SOMMAIRE

		Page
INTRODUCTION		7
1.	METEOROLOGIE	11
2.	EVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LEMAN	19
	1. Préambule	19
	2. Conditions de prélèvement des échantillons	20
	3. Le régime thermique des eaux	20
	4. Le régime de l'oxygène	21
	5. Les composés de l'azote	28
	6. Evolution du phosphore	34
	7. Carbone organique total	37
	8. La silice	37
	9. Les chlorures	39
	10. Autres déterminations	40
	11. Relation oxygène - phosphore - silice au fond du lac	40
	12. Anomalies constatées au fond du lac	44
	13. Conclusions	46
3.	EVOLUTION DU PLANCTON DANS LE LEMAN	49
	1. Introduction	49
	2. Méthodes	49
	2.1 Phytoplancton	49
	2.2 Transparence	50
	2.3 Chlorophylle et production primaire	50
	2.4 Zooplancton	50
	3. Phytoplancton	50
	3.1 Fréquence des espèces	50
	3.2 Variations dans les principaux groupes	50
	3.3 Variations de la biomasse	54
	4. Transparence	57
	5. Chlorophylle et production primaire	58
	5.1 Variations saisonnières	58
	5.2 Production annuelle	58
	6. Zooplancton	60
	6.1 Biovolume sédimenté	60
	6.2 Rotifères	61
	6.3 Entomostracés	63
	6.4 Mollusques	68
	6.5 Remarques générales sur le zooplancton en 1985	68
	7. Interrelations entre certains paramètres physiques, chimiques et biologiques en 1985	69
	7.1 Température et éclairement	69
	7.2 Transparence	69
	7.3 Oxygène dissous et pH	69
	7.4 Eléments fertilisants	69
	7.5 Relations phytoplancton-zooplancton	69
	8. Conclusions	71

4. RECHERCHE DE METAUX DANS L'EAU DU LEMAN 73

5. POLLUANTS METALLIQUES DANS LA FAUNE PISCICOLE 77

1. Introduction 77
2. Méthode 77
3. Résultats 78
4. Conclusions 79

6. ETUDE DES AFFLUENTS DU LEMAN ET DE SON EMISSAIRE 91

1. Généralités 91
2. Débits des affluents et de l'émissaire 92
3. Apports annuels et composition de l'eau des affluents 93
   - 3.1 Azote minéral et organique 93
   - 3.2 Orthophosphates et phosphore total 96
   - 3.3 Chlorures 99
   - 3.4 Potassium 100
   - 3.5 Carbone organique 100
   - 3.6 Silice 101
   - 3.7 Sulfates 102
   - 3.8 Calcium 102
   - 3.9 Magnésium 103
   - 3.10 Sodium 103
   - 3.11 Cuivre, zinc et plomb 103
4. Conclusions 104

7. METAUX LOURDS DANS LES SEDIMENTS DU RHONE, DE SES AFFLUENTS ET DE LA VENOGE 105

1. Le Rhône amont et ses affluents 106
2. La Venoge 117

8. CONTROLES DES REJETS DES STATIONS D'EPURATION 123

1. Nombre et fréquence des contrôles 123
2. Normes de rejet et de rendement d'épuration 125
3. Flux de pollution et apports au Léman 125
4. Charges quotidiennes par habitant 128
5. Conclusions 128

9. MODELISATION DU CYCLE DU PHOSPHORE DANS LE LEMAN 153

- Avant-propos 153

1. But de la modélisation 154
2. Types de modèles disponibles 154
   - 2.1 Généralités 154
   - 2.2 Modèles "statistiques" 154
   - 2.3 Modèles basés sur des bilans 155
   - 2.4 Modèles dynamiques 156
3. Application au Léman de différents modèles "statistiques" 156
4. Application au Léman d'un modèle basé sur des bilans 159
   - 4.1 Modèle Gächter et al. 159
   - 4.2 Estimations prédictives 160
5. Etude de paramètres ou de processus particuliers 163

5.1 Biodisponibilité des différentes formes du phosphore 163
5.2 Oxygène dissous dans les eaux du lac et mélange des eaux 164
5.3 Apports internes de phosphore (relargage à partir du sédiment) 171
5.4 Mélange artificiel des eaux 174
5.5 Estimation des surfaces et des volumes des différentes couches du lac 175

6. Application au Léman de modèles dynamiques (à plusieurs compartiments) 177

6.1 Modèle à deux couches - deux paramètres 177
6.2 Modèle à plusieurs couches - plusieurs paramètres type Seemod (EAWAG) 177

7. Conclusions 185

- Conséquences pratiques 187
- Annexe - définition terminologique 190

10. ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES 191

1. Analyses comparatives d'eau 191
2. Analyses comparatives de métaux lourds 199
3. Conclusions 200
4. Rétrospective des résultats obtenus au cours du plan quinquennal 1981-1985 200

11. LES POLYCHLOROBIPHENYLES ET LE DDE DANS LES SEDIMENTS SUPERFICIELS DU LEMAN ET DE SES AFFLUENTS 207

1. Introduction 207
2. Méthode de travail 208
3. Résultats 209
4. Conclusions 213
- Annexe : nomenclature des composés chimiques cités dans le texte 216

12. RESUME ET CONCLUSIONS GENERALES 217

13. LISTE DES AUTEURS RESPONSABLES DES RAPPORTS 221

INTRODUCTION

L'année 1985 peut être considérée sous certains aspects comme une année particulière. C'est d'abord le grand froid du mois de janvier qui a laissé son empreinte dans les mémoires, puis la sécheresse de septembre-octobre. Toutefois le Léman, grâce à son énorme inertie, n'aura pas été influencé considérablement par ces conditions météorologiques inhabituelles.

