	MA - V	SH - III
15	isoproturon	*	d	o	d	m	m	m	59	MA - IV	SH - II
16	flusilazole		d	o	d	m	m	m	59	MA - V	SH - III
17	linuron	*	d	o	d	m	m	m	59	MA - IV	SH - II
18	diuron	*	d	o	d	m	m	m	59	MA - III	SH - II
19	prochloraz		d	o	d	m	m	m	59	MA - V	SH - III
20	propiconazole		d	o	d	m	m	m	59	MA - V	SH - III
21	tebuconazole		d	o	d	m	m	m	59	MA - V	SH - III
22	bromopropylate		d	o	d	o	d	m	59	MA - IV	SH - IV
23	vinchlozoline		o	d	m	d	m	m	57	MA - V	SH - III
24	MCPB		m	d	o	m	m	m	56	MA - V	SH - III
25	métazachlore		d	o	m	d	o	d	54	MA - V	SH - III
26	diquat		d	o	d	d	o	o	53	MA - V	SH - II
27	2,4-D		d	o	o	d	m	d	53	MA - V	SH - IV
28	fosethyl-AI		o	d	o	d	m	d	53	MA - V	SH - III
29	lindane	*	m	m	d	o	d	o	53	MA - II	SH - II
30	dicamba	*	m	o	d	d	m	d	51	MA - V	SH - III
31	picloram		m	o	d	d	m	d	51	MA - V	SH - IV
32	bentazone	*	m	o	d	d	m	d	51	MA - V	SH - IV
33	dichlofluanide		d	m	o	o	d	o	50	MA - III	SH - III
34	carbendazime		d	o	d	o	m	m	50	MA - III	SH - III
35	simazine	*	d	o	d	o	m	m	50	MA - IV	SH - II
36	chlorbromuron		d	o	d	o	m	m	50	MA - IV	SH - III
37	iprodione		o	d	d	m	o	m	50	MA - V	SH - IV
38	alachlore	*	d	o	m	d	o	m	49	MA - V	SH - I
39	tetrachlorvinphos	*	d	o	m	m	m	m	49	MA - IV	SH - II
40	ioxynil	*	d	o	m	m	m	m	49	MA - V	SH - II
41	metalaxyl		m	o	d	d	d	d	47	MA - V	SH - III
42	dichlorvos		o	d	o	d	o	d	46	MA - III	SH - II
43	dimefuron		m	o	d	m	d	m	46	MA - V	SH - II
44	chloridazone		m	o	d	d	m	m	46	MA - IV	SH - III
45	métribuzine		o	o	d	d	d	d	46	MA - V	SH - III
46	fenpropimorphe		d	o	d	o	m	o	45	MA - V	SH - II
47	chlorpyrifos-éthyl		d	o	d	o	m	o	45	MA - II	SH - II
48	pendimethaline	*	d	o	d	o	m	o	45	MA - III	SH - III
49	endosulfan	*	d	o	d	o	m	o	45	MA - II	SH - II
50	trifluraline		m	m	d	o	m	o	45	MA - III	SH - II

TABLEAU 6 (Suite)

	matière active	eau surf. oui	SURF	QTE	DT50	SOLUB	HYDROL	Koc	rang	Ecotox	DJA
51	pyrifenox		m	o	d	m	m	d	44	MA - V	SH - III
52	pyrimicarbe		d	o	d	o	o	m	43	MA - III	SH - III
53	captan		m	d	o	o	m	m	40	MA - III	SH - IV
54	ethofumesate		m	o	d	m	m	m	39	MA - V	SH - IV
55	carbétamide		m	o	m	o	m	d	39	MA - V	SH - III
56	chlorothalonil		d	o	m	o	m	o	37	MA - IV	SH - III
57	parathion-ethyl		d	o	m	m	o	o	37	MA - I	SH - II
58	glyphosate sel		d	o	o	d	o	o	36	MA - V	SH - IV
59	fluroxypyr		d	o	m	o	o	m	34	MA - III	SH - IV
60	anilazine		d	o	m	o	o	o	34	MA - IV	SH - IV
61	bifenox		d	o	o	o	m	o	29	MA - IV	SH - III
62	diflufenicanil		m	o	d	o	m	o	29	MA - V	SH - IV
63	oxadiazon		o	m	d	o	m	o	29	MA - IV	SH - II
64	oxadixyl		o	o	d	d	m	d	29	MA - V	SH - III
65	dinocap		o	d	o	o	o	m	27	MA - III	SH - II
66	napropamide		m	o	m	m	d	m	26	MA - V	SH - IV
67	méthomyl		o	m	o	d	m	d	26	MA - III	SH - III
68	monolinuron		o	o	d	d	m	m	25	MA - II	SH - III
69	bromoxynil octanoate		d	o	o	o	o	o	23	MA - IV	SH - III
70	desmedipham		m	o	d	o	o	o	23	MA - III	SH - III
71	phenmedipham		m	o	d	o	o	o	23	MA - IV	SH - III
72	DNOC(sel)		o	o	m	d	m	d	22	MA - III	SH - III
73	diflubenzuron		m	o	m	o	m	o	22	MA - II	SH - III
74	deltaméthryne		m	o	m	o	m	o	22	MA - I	SH - III
75	fenoxycarbe		m	o	o	o	d	o	21	MA - V	SH - IV
76	triadiméfon		o	o	m	m	d	m	19	MA - V	SH - III
77	phosalone		m	o	m	o	o	o	17	MA - IV	SH - II
78	lambda-cyhalothrine		m	o	m	o	o	o	17	MA - I	SH - III
79	acfonifen		o	o	d	o	m	m	15	MA - III	SH - III
80	diazinon		o	o	m	m	m	o	12	MA - II	SH - II
81	cymoxanil		o	o	o	d	o	d	7	MA - V	SH - III
82	fluazifop-But		o	o	m	o	o	o	4	MA - IV	SH - III
83	terbuphos		o	o	o	o	o	m	1	MA - II	SH - I

TABLEAU 7 - Classes pour l'écotoxicité - ECOTOX (Milieu Aquatique)

Limites des classes (mg/l)	Nom de la classe
$ECOTOX < 0.001$	MA - I
$0.001 \leq ECOTOX < 0.01$	MA - II
$0.01 \leq ECOTOX < 0.1$	MA - III
$0.1 \leq ECOTOX < 1$	MA - IV
$1 \leq ECOTOX$	MA - V

TABLEAU 8 - Classes pour la toxicité - DJA, dose journalière acceptable (Santé Humaine)

Limites des classes (mg/kg . j)	Nom de la classe
$DJA < 0.001$	SH - I
$0.001 \leq DJA < 0.01$	SH - II
$0.01 \leq DJA < 0.1$	SH - III
$0.1 \leq DJA$	SH - IV

4.2.2 Constitution de la liste de base

Dans le tableau 9, les substances de rang d'exposition supérieur ou égal à 40 sont rangées dans un ordre de risque décroissant dont le principe est le suivant. Dans chaque tranche de DJA (< 0.001 , de 0.001 à 0.009, de 0.01 à 0.09 mg/kg) les substances sont classées par rang décroissant d'exposition.

Une grande partie des substances qui se retrouvent en tête de cette liste ont déjà été retrouvées (marquées par "*") dans des études françaises ou dans le bassin lémanique (Cf. § 2.1.2), ce qui conforte la vraisemblable objectivité de la méthode mise en oeuvre.

TABLEAU 9 - Classement des substances (rang d'exposition > 40) par ordre de risque "Santé humaine" (DJA) décroissant - Pour les variables ECOTOX et DJA voir la définition des classes aux tableaux 7 et 8

matière active	eau surf. oui	SURF	QTE	DT50	SOLUB	HYDROL	Koc	RANG	Ecotox	DJA
DJA 0.0001 mg/kg										
atrazine	*	d	m	d	m	m	d	85	MA - III	SH - I
alachlore	*	d	o	m	d	o	m	49	MA - V	SH - I
DJA 0.001 mg/kg										
terbutylazine	*	d	m	d	o	d	m	77	MA - V	SH - II
métamitron		m	d	m	d	m	m	75	MA - V	SH - II
dimefuron		m	o	d	m	d	m	46	MA - V	SH - II
linuron	*	d	o	d	m	m	m	59	MA - IV	SH - II
isoproturon	*	d	o	d	m	m	m	59	MA - IV	SH - II
diuron	*	d	o	d	m	m	m	59	MA - III	SH - II
diquat		d	o	d	d	o	o	53	MA - V	SH - II
lindane	*	m	m	d	o	d	o	53	MA - II	SH - II
simazine	*	d	o	d	o	m	m	50	MA - IV	SH - II
tetrachlorvinphos	*	d	o	m	m	m	m	49	MA - IV	SH - II
ioxynil	*	d	o	m	m	m	m	49	MA - V	SH - II
fenpropimorphe		d	o	d	o	m	o	45	MA - V	SH - II
chlorpyrifos-éthyl		d	o	d	o	m	o	45	MA - II	SH - II
trifluraline		m	m	d	o	m	o	45	MA - III	SH - II
endosulfan	*	d	o	d	o	m	o	45	MA - II	SH - II
DJA 0.01 mg/kg										
dichlobenil	*	d	m	d	m	m	m	77	MA - V	SH - III
carbofuran	*	d	o	d	d	o	d	65	MA - IV	SH - III
tridemorphe		d	o	d	m	m	d	65	MA - V	SH - III
chlortoluron	*	d	o	d	m	d	m	63	MA - III	SH - III
cyproconazole		d	o	d	m	d	m	63	MA - III	SH - III
métabenzthiazuron	*	d	o	d	m	d	m	63	MA - V	SH - III
MCPA(sel)	*	d	o	m	d	m	d	63	MA - V	SH - III
folpel		d	d	o	o	m	m	62	MA - III	SH - III
glufosinate sel NH4		d	o	o	d	d	d	61	MA - V	SH - III
prochloraz		d	o	d	m	m	m	59	MA - V	SH - III
flusilazole		d	o	d	m	m	m	59	MA - V	SH - III
propiconazole		d	o	d	m	m	m	59	MA - V	SH - III
tebuconazole		d	o	d	m	m	m	59	MA - V	SH - III
MCPB		m	d	o	m	m	m	56	MA - V	SH - III
métazachlore		d	o	m	d	o	d	54	MA - V	SH - III
dicamba	*	m	o	d	d	m	d	51	MA - V	SH - III
carbendazime		d	o	d	o	m	m	50	MA - III	SH - III
chlorbromuron		d	o	d	o	m	m	50	MA - IV	SH - III
dichlofluanide		d	m	o	o	d	o	50	MA - III	SH - III
metalaxyl		m	o	d	d	d	d	47	MA - V	SH - III
chloridazone		m	o	d	d	m	m	46	MA - IV	SH - III
metribuzine		o	o	d	d	d	d	46	MA - V	SH - III
pendimethaline	*	d	o	d	o	m	o	45	MA - III	SH - III
pyrifenox		m	o	d	m	m	d	44	MA - V	SH - III
pyrimicarbe		d	o	d	o	o	m	43	MA - III	SH - III

