

SOMMAIRE

RESUME ET CONCLUSIONS GENERALES	9
1. METEOROLOGIE	13
1. Introduction	13
2. Température de l'air	13
3. Pluviométrie	15
4. Insolation	17
5. Rayonnement	19
6. Vent	21
7. Conclusions	22
2. EVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LEMAN	23
1. Méthodes	24
2. Régime thermique et influence sur la stratification ou le mélange des eaux	26
3. Evolution saisonnière dans les couches superficielles	28
4. Evolution saisonnière dans les couches profondes	33
5. Evolution interannuelle des principaux éléments	38
6. Conclusions	43
- Bibliographie	44
3. RECHERCHE DE METAUX ET DE QUELQUES MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS L'EAU DU LEMAN	45
1. Introduction	45
2. Echantillonnage et recherches effectuées	45
3. Méthodologie	46
4. Résultats	46
5. Conclusions	47
- Bibliographie	52
4. EVOLUTION DU PHYTOPLANCTON DU LEMAN	53
1. Introduction	53
2. Méthodes	53
3. Phytoplancton	54
4. Conclusions	61

5.	EVOLUTION DU ZOOPLANCTON DU LEMAN	63
1.	Introduction	63
2.	Méthodes	63
3.	Biovolume sédimenté	64
4.	Composition de la biocénose zooplanctonique	65
5.	Remarques générales sur le zooplancton en 1990	73
6.	Conclusions	74
-	Bibliographie	75
6.	EVOLUTION DE LA PRODUCTION PRIMAIRE OU PRODUCTION ORGANIQUE DANS LE LEMAN	77
.	Introduction	77
.	Méthodes	78
.	Profils verticaux	78
.	Variations saisonnières	78
.	Production annuelle	81
.	Conclusions	82
.	Bibliographie	82
7.	LE BACTERIOPLANCTON DU LEMAN	83
1.	Méthodes	83
2.	Résultats	84
3.	Conclusions	87
-	Bibliographie	89
8.	ETAT DU LEMAN INDIQUE PAR LES COMMUNAUTES DE VERS	91
1.	Introduction	91
2.	Stations et méthodes	92
3.	Résultats	92
4.	Discussion	96
5.	Conclusions	97
-	Bibliographie	98
9.	ESTIMATION DE LA DYNAMIQUE DU PHOSPHORE A PARTIR DE LA RELATION PHOSPHORE-OXYGENE EN ZONE PROFONDE	99
1.	Introduction	99
2.	Méthode	100
3.	Résultats pour l'année 1990	100
4.	Conclusions	104
-	Bibliographie	104

10.	ETUDE DES AFFLUENTS DU LEMAN ET DE SON EMISSAIRE	105
1.	Généralités	106
2.	Débits des affluents et de l'émissaire	106
3.	Apports annuels et composition de l'eau des affluents principaux	108
4.	Etude des affluents secondaires	123
5.	Bassin versant du Rhône de Genève à Chancy	125
6.	Conclusions	127
-	Bibliographie	128
11.	FLUX PARTICULAIRES DE QUELQUES NUTRIMENTS ET METAUX DANS LES SUSPENSIONS DU RHONE PRES DE SON EMBOUCHURE DANS LE LEMAN	129
1.	Introduction	130
2.	Méthodologie	130
3.	Résultats	133
4.	Conclusions	140
-	Bibliographie	140
12.	POLYCHLOROBIPHENYLES, PESTICIDES CHLORES ET PHOSPHORES DANS LES SEDIMENTS DES AFFLUENTS DU LEMAN	141
1.	Introduction	141
2.	Méthodologie	142
3.	Résultats	143
4.	Conclusions	147
-	Bibliographie	148
13.	METAUX LOURDS DANS LES SEDIMENTS DES RIVIERES DU BASSIN LEMANIQUE SUISSE	149
1.	Introduction générale	149
2.	Méthodologie	150
3.	Le Rhône amont et les affluents valaisans	153
4.	Autres affluents du Léman, le Rhône aval et ses affluents	161
5.	Conclusions	166
-	Bibliographie	166
14.	ETAT DES AFFLUENTS VAUDOIS DU BASSIN DU LEMAN INDIQUE PAR LES COMMUNAUTES D'INVERTEBRES	167
1.	Introduction	167
2.	Stations et méthodes	168
3.	Résultats	170
4.	Conclusions	172
-	Bibliographie	172

15.	QUALITE BIOLOGIQUE DES AFFLUENTS GENEVOIS DU LAC LEMAN, DU RHONE ET DE L'ARVE	173
	1. Introduction	173
	2. Stations et méthodes	174
	3. Résultats	176
	4. Conclusions	181
	- Bibliographie	182
16.	CONTROLES DES STATIONS D'EPURATION	183
	1. Introduction	183
	2. Population raccordée, capacité des STEP et fréquence des contrôles	185
	3. Normes de rejet et rendement d'épuration. Résultats par bassin versant	190
	4. Flux de pollution et apports au lac par les STEP et leur réseau	199
	5. Charges spécifiques journalières	202
	6. Conclusions	204
	- Bibliographie	206
17.	PREMIERS RESULTATS DE L'ESTIMATION DES REJETS DE PHOSPHORE D'ORIGINE NON DOMESTIQUE	207
	1. Apports en phosphore dans le bassin lémanique et historique de l'étude	207
	2. Description générale du projet	209
	3. Résultats	210
	4. Conclusions	217
	- Bibliographie	218
18.	AIDE A LA CIRCULATION DES EAUX DU LEMAN	219
-	LISTE DES AUTEURS	221

RESUME ET CONCLUSIONS GENERALES

Campagne 1990

PAR

GRUPE DE TRAVAIL PROGRAMME QUINQUENNAL ET RAPPORTS

LAC

L'hiver doux (1989-1990) n'a pas permis le brassage complet des eaux du lac. En conséquence, la réoxygénation des eaux profondes n'a pas été réalisée (figure 1). Cette situation se reproduit pour la quatrième année consécutive.

Un printemps exceptionnellement précoce et chaud a provoqué une forte croissance d'algues microscopiques, spécialement dans le Petit Lac. Ce phénomène a engendré une nuisance importante dans le cadre de la distribution d'eau potable à Genève à fin mars 1990.

Après cette poussée printanière spectaculaire, la croissance du plancton est restée modérée pendant le reste de l'année du fait des faibles teneurs en phosphore dans les eaux superficielles, où se développe le plancton. Les espèces de petites tailles ont dominé durant l'année 1990 ce qui a provoqué une baisse de la transparence des eaux.

La limitation de la croissance des algues en surface pendant l'été et l'évolution du type d'algues vers des algues de petites tailles a eu pour conséquence une baisse des apports de matière organique dans les eaux du fond. La consommation d'oxygène nécessaire à la minéralisation de cette matière organique s'en est trouvée très heureusement limitée.

De ce fait, et en raison probablement de l'évolution du pouvoir fixateur du sédiment, la diffusion du phosphore depuis le fond a été relativement faible.

Pour l'ensemble du lac, l'évolution à la baisse des concentrations en phosphore se poursuit (moyenne annuelle pondérée, pour le phosphore total : $55.3 \mu\text{g P/l}$ et pour le phosphore dissous : $48.3 \mu\text{g P/l}$) (figure 2). Il est à relever que dans les eaux superficielles (0 - 10 mètres), la teneur en orthophosphates (phosphore dissous) est pratiquement nulle de mai à novembre (figure 3).

Les concentrations en azote dans les eaux du lac restent stables.

Pour les métaux traces analysés, les concentrations observées n'évoluent guère et satisfont bien aux exigences requises pour les eaux de boisson.

Des herbicides du type triazines sont toujours détectés dans les eaux du lac.

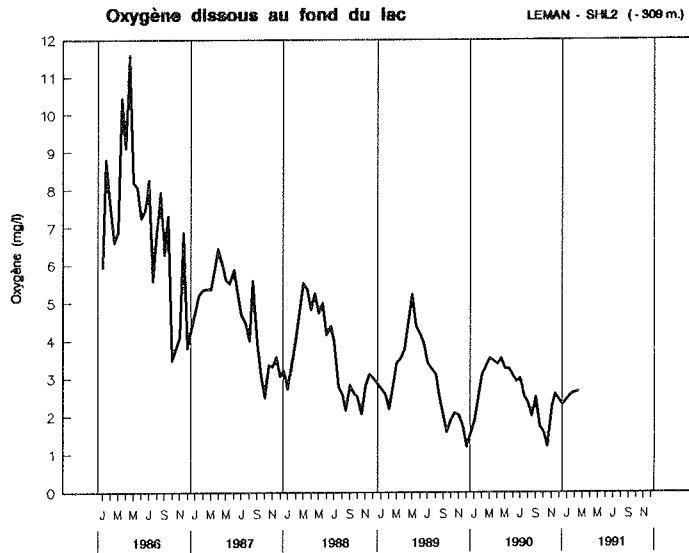


FIGURE 1

FIGURE 2

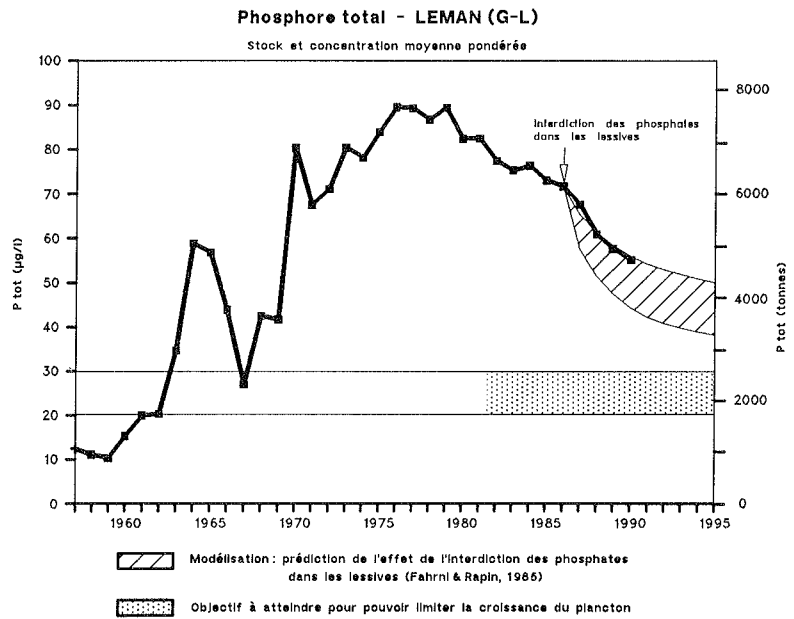
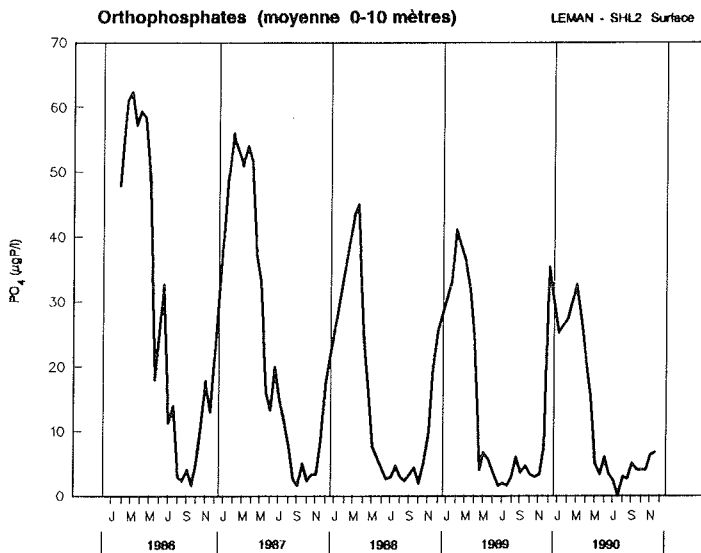


FIGURE 3



BASSIN VERSANT

Les apports hydriques se sont ressentis de la forte pluviosité annuelle et en conséquence les flux d'éléments particuliers sont en hausse.

Le bilan des apports en phosphore durant l'année 1990 se présente comme suit :

	Phosphore dissous (PO ₄) directement disponible pour les algues (tonnes)	Phosphore total (tonnes)
Apports par les quatre affluents principaux (Rhône + Dranse + Aubonne + Venoge) ¹	82	1'032
Apports par neuf affluents secondaires	21	83
Apports par les stations d'épuration rejetant leurs eaux traitées directement au lac ou dans des rivières non prises en compte (+ estimation des déversoirs d'orage)	36	110
Apports atmosphériques ²	20	30
	159	1'255

Dans la recherche des origines du phosphore, la part de cet élément rejetée par les industries et l'artisanat a été estimée à 12 tonnes. L'étude a permis également de mettre en évidence des rejets liés aux activités d'élevage.

En ce qui concerne la gestion des eaux usées, les problèmes principaux sont liés à la nature et à l'état des réseaux qui véhiculent trop d'eaux propres qui n'ont rien à y faire.

Sur les 207 stations d'épuration (STEP) du bassin de la CIPEL, la moitié environ ont fait l'objet de contrôles selon les recommandations de la Commission internationale (minimum de 4 contrôles sur 24 heures par année). Cette proportion correspond cependant à 85 % de la population raccordée.

Pour le bassin versant du lac, 72 % des STEP sont équipées pour la déphosphatation et traitent ainsi l'équivalent de 95 % de la population raccordée.

Concernant la contamination des sédiments des rivières par les métaux lourds, une légère amélioration est constatée. Cependant, il existe toujours des problèmes importants dans certains petits cours d'eau. Pour les polychlorobiphényles (PCB) il n'est pas constaté d'amélioration généralisée malgré leur limitation d'emploi.

A l'embouchure, les principaux affluents du Léman, du Rhône et de l'Arve présentent le plus souvent une qualité biologique médiocre à mauvaise.

¹ Dans les apports des quatre affluents principaux, environ 20 tonnes de phosphore dissous et 60 tonnes de phosphore total sont dus aux déversoirs d'orage et aux STEP rejetant dans ces bassins.

² Non mesurés en 1990, valeurs de 1989

CONCLUSIONS

Les principaux points positifs suivants sont relevés :

- . baisse des teneurs en phosphore dans le lac
- . stabilisation des teneurs en azote dans le lac
- . limitation de la croissance algale en été
- . baisse des apports en matière organique vers le fond
- . baisse de la consommation de l'oxygène dans les eaux du fond
- . faible relargage du phosphore depuis les sédiments
- . stabilisation ou baisse de la contamination par les métaux lourds.

En revanche, les points négatifs sont les suivants :

- . teneurs en oxygène trop faibles dans les eaux profondes
- . production algale encore trop importante
- . présence de certains herbicides dans les eaux
- . évolution des communautés de vers vivant dans les sédiments du lac ne reflétant pas encore l'amélioration chimique des eaux
- . persistance de la contamination des sédiments de rivière par les polychlorobiphényles (PCB)
- . état biologique des rivières en général médiocre à mauvais
- . contrôle des stations d'épuration insatisfaisant, particulièrement sur le bassin du Rhône aval.

La qualité chimique des eaux du Léman s'est améliorée ces dernières années. Cette amélioration commence seulement à se répercuter au niveau du plancton, mais cette amélioration n'est cependant pas encore suffisante pour influencer de façon significative la faune des sédiments. Il faut signaler que la biologie ne réagit pas immédiatement à toute amélioration de la qualité chimique des eaux.

Actuellement, le Léman reste encore dans un état méso-eutrophe.

METEOROLOGIE

CAMPAGNE 1990

PAR

Alain ORAND et Jean GAGNAIRE

INSTITUT DE LIMNOLOGIE (INRA) - 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.

Sur le plan de la température moyenne annuelle de l'air, du fait des moyennes élevées des mois de février, mars et mai, l'année 1990 est une année exceptionnelle. La pluviométrie est forte, répartie sur toute l'année avec des totaux, pour 6 des 12 mois, supérieurs à la normale. L'insolation atteint à peine la valeur moyenne, en raison, en particulier, de deux mois déficitaires, avril et juin. Ce déficit est en partie compensé par un exceptionnel mois de mai. La remarque est la même pour le rayonnement global, le total du mois de mai pour ce facteur dépassant celui du mois d'août dans toutes les stations climatiques du bord du lac. Malgré de longues périodes de vent fort au cours des mois de février et mars qui auraient dû induire un brassage des eaux, celui-ci n'a pas eu lieu du fait des températures de l'air (et de l'eau) supérieures aux normales saisonnières.

1. INTRODUCTION

Pas de modifications du réseau de mesures, 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. Le rapport portera sur l'examen de 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)

En 1988 et en 1989, la moyenne annuelle de 11.2 °C correspondait à un record des 40 dernières années. La moyenne annuelle de 1990 dépasse encore cette valeur et avec 11.4 °C constitue le nouveau record. La moyenne interannuelle établie sur 15 ans (1970-1984) est de 10.5 °C. A la station météorologique de Thonon-INRA, les moyennes des mois de février, mars et mai sont largement supérieures aux moyennes mensuelles des 15 ans avec respectivement + 4.3 °C en février, + 1.9 en mars et + 2.9 en mai. Sur l'ensemble du Département de la Haute-Savoie, les résultats mensuels ont été excédentaires les mois de janvier, février, mars, mai, juillet et octobre.

Les résultats des cinq stations réparties autour du Léman que nous avons pris en considération sont très voisins les uns des autres, Thonon donnant les résultats les plus forts, Genève et Changins les plus faibles.

TABLEAU 1 - TEMPERATURE DE L'AIR (°C) - 1990

	GENEVE	CHANGINS	PULLY	MONTREUX	THONON
JANVIER	1.6	1.8	2.8	2.7	2.7
FEVRIER	6.9	6.8	7.4	7.3	7.6
MARS	7.7	7.9	8.1	7.9	7.7
AVRIL	8.4	8.4	8.3	8.7	8.4
MAI	15.8	15.9	15.9	16.5	16.1
JUIN	16.6	16.2	16.1	****	16.7
JUILLET	20.0	20.1	19.9	20.3	20.1
AOUT	20.3	20.2	20.2	20.2	20.3
SEPTEMBRE	15.3	15.4	15.4	15.8	15.8
OCTOBRE	12.1	12.1	12.5	****	12.9
NOVEMBRE	5.7	5.8	6.0	6.0	6.6
DECEMBRE	1.3	1.7	1.5	1.2	2.1
MOYENNE	11.0	11.0	11.2	****	11.4

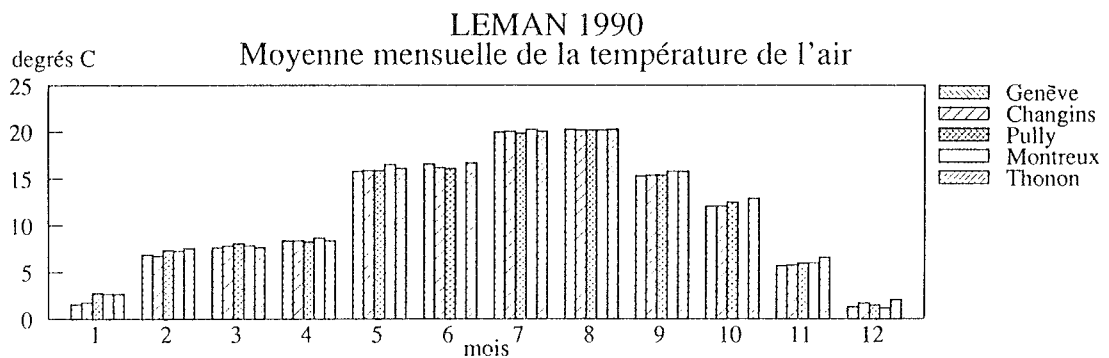


FIGURE 1.1

Variations interannuelles de la température
THONON 1971-1990

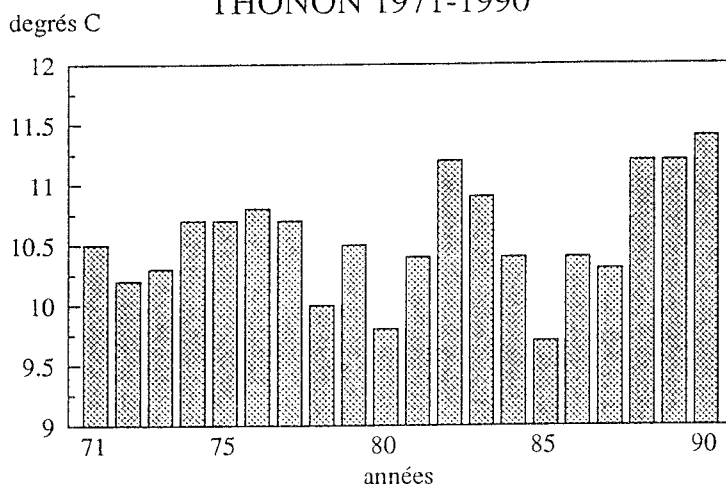


FIGURE 1.2

3. PLUVIOMETRIE (figures 2.1 et 2.2)

A l'inverse de 1989, année particulièrement sèche avec des totaux annuels de pluviométrie à peine supérieurs à ceux des années 1971 et 1972, l'année 1990 peut être considérée comme une année de forte pluviométrie. Le total annuel de 1141.6 mm d'eau relevée à la station de Thonon la situe au 2ème rang des années humides derrière l'année 1977. Par rapport à la période 1951-1988, les pluies mensuelles de 1990 sont déficitaires en janvier, mars, août, septembre et décembre mais par contre dépassent fortement les moyennes mensuelles normales en février (+ 83 mm), avril (+ 45 mm), juin (+ 130 mm), juillet (+ 45 mm), octobre (+ 45 mm) et en novembre (+ 50 mm). Pour les quatre stations suisses, on constate toujours la même gradation d'ouest en est aussi bien au plan annuel qu'au plan mensuel. Montreux est la station où la pluviométrie est la plus importante et Thonon celle dont les résultats sont les plus proches de la moyenne interstation (1164.6 mm).

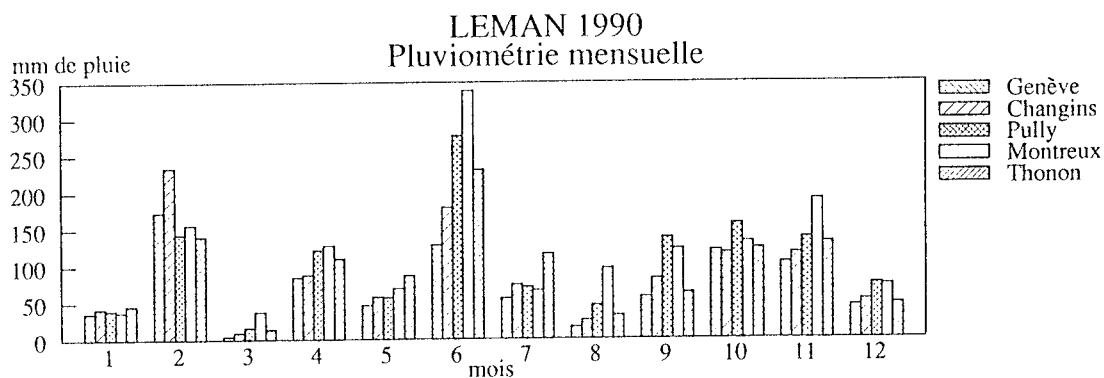


FIGURE 2.1

TABLEAU 2 - PLUVIOMETRIE (mm) - 1990

	GENEVE	CHANGINS	PULLY	MONTREUX	THONON
JANVIER	36.7	42.3	40.4	37.8	46.0
FEVRIER	173.6	233.9	143.5	156.4	140.5
MARS	4.6	9.4	16.1	37.9	14.1
AVRIL	84.8	88.0	121.9	128.0	110.0
MAI	46.5	57.4	57.1	68.9	87.0
JUIN	128.7	179.7	277.3	338.4	231.0
JUILLET	55.4	74.4	71.1	66.4	116.5
AOUT	16.4	25.6	45.9	96.2	32.0
SEPTEMBRE	57.8	82.3	138.1	122.5	62.5
OCTOBRE	120.3	116.9	156.6	132.3	123.0
NOVEMBRE	103.6	117.1	138.0	189.9	131.5
DECEMBRE	44.9	52.6	75.0	73.0	47.5
TOTAL	873.3	1079.6	1281.0	1447.7	1141.6

Variations interannuelles de la pluviométrie
THONON 1971-1990

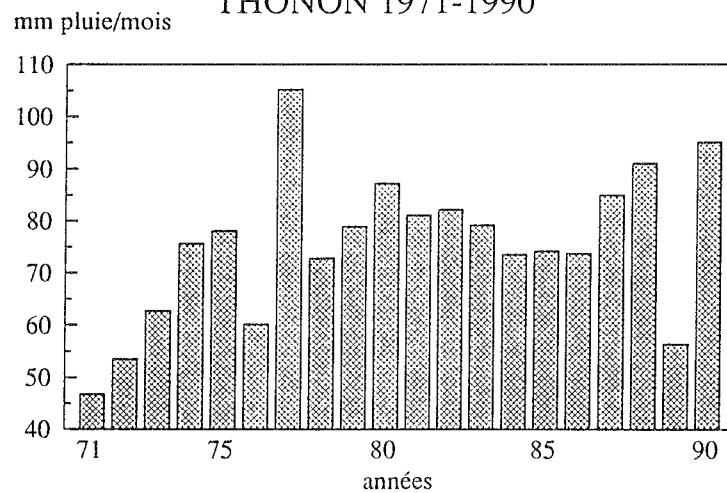


FIGURE 2.2

4. INSOLATION (figures 3.1 et 3.2)

A la station de Thonon-INRA, le nombre d'heures d'insolation est de 1821.1 h pour l'année 1990. Ce résultat est proche de la moyenne (1933.6 établie sur les 20 dernières années - 14ème rang). Il faut remonter à 1983 pour retrouver un total annuel supérieur. Au plan mensuel, par rapport à l'année moyenne, l'année 1990 est marquée par les résultats faibles du mois d'avril (- 59 h) et juin (- 41 h) compensés en partie par le total du mois de mai (+ 40 h). A la station de Thonon, l'insolation de ce mois dépasse la valeur obtenue en août !

Pully est, comme les années précédentes, la station la plus ensoleillée et Montreux, malgré l'absence de résultats au mois d'octobre et de décembre reste la station la moins ensoleillée au plan mensuel (excepté en janvier et novembre).

TABLEAU 3 - INSOLATION (heures) - 1990

	GENEVE	CHANGINS	PULLY	MONTREUX	THONON
JANVIER	65.9	63.9	100.3	104.7	49.8
FEVRIER	111.6	118.0	116.4	92.7	90.5
MARS	182.7	188.0	205.3	157.1	160.8
AVRIL	129.4	133.9	146.2	117.0	150.7
MAI	238.9	253.5	258.7	192.2	256.8
JUIN	198.0	195.5	187.0	137.9	208.2
JUILLET	304.2	307.5	297.0	237.2	284.9
AOÛT	280.0	275.1	283.2	238.2	240.3
SEPTEMBRE	226.3	226.0	220.2	170.1	198.9
OCTOBRE	115.8	119.2	122.1	*****	95.6
NOVEMBRE	44.5	54.0	74.1	59.3	41.6
DECEMBRE	68.8	79.8	82.0	*****	43.0
TOTAL	1966.1	2014.4	2092.5	*****	1821.1

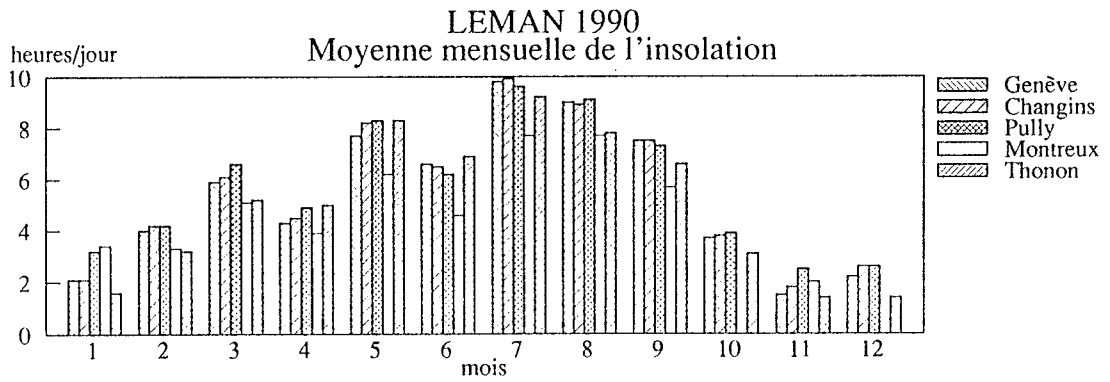


FIGURE 3.1

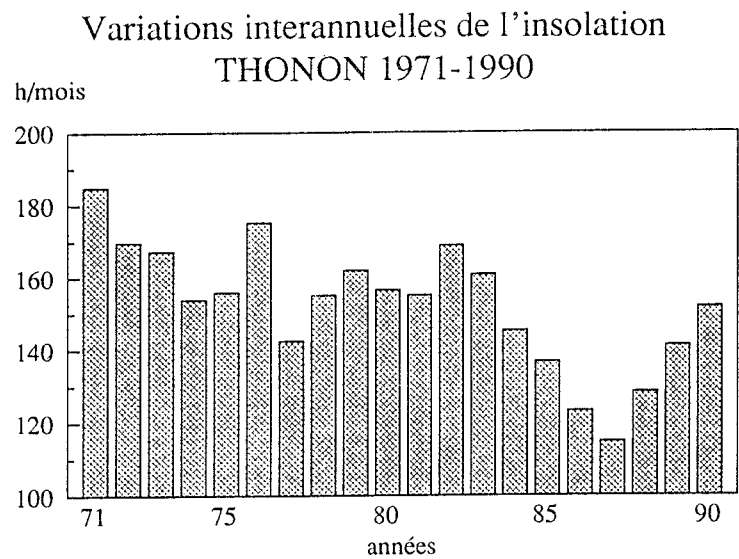


FIGURE 3.2

5. RAYONNEMENT (figures 4.1 et 4.2)

L'année 1990 est, pour ce paramètre, plutôt une année moyenne puisque la moyenne annuelle se classe au 6ème rang des 20 dernières années.

Les constatations faites sur le paramètre d'insolation sont tout aussi valables pour le rayonnement. Ainsi, l'année 1990 se caractérise à la station de Thonon comme une année plutôt au-dessus de la moyenne avec, au plan mensuel, les moyennes des mois d'avril et juin faibles et par contre la moyenne du mois de mai plus forte que celle obtenue au mois d'août.

Pully est la station qui reçoit le plus d'énergie et la station de Genève-Cointrin donne des résultats très voisins de la moyenne interstation.

TABLEAU 4 - RAYONNEMENT GLOBAL (MJ/m².j) - 1990

	GENEVE	CHANGINS	PULLY	THONON
JANVIER	3.6	3.5	4.5	3.1
FEVRIER	6.2	6.4	6.3	6.1
MARS	11.7	11.9	12.6	11.2
AVRIL	13.1	13.5	13.5	13.3
MAI	20.2	21.1	21.3	20.7
JUIN	18.5	18.2	17.7	18.6
JUILLET	22.4	23.0	22.6	22.4
AOUT	18.6	19.0	19.2	18.3
SEPTEMBRE	14.1	14.6	14.4	14.3
OCTOBRE	7.7	7.7	7.8	6.8
NOVEMBRE	3.9	3.8	4.2	3.2
DECEMBRE	3.5	3.7	3.7	2.6
MOYENNE	12.0	12.2	12.3	11.7

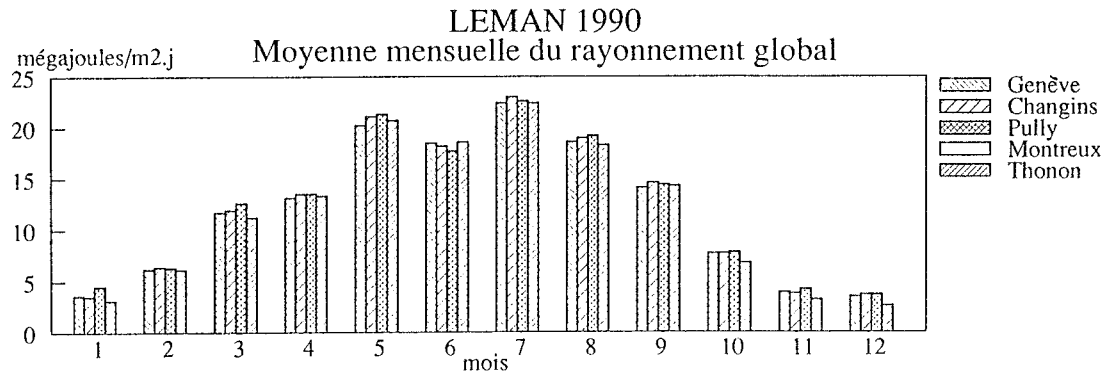


FIGURE 4.1

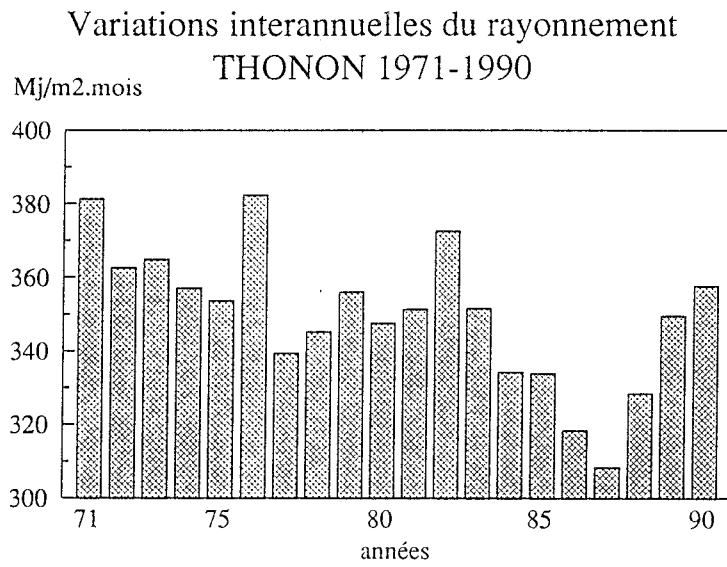


FIGURE 4.2

6. VENT (figures 5.1, 5.2 et 5.3)

Rappel : Les relevés de la force et de la direction du vent sont faits à heure fixe pour les stations météorologiques suisses (1 h, 7 h, 13 h, 19 h) et en continu pour la station de Thonon. Dans la figure 5.1 il faut donc lire : vitesse instantanée pour Genève, Changins, Pully et Montreux et vitesse moyenne pour la station de Thonon.

Changins est habituellement la station la plus ventée des 5 stations considérées. Cette prédominance n'a pas changé en 1990, bien que les moyennes mensuelles à Genève-Cointrin soient très voisines et même certains mois légèrement supérieures. Le choix de la valeur instantanée à 13 h comme valeur la plus élevée de la journée se confirme aussi cette année avec une seule exception, celle du mois de mai où la vitesse du vent à 19 h est un peu plus élevée.

Si l'on considère donc la station de Changins et la vitesse du vent à 13 h, on constate que les périodes de vent fort se placent plutôt en hiver et au début du printemps. Il en est ainsi fin février avec 9.8 m/s le 26, fin mars avec 10.8 m/s le 27 et début décembre où le vent culmine à 12.9 m/s le 1er décembre.

Des périodes de vent violent d'assez courte durée ont lieu plutôt en été, cela a été le cas le 11 juillet avec la vitesse instantanée maximum de l'année : 14.4 m/s.

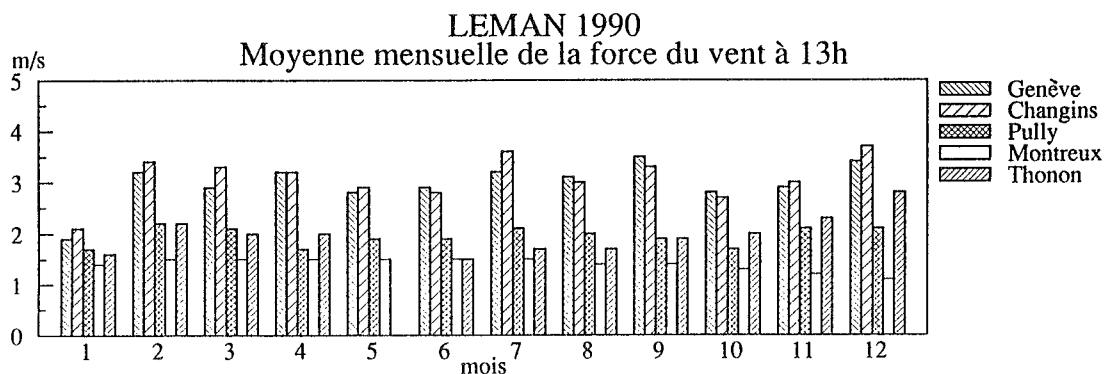


FIGURE 5.1

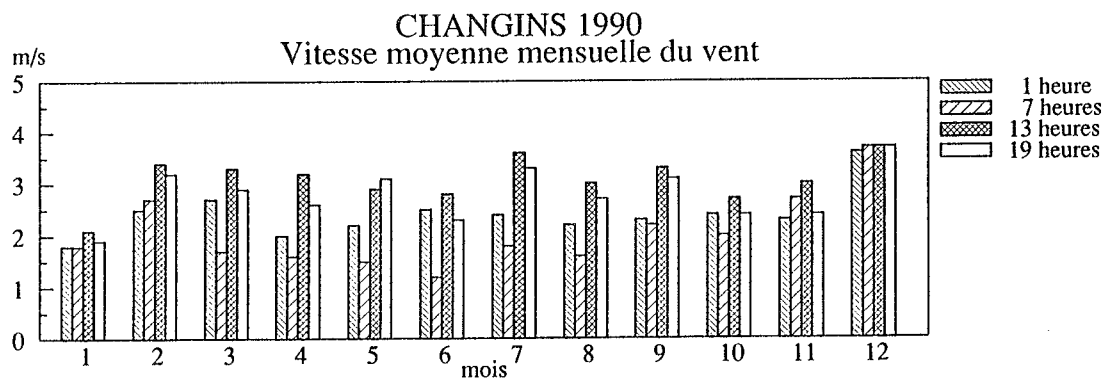


FIGURE 5.2

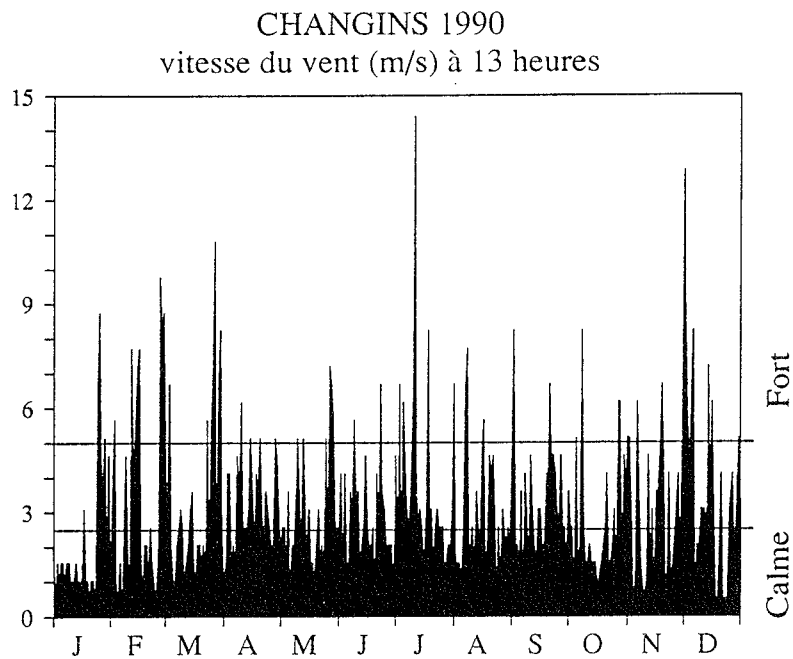


FIGURE 5.3

7. CONCLUSIONS

L'année 1990 est exceptionnelle sur le plan de la température de l'air, elle est l'année record des 40 dernières années. Elle a, en outre, bénéficié d'une forte pluviométrie qui a permis de remonter, partiellement, le niveau des nappes, effaçant ainsi une partie des effets de l'année sèche précédente. Enfin, elle est moyenne pour les paramètres énergétiques que sont l'insolation et le rayonnement global. Les périodes de vent violent qui ont eu lieu en février et mars au moment où la température de l'air était relativement élevée n'ont pu provoquer un brassage important des eaux.

EVOLUTION PHYSICO-CHEMIQUE DES EAUX DU LEMAN

CAMPAGNE 1990

PAR

Paul BLANC

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

Claude CORVI

SERVICE DU CHIMISTE CANTONAL - CH 1211 GENEVE 4

François RAPIN

COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LEMAN

CH 1000 LAUSANNE 12

RESUME

Pour la 4e année consécutive, l'année 1990 est à nouveau marquée par un hiver très 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 a atteint cent mètres de profondeur et par conséquent la réoxygénation des eaux profondes n'a pas été réalisée. Conséquence de cette situation défavorable, la concentration en oxygène des eaux du fond n'atteint pas 4 mg/l à la fin de l'hiver et chutera à 1.22 mg/l en octobre 1990.

Suite à l'hiver très doux, au cours duquel la température moyenne hebdomadaire de l'air n'a jamais été négative, les eaux du lac se sont réchauffées très rapidement dès le début mars.

Pour l'ensemble du lac, le réchauffement observé depuis 1987 s'est poursuivi : la température moyenne annuelle pondérée atteint 6.79 °C (+ 0.81 °C par rapport à 1987). Il a été mesuré le 6 août 1990 un record de température de 24.1 °C dans les eaux de surface au centre du lac.

L'activité biologique s'est manifestée très tôt au printemps dans les tous premiers mètres et a continué tard dans l'automne, conduisant à une consommation quasi totale des orthophosphates dans toute la couche euphotique (0 à 20 m).

Au déficit en oxygène des eaux du fond correspond une augmentation de la teneur en orthophosphates diffusant du sédiment. Toutefois cette diffusion est plus faible que celle de l'an dernier.

On constate une très nette baisse, depuis 1986, des teneurs en carbone organique particulaire et en azote particulaire dans les eaux du fond.

La diminution du stock de phosphore se poursuit. Ce stock est de 4'740 tonnes contre 4'995 tonnes l'année précédente. Les concentrations moyennes annuelles sont de 55.3 µg P/l pour le phosphore total et de 48.3 µg P/l pour le phosphore dissous. Ces teneurs restent cependant trop élevées pour assurer à long terme une chute de la production algale.

1. METHODES

La station de mesure des paramètres physico-chimiques est située au centre du Grand Lac entre Evian et Lausanne (SHL 2, figure 1) et correspond à la partie la plus profonde du lac (- 309.7 m). Cette station a été admise comme représentative du Grand Lac au point de vue physico-chimique.

Profondeurs et fréquence d'échantillonnage

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

0 - 2.5 - 5 - 7.5 - 10 - 15 - 20 - 30 - 50 - 100 - 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 :

280 - 285 - 290 - 295 - 300 - 305 m.

La fréquence des prélèvements est adaptée au cycle biologique du lac : 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 1990.

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 à 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 où participent 10 à 14 laboratoires (c.f. : RAPIN et BLANC, 1988). En 1990, les résultats analytiques sont bons et concordants.

Les analyses de quelques éléments sous forme particulière dans la colonne d'eau ont été poursuivies en 1990, soit : carbone organique particulière, phosphore particulière et azote particulière.

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

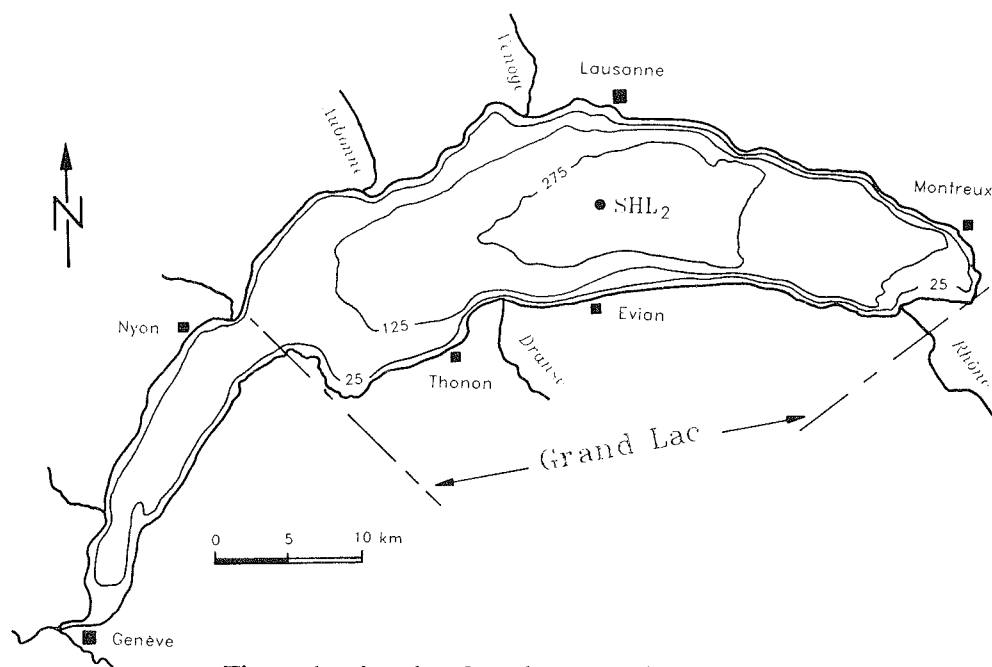


Figure 1 : situation du point de prélèvement

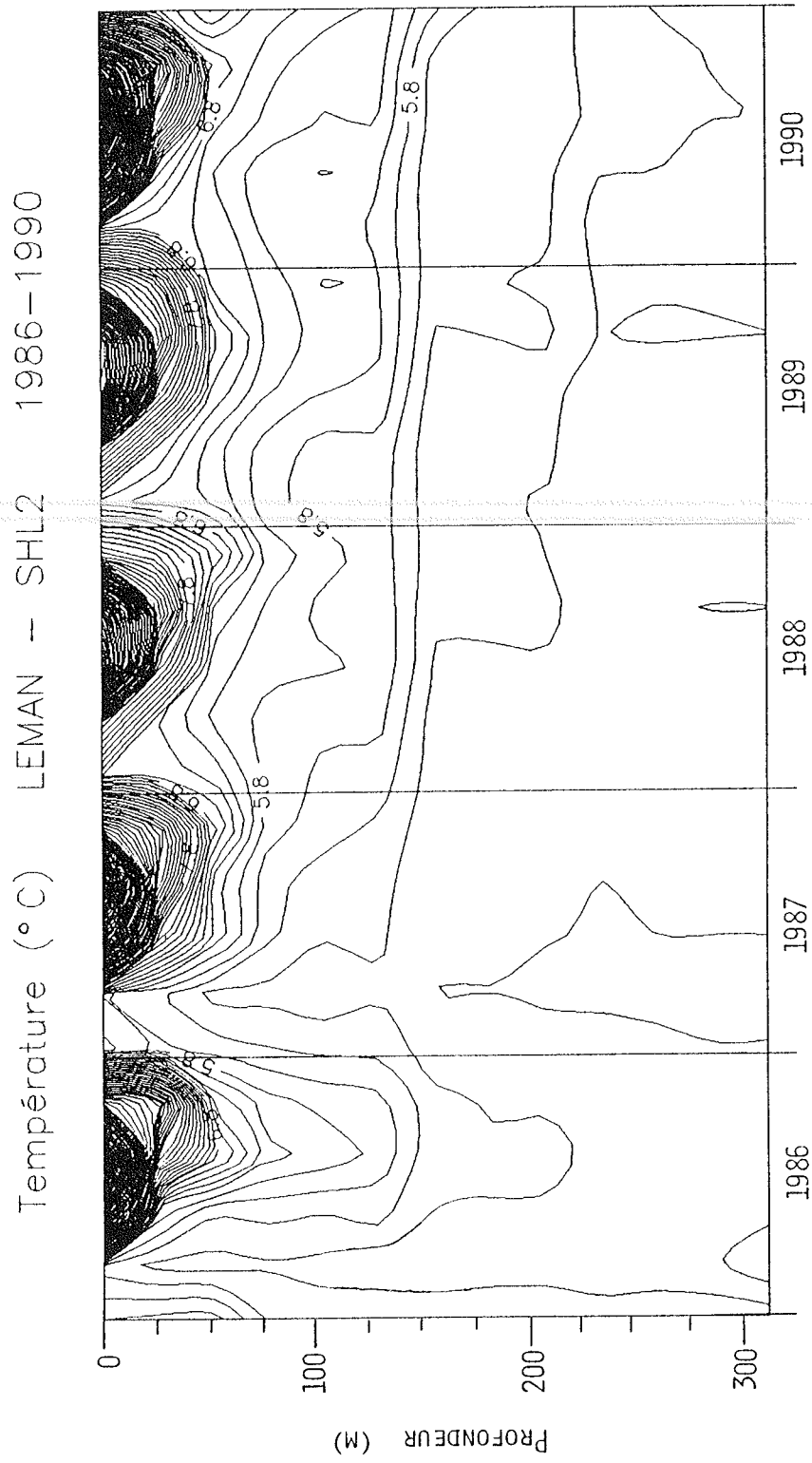


Figure 2 : Température des eaux du Léman (SHL 2)

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

Les isothermes de la figure 2 montrent que cette année encore le brassage hivernal a été très limité, la circulation des eaux ayant tout juste atteint la profondeur de 100 m. De ce fait, les eaux profondes n'ont pas pu être réoxygénées (figure 4). Dans la couche 0 à 50 m la température la plus basse a été relevée le 5 mars 1990 avec 6.6 °C, soit une augmentation de 0.5 °C par rapport à la température la plus basse observée dans la couche 0 - 30 m le 13 février 1989. Le réchauffement des couches superficielles du lac se poursuit et s'accroît.

Pour l'ensemble du lac, le réchauffement s'est accentué puisque la température moyenne annuelle pondérée est passée de 6.50 °C en 1989 à 6.79 °C en 1990. Ce réchauffement a aussi touché les couches les plus profondes qui voient leur température augmenter de 0.1 °C (figure 3).

A noter la température record de 24.1 °C observée en surface le 6 août 1990.

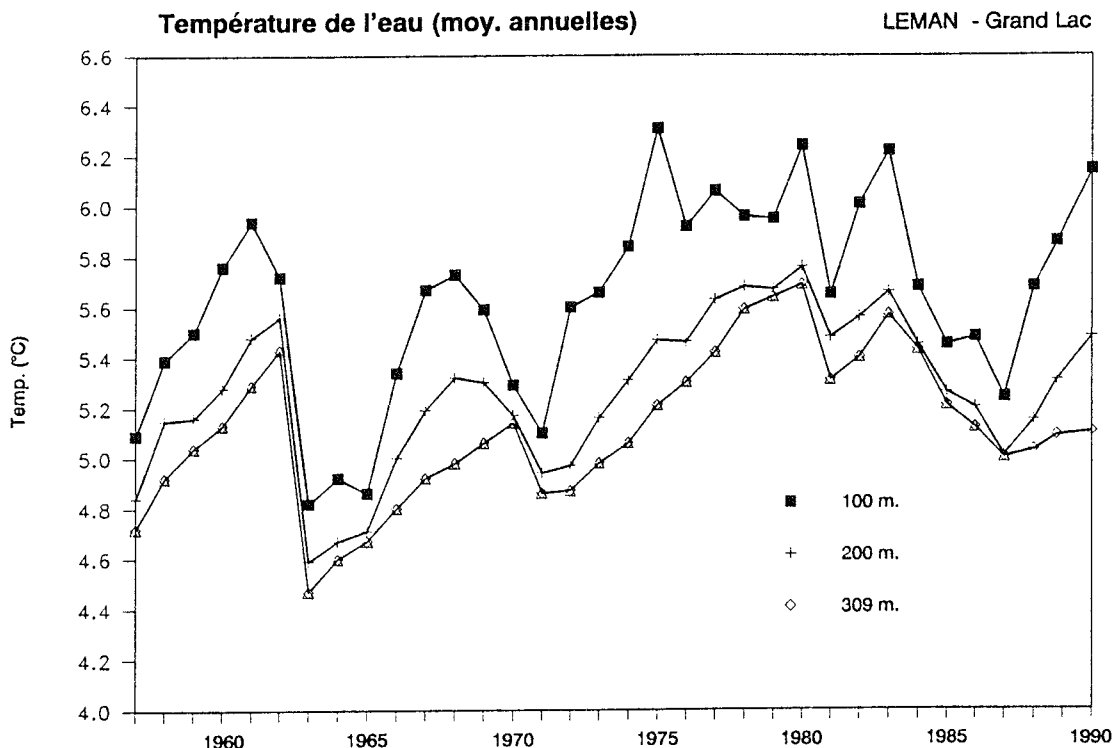


Figure 3 : Evolution de la température moyenne annuelle de l'eau à 100, 200 et 309 mètres de profondeur

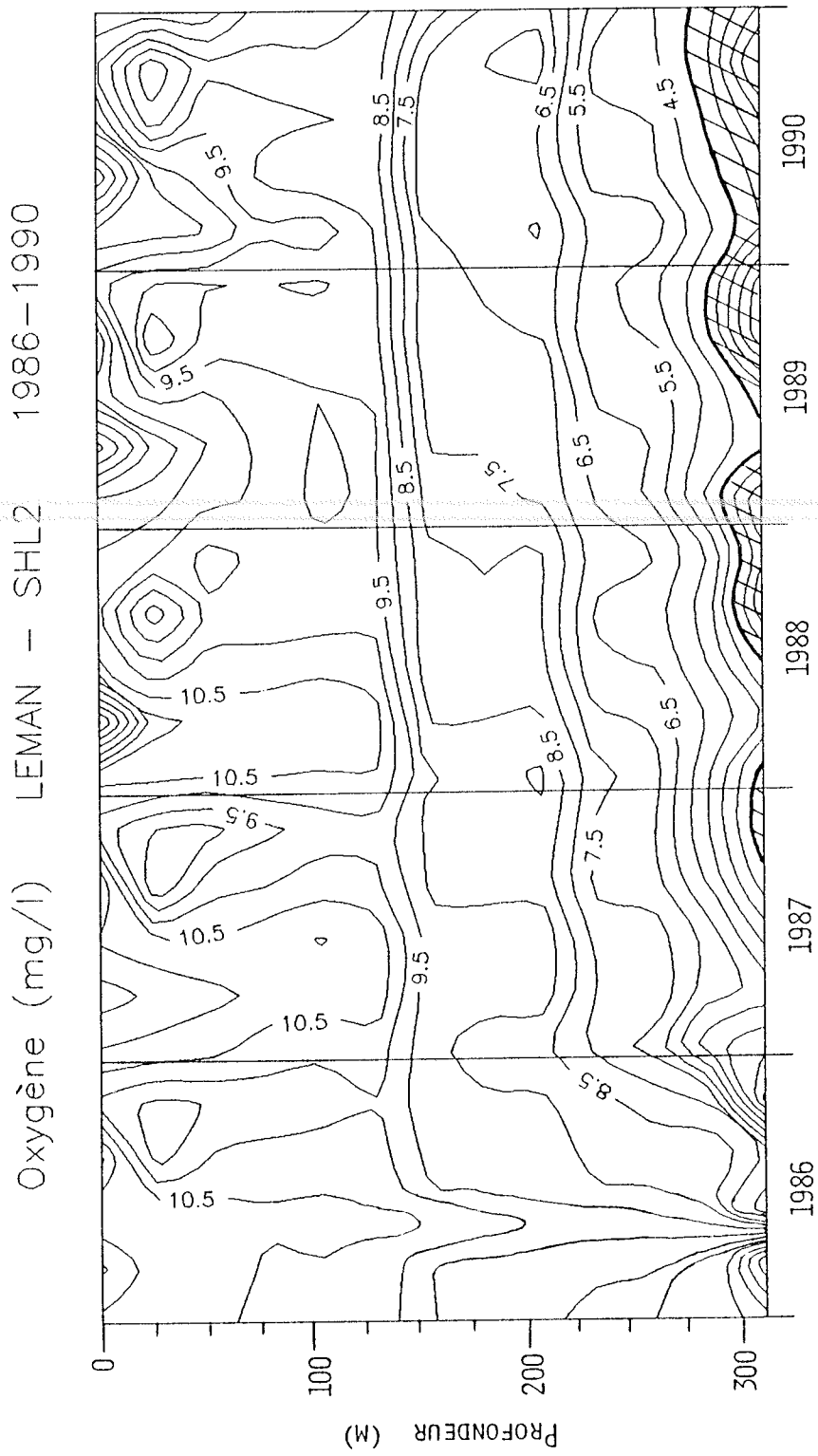


Figure 4 : Teneur en oxygène dissous des eaux du Léman (SHL 2)
(zone hachurée = teneur inférieure à 4 mg/l)

3. EVOLUTION SAISONNIERE DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES

a. Premières manifestations de la reprise de l'activité photosynthétique

La concentration moyenne des orthophosphates dans les couches superficielles en fin de période hivernale continue de diminuer; elle atteint en effet cette année 33 $\mu\text{g/l}$ le 5 mars, soit une baisse de 17.5 % par rapport aux 40 $\mu\text{g/l}$ relevés à la même époque en 1989 (figure 5).

Les manifestations de l'activité photosynthétique n'ont presque pas marqué de pose durant l'hiver très doux 1989-1990. En effet, on peut observer une baisse nette de la teneur en orthophosphates lors de la campagne du 15 janvier, baisse qui s'est accompagnée d'une diminution de la transparence qui, de 20 m en décembre 1989, est passée à 12.1 m (figure 6). Après une remontée à 14 m observée le 20 février, la transparence a très vite chuté puisqu'elle s'est abaissée à 7.1 m le 5 mars et à 5.5 m le 2 avril.

Tout comme en 1989, le réchauffement des eaux a été précoce et même plus brutal, puisqu'en l'espace de deux semaines, entre le 23 avril et le 5 mai, la température des eaux superficielles est passée de 8.8 à 15.3 °C (figure 7), suivant de près l'augmentation de la température de l'air (figure 8).

C'est durant cette période que l'on a pu observer un très fort pic de production algale avec un abaissement de la transparence à 2.3 et 2.0 m les 23 avril et 9 mai respectivement (figure 6), ainsi qu'un fort pic de carbone organique particulaire (figure 9) et une consommation quasi totale du stock d'orthophosphates dans les vingt premiers mètres (figure 5). Il en est de même pour les nitrates qui ont vu leur concentration s'abaisser à moins de 100 $\mu\text{g N/l}$ dans les cinq premiers mètres (figure 10).

Contrairement aux observations effectuées ces années passées la calcite n'a pas présenté de forts taux de saturation, la précipitation du carbonate de calcium ayant eu lieu pratiquement dès que les conditions de saturation ont été remplies entre le 23 avril et le 9 mai (figure 11).

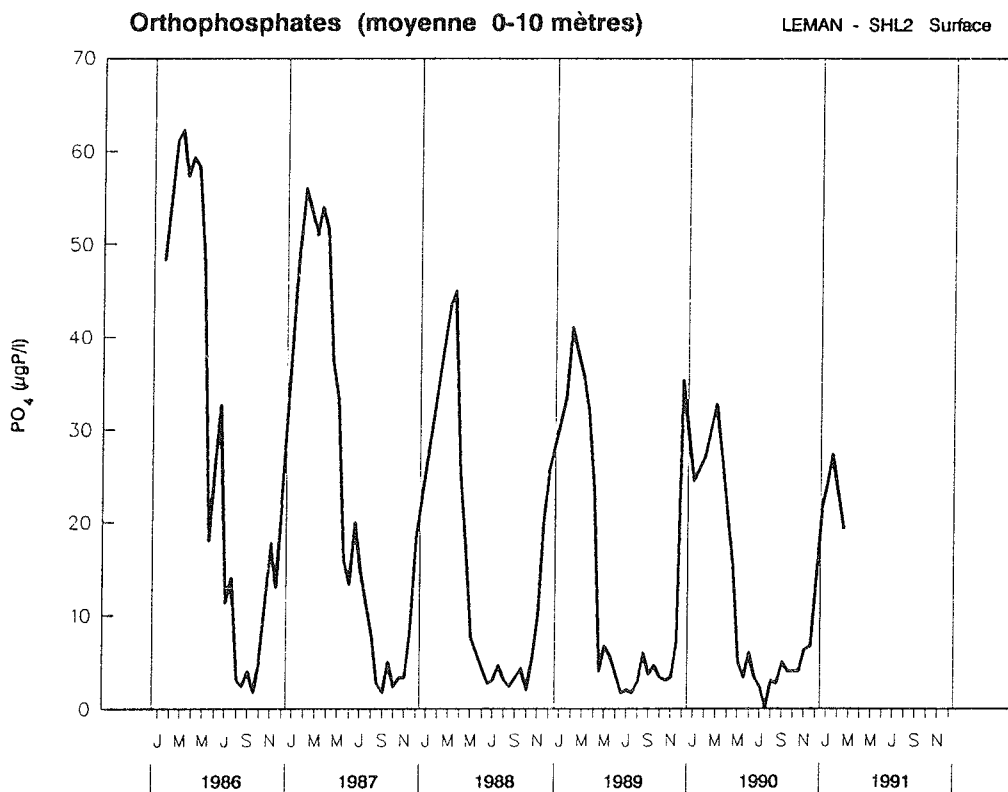


Figure 5 : Teneur en phosphore dissous (PO₄) des eaux de la couche superficielle (0 - 10 m)

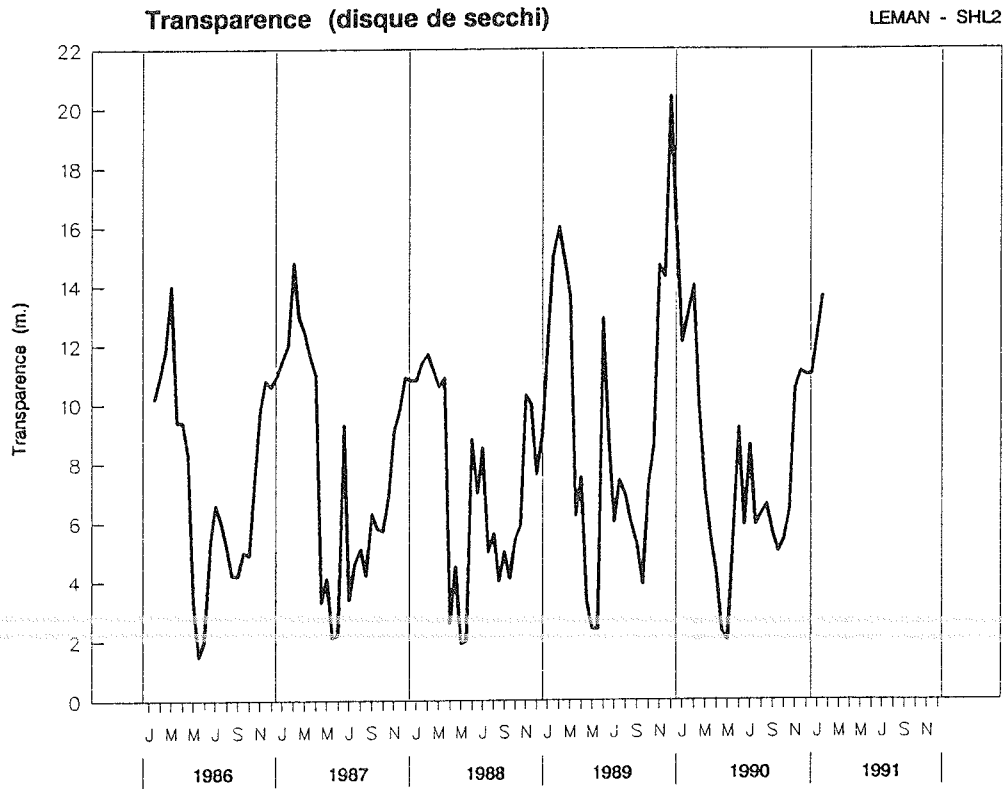


Figure 6 : Transparence mesurée avec le disque de Secchi

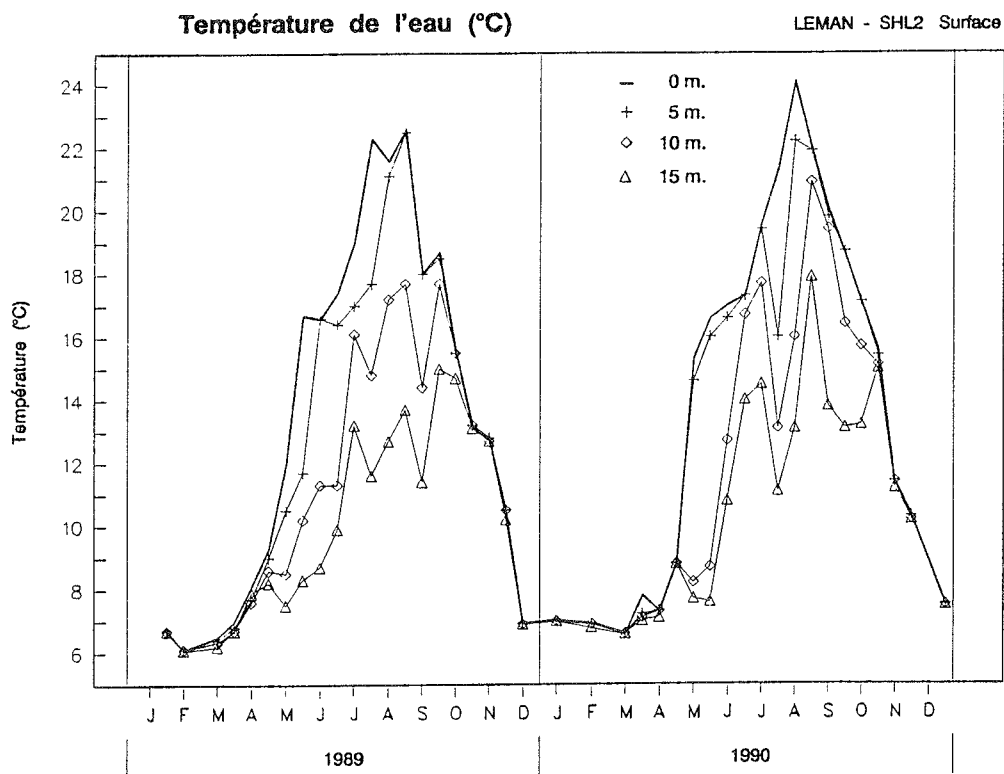


Figure 7 : Température de l'eau (°C) des couches superficielles

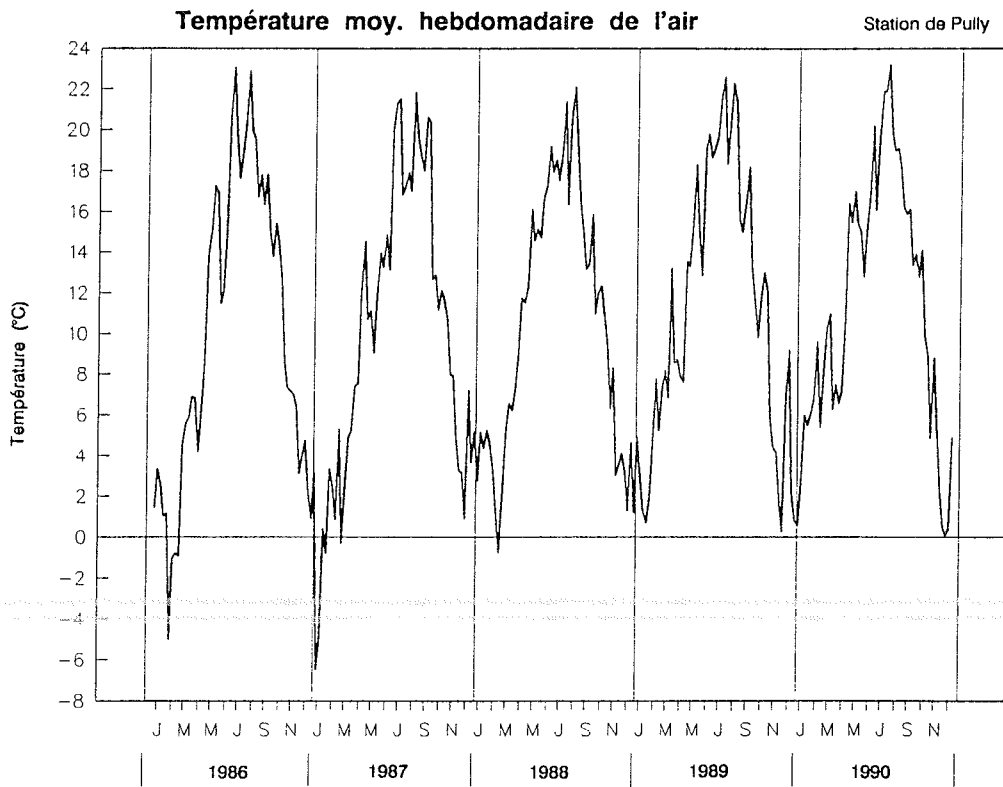


Figure 8 : Température hebdomadaire de l'air (°C)

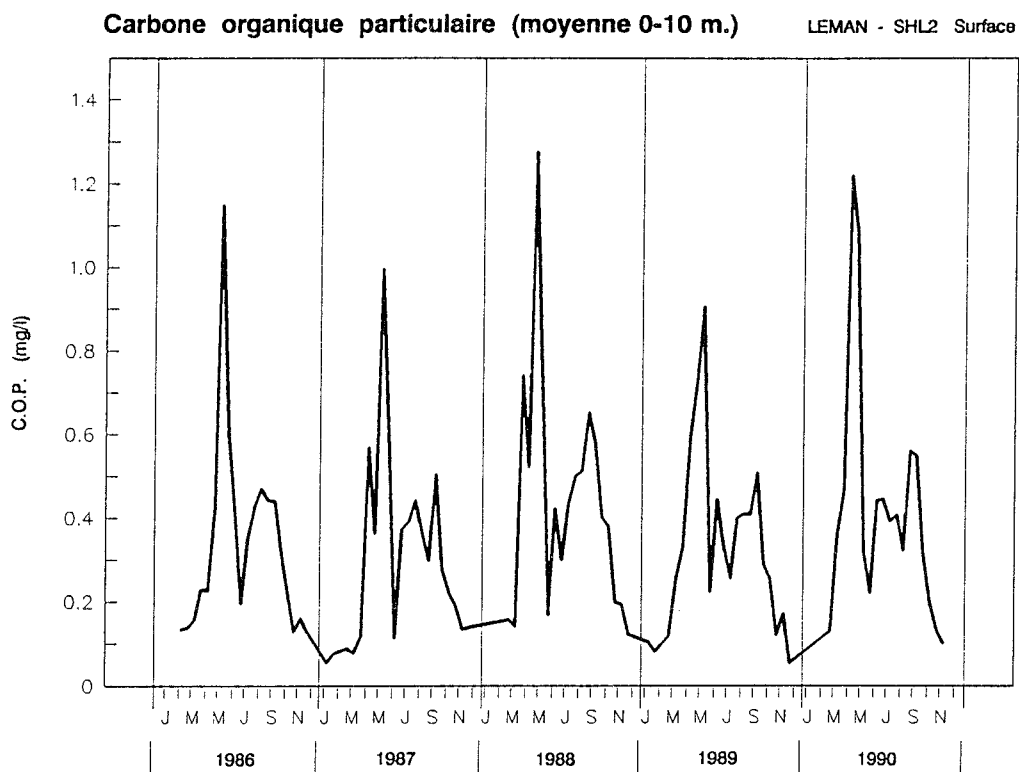


Figure 9 : Teneur en carbone organique particulaire des eaux de la couche superficielle (0 - 10 m)

b. Reste de l'année

Par la suite le réchauffement des eaux superficielles s'est poursuivi assez régulièrement, en marquant toutefois un ralentissement en mai et juin, pour atteindre le maximum de 24.1 °C en surface le 6 août 1990.