1985 représente aussi la fin du troisième programme quinquennal d'études et de recherches consacrées au lac, mené sous la houlette de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman.

En outre, les rapports de cet ouvrage sont dressés à un moment où j'achève le mandat de Président de la Sous-commission technique et où je suis appelé à exercer d'autres fonctions.

Comme à l'accoutumée, vous trouverez dans les pages qui suivent les éléments permettant de décrire la qualité des eaux du Léman et de ses apports tant du point de vue physico-chimique que biologique.

Le texte de A. ORAND, consacré aux aspects météorologiques, permet de présenter les caractéristiques climatiques de cette année 1985. Le froid rigoureux de janvier (- 3.4 °C en moyenne mensuelle à Genève par exemple), qui a sévi sur l'ensemble du bassin, a fait baisser la moyenne annuelle de la température des eaux du lac a un niveau jamais atteint depuis 1970. C'est, par ailleurs, à cause de la sécheresse très accusée de l'automne que l'on peut considérer cette année comme assez sèche.

LE LAC

Si l'on veut percevoir l'évolution du lac, il faut lire le rapport consacré à la physico-chimie rédigé par le Docteur R. MONOD et celui concernant la biologie préparé par une équipe de chercheurs associant l'Institut National de la Recherche Agronomique de Thonon et le Service d'Hydrobiologie de Genève. Du fait de sa grande inertie, le lac n'a pas, pour sa part, réagi au grand froid autant que l'on pouvait le croire. En effet, le brassage des eaux n'a pas été complet et le mélange du lac n'a pas été parfaitement réalisé jusqu'au fond. Toutefois, en six années, on aura assisté à quatre mélanges quasi intégraux (1979, 1981, 1984 et 1985), ce qui est bien sûr éminemment bénéfique pour le lac.

D'un point de vue physico-chimique, la question des phosphates reste malheureusement la plus préoccupante. Le stock de phosphore, malgré la poursuite d'une légère baisse (6'250 tonnes en 1985 contre 7'000 tonnes en 1980) reste trop élevé. Rappelons que la concentration souhaitée de phosphore total exprimé en P se situerait vers 0.030 mg/l correspondant à un stock un peu inférieur à 3'000 tonnes.

Le cycle biologique a fait montre des deux "pics" usuels de croissance et de prolifération d'algues :

- au printemps le nanoplancton très abondant a réduit la transparence à 2.2 m. Corrélativement, cette croissance algale a provoqué une sursaturation en oxygène dans les couches superficielles. Ce nanoplancton a ensuite disparu lorsqu'il fut brouté par le zooplancton,
- en automne on note la présence d'algues de grande taille, et notamment la réapparition en masse de l'oscillaire rouge; la transparence chute à nouveau.

D'une façon générale, depuis 1982, les paramètres biologiques indiquent une relative stabilité.

Les métaux lourds constituent des micro-polluants, c'est-à-dire des éléments chimiques toxiques à très faibles concentrations du fait des phénomènes de bio-accumulation qu'ils peuvent engendrer. En 1985, ils ont été étudiés par Cl. CORVI tant dans l'eau que dans la chair des poissons du lac. L'ensemble des résultats montrent que les concentrations rencontrées sont faibles et bien inférieures aux normes de boisson (pour l'eau)

ou aux concentrations limites dans les denrées alimentaires (pour les poissons). D'autre part, sur les cinq années du programme actuel (1981 à 1985), aucune évolution significative n'est apparue.

Les polychlorobiphényles (PCB) constituent également des micro-polluants (mais de type organique) qui ont quelque peu défrayé la chronique récemment (incendie d'un transformateur à Reims). C'est en fait un produit qui a été largement utilisé dans le monde et dont la rémanence méritait d'être examinée dans le cas du bassin lémanique. Les résultats présentés portent sur les concentrations mesurées dans les sédiments du Léman et des affluents. En comparaison avec d'autres lacs, il s'avère que les teneurs rencontrées sont élevées et réparties selon la même façon que la contamination en mercure des sédiments publiée dans le rapport 1978. Cette pollution est à mettre en relation avec l'importance de l'urbanisation, car les rejets des réseaux d'assainissement constituent la voie usuelle de pénétration des PCB dans le milieu lacustre. C'est ainsi que les teneurs en zone côtière, ou influencée par un affluent drainant une zone urbanisée dense, sont toujours plus importantes. En comparaison avec les analyses précédentes de 1978, il faut noter qu'il n'y a pas eu de diminution des concentrations mesurées malgré les importantes restrictions d'utilisation de ces produits.

Signalons enfin que, cette année, aucun rapport ne dresse la situation des micro-polluants organiques dans l'eau du lac. Cependant, certains résultats ont été collationnés, notamment en matière de concentration de N.T.A. et d'E.D.T.A., dans la perspective de l'introduction croissante du N.T.A. dans le milieu. En effet, ce dernier constitue un substitut aux phosphates dans les lessives. Afin de donner un plus grand intérêt à ces chiffres, ils seront intégrés dans le rapport de l'année prochaine.

LES APPORTS

La durée de renouvellement des eaux du lac est très longue : onze années. Cependant les apports annuels, lentement mais sûrement, font évoluer la qualité des eaux du lac.