4.3 Classement par risque pour le milieu aquatique

4.3.1 Construction du graphique

Les rangs d'exposition étant toujours reportés sur l'axe vertical, c'est la valeur la plus basse d'écotoxicité (en log mg/l) pour les algues (CE50 - 72h), les daphnies (CI50 - 48h) ou les poissons (CL50 - 96h) qui est reportée sur l'axe horizontal des effets. Les "points-image" situent les substances dans les zones de risque (figure 3).

Les classes retenues pour l'écotoxicité (ECOTOX) sont indiquées au tableau 7.

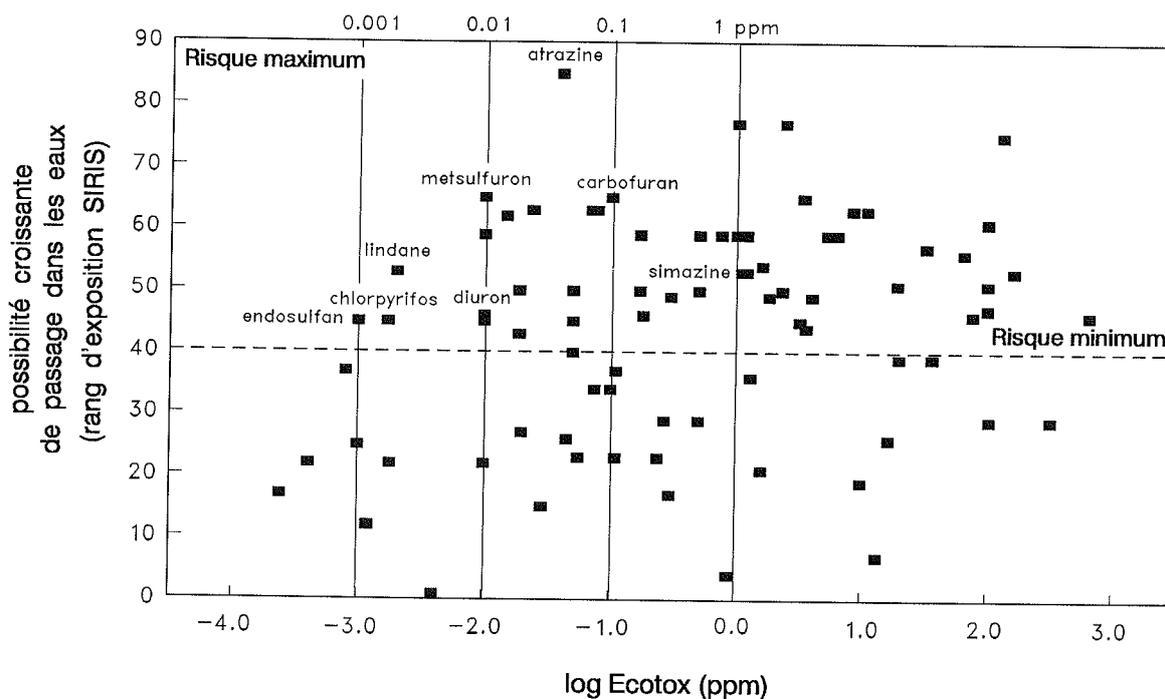


Figure 3 : Graphique situant les phytosanitaires dans les zones de risque pour le milieu aquatique

4.3.2 Constitution de la liste de base

Selon le même principe que celui choisi dans le cas précédent, les substances peuvent être classées dans un ordre de risque décroissant (tableau 10). Les substances de rang d'exposition inférieur à 40 ont été éliminées. Les autres ont été classées d'abord par tranche d'écotoxicité décroissante (de 0.001 à 0.009, de 0.01 à 0.09, de 0.1 à 0,9 et > 0,1 mg/l en log) puis dans chaque tranche par rang d'exposition décroissant.

TABLEAU 10 - Classement des substances (rang d'exposition > 40) par ordre de risque "Milieu aquatique" (Ecotoxicité) décroissant - Pour les variables ECOTOX et DJA voir la définition des classes aux tableaux 7 et 8

matière active	eau surf. oui	SURF	QTE	DT50	SOLUB	HYDROL	Koc	RANG	Ecotox	DJA
Ecotoxicité 0.001 ppm										
lindane	*	m	m	d	o	d	o	53	MA - II	SH - II
endosulfan	*	d	o	d	o	m	o	45	MA - II	SH - II
chlorpyrifos-éthyl		d	o	d	o	m	o	45	MA - II	SH - II
Ecotoxicité 0.01 ppm										
atrazine	*	d	m	d	m	m	d	85	MA - III	SH - I
metsulfuron Me		d	o	d	d	o	d	65	MA - III	SH - IV
cyproconazole		d	o	d	m	d	m	63	MA - III	SH - III
dinosèbe		o	d	d	d	m	m	63	MA - III	SH - III
chlortoluron	*	d	o	d	m	d	m	63	MA - III	SH - III
folpel		d	d	o	o	m	m	62	MA - III	SH - III
diuron	*	d	o	d	m	m	m	59	MA - III	SH - II
dichlofluanide		d	m	o	o	d	o	50	MA - III	SH - III
carbendazime		d	o	d	o	m	m	50	MA - III	SH - III
dichlorvos		o	d	o	d	o	d	46	MA - III	SH - II
pendimethaline	*	d	o	d	o	m	o	45	MA - III	SH - III
trifluraline		m	m	d	o	m	o	45	MA - III	SH - II
pyrimicarbe		d	o	d	o	o	m	43	MA - III	SH - III
captan		m	d	o	o	m	m	40	MA - III	SH - IV
Ecotoxicité 0.1 ppm										
carbofuran	*	d	o	d	d	o	d	65	MA - IV	SH - III
bromopropylate		d	o	d	o	d	m	59	MA - IV	SH - IV
isoproturon	*	d	o	d	m	m	m	59	MA - IV	SH - II
linuron	*	d	o	d	m	m	m	59	MA - IV	SH - II
chlorbromuron		d	o	d	o	m	m	50	MA - IV	SH - III
simazine	*	d	o	d	o	m	m	50	MA - IV	SH - II
tetrachlorvinphos	*	d	o	m	m	m	m	49	MA - IV	SH - II
chloridazone		m	o	d	d	m	m	46	MA - IV	SH - III
Ecotoxicité > 1 ppm										
dichlobenil	*	d	m	d	m	m	m	77	MA - V	SH - III
terbuthylazine	*	d	m	d	o	d	m	77	MA - V	SH - II
tridemorphe		d	o	d	m	m	d	65	MA - V	SH - III
métabenzthiazuron	*	d	o	d	m	d	m	63	MA - V	SH - III
prochloraz		d	o	d	m	m	m	59	MA - V	SH - III
flusilazole		d	o	d	m	m	m	59	MA - V	SH - III
propiconazole		d	o	d	m	m	m	59	MA - V	SH - III
tebuconazole		d	o	d	m	m	m	59	MA - V	SH - III
métazachlore		d	o	m	d	o	d	54	MA - V	SH - II
2,4-D		d	o	o	d	m	d	53	MA - V	SH - IV
diquat		d	o	d	d	o	o	53	MA - V	SH - II
dicamba	*	m	o	d	d	m	d	51	MA - V	SH - III
picloram		m	o	d	d	m	d	51	MA - V	SH - IV
bentazone	*	m	o	d	d	m	d	51	MA - V	SH - IV
iprodione		o	d	d	m	o	m	50	MA - V	SH - IV
alachlore	*	d	o	m	d	o	m	49	MA - V	SH - I
ioxynil	*	d	o	m	m	m	m	49	MA - V	SH - II
metalaxyl		m	o	d	d	d	d	47	MA - V	SH - III
dimefuron		m	o	d	m	d	m	46	MA - V	SH - II
metribuzine		o	o	d	d	d	d	46	MA - V	SH - III
fenpropimorphe		d	o	d	o	m	o	45	MA - V	SH - II
pyrifénox		m	o	d	m	m	d	44	MA - V	SH - III

5. CONCLUSIONS GENERALES

Le nombre de substances sélectionnées dans les listes de base étant relativement important et de ce fait sans doute difficile à accorder avec des analyses de contrôle de routine, une simplification des listes peut s'imposer. Il y a naturellement plusieurs approches possibles.