Le réchauffement limité à la couche 0 - 5 m en début de saison a gagné les couches 10 et 15 m début juin.

La stabilité des couches d'eau a été moins bonne qu'en 1989. On peut en effet relever un fort refroidissement des couches 5 - 7.5 - 10 et 15 m entre le 9 et le 25 juillet. Ce phénomène a probablement son origine dans le fort coup de vent observé le 11 juillet (ORAND et al., 1991) et le refroidissement atmosphérique de la première semaine de juillet (figures 7 et 8).

Le début de la période des eaux claires a été observé le 21 mai avec un accroissement de la transparence à 5.2 m (figure 6). Le plus fort éclaircissement a été observé le 6 juin avec 9.2 m de transparence. Comme d'habitude la période des eaux claires s'est accompagnée d'un pic d'azote ammoniacal dans les couches 0 - 20 m (figure 12).

Comme en 1989, la teneur en carbone organique (figure 9) et en azote particulaire est restée très modérée après le pic de printemps.

Après une forte baisse en mai, les nitrates ont retrouvé et conservé des valeurs voisines ou supérieures à 150 $\mu\text{g N/l}$ (figure 10), alors que les orthophosphates se sont maintenus à des concentrations pratiquement nulles tout au long de l'été, et ceci jusqu'à fin novembre (figure 5).

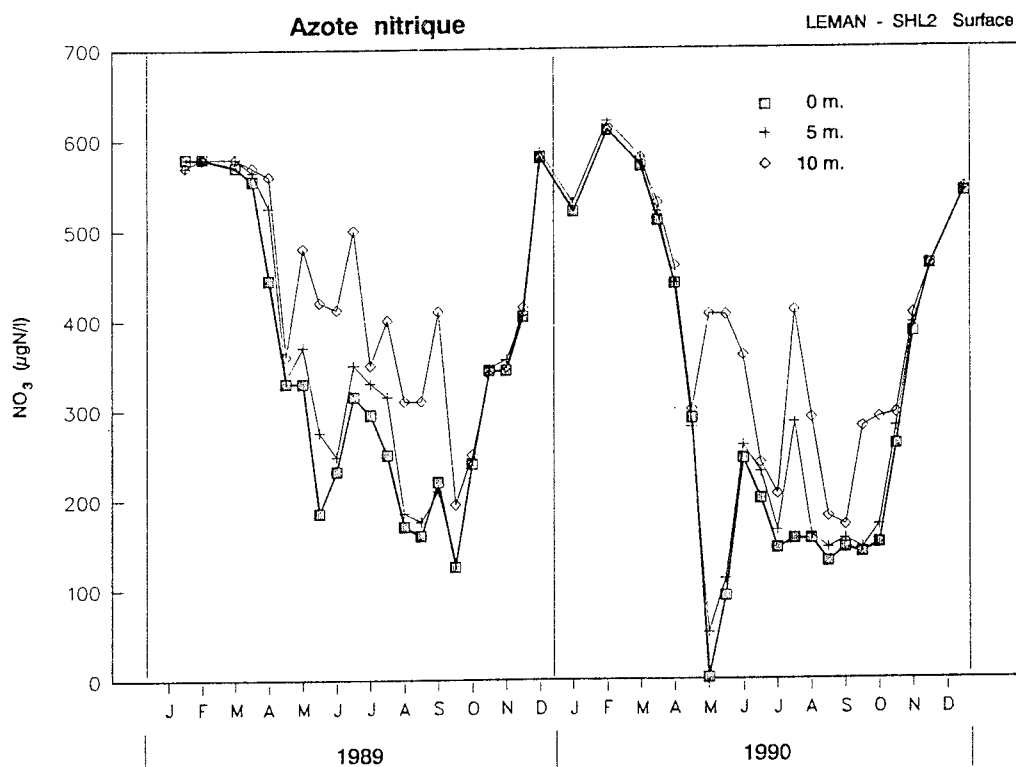


Figure 10 : Teneur en nitrates (NO₃) des eaux des couches superficielles

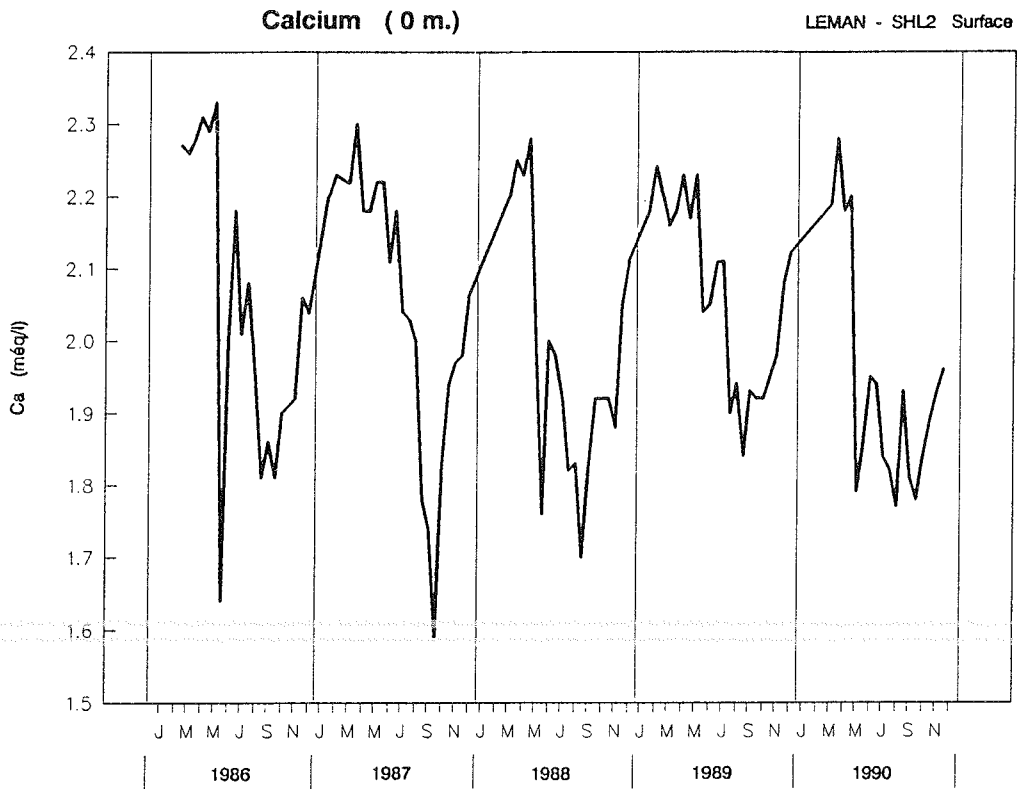


Figure 11 : Teneur en calcium des eaux de la couche superficielle

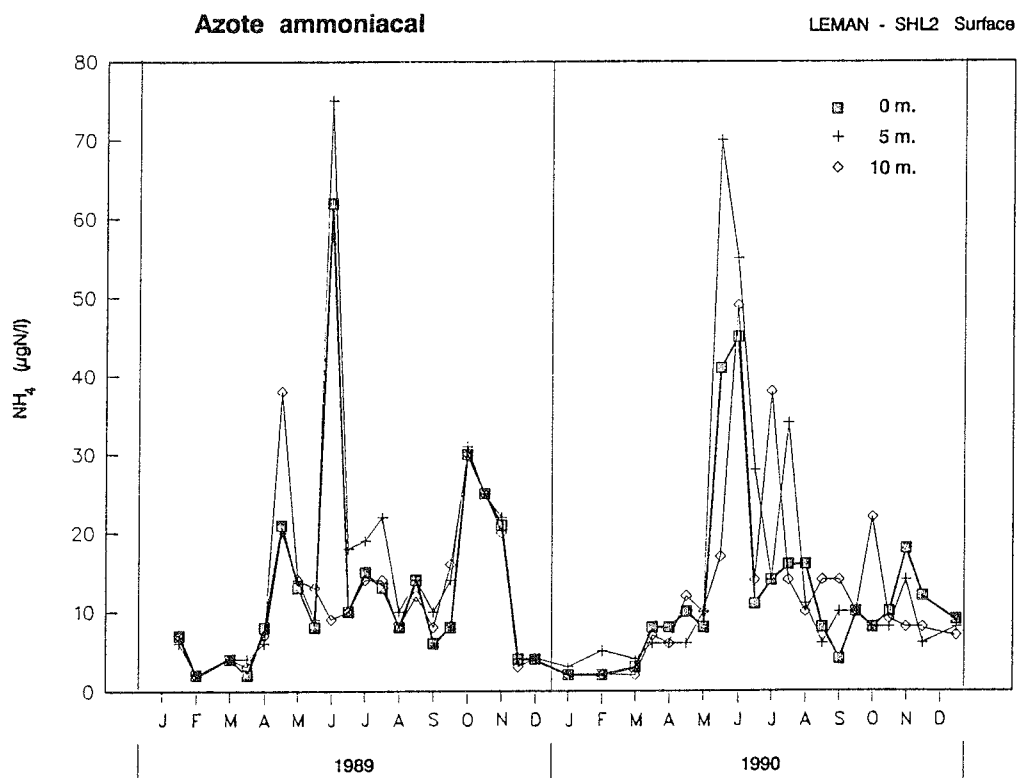


Figure 12 : Teneur en azote ammoniacal des eaux des couches superficielles

4. EVOLUTION SAISONNIERE DANS LES COUCHES PROFONDES

Les trois hivers consécutifs relativement doux de ces dernières années ne permettent pas un brassage hivernal complet des eaux du lac, brassage qui n'affecte que les cent premiers mètres de profondeur. Divers paramètres confirment l'absence d'homogénéité des eaux à la fin de l'hiver : température, conductivité, oxygène, orthophosphates, silice, etc... ne sont pas uniformes dans la colonne d'eau.

Cette absence de brassage complet accentue le déficit en oxygène des couches profondes, déficit qui ne cesse d'augmenter ces quatre dernières années (figure 13). A la fin de l'hiver, la teneur en oxygène qui est, normalement en cette période de l'année, la plus élevée, n'atteint même pas 4 mg/l près du fond : nous sommes près de la situation défavorable des années 1976-1977.

La teneur minimale de ces dix dernières années (1.21 mg/l) observée en décembre 1989 se retrouve également cette année, à fin octobre.

Conséquence du déficit en oxygène près du fond, les orthophosphates piégés dans les sédiments diffusent, venant augmenter la teneur en phosphore des eaux (figure 14). La barrière oxygène à l'interface eau-sédiment observée précédemment, semble perdre peu à peu de son efficacité. Bien que d'une amplitude moindre que l'an dernier, cette diffusion du phosphore montre une tendance nette à l'augmentation depuis 1986 (figure 14). Cependant, ces apports internes n'influencent que très peu la teneur moyenne des eaux du lac, du fait du faible volume que ces eaux de fond représentent (environ 3 % du volume total du lac pour les 40 m au-dessus du fond) (figure 15).

Il faut relever que la diffusion du phosphore depuis les sédiments est actuellement beaucoup plus faible que dans les années 70 (BARROIN, 1990).

Autre conséquence du déficit en oxygène, la concentration du manganèse diffusant également du sédiment demeure, à 309 m, relativement élevée toute l'année (figure 16), alors que celle du fer reste non influencée.

Au vu de la baisse des teneurs en oxygène dans les fonds et de la concentration au début 1990 (~ 3.5 mg/l - figure 13), on aurait pu s'attendre à des teneurs encore plus faibles à la fin 1990, alors que les valeurs étaient identiques à celles de 1989. Cette faible consommation d'oxygène dissous dans les eaux du fond en 1990 doit être mise en relation avec les faibles concentrations en substances organiques (carbone, azote) constatées dans ces eaux de fond (figures 17 et 18), substances provoquant une consommation d'oxygène pour leur destruction (minéralisation). On constate là un impact de la limitation de la croissance des algues en surface pendant l'été et l'évolution du type d'algues vers des algues de petites tailles. Cette matière organique est principalement recyclée dans les zones superficielles du lac et n'arrive qu'en faible quantité dans les zones profondes.

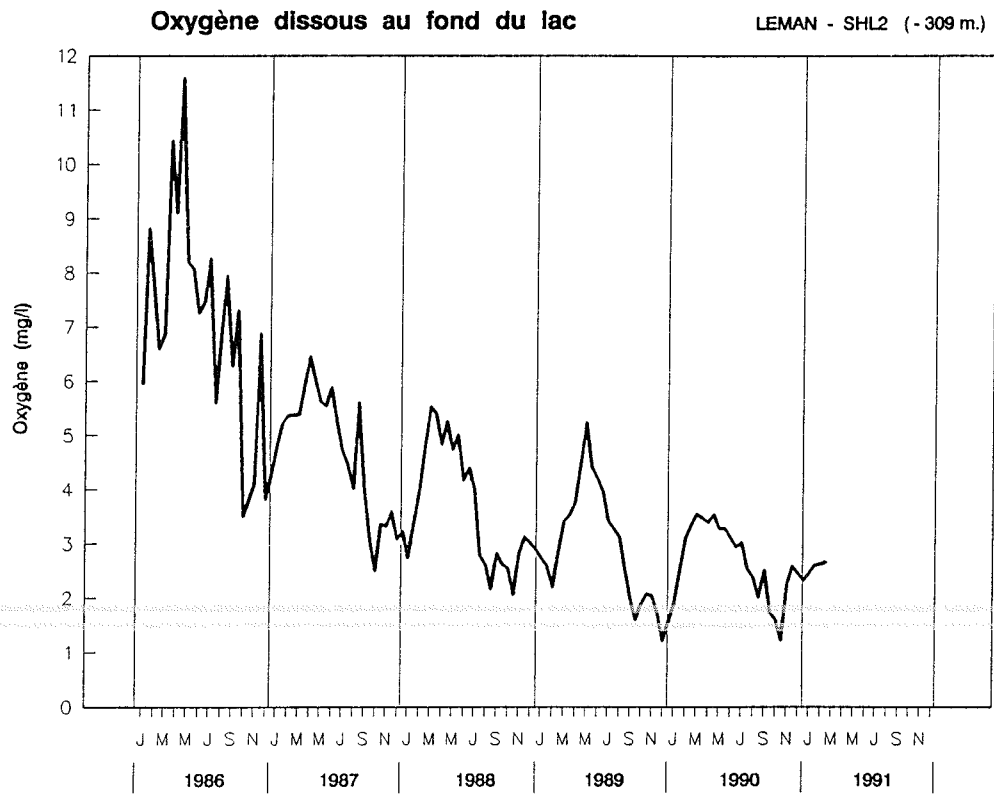


Figure 13 : Teneur en oxygène dissous au fond du lac

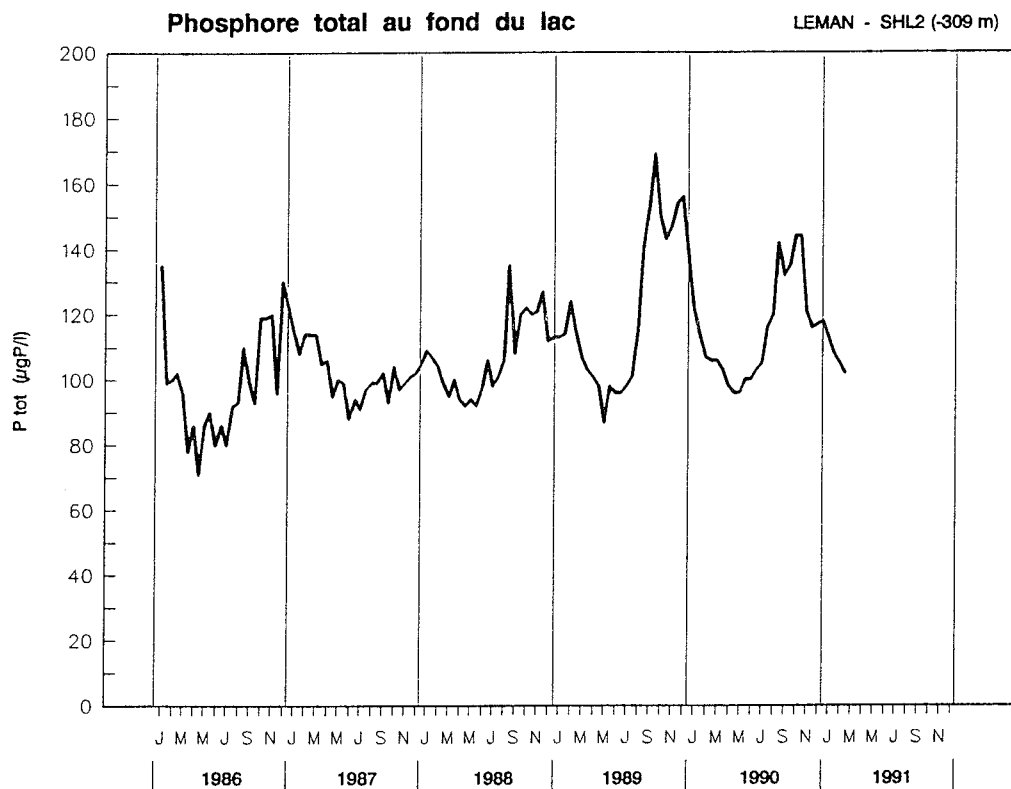


Figure 14 : Teneur en phosphore total au fond du lac

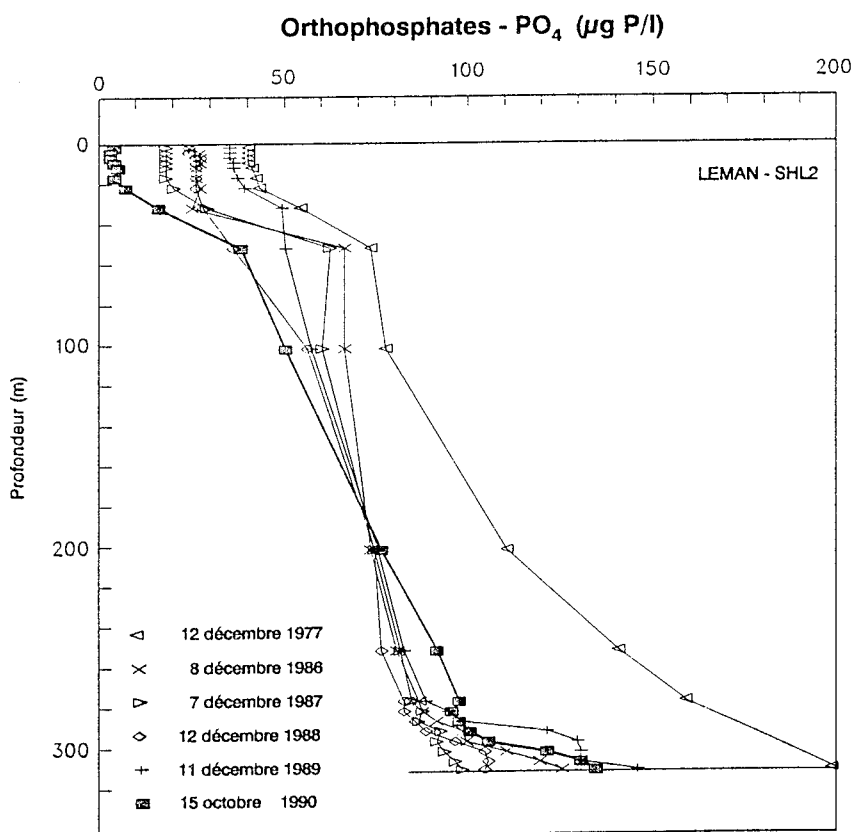
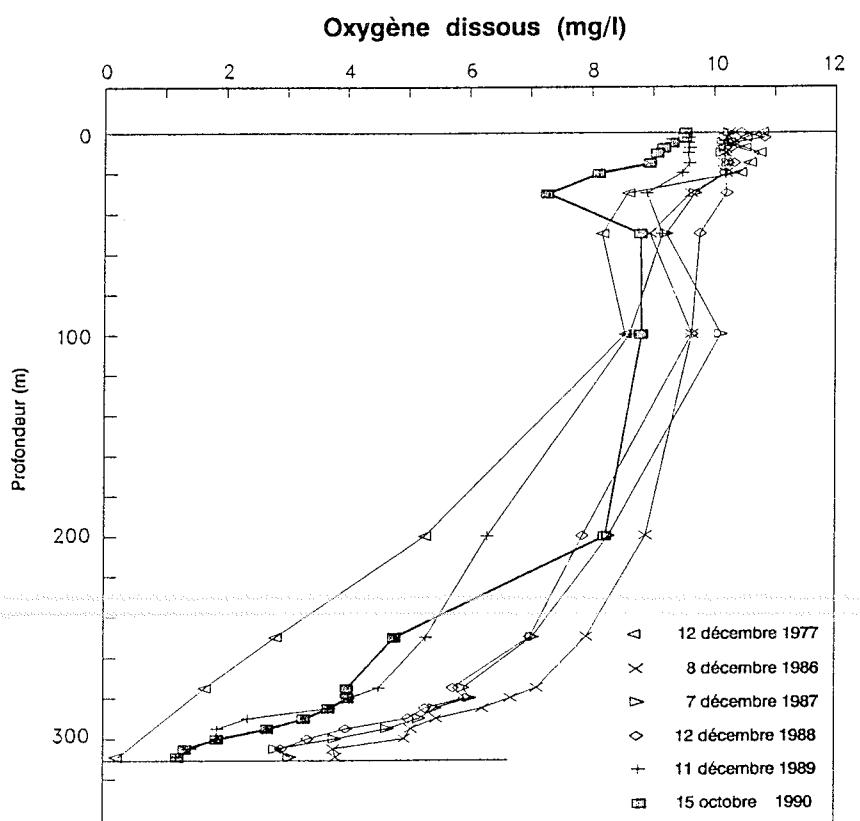


Figure 15 : Teneur en oxygène dissous et en phosphore dissous (PO₄) dans le Léman (SHL 2)

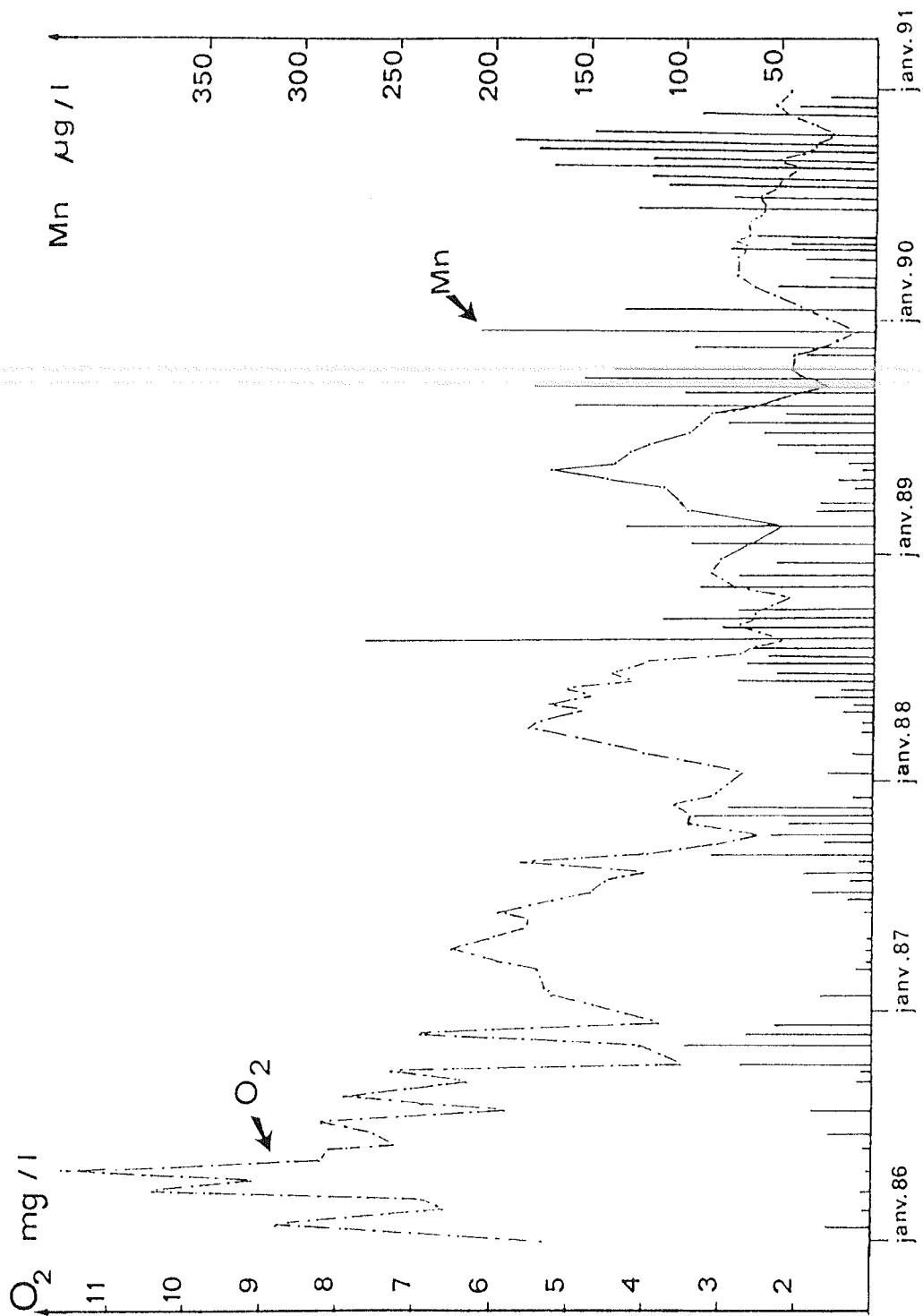


Figure 16 : Evolution comparée des concentrations en oxygène dissous et en manganèse dans les eaux du fond

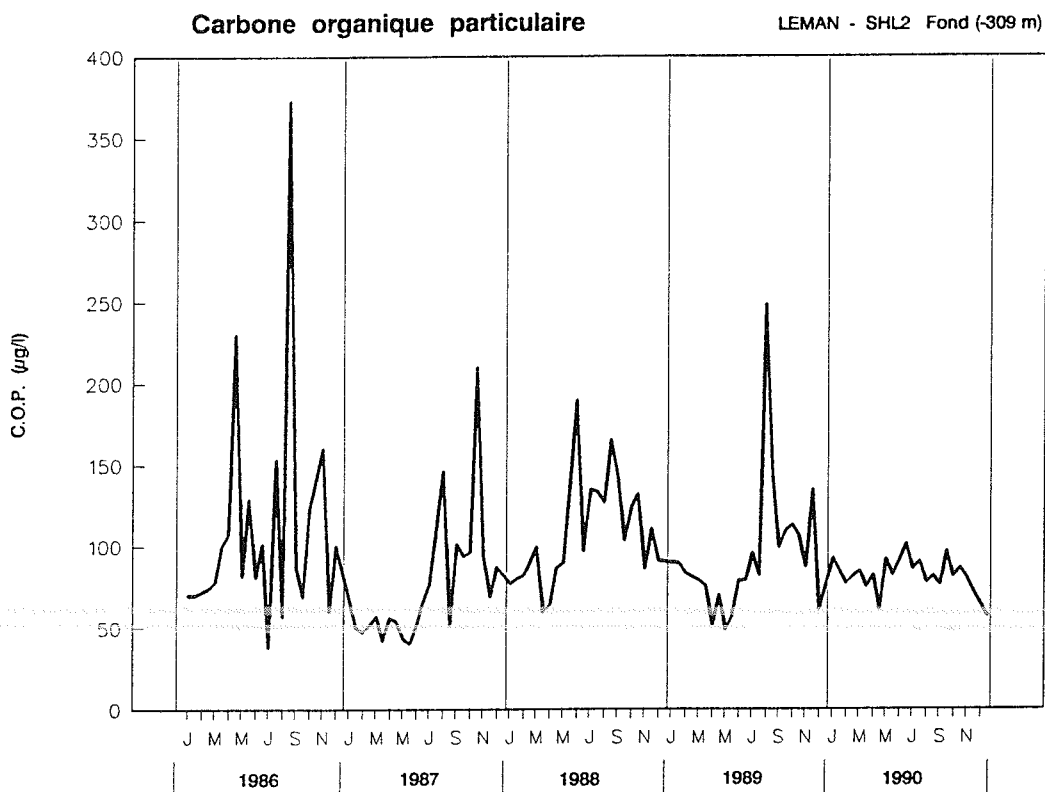


Figure 17 : Teneur en carbone organique particulaire au fond du lac

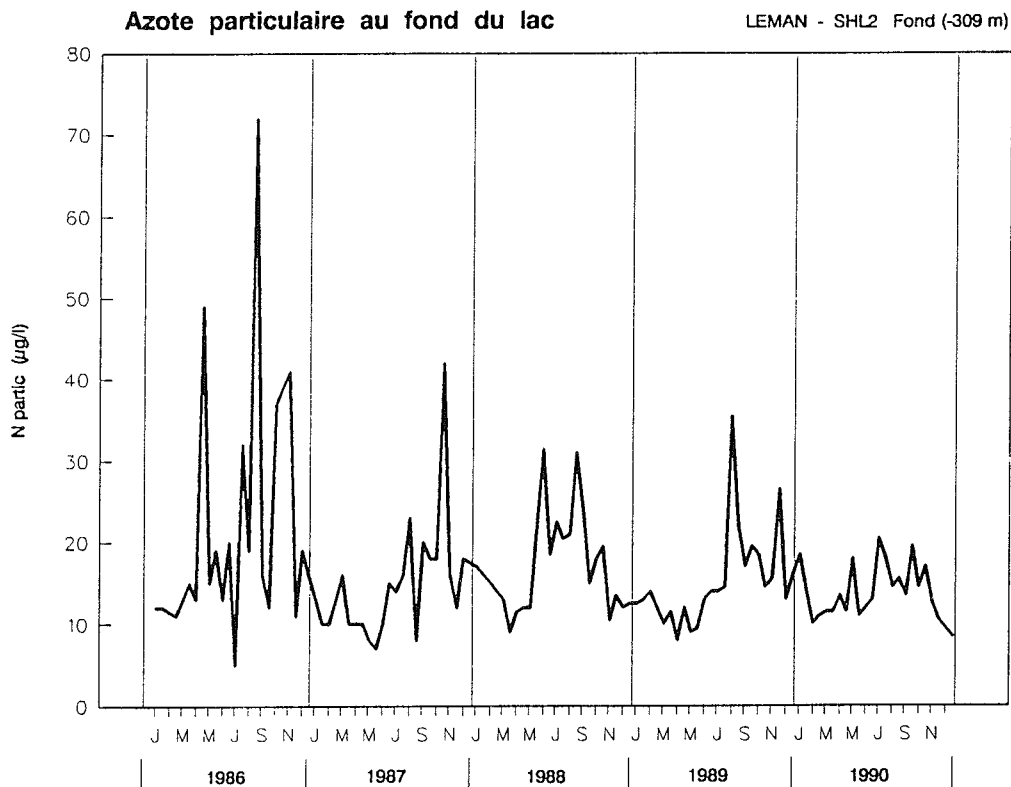


Figure 18 : Teneur en azote particulaire au fond du lac

5. EVOLUTION INTERANNUELLE DES PRINCIPAUX ELEMENTS

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

L'oxygène (figure 19)

La concentration moyenne pondérée est en très nette décroissance pour la quatrième année consécutive. Ce phénomène est dû aux brassages incomplets des eaux durant ces derniers hivers. La figure 19 montre l'évolution mensuelle de la teneur au fond du lac depuis 1957.

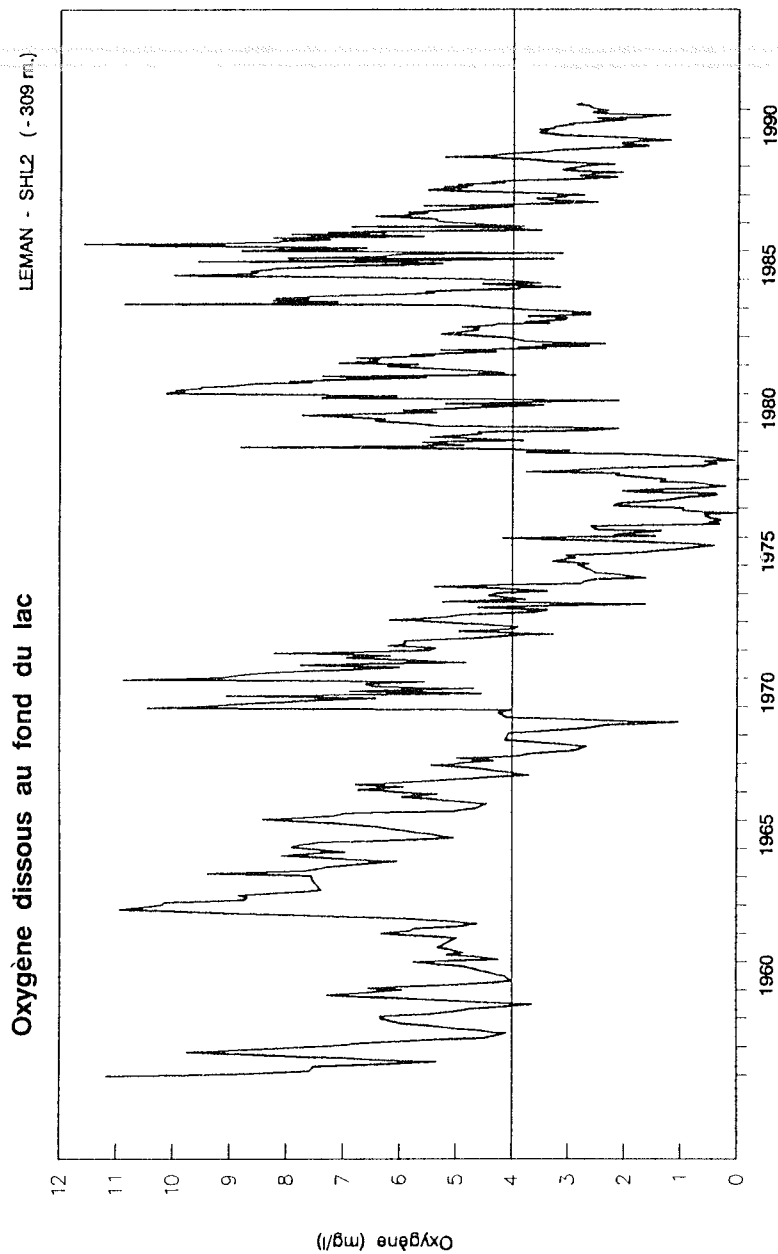


Figure 19 : Oxygène dissous au fond du lac

Phosphore total et orthophosphates (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 5.1 % en 1990. Les concentrations moyennes annuelles sont en 1990 de 55.3 $\mu\text{g P/l}$ pour le phosphore total et de 48.3 $\mu\text{g P/l}$ pour le phosphore dissous, ce qui correspond à une quantité de phosphore total contenu dans le Grand Lac de 4'740 tonnes (soit une baisse de 255 tonnes par rapport à 1989).

La diminution continue depuis 1979 (- 2'930 tonnes, soit une baisse de 38 %) est due aux efforts d'assainissement (stations d'épuration pratiquant la déphosphatation), à la suppression des phosphates dans les lessives textiles en Suisse et 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 "fourchette haute" de la prédiction se confirme (figure 20).

La figure 21 montre l'évolution des concentrations en phosphore dissous dans le lac pour les années 1986 à 1990.

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.

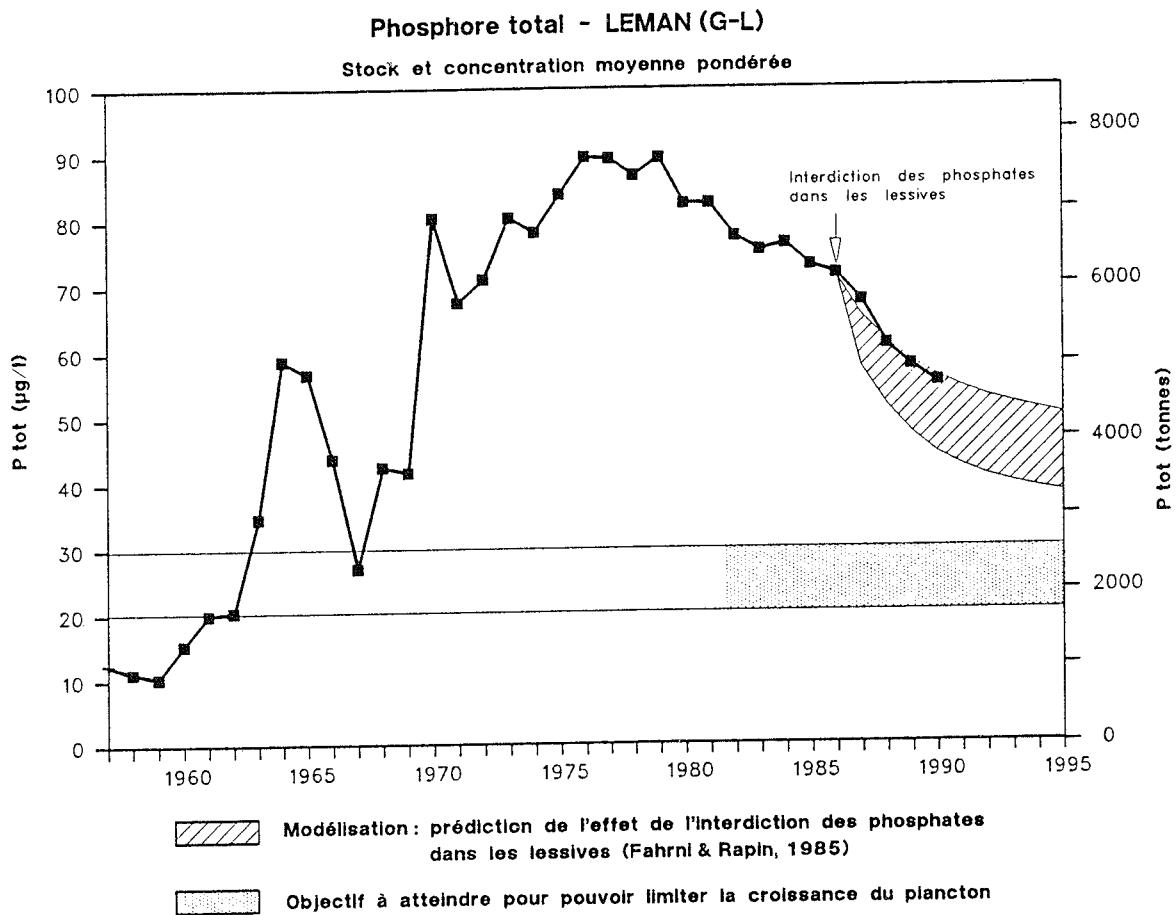


Figure 20 : Evolution du stock de phosphore total contenu dans le Grand Lac et concentration moyenne pondérée pour l'ensemble de la masse d'eau

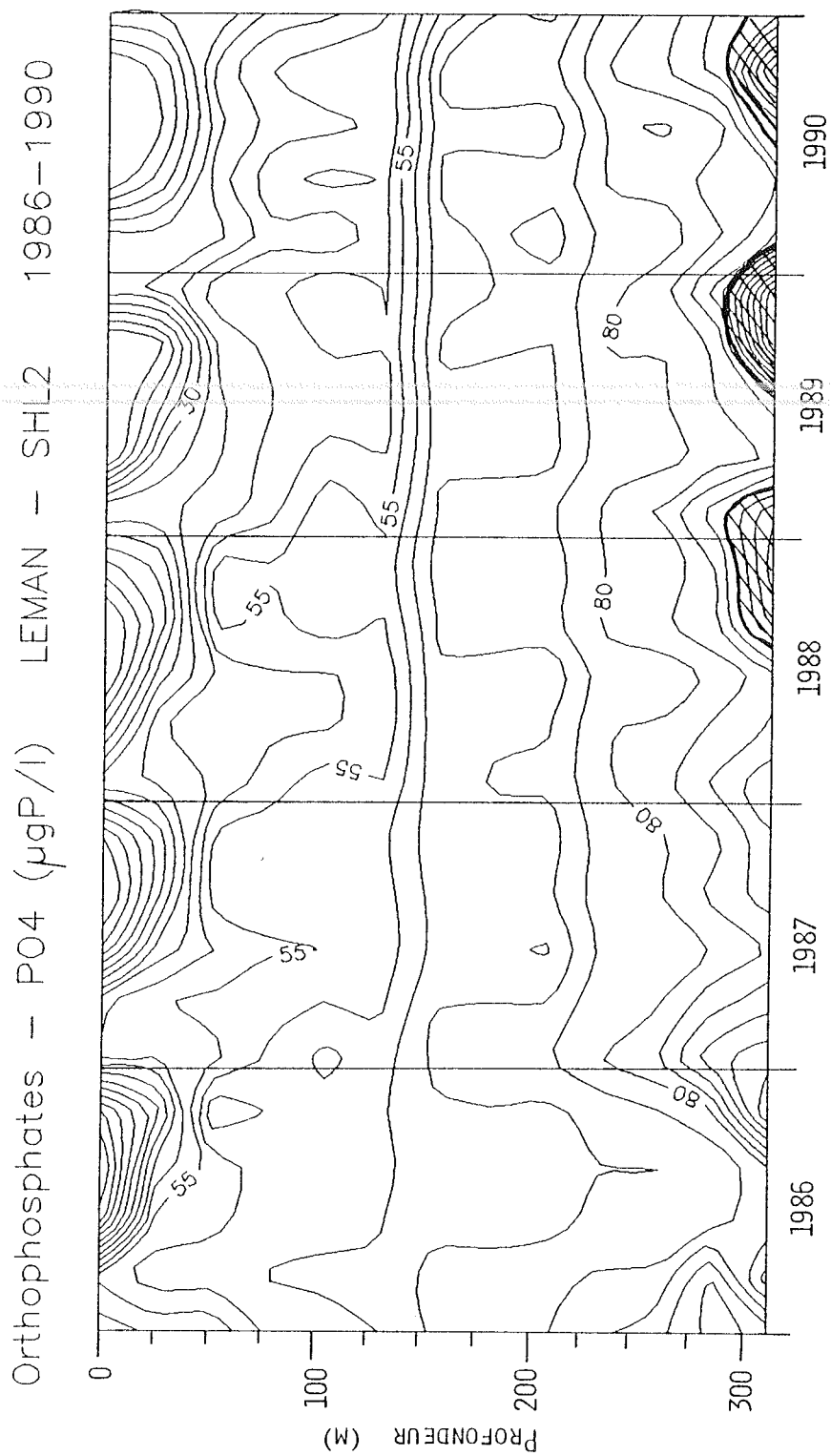


Figure 21 : Teneur en phosphore dissous (PO₄) des eaux du Léman (SHL 2)
(zone hachurée = teneur supérieure à 100 µg/l)

Azote nitrique et total (figure 22)

L'évolution des concentrations en azote nitrique et total se stabilise avec une légère tendance à la baisse qui demande à être confirmée. Les stocks pour 1990 sont de 59'000 tonnes pour l'azote total et 49'900 tonnes pour l'azote nitrique.

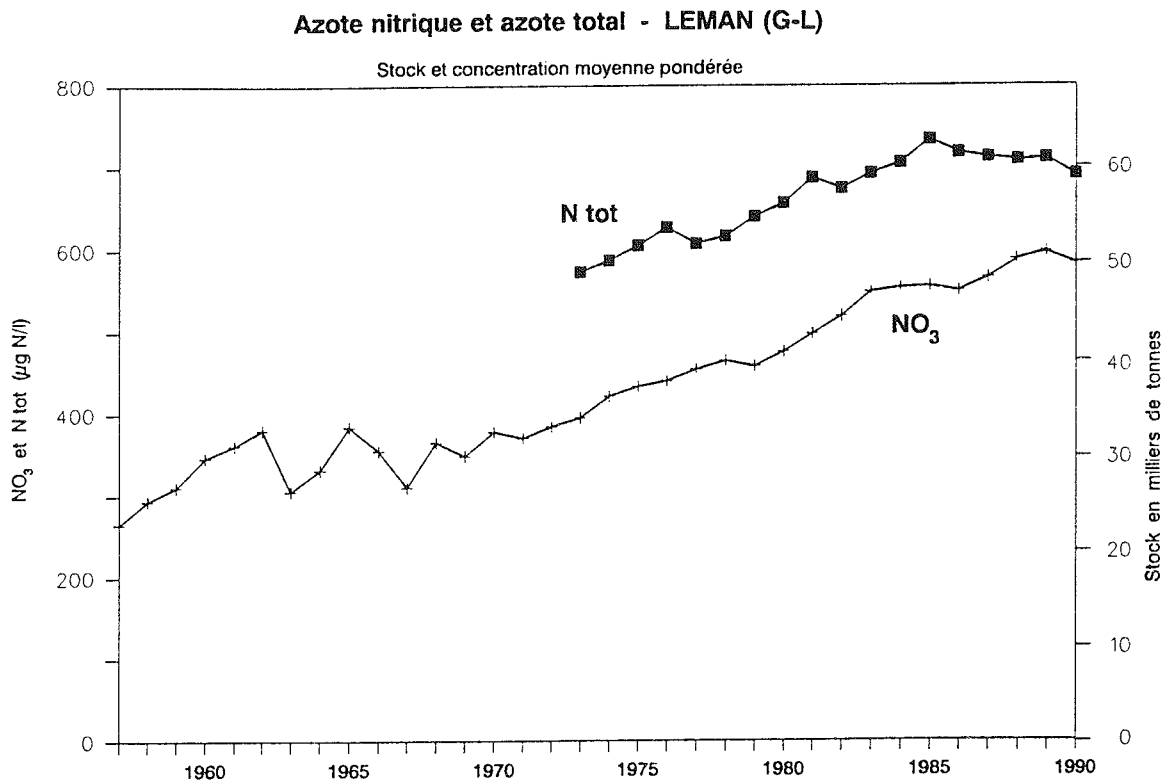


Figure 22 : Evolution du stock d'azote total et d'azote nitrique contenus dans le Grand Lac et concentration moyenne pondérée pour l'ensemble de la masse d'eau

Les chlorures (figure 23)

On constate d'année en année une tendance à l'augmentation de la concentration en chlorures. En 1990, cette concentration était de 5.8 mg/l, alors qu'elle n'était que de 2.7 mg/l en 1971. L'augmentation a été relativement faible en 1990 et a atteint 1.9 %.

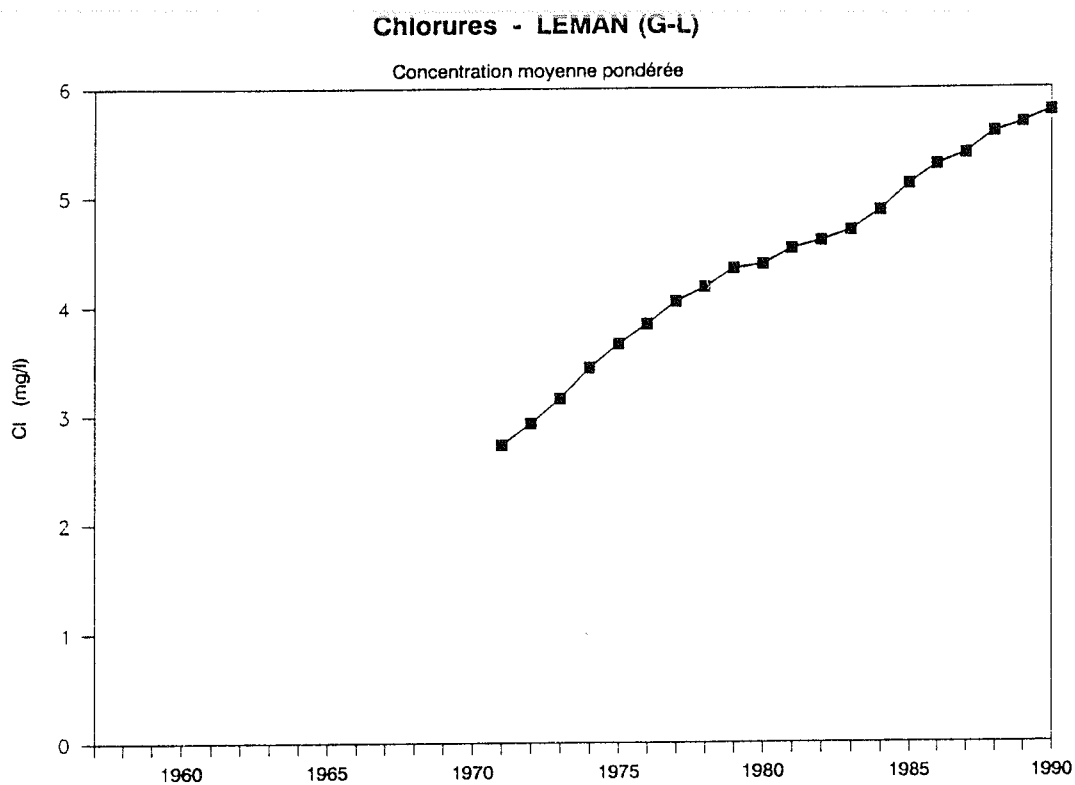


Figure 23 : Evolution de la concentration moyenne en chlorures, pondérée pour l'ensemble de la masse d'eau du Grand Lac

6. CONCLUSIONS

L'évolution pendant l'année 1990 paraît similaire à 1989 et les principales conclusions formulées alors peuvent être reprises (BLANC et al., 1990) :

- . brassage hivernal des eaux très superficiel ne dépassant pas cent mètres de profondeur,
- . l'hiver particulièrement doux 1989-1990 provoque un réchauffement du lac et un développement précoce et intense de l'activité biologique entraînant une consommation quasi totale des orthophosphates dans les vingt premiers mètres dès le mois de mai. Cette situation, pour les orthophosphates, se poursuit jusqu'à fin octobre,
- . l'appauvrissement en oxygène des couches profondes se confirme, la valeur minimale observée est de 1.22 mg/l le 15 octobre 1990.

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

- . le stock de phosphore total est de 4'740 tonnes en 1990, contre 4'995 en 1989, soit une baisse de 255 tonnes (- 5.1 %). Par rapport à 1979, la baisse est de 38 %,
- . les stocks d'azote total (59'000 tonnes) et nitrique (49'900 tonnes) se sont stabilisés.

Bien que le phosphore voie ses concentrations encore baisser, il apparaît, au vu de la production algale, que ses teneurs sont encore trop élevées. Les efforts doivent être poursuivis pour diminuer encore les apports de toutes origines afin d'atteindre des concentrations dans le lac de 20 à 30 $\mu\text{g P/l}$, seuil en dessous duquel les observations faites sur d'autres lacs montrent qu'il est possible de limiter, à long terme, la production algale.

On constate cependant avec satisfaction qu'il y a en 1990 une nette diminution des teneurs en substances organiques (carbone et azote) dans les eaux du fond; ceci a pour conséquence une diminution de la consommation d'oxygène dissous dans ces zones pour la destruction de cette matière organique (minéralisation). Cette évolution est à mettre en relation avec la limitation de la croissance algale en période estivale et l'évolution des types d'algues vers des espèces de petites tailles. Ainsi cette matière organique est principalement recyclée dans les zones superficielles du lac et n'arrive qu'en faible quantité dans les zones profondes.

BIBLIOGRAPHIE

- BARROIN, G. (1990) : 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 1989, 137-144.
- 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.
- 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. (1991) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1990.
- RAPIN, F. et BLANC, P. (1988) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987, 243-264.

RECHERCHE DE METAUX ET DE QUELQUES MICROPOLLUANTS
ORGANIQUES DANS L'EAU DU LEMAN

CAMPAGNE 1990

PAR

Claude CORVI et Sophal KHIM-HEANG

SERVICE DU CHIMISTE CANTONAL, CH-1211 GENEVE 4

RESUME

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

De plus, les teneurs en fer et manganèse ainsi que la turbidité des couches profondes ont été mesurées lors de campagnes particulières.

Quelques dosages d'herbicides et d'acide nitrilo-triacétique (NTA) ont également été effectués.

Pour les métaux traces et les micropolluants, les concentrations observées n'évoluent guère par rapport aux années antérieures et restent inférieures aux exigences requises pour les eaux de boisson.

La raréfaction de l'oxygène dans les couches profondes, due à l'absence de brassage complet ces quatre dernières années, se traduit par une diffusion permanente de manganèse à partir du sédiment.

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, initialement prévue sur quatre niveaux, a été étendue, hors plan, à neuf profondeurs.

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

Pour la surveillance semestrielle, des échantillons d'eau ont été prélevés au point SHL2 situé au centre du lac, après circulation partielle des eaux, le 2 avril 1990, et en période de stratification, le 18 septembre 1990. 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, mercure, calcium et magnésium.

Quelques dosages d'herbicides, atrazine et simazine, décelables dans les eaux du Léman, ainsi que quelques mesures de NTA, produit de substitution des phosphates dans les lessives, ont été effectués lors de ces campagnes.

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 sont effectués sur eaux brutes, directement pour les éléments majeurs et après préconcentration, par évaporation, pour les éléments traces.

Calcium et magnésium sont dosés par spectrométrie d'absorption atomique dans une flamme air-acétylène, après dilution d'une partie aliquote d'échantillon dans un tampon spectral afin d'éviter les interactions éventuelles (PINTA et al., 1971).

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 (1983).

Les traces de NTA sont préconcentrées par passage des échantillons sur résine échangeuse d'ions (GIGER et SCHAFFNER, 1988). Après élution en milieu fortement acide, la concentration est déterminée par chromatographie ionique (KHIM-HEANG et al., à paraître).

Les dosages d'atrazine 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 et détecteur ultraviolet (SUPELCO REPORTER, 1986).

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.

4. RESULTATS

Métaux (tableaux 1 et 2)

Début avril, les concentrations en calcium montrent, par leur hétérogénéité en fonction de la profondeur, l'absence de brassage total des eaux l'hiver dernier (c.f. BLANC et al., 1991). Dans les couches profondes, les teneurs en manganèse diffusant du sédiment confirment ce phénomène et la déficience en oxygène. Près du fond, la concentration en manganèse reste élevée sur l'ensemble de l'année, donnant une image de la situation identique à celle des deux dernières années (figure 1).

En septembre, le gradient des concentrations de calcium et magnésium s'établit nettement.

Des teneurs plus élevées d'aluminium apparaissent dans les dix premiers mètres.

Les teneurs en éléments métalliques toxiques demeurent faibles, voire inférieures aux limites de détection pour mercure, plomb et cadmium (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 (CORVI, 1984).

Herbicides (tableau 3)

Des traces d'atrazine et de simazine sont toujours décelables, en toutes saisons et profondeurs, dans les eaux du lac. Les concentrations observées ne sont pas significativement différentes de celles mesurées antérieurement (CORVI et al., 1989), ce qui confirme la grande stabilité de ces micropolluants dans l'écosystème lémanique. Les teneurs en herbicides restent inférieures 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).

NTA (tableau 3)

Le NTA n'est observable que dans les eaux superficielles lors des prélèvements effectués en avril et septembre, ce qui est logique puisque ce contaminant est apporté par les rejets des stations d'épuration et les déversements dans le réseau dans ces eaux (GIGER et al., 1988).

Par rapport aux chiffres antérieurs, aucune augmentation des concentrations moyennes n'est mesurable, du fait de la forte biodégradabilité de ce composé dans les stations d'épuration (SIEGRIST et al., 1988).

Un exemple de profil des concentrations en fonction de la profondeur est donné (figure 2) pour des eaux prélevées le 1er octobre 1990.

Les concentrations mesurées lors des deux campagnes sont inférieures à $1 \mu\text{g/l}$ à toutes les profondeurs et ne posent donc aucun problème en regard de la tolérance de $3 \mu\text{g/l}$ pour les eaux de boisson (OSEC, 1986).

5. CONCLUSIONS

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

Nous n'observons pas d'évolution significative du NTA ou des herbicides (atrazine et simazine) dans les eaux du lac.

TABLEAU 1 - Campagne du 2 avril 1990 - Station SHL 2

Profondeur m	Calcium mg/l	Magnésium mg/l	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	43	6.2	1	nd*	nd*	0.2	3	11	6	nd*
1	43	6.2	1	nd	nd	0.2	3	6	6	nd
5	43	6.2	1	nd	nd	0.2	4	5	6	nd
7.5	42	6.2	1	nd	nd	0.2	3	8	8	nd
10	43	6.2	1	nd	nd	0.2	5	7	10	nd
30	44	6.2	1	nd	nd	0.2	3	9	9	nd
100	45	6.2	1	nd	nd	0.2	4	12	10	nd
305	48	6.2	46	nd	nd	0.2	3	8	5	nd
fond	48	6.2	28	nd	nd	0.2	3	8	4	nd

OMS (1)	-	-	100	50	5	50	1000	300	200	1
CEE (2)	A	30	20	-	-	-	100	50	50	-
	B	50	50	50	5	50	3000	200	200	1
MDA (3)	A	5-30	20	1	0.5	**1	50	50	50	0.1
	B	50	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 < 0.01 µg/l)

** = chrome VI

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

(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, (1988)

(4) = Ordonnance suisse sur les Substances Etrangères et les Composants (1986)

A = niveaux guides

B = concentrations maximales admissibles

TABLEAU 2 - Campagne du 18 septembre 1990 - Station SHL 2

Profondeur m	Calcium mg/l	Magnésium mg/l	Manganèse µg/l	Plomb µg/l	Cadmium µg/l	Chrome µg/l	Cuivre µg/l	Fer µg/l	Aluminium µg/l	Mercure µg/l
0	38	5.8	1	nd*	nd*	0.1	1.2	9	21	nd*
1	38	5.8	1	nd	nd	0.1	1.0	6	20	nd
5	38	5.8	1	nd	nd	0.2	1.1	6	19	nd
7.5	39	5.9	1	nd	nd	0.1	0.9	6	15	nd
10	40	5.8	2	nd	nd	0.1	1.1	14	27	nd
30	47	6.2	2	nd	nd	0.2	1.1	9	8	nd
100	47	6.2	1	nd	nd	0.2	1.0	3	4	nd
305	48	6.3	14	nd	nd	0.2	0.9	3	6	nd
fond	52	6.3	118	nd	nd	0.1	1.3	2	3	nd

OMS (1)	-	-	100	50	5	50	1000	300	200	1
CEE (2)	A	100	20	-	-	-	100	50	50	-
	B	-	50	50	5	50	3000	200	200	1
MDA (3)	A	40-125	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 < 0.01 µg/l)

** = chrome VI

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

(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, (1988)

(4) = Ordonnance suisse sur les Substances Etrangères et les Composants (1986)

A = niveaux guidés

B = concentrations maximales admissibles

TABLEAU 3 - Micropolluants organiques (résultats en $\mu\text{g/l}$).

Profondeur (m)	2 avril 1990			18 septembre 1990		
	NTA	Atrazine	Simazine	NTA	Atrazine	Simazine
0	0.3	-	-	0.6	-	-
1	-	0.03	0.03	-	0.03	0.04
5	0.3	-	-	0.6	-	-
7.5	-	0.03	0.04	-	0.03	0.05
10	0.2	-	-	0.6	-	-
30	-	0.03	0.03	-	0.02	0.05
100	<0.2	-	-	<0.2	-	-
305	-	-	-	-	0.02	0.05
fond	<0.2	0.03	0.03	<0.2	-	-

- = absence de mesure

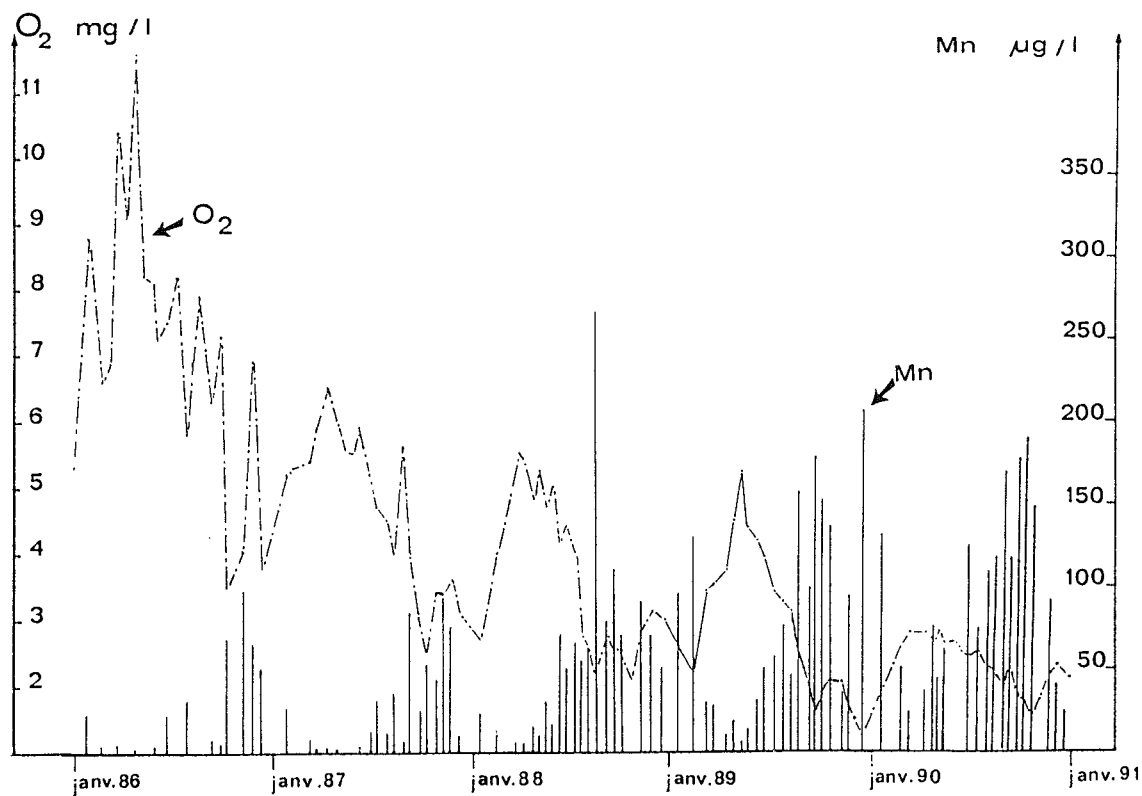


Figure 1 : Evolution comparée des concentrations en oxygène dissous et en manganèse dans les eaux du fond

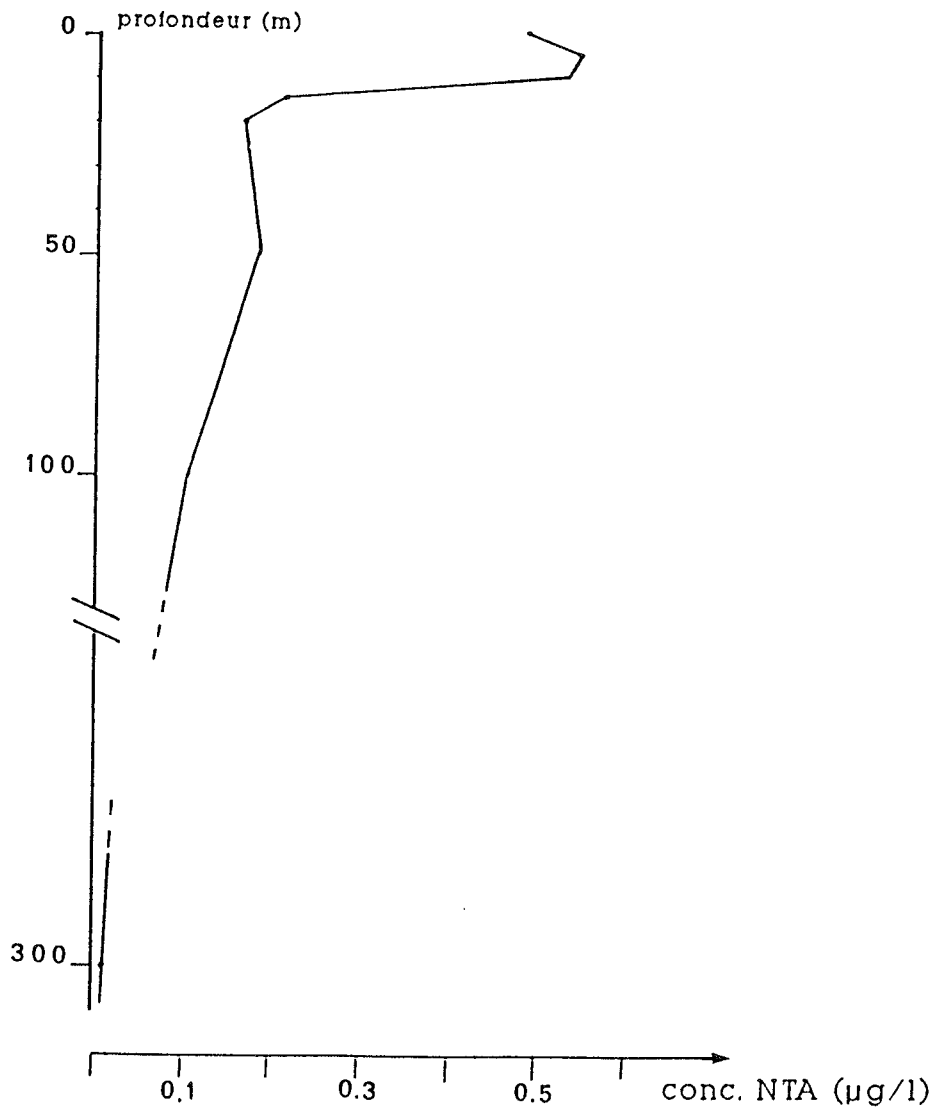


Figure 2 : Profil de NTA dans le lac Léman
1er octobre 1990, point SHL 2

BIBLIOGRAPHIE

- 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.
- 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. (1989) : Recherche de métaux et de quelques micropolluants organiques dans l'eau du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1988, 45-50.
- DIRECTIVE DU CONSEIL DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES 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. et SCHAFFNER, C. (1988) : Recherche de NTA et EDTA dans l'eau du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987, 235-241.
- KHIM-HEANG, S., CORVI, C. et VOGEL, J. : Détermination de l'acide nitrilotriacétique (NTA) dans les eaux naturelles et détergents par chromatographie ionique. A paraître.
- MANUEL SUISSE DES DENREES ALIMENTAIRES (1983) : Dosage du mercure. Chapitre 45, Paragraphe 31, Cinquième édition; deuxième volume.
- OSEC, Ordonnance sur les Substances Etrangères et les Composants, du 27 février 1986.
- PINTA, M., BARROIN, G., BAUDIN, G., BELLANGER, J., BOITEUX, H., BOUCETTA, M., ECREMENT, F., FRITSCHÉ, J., GROUX, R., KOVACSIK, G., KUHN, V., LAPORTE, J., MARIEE, M., NORMAND, J., RIANDEY, C., ROPERT, M.E., ROUSSELET, F. et VOINOVITCH, I. (1971) : Spectrométrie d'absorption atomique. Applications à l'analyse chimique. Masson et Cie, Paris.
- SIEGRIST, H., ALDER, A., GUJER, W. et GIGER, W. (1988) : Verhalten des organischen Komplexbildner NTA und EDTA in Belebungsanlagen. Gaz-Eaux-Eaux usées, No 3, 101-109.
- 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.
- SUPELCO REPORTER (1986) : Solid phase extraction provides interference free samples for analysing triazines herbicides, Volume V₁, 11-12.

EVOLUTION DU PHYTOPLANCTON DU LEMAN

CAMPAGNE 1990

PAR

Roger REVACLIER

SERVICE CANTONAL D'ECOTOXICOLOGIE, CH 1211 GENEVE 8

et

Jean-Claude DRUART

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

RESUME

En 1990, l'analyse qualitative et quantitative du phytoplancton du Léman a montré que les algues nanoplanctoniques ont dominé tant en diversité (82 taxons sur 141 observés) qu'en biomasse (53.5 % de la biomasse moyenne), surtout au printemps. Parmi les taxons dominants, les cryptophycées (Rhodomonas et Cryptomonas) ont montré un fort développement, particulièrement dans le Petit Lac, où elles provoquèrent le phénomène des "eaux rouges". Ce phénomène de prolifération massive d'algues, qui rend nécessaire l'utilisation d'un traitement poussé pour la préparation d'eau potable, montre que la vocation du Léman à l'approvisionnement en eau de qualité n'est pas encore restaurée.

Comme l'année précédente, la biomasse moyenne est restée inférieure à celle des années antérieures, diminution imputable surtout à de faibles biomasses estivales. Cette évolution paraît liée à la diminution des stocks de phosphore des eaux du lac.

1. INTRODUCTION

L'étude du plancton est réalisée en 1990 à la station SHL2, comme les années précédentes. Elle comporte l'analyse de l'évolution qualitative et quantitative du phytoplancton. Cette année, le zooplancton, la chlorophylle et la production primaire feront l'objet de chapitres séparés.

2. METHODES

Les méthodes d'analyse biologique n'ont pas été modifiées par rapport aux années antérieures et leurs grandes lignes sont rappelées ci-dessous.

Le phytoplancton est étudié à partir d'échantillons d'eau de la couche 0-10 mètres prélevés avec un appareil intégrateur. L'examen qualitatif et quantitatif est effectué au microscope inversé, après fixation au lugol et concentration des organismes par sédimentation en chambre d'Utermöhl.

3. PHYTOPLANCTON

3.1 Fréquence des espèces

En 1990, 141 taxons différents ont été identifiés (142 en 1988 et 137 en 1989), parmi lesquels 82 taxons nanoplanctoniques (plus grande dimension inférieure à 50 μm et biovolume plus petit que 10'000 μm^3 et 51 taxons de taille et biovolume supérieurs (microplancton) ont été observés. La part des taxons nanoplanctoniques par rapport aux microplanctoniques est en 1990 nettement plus importante que les années antérieures (69 en 1988 et 68 en 1989).

TABLEAU 1 - Nombre de taxons de micro et nanoplancton

	Micro	Nano	Nbre Total
Cyanophycées	10	2	12
Dinophycées	5	3	8
Cryptophycées	0	6	6
Chrysophycées	3	6	9
Diatomées (*)	16(3)	26(5)	42(8)
Chlorophycées	15	35	50
Conjuguées	10	4	14
TOTAL 1990	59	82	141
Moyenne 1986-1990	66	72	138

(*) = Diatomées centriques.

Parmi ces taxons, 87 (62 %) ont atteint ou dépassé l'unité /ml (95, soit 69 % en 1989). Ces valeurs sont semblables à celles obtenues en 1988 (85 soit 60%). 58 % des taxons étaient nanoplanctoniques contre 50 % en 1989.

3.2 Variations dans les principaux groupes (figure 1)

Cyanophycées

Contrairement aux années précédentes, les cyanophycées ont montré un développement plus important, surtout le 3 septembre. Les espèces principales sont *Aphanizomenon flos-aquae* et *Aphanothece clathrata* var. *rosea*. Le 18 septembre et le 1er octobre, certaines zones du lac étaient colorées en rose pâle. Nous n'avons pas retrouvé ce phénomène dans les prélèvements d'eau brute car cette cyanophycée a un développement maximum au-dessous de 10 m de profondeur. *Oscillatoria rubescens*, bien que présente toute l'année, est restée très discrète.

Dinophycées

Après un fort développement en 1989 (35 cel/ml), *Ceratium hirundinella* a fortement régressé cette année. Le maximum a été atteint le 18 septembre avec 14 cel/ml.

Il faut noter l'apparition durant les mois d'avril et mai, d'un petit *Peridinium* sp non déterminé.

Cryptophycées

L'année 1990 a été marquée par un très fort développement des cryptophycées.

Cryptomonas sp, avec 1'095 cel/ml le 12 avril, a eu un développement comparable à celui de 1986 (1'110 cel/ml le 23 mars).

Rhodomonas minuta var. *nannoplanctica* a atteint le 9 mai des valeurs jamais enregistrées dans le Grand Lac (9'815 cel/ml). Elles n'étaient que de 4'632 cel/ml en 1987.