On a déjà signalé que l'année 1985 avait été plutôt sèche par rapport à une année moyenne. Cependant 1985 a provoqué des apports au lac quelque peu plus importants en volume que 1984, année caractérisée par une hydraulicité faible. D'un point de vue physico-chimique, il a été mis en évidence que le mode d'échantillonnage à l'exutoire doit être modifié pour améliorer la précision des bilans. Par ailleurs, le flux d'azote minéral total apporté au lac, évalué à partir des principaux affluents, se situe à un niveau bas, en diminution nette par rapport à l'année passée. Les apports en phosphore total ont retrouvé, pour leur part, le niveau des années 1981 et 1983.

Une autre source d'apports au lac provient des principales stations d'épuration (Lausanne, Vevey, Montreux, Morges, Pully, Thonon), en dépit des bons rendements. Du rapport de L. THELIN, l'on tirera que l'apport global en phosphore total dû à ces ouvrages s'est maintenu. Plus généralement, pour l'ensemble du bassin, si la plupart des stations fonctionnent correctement, certaines ne pratiquent pas encore la déphosphatation et d'autres ont des rendements trop faibles, phénomène généralement lié à une qualité insuffisante des réseaux.

Une dernière source d'apports au Léman provient des pluies se déversant directement sur le lac. Bien que les analyses aient été réalisées en 1985, la publication du rapport correspondant est différée car des difficultés d'interprétation des données obtenues n'ont pu être levées suffisamment rapidement pour permettre l'édition du texte.

UN MODELE

Le rapport consacré à la modélisation du cycle du phosphore apparaît comme un document intéressant. S'il n'y a pas lieu de revenir sur l'importance de cet élément pour l'état de santé du lac, il faut par contre noter qu'aucune étude de synthèse n'avait été encore réalisée sur le sujet. Le travail de H.P. FAHRNI et F. RAPIN permet de combler cette lacune. Les conclusions des auteurs ne diffèrent pas fondamentalement de la version provisoire du rapport publié l'année passée. La charge externe actuelle en phosphore doit diminuer de manière drastique à 600 tonnes par an contre l'300 tonnes environ actuellement. En 1985, par exemple, l'043 tonnes ont été apportées par les affluents, la pluie et les stations d'épuration. A ce chiffre il faut ajouter le relargage provenant des sédiments. Cet apport complémentaire à défaut de la connaissance de résultats définitifs peut être évalué à 200 tonnes.

Lors de la mise au point du modèle, un examen des apports en oxygène lors des crues du Rhône a été effectué. En effet, il s'avère qu'une part très importante du stock en oxygène du fond du lac provient des crues. Ces apports ponctuels parviennent à engendrer de véritables "anomalies" de la concentration en oxygène au fond du lac. Ces valeurs surprenantes avait déjà été constatées ces dernières années mais aucune explication logique n'avait alors pu être donnée. Dans le rapport cité supra de R. MONOD,

il a été fait un exposé historique de ces événements et une analyse des "anomalies" des années 1981 à 1985. Cette étude prend toute sa valeur dans le contexte du projet de réalisation de barrages en cascade à installer par Hydro-Rhône. Si ces projets étaient susceptibles de modifier la qualité des eaux de crue, la qualité des eaux du lac pourrait également évoluer dangereusement notamment dans cette zone déjà critique constituée par le fond.

En conclusion, 1985 s'inscrit dans la moyenne des années antérieures tant du point de vue de la qualité du lac que de la caractérisation de ces apports. Par contre, cette année peut apparaître comme une période charnière où l'on peut se demander quelles améliorations pourront être apportées à la gestion du lac. En effet, l'épuration classique est quasiment achevée. Si la déphosphatation n'est pas partout réalisée, elle est en bonne voie de l'être et, au moins, le message est passé auprès des collectivités locales.

On peut affirmer que l'ère des grands équipements, lourds d'un point de vue budgétaire mais relativement simples à mettre en place, est révolue. Seules subsistent des possibilités d'action en matière de gestion voire de comportement. Par exemple après avoir investi dans la construction de stations d'épuration, encore faut-il les gérer correctement. La limitation des phosphates dans les produits de lessive préfigure également cette nouvelle période. Les conclusions à venir des études sur les pollutions diffuses induiront sans doute des mesures à conseiller dans les pratiques agricoles.

En tout état de cause, la tâche ne sera pas aisée pour retrouver un lac de bonne qualité. Mais plus élevé sera cet objectif, plus il nécessitera de moyens et de personnes motivées pour l'atteindre. Je souhaite en conséquence bonne chance pour le lac et bon courage pour tous ceux qui poursuivront cette grande oeuvre à laquelle j'ai tenté de contribuer au mieux pendant ces quelques années.

Le Président de la Sous-commission technique :

Jean MAYNADIE

METEOROLOGIE

CAMPAGNE 1985

PAR

ALAIN ORAND

INSTITUT DE LIMNOLOGIE, THONON-LES-BAINS

RESUME

Les facteurs météorologiques pris en compte pour la campagne 1985 sont la température de l'air, la pluviométrie, l'insolation, le rayonnement global et le vent.

Les deux faits marquants sont la vague de froid de janvier et la sécheresse de septembre et octobre ce qui a fait de l'année 1985 une année en-dessous de la moyenne pour la température de l'air et la pluviométrie.