La première consiste à laisser le soin aux experts eux-mêmes de sélectionner, avec toutes les informations et l'expérience qu'ils possèdent, les pesticides leur paraissant devoir être pris en compte.

La seconde est de limiter les listes en éliminant d'abord les substances utilisées sur de très faibles surfaces puis en ne gardant que les substances de DJA et/ou d'écotoxicité trop grande. On aboutit ainsi à des listes restreintes (tableau 11), l'une pour la santé humaine (Toxicité), l'autre pour la protection du milieu aquatique (Ecotoxicité).

Il est clair que ces listes correspondent à la situation actuelle et seront adaptées en fonction de l'évolution des pratiques de l'utilisation des pesticides (suppression de certaines substances ou apparition de nouvelles), des connaissances scientifiques sur les caractéristiques "*intrinsèques*" des substances ou de leurs effets.

TABLEAU 11 - Liste de substances actives phytosanitaires, utilisées en agriculture, pour la surveillance de la qualité des eaux du bassin versant "CIPEL".
(Bassin versant du Léman et du Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy)

Eau superficielle "Toxicité"	Eau superficielle "Ecotoxicité"
alachlore	atrazine
atrazine	bromopropylate
chlorpyrifos-éthyl	captane
diméfuron	carbendazime
diquat	carbofuron
diuron	chlorbromuron
endosulfan	chloridazone
fenpropimorphe	chlorpyrifos-éthyl
ioxynil	chlortoluron
isoproturon	cyproconazol
lindane	dichlofluanide
linuron	dichlorvos
métamitrone	dinosèbe
simazine	diuron
terbutylazine	endosulfan
tetrachlorvinphos	folpet
trifluraline	isoproturon
	lindane
	linuron
	metsulfuron-méthyle
	pendiméthaline
	pirimicarbe
	simazine
	tetrachlorvinphos
	trifluraline

BIBLIOGRAPHIE

- Groupe de travail "Listes prioritaires" du Comité de liaison, (1994) : Classements des substances actives phytosanitaires en vue de la surveillance de la qualité des eaux à l'échelle nationale. Rapport du groupe de travail "Listes prioritaires" du Comité de liaison, Ministères de l'agriculture et de l'environnement, Paris, 48 p.
- JOUANY, J.M., VAILLANT, M. et coll. (1982) : Approach to hazard assessment by a qualitative system based on interaction concept between variables. Symposium Chemicals in the Environment, Copenhagen, Ed. Dis. Congress Service.
- JOUANY, J.M., VAILLANT, M. et coll. (1983) : Une méthode qualitative d'appréciation des dossiers en écotoxicologie. Sc. Vet. Med. Comp., 85, No 4-5.

APPORTS DE PHOSPHORE DUS AUX POPULATIONS NON RACCORDÉES A UNE STATION D'ÉPURATION

PAR

Sous-groupe de travail ¹ de la CIPEL "ASSAINISSEMENT INDIVIDUEL"

CIPEL, CP 80, CH - 1000 LAUSANNE 12

RESUME

Les apports de phosphore dus aux habitations non raccordées à une station d'épuration (STEP), équipées ou non d'un assainissement individuel, ont fait l'objet d'une première estimation en 1992. Cette approche n'a pas permis de proposer des recommandations appropriées.

Après une étude bibliographique axée avant tout sur la question de l'efficacité des systèmes d'assainissement individuel vis-à-vis du phosphore, confiée à un stagiaire, il a été formé un sous-groupe du groupe de travail "Pollutions domestiques" de la CIPEL qui s'est donné comme tâche de préciser les apports de phosphore vers le lac sur la base notamment d'une enquête menée auprès des communes.

Compte tenu du nombre d'habitants (permanents et saisonniers) non raccordés à une STEP au 01.01.1995, d'une "production potentielle" de phosphore de l'ordre de 118 tonnes de phosphore total par an, des filières de traitement individuel en place (ou de leur absence) et de leur efficacité par rapport au phosphore de l'ordre de 20 à 30 %, les apports vers le lac représentent actuellement environ 96 tonnes de phosphore total par an. 27 % sont dus à l'absence de tout assainissement, 47 % sont le fait de systèmes dont les eaux traitées sont déversées dans une eau superficielle alors que 26 % sont dus aux dispositifs qui font appel à l'infiltration dans le sol.

Sur la base du présent rapport (constat), le sous-groupe de travail élaborera des recommandations à l'attention des maîtres d'ouvrage dans lesquelles il sera notamment insisté sur l'importance de l'entretien des installations.

1. INTRODUCTION

Au moment du lancement de son Plan d'action "Le Léman demain", la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman (CIPEL) a établi en 1992 un rapport qui définit, entre autres, l'état de référence ² des apports de phosphore de toutes origines qui arrivent au lac.

Les apports dus aux habitations non raccordées à une station d'épuration (STEP), équipées ou non d'un assainissement individuel, ont fait l'objet d'une estimation par la CIPEL. Insuffisamment étayée, cette approche n'a pas permis de proposer aux maîtres d'ouvrage et aux gestionnaires une stratégie appropriée en matière d'assainissement individuel.

¹ H. ADAM, H. BESSERO, P. COCHET, C. JOMINI, B. MERCIER, F. RAPIN, C. TOURAIS, R. TRACOL, P. VIOGET

² Etat "zéro" définissant le point de départ pour la réduction de 50 % des apports de phosphore vers le lac jusqu'en l'an 2000

Compte tenu de la sensibilisation engendrée par le Plan d'action et devant l'obligation d'assainir, ou d'améliorer ce qui est déjà en place, de nombreuses collectivités sont confrontées aux choix suivants :

- . sur quelles bases délimiter les zones relevant de l'assainissement collectif et celles relevant de l'assainissement individuel ?
- . quelle stratégie adopter pour l'assainissement des habitations non raccordées à une STEP et non pourvues d'un système individuel ?
- . est-il suffisant de se contenter d'améliorer l'efficacité des systèmes individuels en place ?

La nécessité de procéder d'abord à une approche détaillée des pertes de phosphore provenant de l'assainissement individuel est dès lors apparue. Cette mission a été confiée en été 1993 à un stagiaire, étudiant de 3e cycle à l'Ecole polytechnique fédérale de Lausanne (EPFL). Encadré par les membres du sous-groupe "Assainissement individuel" de la CIPEL, il a élaboré un rapport conformément à un mandat d'étude.

Le présent rapport se base largement sur le travail réalisé par le stagiaire (GUENE, 1993) en y intégrant toutefois les résultats d'une enquête détaillée menée en 1994 par la CIPEL auprès des communes du bassin versant du lac et d'un rapport sur le fonctionnement de l'assainissement individuel dans le canton de Vaud (VIOGET et al., 1995).

2. CADRAGE DU PROBLEME

Selon le rapport interne de la CIPEL "*Etat de l'assainissement des eaux usées - situation au 01.01.1992*" :

- . environ 100'000 habitants permanents, soit 12 % de la population permanente du bassin versant du Léman et
- . environ 208'000 lits touristiques (population saisonnière), soit 27.5 % des possibilités d'hébergement,

n'étaient pas raccordés à une STEP au moment du lancement du Plan d'action "Le Léman demain".

A cette population (permanente et saisonnière) au 01.01.1992³ correspondrait une "production" théorique de phosphore de l'ordre de 170 tonnes par an⁴ (GUENE, 1993).

Une enquête entreprise par sondages auprès de certaines communes a cependant révélé de nombreuses insuffisances quant à la réalité et à l'efficacité des systèmes en place. La CIPEL a dès lors décidé de lancer une étude dont les objectifs sont les suivants :

- . établir une synthèse bibliographique relative aux performances épuratoires des différents systèmes d'assainissement autonome. L'accent a porté principalement sur le phosphore,
- . inventorier les types de filières de traitement existant dans le bassin versant du lac,
- . déterminer la répartition des populations concernées par types de filières,
- . évaluer l'apport en phosphore dû à la population non raccordée à une STEP urbaine.

Le but final consistera, sur la base du présent rapport, à formuler des recommandations à l'attention des personnes et des services concernés.

³ Depuis lors il est constaté, grâce à l'effort orienté vers l'assainissement collectif, une importante diminution des populations non raccordées à une STEP

⁴ Base : - 2.4 g Ptot / EH . j en Suisse
 - 3.5 g Ptot / EH . j en France
 - taux annuel d'occupation des possibilités d'hébergement = 33 %

3. BASES LEGALES ET REGLEMENTAIRES

De nombreux textes régissent en Suisse et en France les domaines de la protection des eaux et de l'assainissement en général ainsi que de l'assainissement individuel en particulier. Les références des différentes réglementations sont indiquées en annexe.

Les lois suisse (loi fédérale sur la protection des eaux du 24.01.1991) et française (loi sur l'eau du 03.01.1992 et décret du 03.06.1994) sont voisines en ce qui concerne :

- la nécessité d'établir un zonage des secteurs d'assainissement individuel et collectif (loi française) et de définir le périmètre des égouts publics (loi suisse),
- la possibilité de recourir à l'assainissement non collectif lorsque la réalisation d'un réseau de collecte ne présente pas d'intérêt pour l'environnement ou est d'un coût excessif.