Un phénomène jamais vu dans le Petit Lac a été enregistré à Genève le 20 mars 1990. L'eau du lac était brun-rouge. Les comptages effectués ont montré une prolifération extraordinaire de *Rhodomonas minuta* et sa variété *nannoplanctica* (34'000 cel/ml le 20 mars). Ce phénomène des "eaux rouges" s'est développé sur une durée d'environ 8 jours, du 12 au 20 mars. A cette occasion, on a pu calculer un temps de doublement inférieur à 2 jours pour cette espèce (1 jour et 20 heures). A la même date, les valeurs obtenues dans le grand lac étaient nettement moins importantes puisqu'elles n'étaient que de 4'800 cel/ml, avec un temps de doublement de 3 ½ jours. Ce phénomène inhabituel a causé de gros problèmes au service de distribution d'eau potable à Genève (voir l'interview de R. REVACLIÉRIE publié dans *Lémaniques* N° 3 de septembre 1990). La même situation s'est reproduite en avril 1991, avec une intensité semblable mais une durée plus brève.

Dans le Grand Lac, *Rhodomonas minuta* a montré un développement normal avec 224 cel/ml le 2 avril.

Une petite algue du genre *Chroomonas* a fait son apparition le 21 mai.

Euglenophycées

Aucune espèce de cette classe n'a été identifiée cette année.

Chrysophycées

Dinobryon sociale a très fortement régressé (46 cel/ml contre 472 cel/ml en 1989). *Erkenia subaequiciliata*, après un développement très important en 1989 (11'012 cel/ml), retrouve des valeurs plus faibles (7'581 cel/ml) mais dépassant celles des années antérieures à 1989.

Diatomées

La diversité des diatomées a encore augmenté cette année par rapport aux années précédentes :

Nombre d'espèces	1986	1987	1988	1989	1990
Diatomées pennées	28	21	24	32	42
Diatomées centriques	7	7	7	8	8

L'augmentation a porté surtout sur les diatomées pennées d'origine littorale, le nombre des centriques restant identique.

Stephanodiscus minutulus a encore régressé par rapport aux années précédentes (4'514 cel/ml en 1990, 8'753 en 1989 et 11'560 en 1988).

Asterionella formosa n'a pas retrouvé son développement de 1989 (423 cel/ml en 90 contre 904 en 1989). Elle se développe principalement à deux périodes de l'année, avril et fin juillet.

Fragilaria crotonensis, avec un maximum de 1'686 cel/ml le 6 août, amorce une petite régression par rapport à 1989, mais les valeurs obtenues sont sensiblement identiques à celles de 1987 et 1989 qui étaient respectivement de 1'961 et 1'730 cel/ml.

Cyclotella comta, diatomée centrique apparue brutalement en juin 1989, avait atteint 36 cel/ml en septembre 1989. En 1990 avec 171 cel/ml le 9 mai, elle montre un fort accroissement. Elle a été rencontrée dans 17 des 21 campagnes de l'année 1990. D'après la littérature, cette espèce est distribuée dans les lacs oligotrophes à mésotrophes mais disparaîtrait dans les stations trop eutrophisées.

Diatoma elongatum, qui avait montré un développement important en 1988, a quasi disparu du phytoplancton lémanique : maximum 2 cel/ml le 6 août.

Six nouveaux taxons d'origine plutôt littorale font leur apparition dans la flore du lac : *Amphora pediculus* Kütz.; *Caloneis* sp.; *Fragilaria construens* var. *binodis* (Ehr.) Grun; *Navicula scutelloides* W. Smith; *Nitzschia dissipata* (Kütz.) Grun et *Surirella elegans* Ehr.

Chlorophycées

Avec 50 espèces, cette classe est la plus diversifiée et cette année elle s'est enrichie d'une nouvelle espèce : *Crucigeniella crucifera* (Wolle) Kom.

La petite *Chlorella vulgaris* est la chlorophycée la plus abondante. Elle montre un développement maximum sensiblement égal à celui de 1989 : 26'890 cel/ml. Le nombre de *Chlorella* a doublé tous les trois jours, en moyenne, entre le 5 mars et le 2 avril !

Ankyra judayi abondante le 6 juin (486 cel/ml) a montré un développement important de zoospores (467 cel/ml). C'est la première fois que ce phénomène s'observe dans le Léman.

Quelques autres taxons de cette classe sont également abondants : *Oocystis lacustris* (585 cel/ml le 6 août); *Pediastrum duplex* (282 cel/ml le 6 août); *Chlamydomonas conica* var. *subconica* (192 cel/ml le 25 juillet) et *Sphaerocystis schroeteri* (68 cel/ml le 25 juillet).

Conjuguées

Mougeotia gracillima : autrefois abondante, cette algue filamenteuse est devenue discrète depuis quelques années; elle n'a été retrouvée que le 18 septembre avec 0.2 cel/ml.

Dans cette classe, le taxon le plus fréquent et le plus abondant est *Closterium acutum* var. *variabile*. Il se retrouve 18 fois sur les 21 campagnes. Le maximum rencontré a été de 30 cel/ml le 3 septembre.

Staurastrum messikommeri f. *planctica*, *Cosmarium depressum* var. *planctonicum* et *Closterium aciculare* sont également des taxons fréquents de cette classe.

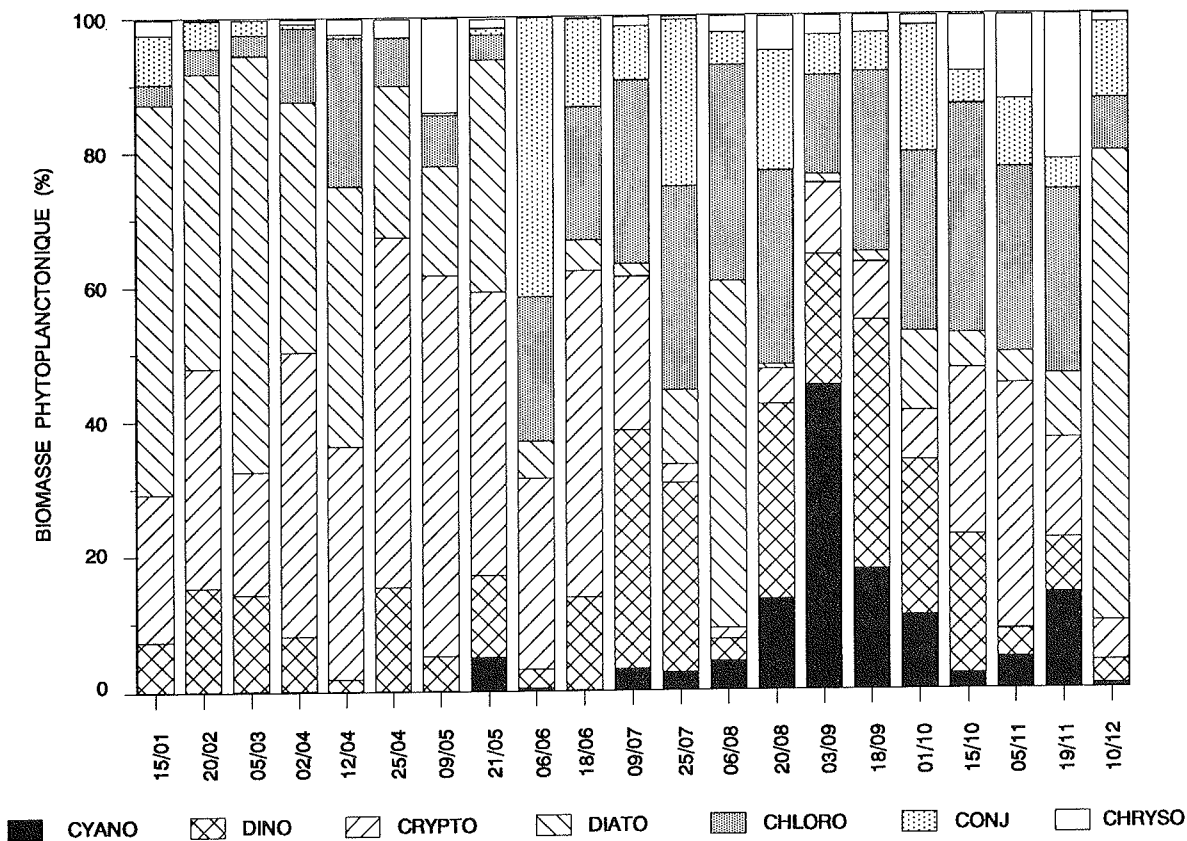


Figure 1 : Variations saisonnières de la distribution des classes d'algues en pourcentage de la biomasse totale (Léman - SHL 2, 1990)

3.3 Evolution de la biomasse

La liste des espèces les plus abondantes et de leurs proportions respectives dans la biomasse se trouve au tableau 2.

En 1990, sur 141 espèces dénombrées, 30 constituent environ 90 % de la biomasse totale et 2 espèces (*Ceratium hirundinella* et *Cryptomonas* sp), 30 %.

La composition du groupe des espèces dominantes dans la biomasse varie d'une année à l'autre. Ainsi, parmi les 30 espèces dominantes en 1990, 21 sont également dominantes à des degrés divers en 1989, 17 en 1988 et seulement 16 en 1987.

Comme chaque année, on peut distinguer plusieurs phases dans la succession saisonnière des différentes espèces (figures 1 et 2) :

- une phase hivernale à faible production phytoplanctonique, dominée cette année par des espèces nanoplanktoniques dès le début de la saison et des biomasses faibles, inférieures à 500 mg/m³.
- une phase printanière avec une rapide et forte poussée des espèces nanoplanktoniques (*Rhodomonas*, *Cryptomonas*, *Stephanodiscus*, *Chlamydomonas*) et quelques espèces microplanktoniques de faible importance.

En 1990, cette phase démarre entre le 5 mars et le 2 avril, amorcée par *Chlorella vulgaris*.

- la phase des eaux claires qui succède à cette première grosse poussée algale précoce est moins complète cette année : minimum le 21 mai avec 1'440 unités/ml, contre le 5 juin et 309 unités/ml en 1989. Une quantité non négligeable d'espèces nanoplanctoniques n'a pas été consommée par le zooplancton malgré l'importance de ce dernier à cette époque.
- la phase estivale qui suit cette phase des eaux claires, démarre par le développement d'espèces microplanctoniques (*Pediastrum boryanum*, *Ceratium hirundinella* entre autres). Il est à noter que *Fragilaria crotonensis* et *Asterionella formosa* sont restées très discrètes durant cette période.

Cette phase se termine dans la seconde moitié de septembre avec un développement relativement important des *Cyanophycées*, *Dinophycées* et *Chlorophycées*.

- la phase automnale, d'octobre à décembre, est caractérisée par des diatomées : *Stephanodiscus neoastraea* nanoplanctonique et *Asterionella formosa* qui appartient au microplancton classique du Léman.

Comme les années précédentes, on retrouve deux périodes de développement de la biomasse. La première au printemps, avec le pic le plus important (3'702 mg/m³ le 21 mai), pic nettement plus tardif que celui de 1989 (3'533 mg/m³ le 24 avril). La seconde période, en été, est précédée par la phase des eaux claires. Cette phase est caractérisée par une biomasse demeurée relativement élevée (272 mg/m³ le 21 mai), mais intervenant plus précocement que celle observée en 1989 (5 juin). Le démarrage de la phase estivale a été également avancé du fait de conditions climatiques très favorables. On observe alors deux pics : 1'689 mg/m³ le 25 juillet et 1'590 le 3 septembre séparés par un minimum atténué.

La période du 18 juin au 18 septembre a donc été relativement homogène avec une biomasse moyenne de 1'391 mg/m³, un maximum de 1'689 mg/m³ et un minimum de 1'051 mg/m³. Les années précédentes, les pics étaient beaucoup plus marqués.

En moyenne, le nanoplancton a produit 53.5 % de la phytomasse planctonique, contre 37.6 % en 1989.

La diminution de la biomasse moyenne en 1989 s'est maintenue en 1990 (tableau 2). Il faut néanmoins remarquer que la biomasse maximale observée reste relativement importante au printemps (3'700 mg/m³ le 25 avril), mais le maximum d'été est en nette diminution.

Durant ces cinq dernières années, la biomasse printanière moyenne (de janvier à la phase des eaux claires) semble gagner en importance par rapport à la biomasse estivale moyenne étendue au reste de l'année. Cette tendance apparaît nettement dans l'augmentation du rapport des biomasses des 2 phases : 0.35 en 1986 et 1.31 en 1990 (tableau 3).

Cette observation peut s'expliquer par l'épuisement toujours plus rapide en nutriments (phosphore en particulier) du milieu lacustre dans la première période de prolifération : les stocks disponibles au début de la phase étant plus faible d'année en année dans la tranche d'eau superficielle exploitée par le plancton.

Une autre observation peut conforter la précédente : le record annuel de biomasse s'est déplacé de l'été (août-septembre, en 1986-88) au printemps (avril, en 1989-90). La diminution du stock de phosphore biodisponible au début du printemps, dû à la fois à la non homogénéisation de la masse d'eau et à la diminution des apports, conduit à un appauvrissement accru des couches superficielles de la période estivale. Cette pauvreté relative en phosphore ne permet plus, alors, la production d'une biomasse aussi importante qu'autrefois.

Les changements qualitatifs et quantitatifs observés seront-ils durables et sont-ils les signes objectifs d'une évolution favorable de la qualité des eaux du Léman ? L'intense prolifération de *Rhodomonas* au printemps 1990, observée dans le Petit Lac, et renouvelée en 1991, doit nous inciter à une certaine prudence dans l'optimisme.

TABLEAU 2 - Biomasse relative des espèces les plus abondantes (Léman SHL 2, 1987 à 1990)

ESPECES	% DE BIOMASSE			
	1987	1988	1989	1990
CYANOPHYCEES				
<i>Aphanothece clathrata</i> v. <i>rosea</i>	2.1 *	0.6	0.9 *	4.4 *
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>		0.7	0.5 *	1.6 *
<i>Oscillatoria rubescens</i>		2.0	0.1	0.4
DINOPHYCEES				
<i>Gymnodinium helveticum</i>	1.0 *	1.4 *	1.5 *	0.9 *
<i>Gymnodinium excavatum</i>				0.7 *
<i>Peridinium willei</i>	1.0 *	1.2 *	1.0	0.8 *
<i>Peridinium</i> sp				0.7 *
<i>Ceratium hirundinella</i>	24.9 **	2.3 *	17.5 **	11.8 **
CRYPTOPHYCEES				
<i>Cryptomonas</i> spp	10.2 **	4.4	18.6 **	18.2 **
<i>Rhodomonas minuta</i>	3.0 *	1.4	8.0 **	1.6 *
<i>Rhodomonas minuta</i> v. <i>nannoplantica</i>	2.7 *	2.4 *	7.3 **	8.5 **
CHRYSOPHYCEES				
<i>Dinobryon sociale</i>	0.1	11.1 **	2.0 *	0.3
<i>Erkenia subaequiciliata</i>	1.0 *	1.2 *	2.9 *	2.6 *
DIATOMEES				
<i>Melosira islandica</i> subsp. <i>helvetica</i>	2.3 *	0.4	2.6 *	1.2 *
<i>Stephanodiscus neoastraea</i>	1.7 *	2.0 *	0.3	5.4 **
<i>Stephanodiscus alpinus</i>	2.6 *	0.4		
<i>Stephanodiscus minutulus</i>	7.1 **	2.8 *	4.9 *	1.5
<i>Diatoma elongatum</i>		8.7 **	0.1	
<i>Fragilaria crotonensis</i>	3.7 *	3.9 *	6.9 *	4.3 **
<i>Asterionella formosa</i>	0.6	9.5 **	3.9 *	2.2 *
<i>Synedra acus</i> v. <i>angustissima</i>	3.6 *	3.2 *	1.0 *	1.1 *
<i>Synedra acus</i> v. <i>radians</i>		1.6 *	0.5 *	
<i>Cyclotella comta</i>			0.6 *	2.2 *
CHLOROPHYCEES				
<i>Chlamydomonas</i> sp	3.5 *	0.8 *	0.4	3.0 *
<i>Chlamydomonas proboscigera</i>	1.2 *	3.4 *	0.5 *	
<i>Tetraselmis cordiformis</i>	3.3 *	0.8 *	0.5 *	0.1
<i>Eudorina elegans</i>	7.8 **	0.3	0.6 *	1.3 *
<i>Tetraedron minimum</i>			0.2	0.6 *
<i>Oocystis lacustris</i>			0.2	0.6 *
<i>Botryococcus braunii</i>	2.7 *			
<i>Pediastrum boryanum</i>	0.4	3.4 *	2.4 *	3.7 *
<i>Pediastrum duplex</i>			1.2 *	0.9 *
<i>Ulothrix</i> sp		2.9 *		
<i>Ulothrix subtilissima</i>		2.8 *		
<i>Phacotus lendneri</i>			1.8	0.9
CONJUGUEES				
<i>Mougeotia gracillima</i>		4.7 **		2.9 *
<i>Closterium aciculare</i>		11.1 **	1.1 *	1.6 *
<i>Closterium ehrenbergii</i>				2.9 *
<i>Staurastrum cingulum</i>	5.4 *	1.5 *	0.7 *	0.6 *
<i>Staurastrum sebalzii</i>			1.0 *	0.3
<i>Staurastrum messikommeri</i> f. <i>planctica</i>				1.4 *
Nombre d'espèces * et **	20	25	26	30
% cumulé (~ 90 %)	90.8	90.5	90.4	90.1
Nombre d'espèces ** cumulé (~ 50 %)	4	6	4	6 %
	50.0	49.5	51.4	52.6

** : espèces très abondantes

* : espèces abondantes

TABLEAU 3 - Biomasse annuelle moyenne, biomasses saisonnières et biomasses maximales (mg/m³) à SHL 2 de 1986 à 1990

Année	1986	1987	1988	1989	1990
biomasse annuelle moyenne	1'357	1'952	1'463	979	1'013
biomasse printanière moyenne (BP)	727	1'487	1'035	933	1'187
biomasse estivale moyenne (BE)	2'057	2'375	1'784	1'014	906
BP / BE	0.35	0.63	0.58	0.92	1.31
biomasse printanière maximale (mois)	1'970 (5)	4'851 (5)	3'088 (4)	3'534 (4)	3'702 (4)
biomasse estivale	3'862 (9)	11'110 (8)	3'716 (9)	2'329 (7)	1'689 (9)

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

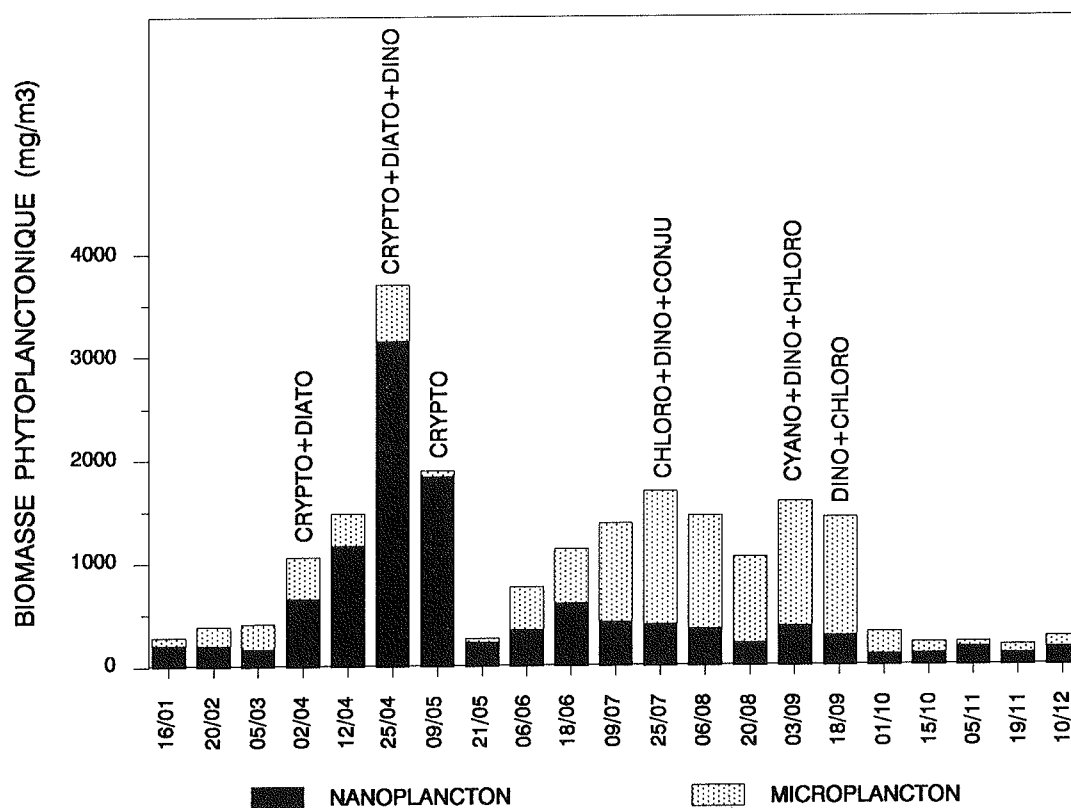


Figure 2 : Variations saisonnières de la biomasse phytoplanktonique (Léman - SHL 2, 1990)

4. CONCLUSIONS

Les importantes différences qualitatives et quantitatives observées ces quatre à cinq dernières années, montrent la grande instabilité des communautés phytoplanctoniques du Léman : les schémas de succession des espèces, la proportion des différentes classes d'algues, la part du nanoplancton dans la biomasse etc..., varient de façon importante d'une année à l'autre, ce qui rend l'interprétation des résultats délicate.

Néanmoins, une certaine tendance à la diminution globale des biomasses semble se dégager, suggérant l'effet bénéfique de la diminution du stock de phosphore dans les eaux du lac. Des proliférations intenses et ponctuelles restent malgré tout possibles, comme l'a montré le développement explosif de *Rhodomonas minuta* en mars 1990 dans le Petit Lac.

EVOLUTION DU ZOOPLANCTON DU LEMAN

Campagne 1990

PAR

Gérard BALVAY

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

RESUME

L'étude du zooplancton dans le lac Léman (SHL 2, 1990) met en évidence une stabilité de la composition systématique du zooplancton. L'abondance des calanides n'a pas évolué par rapport à 1989 tandis que les cladocères et les cyclopidés sont en régression alors que la population rotatorienne poursuit toujours son expansion, en particulier pour les espèces oligotrophes et oligo-mésotrophes qui constituent en 1990 la majorité des rotifères.

1. INTRODUCTION

L'étude réalisée en 1990 dans le cadre de la CIPEL, à la station SHL 2, comporte comme par le passé le suivi de la dynamique saisonnière des rotifères et des entomostracés, abordée quantitativement (composition du peuplement) et qualitativement (abondance des diverses espèces et estimation de la biomasse en poids frais).

Les variations des différentes espèces zooplanctoniques sont conditionnées par les caractéristiques thermiques du milieu et l'abondance de la nourriture (phytoplancton, bactéries et détritus); elles dépendent également de la compétition interspécifique au sein du zooplancton et de la prédation exercée par les poissons planctonophages.

2. METHODES

Le zooplancton est recueilli par des traits verticaux effectués depuis la profondeur de 50 mètres jusqu'en surface, avec un filet à vide de maille de 64 μm (rotifères) ou de 200 μm (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 examinés au microscope standard sur lame de comptage à partir d'un sous-échantillon, sauf les cladocères prédateurs (*Leptodora*, *Bythotrephes*) qui sont dénombrés à partir du prélèvement total du zooplancton.

3. BIOVOLUME SEDIMENTE

3.1 Variations saisonnières

Peu abondant en hiver, le zooplancton commence à se développer rapidement à partir du début avril pour atteindre son abondance maximale le 6 juin avec 582 ml.m^{-2} (650 ml.m^{-2} en juin 1989) (figure 1). Durant cette période, le développement de la biomasse phytoplanctonique entraîne une réduction progressive de la transparence des eaux qui atteint son minimum printanier le 9 mai (2 m). A partir de cette date débute la phase des eaux claires (BALVAY et al., 1990) : la transparence augmente rapidement pour atteindre son maximum printanier le 6 juin (9.2 m) lorsque les cladocères filtreurs (*Daphnia* en particulier) présentent leur abondance maximale, leur filtration entraînant une sévère réduction de la biomasse nanophytoplanctonique (REVACLIER & DRUART, 1991); le microphytoplancton semble moins utilisé par les entomostracés herbivores, cette fraction algale pouvant être responsable de l'augmentation de la production primaire algale dont le minimum était intervenu le 21 mai (PELLETIER, 1991). La population des cladocères filtreurs diminue passagèrement à la mi-juin avant de croître à nouveau en début juillet. Le phytoplancton qui avait recommencé à se développer (réduction de la transparence à 5.9 m le 18 juin) est à nouveau limité le 9 juillet par suite d'une augmentation temporaire d'abondance des daphnies, avec accroissement simultané de la transparence (8.6 m). Le biovolume sédimenté de zooplancton diminue ensuite progressivement, les variations observées étant en rapport avec le développement saisonnier des différentes espèces d'entomostracés.

Dans ses grandes lignes, l'évolution saisonnière du biovolume sédimenté est identique en 1989 et 1990.

3.2 Evolution à long terme

Depuis le minimum observé en 1988 (116.6 ml.m^{-2}), le biovolume moyen annuel du zooplancton sédimenté continue à augmenter pour atteindre 148 ml.m^{-2} en 1990, volume légèrement supérieur à celui de 1989 (139 ml.m^{-2}), mais qui reste néanmoins inférieur aux biovolumes mesurés avant 1981, lors de la phase d'eutrophisation croissante du Léman (figure 2) (BALVAY, 1990).

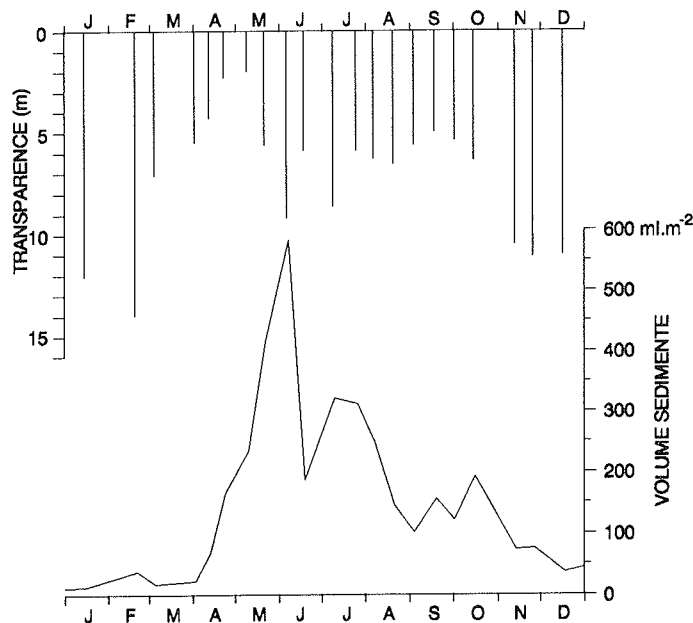


FIGURE 1 : EVOLUTION DE LA TRANSPARENCE DES EAUX et de
L'ABONDANCE DU ZOOPLANCTON (LEMAN, SHL 2, 1990)

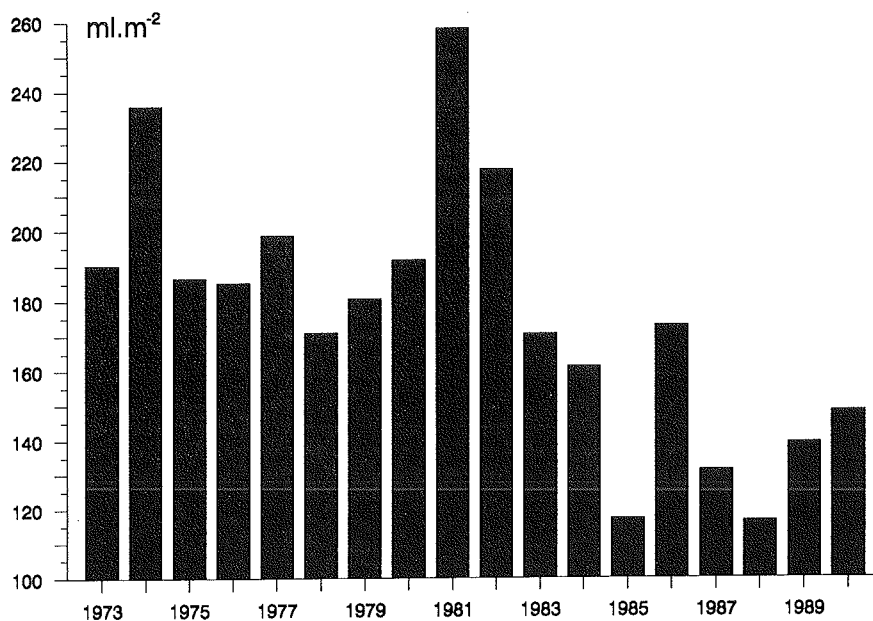


FIGURE 2 : EVOLUTION A LONG TERME DU BIOVOLUME DE ZOOPLANCTON SEDIMENTE (MOYENNES ANNUELLES) (LEMAN, SHL 2, 1990)

4. COMPOSITION DE LA BIOCENOSE ZOOPLANCTONIQUE

La composition systématique de la biocénose zooplanctonique n'a pratiquement pas évolué entre 1989 et 1990. Vingt espèces de rotifères ont été inventoriées dans la zone pélagique du Léman (SHL 2) au lieu de dix-neuf en 1989 (tableau 1). Le peuplement des entomostracés est identique à celui observé l'année précédente avec cependant la présence de quelques *Ceriodaphnia* au centre du Grand Lac en 1990.

Si les variations qualitatives sont peu marquées, il n'en est pas de même de l'aspect quantitatif du zooplancton qui présente de nettes différences par rapport à 1989.

4.1 Rotifères

4.1.1 Abondance des rotifères

La population des rotifères est toujours en forte progression avec l'apparition d'un très important pic printanier dû au développement exceptionnel de *Conochilus unicornis* (17'145'000 rotifères.m⁻² dont 11'587'000 *Conochilus*) (figure 3). Cette valeur du pic de printemps est la plus élevée observée jusqu'à présent (tableau 2).

TABLEAU 1 - Liste des espèces dans la zone pélagique du Léman en 1990 (SHL 2)

ROTIFERES**ASPLANCHNIDAE***Asplanchna priodonta***BRACHIONIDAE**

Brachionus angularis
Kellicottia longispina
Keratella cochlearis
K. cochlearis var. *tecta*
K. cochlearis var. *hispida*
Keratella quadrata
Notholca caudata

COLLOTHECIDAE*Collotheca pelagica***CONOCHILIDAE***Conochilus unicornis***EUCHLANIDAE***Euchlanis dilatata***FILINIIDAE***Filinia terminalis***GASTROPODIDAE**

Ascormopha ovalis
Ascormopha saltans
Gastropus stylifer

PHILODINIDAE*Philodina* sp.**SYNCHAETIDAE**

Ploesoma hudsoni
Polyarthra dolichoptera
Polyarthra vulgaris
Synchaeta oblonga
Synchaeta pectinata

TESTUDINELLIDAE*Pompholyx sulcata***ENTOMOSTRACES****DAPHNIIDAE**

Ceriodaphnia sp.
Daphnia hyalina
Daphnia hyalina var. *pellucida*
Daphnia galeata
Daphnia (hybrides *hyalina/galeata*)
Daphnia longispina

BOSMINIDAE*Bosmina longispina***POLYPHEMIDAE***Bythotrephes longimanus***LEPTODORIDAE***Leptodora kindtii***DIAPTOMIDAE***Eudiaptomus gracilis***CYCLOPIDAE**

Acanthocyclops robustus
Cyclops vicinus
Cyclops prealpinus
Macrocyclops albidus

MOLLUSQUES*Dreissena polymorpha*

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

	1988	1989	1990
Moyenne annuelle	1'279'000	1'466'000	1'783'000
Pic majeur (Date)	9'907'000 (05.07)	6'536'000 (02.10)	17'145'000 (21.05)
Pic secondaire (Date)	726'000 (12.12)	3'504'000 (05.06)	3'039'000 (09.07)

Bien qu'en régression numérique marquée, *Polyarthra dolichoptera-vulgaris* représente cette année encore l'élément dominant de la biocénose rotatorienne, tout en étant très fortement concurrencé par *Keratella cochlearis* et surtout par *Conochilus unicornis* dont les effectifs sont en très forte progression (tableau 3).

Ce maintien de *Polyarthra* en position dominante vient quelque peu perturber le phénomène d'alternance régulière des espèces dominantes dans le Léman (BALVAY & LAURENT, 1990).

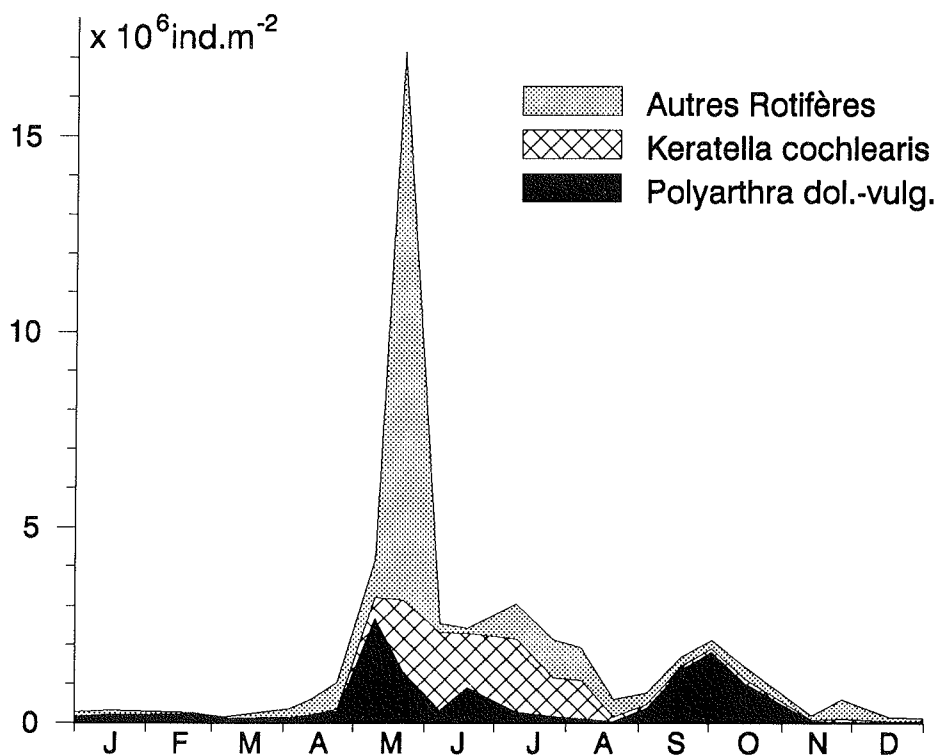


FIGURE 3 : EVOLUTION DE L'ABONDANCE SAISONNIERE DES ROTIFERES (LEMAN, SHL 2, 1990)

TABLEAU 3 - Abondance et importance relative des principales espèces de rotifères (Léman, SHL 2, 1990)

Espèces	1989		1990	
	ind.m ⁻²	%	ind.m ⁻²	%
<i>Polyarthra dol. + vulg.</i>	639'800	43.7	474'400	26.6
<i>Conochilus unicornis</i>	108'800	7.4	452'800	25.4
<i>Keratella cochlearis</i>	351'000	23.9	433'100	24.3
<i>Synchaeta oblonga</i>	91'700	6.3	106'000	5.9
<i>Kellicottia longispina</i>	64'200	4.4	73'500	4.1
<i>Keratella quadrata</i>	36'100	2.5	70'800	4.0
<i>Pompholyx sulcata</i>	90'200	6.2	58'100	3.3
<i>Notholca caudata</i>	10'900	0.7	37'800	2.1
<i>Ascomorpha ovalis</i>	22'700	1.6	31'300	1.8
<i>Synchaeta pectinata</i>	22'100	1.5	22'000	1.2
<i>Asplanchna priodonta</i>	18'700	1.3	7'000	0.4
<i>Ascomorpha saltans</i>	2'300	0.2	11'300	0.6

4.1.2 Biomasse des rotifères

L'évolution de la biomasse totale (poids frais) des rotifères suit de près les changements d'abondance numérique de ces organismes (figure 4). La participation d'*Asplanchna priodonta*, rotifère omnivore, dans la biomasse totale des rotifères est en diminution par rapport à 1989. Mis à part le très important pic de biomasse observé le 21 mai 1990 (9.9 g.m⁻²), les variations saisonnières en été et en automne sont peu marquées, sans pics nettement différenciés.

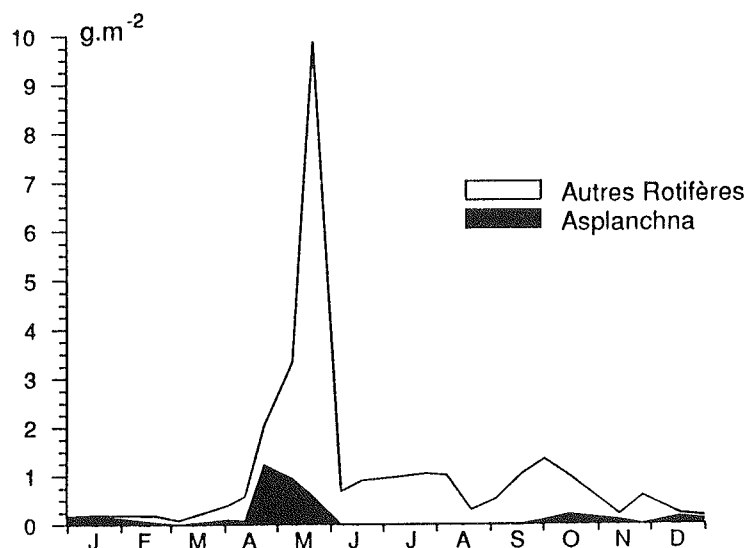


FIGURE 4 : EVOLUTION SAISONNIERE DE LA BIOMASSE (POIDS FRAIS) DES ROTIFERES (LEMAN, SHL 2, 1990)

4.2 Entomostracés

4.2.1 Abondance et cycle annuel des entomostracés

Les entomostracés sont globalement en régression par rapport à l'année précédente, tant en moyenne annuelle que lors des pics principaux (tableau 4).

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

	1988	1989	1990
Moyenne annuelle	381'000	663'000	497'000
Pic majeur (Date)	1'061'000 (09.05)	2'483'000 (05.06)	1'880'000 (21.05)
Pic secondaire (Date)	789'000 (05.07)	1'307'000 (02.10)	789'000 (15.10)

Les calanides (*Eudiaptomus gracilis*) ne présentent pas d'importantes variations d'abondance au cours de l'année (figure 5) bien que leur participation relative au sein du zooplancton crustacéen varie entre 70 % des individus en hiver et 20 % au printemps et durant la saison chaude.

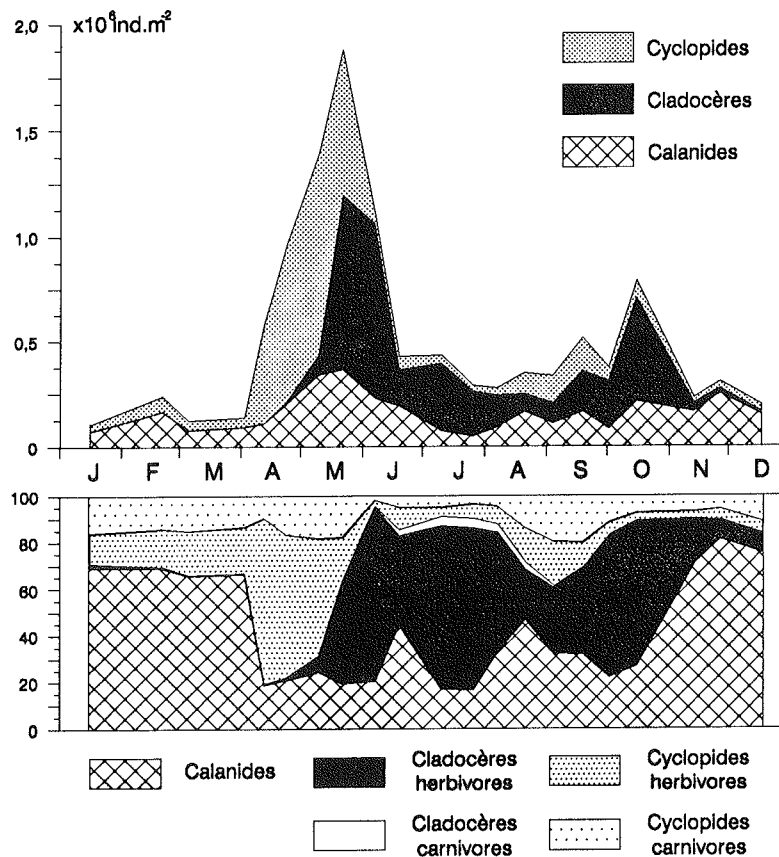


FIGURE 5 : VARIATIONS SAISONNIERES DE L'ABONDANCE
DES ENTOMOSTRACES ET IMPORTANCE RELATIVE
DES DIFFERENTS GROUPES (LEMAN, SHL 2, 1990)

Les cladocères et les cyclopidés présentent au contraire d'importantes variations d'abondance au cours de l'année, contribuant à la formation des pics de printemps (cyclopidés + cladocères) et d'automne (cladocères).

Au cours de l'année, ce sont les organismes phytophages qui constituent la fraction la plus importante du zooplancton crustacéen, la participation des organismes carnivores étant soit relativement constante au cours de l'année (cyclopidés carnivores) ou plus importante durant la saison estivale (cladocères carnivores : *Leptodora* et *Bythotrephes*).

4.2.2 Cladocères

Les cladocères sont en régression par rapport à 1989, tant en valeur moyenne annuelle que pour l'importance des pics saisonniers (tableau 5). L'abondance des cladocères varie très fortement au cours de l'année avec un pic majeur en mai (*Daphnia*) et deux pics secondaires en octobre (*Daphnia* + *Bosmina*) et juillet (*Daphnia*) (figure 6).

TABLEAU 5 - Evolution de l'abondance des cladocères (ind.m⁻²) (Léman, SHL 2)

	1988	1989	1990
Moyenne annuelle	99'000	266'000	176'000
Pic majeur (Date)	551'000 (08.06)	1'579'000 (05.06)	834'800 (06.06)
Pic secondaire (Date)	468'000 (05.07)	686'000 (05.07)	493'400 (15.10)

Le genre *Daphnia* regroupe un certain nombre d'espèces qui, sous leur forme typique, peuvent être facilement identifiées à *Daphnia longispina*, *D. galeata*, *D. hyalina* et var. *pellucida*. Mais il existe de nombreux morphotypes intermédiaires entre *D. hyalina* et *D. galeata*. *Daphnia hyalina* (avec les morphotypes voisins) constitue l'élément le mieux représenté parmi les cladocères.

Les cladocères prédateurs sont nettement moins abondants que les cladocères filtreurs. Parfois présents durant la saison froide (*Bythotrephes*), ils se développent surtout en été (environ 18'000 ind.m⁻²) avant de régresser en automne.

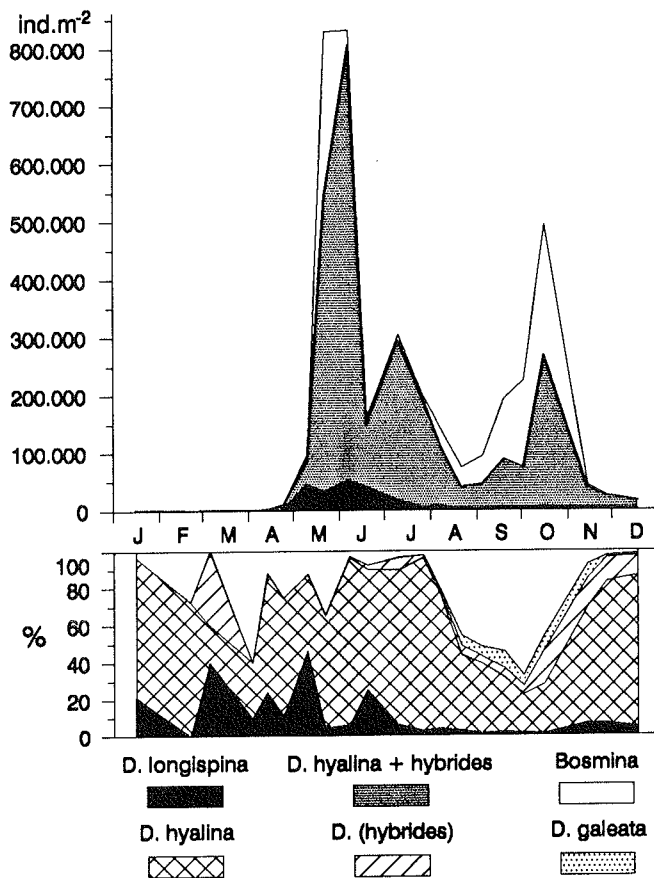


FIGURE 6 : EVOLUTION SAISONNIERE DES CLADOCERES HERBIVORES
(LEMAN, SHL 2, 1990)

4.2.3 Calanides

L'abondance moyenne annuelle des calanides reste identique à celle notée pour 1989, bien que les pics saisonniers soient inférieurs à ceux de l'année précédente (tableau 6).

TABLEAU 6 - Evolution de l'abondance des calanides (ind.m⁻²) (Léman, SHL 2)

	1988	1989	1990
Moyenne annuelle	140'000	157'000	157'000
Pic majeur (Date)	319'000 (09.05)	594'000 (05.06)	362'700 (21.05)
Pic secondaire (Date)	224'000 (05.07)	273'000 (06.03)	246'700 (26.11)

Les variations saisonnières d'abondance des calanides sont nettement plus faibles que celles des cladocères (figure 7), avec un pic majeur au printemps et plusieurs pics secondaires aux autres saisons, traduisant une activité reproductrice accrue avec augmentation saisonnière des *nauplii*.

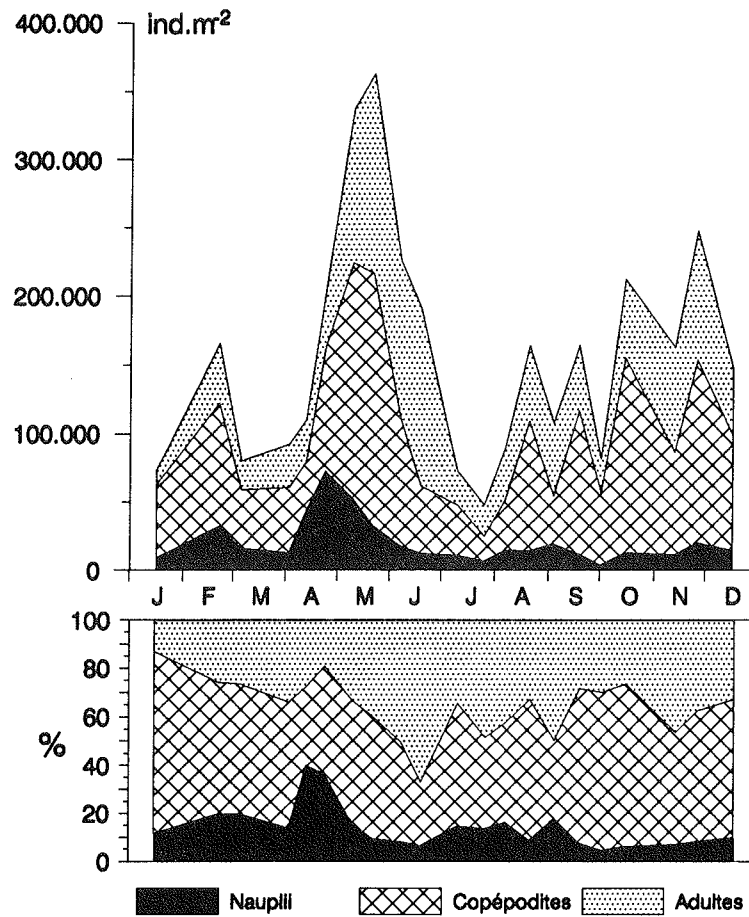


FIGURE 7 : EVOLUTION SAISONNIERE DES CALANIDES ET IMPORTANCE RELATIVE DES DIVERS STADES DE DEVELOPPEMENT (LEMAN, SHL 2, 1990)

4.2.4 Cyclopidés

Les cyclopidés présentent une abondance moyenne annuelle en régression, en raison de la forte réduction du pic automnal liée au moindre développement de *Acanthocyclops robustus* en été et en automne (tableau 7). Le pic de printemps, dû principalement à *Cyclops vicinus*, est resté stable (figure 8). *Cyclops prealpinus* est toujours peu abondant sauf en automne.

TABLEAU 7 - Evolution de l'abondance des cyclopidés (ind.m⁻²) (Léman, SHL 2)

	1988	1989	1990
Moyenne annuelle	142'000	250'000	164'000
Pic majeur (Date)	719'000 (09.05)	932'000 (22.05)	957'600 (09.05)
Pic secondaire (Date)	196'000 (14.03)	842'000 (02.10)	157'600 (18.09)

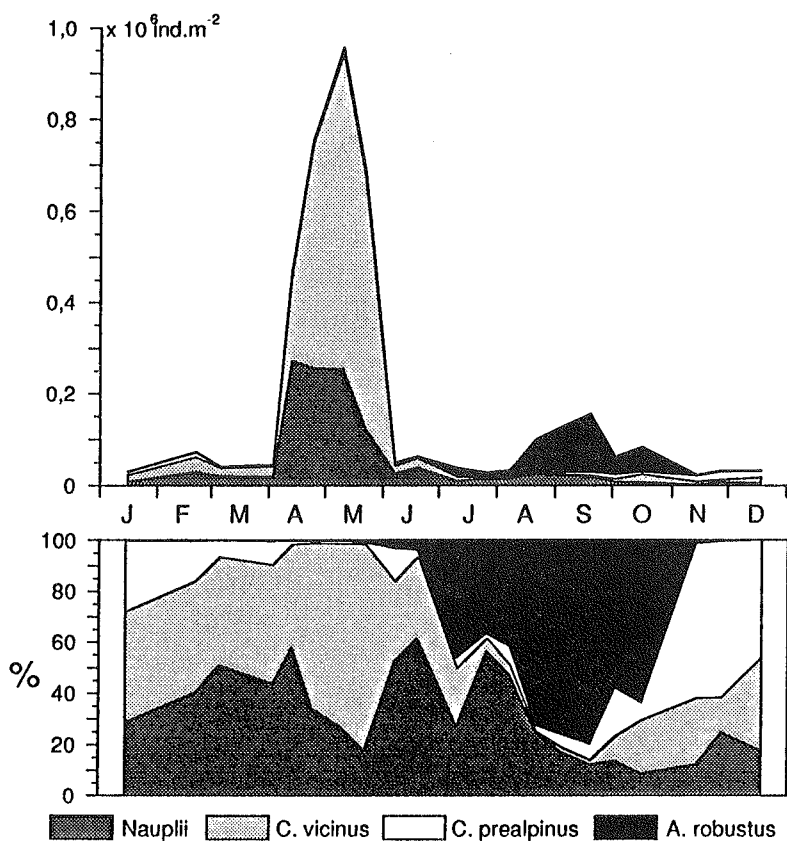


FIGURE 8 : ABONDANCE SAISONNIERE DES CYCLOPIDES ET
IMPORTANCE RELATIVE DES DIFFERENTES ESPECES
(LEMAN, SHL 2, 1990)

5. REMARQUES GENERALES SUR LE ZOOPLANCTON EN 1990

L'année 1990 a été, sur le plan thermique, plus chaude que les deux années précédentes : la température moyenne dans la couche 0 - 20 m a atteint 11.3 °C (10.8 et 10.9 °C pour 1988 et 1989), avec un hiver moins froid et un réchauffement printanier plus important qu'en 1989. Cette modification des caractéristiques thermiques des eaux épilimniques est certainement l'une des causes de l'intense développement des rotifères en mai et du pic plus précoce des entomostracés au printemps.

Sur le plan biologique, l'année 1990 est caractérisée par une augmentation du biovolume du zooplancton sédimenté, par l'abondance accrue des rotifères et la réduction des cyclopidés et des cladocères, les calanides ne variant que faiblement.

L'abondance des différentes espèces de rotifères, regroupées en fonction de leur statut d'indicateur trophique, lorsqu'il est connu, montre que cette biocénose évolue depuis 1988 (BALVAY, 1989; BALVAY & LAURENT, 1989). Le nombre des individus appartenant à des espèces oligotrophes (*Notholca*) et oligo-mésotrophes augmente, devenant dominants en 1990, alors que les espèces mésoeutrophes et eutrophes ne présentent qu'une légère régression (figure 9).

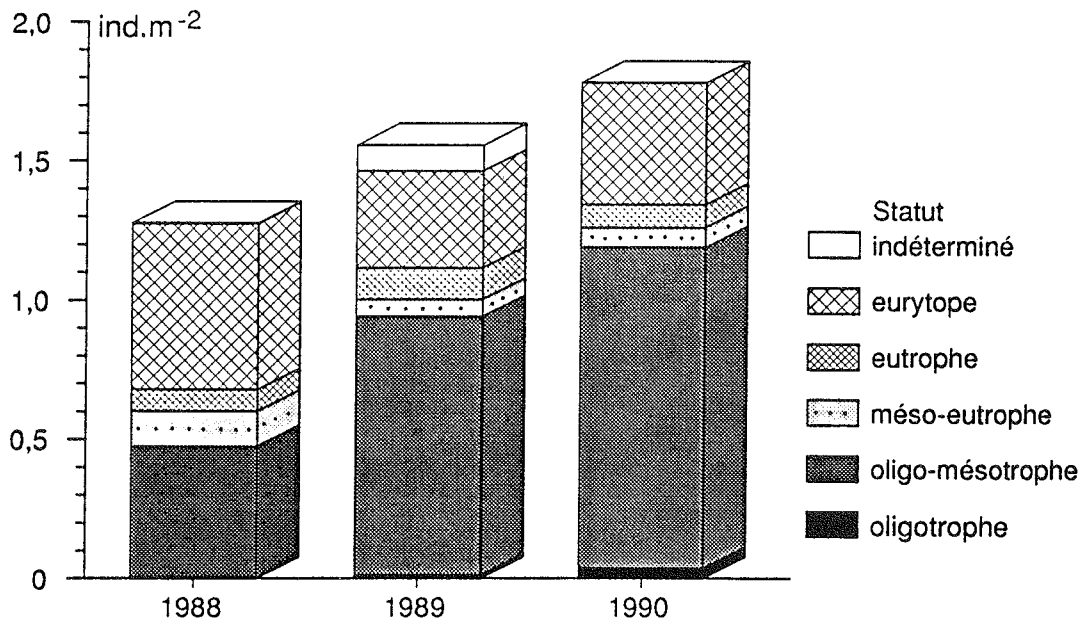


FIGURE 9 : ABONDANCE DES DIVERSES ASSOCIATIONS DE ROTIFERES EN FONCTION DE LEUR STATUT D'INDICATEUR DE TROPHIE

6. CONCLUSIONS

Dans ses grandes lignes, l'évolution saisonnière du biovolume sédimenté est identique en 1989 et 1990.

La composition systématique de la biocénose zooplanctonique n'a pratiquement pas évolué entre 1989 et 1990, mais les caractéristiques quantitatives du zooplancton présentent de profondes différences par rapport à l'année précédente :

- la population des rotifères est toujours en forte progression, avec un très important pic printanier dont l'intensité est la plus élevée observée jusqu'à présent, et avec une participation accrue des espèces oligotrophes et oligo-mésotrophes.
- les cladocères et les cyclopidés sont en régression par rapport à l'année précédente, tant en moyenne annuelle que lors des pics principaux; seule l'abondance moyenne annuelle des calanides reste identique à celle de 1989, bien que les pics saisonniers soient inférieurs à ceux de l'année précédente.

La régression numérique des cladocères en 1990 pourrait expliquer dans une certaine mesure l'augmentation relative de l'abondance des algues nanoplanctoniques (REVACLIER & DRUART, 1991) et la diminution corrélative de la valeur de la transparence moyenne annuelle qui est passée de 9.9 m en 1989 à 7.9 m en 1990.

Cependant, il semble que le zooplancton soit toujours dans une phase d'instabilité, les différentes espèces n'ayant pas encore trouvé leur nouvel état d'équilibre en raison des incessantes modifications qui affectent encore les caractéristiques du biotope et se répercutent également sur la structure et la dynamique du phytoplancton.

BIBLIOGRAPHIE

- BALVAY, G. (1989) : Evolution de la biocénose rotatorienne au cours des variations de l'état trophique du Léman et comparaison avec le lac de Constance. *Rev. Sci. Eau* 2 : 739-753.
- BALVAY, G. (1990) : Long-term changes in zooplankton abundance and water transparency in Lake Geneva. *Hydrobiologia* 207 : 31-36.
- BALVAY, G. et LAURENT, M. (1989) : Incidences des variations de l'état trophique sur les caractéristiques de la biocénose planctonique rotatorienne du lac Léman. *Archs Sci. Genève* 42 (2) : 341-365.
- BALVAY, G. et LAURENT, M. (1990) : Evolution quantitative à long terme des rotifères au cours de l'eutrophisation du lac Léman. *Aquatic Sciences* 52 (2) : 162-175.
- BALVAY, G., GAWLER, M. et PELLETIER, J.P. (1990) : Lake trophic status and the development of the Clear-Water Phase in Lake Geneva. In M. M. TILZER and C. SERRUYA (Eds) : Large lakes, ecological structure and function. Springer-Verlag Berlin: 580-591.
- PELLETIER, J.P. (1991) : Evolution de la production primaire ou production organique dans le Léman, *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1990*.
- REVACLIER, R. et DRUART, J.C. (1991) : Evolution du phytoplancton du Léman, *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1990*.

EVOLUTION DE LA PRODUCTION PRIMAIRE OU PRODUCTION ORGANIQUE DANS LE LEMAN

Campagne 1990

PAR

Jean Pierre PELLETIER

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

RESUME

La concentration en chlorophylle est une estimation de la biomasse du phytoplancton, alors que la production primaire exprime la vitesse de synthèse de la matière organique, et par conséquent le taux de renouvellement de la biomasse. En 1990, les maximums printaniers de biomasse et de production (près de 30 mg.m^{-3} de chlorophylle et plus de $4'200 \text{ mg C.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$) sont encore plus élevés que ceux des trois années précédentes. En revanche, en été et en automne, le développement du phytoplancton est fortement limité par les très faibles concentrations en phosphore qui subsistent dans la couche supérieure. A l'échelle de l'année, la concentration moyenne en chlorophylle dans les dix premiers mètres (4.8 mg.m^{-3}) reste faible et la production primaire ($258 \text{ g C.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$) présente une légère diminution par rapport aux valeurs particulièrement élevées des trois dernières années.

INTRODUCTION

La production primaire du Léman est essentiellement due au phytoplancton, les macrophytes de la zone littorale n'apportant qu'une production inférieure à 1 % de la production globale (WATTENHOFER, 1984)

La biomasse exprime l'importance du stock de phytoplancton existant à un instant donné. Or ce stock disparaît de la zone euphotique par le jeu de plusieurs processus : consommation par le zooplancton, décomposition par les bactéries et sédimentation. Son maintien apparent dans la zone euphotique résulte d'une multiplication rapide des algues unicellulaires qui le constituent. La production primaire exprime le taux de renouvellement du stock de phytoplancton. Le concept dynamique de production, assimilable à une vitesse, complète la notion statique de biomasse, insuffisante pour traduire l'état trophique d'un lac.

METHODES

Evaluer la production primaire revient à mesurer 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 carbone 14 comme traceur. On procède à des prélèvements d'eau à neuf profondeurs échelonnées dans la zone euphotique, jusqu'à 20 mètres de profondeur. Chaque échantillon, réparti dans trois 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* a lieu systématiquement pendant le tiers médian de la période diurne, ce qui facilite l'extrapolation des résultats à la journée entière. Après incubation, le phytoplancton contenu dans chaque flacon est recueilli sur une membrane filtrante de 0.8 micromètres de porosité et la quantité de ^{14}C incorporé dans le phytoplancton est mesurée par scintillation en milieu liquide. La connaissance du taux d'incorporation du ^{14}C permet de calculer la quantité de carbone assimilé par photosynthèse.

La concentration en chlorophylle *a* est mesurée par spectrophotométrie, après extraction des pigments dans l'acétone, selon la méthode de STRICKLAND et PARSONS (1968). Cette mesure est un paramètre de la biomasse du phytoplancton, mais aussi un indicateur de son potentiel photosynthétique.

PROFILS VERTICAUX

Les variations verticales de la production primaire et de la biomasse du phytoplancton, exprimée en chlorophylle, sont représentées dans la figure 1; les paramètres correspondants sont récapitulés dans le tableau 1. Production et biomasse restent très faibles de janvier à mars, l'énergie lumineuse incidente et l'absence de stratification thermique étant alors les facteurs limitants. La production augmente fortement dès le mois d'avril, pour atteindre un maximum particulièrement élevé début mai, soit $535 \text{ mg C.m}^{-3}.\text{exp}^{-1}$ à 2 m, alors que le maximum ne dépassait pas 400 mg les deux années précédentes. On remarque la situation particulière du 23 avril, où les concentrations en chlorophylle sont très importantes (30 à 40 mg m^{-3} dans les cinq premiers mètres), alors que la production reste modérée et cantonnée à la couche superficielle. Ce cas de figure s'explique par un ciel très couvert limitant fortement l'énergie radiante incidente (166 J.cm^{-2} pendant la période d'incubation). De telles conditions contrastent avec celles du prélèvement suivant (9 mai), caractérisées par un temps très ensoleillé ($1'400 \text{ J.cm}^{-2}$ pendant la période d'exposition) qui permet une production très forte à partir d'une biomasse moins importante. Le pic de biomasse phytoplanctonique de printemps, constitué pour plus de 50 % de cryptophycées nanoplanctoniques, fait chuter la transparence à 2 mètres.

Dès la fin mai, la transparence augmente et se maintient jusqu'à la fin de l'année à des valeurs supérieures ou égales à 5 mètres; elle atteint 9.2 m le 6 juin. A la transparence relativement importante des eaux au cours de l'été et de l'automne correspondent des biomasses et des productions restreintes. L'absence de maximum bien marqué dans les profils verticaux est l'indice de conditions limitantes. Le rôle de facteur limitant est joué par les éléments nutritifs et en particulier par les orthophosphates dont la concentration moyenne dans les dix premiers mètres varie entre zéro et 0.006 mg.l^{-1} (BLANC et al., 1991).

VARIATIONS SAISONNIERES

La figure 2 représente les variations dans le temps de la production primaire, intégrée verticalement et exprimée par unité de surface, et celles de la concentration moyenne de la chlorophylle dans les dix premiers mètres. Ce graphique synthétique fait ressortir l'importance de la poussée phytoplanctonique de printemps, avec le décalage expliqué précédemment entre le pic de biomasse et le pic de production. Ce dernier, observé le 9 mai, dépasse $4'200 \text{ mg C.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$, soit 300 mg de plus que le maximum de l'année précédente. Le maximum de chlorophylle atteint 30 mg.m^{-3} le 23 avril, alors qu'il ne dépassait pas 18 mg.m^{-3} en 1989. Dès la fin mai, c'est-à-dire avec deux semaines d'avance par rapport à 1989, la biomasse et la production sont déjà limitées. Toutefois, contrairement aux années antérieures, le nanoplancton reste abondant (REVACLIÉ et DRUART, 1991) et permet un recyclage rapide des éléments nutritifs, en particulier du phosphore, présent en quantités très faibles dans la zone trophogène.

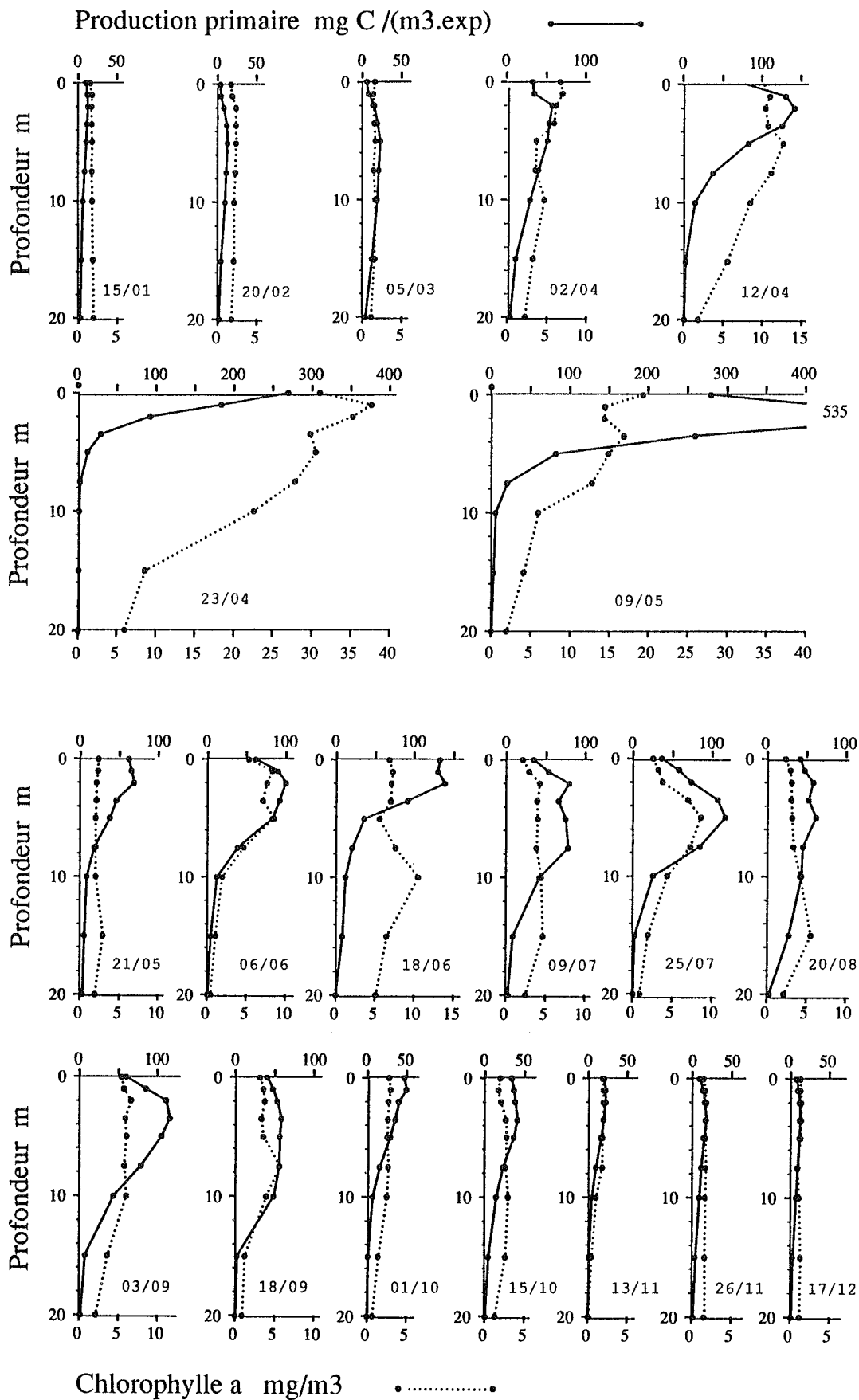


Figure 1 : Profils verticaux de production primaire (trait plein) et de chlorophylle (pointillés). La période d'incubation (exp.) est le tiers médian de la période diurne (Léman, SHL 2, 1990)

TABLEAU 1 - Paramètres de production primaire (Léman, SHL2, 1990)

date	ΣA mg C.m ⁻² exp ⁻¹	PP _j mg C.m ⁻² .j ⁻¹	A _{max} mg C.m ⁻³ exp ⁻¹	ChlA _{max} mg.m ⁻³	Chl ₀₋₁₀ mg.m ⁻³	T _{DS} m
15.01.90	139.4	309.9	12.09	1.66	1.70	2.10
20.02.90	144.7	321.6	12.05	2.32	2.17	14.00
05.03.90	311.5	692.3	22.59	1.63	1.48	7.10
02.04.90	592.6	1'317.0	56.80	6.19	4.92	5.50
12.04.90	864.9	1'922.1	140.85	10.42	10.91	4.30
23.04.90	506.8	1'126.2	268.66	30.85	29.96	2.30
09.05.90	1'897.3	4'216.3	534.83	14.33	13.62	2.00
21.05.90	468.0	1'040.0	69.20	2.10	2.06	5.60
06.06.90	723.5	1'607.9	99.99	7.62	6.23	9.20
18.06.90	714.2	1'587.1	138.74	7.10	7.33	5.90
09.07.90	836.5	1'858.8	79.45	4.24	3.80	8.60
25.07.90	894.0	1'986.6	116.79	8.58	6.04	5.90
06.08.90				7.79	5.01	6.30
20.08.90	785.6	1'745.8	62.18	3.17	3.25	6.60
03.09.90	1'046.2	2'324.8	115.81	5.83	5.89	5.60
18.09.90	672.8	1'495.1	58.30	3.30	4.08	5.00
01.10.90	301.7	670.5	49.68	2.94	2.63	5.40
15.10.90	367.8	817.4	40.55	2.63	2.45	6.40
13.11.90	168.5	374.5	22.11	1.95	1.75	10.50
26.11.90	192.0	426.6	17.64	1.71	1.68	11.10
17.12.90	145.8	324.0	11.77	1.37	1.18	11.00

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.m⁻³) correspondant à A_{max}
- Chl₀₋₁₀ : Concentration en chlorophylle a (mg.m⁻³) dans la couche surface - 10 mètres
- T_{DS} : Transparence exprimée en mètres, mesurée à l'aide du disque de Secchi

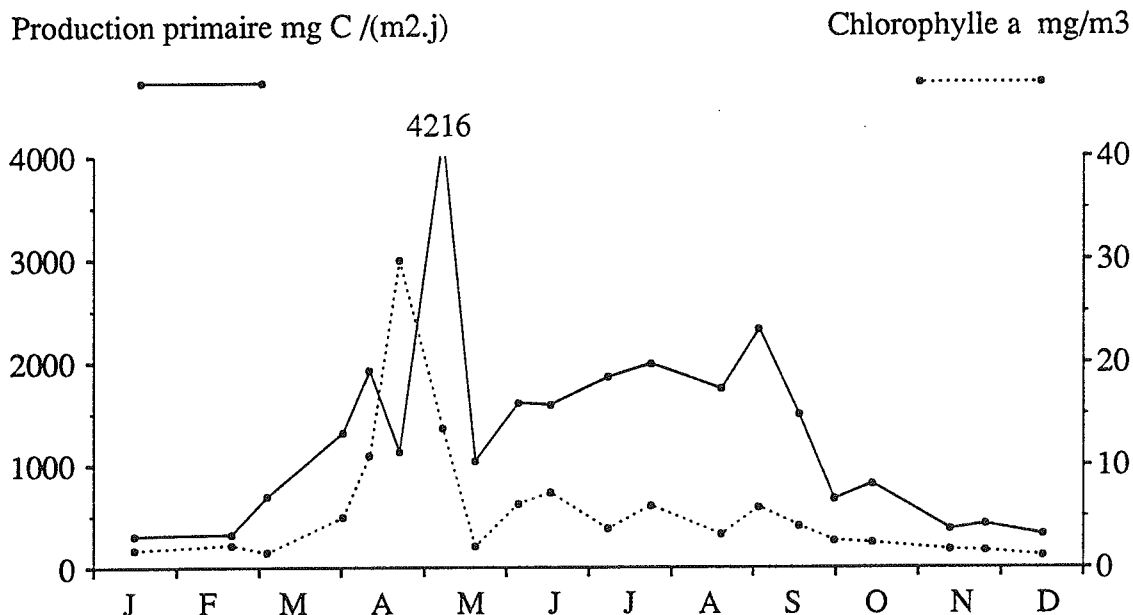


Figure 2 : Variations saisonnières de la production primaire et de la teneur en chlorophylle dans la couche 0 - 10 m (Léman, SHL 2, 1990)

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 (PELLETIER, 1983). La production primaire annuelle nette ainsi calculée est de $258 \text{ g C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$.