L'insolation reste l'une des plus médiocres de ces quinze dernières années et est comparable à celle de 1984. Même remarque pour le rayonnement global, bien que les stations suisses aient enregistré une augmentation de l'ordre de 5 %. Enfin, l'analyse des variations journalières de la vitesse du vent nous indique la prédominance des vents de force supérieure à dix noeuds en mars et avril et en fin d'année.

INTRODUCTION

Ainsi que nous l'avions annoncé en 1984, nous avons essayé d'inclure, pour la campagne 1985, en plus des données classiques, les données relatives au vent mesuré aux cinq stations météorologiques de Genève-Cointrin, Changins, Pully, Montreux-Clarens et Thonon-INRA.

TEMPERATURE (figures 1.1 et 1.2)

La température moyenne annuelle est la plus basse de ces quinze dernières années. La moyenne annuelle de la température de l'air est de 9.7 °C à la station de l'INRA de Thonon alors que la moyenne interannuelle de la période 1970-1984 est de 10.5 °C. Ce refroidissement est surtout dû à la vague de froid de la première quinzaine de janvier.

Température moyenne mensuelle en janvier en °C :

GENEVE	CHANGINS	PULLY	MONTREUX	THONON
- 3.4	- 3.8	- 2.7	- 2.3	- 2.4

Par rapport à l'année moyenne 1970-1984, le mois de janvier n'est pas le seul dont la température moyenne mensuelle est inférieure à la normale. C'est aussi le cas pour février, mars, juin, août et novembre.

Température moyenne mensuelle à Thonon (INRA) en °C :

	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Année moyenne	2.2	3.3	5.8	8.9	13.2	17.2	19.7	19.3	15.9	10.7	6.2	3.1
1985	-2.4	1.5	4.4	9.6	12.9	15.5	20.1	18.7	16.9	12.1	3.6	3.4

La moyenne annuelle interstations est de 9.5 °C. Les stations de Genève-Cointrin et Changins sont les plus froides avec 9.1 °C de moyenne annuelle; à l'opposé la station de Montreux-Clarens est la plus chaude (9.8 °C).

PLUVIOMETRIE (figures 2.1 et 2.2)

Après les mois de mai et juin, classés comme mois humides exceptionnels à Pully et Genève, le fait essentiel de l'année 1985 est le déficit des mois de septembre et octobre pendant lesquels il n'est tombé que 31 mm de pluie à Pully, 8.1 mm à Genève, 22.5 mm à Changins, 23.6 mm à Montreux et 22 mm à Thonon. La pluviométrie des autres mois compense en partie ce déficit et globalement l'année 1985 se place parmi les années en-dessous de l'année normale à Thonon et Changins et normale à Pully.

Pluviométrie 1985 en mm :

Mois	Genève Cointrin	Changins	Pully	Montreux	Thonon
Janvier	102.0	108.6	130.2	142.4	131.5
Février	90.3	94.0	99.6	124.9	53.6
Mars	78.9	82.0	83.5	92.0	88.0
Avril	72.2	91.8	89.0	100.1	92.5
Mai	97.9	115.8	161.0	164.7	121.5
Juin	151.4	133.5	177.4	248.5	123.7
Juillet	67.7	86.0	54.1	73.6	49.9
Août	67.8	53.2	124.1	176.6	93.0
Septembre	6.0	19.9	28.0	19.2	17.5
Octobre	2.1	2.6	3.0	4.4	4.5
Novembre	67.5	86.5	123.8	111.8	83.5
Décembre	43.7	53.6	89.1	95.1	72.0
TOTAL ANNUEL	847.5	927.5	1'162.8	1'353.3	931.2

INSOLATION (figures 3.1 et 3.2)

Déficitaire en début d'année en particulier au mois de mars, l'année 1985 est sur le plan d'insolation comparable à 1984, inférieure à celle-ci pour Thonon (- 110 h), un peu supérieure pour les autres stations (+ 273 h à Changins).

Comme en 1984, Pully est la station la plus ensoleillée et Montreux celle de plus faible ensoleillement. Les mois de mars et de mai avec respectivement 109.6 h et 142.4 h à la station de Changins sont médiocres. A l'inverse, le total de septembre, 280.9 h est exceptionnel.

Insolation 1985 en heures

Mois	Genève Cointrin	Changins	Pully	Montreux	Thonon
Janvier	38.4	58.7	59.0	45.4	19.5
Février	78.4	89.0	70.5	34.9	58.5
Mars	99.7	109.6	119.5	84.2	112.8
Avril	181.4	177.9	176.9	147.8	191.8
Mai	135.2	142.4	166.6	130.8	195.6
Juin	196.9	187.2	203.3	150.8	230.1
Juillet	290.5	286.0	291.4	242.2	259.1
Août	270.2	267.9	270.3	238.3	237.0
Septembre	281.7	280.9	267.5	229.5	196.6
Octobre	171.3	189.3	175.0	135.6	93.3
Novembre	42.3	53.8	49.2	43.6	20.8
Décembre	79.3	87.2	92.1	79.0	25.5
TOTAL ANNUEL	1'865.3	1'929.9	1'941.3	1'562.1	1'640.6

RAYONNEMENT (figures 4.1 et 4.2)

Si nous considérons les seuls résultats de la station de Thonon, dont le total annuel est de 4'006 10^6 J/m^2, le rayonnement est médiocre et situe l'année 1985 en-dessous de 1984 qui était l'année plancher depuis 1970. Tous les totaux mensuels sont inférieurs à ceux de la moyenne 1970-1984 en particulier janvier, février, novembre et décembre où, pour ces quatre mois, la baisse est de 50 %. La situation des autres stations météorologiques est meilleure puisque Genève, Changins et Pully ont des résultats très voisins et sensiblement supérieurs à ceux de 1984. A Changins, le rayonnement global annuel est en augmentation de 5 % entre 1984 et 1985, ceci est dû essentiellement au mois de mai (+ 74), août (+ 50), septembre (+ 114) et octobre (+ 50).