Une normalisation a été également instaurée par les deux pays en ce qui concerne l'assainissement individuel (Suisse : Directives du VSA - Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute / Association suisse des professionnels de la protection des eaux; France : Directives Techniques Unifiées (DTU) 64-1).

Par contre il faut signaler une différence d'appréciation relative :

- au contrôle des assainissements individuels par les collectivités locales (obligatoire en France et dans certains cantons suisses),
- à l'entretien des installations individuelles par les collectivités locales (optionnel en France et dans le canton du Valais) alors que le canton de Genève exige des propriétaires de passer un contrat avec une entreprise de vidange. Dans le canton de Vaud, les vidanges des installations s'effectuent sur la base d'un système de concession et les propriétaires d'installations sophistiquées doivent passer un contrat de contrôle et d'entretien avec des entreprises privées agréées.

4. FILIERES DE TRAITEMENT : PERFORMANCES ET ENSEIGNEMENTS

4.1 Introduction

Les filières de traitement en assainissement individuel, comme du reste celles en assainissement collectif, sont en général constituées d'un dispositif de traitement préliminaire suivi d'un dispositif assurant l'épuration proprement dite. L'effluent traité peut ensuite être "évacué" vers le milieu récepteur.

La conception de la filière de traitement et le dimensionnement des ouvrages dépendent principalement de l'habitation desservie et des caractéristiques du site et du milieu récepteur. Différentes possibilités de traitement préliminaire existent et sont bien décrites dans toute une série d'ouvrages.

Seuls quelques dispositifs de traitement préliminaire et de traitement par épandage sur sol en place reconstitué selon la norme française DTU 64.1 ainsi que des installations à biologie fixée seront présentés.

Quelques éléments sur la capacité épuratrice du sol sont rappelés, notamment en ce qui concerne le phosphore dont les origines sont brièvement passées en revue.

4.2 Phosphore

4.2.1 Origine

Le phosphore dans les eaux usées domestiques a pour origine les rejets métaboliques (40 à 60 %) et les activités humaines (60 à 40 %, principalement des produits détergents). Les charges spécifiques en phosphore total varient selon les auteurs (DE CUYPER et LOUZZ, 1992). En Suisse, ces rejets sont évalués à 2.2 g par habitant et par jour selon les directives du VSA en préparation (BOLLER et al., 1995). Pour le bassin lémanique, les charges calculées représentent 2.4 g/hab.jour en Suisse et de l'ordre de 3.5 g/hab.jour en France (CIPEL, 1992), valeur confirmée pour la Suisse par les résultats du canton de Vaud (VIOGET et al., 1994). La différence entre les deux pays résulte de l'interdiction des phosphates dans les produits lessiviels en Suisse, effective au 1er juillet 1986.

Les effluents domestiques renferment du phosphore lié aux excréments humains (matières fécales 40 %, urines 60 %) et aux produits lessiviels. Il a été montré qu'environ la moitié étaient des orthophosphates, un tiers des tripolyphosphates. Le phosphore organique est moins important (environ 1/10).

Les phosphates ou phosphore inorganique non apatitique (PINA) sont rapidement métabolisables alors que le phosphore organique, en général adsorbé sur les matières en suspension (POP = phosphore organique particulaire), l'est moins. Enfin, un phosphate de calcium souvent rencontré dans nos régions, l'apatite (PIA = phosphore inorganique apatitique), n'est pas assimilable par la flore.

4.2.2 Aptitude des sols à piéger le phosphore

Le phosphore forme des composés peu solubles avec divers éléments comme le fer, l'aluminium et le calcium et est très efficacement retenu dans les sols. Pour une profondeur de sol de 1 mètre, la quantité de phosphore retenue peut varier de 660 à 6'300 kg/ha pour un sol sableux et 5'200 à 16'560 kg/ha pour des limons argileux (GUENE, 1993). Le devenir du phosphore retenu dépendrait du rapport C/P (carbone/phosphore).

Contrairement aux nitrates, divers mécanismes s'opposent à la migration du phosphore dans le sol (BIZE, 1980; GOUGOUSSI, 1982) :

- La capacité d'échange cationique (CEC) fixe les anions phosphates et polyphosphates par l'intermédiaire des cations calcium. Si la fixation était continue, elle pourrait entraîner une diminution de la CEC, donc de la capacité de rétention. Or la CEC diminue beaucoup moins vite que ne le prévoit l'isotherme d'adsorption des phosphates. Ceci est dû d'une part au fait que les colloïdes des effluents augmentent la CEC et d'autre part au phénomène de précipitation qui engendre un renouvellement des sites et une régénération de la CEC.
- Une saturation du "pool" de fixation (capacité fixatrice de P) est cependant généralement observée sur les installations confinées, avec pour corollaire un rabatement moindre du phosphore.
- La présence d'hydroxydes de fer et d'alumine de sols acides (pH < 4) qui réagissent avec les phosphates et polyphosphates en formant des phosphates et pyrophosphates insolubles.
- La présence de calcium en excès dans les sols calcaires (pH > 7) qui réagit avec les phosphates en formant des apatites insolubles ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3 \text{X}$).
- La possibilité pour l'ion phosphate d'être piégé dans certains minéraux argileux (rétrogradation).

4.3. Dispositifs et performances

4.3.1 Traitement préliminaire

Il existe un grand nombre de dispositifs de traitement préliminaire, presque exclusivement anaérobies, et le lecteur est renvoyé aux nombreux ouvrages traitant de ce sujet, notamment les directives suisses du VSA en préparation (BOLLER et al., 1995). Une rapide description du fonctionnement de la fosse septique et une synthèse du fonctionnement des fosses de décantation-digestion (fosses Emscher) sur la base d'une étude menée dans le canton de Vaud (VIOGET et al., 1995) sont cependant présentées.

. La fosse septique

La fosse septique assure essentiellement une fonction de rétention des matières décantables et flottantes. Elle permet parallèlement une liquéfaction biologique par digestion anaérobie des boues retenues. Son efficacité dépend de plusieurs facteurs dont notamment la capacité de rétention des boues et le temps de séjour de celles-ci (PHILIP et al., 1994).

. Principe de la fosse Emscher ou décanteur-digesteur ⁵

Une telle fosse comprend deux compartiments superposés. L'étage supérieur sert à la décantation et l'étage inférieur à la digestion des boues. Un dispositif empêche le retour des gaz et flottants dans le compartiment de décantation.

Le tableau 1 donne les caractéristiques des effluents de décanteurs-digesteurs extraites des résultats 1993 et 1994 de 48 prélèvements 24 heures proportionnels au débit. Ces prélèvements ont été effectués à l'entrée de stations d'épuration collectives vaudoises recevant uniquement des effluents d'habitations équipées de décanteurs-digesteurs.

TABLEAU 1 - Caractéristiques d'effluents de décanteurs-digesteurs

Paramètre	Unité	Moyenne	Minimum	Maximum
DBO ₅	[mg O ₂ /l]	155	43	386
DCO	[mg O ₂ /l]	467	106	1'606
P ortho	[mg P/l]	3.78	0.03	7.27
P total	[mg P/l]	12.55	3.34	53.24
Ammonium	[mg N/l]	37	14	56

Les caractéristiques du tableau 1 peuvent être comparées à celles d'effluents entrant dans des STEP d'importance similaire (population raccordée, environnement, nature du bassin versant, etc.) mais ne recevant pas des eaux prétraitées par des décanteurs-digesteurs individuels. La différence entre les charges d'entrée des installations recevant des eaux prétraitées d'une part et non prétraitées d'autre part est appréciée comme rendement d'abattement du décanteur-digesteur.

Le rapport de la charge d'entrée en matière organique (DBO₅ et DCO), phosphore⁴ total et ammonium, divisée par le nombre d'habitants raccordés donne les charges spécifiques en ces différents paramètres des installations recevant soit des eaux prétraitées, soit non prétraitées.

⁵

= fosse de décantation selon la terminologie du VSA (voir références en annexe)

TABLEAU 2 - Abattement par les fosses, charges spécifiques avec et sans fosses pour les différents éléments considérés

	STEP sans fosse [g/hab.j]	STEP avec fosses [g/hab.j]	Abattement par les fosses (%)
DBO ₅	48	33	33
DCO	148	102	31
Phosphore total	2.3	2.9	-
Ammonium	5.9	6.8	-

L'abattement de la matière organique par les fosses représente un tiers environ de la charge, comme le montre le tableau 2.

Pour le phosphore, en revanche, il n'est pas possible de constater un abattement lors de prélèvements en entrée et sortie. En effet, plus les boues séjournent longtemps dans la partie digesteur, plus le milieu devient réducteur et plus le phénomène de relargage du phosphore compense et annule son abattement (sa rétention dans les boues).

Pour l'ammonium, la transformation de l'azote organique en ammonium fait qu'il n'est pas permis de parler d'abattement.

4.3.2 Traitement

L'épandage souterrain est très utilisé en assainissement individuel et il en existe plusieurs variantes. Celle retenue doit cependant résulter d'une étude préliminaire permettant de choisir la filière la plus appropriée au milieu récepteur. Le traitement est basé sur l'infiltration des eaux préalablement décantées dans le sous-sol.