	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990
Production primaire annuelle nette ($\text{g C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$)	231	230	190	174	185	279	299	295	293	258
Chlorophylle a (0 - 10 m) moyenne annuelle ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$)	7.5	5.2	4.5	5.6	6.4	5.5	6.1	5.8	4.4	4.8

Elle est sensiblement inférieure aux productions mesurées les trois années précédentes. L'incidence des conditions d'incubation particulièrement défavorables rencontrées le 23 avril au moment du maximum de biomasse entraîne une légère sous-estimation de la production annuelle. Néanmoins ce biais ne remet pas en cause la conclusion précédente.

La moyenne pondérée annuelle de la concentration en chlorophylle dans les dix premiers mètres atteint $4.84 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$, valeur légèrement supérieure à celle calculée pour 1989, mais qui reste cependant parmi les plus basses qui caractérisent les quinze dernières années. Cette constatation est confirmée par l'étude des biovolumes de phytoplancton (REVACLIÉ et DRUART, 1991).

CONCLUSIONS

L'évolution de la production primaire et de la biomasse exprimée en chlorophylle suit en 1990 des variations saisonnières semblables à celles observées les trois années précédentes, mais encore plus typiques. La poussée printanière de phytoplancton est bien marquée à la fois par un pic de biomasse et par un pic de production plus élevés que l'année précédente. En revanche, au cours de l'été et de l'automne, le développement du phytoplancton est nettement limité par les très faibles teneurs en orthophosphates qui subsistent dans la zone trophogène.

La concentration moyenne annuelle en chlorophylle reste faible et la production primaire annuelle nette, très élevée de 1987 à 1989, accuse une baisse sensible. La limitation des apports en phosphore paraît enfin se traduire par une limitation, encore discrète, de la production du phytoplancton à l'échelle de l'année, en dépit d'un maximum printanier très élevé. Cette tendance, qui va dans le sens d'une amélioration de l'état du Léman, demande à être confirmée au cours des années qui viennent.

BIBLIOGRAPHIE

- 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.
- 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. et DRUART, J.C. (1991) : Evolution du phytoplancton dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1990.
- STEEMANN NIELSEN, E. (1952) : The use of radioactive carbon (^{14}C) for measuring organic production in the sea. J. Cons. Int. Exploi. 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.
- WATTENHOFER, R. (1984) : Macrophytes. Le Léman, Synthèse 1957-1982 : 337-353. Ed. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Lausanne.

LE BACTERIOPLANCTON DU LEMAN

Campagne 1990

PAR

Philippe DUFOUR¹ et Michel COLON

ORSTOM¹ et INRA, INSTITUT DE LIMNOLOGIE, F 74203 THONON-LES-BAINS

RESUME

Les mesures effectuées en 1990 confirment celles de 1984 à 1988 en ce qui concerne la place du bactérioplancton dans le métabolisme général du lac.

A la station centrale SHL2, la biomasse bactérienne moyenne annuelle de 4.7 g C.m⁻² représente 1.08 fois celle du phytoplancton et 15 % de la biomasse carbonée totale, tandis que la production bactérienne de 73 g C.m⁻² est égale à 28 % de la production phytoplanctonique nette. Ces proportions sont peu différentes de celles des années 1986 à 1988.

Dans les strates supérieures, la production bactérienne suit les variations de la production primaire. Cette année la biomasse et la production de biomasse bactérienne y sont plus concentrées, dans les cinq premiers mètres, que les années antérieures. Cette particularité est à mettre en relation avec les températures de surface plus élevées du printemps à l'automne. De façon inverse, mais liée, la production bactérienne en dessous de 20 mètres est inférieure à celle des années 1986 à 1988.

Le nombre moyen de cellules de 2.3 millions par ml dans la couche 0 - 20 m décroît depuis trois ans. Cette abondance situe néanmoins toujours le Léman, parmi les grands lacs alpins, sur le plan du bactérioplancton, entre le lac de Constance et le lac Majeur, lacs respectivement eutrophes et méso-eutrophes.

1. METHODES

La méthodologie est identique à celle appliquée les années précédentes.

Les prélèvements sont effectués à la station SHL2 simultanément à ceux de la chimie et de la production primaire aux niveaux 0, 2.5, 5, 7.5, 10, 15, 20, 30, 50, 100, 200, 250, 275 et 300 m. Les échantillons sont mélangés proportionnellement à leur représentativité dans les colonnes d'eau 0 à 5 m, 5 à 20 m, 20 à 50 m et 50 à 305 m, respectivement appelés épilimnion, métalimnion supérieur, métalimnion inférieur et hypolimnion. Sur ces mélanges sont mesurées les biomasses et productions de biomasse bactériennes.

¹ Office de la Recherche Scientifique et Technique d'Outre Mer

La méthode d'observation microscopique par épifluorescence après coloration à l'acridine orange est utilisée pour estimer les abondances cellulaires et les biomasses (HOBBIE et al., 1977, modifiée par DUFOUR et STROFFEK, 1987 et décrite dans le rapport 1986). Notons ici que malgré un débat actuel dans la littérature, nous avons encore utilisé le facteur de conversion de WATSON et al. (1977) de $1,21.10^{-13}$ g C. μm^{-3} pour passer des biovolumes aux biomasses carbonées.

Comme les années passées, la méthode d'incorporation de Thymidine ^3H dans les acides nucléiques bactériens (FURHMAN and AZAM, 1982) a été utilisée pour estimer la production bactérienne. Des étalonnages par la méthode d'AMMERMAN et al. (1984) nous ont conduit à utiliser, comme les années précédentes, le facteur de conversion moyen de $3,86.10^{18}$ cellules produites par mole de Thymidine incorporée.

2. RESULTATS

2.1 Evolutions saisonnières et répartitions verticales (figures 1 et 2)

Les variations saisonnières et verticales observées en 1990 correspondent, dans leurs grandes tendances, à celles des années 1986 à 1988.

C'est dans l'épilimnion (0-5 m) que les variations saisonnières sont les plus accusées. Le rapport entre la biomasse bactérienne la plus forte et la plus faible y est de 21. Le rapport correspondant pour les productions est de 87. La production démarre la deuxième quinzaine d'avril, tandis que la température passe de 7 à 14 °C. Elle atteint la valeur très élevée de $3.2 \mu\text{g C.l}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ le 9 mai. Elle chute ensuite vers des valeurs exceptionnellement faibles en juin et début juillet pendant la phase des eaux claires; comme dans le même temps, les abondances et les biomasses restent relativement élevées, les rapports production/biomasse sont les plus faibles de l'année, indiquant le mauvais fonctionnement des bactéries, vraisemblablement par carence nutritive. Un second maximum de production, exclusivement limité à la couche de surface, est encore noté fin juillet. La production chute ensuite en automne, tandis que la biomasse, alors composée de grosses cellules, reste élevée; les rapports production/biomasse sont alors très faibles.

Dans le métalimnion supérieur (5-20 m) on observe les mêmes variations saisonnières que dans la couche superficielle. Mais, tandis que la biomasse et les volumes cellulaires sont du même ordre de grandeur que dans l'épilimnion, la production y est beaucoup plus faible; il en résulte des rapports production/biomasse plus faibles.

Les évolutions du bactérioplancton dans le métalimnion inférieur (20-50 m) et dans l'hypolimnion (50 à 305 m) sont proches avec des productions quasi nulles toute l'année et des rapports production/biomasse très faibles.

On observe donc en 1990 une production bactérienne par unité de surface qui est globalement similaire à celle des années précédentes (exception faite de 1989), mais plus accentuée dans les couches superficielles. La couche 0-20 m a supporté cette année 47 % de la production annuelle, alors que la moyenne des années précédentes n'est que de 28 %. Cet "écrasement" de la production bactérienne en surface est vraisemblablement lié aux températures précocement élevées au printemps dans l'épilimnion et plus fortes que les années précédentes dans l'épi et métalimnion supérieur en été et au printemps. Il y a alors une stimulation de l'activité hétérotrophe bactérienne dans ces couches supérieures qui laisse moins de matière organique dégradable pour les couches inférieures où l'activité bactérienne est consécutivement moins élevée. Cette observation est confirmée par les très faibles quantités de carbone particulaire qui parviennent en profondeur.

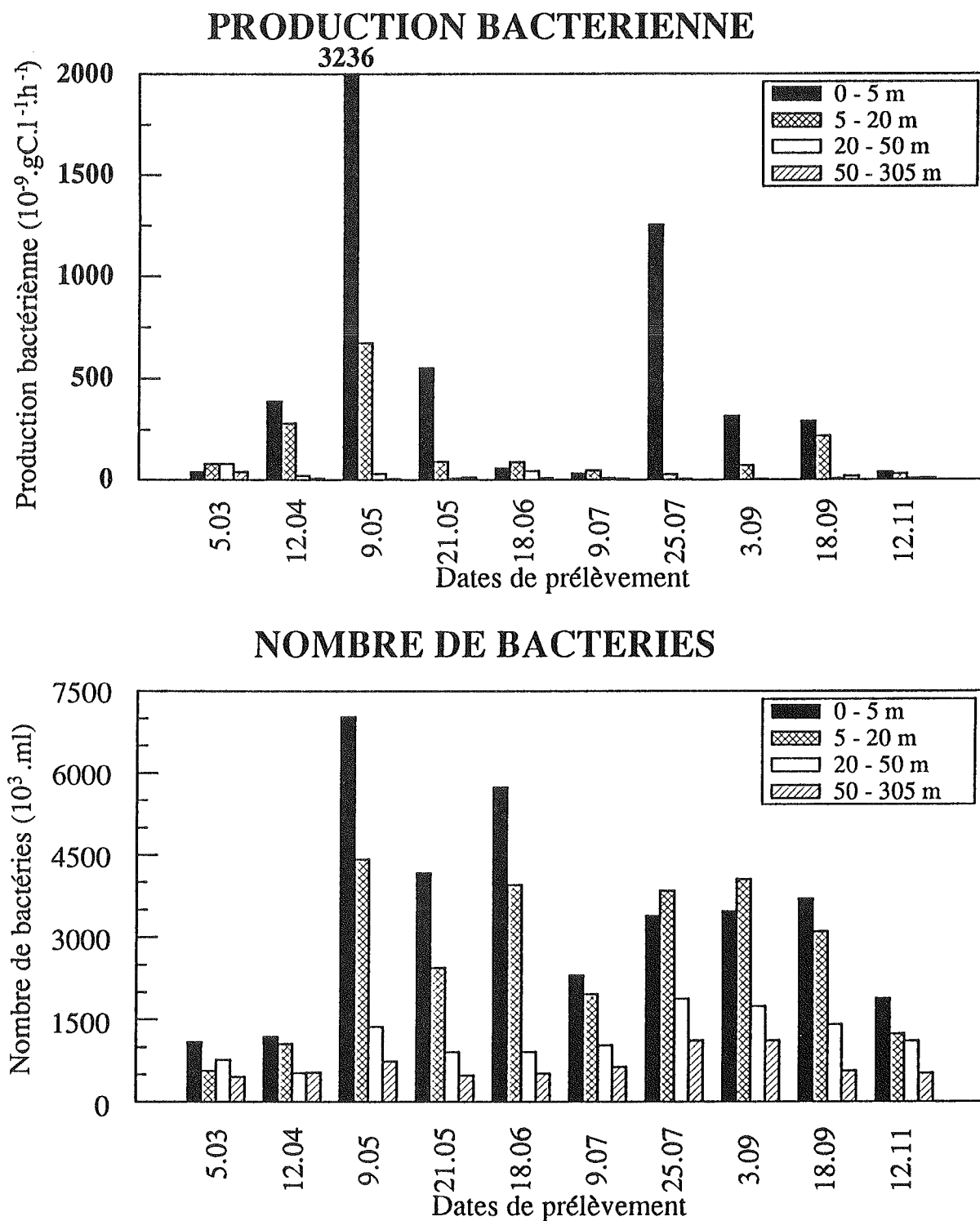
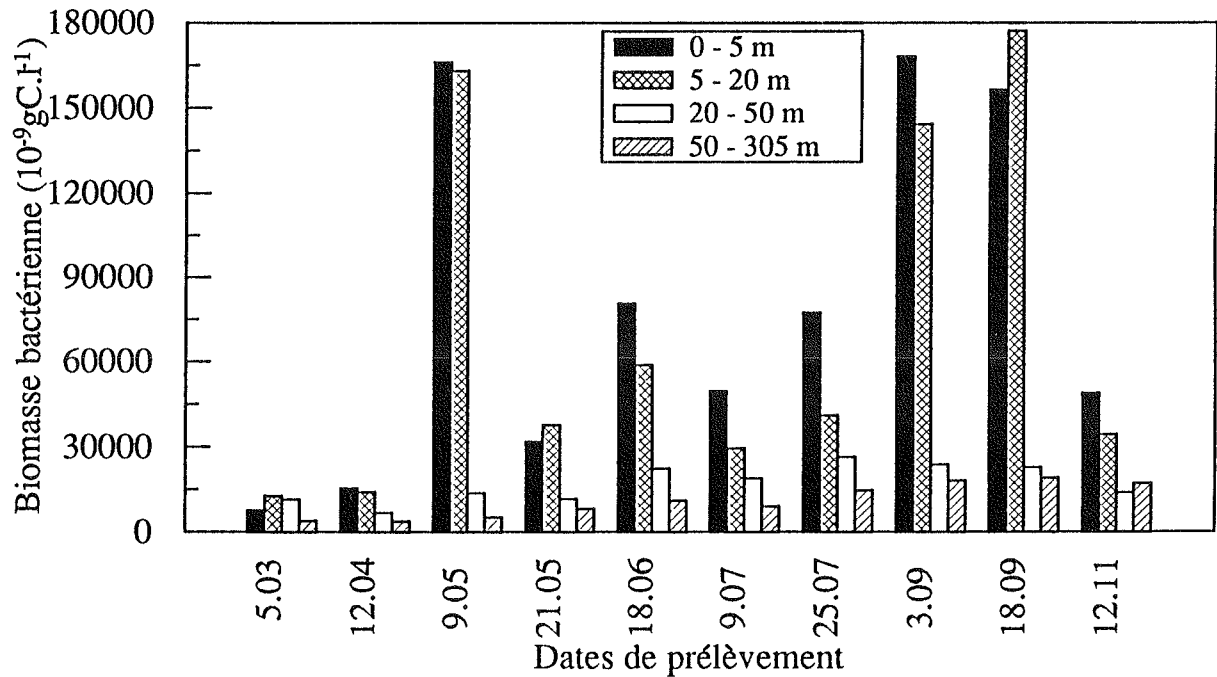


Fig.1 : Evolution saisonnière de la production et de l'abondance bactérienne par tranche d'eau en 1990.

BIOMASSE BACTERIENNE



PRODUCTION / BIOMASSE

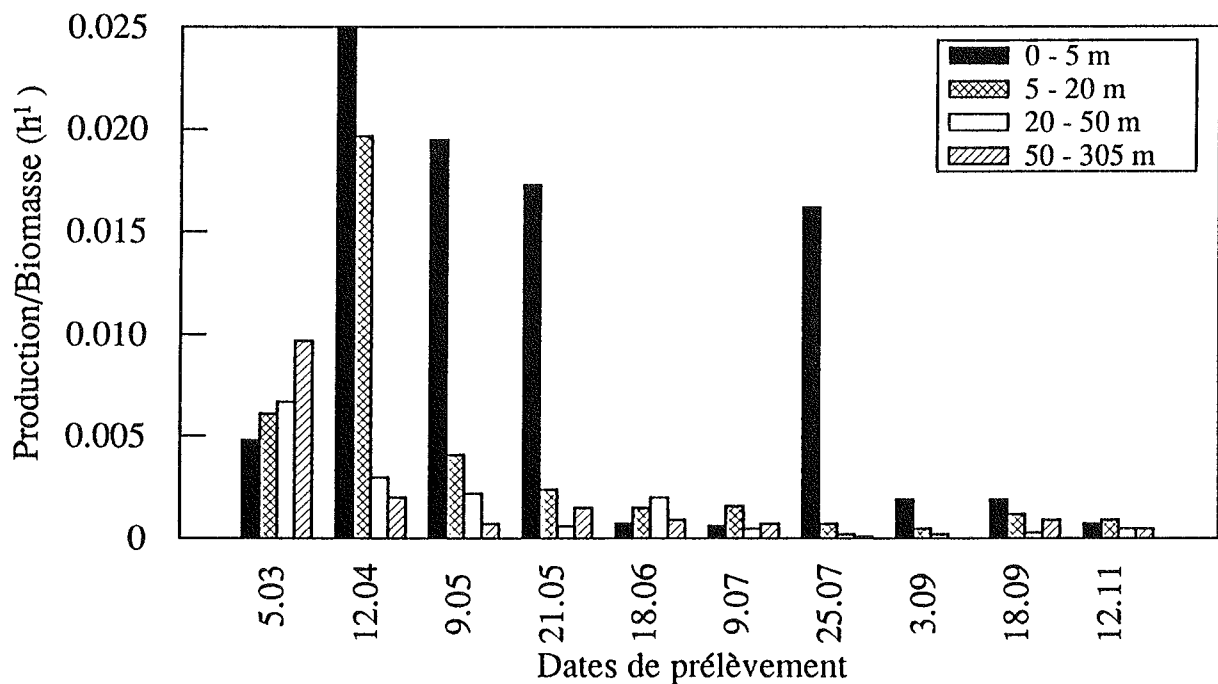


Fig.2 : Evolution saisonnière de la biomasse et du rapport production/biomasse par tranche d'eau en 1990.

2.2 Relations trophiques

Les pics de printemps et d'été des productions et biomasses bactérioplanctoniques coïncident avec ceux de leurs homologues phytoplanctoniques. Cette simultanéité met en évidence l'utilisation très rapide des excréments phytoplanctoniques, déjà démontrée par FEUILLADE et al. (1986, 1988).

La production bactérienne chute dès le 21 mai, en même temps que celle du phytoplancton. La taille des bactéries diminue fortement, vraisemblablement sous l'effet de la prédation des grosses cellules par les rotifères et cladocères herbivores, très abondants à cette époque.

En juin et début juillet, période des eaux claires, les rapports production/biomasse très faibles et les biovolumes cellulaires qui restent élevés laissent supposer une limitation de la production bactérioplanctonique plus par un facteur trophique que par le broutage du zooplancton. Les productions phytoplanctoniques qui restent relativement élevées ne confirment pas l'hypothèse d'une carence nutritionnelle, à moins que le nanophytoplancton, alors particulièrement abondant, n'excrète moins que le microphytoplancton.

Le pic de production bactérienne et le rapport production/biomasse élevé du 25 juillet traduisent une stimulation nutritive, cohérente avec l'augmentation des biomasses et productions phytoplanctoniques dans la couche 0-10 mètres.

Le reste de l'année, les biomasses bactérioplanctoniques sont relativement élevées, composées de grosses cellules à productivité faible. Il s'agit des caractéristiques d'une population plus limitée par les nutriments que par le broutage; c'est bien ce que confirment les biomasses et productions modestes du phytoplancton et des herbivores.

Sur l'ensemble de l'année, à la station SHL2, la biomasse bactérienne moyenne de 4.7 g C.m⁻² est 1.08 fois celle du phytoplancton (si l'on adopte un rapport C/chl *a* de 50). Mais une grande partie de cette biomasse est peu active ou en dormance, limitée soit par la faible température, en particulier dans l'hypolimnion, soit par une carence nutritive (DUFOUR et al., 1990). Il en résulte que la production de cette forte biomasse bactérienne n'est que 0.28 fois celle du phytoplancton.

3. CONCLUSIONS

Evolution de l'état trophique du lac d'après son compartiment bactérioplanctonique (figure 3)

Le nombre moyen de bactéries de l'ensemble de la colonne d'eau décroît depuis trois ans. Avec 2.3 millions de cellules par ml dans la couche 0-20 mètres, le Léman se situe cependant toujours au-dessus de la limite entre les lacs méso-eutrophes et eutrophes qui est, selon les résultats du Programme Biologique International (SAUNDERS, 1980), de 1.5 millions de cellules par ml. Comparées à d'autres grands lacs alpins, les abondances bactériennes du Léman sont intermédiaires entre celles du lac Majeur et du lac de Constance.

Après avoir été exceptionnellement basse en 1989, la production bactérioplanctonique est remontée à son niveau des années 1986 à 1988 avec 72 g C.m⁻². Son rapport à la production primaire nette est peu différent, au-delà des oscillations interannuelles, du rapport moyen des années antérieures. La permanence de ce rapport permet d'envisager une diminution de la production bactérioplanctonique du Léman les prochaines années, suivant en cela la tendance de la production primaire et la baisse lente du niveau trophique suite à la réduction des apports de phosphore au lac.

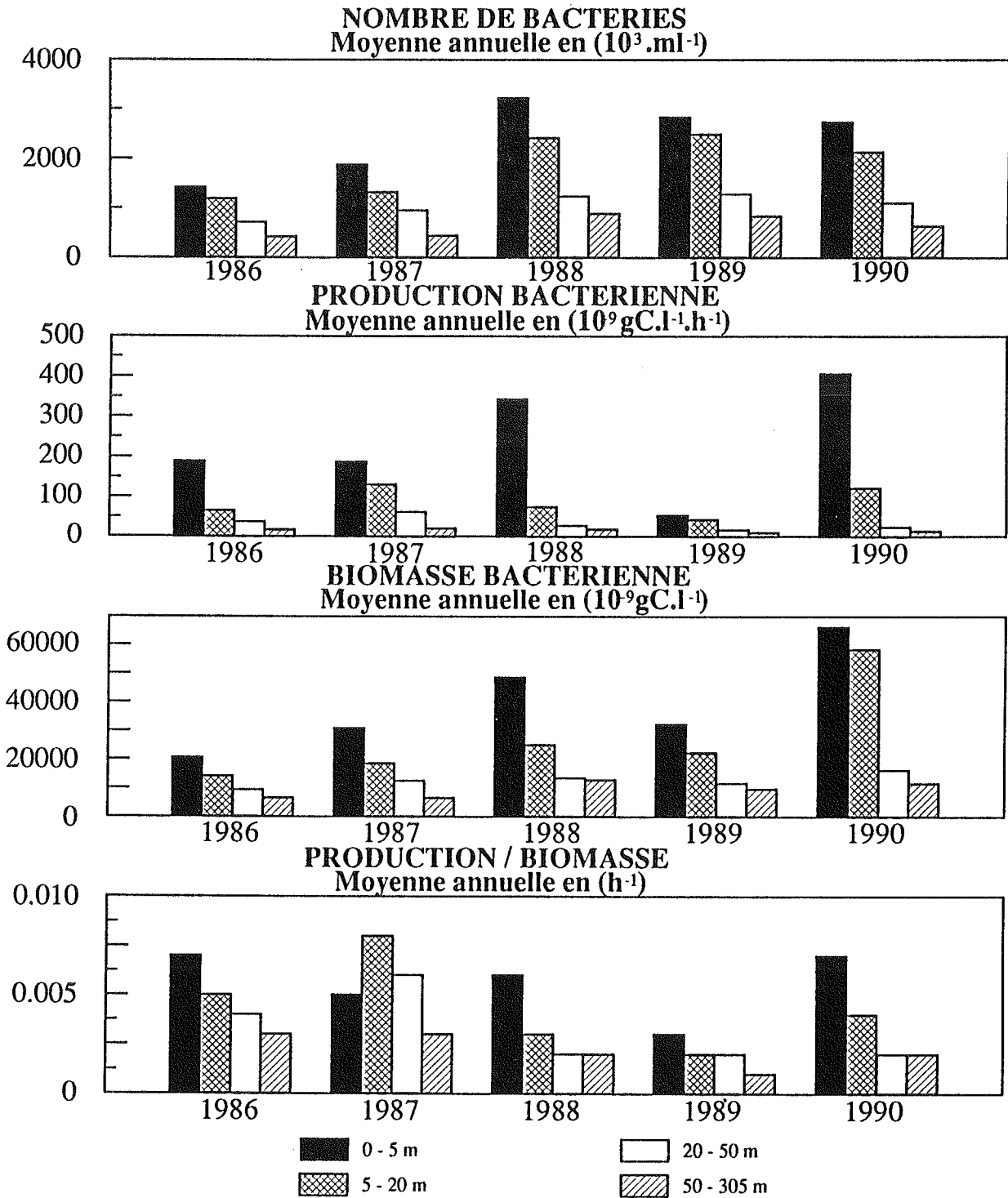


Fig.3 : Comparaison des abondances, productions, biomasses et productions/biomasses bactériennes moyennes des années 86 à 90 par tranche d'eau.

BIBLIOGRAPHIE

- AMMERMAN, J.W., HAGSTROM, A. and AZAM, F., (1984) : Bacterio-plankton growth in sea water :
1. Growth kinetics and cellular characteristics in sea water cultures.
Mar. Ecol. Progr. Ser., 18 : 31-39.
- DUFOUR, P., (1985) : Méthodologie d'évaluation des biomasses et activités hétérotrophes bactériennes dans
un écosystème lacustre. Rapport d'ATP-INRA/IL Thonon, 27 p.
- DUFOUR, P. et STROFFEK, S., (1987) : Protocoles expérimentaux et résultats.
In : DUFOUR et al., Résultats préliminaires du 2e atelier d'écologie bactérienne du GRECO lacs, Institut de
Limnologie, Thonon, 67 p.
- DUFOUR, P., J.P. TORRETON and COLON, M., (1990) : Advantages of distinguishing the active fraction
in bacterioplankton assemblages : some examples. Hydrobiologia, 207 : 295-301.
- FURHMAN, J.A. and AZAM, F., (1982) : Thymidine incorporation as a measure of heterotrophic
bacterioplankton production in Marine surface waters : Evaluation and field results.
Marine Biology, 66 : 109-120.
- FEUILLADE, M., DUFOUR, P., FEUILLADE, J. et PELLETIER, J., (1986) : Excrétion de carbone
organique par le phytoplancton lémanique. Schweiz Z. Hydrobiol., 48 (1) : 37-41.
- FEUILLADE, M., DUFOUR, P. and FEUILLADE, J., (1988) : Organic carbon release by phytoplankton and
bacterial reassimilation. Schweiz. Z. Hydrobiol., 50 (2) 115-135.
- HOBBIE, J.E., DALEY, R.J. and JASPER, S., (1977) : Use of nuclepore filters for counting bacteria by
fluorescent microscopy. Appl. Environ. Microbiol., 33 : 1225-1228.
- SAUNDERS, S.W., (1980) : Organic matter and decomposers. In : LECREN, E.O. and LOWE-McCONNEL,
R.H., The functioning of freshwater ecosystem, IBP n° 22, 588 p., Cambridge univ. press.
- WATSON, S.W., NOVITSKY, T.J., QUINBY, H.L. and VALOIS, F.W., (1977) : Determination of bacterial
number and biomass in the marine environment. Appl. Environ. Microbiol. 33 : 940-946.

ETAT DU LEMAN INDIQUE PAR LES COMMUNAUTES DE VERS :

EVOLUTION 1977-1990¹

PAR

Claude LANG

CONSERVATION DE LA FAUNE, CH - 1025 SAINT-SULPICE

RESUME

L'état du Léman peut être caractérisé par l'abondance relative des espèces oligotrophes dans les communautés de vers. En effet, l'abondance moyenne de ces espèces est égale à 70 % dans un lac oligotrophe, à 35 % dans un lac mésotrophe et à zéro dans un lac eutrophe. Malgré la baisse des concentrations en phosphore observée dans le Léman, l'abondance relative des espèces oligotrophes n'augmente pas entre 1977 et 1990 : elle reste voisine de 20 % à 150 m de profondeur et de 10 % à 40 m. Cette absence d'amélioration indique que la sédimentation organique, contrairement au phosphore, influence directement les espèces de vers. En effet, dans les zones choisies, la sédimentation organique provient surtout de la production primaire des algues planctoniques; or, celle-ci n'a pas diminué significativement au cours de la période étudiée.

1. INTRODUCTION

L'augmentation des concentrations en phosphore dans l'eau des lacs entraîne celle de la production des algues planctoniques. La matière organique, ainsi produite en plus grande quantité, sédimente et cet accroissement de la sédimentation modifie la faune des sédiments. Ces modifications faunistiques, une fois convenablement interprétées, permettent de définir l'état des lacs (LANG, 1989 a).

De nombreuses espèces d'invertébrés composent la faune des sédiments et il convient de choisir celles qui sont le plus aptes à jouer ce rôle d'indicateur. Dans cette étude, l'état du Léman est défini à partir des communautés de vers. En effet, ces animaux colonisent l'ensemble du lac, jusque dans ses zones les plus profondes. De plus, l'abondance relative de certaines espèces, typiques des lacs oligotrophes, diminue lorsque le phosphore augmente (LANG, 1990). Cette relation permet de caractériser l'état trophique des lacs. En effet, l'abondance moyenne des espèces oligotrophes est égale à 70 % dans un lac oligotrophe, à 35 % dans un lac mésotrophe et à zéro dans un lac eutrophe.

Dans la présente étude, les variations de l'abondance relative des espèces oligotrophes permettent de suivre l'évolution du Léman de 1977 à 1990. En effet, l'abondance de ces espèces devrait augmenter puisque les concentrations en phosphore ont baissé au cours de la même période (BLANC, et al., 1990). En d'autres termes, il s'agit de vérifier si la restauration de l'état chimique du Léman se manifeste également au niveau de la biologie des sédiments.

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

2. STATIONS ET METHODES

Ce rapport constitue un résumé des articles scientifiques cités dans le texte et les tableaux. Pour cette raison, la description des méthodes, la présentation des résultats et les références aux autres études scientifiques consultées sont réduites à l'essentiel.

La localisation des diverses zones de prélèvements visitées dans le Léman est indiquée sur la figure 1; toutes sont situées entre 40 m et 309 m de profondeur. La zone littorale n'a pas été étudiée en raison de la grande hétérogénéité de ses substrats. De ce fait, un nombre trop élevé d'échantillons est nécessaire et l'interprétation des résultats devient compliquée.

Dans chaque zone, une ou plusieurs stations de prélèvements sont étudiées. Dans chaque station, 10 à 30 carottes de sédiment (couvrant 16 cm² chacune) sont prélevées soit à partir de la surface, au moyen d'un carottier, soit directement sur le fond, en plongée. En laboratoire, les vers (tubificidés et lumbriculidés) sont séparés du sédiment par tamisage (ouverture de la maille : 0.2 mm), puis identifiés sous le microscope.

Le nombre de vers appartenant à des espèces oligotrophes (tableau 1) est rapporté au nombre total de vers identifiés dans chaque carotte. Ce rapport, exprimé sous forme de pourcentage, définit l'abondance relative des espèces de vers oligotrophes. La valeur moyenne de l'abondance relative de ces espèces, calculée pour chaque station ou pour chaque zone, permet de caractériser l'état du milieu (LANG, 1989 a).

Les espèces de vers dont l'abondance relative augmente dans les lacs mésotrophes ou eutrophes sont également présentées dans le tableau 1 sous le nom d'espèces mésotrophes ou eutrophes.

Deux procédés ont été utilisés pour réduire l'effet des variations saisonnières de l'abondance des vers sur les comparaisons entre les années :

- . les prélèvements ont toujours été effectués à la même période de l'année, en juin ou juillet;
- . seuls les vers dont la diamètre dépasse 0.3 mm sont comptés afin d'éliminer les très jeunes individus.

En effet, le nombre de vers adultes fluctue moins, à la fois au cours d'une même année et d'une année à l'autre, que celui des jeunes (LANG, résultat inédits). Pour cette raison, le nombre des adultes capables de se reproduire reflète mieux l'évolution à long terme du lac que celui des jeunes et des adultes mélangés.

3. RESULTATS

Les espèces de vers

Le tableau 1 présente les douze espèces de vers les plus abondantes dans le Léman entre 40 m et 309 m de profondeur. De 1910 à 1977, l'abondance relative de ces espèces a changé de la façon suivante :

- . les espèces oligotrophes ont diminué;
- . les espèces eutrophes et mésotrophes ont augmenté. Dans deux cas, ces augmentations sont le fait d'espèces qui, absentes du Léman en 1910, s'y sont installées depuis, probablement au cours des années 40 (LANG, 1985 a, b).

Les analyses ultérieures se basent sur des groupes d'espèces au lieu des espèces elles-mêmes. Les espèces appartenant à un même groupe réagissent de la même façon vis-à-vis d'une augmentation de la sédimentation organique (LANG & HUTTER, 1981). Les espèces oligotrophes constituent le groupe d'espèces qui permet le mieux de caractériser l'état des stations visitées dans les différentes zones du Léman (figure 1). En effet, l'abondance relative des ces espèces diminue lorsque la sédimentation organique augmente.

TABLEAU 1 - Abondance relative et valeur indicatrice des principales espèces de vers présentes dans le Léman

Code : espèces absentes -
 abondance relative 1 - 10 % +
 15 - 30 % ++
 70 - 100 % +++

Espèces oligotrophes (O), mésotrophes (M), eutrophes (E).

Espèces	Abondance		Valeur indicatrice		
	1910	1977-1990	O	M	E
<i>Bythonomus lemani</i> Grube	+++	+	*		
<i>Bichaeta sanguinea</i> (Bretscher)	+	+	*		
<i>Stylodrilus heringianus</i> Claparède	++	+	*		
<i>Peloscolex velutinus</i> (Grube)	+++	+	*		
<i>Potamothrix vej dovskyi</i> (Hrabe)	-	++		*	
<i>Spirosperma ferox</i> (Eisen)	+	+		*	
<i>Psammoryctides barbatus</i> (Grube)	+	+		*	
<i>Potamothrix hammoniensis</i> (Michaelsen)	+	+++			*
<i>Potamothrix heuscheri</i> (Bretscher)	-	+++			*
<i>Tubifex tubifex</i> (Müller)	+	+++			*
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> (Claparède)	+	+			*
<i>Limnodrilus profundicola</i> (Verrill)	+	+			*

Sources : LANG, 1985 b, 1990

Etat des différentes stations

Le tableau 2 présente les valeurs moyennes de l'abondance relative des espèces oligotrophes dans 49 stations, réparties dans diverses zones du Léman. Nous constatons que :

- . les valeurs caractéristiques des lacs oligo-mésotrophes sont encore observées dans quelques stations;
- . la plupart des valeurs correspondent à des conditions méso-eutrophes;
- . les espèces oligotrophes sont absentes des stations exposées à de forts apports organiques venant de l'extérieur du lac.

Par exemple, la zone directement influencée par la station d'épuration de Lausanne appartient à cette dernière catégorie (LANG, 1985 a). Tant les stations dépourvues d'espèces oligotrophes que celles où leur abondance excède 40 % correspondent à des conditions extrêmes pour le Léman. Elles ne reflètent donc pas l'état général du lac et, pour cette raison, elles ne sont pas incluses dans les comparaisons entre les années.

TABLEAU 2 - Abondance relative moyenne (%) des espèces de vers oligotrophes dans 49 stations du Léman. Le nombre de stations présentes par classe d'abondance est indiqué pour chaque année et chaque profondeur
Etat de la station : oligotrophe (O), mésotrophe (M), eutrophe (E)

Etat	Abondance (%)	70 m		40 m		100 m	150 m		200 m	Nombre stations
		85	89	82	87	84	88	90	89	
O	70									
OM	65									
	60				1	1			1	3
	55				1					1
	50									
E	45							1		1
	40									
M	35						1			1
ME	30							1	1	2
	25						2			2
	20			3	1	1		4		9
	15			3	3	1	1	1		9
	10	1		2	1					4
E	5	2	3	5	2	1	1			14
	0			2	1					3
Zones (fig. 1)		1 - 3		4 - 13		14	15		16	1 - 16

Sources : LANG, 1985 a, b, 1986, 1989 a, sous presse

Evolution du Léman

Le tableau 3 décrit l'évolution de l'abondance relative des espèces oligotrophes dans différentes zones du Léman. Ces comparaisons reposent en grande partie sur les données du tableau 2, modifiées de la façon indiquée ci-dessus.

Dans quatre comparaisons sur cinq, l'abondance relative des espèces oligotrophes ne change pas au cours des périodes étudiées. Au contraire, l'abondance relative diminue dans les zones les plus profondes du Petit Lac (zones 1-3). Ces résultats montrent que la baisse des concentrations en phosphore n'entraîne pas d'augmentation de l'abondance relative des espèces oligotrophes.

Dans le Grand Lac, l'abondance relative des espèces oligotrophes est plus faible à 40 m qu'à 150 m de profondeur. En effet, les zones côtières sont davantage exposées aux apports organiques externes que les zones profondes. A 300 m de profondeur, c'est l'absence d'oxygène qui explique l'élimination des espèces oligotrophes de cette zone (LANG, 1985 b). Au contraire, le mauvais état des zones les plus profondes du Petit Lac (zones 1-3) ne peut pas s'expliquer par le manque d'oxygène (LANG, 1986).

TABLEAU 3 - Evolution de l'état des différentes zones du Léman évaluée à partir de l'abondance relative moyenne (+) des espèces de vers oligotrophes.
Etat de la zone : M (mésotrophe), E (eutrophe)

Abondance (%)	70 m		40 m			150 m				300 m		50-300 m		Etat
	85	89	77	82	87	83	86	88	90	78	83	78	83	
35														M
30														ME
25														
20						+	+	+	+					
15														
10	+		+	+	+									
5		+										+	+	
0										+	+			E
Zones (fig. 1)	1 - 3		4 - 13			15				17		4 - 17		

Sources : LANG, 1985, a, b, 1986, sous presse

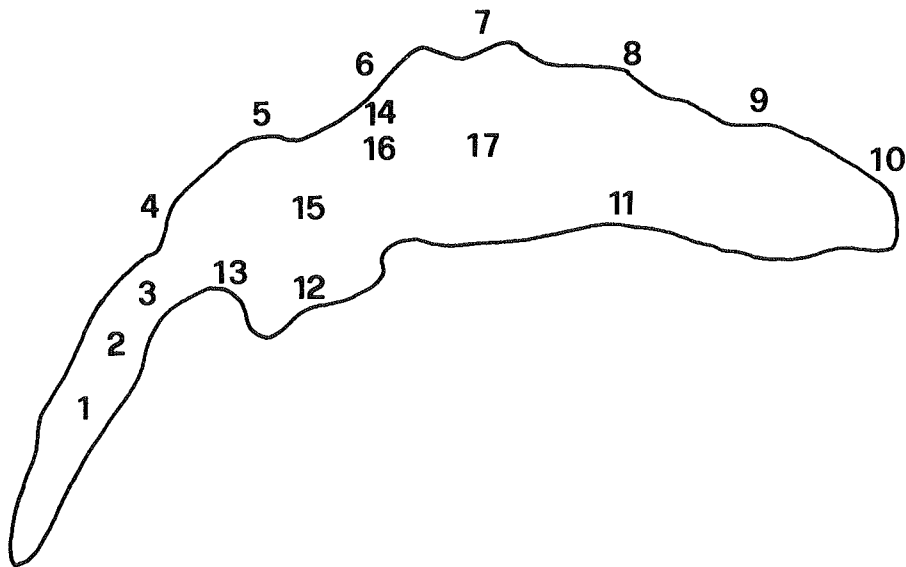


Figure 1 : Localisation des zones étudiées dans le Léman entre 1977 et 1990.
 Petit Lac : zones 1-3 (70 m);
 Grand Lac : zones 4-17, 4-13 (40 m), 14 (40-120 m), 15 (150 m),
 16 (200 m), 17 (300 m)

4. DISCUSSION

Restauration chimique et biologique

La baisse des concentrations en phosphore, observée de 1977 à 1990 (BLANC et al., 1990), indique que le Léman est en voie de restauration, sur le plan chimique tout au moins. Cependant, l'abondance relative des espèces de vers oligotrophes n'augmente pas au cours de cette même période. Les valeurs moyennes observées restent comprises entre 10 et 20 % selon les zones étudiées (tableau 3); elles sont caractéristiques d'un lac méso-eutrophe. Les communautés de vers, contrairement au phosphore, montrent que l'état du Léman ne s'améliore pas. Comment expliquer cette divergence de diagnostic ?

Les communautés de vers sont influencées par les variations de la sédimentation organique (LANG & HUTTER, 1981; LANG, 1989 b). Pour que l'abondance relative des espèces oligotrophes augmente, il est nécessaire que la sédimentation organique diminue. Qu'en est-il dans le Léman ? Les données disponibles ne permettent pas de décrire l'évolution de la sédimentation organique. Cependant, la sédimentation dépend en grande partie de la production des algues planctoniques, tout au moins dans les zones du lac éloignées des apports externes. De ce fait, production primaire et sédimentation organique sont étroitement liées. Dès lors, il n'est pas étonnant que les communautés de vers n'aient pas changé dans le Léman puisque la production primaire n'a pas diminué entre 1977 et 1990 (PELLETIER et al., 1990).

Localisation des prélèvements

Les communautés de vers se modifient en fonction de l'intensité de la sédimentation organique observée dans les différentes zones du Léman (LANG, 1986). De ce fait, la localisation des prélèvements influence le diagnostic établi (LANG, 1990). Le tableau 3, par exemple, montre que l'abondance relative des espèces oligotrophes peut varier entre 20 % et zéro selon la zone considérée. Dans quelle zone faut-il effectuer les prélèvements ? Ce choix dépend du but poursuivi.

Si le but consiste à suivre l'évolution à moyen terme (3-5 ans) du Léman, la zone la plus profonde (300-309 m) ne convient pas. En effet, elle indique le pire état observé puisque les espèces oligotrophes y ont disparu sur une grande surface (LANG, 1985 b). De ce fait, cette zone sera la dernière à être recolonisée. De plus, cette recolonisation n'interviendra que lorsque l'oxygène dépassera en permanence 4 mg/l.

Les zones côtières (profondeur 40 m) reflètent mieux l'évolution à moyen terme. Cependant, l'influence directe des apports externes peut y perturber l'interprétation des résultats. Pour éviter cela, la zone 15 (figure 1) a été choisie pour suivre l'évolution du Léman (LANG, 1986). En effet, située sur l'axe Rolle - Thonon à 150 m de profondeur, elle est éloignée des sources d'apports organiques externes. De ce fait, ses communautés de vers sont directement influencées par la sédimentation organique provenant des algues planctoniques. Dans cette zone, les variations des communautés de vers reflètent donc celles de la production primaire qui caractérise l'état trophique du Léman.

Nombre de prélèvements

Après avoir choisi une zone de prélèvements adéquate, il devient possible d'y concentrer les prélèvements, donc d'en augmenter le nombre. Cette augmentation permet de calculer avec plus de précision l'abondance relative moyenne des espèces oligotrophes. En effet, cette abondance peut varier fortement d'un point à un autre, même à l'intérieur d'une zone apparemment homogène (LANG, 1989 b). Diverses analyses statistiques (LANG, sous presse) montrent que, pour détecter des changements significatifs dans l'abondance des espèces oligotrophes, il est nécessaire d'effectuer environ 200 prélèvements dans la même zone. En résumé, cette discussion démontre que les communautés de vers constituent de bons indicateurs de l'état des lacs pour autant que les résultats soient collectés et analysés avec discernement.

5. CONCLUSIONS

L'abondance relative des espèces de vers oligotrophes indique que, contrairement à ce que montre le phosphore, l'état du Léman ne s'est pas amélioré au niveau de la biologie des sédiments entre 1977 et 1990. Cette étude démontre que la restauration du Léman doit être évaluée à partir de critères multiples, tant biologiques que chimiques, afin d'éviter des diagnostics incomplets ou erronés. Les vers constituent la base d'une méthode de diagnostic écologique qui permet de fixer des objectifs de qualité à atteindre. D'après ce critère, l'état du Léman se sera vraiment amélioré lorsque l'abondance relative des espèces oligotrophes atteindra 35 % à 150 m de profondeur : le lac sera alors redevenu mésotrophe. Une abondance relative égale à 50 % correspondrait à un état oligo-mésotrophe.

BIBLIOGRAPHIE

- 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, 25-25.
- LANG, C., et HUTTER, P. (1981) : Structure, diversity and stability of two oligochaete communities according to sedimentary inputs in Lake Geneva (Switzerland). Schweiz. Z. Hydrol., 43, 265-276.
- LANG, C. (1985 a) : The oligochaete communities of the sublittoral as indicators of Lake Geneva eutrophication. Arch. Hydrobiol., 103, 325-340.
- LANG, C. (1985 b) : Eutrophication of Lake Geneva indicated by the oligochaete communities of the profundal. Hydrobiologia, 126, 237-243.
- LANG, C. (1986) : Eutrophication du Léman indiquée par les communautés d'oligochètes : Campagnes 1982-1985. Schweiz. Z. Hydrol., 48, 230-239.
- LANG, C. (1989 a) : Eutrophication of Lake Neuchâtel indicated by the oligochaete communities. Hydrobiologia, 174, 57-65.
- LANG, C. (1989 b) : Effects of small-scale sedimentary patchiness on the distribution of tubificid and lumbriculid worms in Lake Geneva. Freshw. Biol., 21, 477-481.
- LANG, C. (1990) : Quantitative relationships between oligochaete communities and phosphorus concentrations in lakes. Freshw. Biol., 24, 327-344.
- LANG, C. (sous presse) : Decreasing phosphorus concentrations and oligochaete worm communities in Lake Geneva : how to monitor recovery ? Arch. Hydrobiol.
- PELLETIER, J., BALVAY, G., DRUART, J.C. et REVACLIER, R. (1990) : Evolution du plancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1989, 59-80.

ESTIMATION DE LA DYNAMIQUE DU PHOSPHORE À PARTIR
DE LA RELATION PHOSPHORE-OXYGÈNE EN ZONE PROFONDE
CAMPAGNE 1990

PAR

Guy BARROIN

INSTITUT DE LIMNOLOGIE (I.N.R.A.), F 70203 THONON-LES-BAINS

RESUME

Etudier la relation $[P] = f[O_2]$ au fond du lac plutôt que chacun des paramètres séparément permet d'attribuer à la météorologie la part qui lui revient dans l'évolution des concentrations en phosphore qui, par ailleurs, dépend de celle des apports en provenance du bassin versant. La météorologie intervient de façon sensible, d'une part en termes de rigueur hivernale, d'autre part en termes de pluviosité estivale. La rigueur hivernale détermine l'intensité de la réoxygénation des eaux de fond, donc le relargage brut du phosphore. Quant à la pluviosité estivale, c'est d'elle que dépendent en grande partie les apports de particules capables de fixer le phosphore, donc d'abattre la charge interne brute pour donner la charge interne nette, celle que l'on observe. D'après l'étude de la relation $[P] = f[O_2]$ au fond du lac, l'année 1990 est en légère amélioration par rapport à 1989, tant du point de vue de l'état trophique que du pouvoir de déphosphatation. Cette amélioration semble devoir être attribuée à la diminution de la charge externe en phosphore plutôt qu'à la météorologie qui n'a guère été favorable.

1. INTRODUCTION

Au cours de la stagnation estivale, dans des lacs profonds comme le Léman, les eaux qui se trouvent au contact des sédiments les plus profonds voient augmenter leur concentration en phosphore dissous (orthophosphates) alors que celle de l'oxygène dissous y diminue. Etudier le phosphore tout seul ne permet pas, dans l'évolution des concentrations, de distinguer ce qui appartient aux apports de ce qui est dû à la météorologie et laisse toute facilité d'attribuer les améliorations à la maîtrise des apports et les détériorations à la maîtrise de la météorologie. A moins que ce ne soit le contraire, tout dépend du point de vue de l'expert. En étudiant la relation phosphore-oxygène on attribue à la météorologie la part qui lui revient : non seulement pour sa rigueur hivernale qui conditionne la réoxygénation, donc l'intensité de la charge interne brute mais aussi pour sa pluviosité estivale qui induit un flux de particules d'érosion capables de fixer le phosphore, donc de diminuer l'intensité de la charge brute pour donner la charge nette, celle qu'on observe.

Cette relation phosphore-oxygène a pour analogue algébrique une fonction puissance dont l'équation diffère d'un lac à l'autre et, pour un même lac, d'une année à l'autre selon son état trophique et le pouvoir de sédimentation qu'il exerce sur le phosphore. Mis au point sur les lacs de Sylans, de Nantua, d'Annecy et du Bourget (BARROIN, 1986) ce moyen synthétique de mettre en évidence la dynamique du phosphore d'un lac a été appliqué au Léman pour les années 1970 à 1986 (BARROIN, 1988), puis 1987 à 1989 (BARROIN, 1990). L'étude réalisée de 1987 à 1989 a été reconduite dans les mêmes termes en 1990.

2. METHODE

Les échantillons sont prélevés à station SHL 2 à environ 309 m de profondeur, à un mètre au-dessus du sédiment. Sur chaque échantillon sont dosés :

- les orthophosphates : concentration notée [P] exprimée en microgrammes par litre ($\mu\text{g P/l}$)
- l'oxygène dissous : concentration notée $[\text{O}_2]$ exprimée en milligrammes par litre (mg/l)

A chaque échantillon correspond un couple de valeurs ($[\text{P}]; [\text{O}_2]$) et chaque année regroupe un nombre de couples égal au nombre d'échantillons prélevés soit 21 pour 1990. Pour chaque année la relation $[\text{P}] = f([\text{O}_2])$ est mise sous la forme $y = a \cdot x^b$ où $y = [\text{P}]$ et $x = [\text{O}_2]$ et fait l'objet de deux types d'interprétation :

- une interprétation géométrique qui porte sur les courbes d'équation $[\text{P}] = a \cdot [\text{O}_2]^b$ dans l'espace orthonormé pour les concentrations observées ($0 < [\text{P}] < 280 \mu\text{g P/l}$; $0 < [\text{O}_2] < 12 \text{ mg/l}$). Chaque courbe est limitée arbitrairement à une extrémité par la valeur maximale d'oxygène $[\text{O}_2]_{\text{max}}$ et la valeur de phosphore correspondant $[\text{P}] = a \cdot [\text{O}_2]_{\text{max}}^b$; à l'autre extrémité par la valeur maximale de phosphore $[\text{P}]_{\text{max}}$ et la valeur correspondante d'oxygène $[\text{O}_2] = ([\text{P}]_{\text{max}}/a)^{1/b}$. Cette interprétation met en oeuvre les éléments caractéristiques de la courbe théorique de la figure 1, éléments dont la signification est donnée par le tableau 1.
- une interprétation analytique qui porte sur les points de coordonnées (a; b) dans l'espace orthonormé ($0 < a < 600$; $0 > b > -1$). (a) représente l'état trophique déterminé par la fertilité potentielle résultant de la charge externe et de la charge interne. (a) croît à mesure que l'état trophique augmente. (b) représente le pouvoir de sédimentation exercé sur le phosphore par les particules fixatrices, notamment celles amenées par les pluies d'été. (b) décroît à mesure que le pouvoir de sédimentation diminue.

3. RESULTATS POUR L'ANNEE 1990

L'année 1990 est caractérisée par une oxygénation de départ particulièrement médiocre (figure 2), inférieure à 4 mg/l d'oxygène, soit environ 2 mg/l de moins que les deux années précédentes (figure 3). De ce point de vue, la série 1988-1989-1990 ressemble à la série 1973-1974-1975 qui, faut-il le rappeler, s'est poursuivie dans la médiocrité des réoxygénations hivernales jusqu'en 1978, année record où le phosphore avait atteint, dans les couches profondes, les 260 $\mu\text{g/l}$ au plus fort de leur désoxygénation.

Malgré ce "mauvais départ", 1990 ne finit pas plus mal que 1988 et 1989, du moins en ce qui concerne la désoxygénation qui ne tombe pas en dessous de 1 mg/l, la montée de phosphore atteignant à peine 140 $\mu\text{g/l}$, moins qu'en 1989. Rappelons qu'en 1975, la désoxygénation avait plongé en dessous de 1 mg/l, et que le phosphore avait grimpé au-dessus de 180 $\mu\text{g/l}$.

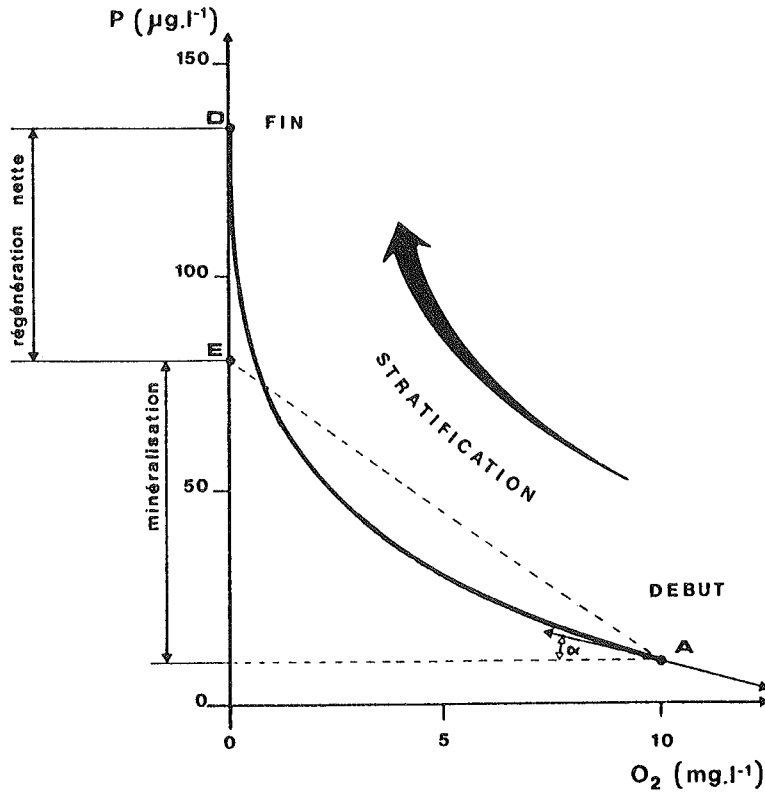
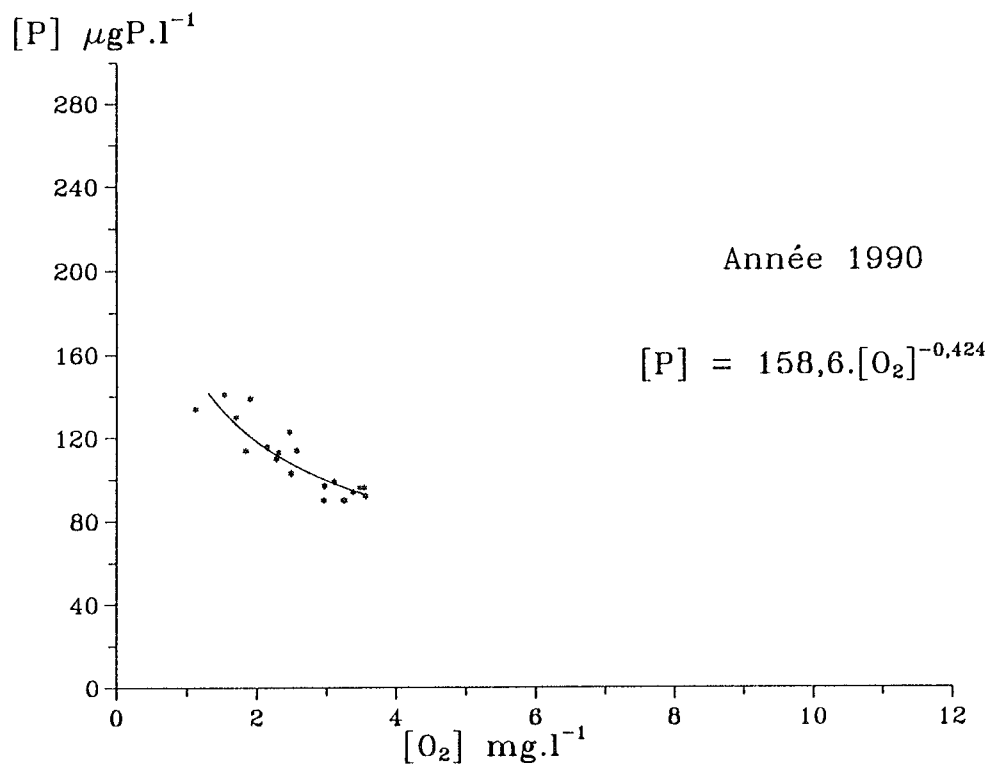
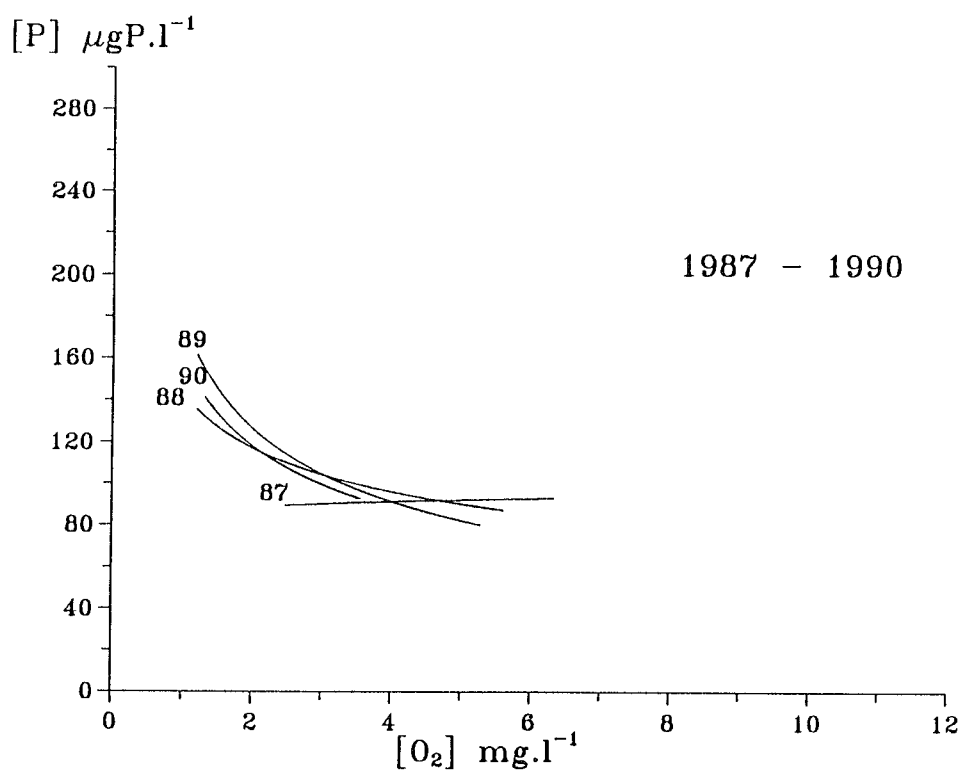


Figure 1 : Courbe théorique $[P] = a[O_2]^b$

ELEMENT	SIGNIFICATION	EN RELATION AVEC
X_A	Maximum d'oxygène observé (# valeur vraie)	-efficacité de la destratification -(fréquence des observations)
Y_A	Minimum de phosphore calculé d'après X_A Equivalent à une fertilité de base	-apports en phosphore -pertes en phosphore à l'exutoire et par sédimentation - X_A
AE	Droite de Redfield	-équation de minéralisation théorique
α	Relargage net du phosphore en début de stagnation	-efficacité du piégeage du phosphore -efficacité de la destratification
$Y_E - Y_A$	Phosphore minéralisé pour X_A d'oxygène consommé	- X_A
Y_D	Maximum de phosphore observé (<valeur réelle)	-fréquence des observations -intensité de la stratification -teneur en fer des particules sédimentaires
$Y_D - Y_E$	Minimum net de phosphore relargué en conditions anaérobies	- X_A - Y_D
$Y_D - Y_E > 0$ $Y_D - Y_E < 0$	Relargage de phosphore Piégeage de phosphore	

TABLEAU 1 : Signification des éléments caractéristiques de la courbe $[P] = a[O_2]^b$

Figure 2 : courbe $[P] = f[O_2]$ en 1990Figure 3 : évolution de la courbe $[P] = a[O_2]^b$ de 1987 à 1990

La faible amplitude de la consommation d'oxygène qui caractérise 1990 et qui, avec moins de 2.5 mg/l, est la plus faible de ces vingt dernières années, ne s'explique pas par un artefact d'observation, ni par une réalimentation des eaux de fond en oxygène, ni par une durée exceptionnellement courte de la stratification. On ne peut guère l'attribuer qu'à un faible apport de matières organiques comme l'ont signalé BLANC et al. (1991).

La courbe représentant la concentration du phosphore en fonction de celle de l'oxygène pour 1990 se situe en dessous de celle de 1989, de même que son point représentatif (a, b) (figure 4) se situe à proximité de celui de 1974¹, c'est-à-dire en retrait de celui de 1989 : on assiste à une légère "oligotrophisation" autant qu'à une légère restitution du pouvoir de déphosphatation.

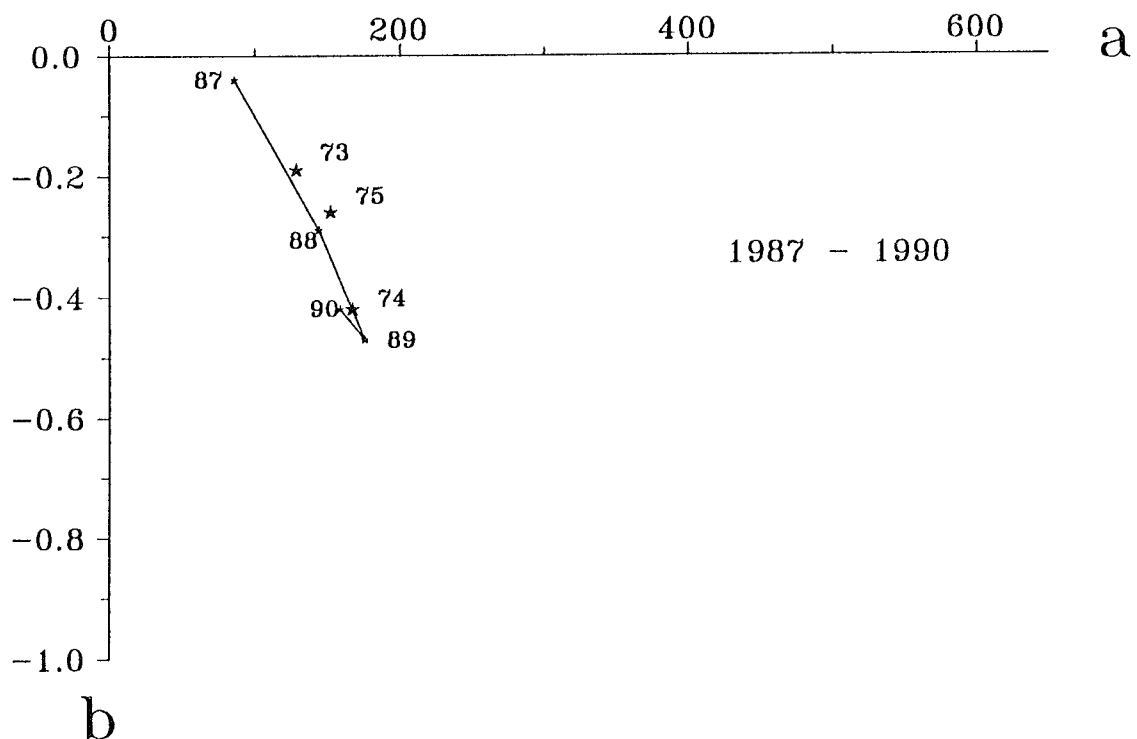


Figure 4 : évolution des paramètres (a) et (b) de 1987 à 1990

¹ ERRATUM : Rapport Campagne 1989, page 143, figure 6 : interversion entre 74 et 75.

4. CONCLUSIONS

Bien que 1990 n'ait bénéficié que d'une réoxygénation hivernale inférieure à celle des deux années précédentes, la situation en fin de stagnation n'est pas plus mauvaise pour autant, au contraire puisqu'à concentration d'oxygène équivalente, il y a moins de phosphore diffusant du sédiment en 1990 qu'en 1989. La lente amélioration que l'on constate sur la seule base de l'étude de la relation $[P] = f[O_2]$ semble moins due à des conditions météorologiques favorables, comme en 1987 où l'inactivation de la charge interne brute avait été remarquable, qu'à la diminution de la charge externe en phosphore.

BIBLIOGRAPHIE

- BARROIN, G. (1986) : Relation phosphore-oxygène : un outil mathématique pour caractériser le métabolisme phosphoré de lacs profonds. *Sciences de l'Eau*, 5, 29-42.
- BARROIN, G. (1988) : Estimation du métabolisme du phosphore dans le Léman à partir de la relation phosphore-oxygène en zone profonde. In *Eutrophication and lake restoration. Water Quality and biological Impacts*. BALVAY (Ed.), INRA Thonon-les-Bains, 63-78.
- BARROIN, G. (1990) : 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 1989*, 137-144.
- 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*.

ETUDE DES AFFLUENTS DU LEMAN ET DE SON EMISSAIRE

Campagne 1990

PAR

Alain ORAND et Michel COLON

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

RESUME

Les apports au Léman ont été dressés à partir des analyses sur les prélèvements d'eau des quatre rivières principales que sont le Rhône amont, la Dranse, l'Aubonne et la Venoge. Les exportations du lac sont contrôlées sur le Rhône émissaire à Genève. Neuf rivières secondaires ont fait l'objet d'analyses périodiques et enfin les analyses sur le Rhône aval (Chancy) et sur ses tributaires de la région genevoise ont permis de dégager l'importance des apports du bassin versant du Rhône entre sa sortie du Léman et son entrée sur le territoire français.

Les apports en phosphore total au lac par les quatre rivières principales ont dépassé 1000 tonnes, ce qui correspond aux valeurs atteintes pendant les années précédant 1989, année de faible pluviométrie. En phosphore dissous, les apports ont chuté une nouvelle fois entre 1989 et 1990 de près de 10 tonnes. Le Rhône émissaire évacue 40 tonnes de plus que le total des entrées par les rivières principales. Pour les chlorures, le bilan entrée-sortie du lac est exactement équilibré en 1990, mais les apports augmentent régulièrement depuis le début des mesures (+ 2.5 %/an). En ce qui concerne les polluants métalliques, et plus particulièrement le cuivre et le zinc, le bilan des apports des eaux du Rhône amont est comparable à celui des années 1976-1980.

Les eaux des rivières secondaires ont des concentrations en éléments chimiques qui présentent une grande variabilité. Le flux de phosphore dissous des affluents secondaires étudiés est estimé au quart du flux des affluents principaux.

Enfin les prélèvements d'eau en aval du Léman, sur le Rhône aval à Chancy (programme NADUF) et ses tributaires, permettent de faire la part apportée par le bassin versant du Rhône entre sa sortie du Léman et Chancy pour les éléments chimiques tels que les nitrates, le phosphore total et le phosphore dissous. On peut ainsi apprécier par différence l'importance de ces apports qui représentent près de 60 % des nitrates, environ 80 % des orthophosphates et près de deux fois la quantité de phosphore total évacués par le Léman.

1. GENERALITES (figure 1)

En 1990, les apports au Léman ont été mesurés sur les quatre affluents principaux, le Rhône à la Porte du Scex, la Dranse au Pont de Vongy, l'Aubonne et la Venoge. Les exportations sont déterminées sur le Rhône à Genève. Pour ces rivières, les prélèvements sont effectués en continu proportionnellement au débit. En 1990, plusieurs autres affluents secondaires ont été suivis : la Promenthouse, la Versoix, la Veveyse et le Grand Canal comme en 1988 et 1989 auxquels ont été adjoints l'Eau Froide, la Chamberonne, la Morges, la Dullive comme en 1989 et pour la première année, le Foron, et l'Allondon. Les résultats des recherches sur les affluents secondaires font l'objet d'un paragraphe en fin de rapport.

Les analyses sur le Rhône émissaire, le Rhône à Chancy (programme NADUF), l'Allondon et l'Arve permettent de déterminer les bilans des apports de l'agglomération genevoise. Cela fera l'objet du paragraphe 5 du présent rapport.

Les analyses chimiques qui permettent le calcul des bilans sont effectuées par les laboratoires suivants :

- Service Cantonal d'Ecotoxicologie, Genève
 . *Rhône émissaire, Versoix, Arve, Allondon*
- Laboratoire du Service des eaux et de la protection de l'environnement, Epalinges (Vaud)
 . *Aubonne, Venoge, Eau Froide, Grand Canal, Veveyse, Chamberonne, Morges, Dullive, Promenthouse*
- Institut de Limnologie (INRA), Thonon-les-Bains
 . *Dranse, Foron*
- 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)
 . *Rhône (Porte du Scex), Rhône aval (Chancy).*

Ces laboratoires comparent entre eux et avec d'autres laboratoires, leurs méthodes d'analyses au sein du groupe de travail "Méthodologie" de la Sous-commission technique de la CIPEL.

Ils procèdent à des analyses comparatives sur des échantillons d'eau identiques, ce qui permet de s'assurer de la validité et de la bonne homogénéité des résultats, en particulier ceux transmis à la CIPEL.

La plupart des analyses sont effectuées sur des échantillons d'eau filtrée par contre les concentrations de phosphore total, d'azote total et de carbone organique total sont déterminées sur les échantillons d'eau brute. Les métaux sont mesurés par l'EAWAG sur de l'eau préacidifiée mais sans minéralisation.

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

Compte tenu de la forte pluviométrie de l'année 1990 (ORAND et al., 1991), les débits augmentent par rapport à 1989 de 7.7 % pour les affluents principaux et de 15 % pour l'émissaire. Malgré tout, les conditions hydrologiques de l'année 1988 n'ont pas été retrouvées, sauf pour la Dranse.