Rayonnement global 10^6 J/m^2

Mois	Genève Cointrin	Changins	Pully	Thonon
Janvier	113.1	128.1	117.9	68.8
Février	194.8	211.3	182.0	133.1
Mars	316.1	322.9	326.0	273.6
Avril	516.1	491.0	486.4	460.7
Mai	531.6	544.5	555.5	519.1
Juin	621.3	603.4	615.0	596.3
Juillet	716.3	717.9	732.8	635.9
Août	623.5	619.8	620.1	547.4
Septembre	508.7	495.0	487.9	420.0
Octobre	303.3	309.2	305.1	215.1
Novembre	101.8	111.9	111.8	69.0
Décembre	103.0	105.0	115.6	67.5
TOTAL ANNUEL	4'649.6	4'660.0	4'656.1	4'006.5

Remarque : signalons que la station de Thonon a été déplacée en 1984 et que pour les deux derniers paramètres des relations linéaires définies à partir des résultats communs 1984-1985 permettent de relier la nouvelle série de résultats à l'ancienne et de comparer les résultats des différentes années entre eux.

VENT (figure 5)

Des cinq stations prises en compte, les quatre stations suisses de Genève-Cointrin, Changins, Pully et Montreux-Clarens disposent de relevés journaliers instantanés de la vitesse et de la direction du vent. Ces relevés sont effectués à heure fixe (1 h, 7 h, 13 h et 19 h pour les trois premières citées; 7 h. 13 h et 19 h pour la dernière). A Thonon-INRA, seul le chemin parcouru par le vent (vitesse moyenne en 24 h) est enregistré en continu.

De l'examen des résultats 1985 il ressort au plan annuel que le vent est le plus fort à 13 h pour trois stations sur quatre et à 1 h pour Pully. La station qui subit le plus l'action du vent est indiscutablement Changins et celle la plus abritée est Montreux-Clarens.

Même si les différentes stations météorologiques sont géographiquement bien réparties autour du Léman, la synthèse de l'ensemble des résultats ne permet pas pour autant de connaître la répartition et la force des vents au milieu du lac. Aussi, nous avons choisi de présenter les périodes intéressantes des stations de Changins et Genève qui sont celles dont les mesures ont le plus d'amplitude.

Pour ces stations et pour les vents à 13 h, nous avons tracé les variations journalières de la vitesse du vent (fig. 5.1 et 5.2). En climatologie appliquée, on admet qu'un vent est calme lorsque sa vitesse moyenne est inférieure à 2 noeuds en été et 3 noeuds en hiver. Selon cette définition, ces périodes de vents calmes sont surtout prédominantes pendant la premier et le dernier trimestre. Pour les vents forts (vitesse supérieure à 10 noeuds), leur fréquence est plus importante en mars-avril et en fin d'année. Quant aux directions, on remarque une légère supériorité des vents de secteur sud et est pour l'ensemble de l'année, supériorité bien plus évidente aux mois de mars et avril pour le seul secteur sud. Pour trois des cinq stations, nous avons tracé les histogrammes des fréquences des vitesses du vent (figures 5.3, 5.4 et 5.5).

L'examen de ces histogrammes montre l'importance de la station de Changins et la prédominance des classes de vitesse inférieure à 5 noeuds.

Comme on l'a vu en 1984, des conditions météorologiques particulières peuvent provoquer le mélange total des eaux; sous cet aspect, la période du 8 au 13 mars mériterait d'être examinée plus précisément en relation avec les paramètres biologiques et la température de l'eau (une semaine de vent fort de secteur nord).

CONCLUSIONS

L'année 1985 est déficitaire pour quatre des cinq paramètres étudiés.

Pour la température de l'air ce déficit est dû à la vague de froid de janvier; pour la pluviométrie à la sécheresse des mois de septembre et octobre. Pour l'insolation, la situation s'est légèrement améliorée par rapport à 1984 qui figurait au 14ème rang des années 1970-1984. Pour le rayonnement, la situation est moyenne de mars à octobre et médiocre en début et fin d'année. Enfin, pour la première fois, nous avons ébauché un examen des périodes de vent d'où il ressort une forte influence de ceux-ci en mars, avril et en fin d'année, les périodes de calme se plaçant en début et fin d'année.