Il existe deux variantes : l'épandage souterrain à faible profondeur et l'épandage en sol reconstitué (tranchée filtrante ou d'absorption).

- . Epandage à faible profondeur (inférieure à 0.80 m)

Cette technique, recommandée par la Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales (DDASS) de Haute-Savoie, ne peut être envisagée que lorsque certaines conditions sont vérifiées :

- bonne perméabilité du terrain : > 15 mm/h
- surface disponible suffisante : 500 m² en aval de l'habitation
- nappe phréatique ou sol rocheux à plus de 1.50 m
- pente du terrain (< 12 %).

- . Epandage en sol reconstitué

Ce dispositif est utilisé lorsque la perméabilité du sol est très élevée ou insuffisante. Il s'agit de décaper la tranchée sur une certaine profondeur pour la regarnir avec un matériau présentant une perméabilité suffisante.

Ce type de traitement peut présenter des abattements en phosphore très importants. Ceci est probablement lié à :

- un suivi sur une courte période après la mise en place de la tranchée
- une dilution par effet de drainage de l'installation si celle-ci n'est pas "isolée" du reste du terrain
- une capacité fixatrice de phosphore très importante
- autres ?

Signalons que certains auteurs (RUBATTEL, 1987) ont signalé une diminution de performance d'abattement du phosphore des installations confinées après un temps assez court et ce avec des supports de granulométrie différente (< 6.0 ou 3-6 mm).

Une trentaine d'échantillons ponctuels prélevés en 1994 à la sortie de tranchées filtrantes dans le cadre d'un bilan de fonctionnement de l'assainissement autonome vaudois ont été analysés pour avoir une image des résultats pouvant être obtenus dans le bassin versant du Léman (VIOGET et al., 1995). Ces résultats sont donnés au tableau 3.

TABLEAU 3 - Résultats de sortie de tranchées filtrantes (études vaudoises)

	moyenne	minimum	maximum
pH	7.5	6.5	8.5
Conductivité [μ S/cm à 25° C]	975	900	1'100
Transparence [cm]	23	1	60
DBO ₅ [mg O ₂ /l]	66	2	300
DCO [mg O ₂ /l]	171	20	400
Phosphore total [mg P/l]	5.4	0.2	20

De grandes variations sont observées sur l'ensemble des paramètres considérés, liées essentiellement à l'entretien de ces installations.

Tertre filtrant

Ce système est employé lorsque le sol où a lieu le rejet est sur une roche mère fissurée trop perméable ($K_s > 10^{-6}$ m h⁻¹), permettant aux effluents d'atteindre la nappe sans un traitement approprié. Il peut être également utilisé dans le cas où le sol est peu épais ou se trouve au-dessus d'une nappe phréatique.

Un certain nombre d'auteurs (CATHELAIN et DEMIAUTE, 1981; GOUGOUSSIS, 1982) relatent les performances de ces systèmes avec cependant très peu d'informations sur les rendements de ces installations.

Le Service des Eaux et de la Protection de l'Environnement (SEPE) du canton de Vaud suit depuis une dizaine d'années un tertre filtrant. Celui-ci reçoit les eaux usées d'une population variable de 50 à 120 habitants. Il a été dimensionné pour 70 EH (à 1.5 m²/EH) et se compose d'une fosse de décantation-digestion, d'une chambre de répartition et de deux lits de graviers de 50 m² isolés du sol par une paroi étanche et alimentés alternativement. Les performances 1991, 1992, 1993 et 1994 de ce tertre filtrant sont données dans le tableau 4.

TABLEAU 4 - Performances d'un tertre filtrant (exemple vaudois)

	DBO ₅		Phosphore total		Ammonium		Nitrate	
	E	S	E	S	E	S	E	S
Moyenne	137	14	6.42	3.6	43.2	9.08	0.12	29.64
Minimum	77	2	4.47	2.59	3.87	0.74	0.01	0.1
Maximum	250	56	14.98	4.92	68.12	36.95	0.43	56.99

E = entrée S = sortie

Les résultats indiquent que les rendements sont élevés pour la matière organique (DBO₅). Le taux de fixation du phosphore dépasse 40 %. Une nitrification importante est très régulièrement constatée, indicative d'une bonne aération des lits filtrants.

Les résultats sont meilleurs depuis 1994, une vidange plus fréquente ayant raccourci le temps de contact entre l'eau et la boue. De ce fait la diffusion de certains produits contenus dans les boues vers les eaux amenées sur le tertre s'en trouve probablement diminuée.

Remarquons enfin, qu'en ce qui concerne le phosphore, un tel constat est également fait par DUCHEMIN (1994) en France, qui arrive à des rendements d'abattement en phosphore total plus faibles encore pour ce type d'installations.

Installations à biologie fixée

Il existe plusieurs types d'installations à cultures fixées parmi lesquels le lit bactérien constitue la filière la plus utilisée. L'eau brute décantée est hydrauliquement tamponnée dans une fosse ou un décanteur-digesteur et distribuée sur la surface d'un lit de matériaux (pouzzolane, anneaux plastiques, etc...) sur laquelle se développent des bactéries aérobies qui assurent la dégradation de la matière organique. L'apport d'air se fait par ventilation naturelle.

Les eaux traitées sont récupérées en partie basse du filtre pour être rejetées, soit directement, soit après décantation secondaire, dans le milieu récepteur.

Une autre variante de cultures fixées consiste à laisser se développer une zooglyée sur des séries de disques montés sur un axe horizontal dont le mouvement de rotation dans une cuve d'eaux usées décantées permet l'aération du milieu pour le développement de la faune aérobie et l'épuration des eaux. Cette filière est suivie le plus souvent d'un décanteur et réservée aux installations de petites collectivités.

En règle générale le dimensionnement est basé sur une charge de 4 à 12 g de DBO₅ par m² utile de support biologique selon les objectifs recherchés. Suivant la granulométrie, les charges appliquées peuvent être plus faibles encore. Il convient cependant de porter une attention particulière au choix de ladite granulométrie afin de ne pas favoriser le colmatage du tertre.

Autres dispositifs

Il s'agit de dispositifs sans écoulement utilisés essentiellement pour le traitement séparé des eaux grises et des eaux noires (eaux vannes). Ils présentent la particularité d'employer très peu d'eau et conviennent parfaitement bien aux endroits isolés non raccordés au réseau de distribution d'eau.

Ils nécessitent une participation importante de l'utilisateur pour leur entretien. Les différents types de WC couramment employés sont donnés dans la littérature existante, notamment BOLLER et al. (1995) et VASEL (1992) et références ci-incluses.

4.4 Rétention du phosphore

Sur la base de l'étude des filières de traitement présentées, il est possible d'exprimer :

- que pour les installations (confinées) de filtration par le sol, une rétention moyenne de l'ordre de 30 % du phosphore peut être obtenue sur la durée. Le phosphore est en effet bien adsorbé par le "pool" fixateur lors de la mise en service. Lorsque la capacité fixatrice est saturée la rétention devient nulle,
- que pour les rejets directs avec traitement, une retenue de l'ordre de 20 % est arrêtée, tenant compte du fait qu'en décantation pure il est possible d'atteindre 50 %,
- que la décantation-digestion suivie d'un rejet direct n'a pas d'effet de rétention pour le phosphore. Ce type de dispositif devrait être suivi d'une filtration par le sol.

Il va de soi qu'il n'y a pratiquement aucune rétention du phosphore pour les rejets directs sans traitement. Dans ces cas les charges spécifiques adoptées en Suisse et en France s'appliquent intégralement pour le calcul des apports vers le milieu récepteur.

5. SITUATION ACTUELLE DE L'ASSAINISSEMENT AUTONOME DANS LE BASSIN VERSANT DU LEMAN - ETAT AU 1er JANVIER 1995 :

Les données chiffrées relatives à l'état de la situation de l'assainissement autonome dans le bassin versant du Léman ont été établies à partir des résultats de l'étude GUENE (1993) et des informations recueillies par les responsables de chaque entité géographique (cantons de Vaud, du Valais, de Genève, de Fribourg et départements de la Haute-Savoie et de l'Ain) après exploitation de questionnaires retournés par les communes.

5.1 Filières d'assainissement

A l'exception des immeubles qui ne disposent pas d'installations privées d'assainissement et rejettent leurs eaux usées directement dans le milieu (sol ou ruisseau) via parfois un collecteur d'eaux pluviales (cas que l'on retrouve fréquemment dans le canton du Valais, mais aussi en Haute-Savoie), toute installation d'épuration autonome est composée au moins d'un élément visant la séparation ou (et) la liquéfaction des matières solides.

La répartition sommaire par filières, cantons et départements, est donnée à la figure 1 et dans le tableau 5. Elle tient compte de la population permanente et des lits touristiques.