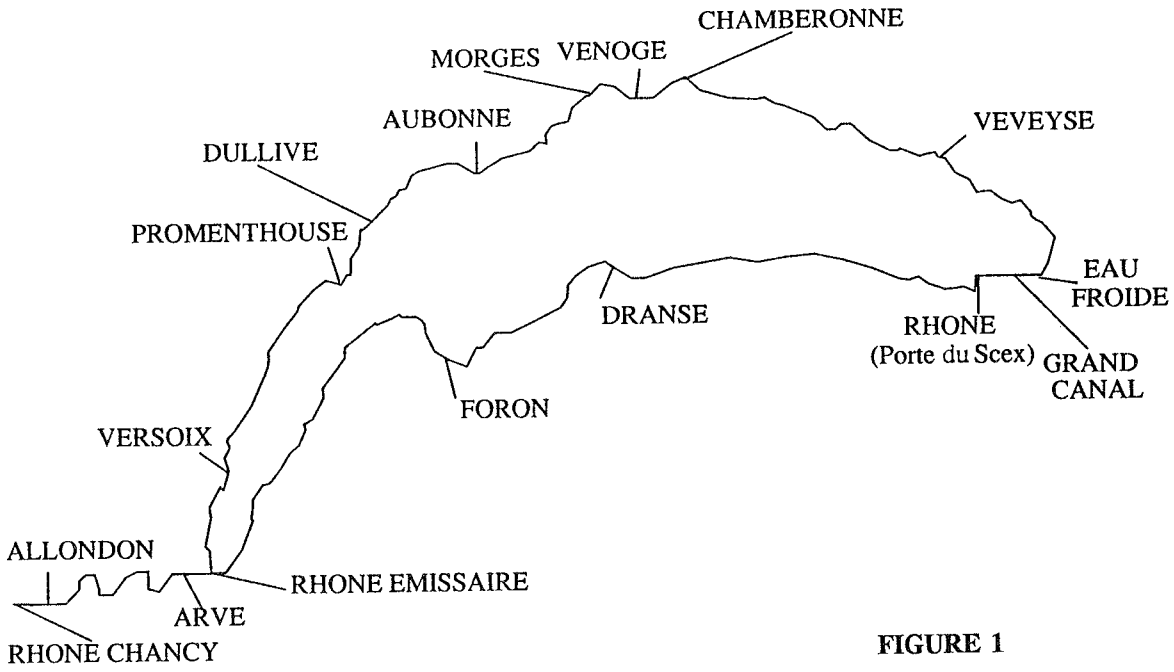


FIGURE 1

DEBITS MOYENS ANNUELS

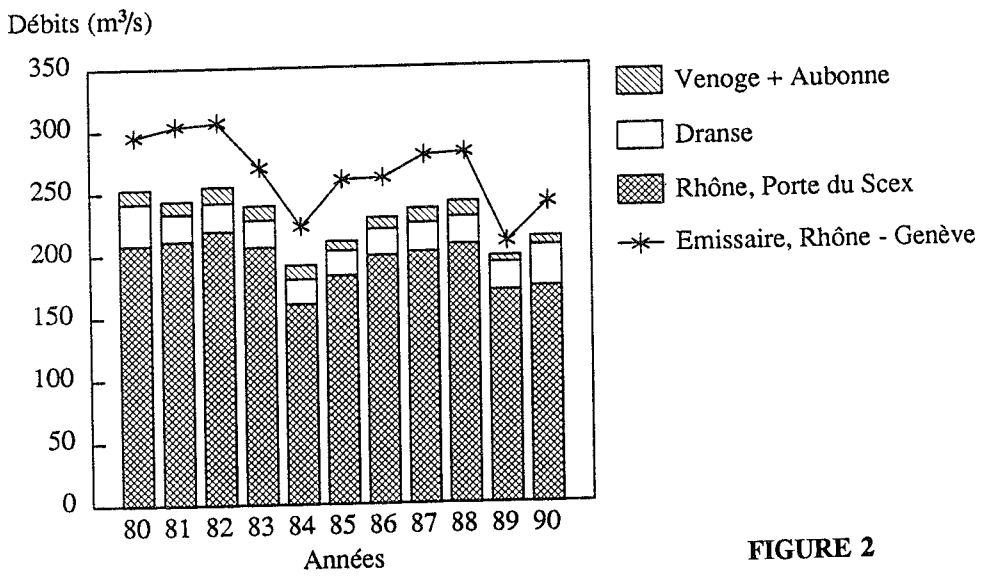


FIGURE 2

Débits (moyenne annuelle) des affluents et de l'émissaire (m³/s)

	Venoge	Aubonne	Dranse	Rhône-amont	Rhône-émissaire
1988	5.5	6.7	22.2	206.7	278.9
1989	2.3	2.9	22.0	169.6	207.2
1990	3.0	3.7	32.9	172.2	238.6

Les débits de la Dranse en 1990 ont été probablement un peu surestimés, à cause des approximations qui ont du être faites pendant la période des travaux qui ont eu lieu sur le bas du cours de cette rivière.

3. APPORTS ANNUELS ET COMPOSITION DE L'EAU DES AFFLUENTS PRINCIPAUX

3.1 Azote minéral et organique (figures 3 à 5)

Après la chute des apports en 1988, les apports et les concentrations en azote minéral total sont, en 1990, un peu inférieurs à ceux des années précédant 1989, année de faible pluviométrie. Même remarque pour les exportations qui demeurent en deçà de celles enregistrées de 1986 à 1988. Les concentrations moyennes annuelles pondérées sont, compte tenu de la relation étroite débits-flux, sans grand changement.

Apports annuels en azote minéral total (t N /an)

1986	1987	1988	1989	1990
4946	4935	5195	3905	4529

Exportation en azote minéral total (t N /an).

1986	1987	1988	1989	1990
3556	3885	3623	2356	3250

Concentrations moyennes annuelles pondérées d'azote minéral total (mg N/l)

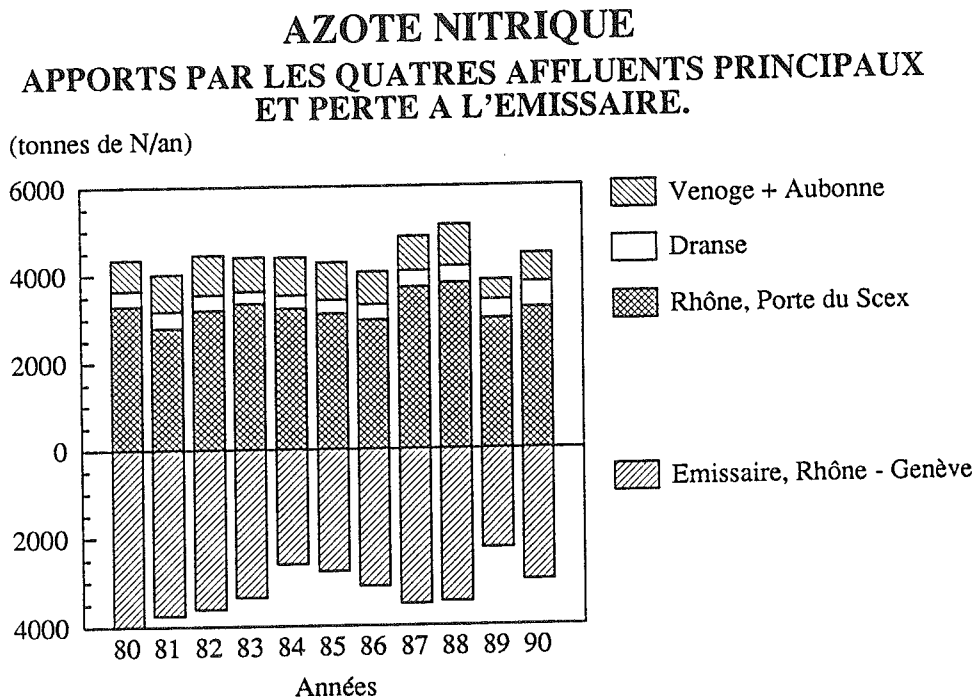
	1986	1987	1988	1989	1990
APPORTS	0.66	0.63	0.65	0.61	0.67
RHONE EMISSAIRE	0.44	0.45	0.41	0.37	0.43

Le Rhône amont est le principal vecteur des apports en azote minéral total, puisque à lui seul il représente 71 % de l'ensemble des apports par les quatre affluents principaux du Léman.

Sur les prélèvements d'eau du Rhône amont, seul l'azote nitrique a été analysé.

Au plan des concentrations moyennes pondérées en azote minéral, alors que les deux affluents les plus importants et l'émissaire conservent des teneurs inférieures au mg/l, la Venoge et l'Aubonne ont des eaux de 3 à 10 fois plus concentrées en cet élément.

L'azote total (azote minéral et organique) n'est dosé que dans les échantillons de la Dranse et du Rhône amont. Sur la période 1978-1990, les concentrations moyennes annuelles sont dans un rapport de 1.5 et les bilans annuels oscillent entre 5390 tonnes en 1982 et 7929 tonnes en 1987.



Ne représente pas un bilan complet (ne tiens pas compte des affluents secondaires et des rejets de STEP directs au lac.)

FIGURE 3

Bilan des trois formes de l'azote minéral (t N/an)

	azote minéral total	azote nitreux	azote nitrique	azote ammoniacal
VENOGE	458	7.0	432	19.2
AUBONNE	221	3.0	212	6.2
DRANSE	635	11.2	581	42.2
RHONE AMONT	3215*	-	3215	-
TOTAL	4529	-	4440	-
RHONE EMISSAIRE	3251	33.0	2987	230.8

* que azote nitrique

Concentrations moyennes pondérées en azote minéral (mg N/l)

	azote minéral total	azote nitreux	azote nitrique	azote ammoniacal
VENOGE	4.86	0.074	4.58	0.204
AUBONNE	1.88	0.026	1.80	0.053
DRANSE	0.61	0.011	0.56	0.041
RHONE AMONT	-	-	0.59	
RHONE EMISSAIRE	0.43	0.004	0.40	0.031

AZOTE TOTAL
APPORTS PAR LES DEUX AFFLUENTS PRINCIPAUX
(Tonnes de N/an)

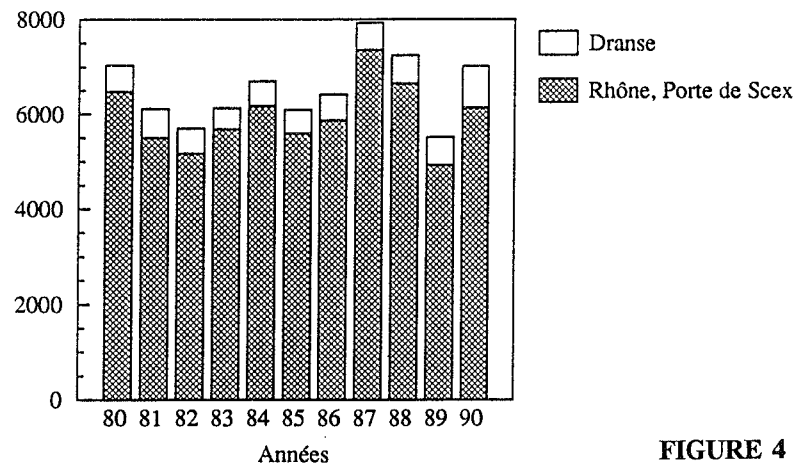


FIGURE 4

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

ANNEE	RHONE AMONT		DRANSE	
	tonnes	mg/l	tonnes	mg/l
1978	6522	1.18	536	0.91
1979	6086	1.08	521	0.73
1980	6503	0.99	569	0.69
1981	5500	0.83	602	0.86
1982	4868	0.70	522	0.73
1983	5688	0.88	442	0.65
1984	6181	1.22	525	0.85
1985	5593	0.97	499	0.80
1986	5869	0.94	549	0.82
1987	7362	1.16	567	0.77
1988	6649	1.02	598	0.85
1989	4929	0.92	588	0.85
1990	6136	1.13	889	0.86

AZOTE ORGANIQUE
APPORTS PAR LES DEUX AFFLUENTS PRINCIPAUX
 (tonnes de N/an)

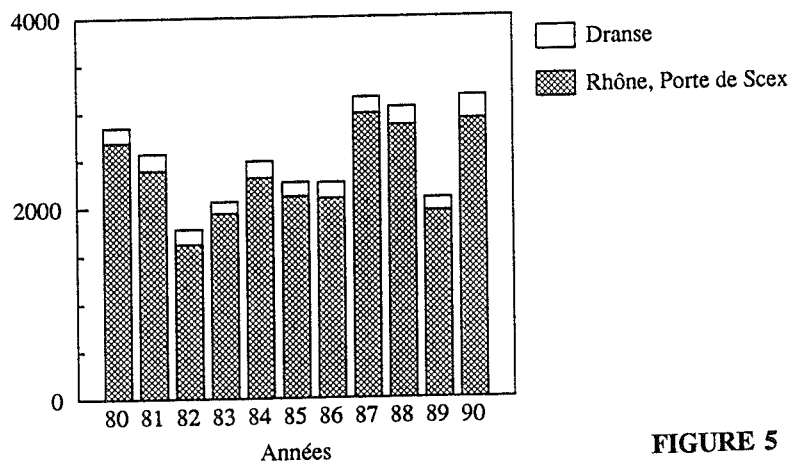


FIGURE 5

3.2 Phosphore total et orthophosphates (phosphore dissous) (figures 6 à 8)

Les apports en phosphore total par les quatre rivières principales ont augmenté de 44 % entre 1989 et 1990 et on retrouve les niveaux antérieurs de l'ordre de 1000 tonnes de phosphore par an, alors que les débits des apports en 1990 sont inférieurs à ceux de 1988.

Bilan annuel du phosphore total (t P/an)

	1986	1987	1988	1989	1990
RHONE AMONT	1065.3	1261.2	753.7	641.2	869.4
DRANSE	72.6	95.2	114.6	54.0	123.3
VENOGE	29.4	20.0	31.6	13.1	19.2
AUBONNE	13.6	13.7	19.7	5.8	19.9
TOTAL	1180.9	1390.1	919.6	714.2	1031.7
RHONE EMISSAIRE	396.9	387.8	260.3	166.0	263.0

Au plan des concentrations moyennes annuelles pondérées, les constatations sont identiques avec l'augmentation de toutes les concentrations. Particulièrement les eaux de l'Aubonne, dont les concentrations étaient généralement inférieures à 0.1 mg/l de phosphore, dépassent largement cette valeur en 1990 (0.17 mg P/l).

Concentrations moyennes annuelles pondérées de phosphore total (mg P/l)

	1986	1987	1988	1989	1990
RHONE AMONT	0.170	0.199	0.115	0.120	0.160
DRANSE	0.109	0.129	0.163	0.078	0.119
VENOGE	0.241	0.139	0.183	0.185	0.204
AUBONNE	0.080	0.065	0.092	0.063	0.170
RHONE EMISSAIRE	0.049	0.044	0.029	0.026	0.035

En 1989, pour la première fois depuis le début des études, le solde des bilans en orthophosphates était légèrement positif pour le lac (+ 11 tonnes), il est, en 1990, redevenu largement négatif, les exportations par l'émissaire étant supérieures de 42 tonnes au total des entrées par les rivières principales. Les bilans de l'Aubonne et de la Venoge sont bien inférieurs à ceux de 1988 pour des conditions hydriques il est vrai différentes.

Bilan annuel des orthophosphates (t P/an)

	1986	1987	1988	1989	1990
RHONE AMONT	73.3	67.0	48.7	66.2	53.0
DRANSE	18.8	20.7	20.4	19.1	21.6
VENOGE	8.8	7.9	9.3	5.0	4.2
AUBONNE	3.1	2.6	4.0	2.2	2.8
TOTAL	104.0	98.2	82.4	92.5	81.6
RHONE EMISSAIRE	269.9	205.5	150.2	81.5	123.8

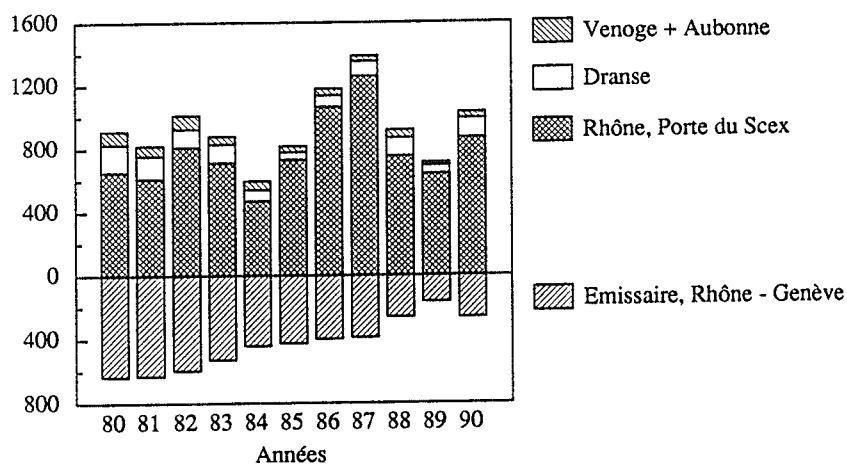
Les concentrations moyennes annuelles pondérées en orthophosphates continuent à décroître dans les affluents principaux - Rhône amont, Dranse et Venoge - et sont stables pour l'Aubonne et le Rhône émissaire.

Concentrations moyennes annuelles pondérées en orthophosphates (mg P/l)

	1986	1987	1988	1989	1990
RHONE AMONT	0.012	0.011	0.007	0.012	0.010
DRANSE	0.028	0.028	0.029	0.028	0.021
VENOGE	0.073	0.055	0.054	0.071	0.044
AUBONNE	0.017	0.012	0.019	0.024	0.024
RHONE EMISSAIRE	0.033	0.024	0.017	0.013	0.017

PHOSPHORE TOTAL
APPORTS PAR LES QUATRES AFFLUENTS PRINCIPAUX
ET PERTE A L'EMISSAIRE.

(tonnes de P/an)

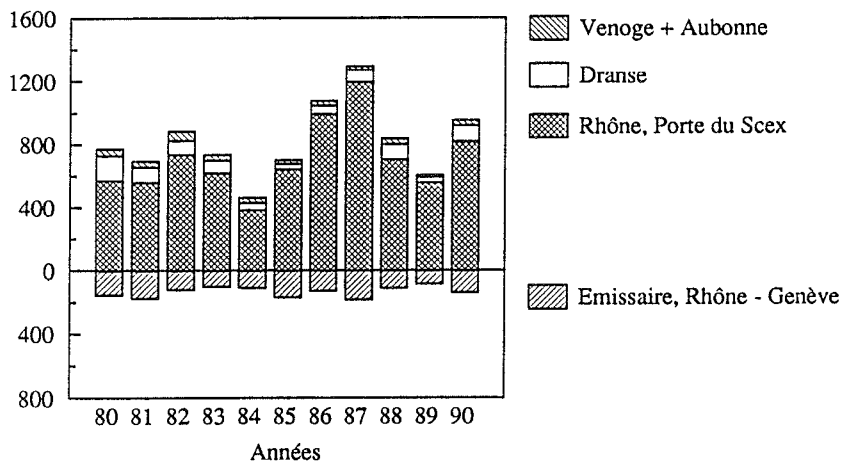


Ne représente pas un bilan complet (ne tiens pas compte des affluents secondaires et des rejets de STEP directs au lac.)

FIGURE 6

PHOSPHORE PARTICULAIRE APPORTS PAR LES QUATRES AFFLUENTS PRINCIPAUX ET PERTE A L'EMISSAIRE.

(tonnes de P/an)

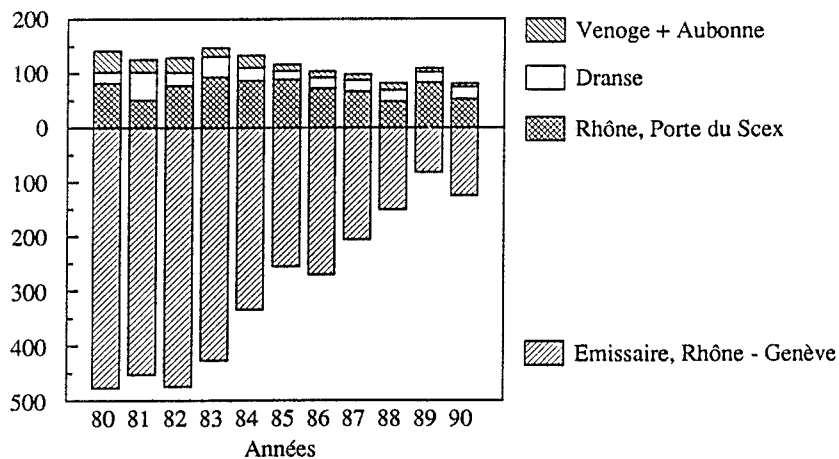


Ne représente pas un bilan complet (ne tiens pas compte des affluents secondaires et des rejets de STEP directs au lac.)

FIGURE 7

PHOSPHORE DISSOUS APPORTS PAR LES QUATRES AFFLUENTS PRINCIPAUX ET PERTE A L'EMISSAIRE.

(tonnes de P/an)



Ne représente pas un bilan complet (ne tiens pas compte des affluents secondaires et des rejets de STEP directs au lac.)

FIGURE 8

3.3 Chlorures (figure 9)

Pour les concentrations moyennes annuelles pondérées en chlorures, nous assistons à une relative stabilité des apports avec, pour les eaux de la Dranse et du Rhône amont, une légère baisse des concentrations et pour celles de l'Aubonne et de la Venoge une légère augmentation. En particulier, la concentration des eaux de l'Aubonne est la plus forte enregistrée depuis cinq ans.

Concentrations moyennes annuelles pondérées (mg Cl/l)

	1986	1987	1988	1989	1990
RHONE AMONT	6.1	5.9	6.4	7.8	6.4
DRANSE	3.6	3.6	3.1	3.7	3.4
AUBONNE	5.5	4.2	4.4	6.0	6.9
VENOGE	19.8	17.7	14.6	18.1	19.3
RHONE EMISSAIRE	5.2	5.3	5.3	6.0	6.4

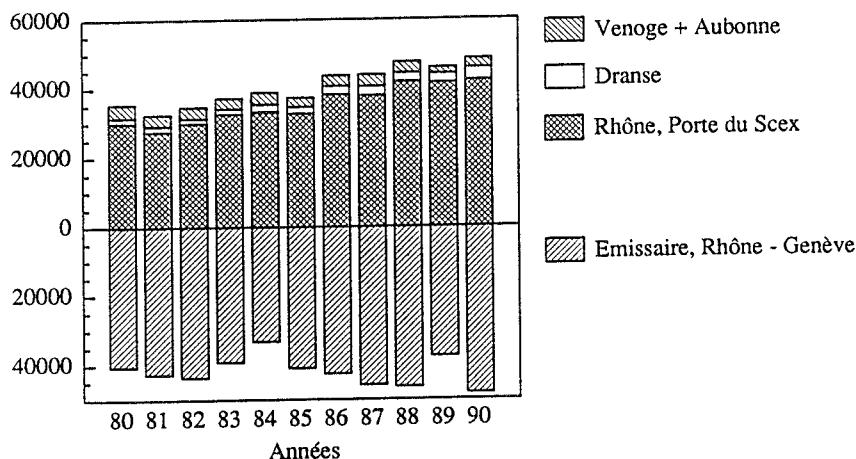
Le bilan des chlorures est exactement équilibré en 1990 à 0.6 % près. L'examen des apports depuis 1976 fait apparaître une lente progression de ceux-ci de l'ordre de 2.5 % par an.

Bilan des chlorures (t Cl/an)

	1986	1987	1988	1989	1990
Apports	44100	44000	47600	46000	48500
Emissaire	42500	45800	46400	37400	48200

CHLORURES APPORTS PAR LES QUATRES AFFLUENTS PRINCIPAUX ET PERTE A L'EMISSAIRE.

(tonnes de Cl/an)



Ne représente pas un bilan complet (ne tiens pas compte des affluents secondaires et des rejets de STEP directs au lac.)

FIGURE 9

3.4 Potassium (figure 10)

Nous disposons des analyses de potassium des eaux des deux affluents les plus importants : le Rhône amont et la Dranse. Ces deux affluents apportent 7761 tonnes de potassium au Léman, total sans grand changement par rapport à 1989. Les moyennes annuelles pondérées par les débits sont plus élevées de 35 % dans le Rhône amont que dans la Dranse.

Apports en potassium (t K/an).

	1986	1987	1988	1989	1990
RHONE AMONT	7862	7375	7564	7013	6806
DRANSE	598	595	544	713	955

Concentrations moyennes annuelles pondérées en potassium (mg K/l)

	1986	1987	1988	1989	1990
RHONE AMONT	1.25	1.16	1.16	1.31	1.25
DRANSE	0.89	0.81	0.78	1.03	0.92

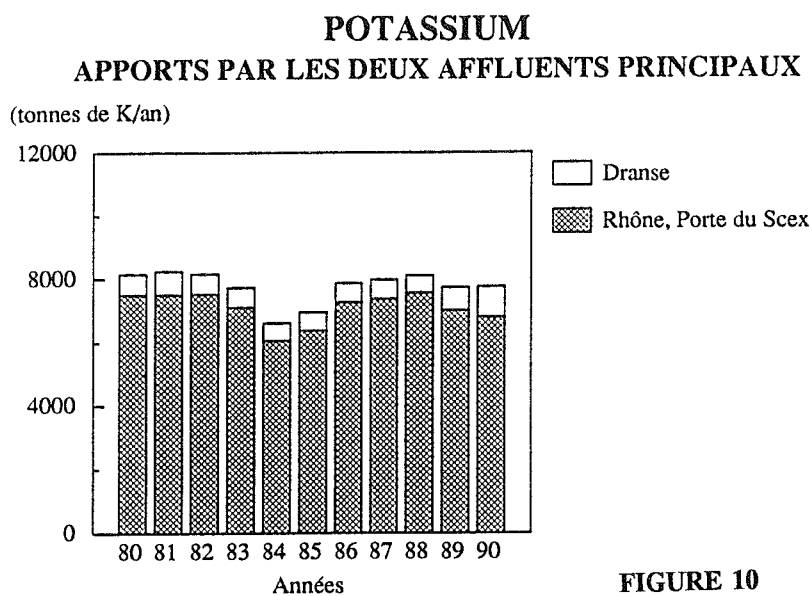


FIGURE 10

3.5 Carbone organique

Le carbone organique dissous (C.O.D) et total (C.O.T) sont analysés dans les eaux du Rhône amont, de l'Aubonne, de la Venoge et du Rhône émissaire. Les variations interannuelles des concentrations sont de faible amplitude. Tout au plus pouvons-nous relever une augmentation des concentrations en COT des eaux du Rhône amont et des concentrations quatre fois plus élevées du carbone organique dissous dans l'Aubonne et la Venoge par rapport à celles du Rhône amont. Après le lac, qui joue son rôle de décanteur, les teneurs des eaux du Rhône émissaire en carbone organique total sont trois fois plus faibles que celles du Rhône amont.

Concentrations moyennes annuelles pondérées en carbone organique (mg C/l)

	1987	1988	1989	1990
RHONE AMONT				
COT	2.64	2.57	2.77	3.39
COD	0.78	0.83	0.83	0.85
AUBONNE				
COD	3.23	3.21	3.70	3.70
VENOGE				
COD	3.11	3.15	4.36	3.30
RHONE EMISSAIRE				
COT	1.35	1.41	1.38	1.20

Sur les bilans, on peut noter, d'une part, que les apports en COT pour le seul Rhône amont représentent environ 30 % du stock total dans le lac (BURKARD, 1984 - p. 533) et que, d'autre part, les apports ont augmenté de 8000 tonnes en 1976 à 18400 tonnes en 1990. Bien entendu, les apports en carbone organique dissous sont beaucoup plus stables et aussi quatre fois moins importants.

Bilan annuel du carbone organique dissous et total (t C/an)

	1987	1988	1989	1990
RHONE AMONT				
COT	16780	16790	14833	18398
COD	4950	5390	4439	4607
AUBONNE				
COD	707	685	343	430
VENOGE				
COD	463	545	310	313
RHONE EMISSAIRE				
COT	15250	12288	8712	8825

3.6 Silice

Exprimées en mg SiO₂/l, les concentrations moyennes pondérées de silice sont stables et les variations interannuelles faibles. Les eaux de la Dranse et de la Venoge sont généralement plus concentrées que celles du Rhône amont et de l'Aubonne.

Concentrations moyennes annuelles pondérées en silice (mg SiO₂/l)

	1986	1987	1988	1989	1990
RHONE AMONT	3.06	3.02	2.85	2.96	2.74
DRANSE	3.29	3.31	3.63	3.62	3.93
VENOGE	3.46	4.27	4.25	4.13	3.98
AUBONNE	2.25	2.29	2.47	2.56	2.74
RHONE EMISSAIRE	0.82	0.67	0.64	0.49	0.78

Pendant la période 1976-1980, le rapport des bilans de silice des eaux de la Dranse et du Rhône amont était de 13 %, il est le double en 1990. Alors que l'on assiste depuis cette période à une décroissance des apports par le Rhône amont (22500 tonnes en 1977, 14900 tonnes en 1990) le phénomène est contraire sur la Dranse. Pour les autres affluents, hors les années sèches, on observe une grande stabilité des apports.

Apports annuels de silice (t SiO₂/an)

	1986	1987	1988	1989	1990
RHONE AMONT	19130	19170	18626	15849	14909
DRANSE	2200	2435	2546	2514	4080
VENOGE	420	617	735	294	375
AUBONNE	380	487	528	237	321
TOTAL	22130	22709	22435	18894	19685
RHONE EMISSAIRE	6700	5825	5612	3065	5891

3.7 Sulfates

Comme pour la silice, les apports annuels de sulfates sont stables. La forte augmentation des apports de la Dranse n'est due qu'à une surestimation probable des débits. En effet le bilan pour cette rivière n'a guère évolué depuis 1976 sauf pour les deux dernières années. Il ressort par l'émissaire la même quantité de sulfates qu'il en arrive par les quatre affluents principaux.

Bilan annuel des sulfates (t SO₄/an)

	1986	1987	1988	1989	1990
RHONE AMONT	280200	296100	283450	238050	243065
DRANSE	35100	32700	32100	52100	65706
VENOGE	-	-	-	1550	2019
AUBONNE	-	-	-	650	803
TOTAL	315300	328800	315550	292350	311593
RHONE EMISSAIRE	-	-	-	290700	348107

Concentrations moyennes annuelles pondérées en sulfates (mg SO₄/l)

	1986	1987	1988	1989	1990
RHONE AMONT					
Moyenne	44.8	46.7	43.4	44.5	44.8
Minimum	26.0	25.0	29.0	28.0	26.0
Maximum	83.0	81.0	78.0	71.0	79.0
DRANSE					
Moyenne	52.5	44.4	45.7	75.1	63.3
Minimum	22.0	19.6	23.0	22.0	26.4
Maximum	179.0	145.0	139.0	181.0	210.0
VENOGE				21.8	21.4
AUBONNE				7.2	6.9
RHONE EMISSAIRE				46.3	46.3

Les eaux de la Dranse ont toujours été plus concentrées en sulfates que celles des autres affluents principaux, le minimum obtenu sur la Dranse correspondant à la moyenne sur la Venoge. Les eaux de l'Aubonne sont peu concentrées en sulfates (3 fois moins que la Venoge).

3.8 Calcium

Les analyses de calcium portent sur les eaux du Rhône amont, de la Dranse et du Rhône émissaire. Si les bilans suivent parfaitement les variations du débit avec des fluctuations relativement importantes d'une année sur l'autre, au plan des concentrations moyennes annuelles pondérées les variations sont plus faibles. Les eaux de la Dranse sont plus dures et les concentrations sont presque le double de celles du Rhône amont.

Bilan annuel du calcium (t Ca/an).

	1986	1987	1988	1989	1990
RHONE AMONT	243000	253000	244200	207150	207690
DRANSE	44000	48900	46300	53100	73136
RHONE EMISSAIRE		377930	381660	282030	334406

Concentrations moyennes pondérées en calcium (mg Ca/l)

	1987	1988	1989	1990
RHONE AMONT	40.0	37.4	38.7	38.2
DRANSE	66.4	65.9	76.6	70.4
RHONE EMISSAIRE	43.3	43.3	44.9	44.9

3.9 Magnésium

Le magnésium est dosé dans les eaux du Rhône amont, de la Dranse et du Rhône émissaire. De 44000 tonnes en 1965-1966, l'apport annuel du Rhône amont est de 30000 tonnes pendant la période 1977-1980, et de 26000 tonnes en 1990. Les exportations du Rhône émissaire et l'apport de la Dranse sont beaucoup plus stables. Bien que pour la Dranse, l'augmentation enregistrée en 1990 ne soit due qu'à une surestimation des débits (cf sulfates).

Bilan annuel du magnésium (t Mg/an)

	1986	1987	1988	1989	1990
RHONE AMONT	27800	29400	29000	23600	26060
DRANSE	5400	5830	5590	6900	9355
RHONE EMISSAIRE		52800	58570	44320	48078

3.10 Sodium

Les apports par les eaux du Rhône amont et de la Dranse semblent stables d'une année sur l'autre si l'on considère une période de cinq ans. Néanmoins, sur une plus longue période, l'augmentation est régulière et les apports depuis 1976 ont été multipliés par 1.5 pour le Rhône amont et par 2 pour la Dranse.

Apports annuels en sodium (t Na/an)

	1986	1987	1988	1989	1990
RHONE AMONT	27000	26300	29950	29510	30909
DRANSE	1740	1800	1840	2030	3005

3.11 Cuivre, zinc et plomb (figure 11)

Les polluants métalliques ne sont dosés que sur les eaux du Rhône amont. Les apports annuels de cuivre et de zinc qui avaient fait un bond à 44.9 tonnes de cuivre et 227 tonnes de zinc en 1987, sont revenus à un niveau comparable à celui des années 1976-1980. Le plomb est le seul de ces trois éléments dont les apports ont plus que doublé depuis le début des mesures en 1976.

Apports annuels en cuivre, zinc et plomb (t/an)

	Moyenne 1976-1980	1986	1987	1988	1989	1990
CUIVRE	22.0	24.7	44.9	26.0	14.8	22.6
ZINC	84.8	181.8	226.7	262.8	108.6	71.7
PLOMB	15.6	31.6	49.2	43.6	37.6	38.4

La divergence entre les apports donnés ci-dessus pour le cuivre, le zinc et le plomb et ceux donnés dans le rapport de FAVARGER et al. (1991) peut-être expliquée par des différences méthodologiques (prélèvement de fractions et traitements différents).

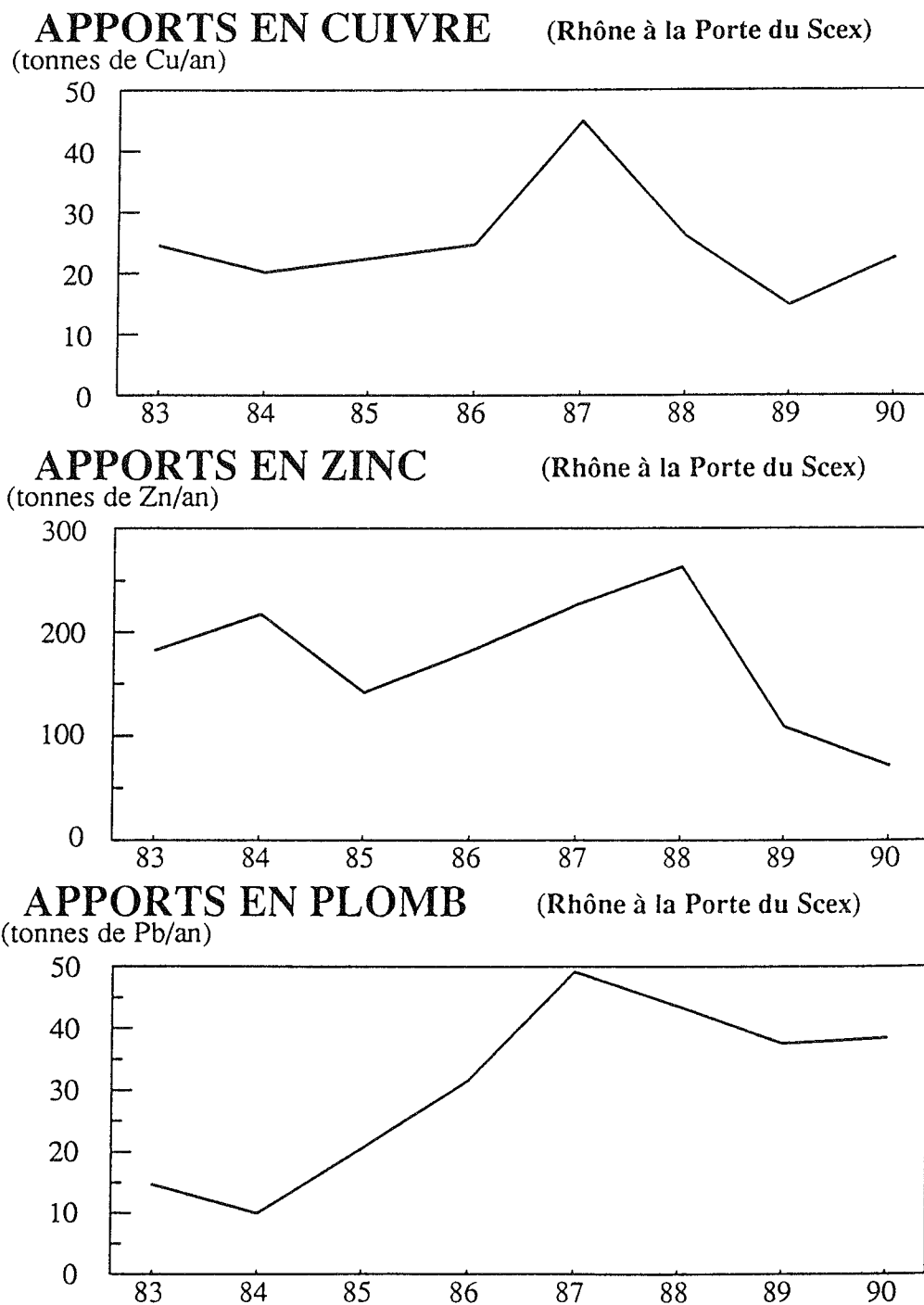


FIGURE 11

4. ETUDE DES AFFLUENTS SECONDAIRES

Affluents secondaires : superficie des bassins versants et débit moyen annuel en 1990

	Superficie bassin versant km ²	Débit moyen annuel en m ³ /s	
		1989	1990
PROMENTHOUSE	101.6	0.79	2.39
VERSOIX	86.2	2.74	3.21
VEVEYSE	64.1	0.98	2.78
GRAND CANAL	30.5	1.38	2.48
EAU FROIDE	19.4	1.86	0.27
CHAMBERONNE	40.2	0.32	0.79
MORGES	32.6	0.29	0.35
DULLIVE	16.9	0.32	0.22
FORON	33.0		0.63

L'ensemble des résultats de la campagne 1990 sur les neuf affluents secondaires est consigné dans les deux tableaux suivants.

Les apports de l'Allondon et de l'Arve qui se jettent dans le Rhône en aval de Genève ne sont pas pris en compte dans cette analyse, mais avec ceux du Rhône aval 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 Azote minéral total

Les concentrations moyennes annuelles en azote minéral total varient de 1.2 mg/l pour la Veveyse à 8 mg/l pour la Morges. Toutes les rivières secondaires prises en compte ont des concentrations en azote minéral total bien plus importantes que les rivières principales. Les apports de la Promenthouse (229 tonnes) et du Grand Canal (192 tonnes) sont les plus élevés et le bilan total des neuf rivières (965 tonnes) représente près du tiers des exportations par le Rhône émissaire.

4.2 Phosphore dissous (orthophosphates) et phosphore total.

En phosphore dissous, le total annuel qui transite par les neuf affluents est de 21.2 tonnes. Ce total est légèrement inférieur à celui apporté par la Dranse, l'Aubonne et la Venoge réunies (28.6 tonnes). La Versoix, à elle seule, apporte 11.6 tonnes d'orthophosphates.

Les 82.6 tonnes de phosphore total amené par les rivières secondaires contrôlées qui se déversent dans le lac sont à comparer aux 162 tonnes qui transitent par la Dranse, l'Aubonne et la Venoge. L'eau de certaines de ces rivières atteint des concentrations supérieures à celles des affluents principaux. C'est le cas de la Chamberonne (0.40 mg/l), du Grand Canal (0.33 mg/l), de l'Eau Froide (0.28 mg/l) et de la Morges (0.20 mg/l).

4.3 Chlorures

Le bilan des chlorures des neuf rivières secondaires atteint 4065 tonnes, soit environ 8 % du bilan des apports par les affluents principaux. Si les apports en chlorures par les affluents secondaires semblent relativement faibles, il n'en est pas de même des concentrations qui sont très élevées dans les eaux de certains affluents : la Morges (26.4 mg/l) et la Dullive (21 mg/l)). Rappelons qu'en 1989, les concentrations moyennes atteignaient dans la Dullive 41.6 mg/l et dans la Morges 23.1 mg/l.

4.4 Sulfates

Les apports de sulfates des rivières secondaires s'élève à 33110 tonnes soit 11 % des apports par les rivières principales. La part des débits étant de 6.2 %, les rivières secondaires sont légèrement plus concentrées en sulfates. Cela est vrai pour le Grand Canal dont la concentration moyenne annuelle dépasse 360 mg/l.

4.5 Silice dissoute

Les concentrations moyennes annuelles en silice des eaux des affluents secondaires sont voisines des concentrations relevées en 1989. Elles sont, dans certaines rivières, plus élevées que dans les affluents principaux. Ainsi les concentrations moyennes en silice de la Dullive, de la Morges et du Grand Canal dépassent 6.5 mg/l alors que les concentrations moyennes annuelles maximum relevées sur les affluents principaux n'excèdent pas 4 mg/l.

Affluents secondaires :
Concentrations moyennes annuelles pondérées :

	NH ₄	NO ₂	NO ₃	PO ₄	Ptot	Cl	SO ₄	SiO ₂	COD
	µg N/l	µg N/l	µg N/l	µg P/l	µg P/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
PROMENTHOUSE	27	41	2974	16.5	64.5	9.8	8.3	3.33	3.01
VERSOIX	26	25	1273	114.5	151.6	6.6	7.3		1.66
VEVEYSE	45	50	1110	11.0	184.7	7.0	16.7	3.98	3.65
GRAND CANAL	180	80	2198	11.0	328.7	11.9	363.2	7.42	2.57
EAU FROIDE	390	380	2562	9.0	283.6	3.7	38.7	3.89	3.06
CHAMBERONNE	109	63	3799	68.2	398.9	15.7	38.0	4.82	3.26
MORGES	73	54	8013	91.1	199.3	26.4	34.9	7.14	4.36
DULLIVE	1588	63	4831	26.1	151.2	21.0	28.5	6.82	3.88
FORON	49	18	1984	171.9	247.9	12.6	-	-	-
RHONE AVAL CHANCY	-	-	621	40.5	119.5	7.1	44.7	1.56	-
ARVE	33	16	653	91.2	135.9	4.7	45.4	3.62	1.00
ALLONDON	46	57	2808	148.9	270.2	7.8	11.1	-	1.69

Apports en tonnes par an

	NH ₄	NO ₂	NO ₃	PO ₄	Ptot	Cl	SO ₄	SiO ₂	COD
PROMENTHOUSE	2.0	3.1	224	1.2	4.9	741	628	250	227
VERSOIX	2.6	2.5	129	11.6	15.3	673	738		168
VEVEYSE	3.9	4.3	97	1.0	16.2	611	1465	348	320
GRAND CANAL	14.1	6.3	172	0.9	25.7	931	28439	581	201
EAU FROIDE	3.3	3.3	22	0.1	2.4	32	332	33	26
CHAMBERONNE	2.7	1.6	95	1.7	9.9	390	947	120	81
MORGES	0.8	0.6	89	1.0	2.2	294	390	80	49
DULLIVE	10.8	0.4	33	0.2	1.0	143	195	47	27
FORON	1.0	0.4	40	3.4	4.9	251			
TOTAL	41.4	22.4	901	21.2	82.6	4065	33134	1459	1098
RHONE AVAL CHANCY			6526	425.3	1254.3	74999	469331	16412	
ARVE	70.8	34.7	1392	194.0	290.0	9979	96899	7729	2186
ALLONDON	4.0	5.0	247	13.1	23.8	689.6	976.9		149.0

5. BASSIN VERSANT DU RHONE DE GENEVE A CHANCY (figure 12)

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 79 m³/s) et l'Allondon (débit moyen 2.5 m³/s). Le débit du Rhône émissaire ajouté au débit de l'Arve constituent en moyenne 97 % du débit mesuré à Chancy (96 % en 1990).

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 (programme NADUF) 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 dans les différentes rivières proviennent des rejets des stations d'épuration :

Arve : 34 STEP (3 genevoises et 31 de Haute-Savoie) d'une capacité de 286'750 équiv. hab.

Allondon : 6 STEP (1 genevoise et 5 de l'Ain) d'une capacité de 35'800 équiv. hab.

Bassin dit "genevois" = Rhône à Chancy - Allondon - Arve - Rhône émissaire
18 STEP (10 genevoises, 7 de l'Ain, 1 de Haute-Savoie) d'une capacité de 493'050 équiv. hab. Aucune de ces stations ne pratiquent la déphosphatation, dont celle de Genève (400'000 équiv. hab.). Au moins trois d'entre elles traitent des eaux d'origine industrielle.

Il faut également tenir compte de nombreuses communes dépourvues de stations d'épuration.

Dans ce rapport, les bilans des apports non mesurés ont été estimés par soustraction aux bilans du Rhône à Chancy de la somme des bilans mesurés. La figure 12 montre la part des différents apports dans la charge qui transite par Chancy.

Apports en tonnes/an

	Rhône émissaire	Arve	Allondon	Rhône Chancy	Bassin dit "genevois"
Nitrates	2986	1392	247	6526	1901
Orthophosphates	123	194	13	25	95
Phosphore total	263	290	23	1254	678
Chlorures	48200	9979	689	74999	16130
Sulfates	348107	96899	976	469331	23348
Silice	5891	7729	-	16412	-

Pour les nitrates les apports de l'émissaire sont prépondérants (46 %); pour le phosphore dissous, l'Arve apporte 46 % et la somme des apports non mesurés et ceux de l'Allondon 25 %. En ce qui concerne le phosphore total, les apports non mesurés (678 tonnes) s'élèvent à 54 % du bilan total à Chancy. Une partie de ces apports pourrait être due à l'opération triennale d'évacuation des sédiments déposés dans la retenue de Verbois à l'aval de Genève. Cette opération s'est déroulée du 8 au 12 juin 1990. De ce tonnage, seuls 14 % sont du phosphore dissous. Pour les chlorures et les sulfates, les apports de l'émissaire sont nettement majoritaires et 50 % de la silice est apportée par l'Arve.

CHARGE DU RHONE A CHANCY

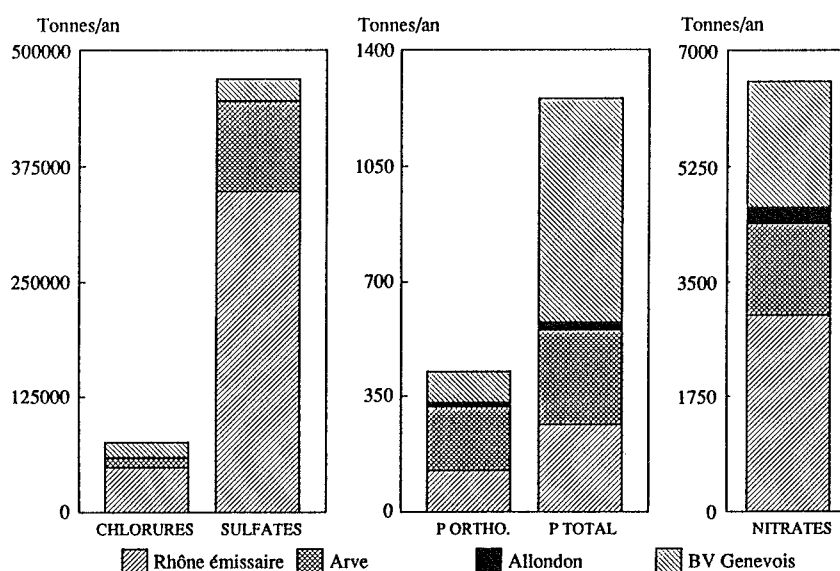


FIGURE 12

6. CONCLUSIONS

Sur un plan général, et principalement à cause des débits qui ont augmenté par rapport à l'année 1989 et qui ont, en 1990, presque retrouvé les valeurs des années antérieures, les apports des rivières principales ont augmenté pour tous les éléments, exceptés les orthophosphates, qui ont retrouvé leur valeur de 1988, et le zinc, dont l'apport est voisin de celui obtenu au début des mesures en 1976.

En ce qui concerne les rivières secondaires dont la somme des débits moyens annuels est de 13.1 m³/s soit 6 % du débit des affluents principaux, on doit noter les apports importants en phosphore dissous et total, ce qui avait déjà été signalé en 1989. Certaines rivières se distinguent des autres par l'importance de leurs flux. Ce sont :

- . la Versoix et le Foron pour le phosphore dissous (PO₄)
- . le Grand Canal et la Dullive pour l'azote ammoniacal (NH₄)

De plus et en concentration moyenne, il faut signaler l'Eau Froide pour l'azote ammoniacal (NH₄) et les nitrites (NO₂).

Enfin, les analyses d'eau effectuées sur le Rhône émissaire, le Rhône à Chancy (programme NADUF), l'Allondon et l'Arve ont permis de préciser la participation du bassin versant du Rhône, entre son point de sortie du lac et Chancy, à l'enrichissement en éléments chimiques du Rhône. En particulier, par rapport à l'émissaire du lac, cette petite partie du bassin versant dont l'agglomération genevoise, amène presque la même quantité de phosphore dissous, près de deux fois la quantité de phosphore total et les deux tiers des nitrates.

Apports en tonnes par an par le Rhône amont, la Dranse, la Venoge et l'Aubonne :

	1986	1987	1988	1989	1990
Débit (m ³ /s)	229	236	241	197	212
Azote minéral total	4946	4935	5195	3905	4529
Azote organique	2261	3830	3050	-	-
Phosphore total	1181	1390	920	578	1032
Orthophosphates	103	98	82	92	82
Chlorures	44100	44000	47600	46000	48483
COT	18780	16780	16790	14833	18398
COD	9150	4950	5390	4439	4607
Sulfates	315300	328800	315550	290249	308903
Silice	22130	22700	22434	18894	19684
Calcium	287000	301900	290500	260286	280826
Sodium	28740	28100	31790	31538	33914
Potassium	7860	7970	8110	7726	7762
Magnésium	33200	35230	34600	30500	35415
Cuivre	25	45	26	15	23
Zinc	182	227	263	109	72
Plomb	32	50	44	38	38

BIBLIOGRAPHIE

ORAND, A. et GAGNAIRE, J. (1991) : Météorologie . Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1990.

BURKARD, P. (1984) : Evolution des apports et des stocks du Léman.
In : Le Léman, Synthèse 1957-1982. Ed. par Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.,
Lausanne, p. 507-546.

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.

FLUX PARTICULAIRES DE QUELQUES NUTRIMENTS ET METAUX
DANS LES SUSPENSIONS DU RHONE PRES DE SON EMBOUCHURE DANS LE
LEMAN

CAMPAGNE 1990

PAR

Pierre-Yves FAVARGER, Serge SANTIAGO et Jean-Pierre VERNET

INSTITUT F.-A. FOREL, CH 1290 VERSOIX

RESUME

Pour la cinquième année consécutive, les flux annuel et saisonniers des sédiments en suspension dans le Rhône, ainsi que de nombreux éléments chimiques qui leur sont liés, ont été étudiés. La méthode d'estimation de ces flux a été évaluée de façon critique et comparée à d'autres méthodes pour l'ensemble des cinq ans.

En 1990, la quantité moyenne de matière particulaire fut la plus faible des cinq années. Comme en 1988, quelques crues importantes se sont produites en périodes de basses eaux.

Le flux annuel de phosphore sous forme facilement disponible (PINA, soit phosphore inorganique non apatitique) a légèrement augmenté, les chiffres des années 1986-1990 étant respectivement de 54, 69, 55, 36 et 51 tonnes. La proportion de cette forme par rapport au phosphore total est toujours faible, et a peu varié depuis 1986 : respectivement 6.1, 6.6, 7.6, 6.1, et 6.4 %. L'examen détaillé des résultats obtenus montre que la présence du PINA est liée à l'activité humaine.

Le flux d'azote total particulaire organique qui était exceptionnellement bas en 1989 a fortement augmenté en 1990 (611 tonnes) et pour cet élément, ainsi que pour le carbone organique, on retrouve des valeurs correspondant en gros à celles de 1988.

En ce qui concerne le mercure, la succession des flux annuels 1986-1990 est la suivante: 109, 285, 64, 110, 110 kg. Les flux et teneurs très basses de 1988 ne se sont donc malheureusement pas reproduites en 1990.

L'arsenic, analysé depuis 1989 seulement, présente pour les deux années un flux annuel identique de 8 tonnes. Les concentrations comparativement élevées en arsenic en période de basses eaux de 1989 ne se sont cependant pas reproduites en 1990. Les teneurs moyennes saisonnières d'arsenic de 1989 et 1990 dans les suspensions sont 4 à 10 fois supérieures à la teneur naturelle des sédiments (2 mg/kg).

Pour l'ensemble des autres éléments-trace examinés (cadmium, chrome, cuivre, zinc, étain, antimoine et sélénium), il n'est pas noté d'évolution nette.

1. INTRODUCTION

Rappelons que l'eutrophisation du Léman, dont l'une des conséquences est l'appauvrissement progressif de ses eaux profondes en oxygène, résulte principalement d'un excès de phosphore. Cet excès provoque un développement exagéré de certains organismes (notamment les différentes formes de phytoplancton) et un déséquilibre écologique du milieu lacustre. Seul le phosphore biodisponible, c'est-à-dire assimilable par les organismes vivants, joue un rôle dans les mécanismes de l'eutrophisation. Le degré de biodisponibilité des différentes formes de phosphore que l'on rencontre dans l'eau et les sédiments peut être mis en évidence par des techniques particulières d'analyse. Ainsi, pour le sédiment, on distingue trois formes principales (WILLIAMS et al., 1976, BURRUS, 1984) qui sont, par ordre d'importance :

PINA, phosphore inorganique non apatitique

Cette forme est extrêmement importante car très réactive et facilement utilisable par les organismes vivants (biodisponibilité élevée). Son origine est surtout liée aux activités humaines.

POP, phosphore organique particulaire

La biodisponibilité de cette forme est faible, située entre celle des deux autres formes. En effet, la matière organique particulaire est constituée pour l'essentiel de résidus (matière morte) peu solubles et dans lesquels le phosphore a atteint son niveau d'énergie le plus bas.

PIA, phosphore inorganique apatitique

Cette forme, contenue dans le minéral apatite, est la plus importante en quantité mais présente une biodisponibilité quasi-nulle. Elle provient essentiellement de l'érosion des roches cristallines (origine détritique naturelle) et ne joue aucun rôle dans les phénomènes d'eutrophisation par le fait de sa solubilité extrêmement réduite.

Les études de modélisation du cycle du phosphore dans le Léman (FAHRNI et RAPIN, 1986, et BURGMAN et ARDITI, 1989) se sont heurtées à quelques difficultés dues à certaines lacunes dans les données disponibles, lacunes que les études sur le phosphore particulaire dans les apports devraient contribuer à combler, permettant ainsi d'améliorer la précision des modèles.

Ce travail poursuit l'étude commencée en 1986. Il se propose de déterminer la composition chimique des flux solides (suspensions) charriés par le Rhône en 1989, en utilisant un nombre restreint mais suffisant d'analyses de sédiment obtenu par pompage et centrifugation de l'eau brute. Les résultats de ces analyses sont mis en relation avec la teneur en suspension, obtenue toutes les deux semaines à partir de l'échantillonneur automatique de la Porte du Scex.

Outre ceux du phosphore et de ses formes, nous avons calculé les flux de mercure et de cadmium, auxquels ont été ajoutés ceux de huit éléments toxiques ou indicateurs de pollution: chrome, cuivre, plomb, zinc, étain, antimoine, sélénium et arsenic.

2. METHODOLOGIE

2.1 Prélèvement, analyse et calcul des flux

Les analyses chimiques ont été effectuées sur six échantillons de suspensions prélevés au cours des deux régimes caractéristiques du Rhône : hautes eaux et basses eaux. La composition des matières en suspension variant peu à l'intérieur de chacun de ces deux groupes saisonniers (BURRUS, 1984), on peut, en extrapolant les concentrations sur les périodes adjacentes aux dates de prélèvement, estimer le flux annuel et les flux saisonniers pour chaque élément ou forme chimique.

La figure 1 et le tableau 1 présentent les variations des débits depuis 1986 :

TABLEAU 1 - Régimes des hautes eaux

Date	Début	Fin	Semaines
1986	12 mai	24 septembre	20
1987	26 mai	26 octobre	22
1988	26 avril	12 septembre	20
1989	8 mai	11 septembre	18
1990	7 mai	8 octobre	22

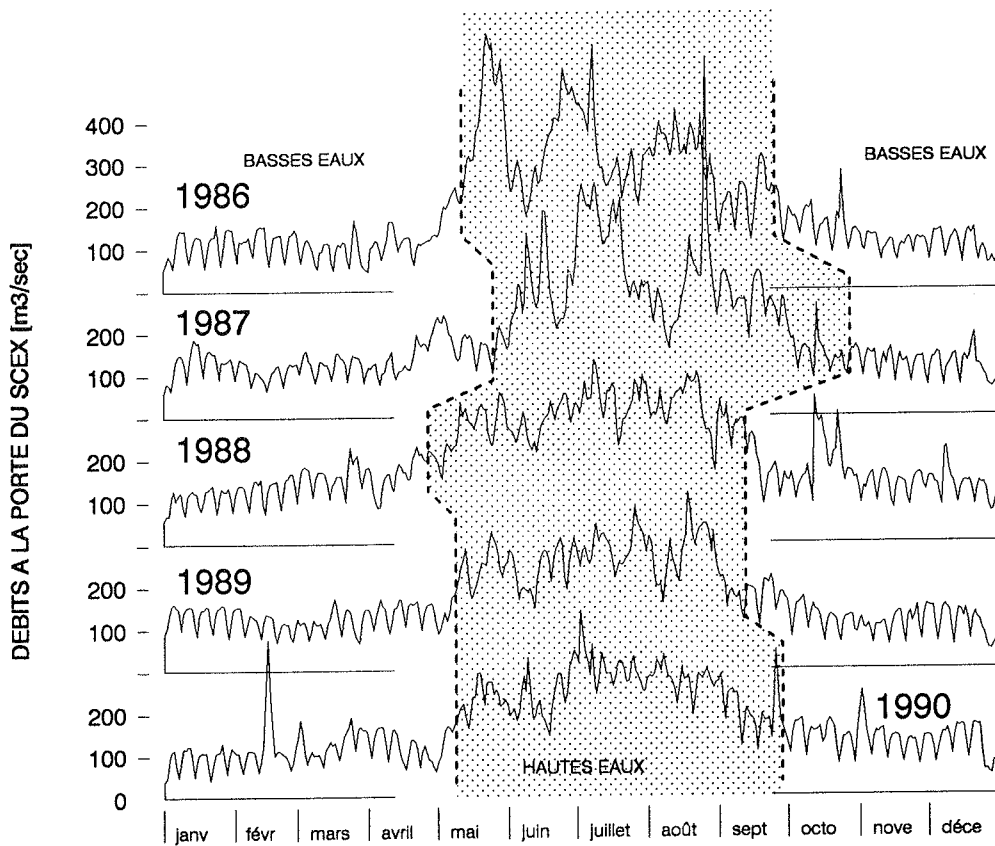


Figure 1 : Régime des eaux de 1986 à 1990

Pour chacun des 32 échantillons prélevés en cinq ans, 500 à 2'000 litres d'eau ont été pompés et les suspensions isolées par centrifugation en continu. Pour les analyses chimiques effectuées sur une partie de l'échantillon, la fraction fine inférieure à 63 μm a été isolée par tamisage, en laboratoire, puis séchée par lyophilisation. Ces analyses sont les suivantes :

- Formes du phosphore par colorimétrie (WILLIAMS et al., 1976) : PINA, POP et PIA (voir ci-dessus pour la signification de ces formes)
- Carbone inorganique et organique (titrations acide-base respectivement par oxydation)
- Azote organique (KJELDAHL, 1883)
- Mercure et cadmium par absorption atomique
- Autres éléments (chrome, cuivre, plomb, zinc, étain, antimoine, sélénium, arsenic) par ICP (émission atomique en plasma inductif) avec, pour les quatre derniers, générateur d'hydrures.

Le flux de sédiment en suspension transitant par l'embouchure est estimé avec, d'une part, les débits journaliers moyens mesurés à la Porte du Scex par le Service Hydrologique et Géologique National, et d'autre part les concentrations en matière particulaire dans l'eau, déterminées par filtration à l'Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux (EAWAG). Ces concentrations proviennent d'échantillons hebdomadaires, regroupés par deux semaines (26 valeurs), l'eau brute étant prélevée en continu par un échantillonneur automatique assujéti au débit (Porte du Scex, programme NADUF).

Par ailleurs, les résultats d'analyses pour les six échantillons obtenus par pompage/centrifugation ont été utilisés pour calculer les flux par deux semaines selon le schéma de la figure 2 (flèches horizontales). Ce report tient compte, autant qu'il est possible, des deux régimes distincts de basses et de hautes eaux. Le report des concentrations en mg/kg sur les quinzaines proches des six dates de pompage permet de calculer le flux annuel et les flux saisonniers pour chaque élément ou forme chimique.

2.2 Evaluation de la méthode

Quoique largement utilisée ailleurs et en particulier dans le bassin européen du Rhin, la méthode d'estimation des flux annuels solides au moyen de quelques prélèvements instantanés de matière en suspension (MES—I) repose sur une extrapolation délicate des teneurs : dans notre cas, les résultats de six à sept prélèvements de quelques heures sont reportés à l'ensemble de l'année.

Pour l'année 1989, il a été possible d'utiliser les matières en suspension provenant de l'eau brute prélevée en continu par l'échantillonneur automatique assujéti au débit (Porte du Scex, programme NADUF: MES—C) et de soumettre les échantillons regroupés selon le régime de fonctionnement de cet appareil à l'analyse multi-élémentaire (FAVARGER et VERNET, 1991). En première approche cette méthode peut être considérée comme la meilleure. Elle a cependant des défauts majeurs spécifiques tels que le délai d'attente trop long jusqu'à l'isolation de la phase solide (de l'ordre de la semaine, ou beaucoup plus en période de fêtes). En outre, elle ne résout pas mieux que la méthode "MES—I" les problèmes liés à la technique d'isolation: centrifugation ordinaire ou en flux continu, ou filtration selon différentes conditions physiques (Institut F.-A. Forel, résultats non publiés, J. BUFFLE, 1990).

La figure 3 donne un aperçu de la comparaison des flux de 1989 pour quatre éléments (plomb, phosphore, cuivre et zinc). Ces éléments ont été choisis car ils ont fait l'objet d'une estimation des flux totaux sur l'eau brute (ORAND et COLON, 1987 à 1991).

Comparaison MES-I / MES-C. Pour le plomb, le phosphore et l'étain l'écart est très raisonnable compte tenu des différences de méthodologie. Pour le cuivre, le résultat par prélèvements de MES—I est largement plus faible surtout en période de hautes eaux.

Comparaison MES-I / eau brute. la coïncidence est bonne pour le phosphore (PTP), élément pour lequel les valeurs "eau brute" ont été obtenues par (flux phosphore total) - (flux orthophosphates). Pour le plomb, seule l'année 1990 donne un résultat logique (moins de plomb dans les MES que dans l'eau brute), le rapport (MES-I)/(eau brute) est encore illogique pour la plupart des flux de cuivre et de zinc.

La comparaison directe des deux méthodes continues (MES-C et eau brute) est encore plus surprenante; elle suggère cependant que les divergences ne seraient pas dues aux procédures d'évaluation, mais plutôt à une autre cause, telle que par exemple le fait que les dosages permettant de calculer les flux "eau brute" des métaux lourds et du phosphore total sont effectués sur des échantillons pré-acidifiés au moyen d'une petite quantité d'acide qui est ajoutée avant le début du prélèvement continu. Il n'y a pas d'opération subséquente de minéralisation. A l'inverse, l'attaque utilisée pour les MES solubilise près de 100 % de tous les éléments étudiés (y compris le chrome).

3. RESULTATS

Le tableau 2 présente l'estimation des différents flux et concentrations. Les chiffres de "flux annuels" (totaux pour l'année et chacune des périodes basses eaux - hautes eaux) ont été obtenus en additionnant les flux des périodes de deux semaines, et ceux de "flux, moyenne quotidienne" (moyennes par jour pour les périodes considérées) en divisant les précédents par le nombre de jours. Les chiffres des années 1986 à 1989 ont été rappelés. Les figures 4 et 5 donnent une représentation graphique de l'évolution des flux depuis 1986.

3.1 Matière particulaire (MES, figure 2, tableau 2)

En 1990 la quantité de matière particulaire est inférieure ou très inférieure à celle des quatre années précédentes. Le flux moyen quotidien en MES de la période de hautes eaux est comparativement plus faible alors que celui des basses eaux est élevé. La situation est analogue à celle de 1988, quoique moins extrême. On a donc une répartition saisonnière peu caractéristique comme l'indiquent les rapports de flux moyens quotidiens "matière particulaire" du tableau 3.

3.2 Phosphore (figures 2 et 4, tableau 2)

Les concentrations en PIA, phosphore apatitique détritique provenant de l'érosion des roches, restent relativement constantes (entre 451 et 709 mg/kg pour les quatre années, quelle que soit la saison), et les flux varient fortement, tout comme ceux de la matière particulaire à laquelle ils sont fortement liés (voir tableau 3). Rappelons que cette forme inerte du phosphore ne joue aucun rôle dans l'eutrophisation du lac.

TABLEAU 2: Flux et concentrations liés à la matière particulaire mesurés à l'embouchure.
Chiffres annuels, basses+hautes eaux ensemble (B+H) et chiffres saisonniers (Basses, Hautes eaux)

REGIME DES EAUX:		FLUX ANNUELS (TONNES CUMULEES)			FLUX, MOYENNES QUOTIDIENNES [kg/j]			CONCENTRATIONS MOYENNES [mg/kg]		
		B+H	Basses	Hautes	B+H	Basses	Hautes	B+H	Basses	Hautes
MATIERE PARTICULAIRE	1986	1,432,000	114,000	1,318,000	3,920,000	510,000	9,420,000			
	1987	1,596,000	133,000	1,463,000	4,370,000	630,000	9,500,000			
	1988	973,000	302,000	671,000	2,660,000	1,340,000	4,790,000			
	1989	826,000	109,000	717,000	2,260,000	460,000	5,690,000			
	1990	744,000	173,000	571,000	2,039,000	820,000	3,710,000			
PINA	1986	54	23	31	149	102	225	38	201	24
	1987	69	14	55	189	65	360	43	103	38
	1988	55	22	32	149	99	230	56	74	48
	1989	36	13	23	98	53	184	43	117	32
	1990	51	28	23	140	134	149	69	163	40
POP	1986	83	26	57	227	117	404	58	231	43
	1987	144	32	112	394	152	725	90	241	76
	1988	48	22	26	132	96	189	50	72	39
	1989	43	14	29	116	58	227	51	128	40
	1990	62	24	38	171	113	250	84	138	67
PIA	1986	758	54	703	2076	242	5023	529	478	533
	1987	839	69	770	2298	325	5001	525	515	526
	1988	612	136	476	1672	603	3397	629	451	709
	1989	513	63	450	1405	263	3572	621	577	627
	1990	461	94	367	1262	445	2382	619	543	642
C-org	1986	11,600	3,230	8,370	31,800	14,400	59,800	8,100	28,400	6,350
	1987	22,900	4,470	18,440	62,800	21,200	119,800	14,400	33,600	12,600
	1988	5,790	2,440	3,350	15,800	10,800	23,900	5,940	8,060	4,990
	1989	4,190	1,240	2,940	11,500	5,200	23,300	5,070	11,400	4,102
	1990	5,660	2,520	3,140	15,500	12,000	20,400	7,600	14,600	5,500
N-tot	1986	799	312	487	2189	1388	3475	558	2743	369
	1987	889	295	593	2434	1399	3853	557	2217	406
	1988	475	199	277	1299	880	1975	488	658	412
	1989	150	79	72	412	329	569	182	722	100
	1990	611	287	324	1674	1361	2102	821	1660	567
Mercure (Hg)	1986	0.11	0.04	0.07	0.30	0.16	0.52	0.08	0.32	0.06
	1987	0.28	0.04	0.24	0.78	0.19	1.59	0.18	0.30	0.17
	1988	0.06	0.03	0.03	0.17	0.15	0.22	0.07	0.11	0.05
	1989	0.11	0.02	0.09	0.30	0.09	0.69	0.13	0.21	0.12
	1990	0.11	0.04	0.07	0.30	0.21	0.43	0.15	0.25	0.12
Cadmium (Cd)	1986	0.28	0.05	0.22	0.78	0.24	1.60	0.19	0.47	0.17
	1987	0.24	0.02	0.22	0.65	0.10	1.40	0.15	0.16	0.15
	1988	0.29	0.08	0.21	0.79	0.34	1.51	0.30	0.25	0.32
	1989	0.16	0.03	0.13	0.44	0.12	1.04	0.19	0.26	0.18
	1990	0.19	0.04	0.14	0.51	0.21	0.92	0.25	0.25	0.25
Chrome (Cr)	1986	179	19	160	490	84	1142	125	167	121
	1987	194	18	176	532	85	1143	122	135	120
	1988	100	31	69	274	138	493	103	103	103
	1989	49	9	40	134	36	320	59	79	56
	1990	91	24	67	249	114	433	122	139	117
Cuivre (Cu)	1986	55.4	8.7	46.7	152	39	333	39	77	35
	1987	60.1	8.6	51.5	165	41	334	38	65	35
	1988	27.8	9.3	18.5	76	41	132	29	31	27
	1989	15.0	3.0	12.0	41	13	95	18	28	17
	1990	31.0	9.2	21.8	85	44	141	42	53	38
Plomb (Pb)	1986	42	7	36	116	31	254	30	60	27
	1987	67	9	57	183	44	373	42	69	39
	1988	47	11	36	129	50	255	48	38	53
	1989	57	11	46	155	45	364	69	99	64
	1990	31	6	25	85	29	161	42	36	43
Zinc (Zn)	1986	198	33	165	543	146	1182	138	289	125
	1987	264	31	233	724	148	1514	166	234	159
	1988	107	33	74	291	146	526	109	109	110
	1989	130	19	111	355	78	881	157	171	155
	1990	111	29	82	304	137	531	149	167	143
Etain (Sn)	1989	3.91	0.80	3.11	10.72	3.36	24.69	4.74	7.37	4.34
	1990	3.16	0.75	2.40	8.65	3.57	15.60	4.24	4.35	4.21
Antimoine (Sb)	1989	0.98	0.27	0.70	2.68	1.15	5.57	1.18	2.52	0.98
	1990	1.97	0.51	1.46	5.38	2.40	9.47	2.64	2.93	2.55
Sélénium (Se)	1989	0.18	0.04	0.14	0.49	0.16	1.12	0.22	0.35	0.20
	1990	0.13	0.04	0.10	0.36	0.17	0.62	0.18	0.21	0.17
Arsenic (As)	1989	8.03	2.31	5.71	21.99	9.68	45.35	9.72	21.26	7.97
	1990	7.83	1.57	6.25	21.44	7.45	40.60	10.51	9.09	10.95

LEGENDE: PINA Phosphore inorganique non-apatitique (biodisponible)
POP Phosphore organique particulaire (peu mobile)
PIA Phosphore inorganique apatitique (détritique, insoluble)

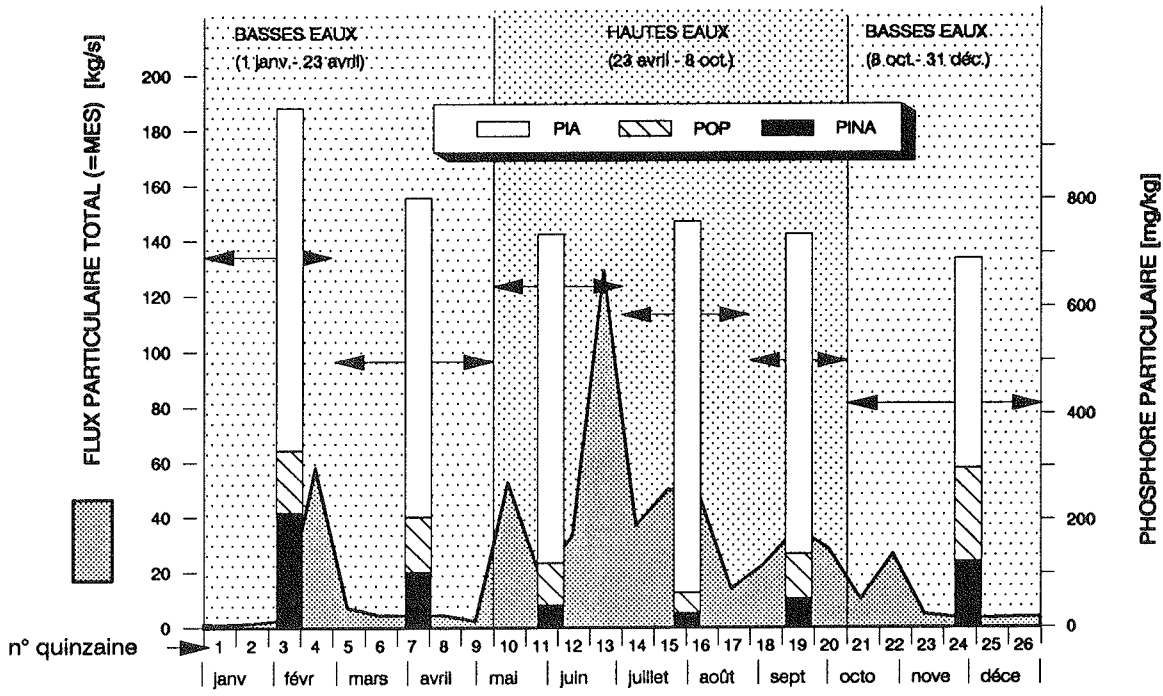


Figure 2 : Calcul du flux en phosphore particulaire dans le Rhône amont en 1990. Schéma d'application aux trois formes (PINA, POP et PIA)

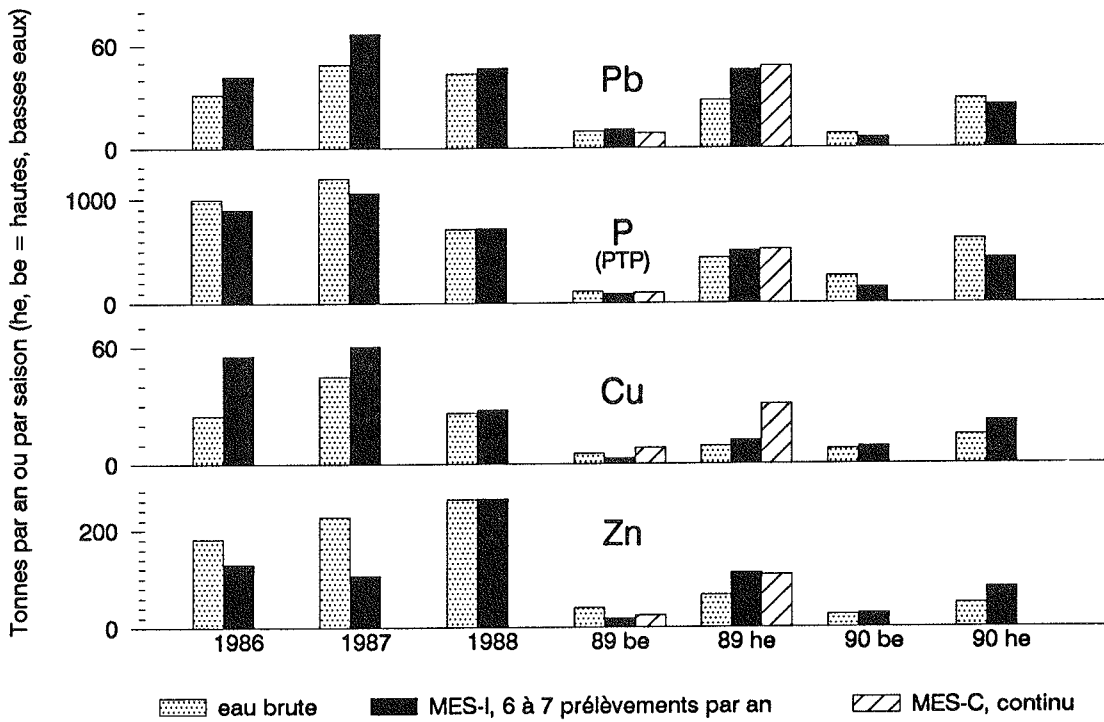


Figure 3 : Flux par différentes méthodes. Résultats eau brute selon données EAWAG et ORAND et al. (1987-1991)

TABLEAU 3 - Rapports des flux saisonniers (hautes eaux)/(basses eaux) pour la matière particulaire et les formes du phosphore

	1986	1987	1988	1989	1990
Matière particulaire	18.6	15.1	3.6	12.5	4.5
PIA	20.8	15.4	5.6	13.6	5.4
PINA	2.2	5.5	2.3	3.5	1.1
POP	3.5	4.8	2.0	3.9	2.2

Pour le PINA (phosphore inorganique non apatitique, forme la plus facilement utilisée par les algues), la situation est différente. Comme le montre le tableau 3, les flux quotidiens varient beaucoup moins entre les saisons. Cela est dû au caractère essentiellement artificiel de cette forme du phosphore, produite surtout par les diverses activités de l'homme contrairement au PIA dont l'origine est naturelle.