TEMPERATURE MOYENNE ANNUELLE DE L'AIR
THONON 70-85

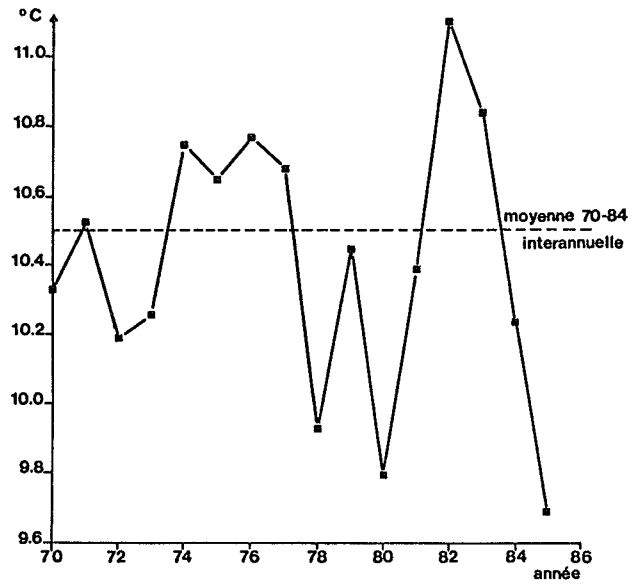


fig. 1.1

TEMPERATURE MENSUELLE MOYENNE DE L'AIR
AUTOUR DU LEMAN 1985

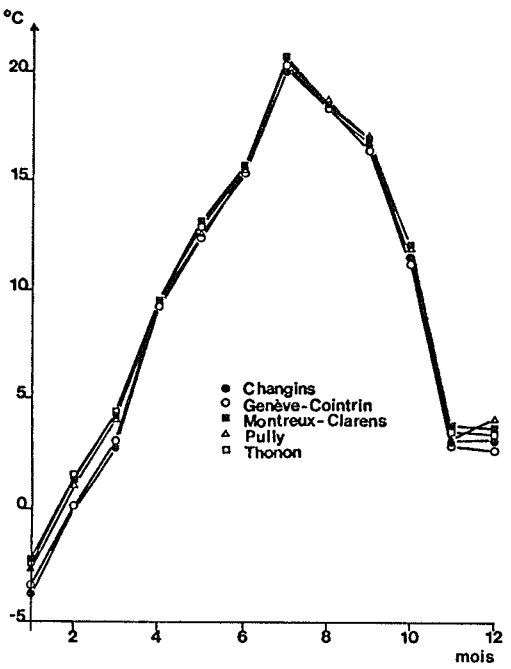


fig. 1-2

PLUVIOMETRIE ANNUELLE A THONON 70-85

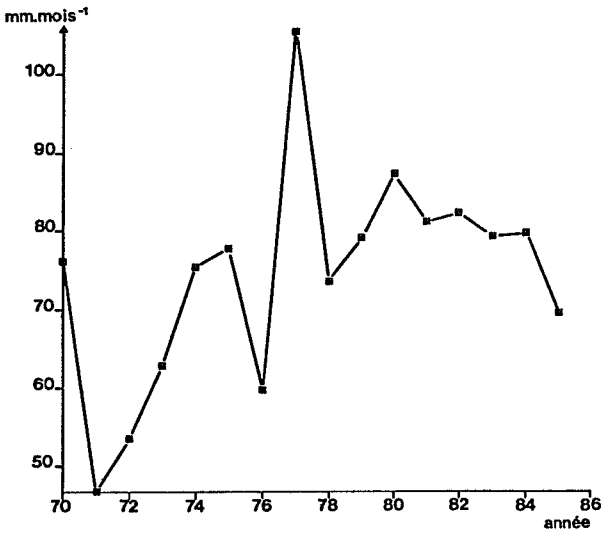


fig. 2.1

PLUVIOMETRIE MENSUELLE AUTOUR DU LEMAN 1985

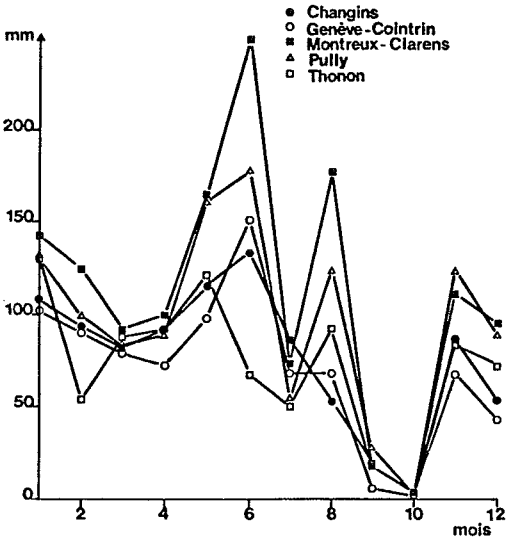


fig. 2.2

INSOLATION ANNUELLE A THONON 70-85

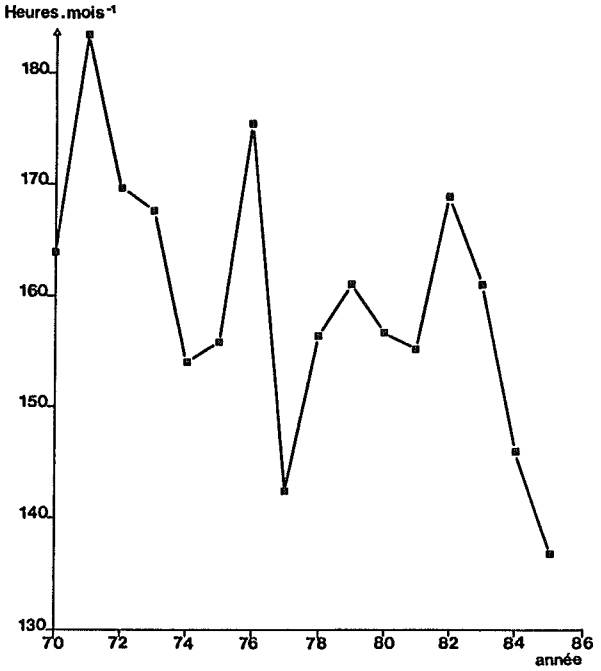