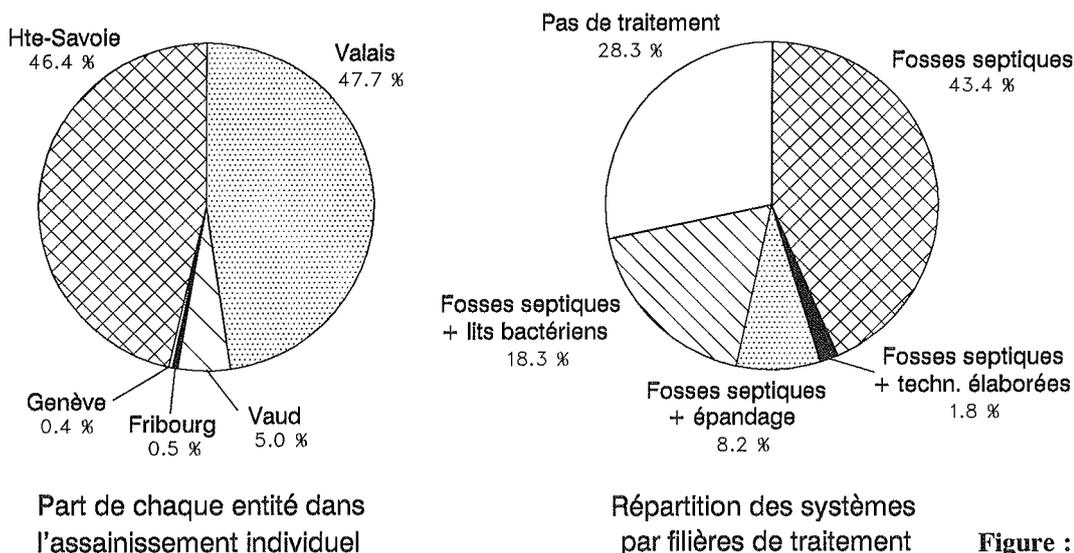


Figure : 1

TABLEAU 5 - Répartition des populations (permanentes et saisonnières) par filières de traitement

Entité Filières	Vaud	Valais	Genève	Fribourg	Haute- Savoie et Ain ⁶	Total	
						E.H.	%
Traitement préliminaire et épandage ⁷	3'000	-	-	-	10'800	14'760	8.2
Traitement préliminaire et lit bactérien ⁷	900	-	-	-	32'100	33'000	18.3
Traitement préliminaire et techniques élaborées ⁷	-	300	100	-	2'900	3'300	1.8
Traitement préliminaire seul	4'140 ⁸	43'900	700	800	28'700	78'240	43.4
Absence de traitement	-	41'800	-	100	9'100	51'000	28.3
Total	9'000	86'000	800	900	83'600	180'300	100.0

Il faut noter l'importance de la population concernée par l'assainissement individuel et la grande diversité des filières côté français ainsi que le taux élevé de rejets directs au milieu, sans traitement, dans le canton du Valais (assainissement collectif en cours).

5.2 Evacuation des effluents issus de l'assainissements individuel

A l'origine de l'assainissement, qu'il soit individuel ou collectif, l'objectif poursuivi consistait à éloigner au plus loin les eaux usées domestiques traitées ou non du territoire de proximité dans lequel l'homme exerçait son activité.

Pour ce faire, et en fonction des habitudes, des lois et règlements, de certaines contraintes physiques, géopédologiques ou hydrauliques, plusieurs cas de figures peuvent être recensés :

- le rejet dans le sol après traitement préliminaire ou l'évacuation directe dans le sol et le sous-sol en considérant que le milieu d'infiltration naturel permet d'assurer un minimum d'épuration sur des éléments comme le phosphore,
- le rejet après traitement du type fosse septique et élément épurateur (filtre à sable, tertre filtrant, lit bactérien etc...) dans une eau superficielle,
- le rejet sans traitement des effluents domestiques dans le ruisseau soit directement, soit par l'intermédiaire d'un fossé ou d'une canalisation.

⁶ La partie du Département de l'Ain concernée par le bassin versant du Léman comprend un nombre insignifiant d'habitants non raccordés à une STEP. Ces chiffres de populations ont été ajoutés aux chiffres de la Haute-Savoie

⁷ Ces types de filières sont regroupés sous la notion "sol" dans les tableaux 6 et suivants.

⁸ Dont une partie sous forme de fosses à purin

En tenant compte d'un taux d'occupation moyen de 33 % des lits touristiques dans le bassin versant du Léman, quelle que soit l'entité administrative, la répartition en fonction des différentes filières s'établit comme indiqué dans le tableau 6.

TABLEAU 6 - Répartition des populations (permanentes et 33 % saisonnières) par type de rejets

Type de rejets	Population en équivalent-habitant (EH) au 01.01.95					
	Vaud	Valais	Genève	Fribourg	Haute-Savoie et Ain	Total
Sol après traitement	4'860	1'100	-	-	23'700	29'660
Directs avec traitement	4'140	23'100	800	480	24'300	52'820
Directs sans traitement	-	21'200	-	50	5'900	27'150
TOTAL	9'000	45'400	800	530	53'900	109'630

6. EVALUATION DES APPORTS DE PHOSPHORE

Compte tenu de la répartition des populations par type de rejets (voir tableau 6), les apports potentiels de phosphore s'établissent comme présenté dans le tableau 7.

TABLEAU 7 - Apports potentiels de phosphore

Type de rejets	Apports potentiels de phosphore au 01.01.95 (en tonnes Ptot/an)					
	Vaud	Valais	Genève	Fribourg	Haute-Savoie et Ain	Total
Sol après traitement	4.3	0.9	-	-	30.3	35.5
Directs avec traitement	3.6	20.3	0.7	0.4	31.1	56.1
Directs sans traitement	-	18.7	-	0.04	7.5	26.3
TOTAL	7.9	39.9	0.7	0.44	68.9	117.9

Les chiffres ci-dessus sont basés sur les mêmes apports spécifiques que ceux mentionnés au chapitre 2 (voir note infrapaginale).

En appliquant aux valeurs du tableau 7 les rendements d'élimination par rapport au phosphore des différentes filières de traitement (voir chap. 4.4), les apports vers le milieu récepteur qui en résultent sont les suivants (voir tableau 8).

TABLEAU 8 - Apports de phosphore vers le milieu récepteur

Type de rejets	Apports vers le milieu récepteur au 01.01.95 (en tonnes Ptot/an)					
	Vaud	Valais	Genève	Fribourg	Haute-Savoie et Ain	Total
Sol après traitement	3.0	0.7	-	-	21.2	24.9
Directs avec traitement	2.9	16.3	0.5	0.34	24.9	44.9
Directs sans traitement	-	18.7	-	0.04	7.5	26.3
TOTAL	5.9	35.7	0.5	0.38	53.6	96.1

Le total des apports de 96 t/an au 1er janvier 1995 est plus faible que le chiffre d'environ 120 t/an annoncé en 1992, au moment du lancement du Plan d'action "Le Léman demain". De plus, à l'époque (1992) ces apports de 120 tonnes/an avaient été sous-évalués par une sur-estimation globale des rendements d'élimination vis-à-vis du phosphore.

La différence qui ressort ici à 24 t serait en réalité plus importante ce qui refléterait encore mieux l'énorme effort consenti par les collectivités pour réaliser des STEP (nouvelles et extension d'installations existantes) d'une part et des réseaux et branchements d'autre part.

L'approche plus précise à laquelle le sous-groupe de travail s'est livré permet donc de faire les constatations suivantes :

- 27 % des apports sont dus à l'absence de tout assainissement,
- 47 % sont le fait de systèmes dont les eaux traitées sont déversées dans une eau superficielle,
- 26 % sont dus aux dispositifs qui font appel à l'infiltration dans le sol.

7. CONCLUSIONS

Bien que peu exigeants en raison de leur simplicité, les dispositifs d'assainissement individuel demandent de la discipline de la part des usagers pour maintenir leur bon fonctionnement. L'efficacité des systèmes dépend du soin et de la régularité de l'entretien. Les installations doivent être accessibles et ne pas être considérées comme des dépotoirs.

S'agissant d'un grand nombre d'installations il n'est pas évident de motiver chaque propriétaire pour les interventions d'entretien, bien que l'obligation soit stipulée dans les textes légaux.

Des recommandations plus élaborées seront formulées ultérieurement par le sous-groupe de travail.

BIBLIOGRAPHIE

- ASSOCIATION FRANÇAISE DE NORMALISATION (1992) : Mise en oeuvre des dispositifs d'assainissement autonome, DTU 64.1, décembre 1992.
- BIZE (1980): Protection des eaux souterraines et assainissement de petites collectivités. Communication 4e journée d'information eaux, 25 p.
- BOLLER, M., DEPLAZES, G. et VIOGET, P. (1995) : Kleinkläranlagen. Directive du Verband Schweizerischer Abwasserfachleute.
- CATHELAIN, M. et DEMIAUTE, J.P. (1981) : Réalisation et suivi de 3 installations expérimentales d'assainissement autonome. LR St-Quentin, 61 p.
- CIPEL (1992) : Avancement du plan d'action "Le Léman demain", 91 p.
- DE CUYPER, K. et LOUTZ, S. (1992) : Tribune de l'eau, N° 560/6, nov./déc 1992 et références ci-incluses.
- DUCHEMIN, J. (1994) : La clé de l'assainissement autonome et la DTU64.1 : Présentation aux journées d'Hygiène appliquées du 21 avril 1994 organisées par l'AGHTM Rhône-Alpes, Lyon Institut Pasteur.
- GOUGOUSSIS, (1982) : Assainissement et aptitude des sols à l'élimination et à l'épuration des effluents domestiques. Rapport BRGM, 354 p.
- GUENE, O. (1993) : Pertes de phosphore liées à l'assainissement individuel dans le bassin versant du Léman. Mémoire de recherche, Master europ. ingén. environ., EPFL, Lausanne, 63 p. + annexes.
- PHILIP, H., RAMBAUD, A. et MAUNOIR, S. (1994) : Fonctionnement et performances des fosses septiques toutes eaux. TMS, N° 11, novembre 1994, 645-649.
- RUBATTEL, M. (1984) : Etude du fonctionnement d'installations d'épuration par lagunage et filtration par le sol. Rapp. éd. par SEPE, Epalinges, 60 p.
- VASEL, J.-L.(1992) : La fosse septique et les dispositifs d'épuration. Tribune de l'eau No 560/6, nov/déc 1992, 28-46.
- VIOGET, P., FIAUX, J.-J. et VALLIER, R. (1994): Stations d'épuration vaudoises: Bilans 1993. Rapport éd. par SEPE Vaud, Epalinges, 30 p. + annexes.
- VIOGET, P., FIAUX, J.-J. et PUIROUX, J.-N. (1995): Bilan de fonctionnement de l'assainissement autonome vaudois. Rapport éd. par SEPE, Epalinges, 40 p. + annexes.