On constate que le flux de PINA augmente à nouveau par rapport à 1989 sans dépasser cependant les chiffres de 1986-1988 (tableau 2).

Quant à la proportion de PINA par rapport au phosphore particulaire total, elle est toujours faible.

Les chiffres concernant le POP, phosphore organique moyennement mobile, sont du même ordre que ceux du PINA.

3.3 Carbone et azote organiques (figure 4, tableau 2)

Le flux de carbone organique est similaire à celui de 1989. L'azote organique augmente par rapport à 1989 qui présentait des valeurs particulièrement faibles.

FLUX QUOTIDIENS MOYENS DE PHOSPHORE

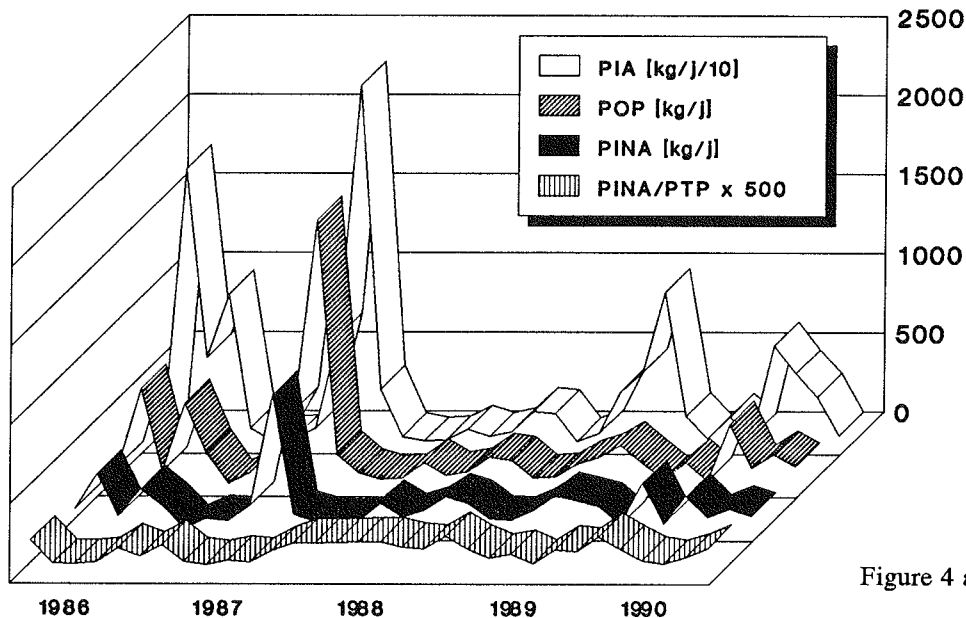


Figure 4 a

N ET C ORGANIQUE, FLUX QUOTIDIENS MOYENS

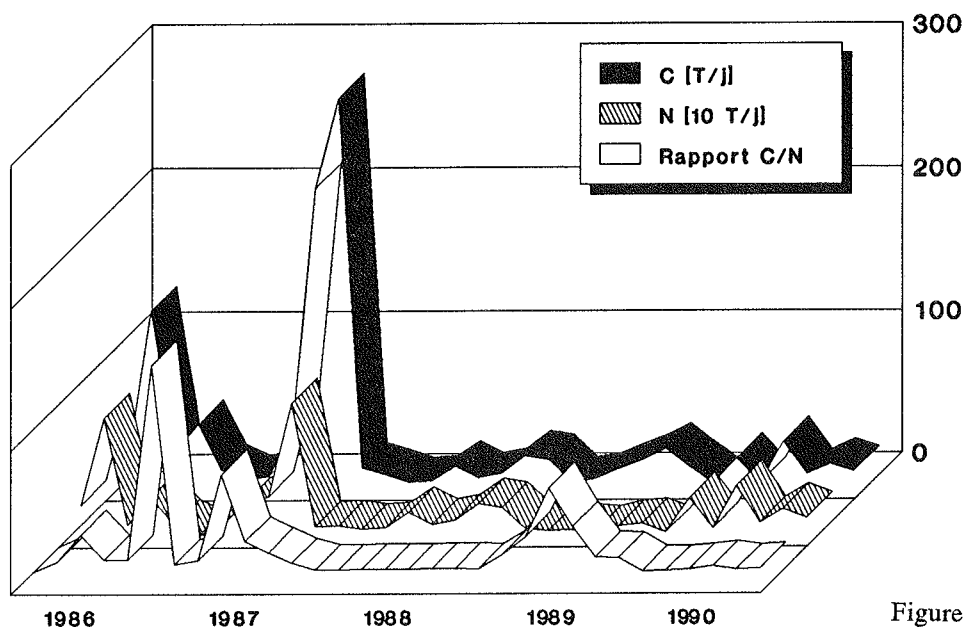


Figure 4 b

3.4 Mercure et cadmium (figure 5, tableau 2)

Pour le **mercure** la succession des flux annuels 1986-1990 est la suivante: 109 - 285 - 64 - 110 - 110 kg. Quant à la concentration de ce métal dans la phase particulaire, elle a augmenté d'un facteur 2.3 par rapport à 1988, mais n'excède que de 31 % la moyenne 1986-1989. Les concentrations basses eaux sont toujours sensiblement plus élevées que celles des hautes eaux (0.25 et 0.12 mg/kg) ce qui est une indication de l'origine non naturelle de ce métal dans le Rhône.

Le flux du **cadmium** reste relativement constant.

3.5 Plomb, chrome, cuivre et zinc (figure 5, tableau 2)

Le **plomb** diminue en concentration et surtout en flux. Le **chrome** et le **cuivre** augmentent alors que le **zinc** reste stable ou diminue. Pour l'ensemble de ces quatre métaux, la tendance globale depuis 1986 est à la baisse.

Pour trois de ces métaux (**plomb, cuivre et zinc**) on dispose d'une autre évaluation des flux (ORAND et COLON, 1987-1991), basée sur des analyses effectuées à l'EAWAG. Les chiffres qu'elle produit sont parfois inférieurs malgré le fait qu'ils concernent l'eau brute, donc la somme des phases solide et liquide et non pas la seule phase solide. Il n'y a cependant pas de contradiction entre les deux estimations, pour les raisons suivantes :

- a. comme signalé au paragraphe 2.2, la mise en solution utilisée à l'EAWAG est beaucoup moins violente que la nôtre;
- b. dans les deux cas, l'intervalle de confiance des résultats est mal connu. On ne peut pas envisager de mieux cerner ce paramètre sans une extension considérable de la présente étude, laquelle dépasse déjà très largement le financement prévu¹. Certaines informations sur ce sujet existent cependant (FAVARGER et VERNET, 1991) mais nous ignorons encore s'il sera possible de les développer.

¹ la CIPEL ne finance que l'estimation des nutriments du mercure et du cadmium

3.6 Arsenic, étain, antimoine et sélénium (figure 5, tableau 2)

Ces quatre éléments ne sont analysés avec une sensibilité suffisante que depuis 1989. Les teneurs et flux en arsenic sont importants, les flux annuels pour 1989 et 1990 étant respectivement de 7.8 et 8 tonnes. En 1989, les concentrations étaient trois fois plus élevées en période de basses eaux qu'en période de hautes eaux, et il avait été suggéré qu'une partie de ce flux puisse être d'origine humaine. En 1990 cependant, les concentrations basses eaux - hautes eaux sont à peu près uniformes (9 et 11 mg/kg) ce qui contredit l'hypothèse avancée l'an dernier. Encore est-il possible que ce phénomène ait été masqué en 1990 par la distinction hydrologique basses eaux - hautes eaux beaucoup moins marquée qu'en 1989.

Par rapport à la teneur naturelle locale de l'arsenic dans les sédiments de 2 mg/kg, le taux de contamination moyen est de l'ordre de 5, chiffre identique à celui du mercure pour l'année 1990 (0.25/0.05 en mg/kg pour Hg). Des hypothèses quant à l'origine de cet élément sont formulées dans ce même recueil de rapports (FAVARGER et SPAN, 1991). La teneur naturelle de 2 mg/kg est déterminée dans des sédiments déposés et il est possible que celle des suspensions ne soit pas rigoureusement la même; il serait donc abusif de l'utiliser pour calculer le tonnage d'arsenic d'origine non naturelle.

De toxicités bien moindres, l'étain et l'antimoine semblent également d'origine partiellement humaine, ce dernier ayant augmenté depuis 1989. La présence du sélénium, dont les teneurs très basses semblent constantes, serait entièrement naturelle.

FLUX QUOTIDIENS MOYENS DE Hg ET Cd

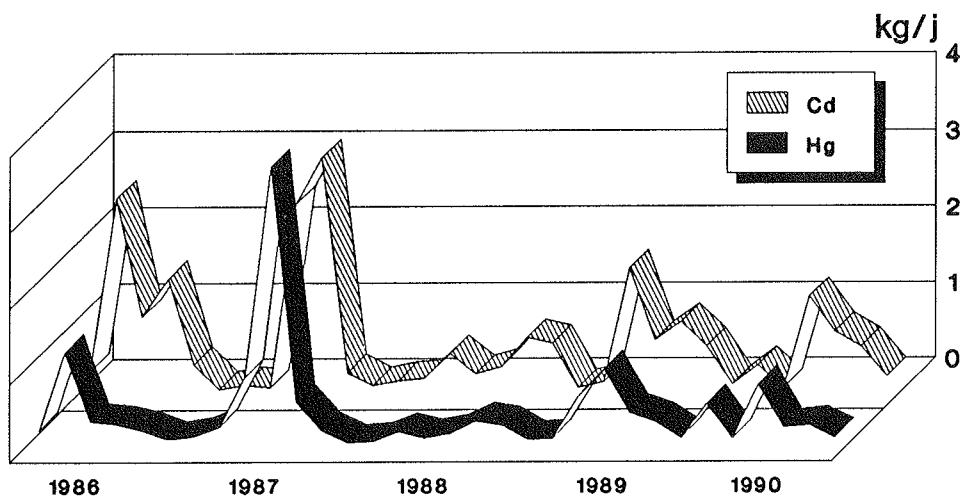


Figure 5 a : Flux quotidiens de métaux liés aux suspensions

FLUX QUOTIDIENS MOYENS DE Pb, Cu, Cr, Zn

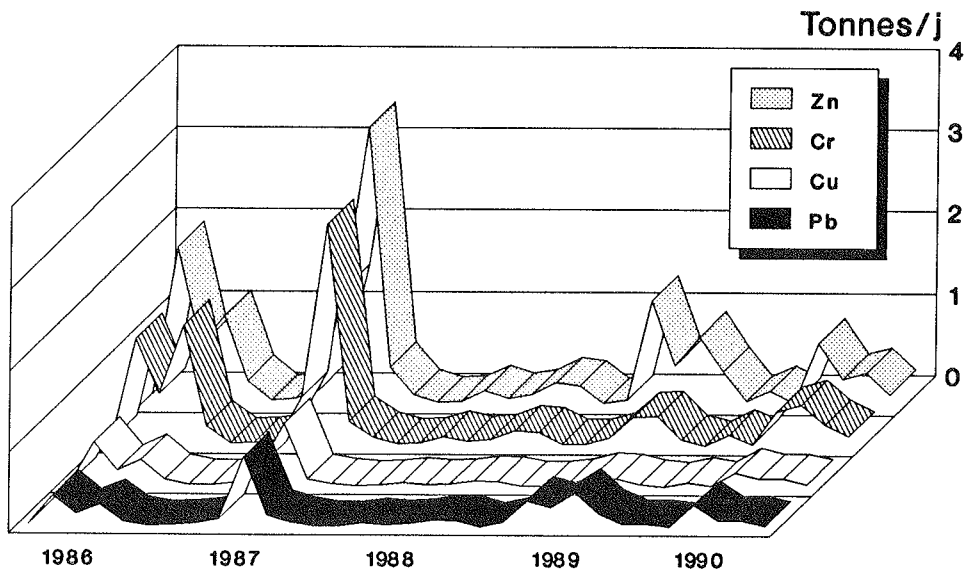


Figure 5 b : Flux quotidiens de métaux liés aux suspensions

FLUX QUOTIDIENS MOYENS DE Sb, Sn, As

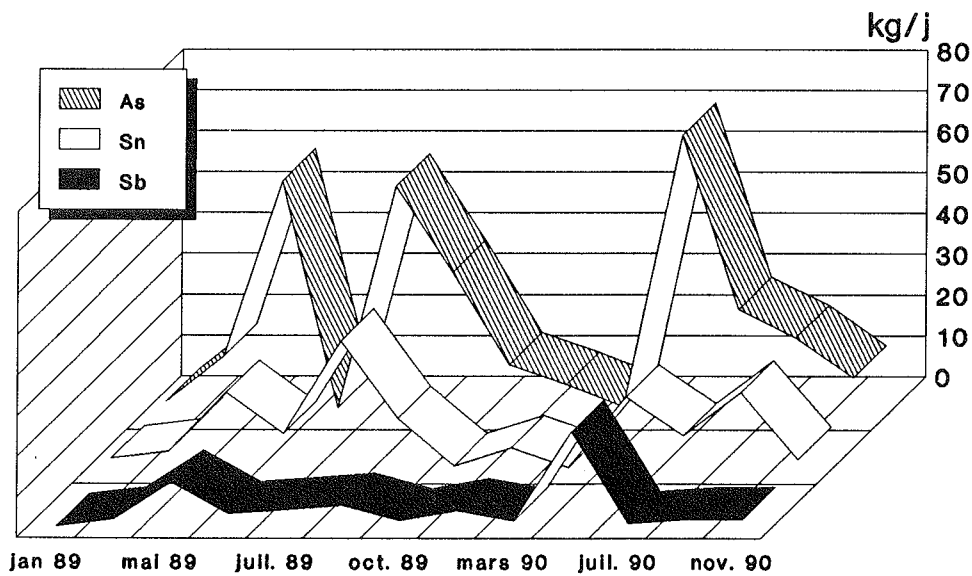


Figure 5 c : Flux quotidiens de métaux liés aux suspensions

4. CONCLUSIONS

Cette cinquième année d'étude des flux chimiques liés aux particules en suspension dans le Rhône a permis de confirmer l'origine liée à l'activité humaine du phosphore biodisponible et du mercure.

L'importance des flux en arsenic a été confirmée, leur origine géographique probable est examinée dans le cadre d'une étude séparée des sédiments déposés.

L'ensemble des résultats reflète les différences importantes existant d'une année à l'autre, 1990 est du point de vue hydrologique une année dont le régime saisonnier basses eaux - hautes eaux est relativement peu marqué.

BIBLIOGRAPHIE

- BUFFLE, J. (1990) : Complexation reactions in aquatic systems.
Ellis Horwood, Chichester, 692p, pages 587 et suivantes.
- BURGMAN, M. A. et ARDITI, R. (1989) : Modélisation du cycle du phosphore.
Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1988, 107-138.
- BURRUS, D. (1984) : Contribution à l'étude du transport du phosphore dans le Rhône alpin.
Thèse No 2135, Fac. Sci., Univ. Genève, 100 p.
- 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, 153-189.
- FAVARGER, P.-Y, SPAN, D. et VERNET, J.P. (1991): Métaux lourds dans les sédiments des rivières du bassin suisse du Rhône. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., (Campagne 1990).
- FAVARGER, P.-Y. et VERNET, J.-P. (1991) : Transports d'éléments-trace par les particules dans les rivières : comparaison de quelques méthodes de quantification.
3e Conférence internationale des limnologues d'expression française, Morges, 71-75.
- ORAND, A. et COLON, M. (1987-1991) : Etude des affluents du Léman et de son émissaire.
Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagnes 1986 à 1990, 5 volumes.
- KJELDAHL, J. (1883) : A new method for the determination of nitrogen in organic matter.
Z. Anal. Chem., 22, 336.
- WILLIAMS, J.D., JAQUET, J.-M., et THOMAS, R.L. (1976) : Forms of Phosphorus in the Surficial Sediments of Lake Erie. J. Fish. Res. Board Canada, 33, 462-465.

METAUX LOURDS DANS LES SEDIMENTS DES RIVIERES DU BASSIN LEMANIQUE SUISSE ¹

CAMPAGNE 1990

Pierre-Yves FAVARGER, Daniel SPAN et Jean-Pierre VERNET

INSTITUT F.-A. FOREL, UNIVERSITE DE GENEVE, CH 1290 VERSOIX

RESUME

En 1990, les sédiments de l'ensemble du bassin suisse du Rhône ont été étudiés en ce qui concerne leur teneur en métaux lourds. Le plan de prélèvement très dense de 223 échantillons répartis sur 36 cours d'eau a été élaboré avec l'aide des Services d'environnement des trois cantons riverains. Depuis 4 à 5 ans, la contamination dans l'ensemble des cours d'eau examinés tend à diminuer, mais on constate que la concentration moyenne des sédiments du Rhône valaisan en mercure a augmenté de 40 % par rapport aux valeurs de 1988, sans atteindre pour autant les chiffres très importants des années précédentes. Celles des autres métaux du Rhône amont ont peu changé depuis 1985. L'arsenic, dosé pour la première fois en 1990 dans certains sédiments de la Lonza, du canal Sion-Riddes et du canal Stockalper, présente des concentrations nettement supérieures à la teneur naturelle de référence retenue.

Les diverses contaminations de la Venoge dans la région de Penthaz continuent à diminuer depuis l'arrêt des rejets en 1988. De moindre débit, le Vengeron (affluent genevois du lac), l'Aire (affluent de l'Arve) et le Nant du Lagnon (affluent du Rhône aval) sont contaminés en mercure, avec, pour ce dernier des teneurs extrêmes en cadmium, en zinc et en plomb, de respectivement 170, 37 et 26 fois les teneurs naturelles de référence.

1. INTRODUCTION GENERALE

La campagne de 1990 correspond à une surveillance générale des principales rivières du pourtour lémanique suisse. Les précédentes campagnes similaires ont été effectuées en 1982 (VIEL et VERNET, 1983), en 1985 (RAPIN et VERNET, 1986) et en 1986 (FAVARGER et VERNET, 1987).

Pour cette campagne nous avons demandé aux responsables cantonaux des services d'environnement valaisans, vaudois et genevois de bien vouloir nous indiquer les points d'intérêt pouvant, à leur avis, présenter des contaminations. Les informations ainsi récoltées ont permis de définir un plan d'échantillonnage optimal.

Les résultats de la surveillance de la contamination des sédiments fluviaux par les métaux lourds seront présentés en deux parties :

¹ Etude réalisée dans le cadre du programme intercantonal suisse 1986-1990

- *Le Rhône amont et les affluents valaisans*
- *Autres affluents du Léman (cantons de Vaud et de Genève), le Rhône aval et ses affluents*

2. METHODOLOGIE

Les sites étudiés sont répartis sur 36 rivières et sont au nombre de 125. Leur situation géographique est présentée sur les figures 3 et 6. La couche superficielle des sédiments fluviaux est prélevée à la main ou à l'aide d'un puits depuis la berge. Certaines rivières (le Rhône amont, la Venoge et la Drize) ont été échantillonnées plusieurs fois au cours de l'année.

Après tamisage humide et séchage à 60° C, seule la fraction argilo-silteuse (0 à 63 μ m) est soumise à l'analyse.

2.1 Analyses chimiques

Les métaux, excepté le cadmium, sont dosés par spectrométrie d'émission atomique plasma (ICP-AES). Rappelons que, outre les éléments présentés ici et considérés comme les plus significatifs, cet appareil donne également les teneurs des éléments trace suivants : manganèse, vanadium, nickel, béryllium, antimoine, cobalt, sélénium, et molybdène (dont les résultats ne suscitent pas de commentaire particulier dans le cadre de ce travail), ainsi que phosphore (total), carbone (organique) et soufre (total).

Le mercure et l'arsenic sont analysés par un générateur d'hydrures couplé au spectromètre. Le cadmium est mesuré par absorption atomique équipé d'un four graphite (Varian AA-875).

Contrairement aux campagnes précédentes, la même attaque chimique des sédiments est utilisée pour doser tous les éléments. La mise en solution des métaux à partir de 2.5 g ou de 0.5 g de sédiment sec n'a pas changé (FAVARGER et VERNET, 1987).

La figure 1 présente quelques résultats des tests de qualité de routine, lesquels sont exécutés depuis 1990 avec des standards de référence provenant du Canadian Certified Reference Materials Project (LYNCH, 1990). Les numéros 1 à 8 des points figurés correspondent respectivement aux standards LKSD1 à LKSD4 (sédiments de lacs) et STSD1 à STSD4 (sédiments de rivières). Les écart-types donnés par la littérature (6 à 16 laboratoires différents, 32 à 116 résultats par échantillon) sont figurés par les barres horizontales. Sur chacun de ces 8 échantillons, notre laboratoire (noté "ifaf") a effectué environ 4 analyses et la déviation standard ainsi obtenue est figurée par une barre verticale.

Cette représentation a été limitée à quelques éléments : l'arsenic, nouvellement introduit, le mercure et le cadmium pour lesquels la méthode a changé, enfin le plomb et le chrome.

2.2 Teneurs naturelles

Pour les éléments présentés, les teneurs naturelles de référence sont rappelées à la fin de chaque tableau de résultats. Rappelons que ces teneurs sont estimées à partir de l'histogramme des concentrations d'un nombre considérable de mesures se rapportant à un domaine géographique étendu (DAVAUD, 1976; VIEL et VERNET, 1983). La teneur naturelle d'une zone restreinte est donc très souvent différente de la teneur naturelle de référence; cependant, la CIPEL a demandé il y a une dizaine d'années de fixer une teneur naturelle applicable à l'ensemble du bassin lémanique pour des raisons de commodité de lecture.

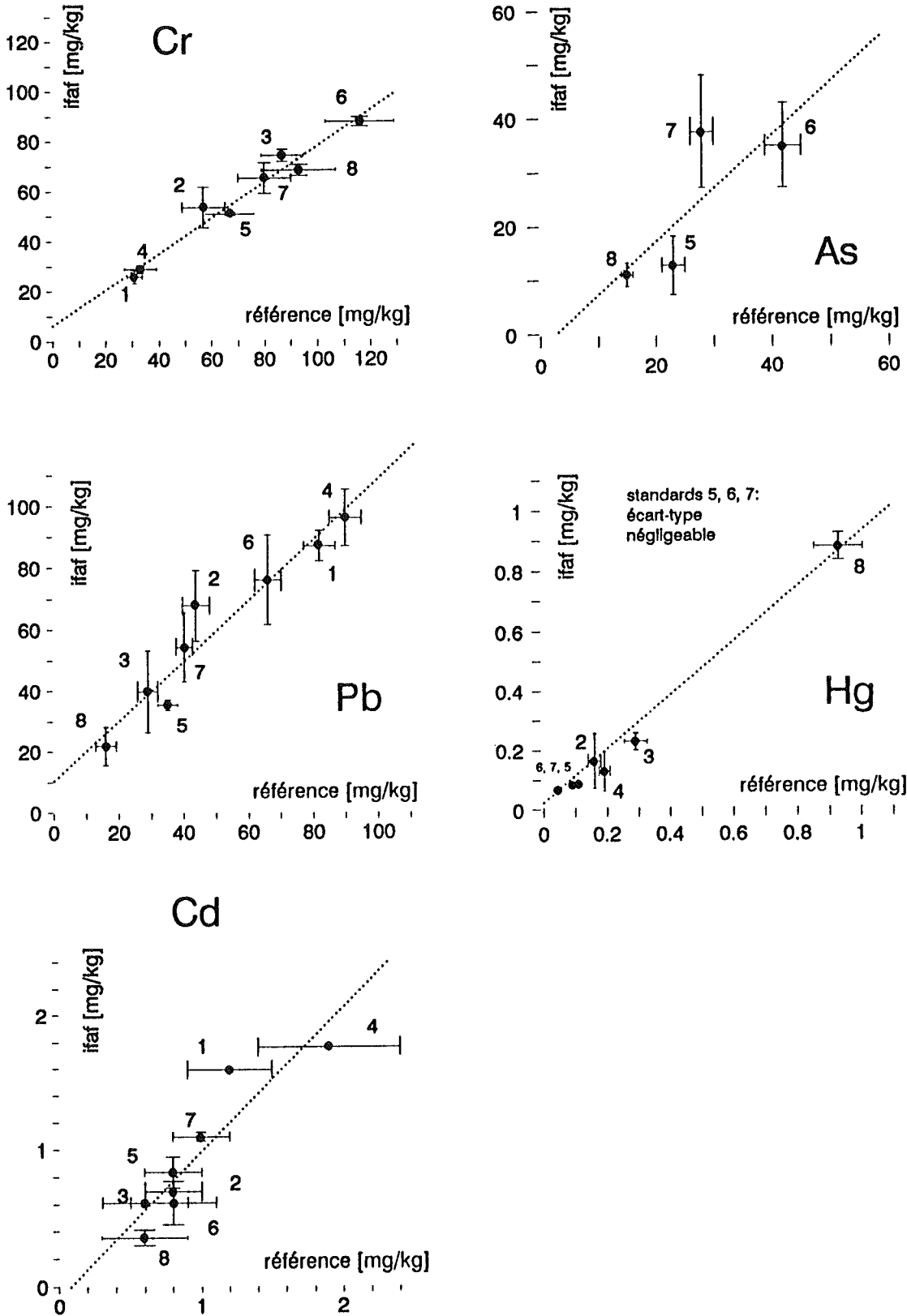


Figure 1 : Standards de référence (ifaf = Institut F.A. Forel)

La figure 2 illustre cette détermination pour trois éléments au moyen des résultats des sédiments analysés depuis fin 1989 dans l'ensemble de la Suisse par notre laboratoire. Pour le mercure et malgré le nombre élevé d'analyses (443), il est difficile de fixer une teneur naturelle incontestable du fait de nombreux foyers de contamination. Cependant nous avons retenu la valeur de 0.05 mg/kg qui est basée sur des milliers d'analyses effectuées précédemment sur les sédiments de ce bassin. Pour l'étain au contraire, le nombre de résultats est amplement suffisant car seuls quelques échantillons de la population analysée présentent une contamination. L'arsenic présente une situation intermédiaire, par le fait que beaucoup de valeurs sont dans le domaine "peu contaminé", mais sa teneur naturelle est à l'évidence proche de 2 mg/kg.

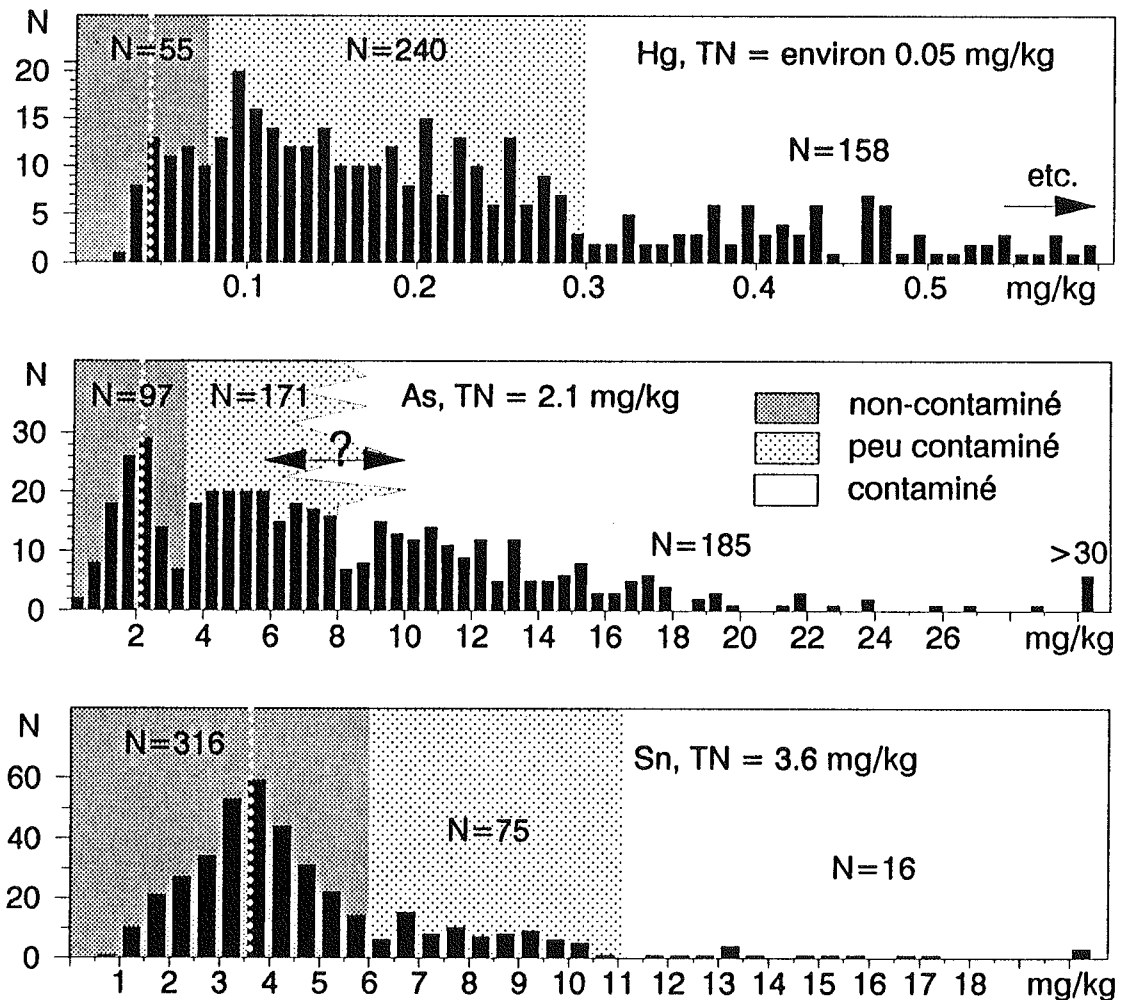


Figure 2 : Teneurs naturelles de référence (TN)

3. LE RHONE AMONT ET LES AFFLUENTS VALAISANS

3.1 Introduction

En 1990 comme ce fut le cas de 1980 à 1986 et en 1988, les sédiments du Rhône ont été prélevés à quatre reprises pour tenir compte des changements de concentration dus aux fortes variations de débit :

- en période de hautes eaux : 21 juin et 8-10 octobre;
- en période de basses eaux : 7 mars et 18 décembre.

Le plan de prélèvement objectif de 26 points a pu être maintenu à l'exception d'un échantillon, celui du point 14 de la campagne du 18 décembre.

Pour les canaux et affluents, 15 des 33 points échantillonnés correspondent à des prélèvements effectués en 1985 ce qui permet d'intéressantes comparaisons malgré le délai très long séparant ces deux campagnes.

La position géographique des sites étudiés est reportée sur la figure 3; les rectangles correspondent au Rhône et les triangles aux affluents secondaires et canaux.

3.2 Résultats

3.2.1 *Le Rhône (tableaux 1 et 2, figures 3 à 5)*

Comme par le passé, la concentration la plus forte en mercure se trouve à Gampel (point 13), 1.4 km en aval de l'embouchure du canal de Turtig (points 44, 91 et 12, tableau 3). En ce point la moyenne annuelle de 2.03 mg/kg est 2.5 fois plus élevée qu'en 1988, tout en restant inférieure aux valeurs de 1979-1987. La moyenne des 26 points du Rhône mesurée sur 103 échantillons est de 0.274 mg/kg soit 40 % de plus qu'en 1988. Toutefois, cette teneur moyenne est inférieure de 50 % à la valeur de 1986. En période d'étiage, les teneurs sont, cette année 1990, particulièrement élevées par rapport à 1988.

Les autres éléments (tableau 2 et figure 5) présentent aussi des différences importantes d'amont en aval, cependant c'est plus généralement le point en aval du point 13, celui de Niedergampel (No 99) qui se distingue. On y rencontre en effet les plus fortes teneurs en arsenic, cadmium, cobalt, chrome, cuivre et antimoine. Un autre point, le No 26 à Lavey-les-Bains présente les teneurs les plus élevées en plomb et en zinc, ainsi que des valeurs élevées en arsenic et cadmium.

TABLEAU 1 - Evolution de la teneur en mercure des sédiments du Rhône (mg/kg, TNR = 0.05)

No.	km	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1990	1990	1990	
		4	6	4	4	4	4	4	4	4	0	4	0	4	7 mars	21 juin	18 déc. oct.*
Nombre de prélèvements/an:		4	6	4	4	4	4	4	4	4	4	0	4	4	7 mars	21 juin	18 déc. oct.*
40-430		0.34	0.52	0.42	0.44	0.15	0.28	0.25	0.19	0.06	0.22	0.37	0.09	0.09	0.09	0.33	
Embouchure		0.59	1.11	0.71	0.45	0.31	0.41	0.33	0.17	0.18	0.25	0.53	0.23	0.06	0.18		
Noville	3.1	0.53	1.23	0.84	0.39	0.24	0.33	0.16	0.10	0.10	0.18	0.40	0.09	0.04	0.17		
Porte du Scex	5.9	0.63	1.26	0.81	0.53	0.55	0.45	0.36	0.46	0.14	0.21	0.38	0.09	0.12	0.25		
Illarsaz	12.2	0.82	1.68	0.96	0.59	0.44	0.43	0.28	0.18	0.11	0.17	0.36	0.10	0.06	0.18		
Monthey	18.5	0.40	1.19	0.77	0.31	0.15	0.25	0.15	0.37	0.13	0.15	0.33	0.10	0.06	0.13		
Aval St. Maurice	23.7	0.41	0.45	0.38	0.27	0.27	0.25	0.30	0.13	0.09	0.19	0.35	0.08	0.15	0.20		
Lavey-les-Bains	26.4	0.73	1.09	0.91	1.14	0.32	0.44	0.15	0.16	0.10	0.13	0.31	0.09	0.06	0.06		
Evionnaz	30.3	0.68	1.48	1.34	0.56	0.36	0.58	0.37	0.25	0.40	0.19	0.28	0.13	0.24	0.14		
Branson	39.1	0.67	2.51	1.20	0.65	0.52	0.89	0.86	0.31	0.16	0.15	0.24	0.10	0.05	0.21		
Fully	42.2	0.71	1.32	1.86	0.86	0.39	0.64	0.57	0.32	0.12	0.20	0.24	0.18	0.16	0.23		
Sailion	48.2	0.61	2.11	1.10	0.18	0.35	0.55	0.46	0.18	0.11	0.12	0.10	0.09	0.06	0.24		
Ardon	56.7	0.99	5.18	2.24	1.22	0.37	0.94	0.69	0.44	0.34	0.27	0.43	0.13	0.10	0.40		
Aproz	59.5	0.56	2.30	1.91	1.30	0.53	0.82	0.60	0.42	0.24	0.29	0.61	0.15	0.05	0.33		
Aval de Sion	62.3	1.22	4.98	2.15	1.91	0.71	1.56	1.19	0.67	0.37	0.33	0.88	0.11	0.05	0.26		
Bramois	67.4	0.88	5.03	1.55	0.97	0.45	0.86	0.86	0.52	0.25	0.23	0.40	0.10	0.07	0.36		
St. Léonard	70.4	1.70	5.38	3.42	1.69	0.66	1.46	1.62	0.65	0.14	0.29	0.45	0.24	0.10	0.38		
Granges	74.3	1.30	2.25	2.15	1.14	0.49	0.60	0.93	0.53	0.35	0.19	0.20	0.21	0.08	0.28		
Chalais	78.1	1.12	6.45	3.37	2.06	0.79	0.52	1.28	0.90	0.15	0.18	0.26	0.12	0.10	0.25		
Laminoir Chippis	65	0.70	0.82	0.26	0.33	0.31	1.19	0.39	0.19	0.11	0.09	0.09	0.13	0.08	0.08		
Finges	15	1.54	2.89	2.27	1.40	0.67	1.22	4.16	0.24	0.14	0.54	1.33	0.11	0.12	0.59	#	
La Souste	14	2.49	9.38	2.87	0.81	0.43	1.21	0.80	0.67	0.12	0.24	0.54	0.12	0.13	0.16		
Gampinen	62	3.58	4.28	8.14	1.50	1.35	2.81	2.03	1.77	0.33	0.15	0.09	0.26	0.17	0.09		
Niedergampel	99	7.94	25.31	21.21	10.35	4.48	7.84	10.38	3.63	0.81	2.03	5.20	0.67	0.55	1.68		
Gampel	13	0.22	0.18	0.20	0.14	0.43	0.13	0.12	0.08	0.03	0.08	0.17	0.06	0.04	0.05		
St. German	10	0.04	0.33	0.19	0.39	0.18	0.11	0.10	0.04	0.02	0.04	0.05	0.03	0.05	0.04		
Brigue	3	118.1	0.04	0.33	0.19	0.39	0.11	0.10	0.04	0.02	0.04	0.05	0.03	0.05	0.04		
moyenne		1.21	3.49	2.43	1.21	0.61	1.03	1.14	0.52	0.20	0.27	0.56	0.15	0.11	0.28		
maximum		7.94	25.31	21.21	10.35	4.48	7.84	10.38	3.63	0.81	2.03	5.20	0.67	0.55	1.68		
minimum		0.04	0.18	0.19	0.14	0.15	0.11	0.10	0.04	0.02	0.04	0.05	0.03	0.04	0.04		
écart-type		1.56	4.99	4.16	1.94	0.83	1.50	2.06	0.72	0.16	0.37	0.98	0.12	0.10	0.31		

Octobre 1990: prélèvements du 8 au 10 octobre. (#) point non-prélevé, teneur par interpolation.

TABLEAU 2 – Teneurs moyennes en métaux lourds des sédiments du Rhône en 1990
(mg/kg)

	No.	km	Hg	Cd	As	Pb	Cr	Cu	Zn
Praille	431	1.8	0.220	0.188	11.2	36	90	29	85
Noville	88	3.1	0.251	0.261	10.9	41	90	30	84
Porte du Scex	38	5.9	0.175	0.237	11.6	39	90	35	87
Illarsaz	36	12.2	0.210	0.254	14.7	44	94	32	99
Monthey	30	18.5	0.173	0.126	11.2	43	93	31	89
Aval St. Maurice	80	23.7	0.155	0.112	11.0	33	68	25	70
Lavey-les-Bains	26	26.4	0.194	0.162	17.1	125	90	29	104
Evionnaz	78	30.3	0.133	0.156	11.0	35	64	26	77
Branson	75	39.1	0.195	0.119	11.5	41	82	27	83
Fully	22	42.2	0.150	0.116	11.3	29	74	26	78
Saillon	73	48.2	0.201	0.107	12.1	39	81	29	90
Ardon	72	56.7	0.123	0.102	12.6	37	80	27	84
Aproz	20	59.5	0.265	0.136	11.0	49	82	28	91
Aval de Sion	71	62.3	0.285	0.144	11.7	50	89	30	89
Bramois	68	67.4	0.325	0.169	11.9	45	96	29	90
St. Léonard	18	70.4	0.234	0.122	7.8	39	97	28	92
Granges	67	74.3	0.291	0.123	9.0	43	100	29	82
Chalais	17	78.1	0.192	0.102	9.9	42	89	26	88
Laminoir Chippis	65	79.9	0.183	0.120	10.5	44	83	17	72
Finges	15	83.2	0.093	0.077	6.5	36	55	20	84
La Souste	14	90.1	0.540	0.224	11.5	45	84	33	97
Gampinen	62	92.7	0.238	0.213	16.2	44	118	38	82
Niedergampel	99	96.5	0.152	0.335	23.5	47	135	43	85
Gampel	13	98.8	2.026	0.232	15.7	48	117	39	100
St. German	10	105.0	0.080	0.249	11.0	52	104	33	92
Brigue	3	118.1	0.042	0.241	14.1	54	41	30	78
maximum			2.026	0.335	23.5	125	135	43	104
minimum			0.042	0.077	6.5	29	41	17	70
TNR			0.05	0.3	2	50	70	50	80
Moyennes:		1990	0.274	0.170	12.2	46	88	30	87
		1988	0.196	0.244		33	95	28	74
		1986	0.522	0.190		24	102	31	90
		1985	1.137	0.240		52	116	33	99
		1984	1.028	0.260		50	91	31	89
		1983	0.610	0.210		24	101	31	79

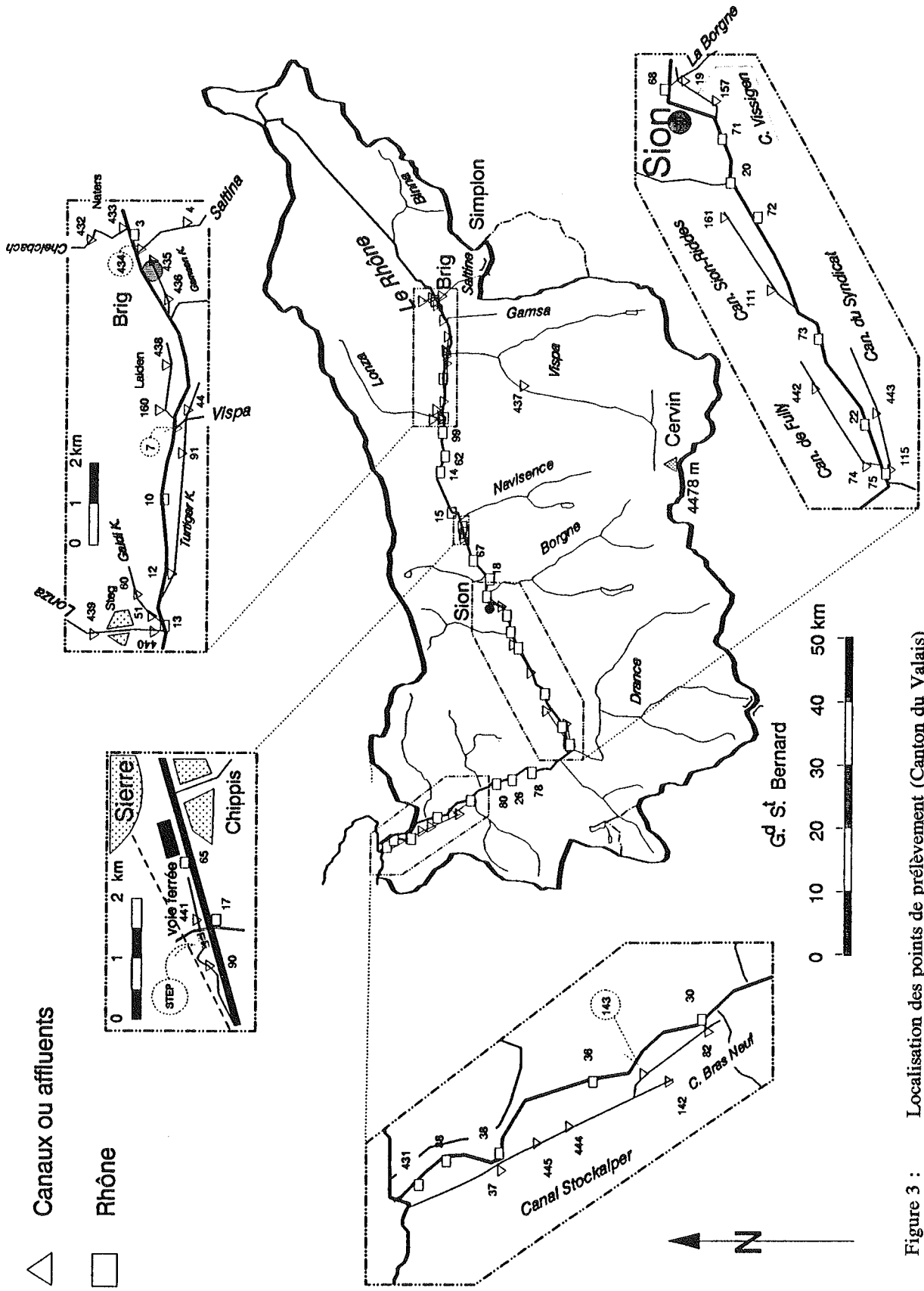


Figure 3 : Localisation des points de prélèvement (Canton du Valais)

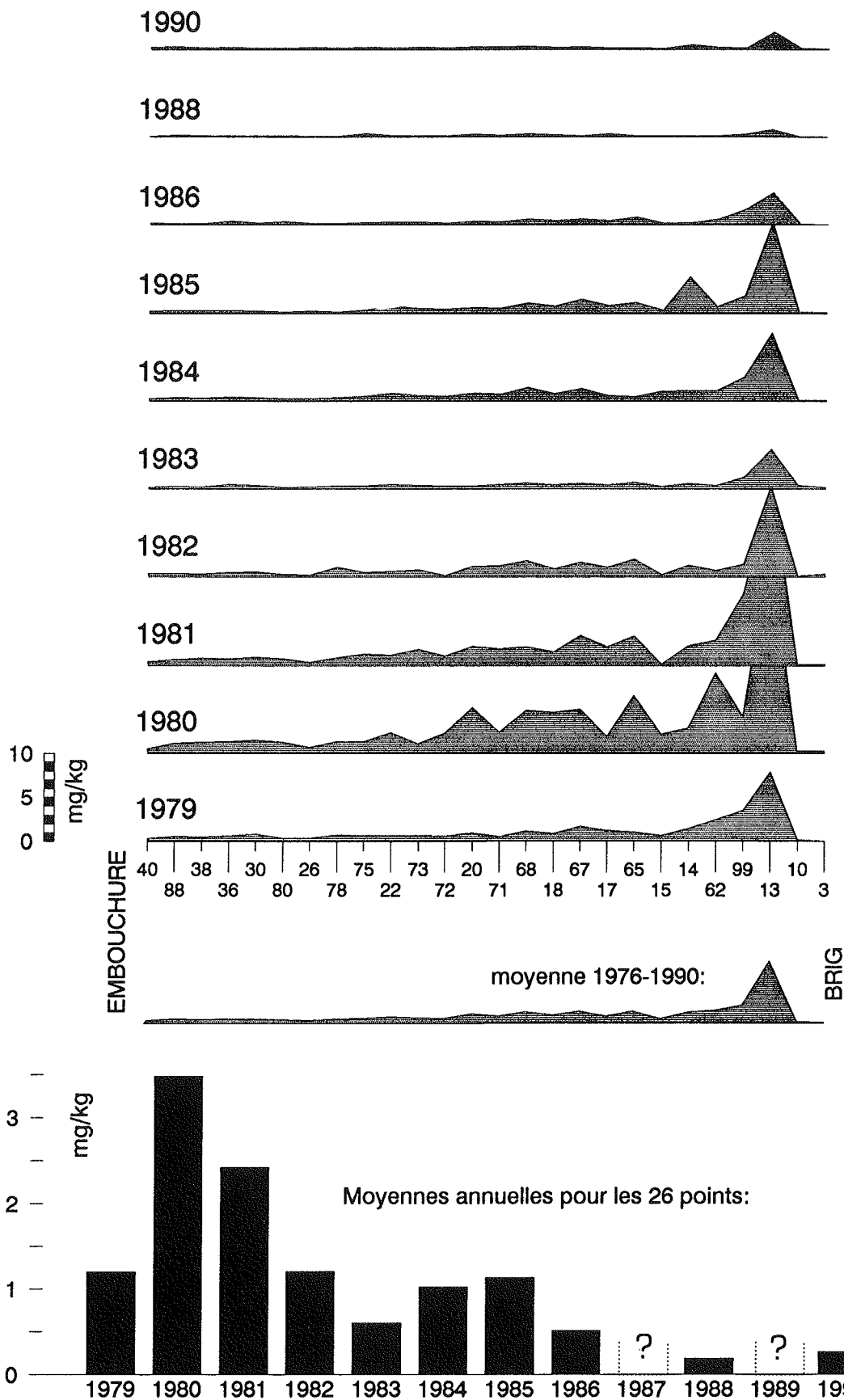


Figure 4 : Teneur en mercure des sédiments du Rhône

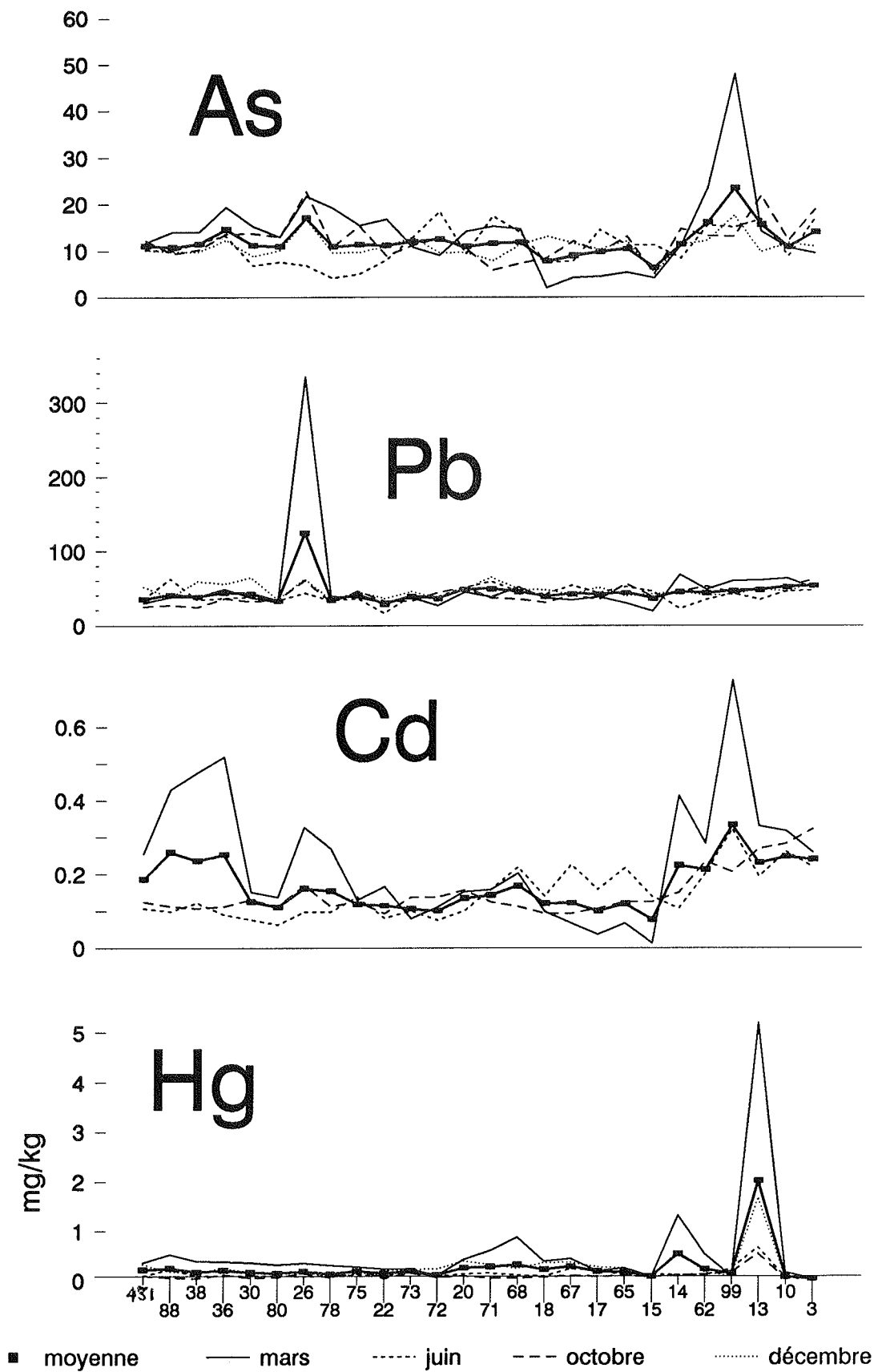


Figure 5 : Teneurs saisonnières en As, Pb, Cd et Hg entre Brigue et l'embouchure

3.2.2 Affluents secondaires et canaux (tableau 3)

L'ensemble des teneurs a peu varié depuis 1985. Le mercure a très fortement diminué dans le canal de Turtig bien que certaines teneurs restent cependant très élevées. Dans l'ensemble des quinze points étudiés à la fois en 1990 et 1985, on constate une diminution sur onze points et une augmentation sur les quatre autres. Les autres métaux du tableau 3 sont stables.

Certaines teneurs élevées se remarquent : cadmium, zinc et arsenic dans la Lonza, cadmium, zinc et arsenic dans le canal Sion-Riddes, mercure et plomb dans le canal Bras Neuf (Massongex), zinc, plomb et particulièrement arsenic dans le canal Stockalper qui présente à son début une concentration égale à 31 fois la teneur naturelle de référence.

On peut se faire une idée de la contamination relative des 33 points examinés en 1990 en effectuant un test de rang très simple : si l'on examine combien de fois chaque point apparait parmi les quatre points les plus contaminés en l'un ou l'autre des neuf métaux du tableau 3, on constate la hiérarchie suivante :

nom du canal/affluent	point N°	fréquence
Canal Sion-Riddes	161	5
Canal Stockalper	142	4
Vispa (La Viège)	437	3
Canal Bras-Noir	90	3
Canal Stockalper	445	3
La Lonza	439	3
Autres points		1 à 0

Si l'on ajoute à cette analyse d'autres éléments (cobalt, carbone organique, phosphore total, antimoine, sélénium, étain) on obtient la représentation suivante, toujours pour les quatre points les plus contaminés de 1990 :

nom du canal/affluent	point N°	fréquence
Canal Sion-Riddes	161	9
Canal Stockalper	142	7
Canal Bras-Noir	90	6
La Lonza	439	5
Gamsen Kanal	436	5
Autres points		3 à 0

Tableau 3: Affluents du Rhône et du Léman (Canton du Valais): métaux lourds en mg/kg.

Rivière	Lieu	Point	Date	Hg	Cd	Zn	Cu	Pb	As	Ni	Ag	Cr
Chelchbach	amont	432	08-Oct-90	0.04	0.38	115	22	77	2.6	28	<0.7	61
Chelchbach	Naters	433	08-Oct-90	0.06	0.46	179	26	98	2.4	34	<0.7	74
Saltina	amont	4	08-Oct-90	0.04	0.30	141	44	37	9.7	55	<0.7	108
Saltina	aval	434	08-Oct-90	0.06	0.35	183	52	53	9.2	64	<0.7	122
Gamsen Kanal	Giis	435	08-Oct-90	0.22	0.32	282	86	80	12.3	71	<0.7	107
Gamsen Kanal	Gamsen	436	08-Oct-90	0.42	0.57	485	94	87	7.8	47	5.4	86
Vispa	St Niklaus	437	08-Oct-90	0.10	0.14	72	48	28	24.3	159	<0.7	247
Vispa	aval	7	08-Oct-90	0.06	0.14	107	50	40	15.6	155	<0.7	235
		7	Oct-85	0.27	0.10	55	43	44			<1.0	
Laldner Kanal	Brigerbad	438	08-Oct-90	0.04	0.31	153	27	59	12.9	30	<0.7	58
Laldner Kanal	aval	160	08-Oct-90	0.03	0.38	101	30	60	7.4	24	<0.7	47
		160	Oct-85	0.11	0.25	100	30	66			<1.0	
canal Turtig	Grossgrund	44	08-Oct-90	7.76	0.34	88	32	50	7.6	27	0.8	45
		44	Oct-85	151	0.34	114	72	64			<1.0	
canal Turtig	STEP	91	08-Oct-90	6.62	0.32	97	29	45	8.5	35	<0.7	59
		91	Oct-85	11.4	0.25	94	34	54			<1.0	
canal Turtig	aval	12	08-Oct-90	1.87	0.30	131	37	47	18.1	54	<0.7	88
Lonza	amont	439	08-Oct-90	0.12	2.04	404	96	156	20.5	64	<0.7	127
Lonza	embouchure	440	08-Oct-90	0.07	0.69	181	46	65	33.6	45	<0.7	87
Galdi Kanal	amont	60	08-Oct-90	0.07	0.75	229	49	65	9.0	45	<0.7	84
		60	Oct-85	0.20	0.96	274	53	81			<1.0	
Galdi Kanal	aval	51	08-Oct-90	0.10	0.81	278	53	70	10.4	53	<0.7	100
		51	Oct-85	0.15	1.05	250	52	77			<1.0	
canal Bras Noir	amont STEP	441	09-Oct-90	0.15	0.48	244	50	42	5.0	32	<0.7	60
canal Bras Noir	aval STEP	90	09-Oct-90	0.68	0.63	428	110	59	5.0	48	3.1	103
		90	Oct-85	0.73	1.14	535	136	55			3.9	
canal Vissigen	aval Borgne	19v	09-Oct-90	0.09	0.18	119	42	23	9.3	59	<0.7	96
canal Vissigen	aval STEP	157	09-Oct-90	0.08	0.32	277	50	38	8.3	60	<0.7	100
		157	Oct-85	0.45	0.46	272	54	60			<1.0	
canal Sion Riddes	Nendaz-Ardon	161	09-Oct-90	0.67	1.60	610	233	113	28.7	59	6.2	97
		161	Oct-85	0.56	1.62	447	216	82			4.1	
canal Sion Riddes	Riddes	111	09-Oct-90	0.38	0.59	253	157	58	2.7	35	2.2	73
		111	Oct-85	0.54	1.23	334	159	75			2.7	
canal du Syndicat	Charrat	443	09-Oct-90	0.14	0.34	269	89	60	4.8	69	1.2	99
canal du Syndicat	Martigny	115	09-Oct-90	0.71	0.28	144	49	31	7.1	46	0.8	65
		115	Oct-85	0.18	0.23	122	48	44			<1.0	
canal de Fully	Gd. Blettay	442	09-Oct-90	0.12	0.37	180	68	39	7.2	64	<0.7	105
canal de Fully	Branson	74	09-Oct-90	0.12	0.56	188	76	39	4.5	43	<0.7	76
		74	Oct-85	0.21	0.84	238	109	60			<1.0	
canal Bras Neuf	Monthey	82	09-Oct-90	2.35	0.59	271	58	75	4.4	50	2.3	91
		82	Oct-85	0.49	1.96	403	87	126			<1.0	
canal Bras Neuf	Collombey	143	09-Oct-90	0.25	0.75	318	39	251	7.2	53	<0.7	82
		143	Oct-85	0.16	9.67	395	38	144			<1.0	
canal Stockalper	Collombey	142	09-Oct-90	0.93	1.50	645	179	147	63.7	43	1.5	71
		142	Oct-85	0.60	3.35	619	126	184			<1.0	
canal Stockalper	Vionnaz	444	10-Oct-90	0.25	1.40	313	51	246	11.1	67	<0.7	102
canal Stockalper	Vouvry	445	10-Oct-90	0.24	1.50	335	54	252	10.9	69	0.7	105
canal Stockalper	P. du Scex	37	10-Oct-90	0.23	1.30	300	59	154	9.0	61	<0.7	92
		37	Oct-85	0.22	3.94	304	45	66			<1.0	
minimum	(1990)			0.03	0.14	72	22	23	2.4	24		45
maximum	(1990)			7.76	2.04	645	233	252	63.7	159	6.2	247
1990/1985				1.17	0.78	1.01	0.96	0.99			1.03	
écart-type				1.30	0.41	0.30	0.23	0.45			0.33	
effectif				16	16	16	16	16			3	
TNR				0.05	0.3	80	50	50	2	50		70

4. AUTRES AFFLUENTS DU LEMAN, LE RHONE AVAL ET SES AFFLUENTS.

4.1 Introduction

Depuis 1976, les sédiments des affluents suisses du Léman sont plus ou moins régulièrement échantillonnés. La dernière étude globale de surveillance de la pollution des sédiments remonte à 1986 (FAVARGER et VERNET, 1987). Les affluents vaudois et plus particulièrement la Venoge ont cependant été étudiés plus récemment, en 1988 (HOWA et VERNET, 1989).

4.2 Résultats

L'ensemble des résultats est présenté dans les tableaux 4 et 5. La numérotation des stations de prélèvement est reportée sur la figure 6.

4.2.1 *Affluents du Léman*

Dans l'ensemble, on note une amélioration de l'état de la contamination polymétallique. Les teneurs moyennes en métaux de toutes les rivières sont en baisse par rapport à la situation de 1986.

Les rivières les plus contaminées restent le Vengeron avec de fortes teneurs en mercure, cadmium, zinc, la Chamberonne et son affluent la Sorge marquée par des concentrations élevées en zinc. Au contraire, les sédiments de la Mèbre, du Bief de Morges, de la Versoix et de l'Hermance contiennent des concentrations proches des teneurs naturelles de référence (tableau 5).

L'Aubonne montre aussi une évolution positive, avec des taux de contamination (teneur mesurée/teneur naturelle de référence) en baisse par rapport à 1988, mais les concentrations en mercure sont encore trois fois supérieures à la teneur de référence.

La Venoge a été échantillonnée à trois reprises en 1990. L'échantillonnage est relativement serré dans le secteur de Penthaz et en aval de celui-ci. Ces deux secteurs suivis en détail depuis 1982, présentaient une différence importante avec de très fortes teneurs métalliques dans la zone de Penthaz. Suite à l'arrêt de l'usine d'incinération de Penthaz en 1988, la pollution métallique a rapidement chuté (HOWA et al., 1989). Les résultats de 1990 montrent la même évolution positive (figure 7). Les concentrations en mercure, cadmium, zinc et plomb de cette zone redeviennent comparables à celles observées dans le cours inférieur de la Venoge.

4.2.2 *Le Rhône aval et ses affluents*

En général, les concentrations en métaux lourds des sédiments du Rhône à la sortie du Léman sont faibles. L'impact de la station d'épuration d'Aire n'apparaît pas. Par contre, les affluents sont contaminés et le maximum est atteint dans le Nant du Lagnon contaminé par la décharge cantonale de Châtillon et le Nant d'Avril, avec des concentrations très élevées en cadmium, zinc, cuivre et plomb.

La contamination polymétallique (mercure, cadmium, zinc) de l'Aire à l'aval de Saint-Julien reste importante, supérieure à celle observée en 1986.

Les sédiments de la Drize sont enrichis en mercure et en zinc. Le raccordement partiel des eaux usées de la station d'épuration de Collonges vers celle d'Aire en novembre 1990 semble avoir contribué à diminuer la contamination métallique. En effet, la seconde campagne de prélèvement effectuée 3 mois après le branchement montre des teneurs en général plus faibles surtout en mercure, cadmium et zinc.

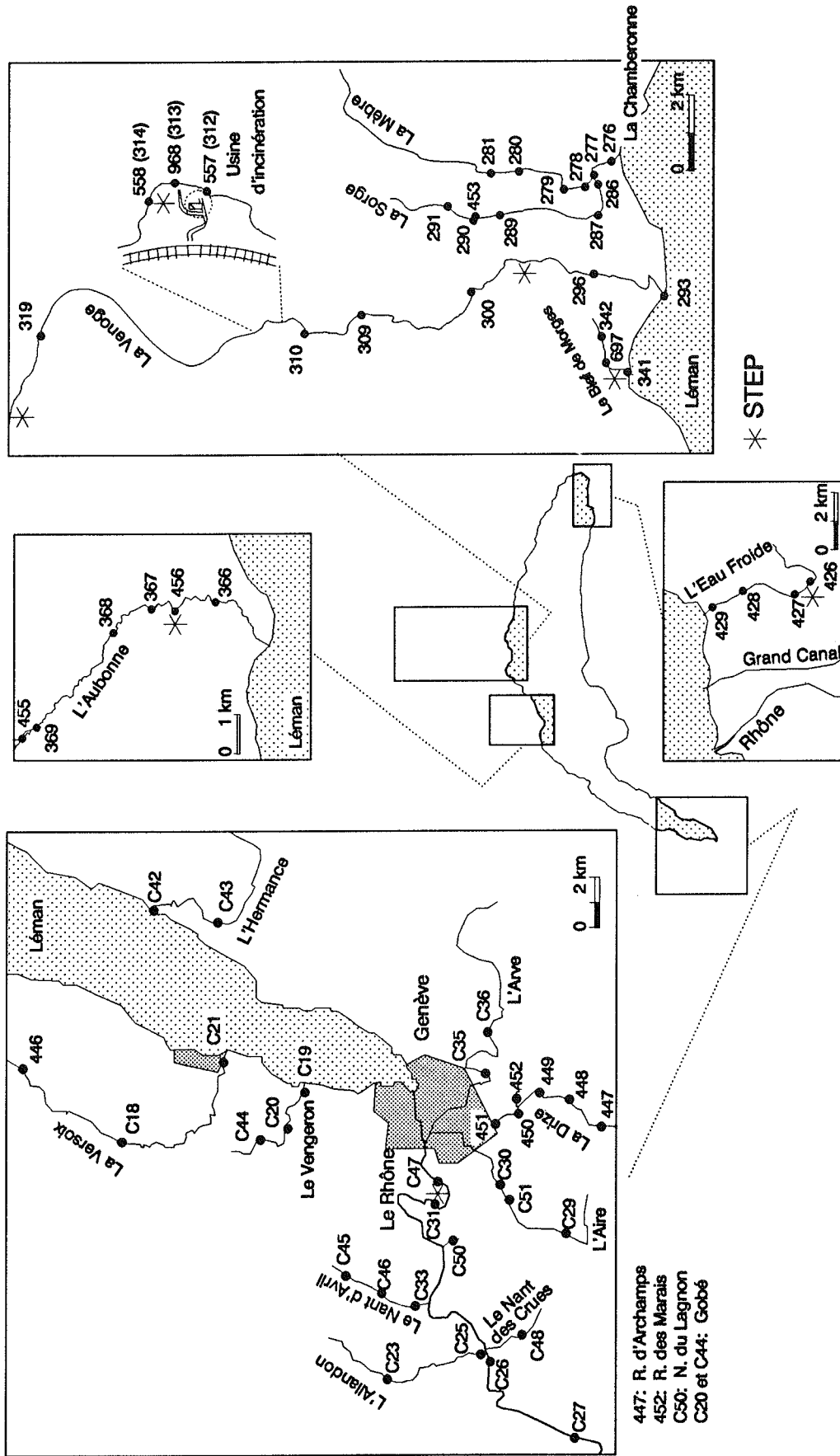


Figure 6 : Localisation des points de prélèvement des affluents du Léman et du Rhône aval

Tableau 4 – Affluents du Léman (canton de Vaud): métaux lourds en mg/kg

Lieu	Point	Date	Hg	Cd	Zn	Cu	Pb	As	Ni	Ag	Cr
L'Eau Froide	426	11-Oct-90	0.08	0.06	77	36	29	8.3	46	<0.7	52
	427	11-Oct-90	0.24	0.33	210	64	38	6.9	48	1.6	54
	428	11-Oct-90	0.13	0.17	129	39	31	6.3	50	<0.7	60
	429	11-Oct-90	0.38	0.34	306	98	55	7.0	47	1.1	67
La Chamberonne	276	11-Oct-90	0.64	0.31	315	77	81	10.9	44	3.8	71
	277	11-Oct-90	0.44	0.31	283	69	73	12.1	50	4.1	75
La Sorge	286	11-Oct-90	0.16	0.46	361	97	75	12.3	46	1.5	71
	287	11-Oct-90	0.26	0.61	544	139	115	13.0	49	3.4	80
	289	11-Oct-90	0.10	0.36	315	52	84	9.9	39	2.1	57
	290	11-Oct-90	0.11	0.38	430	48	102	7.7	34	2.2	53
	453	11-Oct-90	0.06	0.10	449	23	57	2.2	13	1.4	18
La Sorge (affluent)	291	11-Oct-90	0.17	0.58	526	258	347	12.6	40	<0.7	62
La Mèbre	281	11-Oct-90	0.44	0.29	228	61	74	10.6	51	1.4	72
	280	11-Oct-90	0.28	0.16	177	45	55	5.0	52	1.2	75
	279	11-Oct-90	0.14	0.14	193	47	55	4.7	49	1.6	68
	278	11-Oct-90	0.52	0.25	288	86	106	4.7	52	4.8	83
La Venoge	293	10-May-90	0.07	0.28	94	32	34	7.0	55	<0.5	79
		11-Oct-90	0.14	0.89	254	87	55	4.9	61	1.6	86
		12-Dec-90	0.15	0.83	228	75	50	5.0	58	0.8	80
	296	10-May-90	0.20	0.51	212	68	59	7.4	51	0.7	76
		11-Oct-90	0.20	0.73	335	108	84	5.0	60	2.9	87
		12-Dec-90	0.12	0.46	219	87	57	4.5	56	1.0	79
	300	10-May-90	0.10	0.38	170	57	45	8.3	50	0.5	74
		11-Oct-90	0.11	0.40	198	74	48	4.6	55	1.0	77
		12-Dec-90	0.08	0.30	142	64	40	5.4	57	<0.6	76
	309	10-May-90	0.16	0.41	195	57	48	7.8	44	<0.5	58
		11-Oct-90	0.14	0.34	250	94	69	4.0	64	0.8	84
		12-Dec-90	0.12	0.40	174	81	53	5.7	63	<0.6	88
	310	10-May-90	0.23	0.47	217	83	67	8.5	56	0.8	80
		11-Oct-90	0.19	0.55	253	93	75	5.1	56	<0.6	77
		12-Dec-90	0.15	0.46	219	82	74	4.7	58	<0.6	78
	312	10-May-90	0.26	0.88	255	173	63	4.9	55	1.0	79
		11-Oct-90	0.23	0.60	254	125	65	3.4	58	<0.6	80
		12-Dec-90	0.21	0.46	215	82	64	4.8	65	<0.6	89
	313	10-May-90	0.40	0.55	229	106	56	6.9	57	1.5	84
		11-Oct-90	0.24	0.50	253	103	69	4.5	60	<0.6	81
		12-Dec-90	0.16	0.57	251	107	67	2.7	65	1.5	87
314	10-May-90	0.24	0.39	223	76	48	7.2	51	0.6	70	
	11-Oct-90	0.18	0.46	211	89	64	4.3	60	<0.6	81	
	12-Dec-90	0.17	0.54	179	201	63	3.8	67	<0.6	92	
319	10-May-90	0.79	0.35	234	46	44	6.5	43	1.5	60	
	11-Oct-90	0.46	0.23	215	54	55	4.1	56	0.8	80	
	12-Dec-90	0.21	0.25	143	43	30	4.0	45	<0.6	66	
Le Bief de Morges	341	11-Oct-90	0.11	0.25	378	156	62	4.4	64	<0.7	90
	454	11-Oct-90	0.09	0.21	297	147	56	4.3	62	<0.7	86
	342	11-Oct-90	0.13	0.28	269	150	74	1.5	57	1.0	82
L'Aubonne	366	10-Apr-90	0.11	0.06	87	33	34	6.7	44	1.4	70
	456	10-May-90	0.62	0.29	130	56	41	4.9	41	0.9	68
	367	10-Apr-90	0.09	0.11	99	78	44	5.8	44	1.0	69
	368	10-Apr-90	0.07	0.06	79	27	37	5.6	39	1.5	63
	369	10-May-90	0.04	0.16	50	16	23	6.8	32	<0.5	50
	455	10-May-90	0.04	0.13	65	24	31	11.2	46	<0.5	68
Minimum			0.04	0.06	50	16	23	1.5	13	<0.5	18
Maximum			0.79	0.89	544	258	347	13.0	67	4.8	92
Teneur naturelle de référence (TNR):			0.05	0.30	80	50	50	2	50	1	70

Tableau 5 – Affluents du Léman (canton de Genève) et du Rhône aval:
métaux lourds en mg/kg.