fig. 3.1

INSOLATION MENSUELLE AUTOUR DU LEMAN 1985

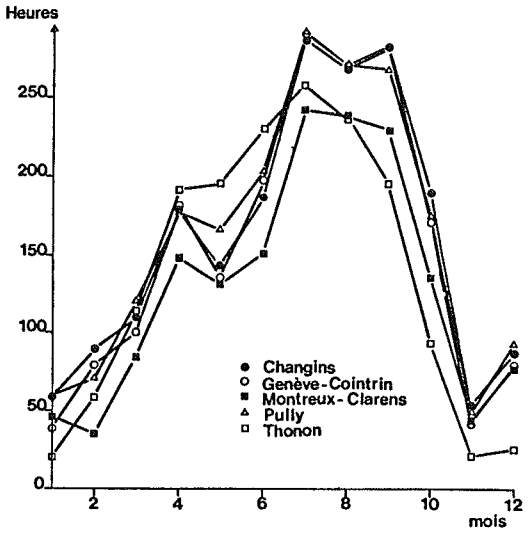


fig. 3.2

RAYONNEMENT ANNUEL MOYEN A THONON

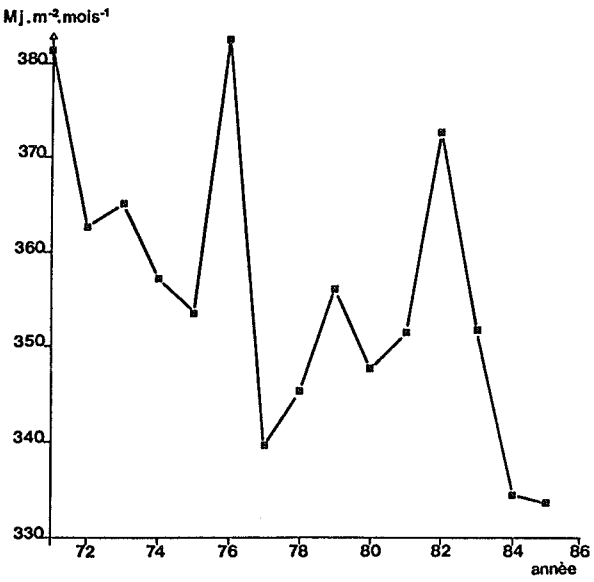


fig. 4.1

RAYONNEMENT MENSUEL AUTOUR DU LEMAN 1985

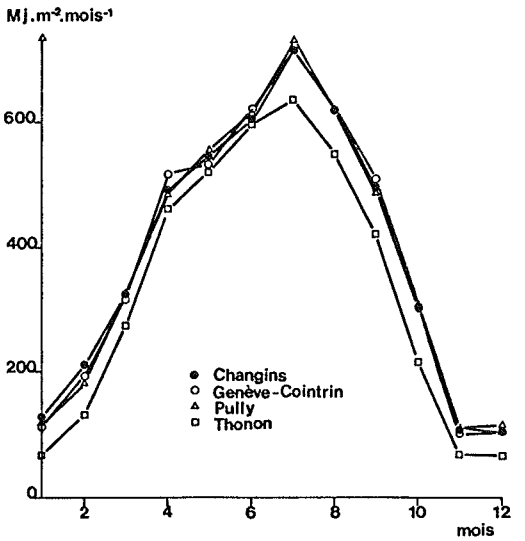


fig. 4.2

VARIATIONS JOURNALIERES DE LA VITESSE INSTANTANEE
DU VENT A 13H CHANGINS 1985

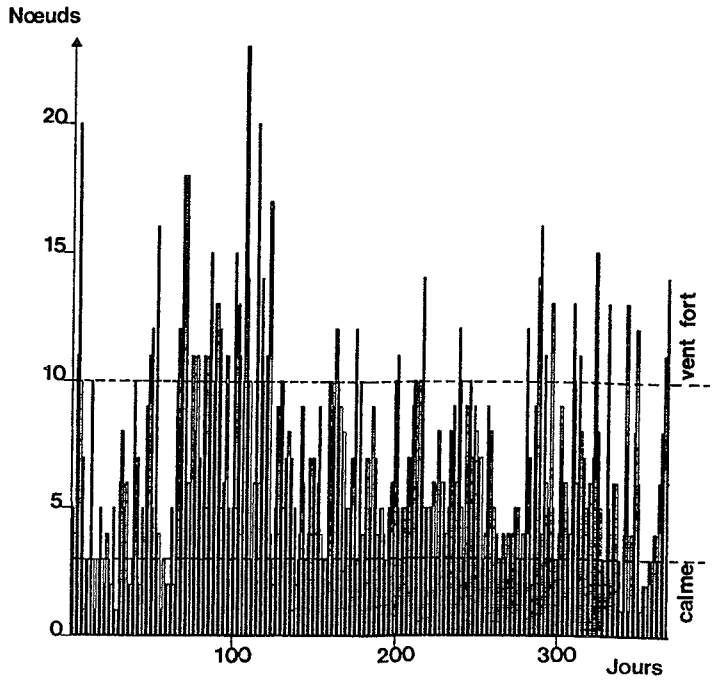


fig. 5.1

VARIATIONS JOURNALIERES DE LA VITESSE INSTANTANEE