ANNEXE

FRANCE

- . Arrêté du 3 mars 1982 (JO 6.4.82) modifié par les arrêtés du 14 septembre 1983 (JO du 16.10.83) et du 23 mars 1987 (JO du 7.4.87)
- . Circulaire du 28 mai 1984 (JO du 20.7.84) et Règlement Sanitaire Départemental Type; circulaire du 20 septembre 1985 (JO du 18.10.85)
- . Circulaire du 20 août 1984 (JO du 20.9. 84) modifiée par la circulaire du 20 septembre 1985 (JO du 18.10.85)
- . Articles L 111.4 et R 111.3 du Code de la Construction et de l'Habitat
- . Articles L1, L2 et L3 du Code de la Santé Publique
- . Normalisation AFNOR DTU 64.1 (12.92)
- . Loi sur l'eau du 3 janvier 1992 (JO du 4.1.92)
- . Décret N° 94 469 du 3 juin 1994 relatif à la collecte et au traitement des eaux usées (JO du 8.6.94)

Les arrêtés d'application de la loi sur l'eau concernant l'assainissement non collectif sont actuellement en cours d'élaboration.

SUISSE

- . Loi fédérale sur la protection des eaux du 24 janvier 1991 (art. 7, 11, 13, 17)
- . Ordonnance générale sur la protection des eaux du 19 juin 1972 - Etat au 1er avril 1993 (art. 15)
- . Ordonnance fédérale sur le déversement des eaux usées du 8 décembre 1975 (Annexe, coll. II)
- . Directives du VSA (Association suisse des professionnels de la protection des eaux) - nouvelle édition en préparation.

Vaud

- . Loi cantonale sur la protection des eaux contre la pollution du 17 septembre 1974
- . Règlement du 16 novembre 1979 d'application de la loi du 17 septembre 1974 sur la protection des eaux contre la pollution
- . Règlement sur la vidange et l'entretien des installations particulières d'épuration d'eaux usées ménagères et résiduares industrielles du 19 janvier 1994.

Valais

- . Loi cantonale sur la protection des eaux contre la pollution du 16 novembre 1978.

Genève

- . Loi sur l'eau L 2.05 du 5 juillet 1961 - nouvelle version dès le 24 mars 1990.

ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DES EAUX DU LÉMAN : DE L'APPROCHE DES SCIENTIFIQUES À LA PERCEPTION DES UTILISATEURS ¹

PAR

Estelle BALIAN et Guy BARROIN

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

RESUME

Cette étude a été réalisée à partir d'enquêtes auprès de scientifiques travaillant sur le milieu lacustre lémanique et d'utilisateurs du plan d'eau (alimentation en eau potable, pêche, baignade, navigation).

En ce qui concerne les critères scientifiques, l'évaluation de l'état trophique du lac peut montrer des décalages dans le temps suivant les compartiments considérés : physico-chimique ou biologique. L'approche scientifique actuelle du milieu lacustre impose souvent une vision compartimentée qui ne facilite pas l'utilisation pratique des résultats.

Suivant l'état du milieu, l'utilisateur du plan d'eau peut être perturbé dans son usage du lac. Ces usages sont variés et souvent incompatibles. Le lac doit au gré de chacun présenter une mosaïque variable de compositions de l'eau et de propriétés floristiques et faunistiques.

Certaines passerelles peuvent être mises en évidence entre les critères des utilisateurs et les mesures des scientifiques afin d'aider le gestionnaire, dont le dilemme est de contenter tous et chacun avec un milieu dont la complexité ne se plie aux volontés de personne.

En fait la communication entre les différents intervenants, scientifiques, gestionnaires et utilisateurs, constitue la clé d'une gestion réaliste d'un lac conciliant les usages souhaités et les caractéristiques du milieu.

1. INTRODUCTION

L'évaluation de la qualité de l'eau d'un lac ne prend généralement en compte que les paramètres scientifiques en raison de leur caractère objectif. Or, un lac tel que le Léman est soumis à diverses utilisations dont les impératifs de qualité, de nature subjective, ne coïncident pas forcément avec les critères scientifiques. Une étude a été menée en 1994 sur le Léman pour mettre en regard les critères de qualité des scientifiques et ceux des usagers et tenter de relier les uns aux autres (BALIAN, 1994).

¹ Résumé d'un travail de Diplôme d'Etudes Supérieures Spécialisées (DESS) des Universités de Caen et Rouen

La méthode de travail a associé une analyse bibliographique des rapports de la CIPEL à une enquête au moyen d'entretiens semi-directifs auprès des scientifiques chargés du suivi du lac et auprès de ses utilisateurs. La notion de qualité de l'eau abordée dans l'étude fait référence à l'état trophique en relation avec la pollution par les phosphates qui constitue la dégradation la plus courante des milieux aquatiques, le terme d'eutrophisation désignant le passage d'un état oligotrophe à un état eutrophe. Les principaux résultats de l'étude sont rapportés ci-dessous.

2. LES CRITERES DE QUALITE DES SCIENTIFIQUES

Les critères scientifiques sont considérés comme objectifs puisqu'ils découlent de paramètres mesurés selon des protocoles établis. Ces paramètres ne donnent pas la même évaluation de l'état trophique du lac selon qu'ils sont physico-chimiques ou biologiques. On constate :

- un décalage dans le temps. Pour le phytoplancton, les biomasses maximales et moyennes commencent à diminuer en 1986 alors que la concentration en phosphore est en baisse depuis 1980. De plus, la composition spécifique du phytoplancton montre toujours une grande instabilité. C'est le cas également pour le zooplancton et en particulier pour la communauté rotatorienne dont la variabilité interannuelle est très importante. La faune benthique réagit également avec retard aux changements physico-chimiques.
- un décalage dans l'espace. Le phytoplancton apparaît plus dense en zone littorale qu'en zone pélagique. Par ailleurs, les communautés de vers réagissent différemment suivant la profondeur et leur réponse à la diminution du phosphore est plus nette aux faibles profondeurs.

En fait, la chimie indique les causes de l'évolution tandis que la biologie est révélatrice des effets qui présentent une variabilité et un retard d'autant plus grands qu'on s'élève dans la pyramide trophique. Une seule station centrale de prélèvements pour les analyses physico-chimiques, et ceci pour évaluer l'état trophique, peut ne refléter que partiellement l'état général du lac. Par ailleurs, la compartimentation des études scientifiques conduit à obtenir de nombreux paramètres difficiles à utiliser séparément pour obtenir une évaluation cohérente, à moins qu'on ne construise des indices composés. Toutefois de tels indices ne sont pas d'un grand secours pour le gestionnaire car les usages et l'éventuelle détérioration de ces derniers ne sont pas pris en compte. D'autant plus qu'en utilisant des valeurs moyennes annuelles, les phénomènes ponctuels responsables de cette détérioration ne sont pas non plus pris en compte.

3. LES CRITERES DE QUALITE DES UTILISATEURS

Un plan d'eau n'est pas seulement un objet scientifique, il est soumis à des utilisations, donc aux exigences de qualité qu'elles imposent. Une enquête auprès des divers usagers a été effectuée pour connaître leurs critères (tableau 1). Ces usagers sont en général des professionnels dont l'expérience permet un recul que l'utilisateur occasionnel n'a pas. Cette approche est autorisée par le caractère qualitatif de l'information recherchée dans le cadre d'un travail exploratoire.

Description des critères des utilisateurs

Le tableau 2 résume les divers critères de qualité en fonction des utilisateurs. A noter que les critères de la pêche, en préférant une eau relativement fertile, s'opposent à ceux d'autres utilisations (alimentation en eau potable - AEP, baignade) qui réclament une eau pure. Au sein même des pêcheurs on voit se dessiner un conflit entre ceux qui s'intéressent aux cyprinidés (pour la quantité) et ceux qui s'intéressent aux salmonidés (pour la qualité), certains désirant les deux à la fois. Etant donné ces problèmes d'incompatibilité, il est impératif pour le gestionnaire d'établir très précisément son objectif de gestion dont dépend la qualité de l'eau et ce en accord avec les divers utilisateurs.