Lieu	Point	Date	Hg	Cd	Zn	Cu	Pb	As	Ni	Ag	Cr
La Versoix	C21	13-Dec-90	0.19	0.24	125	39	45	4.3	74	11.4	101
	C18	12-Dec-90	0.52	0.35	147	42	55	3.1	43	0.8	69
	446	12-Dec-90	0.14	0.22	104	27	54	6.2	54	<0.6	80
Le Vengeron	C19	16-Oct-90	2.43	0.89	385	118	115	3.7	91	4.0	128
Le Gobé	C20	16-Oct-90	7.60	0.64	505	171	140	0.6	79	15.0	112
Le Gobé	C44	16-Oct-90	0.74	1.17	611	211	178	0.3	59	0.9	90
L'Hermance	C42	17-Oct-90	0.12	0.16	179	159	32	17.8	84	<0.7	111
	C43	17-Oct-90	0.14	0.23	157	68	59	14.8	51	<0.7	75
Le Rhône GE	C47	16-Oct-90	0.07	0.24	150	31	38	13.6	40	<0.7	59
	C31	16-Oct-90	0.09	0.46	229	42	53	11.8	48	1.5	84
	C26	16-Oct-90	0.12	0.25	109	23	36	14.5	35	<0.7	50
	C27	16-Oct-90	0.15	0.17	113	29	36	5.9	63	<0.7	87
L'Arve	C36	16-Oct-90	0.19	0.78	160	39	37	21.6	53	<0.7	84
	C35	16-Oct-90	0.09	0.35	105	25	37	23.8	35	<0.7	49
R. d'Archamps	447	30-Apr-90	0.17	0.13	316	68	75	5.9	82	1.4	134
		13-Feb-91	0.18	0.21	221	49	49	9.1	77	<0.7	117
La Drize	448	30-Apr-90	2.63	0.28	365	142	84	16.3	73	4.7	117
		13-Feb-91	0.88	0.26	254	87	73	9.3	74	1.2	110
La Drize	449	30-Apr-90	0.65	0.32	205	76	72	7.7	92	<0.5	127
		13-Feb-91	0.62	0.23	280	90	80	9.4	85	<0.7	120
La Drize	450	30-Apr-90	1.09	0.50	399	124	118	9.3	71	1.2	103
		13-Feb-91	0.42	0.25	327	91	82	9.0	65	0.9	95
La Drize	451	30-Apr-90	0.96	0.59	392	118	103	7.8	66	<0.5	104
		13-Feb-91	0.74	0.45	468	111	78	9.8	59	0.8	88
R. des Marais	452	13-Feb-91	0.29	0.27	198	33	111	11.4	31	0.9	57
Le Nant d'Avril	C45	16-Oct-90	0.46	1.44	1156	269	170	2.4	149	62.3	179
	C46	16-Oct-90	0.47	0.52	989	277	108	2.4	109	11.8	150
	C33	16-Oct-90	0.21	0.40	548	172	74	2.6	129	6.6	175
L'Allondon	C23	16-Oct-90	0.42	0.50	277	62	44	6.3	79	<0.7	92
	C25	16-Oct-90	0.15	0.42	181	50	46	3.0	76	<0.7	97
Le Nant des Crues	C48	16-Oct-90	0.40	0.31	345	197	83	17.1	57	<0.7	88
Le Nant du Lagnon	C50	16-Oct-90	2.01	50.00	2932	649	1287	13.3	97	12.8	143
L'Aire	C29	16-Oct-90	1.59	1.15	412	129	89	16.9	125	4.6	82
	C51	16-Oct-90	0.16	0.35	205	74	45	6.1	55	1.5	71
	C30	16-Oct-90	0.42	0.56	327	148	71	6.3	60	1.5	80
Minimum			0.07	0.13	104	23	32	0.3	31	<0.5	49
Maximum			7.60	50.00	2932	649	1287	23.8	149	62.3	179
Teneur naturelle de référence (TNR)			0.05	0.30	80	50	50	2	50	1	70

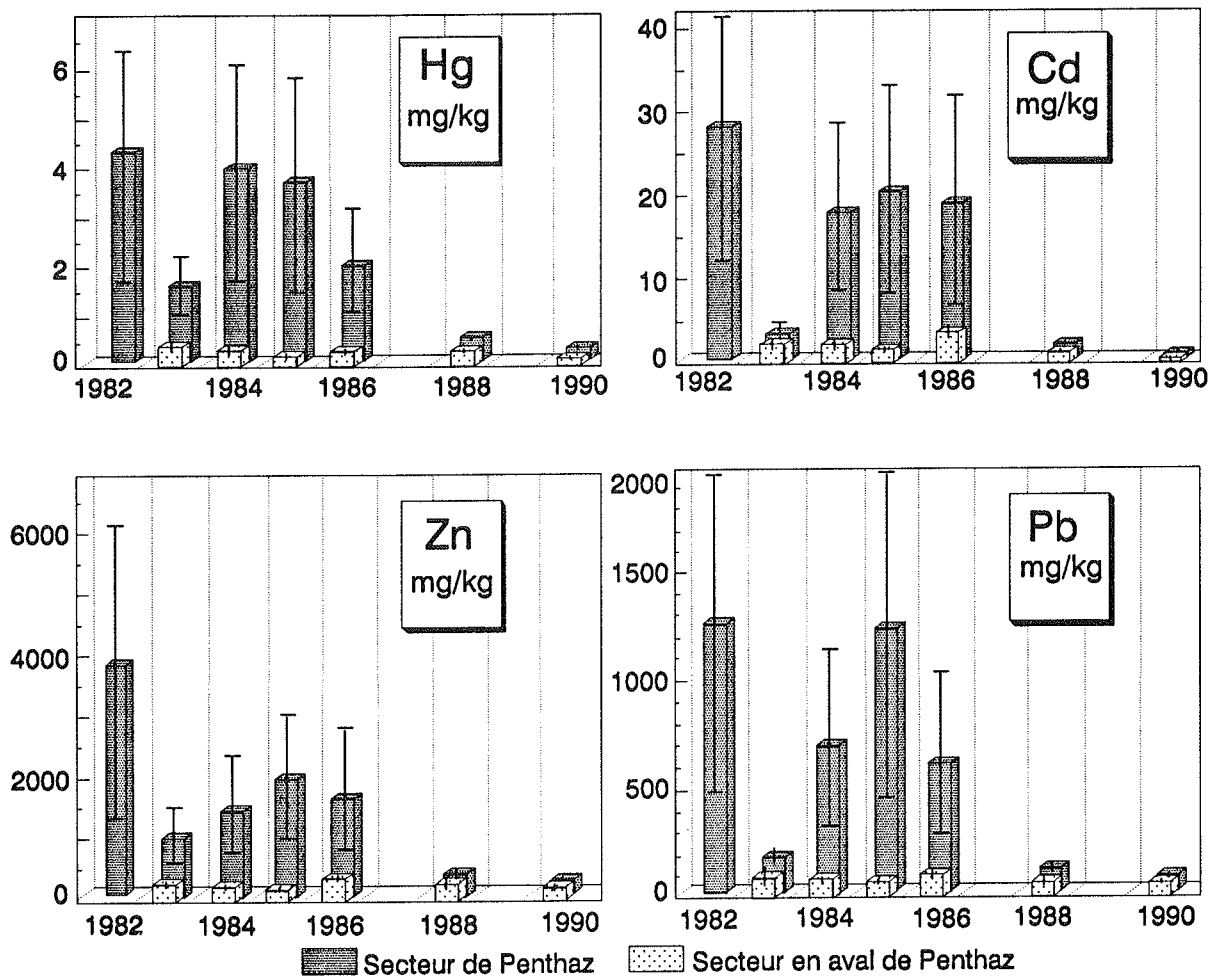


Figure 7 : Evolution des teneurs moyennes en Hg, Cd, Zn et Pb dans les sédiments de la Venoge depuis 1982. Les moyennes sont calculées pour le secteur de Penthaz sur 3 points et sur 5 points en aval de ce secteur. Sur chaque point, 3 ou 4 prélèvements ont été effectués régulièrement par année

5. CONCLUSIONS

Cette dernière année d'étude de l'ensemble du bassin suisse du Rhône a permis de constater que les teneurs en métaux lourds dans cet intégrateur de pollution que constitue le sédiment sont stables ou tendent à baisser. Quelques points de rejet ont pu être mis en évidence : le Nant du Lagnon qui n'avait encore jamais été échantillonné mais dont les sédiments contiennent des concentrations particulièrement élevées en cadmium, cuivre, zinc et plomb; la Lonza et le canal Stockalper qui contiennent une quantité élevée en arsenic. Malheureusement, il n'est pas possible de se faire une idée de l'évolution de ces deux rejets, puisque ce sont des améliorations de la stratégie d'échantillonnage et des techniques d'analyse intervenues en 1990 seulement qui ont permis de les identifier.

REMERCIEMENTS

Les informations qu'ont bien voulu nous faire parvenir les responsables cantonaux valaisans, vaudois et genevois de l'environnement sur les localisations d'éventuelles contaminations nous ont été d'une grande aide, nous permettant de définir un plan d'échantillonnage de meilleure qualité. Les auteurs tiennent à exprimer leur reconnaissance à Messieurs M. Bernard (VS), D. Berner (VD) et P. Spoerli (GE).

Nous tenons également à remercier Philippe Arpagaus, Michel Chevalley et Jean Peaudecerf qui ont participé avec efficacité et compétence aux prélèvements, à la préparation et à l'analyse des sédiments.

BIBLIOGRAPHIE

- DAVAUD, E. (1976) : Contribution à l'étude géochimique et sédimentologique de dépôts lacustres récents. Thèse No. 1745, Fac. Sci., Univ. Genève, 129 p (p 44 et ss.).
- FAVARGER, P.-Y. et VERNET, J.-P. (1989) : Métaux lourds dans les sédiments du bassin suisse du Rhône. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., (Campagne 1988), 219-228.
- HOWA, H. et VERNET, J.P. (1989) : Métaux lourds dans les sédiments des affluents vaudois du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., (Campagne 1988), 209-217.
- LYNCH, J. (1990) : Provisional Elemental Values for Eight New Geochemical Lake Sediment and Stream Sediment Reference Materials LKSD-1, LKSD-2, LKSD-3, LKSD-4, STSD-1, STSD-2, STSD-3, and STSD-4. Geostandards Newsletter Vol. XIV, 153-167.
- RAPIN, F. et VERNET, J.-P. (1986) : Métaux lourds dans les sédiments du Rhône, de ses affluents et de la Venoge. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., (Campagne 1985), 105-121.
- VIEL, M et VERNET, J.-P. (1983) : Contamination par les métaux lourds des sédiments des affluents suisses du Léman et des rivières du canton de Genève. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman (Campagne 1982), 111-133.

ETAT DES AFFLUENTS VAUDOIS DU LEMAN INDIQUE PAR
LES COMMUNAUTES D'INVERTEBRES :
EVOLUTION 1982-1990¹

PAR

Claude LANG et Olivier REYMOND

CONSERVATION DE LA FAUNE, CH - 1025 SAINT-SULPICE

RESUME

Entre 1982 et 1990, 231 prélèvements d'invertébrés ont été effectués dans 33 affluents vaudois du Léman. Le nombre de familles ou de genres d'invertébrés, exprimé au moyen de l'indice RIVAUD (rivières vaudoises), permet de caractériser la qualité de l'eau. Celle-ci n'est bonne que dans 23 % des prélèvements. Dans la plupart des affluents, la qualité de l'eau baisse fortement d'amont en aval. De ce fait, elle est en général médiocre ou mauvaise au voisinage de l'embouchure. La qualité de l'eau ne change pas lorsque la période 1985/1986 est comparée à la période 1989/1990. Entre 1982 et 1986 au contraire, la qualité de l'eau baisse fortement dans certaines rivières vaudoises situées à l'ouest du Léman. Cette baisse peut être attribuée en partie à la sécheresse observée avant la deuxième campagne de prélèvements.

1. INTRODUCTION

Les communautés d'invertébrés (larves d'insectes, crustacés et autres petits animaux) sont souvent utilisés pour caractériser l'état biologique des rivières (HELLAWELL, 1986). Les invertébrés sont en effet relativement faciles à prélever et à identifier. De plus, le nombre total d'espèces d'invertébrés présentes dans une rivière diminue lorsque la pollution organique augmente. Enfin, certaines espèces diminuent plus rapidement que les autres parce qu'elles sont très sensibles aux pollutions. Le nombre total d'espèces et celui des espèces sensibles peuvent être combinés dans un indice biologique; celui-ci résume en une seule valeur l'information contenue dans une longue liste d'espèces. Dans la pratique, il s'agit en fait d'une liste de familles et de genres plus faciles à identifier que les espèces elles-mêmes.

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

Dans la présente étude, un indice biologique adapté spécialement aux rivières vaudoises, d'où son nom de RIVAUD, a été utilisé. L'élaboration de cet indice est décrite ailleurs (LANG et al., 1989). Les valeurs de l'indice RIVAUD définissent quatre catégories de qualité d'eau : bonne, moyenne, médiocre et mauvaise. Celles-ci permettent de caractériser l'état des rivières étudiées et de suivre leur évolution au cours du temps. L'utilisation de ces catégories facilite la comparaison des résultats vaudois avec ceux d'autres affluents du Léman dont l'état peut être déterminé par d'autres indices biologiques (DETHIER, 1991).

2. STATIONS ET METHODES

Les 56 rivières vaudoises étudiées entre 1982 et 1990 sont représentées sur la figure 1. Les rivières sont classées en trois groupes d'après la région où chacune d'elle prend sa source : le Jura, le Jorat et les Alpes. La Broye et l'Arbogne sont classées parmi les rivières du Jorat bien que prenant leur source ailleurs. En effet, de nombreux affluents de la Broye proviennent du Jorat. Ces rivières appartiennent soit au bassin du Rhin (23 rivières), soit au bassin du Rhône. Sur les 33 rivières étudiées dans ce dernier bassin, 20 se déversent directement dans le Léman, 13 dans une autre rivière dont 3 dans le Rhône lui-même. Cet affluent n'a pas été étudié en raison de sa profondeur qui nécessite le recours à d'autres méthodes de prélèvement.

Dans chaque rivière, des stations de prélèvement ont été visitées une fois au début du printemps et une fois au début de l'été. Au cours de chaque visite, six coups de filet sont donnés dans six emplacements différents du fond de la rivière de manière à récolter les invertébrés (LANG et al., 1989). Toutes les stations choisies englobent des fonds de cailloux couvrant au moins 10 m² de manière à ne comparer entre eux que des milieux dont la diversité physique est semblable. Les stations sont localisées de façon à éviter les zones directement influencées par des rejets organiques. En effet, cette étude cherche à définir l'état général des rivières plutôt qu'à mettre en évidence l'impact direct des sources ponctuelles de pollution.

En laboratoire, les invertébrés sont triés puis identifiés le plus souvent jusqu'au niveau de la famille, du genre ou de la famille chez les éphéméroptères et les plécoptères. Le nombre total des taxons (familles ou genres) et celui des taxons sensibles aux pollutions permettent de calculer l'indice RIVAUD décrit plus en détail ailleurs (LANG et al., 1989). Les plécoptères, les trichoptères à fourreau et les heptagénéiidés constituent les taxons sensibles aux pollutions.

Les nombres de taxons utilisés pour le calcul de RIVAUD s'obtiennent pour chaque station à partir de la liste des taxons observés au printemps combinée à celle des taxons d'été. Cependant, le même taxon observé au printemps et en été n'est compté qu'une seule fois. La combinaison des prélèvements printemps-été facilite la comparaison entre les années en réduisant la variabilité des résultats causée par la saison. Signalons enfin que les valeurs de l'indice RIVAUD délimitant les classes de qualité d'eau (LANG et al., 1989) ont été modifiées au vu d'une nouvelle interprétation des résultats. Les nouvelles limites sont indiquées dans le tableau 1.

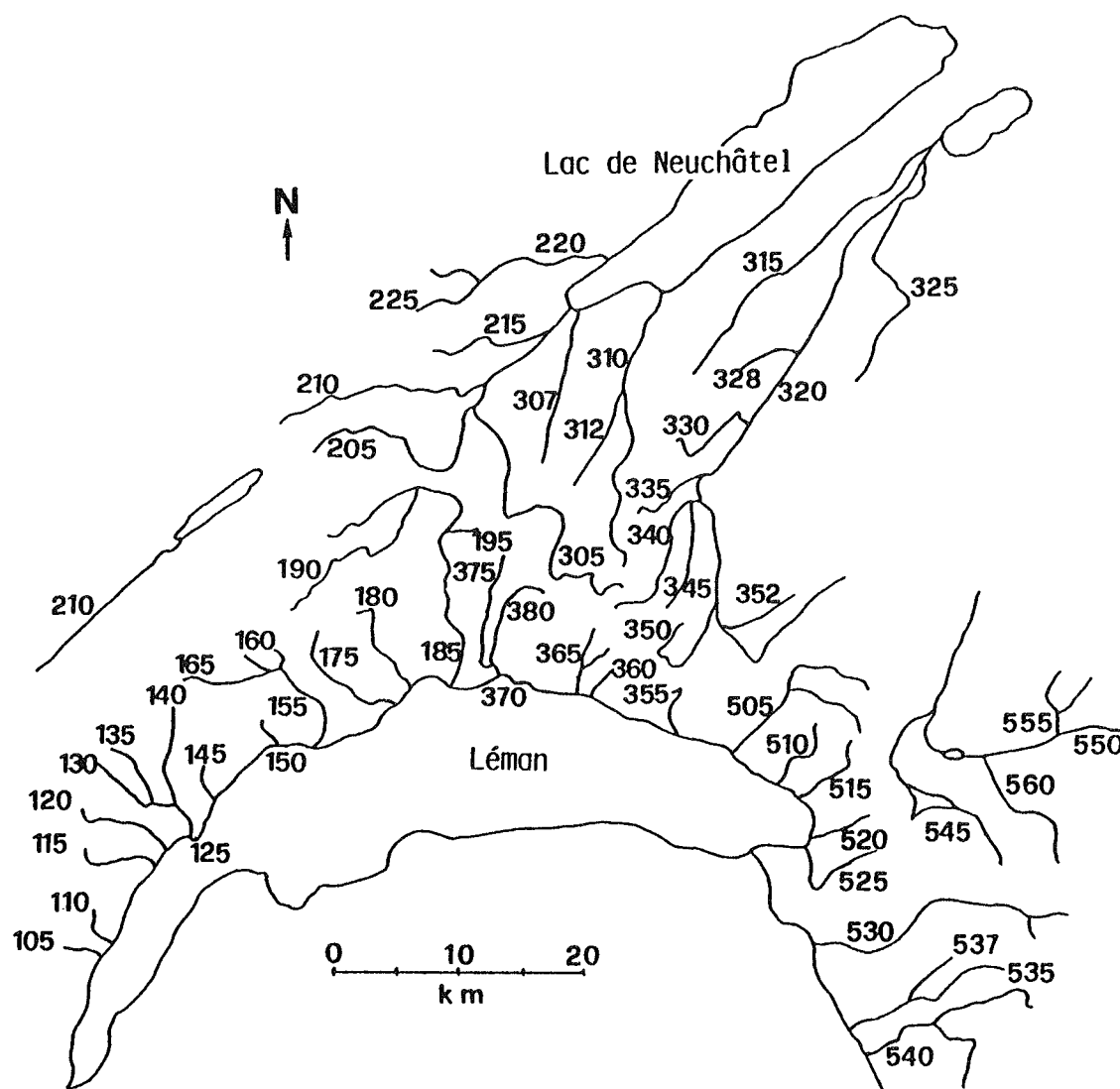


Figure 1 : Localisation et numéros d'identification des 56 rivières vaudoises étudiées entre 1982 et 1990

105 Torry	215 Mujon	370 Chamberonne
110 Doye	220 Arnon	375 Sorge
115 Boiron de Nyon	225 Baumine	380 Mèbre
120 Asse	305 Talent	505 Veveyse
125 Promenthouse	307 Buron	510 Baye de Clarens
130 Colline	310 Mentue	515 Baye de Montreux
135 Cordex	312 Sauteru	520 Tinière
140 Serine	315 Petite Glâne	525 Eau Froide
145 Dullive	320 Broye	530 Grande Eau
150 Eau Noire	325 Arbogne	535 Gryonne
155 Aubonne	328 Lembe	537 Petite Gryonne
160 Toleure	330 Cerjaule	540 Avançon
165 Saubrette	335 Mérine	545 Hongrin
175 Boiron de Morges	340 Bressonne	550 Sarine
180 Morges	345 Carrouge	555 Flendruz
185 Venoge	350 Grenet	560 Torneresse
190 Veyron	352 Mionne	105-225 Jura
195 Molombe	355 Forestay	305-380 Jorat
205 Nozon	360 Lutrive	505-560 Alpes
210 Orbe	365 Paudèze	

3. RESULTATS

3.1 Etat général des rivières

Les qualités d'eau indiquées par les invertébrés sont les mêmes dans les rivières vaudoises qu'elles appartiennent au bassin du Rhin ou du Rhône (tableau 1). Le pourcentage des prélèvements caractéristiques d'une eau de bonne qualité augmente avec l'altitude des stations visitées dans le bassin du Rhône. Les prélèvements caractéristiques d'une eau de mauvaise qualité montrent la tendance inverse. Ces gradients de qualité indiquent que l'impact des pollutions est plus marqué à basse altitude où se concentrent les activités humaines.

Les mêmes qualités d'eau sont observées en 1985 et en 1989 dans les rivières des Alpes ainsi qu'en 1986 et en 1990 dans les rivières issues du Jura. La comparaison globale de ces régions et de ces années indique que l'état des affluents du Léman ne change pas (tableau 1). Au contraire, la qualité de l'eau baisse entre 1982 et 1986 dans certaines des rivières situées à l'ouest du Léman (Rivières 105 à 195, figure 1). Cette tendance peut s'expliquer par une augmentation de l'impact des pollutions liée à la météorologie. En effet, les invertébrés prélevés au printemps et en été 1982 et 1986 sont issus en majeure partie des reproductions survenues respectivement en 1981, année humide (1'199 mm de pluie à Changins), et en 1985, année sèche (927 mm). De ce fait, même si la quantité de pollutions déversées a été équivalente au cours de ces deux années, son impact sur les invertébrés a dû être moindre en 1981 qu'en 1985 du fait de la plus grande dilution. D'une manière générale, tous les facteurs, naturels ou non, qui diminuent le débit des rivières augmentent l'impact des pollutions.

TABLEAU 1 - Pourcentages des prélèvements présents dans chacune des quatre catégories de qualité d'eau définies par les valeurs de l'indice RIVAUD

Comparaisons	Qualité d'eau (RIVAUD)				
	Nombre	Mauvaise (0-3)	Médiocre (4-5)	Moyenne (6-7)	Bonne (8-10)
Prélèvements 1982-1990	373	18	23	34	25
Bassin du Rhin a)	142	17	23	32	28
Bassin du Rhône	231	19	23	35	23
Altitude					
372 - 420 m b)	60	52	22	23	3
421 - 490 m	57	12	40	32	16
491 - 630 m	60	5	10	43	42
631 - 1410 m	54	6	18	43	33
Années					
1985/1986 c)	64	19	14	45	22
1989/1990	64	16	30	37	17
Années					
1982 d)	26	8	15	31	46
1986	26	31	8	50	11

Test statistique

- a) Chi² p = 0.7511
 b) p = 0.0001
 c) p = 0.2048
 d) p = 0.0001

3.2 Etat de quelques rivières

Le tableau 2 présente de deux façons l'état individuel de 22 affluents du Léman visités en 1989 et 1990. Tout d'abord, l'état général de chaque rivière est estimé grâce à la valeur moyenne de l'indice RIVAUD, calculée à partir de toutes les stations visitées. Ensuite, la valeur de RIVAUD observée dans la station la plus proche de l'embouchure ou du confluent avec une autre rivière est indiquée pour chaque rivière. Dans 12 rivières sur 22, l'état des embouchures est médiocre ou mauvais. Ce résultat confirme la tendance présentée dans le tableau 1 : la qualité de l'eau diminue lorsque l'altitude diminue. Enfin, l'état général de la rivière n'est bon que dans 4 rivières sur 22.

TABLEAU 2 - Qualité de l'eau dans 22 affluents du Léman indiquée par les valeurs moyennes (+) de l'indice RIVAUD. Valeur de RIVAUD à proximité de l'embouchure ou du confluent (*). Résultats 1989 et 1990. Localisation des rivières sur la figure 1.

Dans le cas de deux valeurs semblables, seul le signe "*" est indiqué sur le tableau.

No	Rivières (stations)	Qualité RIVAUD	Mauvaise			Médiocre		Moyenne		Bonne	
			1	2	3	4	5	6	7	8	9
110	Doye (1)				*						
115	Boiron de Nyon (4)			*	+						
120	Asse (4)			*		+					
125	Promenthouse (3)						*	+			
130	Colline (2)						*	+			
135	Cordex (1)								*		
140	Serine (2)							*	+		
145	Dullive (2)	*									
155	Aubonne (5)								*		
160	Toleure (2)									*	
175	Boiron de Morges (5)			*		+					
180	Morges (5)						*				
185	Venoge (14)	*				+					
190	Veyron (4)								*	+	
505	Veveyse (1)							*			
510	Baye de Clarens (4)								*	+	
515	Baye de Montreux (3)										*
520	Tinière (3)					*		+			
530	Grande Eau (10)				*			+			
535	Gryonne (4)							*	+		
537	Petite Gryonne (1)								*		
540	Avançon (9)			*		+					

4. CONCLUSIONS

L'état du Léman dépend de celui de son bassin versant; or, l'état du bassin versant peut être caractérisé par celui des rivières qui le drainent, d'où l'utilité de ce type d'étude. Les communautés d'invertébrés des rivières révèlent que l'état de la partie vaudoise du bassin lémanique se dégrade d'amont en aval. La comparaison des résultats biologiques 1982-1990 à ceux d'études antérieures (LANG et al., 1989) confirme que cette dégradation est bien la conséquence d'une augmentation des pollutions. En l'absence de pollutions importantes, le nombre des familles ou des genres (taxons) d'invertébrés ne devrait pas diminuer dans de telles proportions d'amont en aval.

Il est donc nécessaire de formuler des objectifs de qualité biologique pour les affluents du Léman. Ces objectifs sont au nombre de trois. Une rivière où la qualité de l'eau est bonne se caractérise par la présence au printemps d'au moins :

- . 28 taxons (famille ou genre) d'invertébrés dont 5 taxons sensibles aux pollutions
- . 23 taxons dont 9 sensibles aux pollutions
- . 17 taxons dont 11 sensibles aux pollutions

Le premier de ces objectifs de qualité s'applique plutôt aux rivières de plaine, les deux suivants aux rivières de montagne. L'état biologique du bassin lémanique se sera amélioré lorsque ces objectifs de qualité seront atteints tout au long du cours des affluents. Signalons enfin que l'aménagement des rivières influence également leur qualité biologique.

BIBLIOGRAPHIE

- DETHIER, M. (1991) : Qualité biologique des affluents genevois du lac Léman, du Rhône et de l'Arve. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1990.
- HELLAWELL, J.M. (1986) : Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Elsevier Applied Science Publishers, London and New-York.
- LANG, C., L'EPLATTENIER, G. and REYMOND, O. (1989) : Water quality in rivers of western Switzerland : Application of an adaptable index based on benthic invertebrates. Aquatic Sciences, 51, 224-234.

QUALITE BIOLOGIQUE DES AFFLUENTS GENEVOIS DU LAC LEMAN, DU RHONE ET DE L'ARVE¹

PAR

Michel DETHIER

SERVICE DE L'ECOTOXICOLOGUE CANTONAL, CH 1211 GENEVE 8

RESUME

Depuis 1981, la qualité biologique des cours d'eau genevois est estimée à l'aide de divers indices basés sur les communautés de macroinvertébrés benthiques. A leur embouchure, les principaux affluents du Léman, du Rhône et de l'Arve présentent le plus souvent une qualité biologique médiocre à mauvaise. Les quelques rivières abritant encore des communautés bien diversifiées (Allondon, Brassu,...) montrent, ces dernières années, des signes sensibles de dégradation.

1. INTRODUCTION

Depuis 1981, les communautés de macroinvertébrés benthiques (larves d'insectes, crustacés, mollusques, vers,...) ont été étudiées en plus de cent stations réparties sur quelque quarante cours d'eau de la région genevoise. Ce sont ainsi plus de 500 échantillons biologiques qui ont été analysés. Dans ce rapport, seules seize rivières et stations sont prises en considération, soit un total de 178 échantillons.

La macrofaune benthique est utilisée depuis plusieurs décennies pour caractériser l'état biologique des cours d'eau. Les macroinvertébrés sont en effet assez faciles à prélever dans le lit des rivières et il suffit le plus souvent de séparer les familles et/ou les genres pour obtenir des informations intéressantes. A ce niveau systématique déjà, les différences de sensibilité aux pollutions entre les divers organismes sont notables.

Plusieurs indices biologiques ont été proposés. Ils permettent de résumer en un chiffre les informations contenues dans une liste faunistique parfois longue. A Genève, nous nous servons habituellement de l'indice de qualité biologique globale ou IQBG (VERNEAUX et FAESSEL, 1976) et de l'indice biologique de qualité générale ou IBG (VERNEAUX et al., 1982). Dans ce rapport, afin de faciliter les comparaisons avec les rivières vaudoises, nous avons également calculé l'indice "RIVAUD" proposé par LANG et al., (1989). Ces indices se calculent généralement à partir d'un tableau standard dont un exemple est fourni par le tableau 1.

Outre leur application relativement aisée et rapide, les méthodes biologiques permettent de suivre l'évolution d'un cours d'eau dans l'espace et le temps et de repérer des sources de pollution (HELLAWELL, 1978). Néanmoins, seules des analyses chimiques poussées permettront d'identifier la nature de ces dernières.

¹ Etude réalisée dans le cadre du programme de surveillance du Service de l'Ecotoxicologue cantonal

TABLEAU 1 - Détermination des IQBG (d'après VERNEAUX et FAESSEL, 1976)

Groupes faunistiques	Diversité taxonomique					
	Nbre de taxons	d > 20	20 ≥ d > 15	15 ≥ d > 10	10 ≥ d > 5	d < 5
Plécoptères <i>Setipalpia</i> (<i>Chloroperlidae</i> , <i>Perlodidae</i> , <i>Perlidae</i>)	≥ 2	20	19	18	17	16
	< 2	19	18	17	16	15
<i>Heptageniidae</i> (<i>Ecdyonurus</i> sp., <i>Rhitrogena</i> sp., <i>Epeorus</i> sp.)	≥ 2	18	17	16	15	14
	< 2	17	16	15	14	13
Plécoptères <i>Filipalpia</i> (<i>Taeniopterix</i> sp. <i>Capnia</i> sp., <i>Leuctra</i> sp.)	> 1	16	15	14	13	12
	= 1	15	14	13	12	11
Trichoptères à fourreau larvaire	≥ 3	14	13	12	11	10
	< 3	13	12	11	10	9
<i>Elmidae</i> , <i>Nemouridae</i> , <i>Heptagenia</i> sp., <i>Leptophlebiidae</i> .	≥ 3	12	11	10	9	8
	< 3	11	10	9	8	7
Trichoptères sans fourreau larvaire <i>Baëtis</i> sp., <i>Ephemerella</i> sp., <i>Triclades</i> (excepté <i>Dendrocoelum</i> <i>lacteum</i>)	≥ 3	10	9	8	7	6
	< 3	9	8	7	6	5
<i>Caenis</i> sp., <i>Sialis</i> sp., Odonates, Coléoptères (exc. <i>Elmidae</i>), Mollusques, <i>Gammaridae</i>	≥ 3	8	7	6	5	4
	< 3	7	6	5	4	3
<i>Chironomidae</i> , Oligochètes, <i>Hirudinae</i> , <i>Asellus</i> , <i>Dendrocoelum lacteum</i> ,	≥ 3	6	5	4	3	2
	< 3	5	4	3	2	1

2. STATIONS ET METHODES

La figure 1 situe les stations étudiées dans ce rapport tandis que le tableau 2 indique le nombre de prélèvements biologiques qui y ont été effectués ainsi que les principaux résultats. Ces derniers concernent essentiellement les embouchures de ces cours d'eau dans le lac, le Rhône ou l'Arve. Dans la discussion, nous fournirons quelques indications sur l'état général de ces rivières et leur évolution.

La plupart des prélèvements de macrofaune ont été réalisés au moyen d'un filet "Surber" sauf dans le Rhône où, en raison de la profondeur, nous avons utilisé des substrats artificiels (DETHIER, 1988a). Dans l'Arve et dans l'Allondon, les deux techniques ont été appliquées conjointement. Le nombre de campagnes en chaque station dépend de l'importance du cours d'eau et des problèmes qu'il pose, mais il y en a toujours au minimum deux : la première au printemps (saison la plus favorable à la faune) et la seconde en été, quand les effets des pollutions sont amplifiés par l'étiage, souvent marqué dans les petits cours d'eau genevois.

Au laboratoire, le matériel est trié et identifié jusqu'au niveau requis pour l'établissement de l'indice envisagé. La détermination spécifique de certains groupes apporte une information encore plus fine (SARTORI et al., 1989).

Les IQBG et les IBG varient de 1 à 20 en fonction directe de la qualité de l'eau, tandis que l'indice "RIVAUD" varie de 0 à 10 de la même manière. Dans le but de faciliter les comparaisons avec les résultats de LANG et REYMOND (1991), nous avons regroupé les valeurs indicielles en quatre catégories selon la grille ci-dessous :

Indices	Mauvais	Médiocre	Moyen	Bon
IQBG	1 - 6	7 - 10	11 - 13	14 - 20
RIVAUD	0 - 3	4 - 5	6 - 7	8 - 10

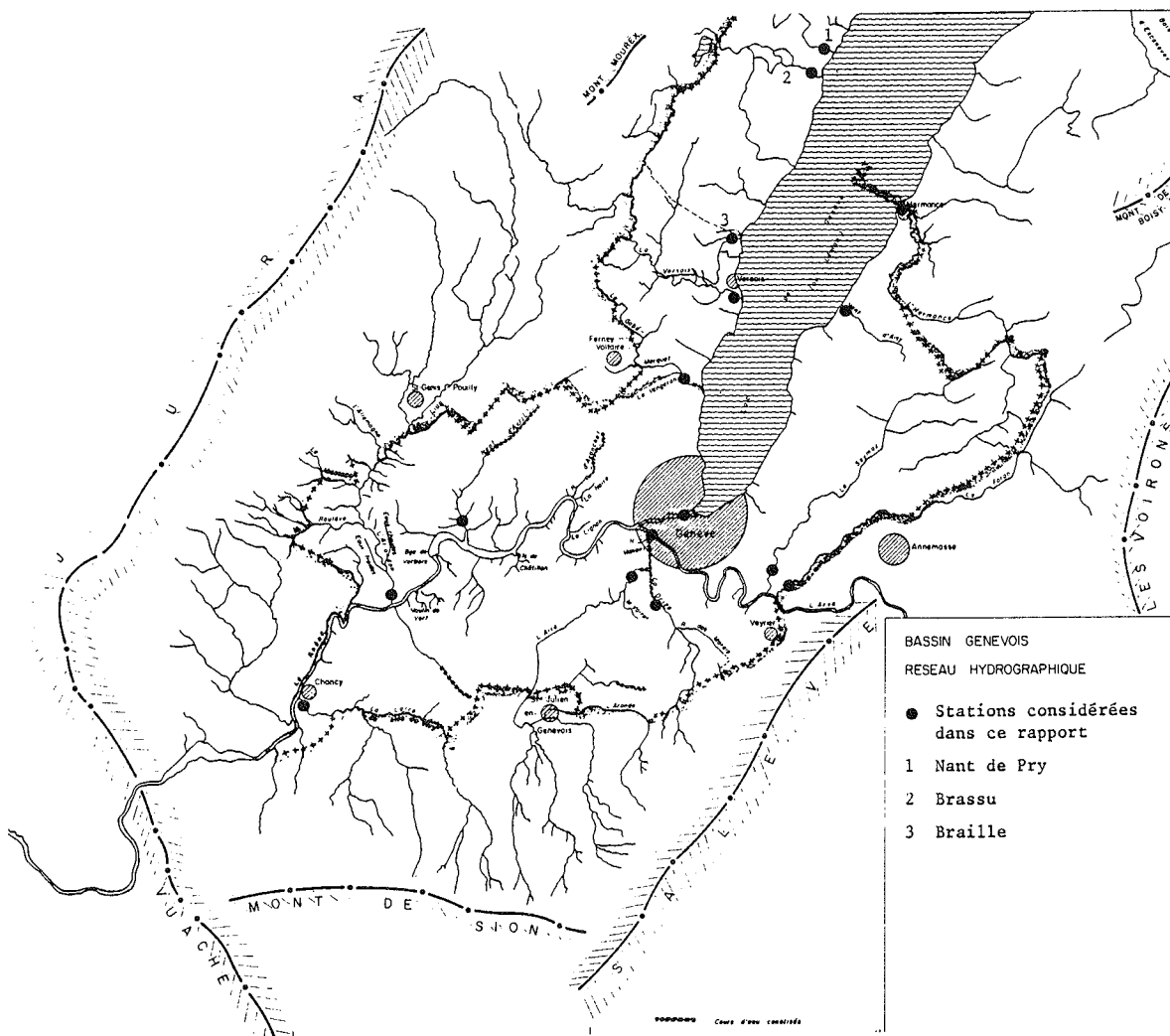


Figure 1

3. RESULTATS

3.1 Appréciation globale

L'examen des indices fournis par les 178 échantillons considérés ici montre que les correspondances entre IQBG et IBG sont bonnes : environ 60 % des échantillons présentent les mêmes valeurs tandis que 25 % diffèrent par une valeur indicielle, ce qui n'est guère significatif dans le cas de l'estimation de la qualité biologique. Seuls 15 % des résultats environ révèlent des écarts de deux, voire trois, valeurs indicielles entre IQBG et IBG. C'est en particulier le cas à l'embouchure de la Versoix (dans laquelle parfois le lac se prolonge) et dans le Rhône émissaire (où les conditions de vie des macroinvertébrés sont particulières : REVACLIER et DETHIER, 1986; DETHIER, 1988a). Ces proportions se retrouvent dans les indices obtenus à partir des derniers prélèvements pris en compte ici (tableau 2).

Le tableau 2 montre encore que, d'une manière générale, les IQBG moyens sont sensiblement plus élevés que les dernières valeurs relevées. Cela tient au fait qu'au cours de ces quelques dernières années, la qualité biologique de maintes rivières s'est nettement dégradée (par la suite, nous reviendrons plus en détail sur ce point). En tenant compte de la grille proposée ci-dessus, nous avons calculé les pourcentages d'échantillons correspondant aux quatre classes de qualité. La figure 2 montre bien que :

TABLEAU 2 - Etat biologique des principaux cours d'eau genevois

Cours d'eau et stations	Nbre prélèv.	Dernier prélèv.	IQBG moyen	IQBG dernier prélèv.	IBG dernier prélèv.	RIVAUD
Affluents du lac						
Hermance (embouchure)	14	07.1990	7.8	6	5	0
Aisy (embouchure)	5	08.1989	3.6	1	1	0
Gobé-Vengeron(embouchure)	3	11.1990	2	3	3	0
Versoix (embouchure)	14	09.1990	9.2	7	9	1
Braille (embouchure)	4	08.1989	9.5	5	5	1
Brassu (embouchure)	6	08.1989	14.2	11	11	5
Pry (embouchure)	2	08.1989	10	10	11	3
Affluents de l'Arve						
Seymaz (embouchure)	13	09.1990	5.8	6	7	2
Foron (embouchure)	3	08.1989	5	5	5	0
Drize (embouchure)	14	09.1990	3	3	4	0
Aire (embouchure)	15	09.1990	2.4	3	3	0
Arve (embouchure)	7	08.1987	10.7	5	5	1
Affluents du Rhône						
Laire (embouchure)	14	09.1990	14	12	10	5
Allondon (embouchure)	27	09.1990	14.6	7	7	2
Avril (embouchure)	14	09.1990	2.4	1	1	0
Rhône (émissaire)	23	06.1990	10	11	8	5

- Les IQBG moyens traduisent une situation encore assez bonne : près de 20 % des échantillons se situent dans la classe la meilleure (IQBG entre 14 et 20). Il ne faut cependant pas oublier que ces moyennes incluent des valeurs "anciennes" (depuis 1981 en ce qui concerne l'Allondon, par exemple).
- Les valeurs indicielles des derniers prélèvements fournissent déjà une image moins favorable : on constate un tassement vers le bas et aucun échantillon ne peut être rangé dans la classe supérieure.
- L'indice "RIVAUD", calculé à partir des deux derniers prélèvements (printemps-été), est encore plus sévère : à peine 20 % des échantillons peuvent être considérés comme "médiocres" tandis que tous les autres sont "mauvais". Remarquons néanmoins que l'indice "RIVAUD" tient moins bien compte de la sensibilité de la pollution qui diffère d'un groupe d'organismes à un autre.

D'une manière générale, la qualité biologique des affluents de la rive gauche du lac et du Rhône est sensiblement moins bonne que celle des affluents de la rive droite, qui, pour la plupart, proviennent directement du Jura.

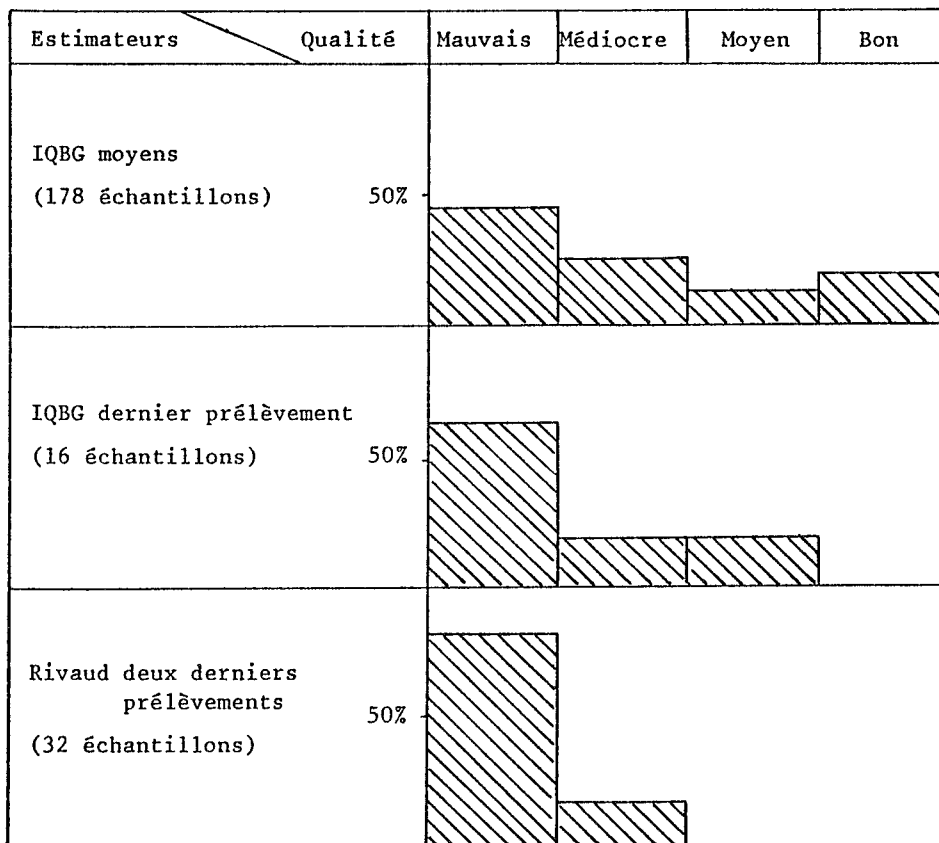


Figure 2 : Pourcentage d'échantillons correspondant aux quatre classes de qualité selon trois modes d'estimation

3.2 Remarques et commentaires

Les 178 échantillons sur les embouchures pris en considération dans ce rapport représentent à peine le tiers de nos prélèvements sur l'ensemble des cours d'eau. Les prélèvements effectués en d'autres stations des seize cours d'eau étudiés ici nous permettent d'affiner notre appréciation rivière par rivière.

Affluents du lac

Hermance

Depuis les premiers prélèvements en 1982, la qualité biologique de cette rivière a considérablement baissé : tous les taxons polluo-sensibles (Plécoptères, Ephéméroptères *Heptageniidae*,...) ont disparu. Durant la belle saison, l'effluent de la station d'épuration d'Hermance (à environ 250 m de l'embouchure) est chloré. Si cela entraîne une nette amélioration de la qualité hygiénique, l'effet sur la faune est désastreux.

Nant d'Aisy

Dans son parcours amont, ce ruisseau n'est en fait qu'une succession d'étangs fortement eutrophisés. Peu avant son embouchure, il reçoit les eaux d'une station d'épuration, également chlorées durant la saison estivale.

Nant de Pry

Deux prélèvements seulement de macrofaune ont été effectués dans ce petit ruisseau. Ils ont révélé une qualité biologique médiocre. AUBERT (1946) y avait cependant récolté deux espèces de Plécoptères.

Brassu

Les prélèvements de 1987 traduisaient une bonne qualité biologique tandis que ceux de 1989 révélèrent la disparition des Plécoptères et des *Heptageniidae* (MOLANDER, 1990).

Braille

Ce ruisseau semble suivre la même évolution que le précédent : bonne qualité biologique en 1987, mauvaise en 1989.

Versoix

Les eaux froides, bien oxygénées et relativement peu chargées de cette rivière abritent encore des communautés benthiques diversifiées. Nous avons cependant constaté, au fil des ans, une baisse sensible de la qualité biologique dans les quatre stations genevoises et en particulier à l'embouchure. Des taxons polluo-sensibles tels que les Ephéméroptères *Rhithrogena* et les Trichoptères *Glossosomatidae* semblent bien avoir disparu du parcours genevois. Les Diptères *Chironomidae* et les Oligochètes se font par contre de plus en plus abondants. En mai 1990, nous avons effectué quelques prélèvements biologiques en des stations vaudoises et françaises. Les résultats sont encourageants et laissent entrevoir la possibilité de recolonisation par dérive du parcours aval, pour autant que les conditions physico-chimiques le permettent. AUBERT (1946) avait noté, à l'embouchure de la Versoix, la présence de 13 espèces de Plécoptères. Nous en avons retrouvé à peine la moitié dans tout le bassin versant.

Gobé - Marquet - Vengeron

Ces trois petits ruisseaux souffrent à la fois d'un étiage marqué, de pollutions diffuses et des rejets de deux stations d'épuration (Ferney-Voltaire, Ain et Grand-Saconnex, Genève). La qualité biologique y a toujours été mauvaise.

*Affluents de l'Arve**Arve*

Les premiers prélèvements biologiques, effectués entre 1984 et 1987, renfermaient encore une faune diversifiée, surtout à la frontière franco-genevoise. AUBERT (1946) signalait 19 espèces de Plécoptères; en 1987, nous n'en avons retrouvé que 8 et une rapide campagne en février 1991 n'a pas permis d'en récolter un seul ! Cette rivière devrait faire l'objet d'une étude approfondie.

Seymaz

C'est la seule rivière d'une certaine importance entièrement située sur territoire genevois. Elle a été bien étudiée et régulièrement suivie mais son état biologique s'est toujours révélé mauvais car elle connaît des problèmes de pollutions diffuses et secondaires et son parcours amont a été profondément modifié (REVACLIÉ et DETHIER, 1984).

Foron

Marquant la frontière franco-genevoise, ce gros ruisseau n'a fait l'objet que de quelques prélèvements, qui ont cependant tous montré son mauvais état biologique (un fourreau vide de *Limnephilidae* semble indiquer qu'il a sans doute connu des jours meilleurs). Outre des pollutions accidentelles assez fréquentes, le Foron subit de fortes et brutales variations de température et de débit.

Drize

A l'embouchure, l'état biologique de la Drize s'est révélé mauvais dès les premiers prélèvements en 1984. A la frontière franco-genevoise par contre, il était bon jusqu'au printemps 1985. Il s'est ensuite brusquement détérioré (disparition des taxons polluo-sensibles comme les *Heptageniidae* par exemple). En 1990, une étude du bassin versant en neuf stations a montré le piteux état biologique de la Drize et de ses affluents, en particulier le ruisseau des Marais. En 1991, nous étudierons les effets du raccordement (fin 1990) de la station d'épuration d'Archamps, Haute-Savoie, à celle d'Aïre, Genève.

Aire

De nombreuses études et de nombreux rapports ont été faits sur cette rivière, dont l'état biologique est mauvais depuis longtemps. Les causes en sont multiples : étiage marqué (pas d'eau en amont de Saint-Julien plusieurs mois par an), rejets des stations d'épuration de Saint-Julien, Haute-Savoie, et de Confignon, Genève, pollutions diffuses et accidentelles, rectification du cours,...

Affluents du Rhône

Rhône

La biologie du parcours genevois est bien étudiée depuis 1984. Des nombreux prélèvements à l'aide de substrats artificiels en dix stations ont permis de mieux cerner les effets respectifs de l'Arve, des rejets de la station d'épuration d'Aire, de la retenue de Verbois ainsi que des vidanges dudit barrage (REVACLIÉ et DETHIER, 1986; DETHIER, 1988 a et b). Des comparaisons avec des études antérieures (PONGRATZ, 1962; PERRET, 1977; LACHAVANNE et al., 1981) montrent que l'état biologique du fleuve ne s'est pas profondément modifié. Un suivi biologique révèle que l'actuel chantier du Seujet n'a eu, sur la macrofaune benthique du Rhône, qu'un impact assez limité dans le temps et l'espace.

Laire

En dépit d'un étiage marqué en amont (souvent presque à sec en été), la qualité biologique à l'embouchure est en général assez bonne. C'est une des rares rivières de la région à ne pas présenter une sensible dégradation de ses communautés benthiques au cours de ces dernières années.

Allondon

A l'origine, l'Allondon fut un des plus beaux cours d'eau de la région genevoise. Un suivi régulier et plusieurs études approfondies (DETHIER et al., 1985; de SOUSA, 1990; MOLANDER, 1990) ont malheureusement montré que la qualité biologique, après avoir présenté de fortes fluctuations, se dégrade à présent de façon inquiétante. Cette évolution est particulièrement sensible à Fabry (station située à la frontière franco-suisse, directement sous l'influence des rejets de la station d'épuration de Saint-Genis, Ain), mais aussi à l'embouchure où, depuis 1989, les indices de qualité biologique globale descendent en dessous de 10 en été. Une étude exhaustive des Ephémères (SARTORI et al., 1989) indique que plus du tiers des espèces recensées au début des années 80 ont à présent vraisemblablement disparu du parcours genevois. La situation des Plécoptères, autre groupe polluo-sensible, n'est guère meilleure. MOLANDER (1990) a montré que les possibilités de recolonisation par dérive à partir d'affluents plus propres (en particulier l'Allemogne) étaient actuellement fort limitées.

Nant d'Avril

L'état biologique de ce ruisseau, sous tuyau puis canalisé en amont, s'est toujours révélé déplorable depuis les premiers prélèvements de macrofaune en 1983. Outre des pollutions accidentelles et/ou chroniques, le Nant d'Avril subit d'importants chocs thermiques dus aux eaux de refroidissement du CERN.

4. CONCLUSIONS

A l'heure actuelle, la qualité biologique à l'embouchure des principaux affluents genevois du lac, du Rhône et de l'Arve est mauvaise ou médiocre dans la plupart des cas.

Le Rhône et la Laire sont les seuls cours d'eau qui, depuis les premiers prélèvements, continuent d'abriter des communautés traduisant une qualité biologique satisfaisante. Le Nant d'Aisy, le Gobé-Vengeron, la Seymaz, le Foron, la Drize, l'Aire et le Nant d'Avril présentent toujours, et sur tout leur parcours, une mauvaise qualité biologique.

L'Arve, l'Allondon et, dans une moindre mesure, l'Hermance et la Versoix, montrent des signes évidents de dégradation.

L'augmentation de pollutions diverses et une succession d'années de faibles débits ont certainement contribué à ce résultat. Mais dans certains cas, la disparition d'espèces polluo-sensibles a sans doute été favorisée par les faibles effectifs des populations encore présentes, sans qu'il soit nécessaire d'invoquer une augmentation des apports polluants.

Enfin, la diversité des communautés benthiques dépend assez de l'état "physique" des rivières : des berges et un lit naturels, des fluctuations de débit acceptables sont, pour les organismes aquatiques, des facteurs aussi importants que les paramètres chimiques.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à exprimer notre reconnaissance à nos collègues de la section d'Hydrobiologie du Service de l'Ecotoxicologie cantonal, en particulier à Monsieur M. HURNI pour son assistance sur le terrain.

BIBLIOGRAPHIE

- AUBERT, J. (1946) : Les Plécoptères de la Suisse romande.
Mitt. Schweiz. Ent. Ges., 20, 7-128.
- DE SOUSA, J. (1990) : Etude hydrobiologique et éco-énergétique de l'Allondon.
Trav. diplôme Université Genève, 58 pp. + 1 vol. pl. et tabl.
- DETHIER, M. (1988a) : Les macroinvertébrés benthiques du Rhône genevois.
I. Aspects méthodologiques et indices de qualité biologique globale.
Bull. Soc. Linn. Lyon, 57 (8), 261-280.
- DETHIER, M. (1988b) : Les macroinvertébrés benthiques du Rhône genevois.
II. Aspects faunistiques. Revue suisse Zool., 95 (4), 1117-1131.
- DETHIER, M., REVACLIER, R. et WISARD, A. (1985) : Etude physico-chimique, bactériologique et biologique de l'Allondon genevoise. Arch. Sc. Genève, 38 (2), 109-129.
- HELLAWELL, J.M. (1978) : Biological surveillance of rivers.
Water Research Centre, Stevenage, 332 pp.
- LACHAVANNE, J.B., PONGRATZ, E. et le groupe de Biologie aquatique (1981) : Etude biologique du Rhône entre Genève et Chancy. Rapport Université de Genève, 103 pp.
- LANG, Cl., L'EPLATTENIER, G. et REYMOND, O. (1989) : Water quality in rivers of western Switzerland : Application of an adaptable index based on benthic invertebrates.
Aquatic Sciences, 51 (3), 224-234.
- LANG, Cl. et REYMOND, O. (1991) : Etat des affluents vaudois du Léman indiqué par les communautés d'invertébrés. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1990.
- MOLANDER, Ch. (1990) : Phénomènes de dérive, de remontée et de recolonisation chez les macroinvertébrés benthiques. Trav. diplôme Université Genève, 72 pp + 1 vol. pl. et tabl.
- PERRET, P. (1977) : Zustand des Schweizerischen Fliessgewässer in den Jahren 1974-1975 (Projekt Mapos). EAWAG et Eidg. Amt f. Umweltschutz, Bern, 276 pp.
- PONGRATZ, E. (1962) : Etude biologique du Rhône de sa sortie du Léman jusqu'à Chancy.
Rapport Institut d'Hygiène, Genève, 21 pp. + pl. et tabl.
- REVACLIER, R. et DETHIER, M. (1984) : Etude physico-chimique, bactériologique, et biologique de la Seymaz. Arch. Sc. Genève, 37 (1), 3-20.
- REVACLIER, R. et DETHIER, M. (1986) : Etude écologique du Rhône genevois (1983-1986).
Gaz-Eaux-Eaux usées, 66 (11), 756-765.
- SARTORI, M., DETHIER, M. et DE SOUSA, J. (1989) : Faune aquatique de la région genevoise.
III. Complément aux Ephéméroptères (*Insecta, Ephemeroptera*).
Mitt. Schweiz. Ent. Ges., 62, 113-118.
- VERNEAUX, J. et FAESSEL, B. (1976) : Note préliminaire à la proposition de nouvelles méthodes de détermination de la qualité des eaux courantes. C.T.G.R.E.F. Paris, 20 pp.
- VERNEAUX, J. et coll. (1982) : Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes. Un indice biologique de qualité générale (IBG).
Ann. Sci. Univ. Franche-Comté, Besançon, 4(3), 11-21.

CONTROLES DES STATIONS D'EPURATION

CAMPAGNE 1990

PAR

Jean-Jacques FIAUX et Philippe VIOGET

LABORATOIRE DU SERVICE DES EAUX ET DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT
DU CANTON DE VAUD, CH 1066 EPALINGES

RESUME

Le manque de contrôles et mesures (encore à la baisse cette année) n'a permis de ne suivre que 109 stations d'épuration (STEP) sur les 207 en service au 1er janvier 1991 sur l'ensemble du bassin (soit 85 % de la population raccordée annoncée). Ce constat est préoccupant à l'avant-veille d'un plan d'action Léman qui va requérir une sécurité dans les bilans et la ventilation des apports, qu'il n'est guère possible de garantir en l'état.

L'Ain et la Haute-Savoie, le Valais dans une moindre mesure, ont un gros effort de suivi des installations à produire.

La variation relative de pluviosité entre 1989 et 1990 a mis en évidence l'importance des conditions de fonctionnement hydraulique des systèmes d'assainissement sur le niveau de la pollution rejetée par les stations (7'000 tonnes de matières organiques en 1990).

Pour le phosphore, les charges rejetées traitées par 90 STEP (95 % de la population raccordée annoncée) contrôlées selon les recommandations atteignent 131 tonnes.

Un calcul des charges en phosphore total, mesurées ou extrapolées, rejetées directement au Léman ou dans une rivière non étudiée dans un programme CIPEL par les 60 STEP du bassin, met en évidence 110 tonnes environ.

1. INTRODUCTION

Les stations d'épuration sont classées en tenant compte des principaux bassins versants étudiés dans le cadre des programmes de la Commission internationale.

Ces bassins versants récepteurs sont :

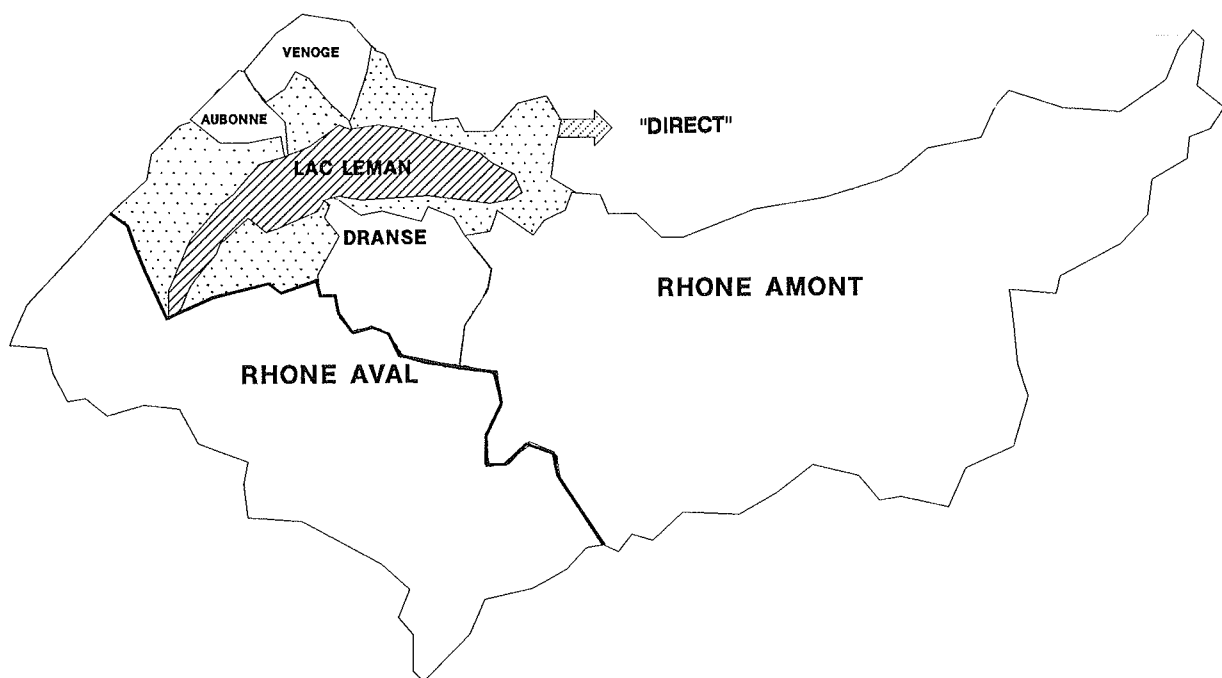
- AUBONNE
- DRANSE (en amont du pont de Vongy, donc sans le rejet de la STEP de Thonon).
- "DIRECT" : STEP rejetant directement dans le lac Léman ou dans le bassin d'une rivière non étudiée dans le programme CIPEL
- RHONE AMONT
- VENOGE
- RHONE AVAL

Toutes les STEP se trouvant dans le bassin étudié par la CIPEL (bassin hydrographique du Léman + bassin du Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy) ont, dans un premier temps, été répertoriées.

N'ont été prises en considération par la suite, pour le calcul des charges d'entrée, des charges rejetées traitées et des rendements, que les STEP contrôlées quatre fois ou plus par des échantillonnages en continu sur 24 heures proportionnels ou non au débit.

Comme de graves lacunes sont à nouveau mises en évidence dans le suivi des installations, nous avons également estimé les charges en phosphore rejetées au Léman par l'ensemble des 60 STEP du bassin "DIRECT" du bassin hydrographique.

Cet élément est en effet celui pour lequel le flux global paraît être le mieux cerné et donc celui susceptible de faire l'objet d'un plan d'action CIPEL.



2. POPULATION RACCORDEE, CAPACITE DES STEP ET FREQUENCE DES CONTROLES

2.1 Capacité et population raccordée annoncée (tableau 1)

Les populations raccordées annoncées sont celles retenues par les services compétents des différents cantons et départements. Ces estimations, bien que revues, sont à prendre avec précaution, les autorités de contrôle ne disposant en général pas, nous le rappelons, des moyens nécessaires à la vérification de ces chiffres.

Pour MONTHEY-CIBA et VIEGE-LONZA, stations d'épuration industrielles recevant les eaux usées domestiques des communes où elles sont implantées, les habitants raccordés ont été calculés sur la base de la charge moyenne journalière annuelle pondérée, divisée par la charge spécifique journalière (75 g/hab.j. en Suisse pour la DBO₅).

Au premier janvier 1991, 207 STEP sont en service sur le territoire relevant de la CIPEL. D'une capacité théorique de 2'761'700 équivalents-habitants (EH), celles-ci traitent les eaux mixtes d'une population raccordée annoncée de 2'021'600 EH.

Pour le bassin hydrographique du lac, 149 STEP d'une capacité théorique de 1'887'000 EH sont en exploitation et traitent les eaux mixtes d'une population raccordée annoncée de 1'403'000 EH. 108 de ces 149 installations sont équipées pour le traitement du phosphore.

TABLEAU 1 - Nombre de STEP avec leur capacité (EH) et nombre d'habitants raccordés annoncés par bassins versants

Bassin	Nbre STEP	Capacité Equ. hab.	Habitants raccordés	Proportion en %		
				STEP	Capacité Equ. hab.	Habitants raccordés
Aubonne	4	11'060	6'530	1.93	0.40	0.32
Dranse	8	49'800	25'213	3.86	1.80	1.25
"DIRECT"	60	812'040	537'977	28.99	29.40	26.61
Rhône amont	61	979'736	809'029	29.47	35.48	40.02
Venoge	16	34'435	24'284	7.73	1.25	1.20
Bassin Léman	149	1'887'071	1'403'034	71.98	68.33	69.40
Rhône aval	58	874'630	618'601	28.02	31.67	30.60
Bassin CIPEL	207	2'761'701	2'021'635	100.00	100.00	100.00

2.2 FREQUENCE DES CONTROLES (figures 1a et 1 b, tableau 2)

Le tableau 2 précise la fréquence des contrôles par bassin versant et indique donc où des efforts sont à porter pour améliorer le suivi des stations.

En terme de STEP pour le bassin CIPEL, 120 installations sur les 207 que compte le bassin CIPEL ont fait l'objet d'au minimum quatre contrôles sur 24 heures durant l'année, soit 58 % du parc. Le pourcentage contrôlé représente néanmoins environ 85 % de la population raccordée annoncée.

Il convient de signaler, comme nous le verrons par la suite, qu'un certain nombre de stations contrôlées selon les recommandations n'ont pas pu être intégrées dans certains bilans en raison de l'absence d'un paramètre (par exemple débit de sortie ou analyses phosphore, etc..).

Ainsi, 109 stations seulement pour l'ensemble du bassin ont pu être exploitées pour un bilan en matière organique.

Pour les 107 stations (72 % des STEP et 95.4 % de la population raccordée annoncée) du bassin hydrographique du Léman, suivies selon les recommandations de la CIPEL, nous avons au minimum à disposition les mesures suivantes :

- Débit (m³/j) à l'entrée ou à la sortie ou à l'entrée et à la sortie.
- DBO₅ (mg O₂/l) à l'entrée et à la sortie
- DCO (mg O₂/l) à l'entrée et à la sortie
- MES (mg/l) à la sortie

Nous constatons à nouveau que sur 58 STEP du Rhône aval (44 françaises et 14 genevoises), 13 seulement, toutes genevoises, sont contrôlées selon les recommandations de la CIPEL.

Nous répétons à nouveau qu'un gros effort est donc à produire en Haute-Savoie et dans l'Ain pour suivre le fonctionnement des installations, ce qui implique bien évidemment le dégagement des moyens nécessaires à ce travail.

L'évolution du nombre de contrôles est donc à la baisse et ceci est inquiétant à l'avant-veille de l'adoption d'un plan d'action Léman. En effet, si une volonté politique de hiérarchiser les problèmes et de planifier leur solutionnement en fonction d'un rapport qualité/prix existe réellement, celle-ci passe obligatoirement par une appréciation plus fine des objets et donc une intensification qualitative et quantitative des contrôles.

A titre d'information et à l'encontre d'une volonté commune de présenter la notion de bassin versant, nous donnons (figure 1a) le nombre d'installations contrôlées selon les recommandations et leur % par rapport au nombre de stations en fonction, par canton et département, et (figure 1b) le % des habitants raccordés et le nombre d'habitants contrôlé selon les recommandations de la CIPEL par canton et département.

TABEAU 2 - Nombre de contrôles effectués en 1990 selon les recommandations de la CIPEL (minimum 4 x 24 heures par an) par les services officiels dans les stations d'épuration et population raccordée annoncée

Bassin versant	Totaux	Nombre de contrôles 24 heures				Instantanés ou non contrôlés
		> 12	5 à 11	= 4	1 à 3	
AUBONNE STEP (nombre) POPULATION **	4 6'530	2 4'773	2 1'757			
DRANSE STEP POPULATION	8 25'213			2 20'800	2 1'537	4 2'877
"DIRECT" STEP POPULATION	60 537'977	19 358'804	26 39'453	7 127'332	3 4'756	5 7'632
RHONE AMONT STEP POPULATION	61 809'029	6 212'669	4 15'086	23 536'207	17 35'110	11 9'957
VENOGE STEP POPULATION	16 24'284	3 11'816	13 12'468			
RHONE AVAL STEP POPULATION	58 618'601	2 325'437	8 53'598	3 3'477	12 144'154	33 91'935
BASSIN CIPEL STEP POPULATION	207 2'021'635	32* 913'499	53* 122'362	35* 687'816	34 185'557	53 112'400

* 120 STATIONS (32 + 53 + 35) ont fait l'objet de contrôles $\geq 4 \times 24$ heures, 11 de celles-ci n'ont cependant pas de valeurs de débit

** habitants raccordés

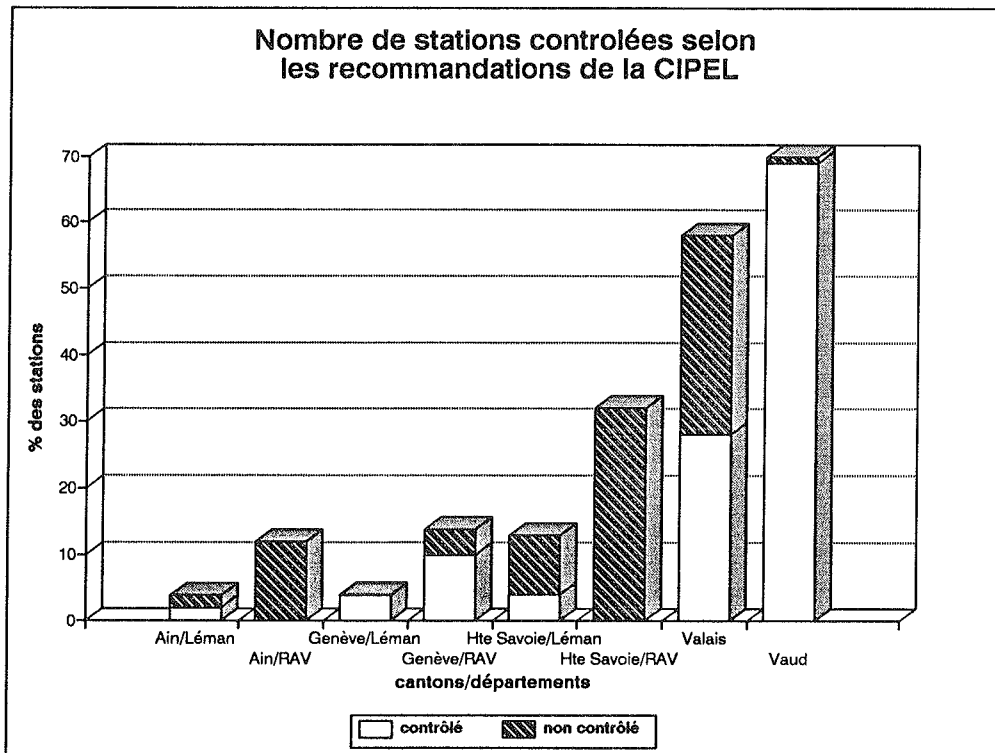
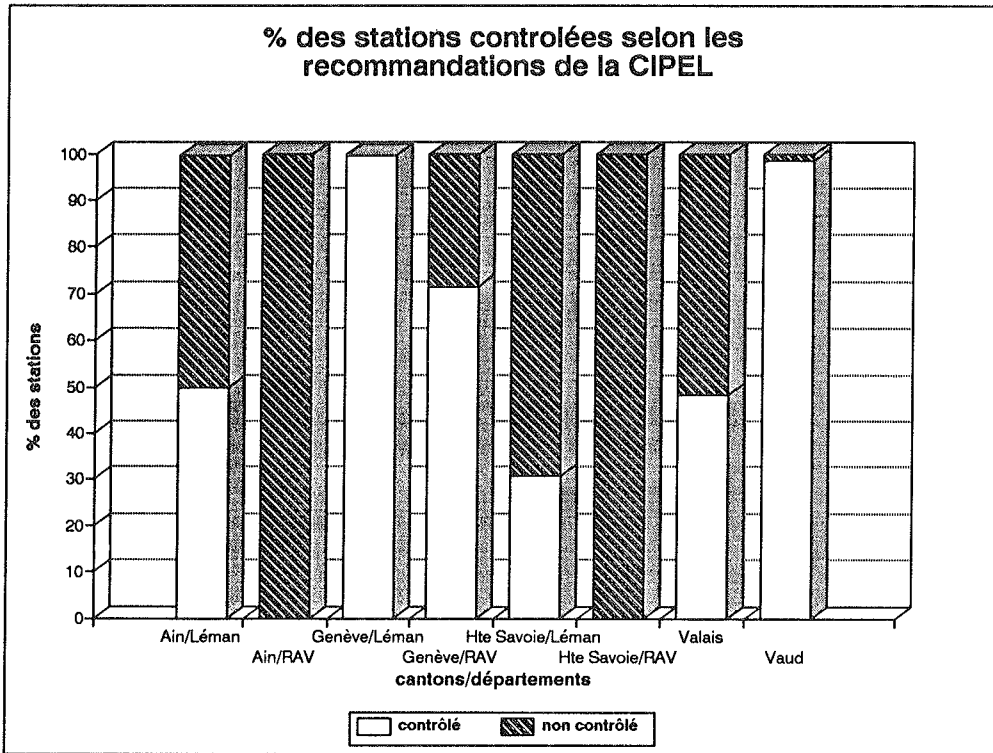


FIGURE 1 a : Nombre d'installations contrôlées selon les recommandations de la CIPEL par canton et département en 1990 et pourcentage par rapport au nombre de stations en fonction

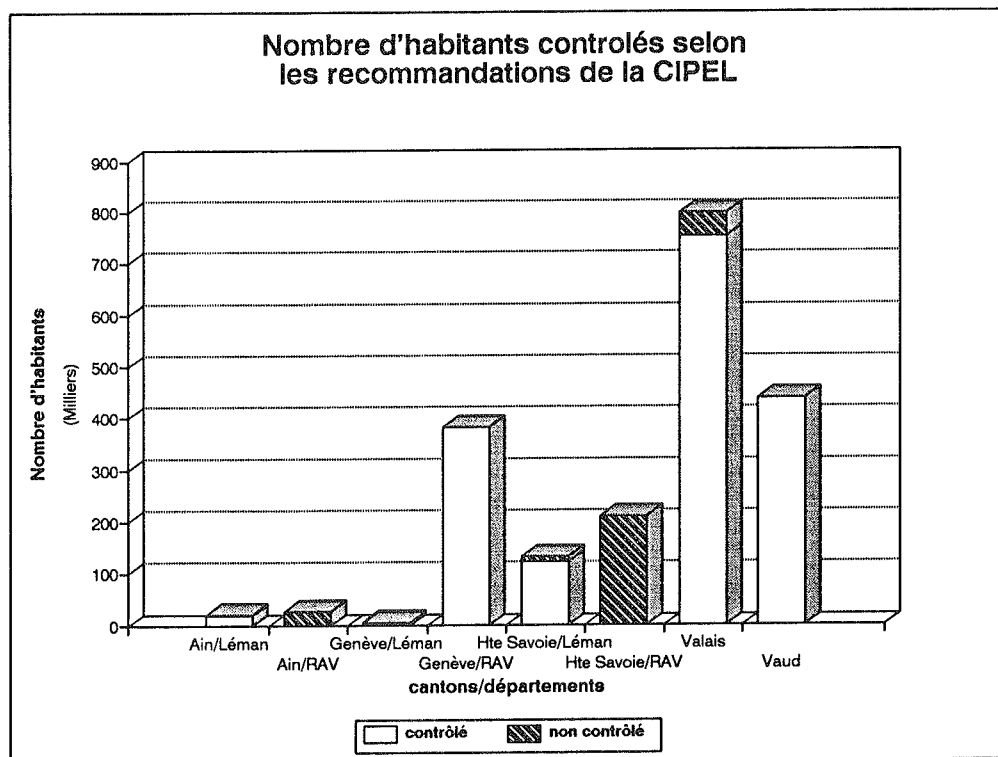
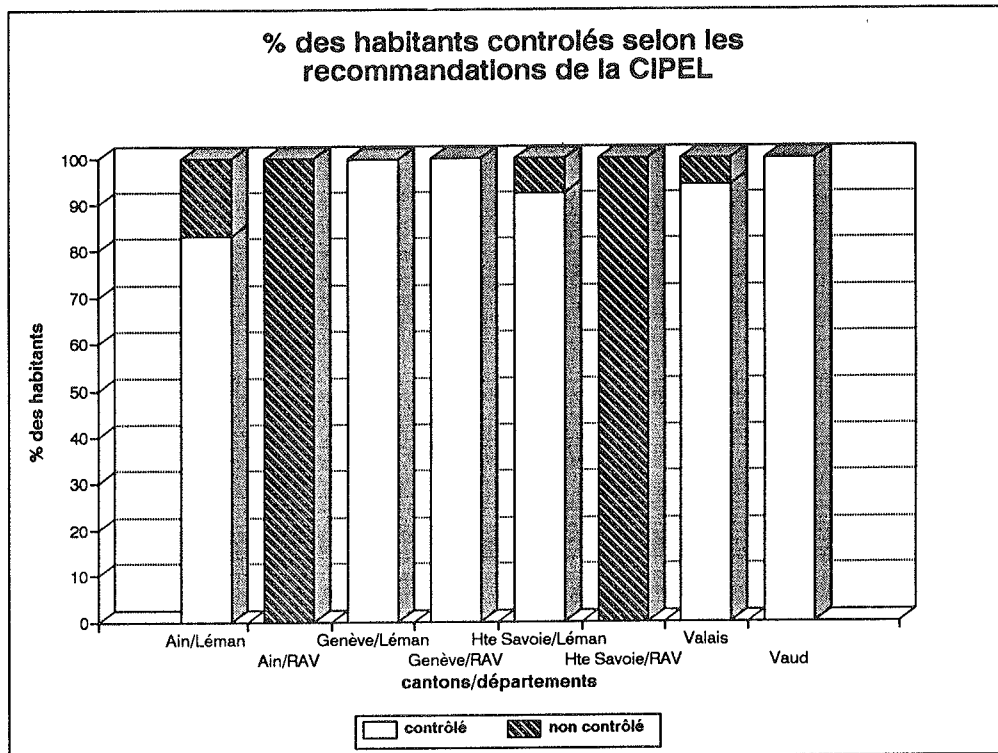


FIGURE 1 b : Pourcentage d'habitants raccordés et nombre d'habitants contrôlé selon les recommandations de la CIPEL par canton et département

3. NORMES DE REJET ET RENDEMENT D'EPURATION. RESULTATS PAR BASSIN VERSANT

3.1 Demande biologique en oxygène (DBO₅) (figure 2, tableau 3)

Les normes de rejet pour la matière organique (DBO₅) sont régies par l'Ordonnance fédérale du 8 décembre 1975 sur le déversement des eaux usées en Suisse (20 mg O₂/l et 85 % de rendement d'épuration).

En France, celles-ci sont déterminées au cas par cas, en tenant compte des objectifs de qualité des milieux considérés, 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 dernière définit différents niveaux de rejets en fonction du type de traitement. L'autorisation, prise en application des textes précédents, fixe des valeurs maximales de rejets en concentration, débit et flux, sur 2 heures et 24 heures.

D'une manière générale pour les bassins "Direct", Rhône amont, Aubonne et Venoge, les concentrations de sortie pondérées par rapport au débit (11.03 à 18.61 mg O₂/l) respectent en moyenne la législation suisse; les rendements sur les eaux traitées (94.1 à 86.7 %), excepté "Direct", également.

Pour le bassin Dranse, la concentration de sortie 40.31 mg O₂/l et le rendement (75.4 %) sur les eaux traitées sont moins "bons" en raison d'une législation différente pour les rejets en France et d'une filière de traitement physico-chimique incomplète (absence de filtres) dans ces stations à fortes variations de population saisonnière.

Il convient de rappeler qu'un certain nombre de problèmes expliquent en grande partie les concentrations élevées et les rendements moindres observés ponctuellement :

- . dilution des eaux par les eaux parasites,
- . perturbations hydrauliques des décanteurs
- . charges auto-polluantes résultant de cycles internes (FIAUX, 1991)
- . incidents d'exploitation en général et mauvaises habitudes de certains exploitants en particulier
- . exceptionnellement sous-dimensionnement de quelques rares installations

Nous ne traitons pas Rhône aval vu le manque important de contrôles dans ce bassin.

TABEAU 3 - Charges, rendements et concentrations moyennes pondérées en matières organiques exprimés en DBO₅ pour les stations d'épuration des différents bassins versants en 1990

Bassin	Débit m ³ /j	Nombre de STEP	DBO ₅ kg O ₂ /jour		Habitants Raccordés**	Capacité en EH biologique	Rendement	Concentrations pondérées Sortie
			Entrée	Sortie *				
"DIRECT"	323'426	50	25'306	6'019	517'685	781'150	76.2	18.61
Aubonne	4'290	4	620	47	6'530	11'060	92.4	11.03
Dranse	7'715	2	1'263	311	20'800	37'000	75.4	40.31
Rhône amont	155'441	29	42'816	2'522	561'683	707'823	94.1	16.23
Venoge	16'514	16	1'861	248	24'284	34'435	86.7	15.00
Rhône aval	222'285	8	34'171	9'746	376'034	496'750	71.5	43.84
Bassin CIPEL	729'670	109	106'037	18'893	1'507'016	2'068'218	82.2	25.89

* traité + déversé à la STEP

** y compris population saisonnière et touristique comptée pour 1/3

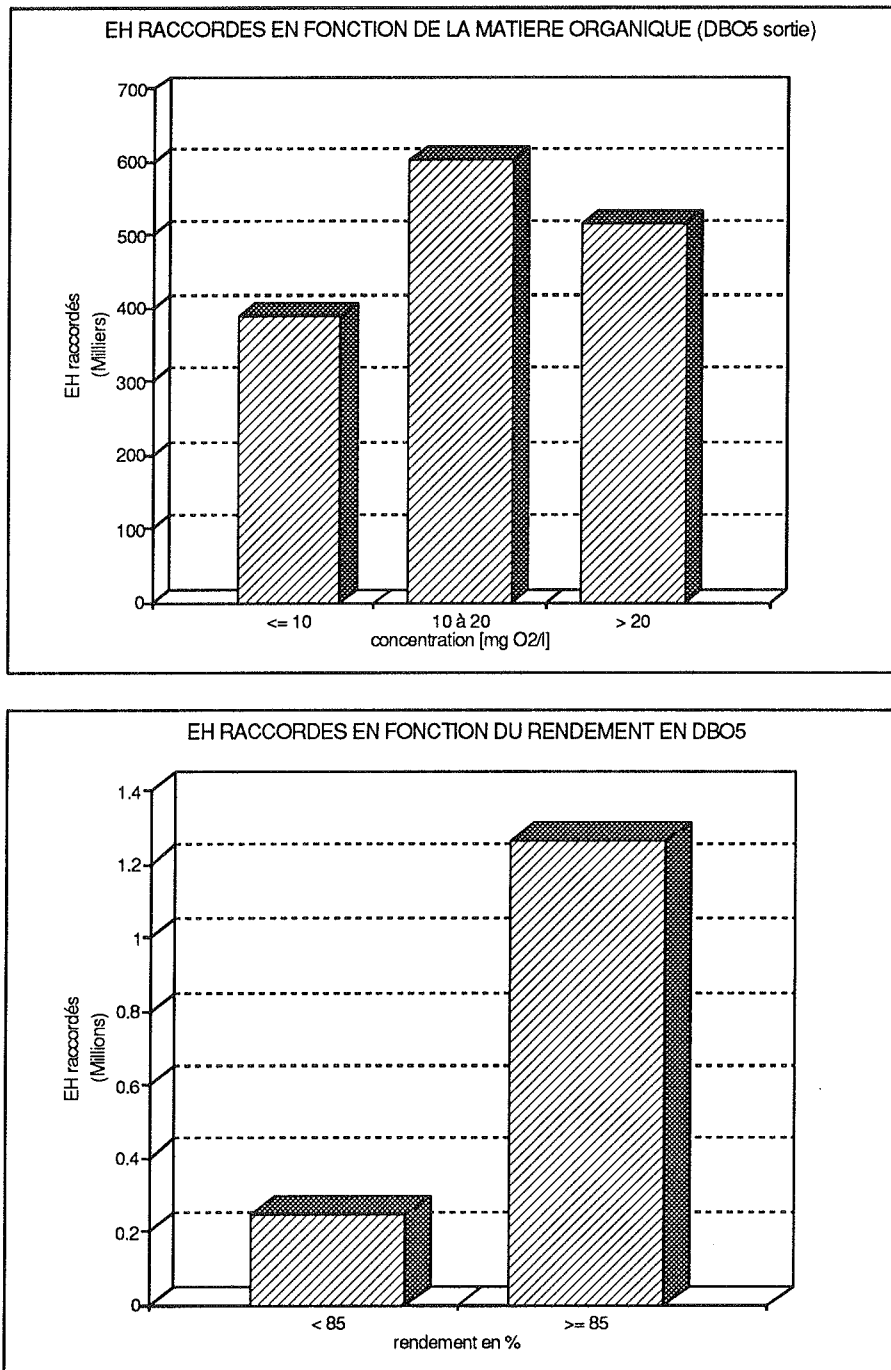


FIGURE 2 : Equivalent-habitants raccordés en fonction de la DBO₅ (concentration et rendement)

3.2 Phosphore total (figure 3, tableau 4)

3.2.1 Performances des STEP

Ne sont comptabilisées pour ce bilan, du fait de l'absence de contrôles et de mesures, que 90 STEP du bassin hydrographique du Léman au bénéfice du traitement du phosphore et ayant été suivies selon les recommandations de la CIPEL. Nous n'apprécions donc dans ce chapitre que s'il y a respect ou non des normes de rejets en vigueur pour ces 90 installations.

Malgré un léger dépassement de la concentration dans les bassins Dranse et Aubonne, et compte tenu des rendements qui sont "assez bons", nous pouvons apprécier qu'en moyenne le 100 % de la population raccordée annoncée des STEP contrôlées de ces bassins respecte la limite de 0.8 mg P/l et 80 % de rendement sur les eaux traitées.

Malgré une pluviométrie forte et supérieure à la normale (ORAND et al., 1991), nous avons, comme en 1989, pondéré les résultats de notre étude des apports polluants au lac Léman en provenance des déversoirs d'orage¹ (VIOGET et al., 1988) pour pouvoir les extrapoler à l'ensemble des 90 STEP du bassin hydrographique considérées. Ainsi, les charges déversées totales (déversoirs du réseau + déversoir à l'entrée de la STEP + sortie des eaux traitées) en 1990 sont estimées à 20 % des charges "produites" dans le bassin versant de la STEP. Bien que la charge "produite" ait été assimilée au produit de la population raccordée annoncée multipliée par la charge spécifique de l'élément pris en considération, soit 2.2 g P/hab.jour pour le phosphore total (VIOGET et al., 1989), nous admettons que celle-ci est celle calculée à l'entrée des installations.

En tenant compte de ces estimations, le rendement "réel" moyen d'élimination du phosphore est alors de 80 % pour les différents bassins.

Un certain nombre de STEP ont des rendements d'élimination du phosphore trop faibles sur les eaux traitées. Ce sont :

- SAASTAL (Valais) 19'511 habitants raccordés² annoncés : problèmes de génie-civil.
- NYON (Vaud) 15'235 habitants raccordés annoncés : problèmes d'exploitation d'une installation sous-dimensionnée. Nouvelle station en construction.
- VOUVRY (Valais) 2'695 habitants raccordés annoncés: sous-dimensionnement de l'installation.
- CRANS (Vaud) 1'674 habitants raccordés annoncés : perturbations hydrauliques. Transformations en cours.
- GINGINS (Vaud) 1'417 habitants raccordés annoncés : panne du système d'élimination de phosphore.

¹ Notre étude indiquait que les charges déversées sont de 25 ± 12 % de la charge produite par le bassin versant

² Habitants raccordés = hab. permanents + 2/3 des lits touristiques

De plus nous rappelons qu'un certain nombre de stations de plus de 1'000 EH n'ont toujours pas introduit le traitement du phosphore et participent de ce fait activement aux apports en phosphore au Léman. Ce sont :

-	ROLLE (Vaud)	12'500 hab. rac.
-	DIVONNE-LES-BAINS (Ain)	8'980 hab. rac.
-	AYANT/ANZERE (Valais)	7'800 hab. rac.
-	SAUVERNY (Ain)	3'710 hab. rac.
-	RIED-MOREL/RIEDERALP (Valais)	3'670 hab. rac.
-	UNTERBAECH (Valais)	3'000 hab. rac.
-	VACHERESSE (Haute-Savoie)	2'800 hab. rac.
-	BONS-EN-CHABLAIS (Haute-Savoie)	2'500 hab. rac.
-	GOPPISBERGERALP (Valais)	2'225 hab. rac.
-	BRENTHONNE (Haute-Savoie)	1'830 hab. rac.
-	CERVENS (Haute-Savoie)	1'830 hab. rac.
-	CUGY (Vaud)	1'620 hab. rac.
-	CONTHEY/ERDE (Valais)	1'600 hab. rac.
-	ST-PAUL EN CHABLAIS (Haute-Savoie)	1'520 hab. rac.
-	ISERABLES (Valais)	1'370 hab. rac.
-	GUTTET (Valais)	1'190 hab. rac.
-	MASE (Valais)	1'130 hab. rac.

Nous ne mentionnons pas ici la quasi totalité des STEP du bassin Rhône aval qui, n'étant pas équipées pour le traitement du phosphore, participent à l'enrichissement en cet élément des eaux du Rhône.

En France, la situation devrait évoluer prochainement, suite à la récente Directive du Conseil des Communautés Européennes relative au traitement des eaux urbaines résiduaires, qui impose un traitement biologique ou équivalent pour toutes les agglomérations supérieures à 2'000 équivalents-habitants.

Nous rappelons qu'une modification quant aux normes de rejet en phosphore de l'Ordonnance fédérale suisse du 8 décembre 1975 sur le déversement des eaux usées est entrée en vigueur au 1er novembre 1989 en Suisse :

... "le phosphore doit être éliminé dans les installations d'épuration des eaux usées de manière à respecter au moins les exigences suivantes :

- a. Dans le bassin versants des lacs;
- rendement d'épuration 80 %,
 - concentration du rejet 0.8 mg P/l.

Lorsque, dans le cas de petites installations, il n'est pas possible ou opportun de respecter ces exigences pour des raisons liées à la technique ou à l'exploitation, les autorités cantonales peuvent admettre des allègements.

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 :

- rendement d'épuration 90 %,
 - concentration du rejet 0.3 mg P/l;
- b. 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 :
- rendement d'épuration 80 %
 - concentration du rejet 0.8 mg P/l"

Dans le rapport de VIOGET et al., (1990) il avait été estimé l'incidence financière de la mise en application de ces nouvelles valeurs pour les STEP de plus de 20'000 EH du bassin hydrographique.

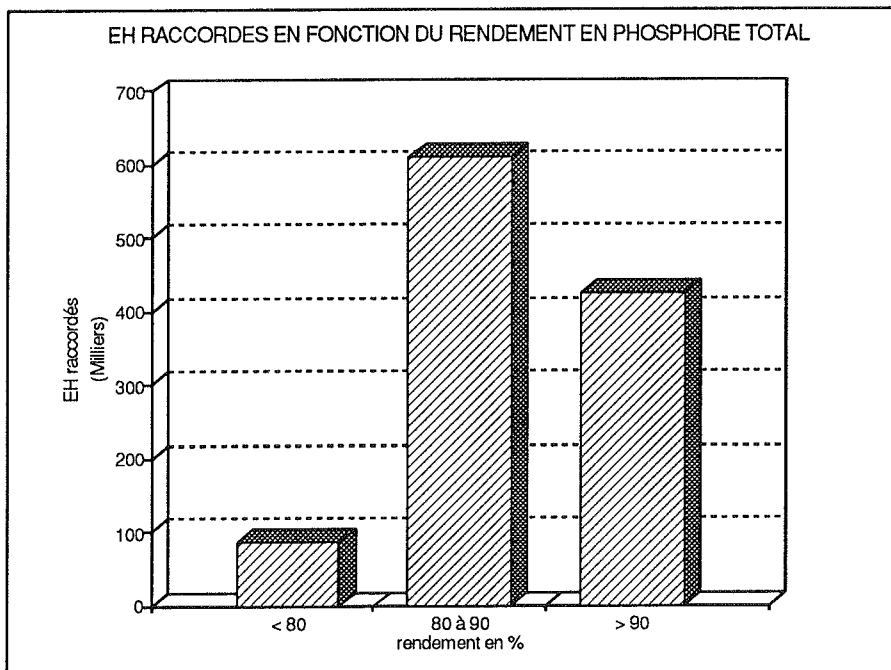
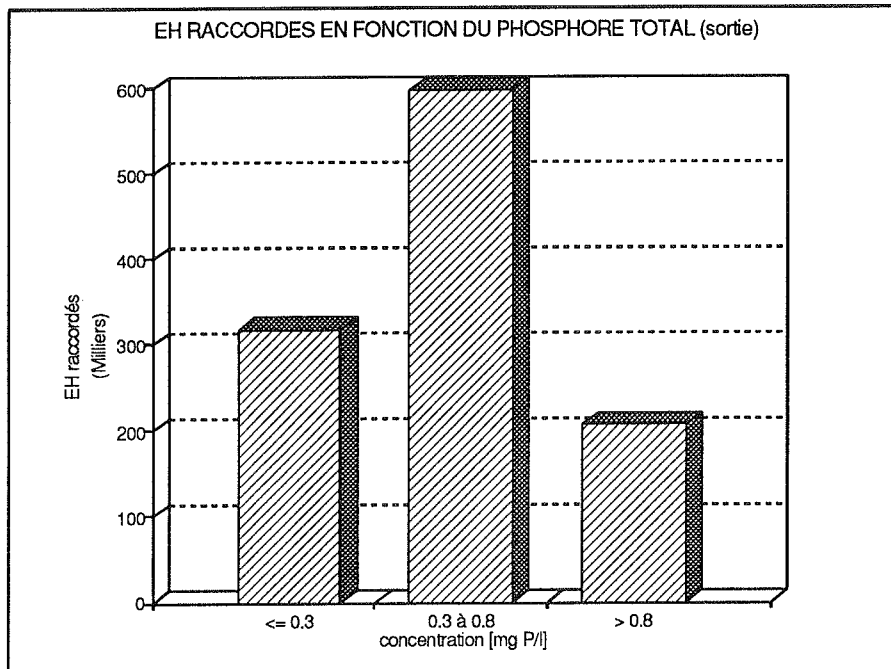


FIGURE 3 - Equivalent-habitants raccordés en fonction du phosphore total (concentration et rendement)

TABLEAU 4 - Charges, rendements et concentrations moyennes pondérées en phosphore total pour les stations d'épuration des différents bassins versants en 1990

Bassin	Débit entrée m ³ /s	Nombre STEP	Phosphore kg/jour		Habitants raccordés	Capacité en EH biologique	Concentration (mg P/l)		Rendement %
			Entrée	Sortie			Entrée	Sortie	
"Direct"	317'053	43	1'229.1	245.5	509'026	771'395	3.88	0.77	80.0
Aubonne	3'601	3	27.6	3.2	6'130	10'200	7.66	0.88	88.5
Dranse	7'715	2	64.7	7.7	20'800	37'000	8.39	0.99	88.2
Rhône amont	155'441	29	558.7	88.7	561'683	707'823	3.59	0.57	84.1
Venoge	15'836	13	89.3	14.2	23'120	32'835	5.64	0.89	84.1
Bassin Léman	499'645	90	1'969.4	359.3	1'120'759	1'559'253	3.94	0.72	81.8

3.2.2 Bilan des apports en phosphore total au lac

Sous 3.2.1., nous avons exploité les données sur les stations qui ont fait l'objet de contrôles réglementaires. Voyons maintenant quels sont les rejets phosphore de l'ensemble des installations du bassin "Léman", puisque les rejets des autres bassins sont déjà comptabilisés dans les apports des rivières correspondantes (Aubonne, Dranse, Rhône et Venoge). Nous allons considérer d'une part les charges calculées pour les installations suivies et appliquer les hypothèses de travail suivantes pour les stations ne l'ayant pas été :

- un rendement d'élimination de 80 % est admis pour les installations équipées n'ayant pas été contrôlées (2 stations).
- un rendement d'abattement du phosphore de 30 % est admis pour les installations non équipées n'ayant pas été contrôlées ou non équipées ayant été contrôlées (14 stations).
- ce 30 % concerne le produit de la population raccordée annoncée qui est multipliée par :
 - . 2.2 g P tot/EH.jour en Suisse (valeur plus faible qu'en France du fait de l'interdiction des phosphates dans les lessives en Suisse)
 - . 4.0 g P tot/EH.jour en France

Pour valider ce calcul, nous l'appliquons aux 44 STEP du bassin "Léman" ayant fait l'objet de contrôles selon les recommandations. Nous obtenons 102 tonnes de phosphore total, alors que les mesures et analyses pour ce même bassin donnent 89.7 tonnes de phosphore total. Cette manière de calculer est donc assez bien corrélée par les mesures.

Nous obtenons ainsi pour l'ensemble du bassin "DIRECT" :

-	44 STEP avec TT*, analyses et contrôles :	89.7 tonnes
-	2 STEP avec TT, analyses et sans contrôles :	0.4 tonnes
-	8 STEP sans TT, mais avec contrôles et analyses :	11.8 tonnes
-	6 STEP sans TT, et sans contrôles et analyses :	9.9 tonnes
Total	60 STEP	111.8 tonnes

Ce sont donc environ 112 tonnes de phosphore total "produites" par le bassin "Direct" qui arrivent au lac.

Il conviendra d'intégrer ce tonnage dans la ventilation des charges apportées au lac Léman.

* TT = traitement tertiaire = traitement du phosphore

4. FLUX DE POLLUTION ET APPORTS AU LAC PAR LES STEP ET LEUR RESEAU

Nous soulignons à nouveau que les flux ont été calculés à partir des résultats des stations contrôlées quatre fois au moins sur 24 heures. Pour le phosphore nous avons pris en compte également les charges déversées et estimé, sous 3.2.2, les apports directs au lac ou indirects via une rivière non prise en compte dans les études CIPEL.

4.1 Matières organiques - (DBO₅) (tableau 5)

Les apports en DBO₅ aux 109 STEP du bassin CIPEL (hydrographique du Léman + Rhône aval) représentent 38'703 tonnes alors que les rejets après traitement totalisent 6896 tonnes. Le rendement d'élimination sur les eaux traitées vaut ainsi 80.9 %.

Les apports sont comparables à 1989 alors que les rejets doublent, en raison vraisemblablement de problèmes de perturbations hydrauliques liés à la pluviométrie (ORAND et al., 1991).

Nous maintenons, avec les réserves d'usage, que vu que les apports aux STEP sont environ ceux de 1989 et en augmentation par rapport à 1988, la réhabilitation des réseaux peut éventuellement jouer un rôle dans ce constat encourageant.

Il faut cependant garder à l'esprit que nous avons exploité les "réponses éparses" du bassin Rhône aval par pur souci de pouvoir comparer des choses comparables d'une année à l'autre. Le bassin est caractérisé surtout par l'absence de contrôles.

4.2. Phosphore total (tableau 5)

La charge d'entrée en phosphore total des 90 STEP contrôlées du bassin hydrographique du Léman atteint 718.8 tonnes. Les charges rejetées traitées totalisent 131.1 tonnes. Le rendement d'élimination de cet élément sur les eaux mixtes traitées est de 81.8 %.

Cet élément suit la même tendance que la matière organique, à savoir une stabilité des apports et une augmentation (environ le double) du rejeté traité, pour les raisons climatiques et les perturbations évoquées plus haut.

Nous avons intégré les résultats de notre étude des charges transitant par les déversoirs d'orage à ce bilan (voir chap. 3.2.1, VIOGET et al., 1988). Le rendement de déphosphatation vaut alors 80 % et les apports directs ou indirects au lac 143.8 tonnes, dont 82 % sont potentiellement disponibles (RAPIN, 1988), soit 118 tonnes.

4.3 Apports directs au Léman des cinq principales STEP du bassin hydrographique du lac Léman (tableau 6)

Le tableau 6 représente les charges annuelles rejetées (déversées mesurées entrée STEP ou décanteur primaire rejetées traitées) des cinq principales STEP du bassin rejetant directement dans le lac. Ces charges ont été calculées sur la base des analyses fournies par les exploitants des STEP (excepté Morges) et des analyses du SEPE pour les STEP vaudoises et sur la base des analyses fournies par la STEP de Thonon.

Les charges annuelles ont été calculées sur la base des produits de concentration moyenne pondérée annuelle et des débits moyens annuels.

TABLEAU 5 - Bilan des apports en DBO₅ et phosphore total pour les stations d'épuration en 1990

Bassin	DBO ₅ (tonnes/an)			Phosphore total (tonnes/an)			Traité + déversé (tonnes)
	Entrée	Sortie	Abattement	Entrée	Sortie	Abattement	
"DIRECT"	9'237	2'197	7'039	448.6	89.6	359.0	89.7
Aubonne	226	17	209	10.1	1.2	8.9	2.0
Dranse	461	114	348	23.6	2.8	20.8	4.7
Rhône amont	15'628	921	14'707	203.9	32.4	171.5	40.8
Venoge	679	90	589	32.6	5.2	27.4	6.5
Rhône aval	12'472	3'557	8'915	-	-	-	-
Totaux	38'703	6'896	31'807	718.8	131.1	587.7	143.8

Excepté Montreux, nous observons une augmentation des charges rejetées en phosphore total et phosphore soluble réactif, constats vraisemblablement liés aux perturbations hydrauliques des installations en relation avec la pluviométrie.

L'augmentation nette des MES sur l'ensemble des STEP, comme du reste l'augmentation des volumes déversés, parlent en faveur de cette explication.

TABLEAU 6 - Apports directs au lac par les cinq principales stations du bassin

Paramètres	Lausanne	Montreux	Thonon	Vevey	Morges
Phosphore total* t/an	22.8	5.9	20.6	3.9	1.7
Phosphore réactif soluble* t/an	4.5	2.2	5.2	1.6	0.3
DCO* t/an	2'412	368	1'447	315	245
DBO ₅ * t/an	939	120	459	87	40
Matière en suspension* t/an	584	83	586	75	46
Azote minéral* total** t/an	564	110	289	145	63
Chlorures t/an	3'669	315	545	325	285
Boues t/an MS	7'350	987	5'828	1'036	665
Débit m ³ traités	47'902'229	6'568'600	7'867'570	6'263'100	3'613'135
Déversés m ³	5'058'000	1'088'400	724'990	234'700	43'800

* = Déversé par la station après traitement + déversé à l'entrée de station ou au décanteur primaire (sans les déversements dans les réseaux)

** Azote minéral total = NH₄ + NO₂ + NO₃

5. CHARGES SPECIFIQUES JOURNALIERES (tableau 7)

5.1 Charge hydraulique

Nous observons des charges hydrauliques spécifiques toujours trop élevées, mettant en évidence l'importance des eaux parasites (eaux claires permanentes ECP + eaux de ruissellement météoriques). L'augmentation d'environ 200 l/hab.jour observée (excepté dans le bassin Venoge), résulte probablement essentiellement de l'augmentation de la pluviosité en 1990 comparativement à 1989.

Plusieurs stations recevant plus de 1'000 l/hab.jour sont relevées, avec un extrême à 5'380 l/hab.jour.

Environ la moitié, voire plus, des eaux arrivant aux STEP sont des eaux parasites. Cette situation perturbe quantitativement (érosion) et qualitativement les cours d'eau (déversements, turbidité et dépôts de matières en suspension) et aussi le bon fonctionnement des STEP (dilution des eaux d'entrée, temps de rétention trop courts, perturbations de la décantation secondaire avec pertes de boues, comme cette année etc...).

Il faut remarquer que les faibles charges spécifiques hydrauliques observées dans le bassin Rhône amont correspondent à des stations mixtes, à prépondérance industrielle, au bénéfice d'une bonne séparation des eaux.

5.2. Charges en matière organique (DBO₅) et en phosphore

Les charges spécifiques moyennes en matière organique varient selon les bassins de 49 à 95 g O₂/hab.jour. Des cas extrêmes à 485 et 13 g O₂/hab.jour sont observés.

Les charges très faibles calculées sont dues à la conjonction d'une population raccordée annoncée surestimée par rapport à la réalité et/ou d'une dilution des eaux avec déversement avant l'arrivée à la STEP.

Les charges élevées résultent du phénomène inverse, à savoir la conjonction d'une population raccordée annoncée sous-estimée par rapport à la réalité (population touristique saisonnière) avec raccordements de différents effluents d'origine industrielle et/ou un réseau sans trop d'eaux parasites ne provoquant donc que peu ou pas de déversements.

Les charges spécifiques moyennes en phosphore varient par bassin de 1 à 4.5 g P/hab.jour. La charge de 1 g P/hab.jour, calculée pour le bassin Rhône amont, est la résultante de l'incidence des stations mixtes domestiques-industrielles (CIBA-GEIGY et LONZA) sur la moyenne de ce bassin.

Nous rappelons que les charges varient en fonction d'incertitudes sur la population réellement raccordée, de l'incidence ou non des cycles internes de certaines installations sur leurs performances et du poids que prend ou non une station dans l'ensemble de celles du bassin étudié.

Il est juste cependant de mentionner que la mise à jour et le contrôle des habitants raccordés auxquels les services compétents des différents cantons et départements viennent de procéder dans le cadre du groupe CIPEL "Cadastre et contrôle des pollutions" à permis de diminuer sensiblement les écarts d'un bassin à l'autre.

TABLEAU 7 - Charges spécifiques hydrauliques, en DBO₅ et en phosphore total en 1990

Bassin versant	CHARGES PAR HABITANTS ET PAR JOUR										
	Hydraulique (litres)			DBO ₅ (g O ₂)			Phosphore total (g.P)				
	Moyenne	Minimum	Maximum	Moyenne	Minimum	Maximum	Moyenne	Minimum	Maximum		
"DIRECT"	625	220	1'230	49	13	216	2.41	1.21	7.47		
Aubonne	657	480	1'720	95	40	294	4.5	2.09	13.22		
Dranse	371	260	3'830	61	17	546	3.11	2.17	3.57		
Rhône amont	277	20	5'380	76	29	485	0.99	0.21	27.41		
Venoge	680	250	430	77	55	64	3.86	0.85	38.55		
Rhône aval	591	110	810	91	25	99	-	-	-		

6. CONCLUSIONS

Au 31 décembre 1990, 207 STEP sont en service dans le bassin étudié par la CIPEL (bassin hydrographique du lac Léman + Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse).

La population raccordée annoncée de celles-ci atteint 2'021'635 équivalents-habitants.

Le bassin hydrographique du Léman compte 149 STEP en 1990, dont 108 sont équipées pour le traitement du phosphore et traitent les eaux mixtes d'une population raccordée annoncée de 1'358'954 équivalent-habitants.

Du fait du manque de contrôles et de mesures, principalement en France, seulement 107 ont pu être comptabilisées dans un bilan pour la matière organique et 90 STEP pour le phosphore.

Le nombre des contrôles conformes aux recommandations techniques de la CIPEL est donc encore en baisse cette année.

Des résultats exploitables, il ressort que les charges rejetées en matière organique ont doublé par rapport à 1989 et atteignent 6896 tonnes alors que les apports au STEP sont stables (38'703 tonnes contre 39'516 en 1989).

Pour le phosphore, les charges rejetées traitées des installations suivies représentent 131 tonnes de phosphore total et 144 tonnes en tenant compte des charges transitant par les déversoirs d'orage.

En étudiant plus finement le bassin "DIRECT" (rejets directs au lac ou dans une rivière non étudiée dans un programme CIPEL), nous obtenons, pour l'exercice 1990, 112 tonnes de phosphore total pour l'ensemble des STEP de ce bassin, contrôlées ou non, traitant ou non le phosphore (voir chapitre 3.2.2.).

Au vu des résultats à disposition nous constatons que :

- la majorité des réseaux est du type "tout-à-l'égout"³. D'après JUNKER (1988), ce système est illégal au sens de l'art. 4.3 de l'Ordonnance fédérale suisse du 8 décembre 1975 sur le déversement des eaux usées.
- le contrôle du raccordement des habitants, de la qualité des raccordements et des canalisations doit se faire plus systématiquement par le biais de mesures et visites sur le terrain.
- le minimum de quatre contrôles par an est insuffisant pour apprécier le fonctionnement des installations.

Compte tenu de ces constats nous répétons qu'il faut :

- améliorer les réseaux existants en éliminant en priorité les eaux claires permanentes (par infiltration si possible), puis en réalisant, dans la mesure du possible, des réseaux d'où seraient exclues le reste des eaux parasites.

Il convient également de restituer certaines zones urbanisées à l'infiltration (OFEFP, 1987; REMILLARD et al., 1988).

³ "Tout à l'égout" : un seul et unique tuyau évacuant les eaux de drainage, les eaux de fontaines, de sources, de ruisseaux, de refroidissement, les eaux de ruissellement et les eaux usées (domestiques ou industrielles).

- . que l'ensemble des STEP soit suivi plus assidûment par les responsables cantonaux et en particulier départementaux, afin d'une part de dresser des bilans et d'autre part de corriger les défauts constatés. Il convient donc de dégager les moyens nécessaires à cette surveillance ou alors de hiérarchiser les priorités d'action, en repositionnant le contrôle.
- . accélérer l'équipement de toutes les installations pour le traitement du phosphore et définir rapidement quelles installations devraient être soumises à un renforcement des exigences pour le rejet. Il faut simultanément continuer à encourager une réduction maximale du phosphore à la source.

De plus, un certain nombre d'orientations doivent être prises, soit :

- . équiper toutes les STEP d'outils de gestion et mettre en route les autocontrôles comme définis dans les "Recommandations et méthodologie pour la conduite des mesures de contrôle et d'autosurveillance du fonctionnement des stations d'épuration" émises en 1989 par la CIPEL.
- . promouvoir l'utilisation de bilans de boues pour contrôler le bon fonctionnement des installations et vérifier la population raccordée. Ne pas se débarrasser des boues, mais les valoriser, si possible, en agriculture, en les épandant à des périodes et dans des conditions bien déterminées, ou leur assurer une destination compatible avec la protection de l'environnement.
- . prévoir, lors de réparations ou transformations d'installations, une planification judicieuse des travaux à exécuter et prétraiter au mieux les eaux dans l'infrastructure existante (tamisage fin, traitement physico-chimique).

Nous tenons à remercier les services gestionnaires des stations d'épuration qui nous ont fourni leurs résultats d'analyse :

- . 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),

BIBLIOGRAPHIE

- FIAUX, J.J., (1991): Bilan station d'épuration de Bussigny. Laboratoire SEPE Vaud, publication interne, 32 p.
- JUNKER, C., (1988): Relation coût-avantage des systèmes séparatif et unitaire. EPFL-IGE, Lausanne 120 p.
- OFPE (1987): Aménagement de surfaces herbeuses perméables. Les cahiers de l'environnement No 50, 62 p.
- ORAND, A., GAGNAIRE, J., (1991) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1990,
- RAPIN, F., (1988): Apports au Léman des formes disponibles du phosphore. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987, 215-223.
- REMILLIARD, L. et GAGNON, L. (1988) : Bassins de rétention en zone urbaine. Sciences et techniques de l'eau, vol. 21, No 3, - août 1989, 271-276.
- VIOGET, P., FIAUX, J.J., et BEE, G., (1988): Apports polluants au Léman en provenance des déversoirs d'orage, deuxième partie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987, 195-214.
- VIOGET, P., FIAUX, J.J., (1989): Contrôle des stations d'épuration. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1988, 229-243.
- VIOGET, P., FIAUX, J.J., STRAWCYNKY, A., (1990): Contrôle des stations d'épuration. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1989, 213-228.

PREMIERS RESULTATS DE L'ESTIMATION DES REJETS DE PHOSPHORE
D'ORIGINE NON DOMESTIQUE

PAR

Sous-groupe de travail

"EVALUATION DES REJETS INDUSTRIELS DE PHOSPHORE DANS LE BASSIN LEMANIQUE"

COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LEMAN
CH 1000 LAUSANNE 12

RESUME

Cette étude a permis d'évaluer l'importance relative des rejets bruts (avant traitement éventuel dans une station d'épuration) de phosphore produit par les activités industrielles et artisanales (non domestiques).

Cette charge totale s'élève à environ 145 tonnes par année, soit environ le 20 % de la charge totale mesurée à l'entrée des stations d'épuration (STEP) en 1989. Les principales contributions sont : l'industrie chimique qui représente 61 % de la charge produite, l'industrie du vin (lavage des bouteilles) 7.7 %, atelier de peinture et décapage 4.3 % et le lavage des véhicules 4.0 %.

Les rejets effectifs au Léman ont pu être estimés. Pour les rejets directs au milieu ou par l'intermédiaire de STEP sans déphosphatation ils atteignent en 1989-1990 environ 12.5 tonnes par an.

Les quelques estimations faites, concernant les élevages de porcs, montrent qu'une attention toute particulière devra être portée au problème du devenir des lisiers dans le milieu naturel.

1. APPORTS EN PHOSPHORE DANS LE BASSIN LEMANIQUE ET HISTORIQUE DE L'ETUDE

Concernant les apports en phosphore dans le bassin lémanique, l'ensemble des programmes de surveillance mené dans le cadre de la CIPEL sur les affluents (FAVARGER et al., 1988; ORAND et al., 1988; RAPIN, 1988; RAPIN et al., 1989; ZHANG, 1988) et les réseaux des stations d'épuration (ALLAIN, 1987; VIOGET et al., 1988a, 1988b), ainsi que l'achèvement des études relatives aux pollutions d'origine diffuse (CIPEL, 1988) et les travaux sur la spéciation des formes du phosphore (WILLIAMS et al., 1978; BURRUS, 1984; RAPIN, 1988), ont permis de déterminer l'importance relative des apports selon leurs origines sur la base des estimations établies pour l'année 1987 (figure 1).

Pour le phosphore "directement et potentiellement disponible" (donc sans le phosphore particulaire apatitique, minéral non soluble) :

- . 6 % précipitations atmosphériques
- . 31 % stations d'épuration et déversoirs d'orage
- . 36 % pollutions d'origine diffuse
- . 27 % origines mal définies (industries ?)

Pour les origines mal définies cela représente environ :

- . phosphore réactif dissous (PO_4) ~ 50 tonnes/an
- . phosphore particulaire potentiellement disponible (sans l'apatite) ~ 100 tonnes/an

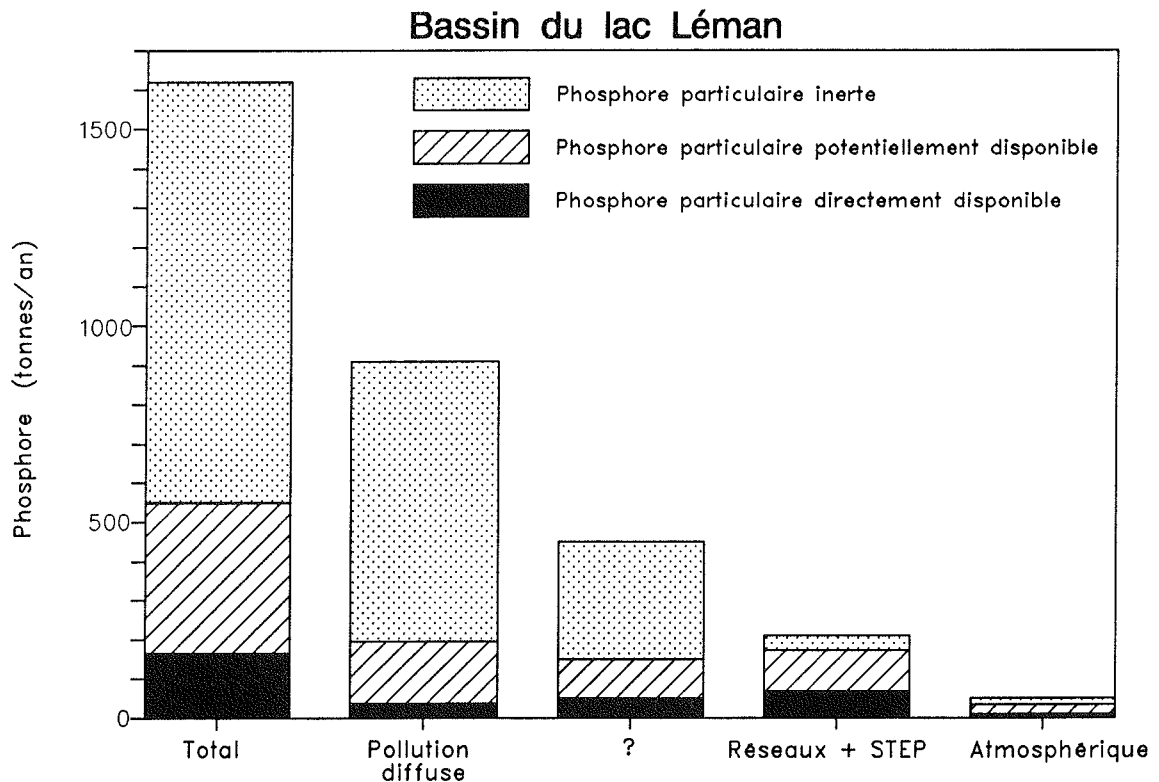


FIGURE 1 : Formes et origines des apports de phosphore en 1987

Des études effectuées dans d'autres bassins versants et les quelques mesures de contrôle de rejets industriels dans le bassin lémanique et du Rhône laissaient supposer qu'une partie de ces apports d'origines mal définies pouvaient provenir de rejets industriels.

Au vu de ces résultats, la Commission internationale, lors de sa session plénière les 13 et 14 octobre 1988 a recommandé aux deux Gouvernements suisse et français : **"d'identifier les sources ponctuelles de phosphore d'origine industrielle ou artisanale et de procéder à l'assainissement des installations en cause"**.

Dans ce but, la Commission internationale a décidé de donner un mandat à des bureaux d'études privés, dans le cadre des programmes de recherches de la CIPEL, pour estimer l'importance des rejets industriels de phosphore dans le bassin lémanique.

En date du 21 juin 1989 il a été donné mandat aux bureaux :

- GUIGUES S.A. à Aix-en-Provence d'étudier la partie française du bassin versant lémanique
- S.G.I. Ingénieurs-Conseils à Genève et HYDROSTEP S.A. à La Conversion (Vaud) d'étudier la partie suisse du bassin versant lémanique.

Un groupe de travail, où étaient représentés les différents services chargés du contrôle industriel, a suivi tout le déroulement de l'étude.

2. DESCRIPTION GENERALE DU PROJET

Cette étude avait pour but l'évaluation des rejets industriels de phosphore dans le bassin versant du lac Léman, que ces sources soient raccordées ou non à une installation de traitement.

Sous le terme industrie ont également été prises en compte les unités industrielles agricoles et laitières telles que les porcheries, fromageries, etc...

L'étude comportait quatre étapes :

- A. Inventaire des types d'établissements susceptibles de rejeter du phosphore, en utilisant la bibliographie existante et en consultant les organismes pouvant détenir des renseignements intéressants.
- B. Evaluation de ratio-type pour les rejets de phosphore par type d'établissement ou par activité, en référence avec une estimation chiffrée simple de celle-ci; les éventuels contrôles effectués par les organismes officiels pouvant être utilisés efficacement pour justifier les propositions.
- C. Création de la liste des établissements susceptibles de rejeter du phosphore dans le bassin lémanique (français ou suisse) en fonction des résultats des étapes A et B, avec une estimation succincte de l'importance du rejet potentiel.
- D. Pour les établissements les plus importants, création d'une fiche de renseignements permettant d'apprécier les rejets de phosphore. Certains établissements ont été visités et des prélèvements d'eau ont été effectués (prélèvements ponctuels ou sur 24 heures) et les eaux analysées. Cette fiche comprend au moins les informations suivantes :
 - nom de l'établissement
 - activité
 - grandeur caractéristique pour la production (par exemple : mètres linéaires par année, m³/an, tonnes/an, etc...)
 - ratio-type en fonction de la grandeur caractéristique

- flux polluant (de P) rejeté annuellement
 - . estimé à partir des ratios
 - . mesuré (à partir de mesures existantes ou de celles effectuées dans le cadre de l'étude)
- lieu du rejet
 - . dans réseau : avec STEP avec déphosphatation
avec STEP sans déphosphatation
 - . dans le milieu naturel

Pour tous les cas, indication du milieu récepteur du rejet (soit direct, soit du rejet de la STEP).

Sur la base de ce fichier, il a été effectué une synthèse des flux rejetés par canton et département avec distinction des rejets directs dans le milieu naturel et des rejets dans des réseaux avec STEP (avec ou sans déphosphatation). Les flux ont été estimés soit à partir des mesures de contrôle, soit à partir des ratio-types lorsque les mesures n'ont pas pu être effectuées.

3. RESULTATS

3.1 Charges produites

Les charges en phosphore produites par les activités industrielles et artisanales sont récapitulées dans le tableau 1.

Les principaux éléments mis en évidence par ce tableau sont les suivants :

- la charge totale en phosphore des eaux résiduaires industrielles et artisanales s'élève à environ 145 tonnes par année. Cette valeur représente 20 % de la charge totale mesurée à l'entrée des STEP pratiquant la déphosphatation en 1989 (730 tonnes/an);
- l'industrie chimique représente 61 % de la charge totale produite (89 tonnes/an). Elle est essentiellement localisée dans le canton du Valais (deux industries principalement);
- les autres types d'activité importants sont l'industrie du vin (lavage de bouteilles, 11.2 tonnes/an, soit 7.7 %), atelier de peinture et décapage (6.3 tonnes/an, soit 4.3 %) et le lavage des véhicules (5.8 tonnes/an, soit 4.0 %);
- les charges polluantes sont exprimées en phosphore total et englobent donc l'ensemble des formes du phosphore.

3.2 Modes de rejet

Le tableau 2 donne la répartition des charges en phosphore brutes (avant traitement éventuel) produites, en fonction des modes de rejet, soit :

- . STEP avec traitement de déphosphatation (90.8 %)
- . STEP sans traitement de déphosphatation (2.8 %)
- . directement dans le milieu naturel (6.4 %).

TABLEAU 1 - Importance relative des rejets bruts de phosphore (avant traitement)

Type d'activité	Valais		Vaud		Genève		France		Total	
	kg/an	%	kg/an	%	kg/an	%	kg/an	%	kg/an	%
Industrie chimique	86'940	97.6	2'080	2.3	10	0.01	-	-	89'030	61.3
Industrie du vin	6'000	53.5	4'920	43.8	-	-	300	2.7	11'220	7.7
Atelier de peinture et décapage	5'000	79.4	1'300	20.6	-	-	-	-	6'300	4.3
Entretien véhicules (lavage)	2'550	3.9	3'200	55.1	60	1.0	-	-	5'810	4.0
Métallurgie	2'370	56.6	1'460	34.8	-	-	360	8.6	4'190	2.9
Industrie du lait	1'400	40.6	1'100	31.9	-	-	950	27.5	3'450	2.4
Distillation	3'500	95.9	150	4.1	-	-	-	-	3'650	2.5
Autres boissons	1'140	37.5	900	29.6	-	-	1'000	32.9	3'040	2.1
Viande et produits carnés	200	9.9	1'170	57.9	-	-	650	32.2	2'020	1.4
Autres activités	11'400	68.8	3'220	19.4	-	-	1'940	11.7	16'560	11.4
TOTAL	120'500	82.9	19'500	13.4	70	0.05	5'200	3.6	145'270	100.0

TABLEAU 2 - Répartition des charges industrielles brutes (avant traitement) en phosphore selon leur mode de rejet

Bassin versant	Modes d'évacuation des charges polluantes industrielles								Total des rejets kg P/an
	STEP avec déphosphatation		STEP sans déphosphatation		Milieu naturel		kg P/an		
	Taux (%)	kg P/an	Taux (%)	kg P/an	Taux (%)	kg P/an			
Canton du Valais	92	110'900	1.6	1'900	6.4	7'700	120'500		
Canton de Vaud	87.7	17'100	7.2	1'400	5.1	1'000	19'500		
Canton de Genève ¹	100	70	-	-	-	-	70		
Total Suisse	91.4	128'070	2.4	3'300	6.2	8'700	140'070		
Total France	73.1	3'800	15.4	800	11.5	600	5'200		
Total bassin lémanique	90.8	131'870	2.8	4'100	6.4	9'300	145'270		

¹ part rejetée dans le bassin versant lémanique

3.3 Charges rejetées au Léman

Le tableau 3 donne les charges effectivement rejetées dans le Léman. Les rendements d'élimination dans les STEP sont établis sur la base des contrôles analytiques officiels des stations d'épuration.

Les valeurs du tableau 3 montrent en particulier les éléments suivants :

- la part rejetée dans le milieu naturel sans passer par une station d'épuration pratiquant la déphosphatation atteint 40 % de la charge totale d'origine industrielle et artisanale déversée dans le Léman (figure 2);
- par rapport à la charge totale en phosphore rejetée par les STEP (eaux traitées) pratiquant la déphosphatation (74 tonnes en 1989), les rejets d'origine industrielle et artisanale représentent 42 %. Par rapport aux rejets des STEP et des déversoirs d'orage (139 tonnes en 1989), ce pourcentage atteint 23 %.

Charges en phosphore d'origine industrielle rejetées au lac Léman (31.5 tonnes)

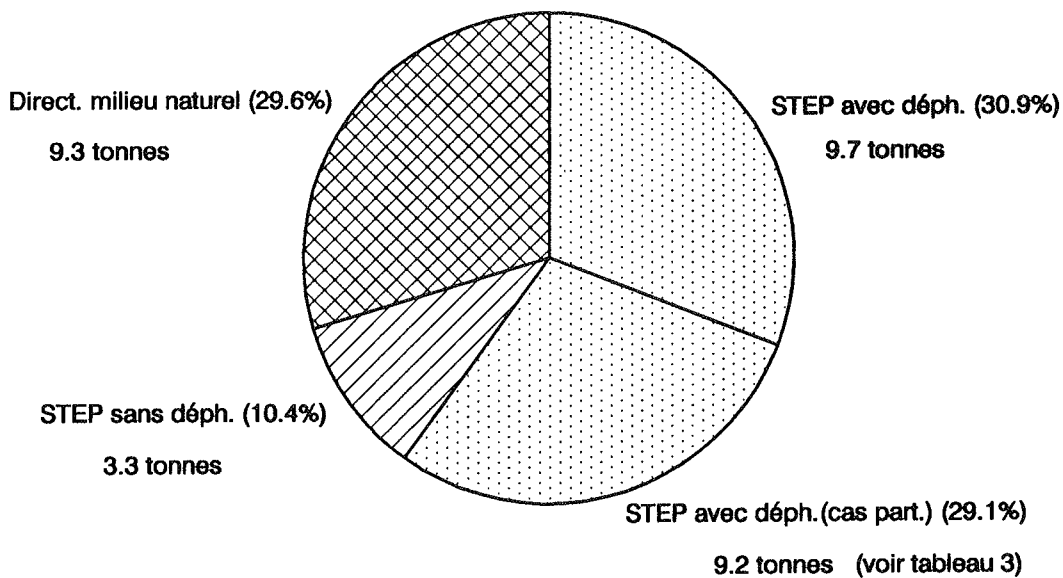


Figure 2 : Charges en phosphore d'origine industrielle rejetées au lac Léman (31.5 tonnes)

TABLEAU 3 - Charge de phosphore d'origine industrielle rejetée dans le lac

	Rendement %	Charge en phosphore (kg/an)	
		Entrée	Sortie
STEP avec déphosphatation	80 ¹	48'570	9'710
STEP avec déphosphatation (cas particulier) ²	89	83'300	9'160
STEP sans déphosphatation	20 ³	4'100	3'280
Milieu naturel	0	9'300	9'300
TOTAL		145'270	31'450

¹ Y compris les déversoirs d'orage (89 % sans ces déversements)

² Cas particuliers de deux STEP mixtes (urbaine et industrielle)

³ Variable de 0 à 40 %, moyenne ~ 20 %

3.4 Evolution des charges rejetées

De manière générale, les charges en phosphore rejetées sont en diminution régulière, tant au niveau des rejets bruts industriels et artisanaux qu'à celui des sorties des stations d'épuration. Ces dernières années, plusieurs établissements industriels ont été assainis (arrêts de production de certaines entreprises, remplacement de produits phosphorés par d'autres produits, utilisation de produits de lavage ne contenant que peu ou pas de dérivés phosphorés, installation de prétraitement, rejet dans un réseau d'assainissement raccordé à une STEP avec déphosphatation, etc...).

Par contre on peut signaler ces dernières années le développement des installations de nettoyage des véhicules. Dans ce secteur les charges produites sont presque le double de celles produites par la métallurgie, ou l'industrie du lait, ou de la distillation par exemple. En principe, ces installations devaient être raccordées à une STEP pratiquant la déphosphatation.

Depuis 1987, on peut estimer que la diminution des rejets annuels d'origine industrielle et artisanale atteint 40 à 50 tonnes de phosphore.

3.5 Exploitations agricoles (élevage de bétail)

L'étude menée sur le bassin versant français a montré que, dans cette région, les rejets des porcheries (de 6'000 à 7'000 porcs) représentent une charge en phosphore de l'ordre de 30 à 35 tonnes/an. Par ailleurs, une grande partie de cette charge est déversée soit dans un réseau d'assainissement sans STEP pratiquant la déphosphatation, soit directement dans le milieu naturel (rivière ou ruisseau). La répartition en est approximativement la suivante :

· milieu naturel	15 %
· STEP sans déphosphatation	20 %
· STEP avec déphosphatation	5 %
· épandage	60 %

En ne tenant compte, pour ces élevages de porcs, que des rejets directs au milieu et dans des STEP sans déphosphatation (rabattement environ 20 %), on obtient environ 10 tonnes de phosphore rejetées par an dans le Léman.

Sur le bassin versant suisse une étude détaillée n'a pas encore été possible. Toutefois le recensement du bétail (tableau 4) donne les chiffres suivants seulement pour les porcs :

- . bassin versant suisse : 33'000
- . bassin versant français : 7'000

Ces chiffres montrent l'importance de connaître, pour le phosphore provenant de l'élevage du bétail, son devenir en milieu naturel.

Au vu de ces résultats, la Commission internationale a demandé que soit établi un inventaire des installations d'élevage et de la destination des lisiers.

3.6 Autres résultats de l'étude

Cette étude ayant été effectuée en collaboration étroite avec les services départementaux, régionaux et cantonaux compétents, elle a également conduit à certains résultats induits qui peuvent être récapitulés comme suit :

- mise à jour des listes d'entreprises, pour les secteurs d'activités étudiés;
- création ou réactivation des contacts entre les autorités et les industries, en particulier grâce aux visites effectuées;
- sensibilisation et information des industriels et des artisans aux problèmes du phosphore.

TABLEAU 4 - Nombre de possesseurs et de têtes d'animaux

REGION	Valais ¹		Fribourg ²		Vaud ³		Genève ¹		France	
	Possesseurs	Nombre de têtes	Possesseurs	Nombre de têtes	Possesseurs	Nombre de têtes	Possesseurs	Nombre de têtes	Possesseurs	Nombre de têtes
Bovins	3'817	35'965	350	13'447	1'901	66'124	107	4'332		4
Porcs	621	6'157	53	1'938	670	24'460	60	4'869		7'000
Moutons	1'896	56'508	47	551	506	11'341	119	2'328		4
Chèvres	774	5'479	64	298	257	1'725	36	162		4
Poules de rapport	1'149	353'979	243	4'818	2'555	192'788	626	58'648		4

¹ pour l'ensemble du canton

² district de la Veveyse

³ districts du bassin versant lémanique

⁴ données en cours d'élaboration (non prises en comptes dans la présente étude)

Source : Recensement fédéral du bétail du 21 avril 1988

4. CONCLUSION

Cette étude a permis d'estimer les rejets totaux d'origine industrielle et artisanale au Léman qui se montent à 31.5 tonnes. Pour les rejets directs au milieu naturel ou par l'intermédiaire de STEP sans déphosphatation, ils peuvent être estimés en 1990 à 12.5 tonnes/an.

Pour certains secteurs d'activité, diverses méthodes pour l'estimation des charges ont pu être utilisées (ratio-type, mesures, estimation à partir des places de travail). Elles ont donné des résultats très concordants.

Les charges totales en phosphore estimées dans cette étude englobent l'ensemble des formes du phosphore. La part du phosphore dissous ou du particulaire potentiellement disponible ne peut pas être faite. Toutefois, à part 2 ou 3 industries, le phosphore dans les rejets est sous forme facilement mobilisable.

Sur la base des estimations établies pour l'année 1987, ce sont 50 tonnes de phosphore dissous et 100 tonnes de phosphore particulaire potentiellement disponible (donc sans l'apatite) dont l'origine était mal définie.

Par rapport à cette période (1987), au minimum 40 à 50 tonnes de phosphore total sont rejetées en moins dans le milieu, suite à des assainissements industriels.

En additionnant les rejets d'origine industrielle et artisanale directs au milieu ou par l'intermédiaire de STEP sans déphosphatation, estimés pour 1990 à 12.5 tonnes, aux 40 à 50 tonnes qui ont été assainies depuis 1987, on obtient de 52.5 à 62.5 tonnes. On peut donc estimer qu'environ 40 % du phosphore d'origine mal définie sur la base des chiffres de 1987 provenait des rejets industriels et artisanaux (figure 3).

Les quelques estimations concernant les élevages de porcs montrent qu'une attention toute particulière devrait être portée au problème du devenir des lisiers dans le milieu naturel.

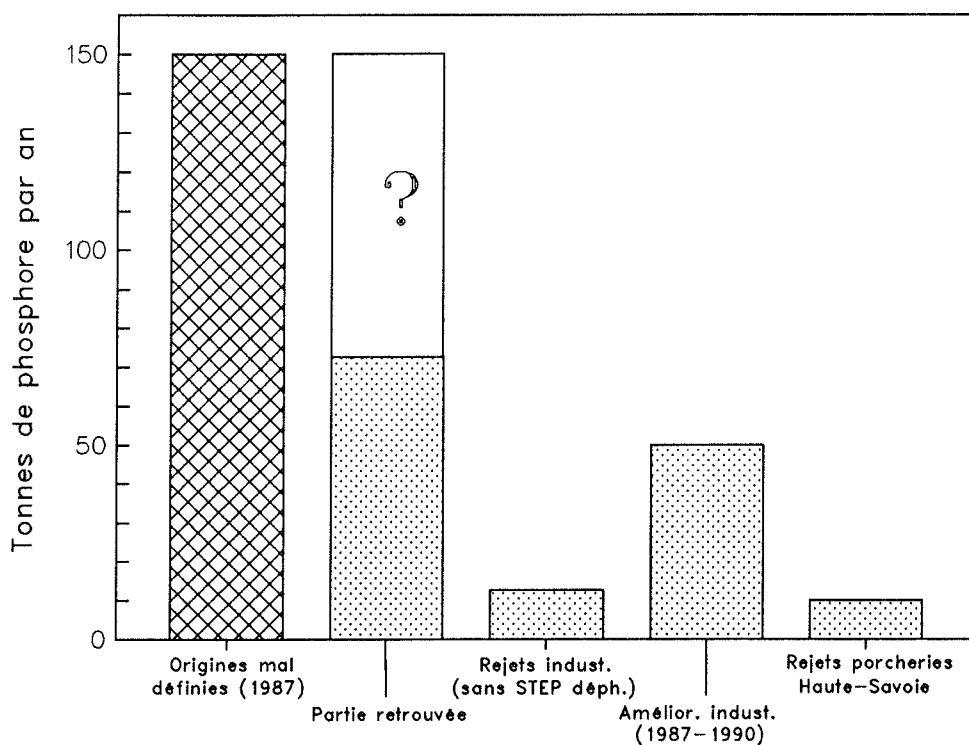


Figure 3 : Phosphore (dissous + particulaire potentiellement disponible) apporté au Léman et d'origines mal définies (1987)

BIBLIOGRAPHIE

- ALLAIN, P. (1987) : Apports polluants au lac Léman en provenance des déversoirs d'orage. Etude réalisée sur les réseaux d'assainissement de Thonon-Evian.
Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1986, 119-133.
- 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 (1988) : Rapport de l'étude des pollutions d'origine diffuse dans le bassin lémanique.
Ed. par : Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Lausanne, 127 p.
- FAVARGER, P.-Y. et VERNET, J.-P. (1988) : Flux particulaire de quelques nutriments et métaux dans les suspensions de quatre affluents du Léman. Partie A : Rhône à la Porte du Scex.
Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987, 155-162.
- ORAND, A. et COLON, M. (1988) : Etude des affluents du Léman et de son émissaire.
Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987, 141-154.
- RAPIN, F. (1988) : Apports au Léman des formes disponibles du phosphore.
Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987, 215-223.
- RAPIN, F., BLANC, P. et CORVI, C. (1989) : Influence des apports sur le stock de phosphore dans le lac Léman et sur son eutrophisation. *Revue des Sciences de l'Eau*, 2/4, 721-737.
- VIOGET, P., FIAUX, J.-J. et BEE, G. (1988a) : Apports polluants au lac Léman en provenance des déversoirs d'orage. Etude réalisée sur les réseaux d'assainissement de Lausanne, Vevey, Montreux, Morges et Pully. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.*, Campagne 1987, 195-214.
- VIOGET, P., FIAUX, J.-J., BEE, G., RAPIN, F. et MERCIER, B. (1988b) : Contrôle des stations d'épuration. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.*, Campagne 1987, 177-194.
- WILLIAMS, J.D.H., JAQUET, J.-M. et VERNET, J.-P. (1978) : Influence des rejets de deux stations d'épuration sur la teneur en phosphore des sédiments côtiers du Léman. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 40/2, 361-373.
- ZHANG, Li, GREGOR, D.J., FAVARGER, P.-Y. et VERNET, J.-P. (1988) : Flux particulaire de quelques nutriments et métaux dans les suspensions de quatre affluents du Léman. Partie B : Venoge, Aubonne et Promenthouse. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.*, Campagne 1987, 163-175.

LAIDE À LA CIRCULATION DES EAUX DU LEMAN

ACTIONS MENEES PAR LA CIPEL

Bien qu'elle préfère logiquement préconiser des mesures à la source pour lutter contre la pollution et restaurer l'état du Léman, la Commission internationale a étudié la possibilité d'aider artificiellement l'oxygénation naturelle par une aide au brassage, comme cela est pratiqué dans d'autres lacs.

Dans ce but, la Commission internationale a mandaté un bureau d'ingénieurs qui a conclu à la faisabilité technique d'un projet consistant à insuffler de l'air dans les couches profondes du lac pour aider au brassage. D'après les estimations, la construction de l'installation reviendrait à moins de 5 millions SFR ou de 20 millions FF. Le coût de son fonctionnement ne dépasserait pas 200'000.- SFR ou 800'000.- FF par année.

JUSTIFICATION

La quantité d'oxygène, élément essentiel à la vie des poissons et des invertébrés, baisse au fond du lac. La concentration est voisine de 2.5 mg/l en décembre 1990, alors qu'elle ne devrait jamais descendre au-dessous de 4 mg/l. De plus, cette désoxygénation pourrait favoriser le relargage du phosphore à partir des sédiments, constituant ainsi une source interne de pollution.

La cause de cette insuffisance est le manque d'oxygénation naturelle des eaux du Léman. Ce phénomène est aggravé par la consommation d'oxygène lors de la décomposition des algues dont la prolifération est liée à l'excès de fertilisants.

L'oxygénation naturelle est favorisée par des hivers froids et rigoureux qui provoquent la mise en circulation des eaux. Ces quatre dernières années, en raison de la clémence des hivers, ce brassage ne s'est fait que partiellement et n'a pas touché les eaux du fond.

Les mesures prises pour limiter les apports de phosphore provenant du bassin versant ont commencé à porter leurs fruits (baisse de près de 40 % des teneurs en phosphore dans le lac), mais malheureusement n'ont pas encore eu d'impact suffisant pour abaisser la consommation excessive d'oxygène.

ACTIONS FUTURES DE LA CIPEL

Selon l'avis des spécialistes et scientifiques consultés, la situation actuelle, bien que préoccupante, n'impose pas la réalisation immédiate d'un tel projet.

Si la situation se dégradait très fortement (anoxie prolongée des eaux du fond avec un fort relargage de phosphore), la Commission pourrait être amenée à recommander la mise en place d'un tel système comme "bouée de secours". L'option éventuelle de l'aide à la circulation des eaux du Léman ne remet pas en cause la politique menée jusqu'ici par la CIPEL : LES ACTIONS À LA SOURCE DES POLLUTIONS RESTENT PRIORITAIRES DANS LE CONTEXTE D'UN PLAN D'ACTION POUR LE LEMAN, ACTUELLEMENT EN COURS DE PREPARATION.

Comme la construction et la mise en service d'un système d'aide au brassage est possible dans un délai inférieur à une année, il sera possible à la CIPEL, si l'observation permanente qu'elle effectue en montre le besoin, d'étudier alors les questions supplémentaires suivantes :

1. Alternatives : autres systèmes d'aide au brassage et autres bureaux d'ingénieurs (pour appel d'offres, consultation et avis techniques);
2. Etude d'impact avec prise en compte de l'impact global sur l'environnement;
3. Choix du lieu pour l'implantation des installations sur terre ferme;
4. Montage financier entre Etats.