TABLEAU 1 - Sources d'information ayant servi à déterminer les critères de qualité des utilisateurs

Type d'utilisation	Sources d'information
Alimentation en Eau Potable (AEP)	. Service des Eaux de la Ville de Genève . Service des Eaux de la Ville d'Evian
Pêche	. Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêts de la Haute-Savoie (DDAF) - Pisciculture Domaniale de Rives à Thonon-les-Bains . Conseil Supérieur de la Pêche (CSP) . Pêcheurs amateurs
Baignade	. Place Municipale de Thonon-les-Bains . Service technique de la Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales de la Haute-Savoie (DDASS) . Baigneurs
Navigation de plaisance	. Plaisanciers
Cadre de vie - Esthétique	. Personnes interviewées pour les autres usagers

Variation des critères des utilisateurs

Les critères des utilisateurs varient, entre autres, selon la fréquence d'utilisation. Un utilisateur occasionnel a une perception instantanée et fragmentaire qu'il va généraliser dans l'espace et le temps. Par contre, l'utilisateur régulier a des critères plus "intégrateurs" car il a une meilleure connaissance des variations saisonnières et spatiales d'événements tels que les proliférations algales. Un autre facteur de variabilité est lié à l'accoutumance de l'utilisateur à un type d'eau qui lui sert de référence. S'il est habitué à des lacs oligotrophes, il sera plus exigeant sur la transparence et l'absence d'algues que s'il fréquente des lacs hypereutrophes.

Evolution du lac selon les utilisateurs

De 1957 à 1980, les baigneurs ont constaté une diminution de la transparence estivale et un développement des herbiers dans les zones de baignade. A la suite de proliférations phytoplanctoniques brunâtres, le changement de couleur des eaux du "Bleu Léman" a été particulièrement ressenti comme un indice de dégradation de la qualité des eaux.

Les traitements pour l'alimentation en eau potable ont été modifiés, ajoutant des étapes supplémentaires pour faire face aux problèmes posés par les développements bactériens et algaux. L'enrichissement du milieu a favorisé la pêche, notamment professionnelle en relation avec le développement du marché de la perche. Par contre les mauvaises conditions benthiques ont obligé à pallier les déficiences de la reproduction naturelle de l'omble chevalier par un fort alevinage.

Depuis 1980, les utilisateurs considèrent l'état du lac comme stationnaire. Les professionnels interrogés jugent la qualité actuelle des eaux globalement satisfaisante pour leur usage. Par contre les baigneurs et promeneurs occasionnels se montrent moins satisfaits notamment en ce qui concerne les zones littorales peu brassées où les algues s'accumulent.

4. COMPARAISON DES CRITERES DES UTILISATEURS ET CEUX DES SCIENTIFIQUES

Les critères des utilisateurs et ceux des scientifiques présentent des caractéristiques très différentes (tableau 3). Il est cependant possible d'établir quelques passerelles entre nuisances perçues et paramètres mesurés (tableau 4).

Tous les critères des utilisateurs ne sont pas transposables en langage scientifique, c'est le cas des débris flottants, de l'odeur (parfois reliée à la fermentation)... Certains critères des usagers ne sont pas étudiés car localisés sur les rives (macrophytes) ou considérés comme peu pertinents (état du sédiment). De plus, les seuils de nuisances sont difficiles à établir car ils varient selon les utilisateurs.

Ces quelques correspondances permettent cependant d'associer aux évaluations subjectives des utilisateurs des paramètres mesurables, d'où la création d'indices simples de nuisances intégrant la perception de l'utilisateur traduite en termes limnologiques (Phosphore total, chlorophylle *a*, transparence...). Des indices composés de détérioration des usages donnent un rôle beaucoup plus important à la qualité potentielle du lac et aux desiderata du public, l'indice d'état trophique n'étant plus alors qu'un élément parmi d'autres.

5. CONCLUSIONS

En ce qui concerne les critères scientifiques, les seules mesures physico-chimiques en un point central ne reflètent que partiellement l'état du lac : les paramètres biologiques répondent avec un décalage dans le temps et l'espace. Bien que de nombreuses divergences existent, il est possible de mettre en évidence des correspondances entre les critères des utilisateurs et les mesures des scientifiques. La perception des utilisateurs vient compléter le suivi scientifique. L'usager permet de fixer les objectifs de restauration d'un lac, le scientifique met en évidence les possibilités et les moyens nécessaires pour les atteindre. En fait, la communication entre les différents intervenants, scientifiques, gestionnaires et utilisateurs, est la clé d'une gestion réaliste d'un lac, conciliant les usages souhaités et les caractéristiques du milieu.

BIBLIOGRAPHIE

- BALIAN, E. (1994) : Evaluation de la qualité du Léman : de l'approche des scientifiques à la perception des utilisateurs. DESS Universités Caen/Rouen, 81 p.
- BURDEN, D.G. et MALONE, R.F. (1985) : Development of a condition index for Louisiana lakes. In : Lake and Reservoir management, Proc. 3rd Annual Conf., oct. 1984, Mc Afee, New Jersey, North Am. Lake Manag. Soc., 68-73.
- THORNTON, J.A. et MC MILLAN, PH. (1989) : Reconciling public opinion and water quality criteria in South Africa. Water S.A., 15 (4), 221-225.
- WALMSLEY, R.D. (1984) : A chlorophyll *a* trophic system for South African impoundments. J. Envir. Qual., 13, 97-104.

TABLEAU 2 - Critères de qualité des utilisateurs

BAIGNADE	PECHE	ALIMENTATION EN EAU POTABLE (AEP)	NAVIGATION (PLAISANCE)	CADRE DE VIE
<p>Piscine</p> <ul style="list-style-type: none"> - Matières en suspension (MES) (phytoplancton, ...) ⇒ Colmatage des filtres - Température <p>Lac</p> <ul style="list-style-type: none"> - Critères visuels <ul style="list-style-type: none"> · Clarté · Couleur ⇒ Transparence (> 1 m) · Algues filamenteuses · Débris flottants · Poissons morts - Composition du fond (sable, vase...) - Macrophytes - Odeur - Qualité sanitaire et parasites ("puces de canards") <p>Critères annexes*</p> <ul style="list-style-type: none"> - Aménagement et entretien des abords du lac et des plages (pelouses, galets, ramassage des ordures) 	<p>Professionnels</p> <ul style="list-style-type: none"> - Production piscicole et renouvellement des stocks - Abondance des espèces commercialisables (perche, corégone, truite, omble) ⇒ Productivité du milieu importante, mais oxygénation suffisante <p>Amateurs</p> <ul style="list-style-type: none"> - Abondance des espèces nobles (truite, omble) ⇒ Milieu bien oxygéné - Aménagement des rives (pontons) - Macrophytes <p>Nuisances générales</p> <ul style="list-style-type: none"> - Algues filamenteuses gênantes dans les filets ou pour les lignes - Pollutions accidentelles 	<ul style="list-style-type: none"> - Matières en suspension (MES) (quantité et qualité du phytoplancton) ⇒ Odeur, goût, couleur ⇒ Facilité et coût du traitement - Qualité bactériologique et métaux lourds 	<p>Critères liés au lac</p> <ul style="list-style-type: none"> - Débris flottants - Algues filamenteuses littorales - Substances salissant les coques de bateaux - Végétation portuaire <p>Critères annexes*</p> <ul style="list-style-type: none"> - Agrément esthétique du site - Intensité de la circulation portuaire - Aménagements portuaires 	<p>Critères visuels</p> <ul style="list-style-type: none"> - Couleur de l'eau et transparence - Prolifération d'algues et de macrophytes émergés près des berges <p>Critères annexes*</p> <ul style="list-style-type: none"> - Aménagement et entretien des rives (présence de détritius)

* Ces critères ne sont pas directement liés à la qualité de l'eau mais interviennent dans la perception globale de la qualité du lac et peuvent donc influencer le jugement de l'utilisateur.

TABLEAU 3 - Divergences entre les critères des utilisateurs et ceux des scientifiques

UTILISATEURS	SCIENTIFIQUES
- Qualité estimée	- Etat trophique évalué
- Sensibilité aux phénomènes extrêmes ⇒ Vision instantanée dans le temps	- Utilisation de valeurs moyennes ⇒ Vision intégrée dans le temps
- Critères difficilement quantifiables	- Critères généralement exprimés de façon numérique
- Variabilité des critères de qualité selon les types d'utilisations et les références régionales de l'utilisateur ⇒ Différentes qualités pour un même lac	- Variabilité des critères selon la spécialité du scientifique ⇒ Différents états trophiques pour un même lac
- Critères faisant appel aux sens	- Critères nécessitant des analyses
- Absence de véritables standards de qualité	- Etats trophiques déterminés en fonction de valeurs paramétriques
- Critères spécifiques au site	- Paramètres identiques pour tous les sites (Phosphore, Chlorophylle <i>a</i> , ...)
- Vocabulaire familier variant selon les utilisateurs ⇒ Difficulté de communication	- Vocabulaire scientifique universel ⇒ Facilité de communication
- Concerne surtout la zone littorale	- Concerne surtout une station centrale

TABLEAU 4 - Correspondances entre les nuisances perçues par les utilisateurs et les paramètres mesurés par les scientifiques

NUISANCES PERCUES	PARAMETRES MESURES (Seuils d'apparition de nuisances*)
- Abondance des algues	- Chlorophylle <i>a</i> (moyenne annuelle > 10 µg/l)
- Clarté de l'eau, MES	- Transparence au disque de Secchi (< 2 m)
- Qualité sanitaire	- Coliformes totaux (> 10'000 germes/ml) et fécaux
- Goût, couleur	- Types d'algues - Substances dissoutes (acides humiques)
- Poissons : Mortalité Espèces indésirables	- Oxygène dissous (< 4 mg/l) - Nutriments

* Les indications données dans le tableau sont les valeurs les plus souvent rencontrées lors de l'étude bibliographique (THORNTON et MCMILLAN, 1989; WALMSLEY, 1984; BURDEN et al., 1985)