DU VENT A 13 H GENEVE 1985

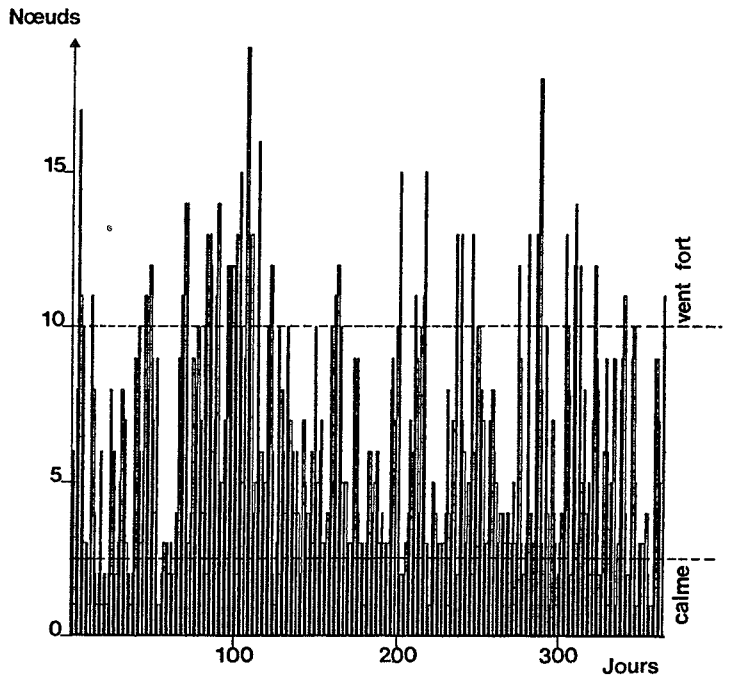


fig. 5.2

VENT A 13H CHANGINS 1985

Fréquence des vitesses

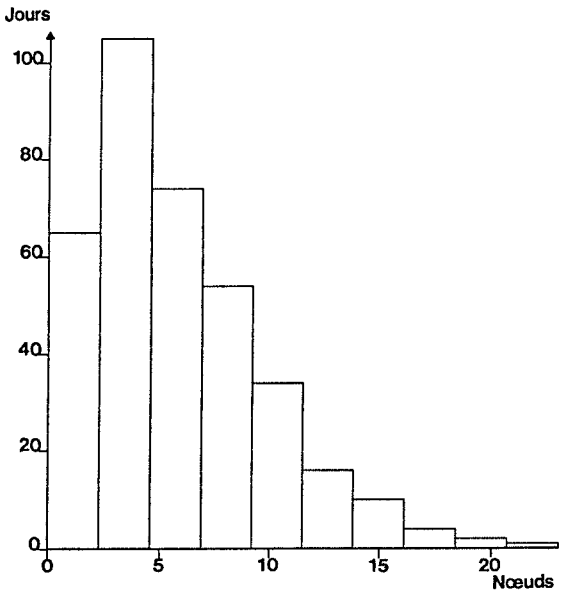


fig. 5.3

VENT A 13H GENEVE 1985

Fréquence des vitesses

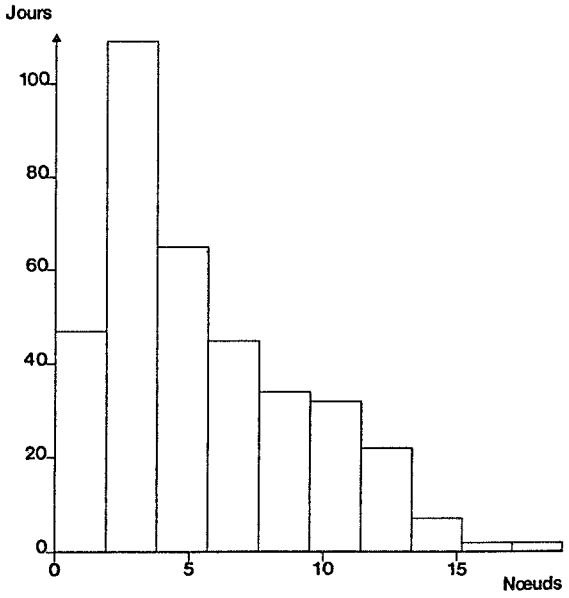


fig. 5.4

VENT A 13H PULLY 1985

Fréquence des vitesses

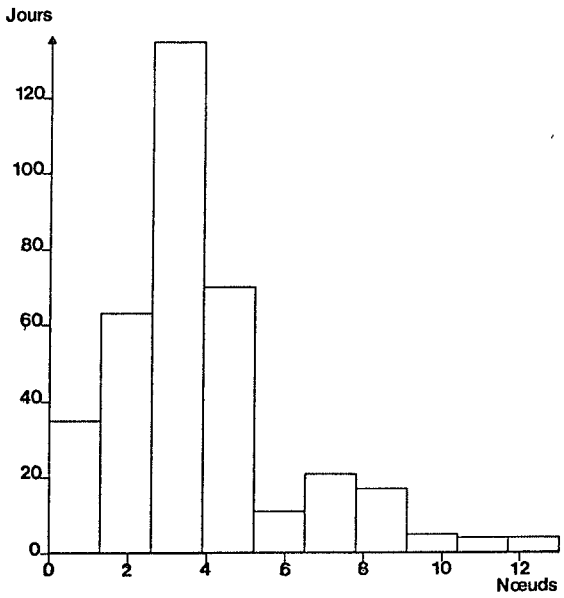


fig. 5.5

EVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LEMAN

CAMPAGNE 1985

PAR

RENE MONOD

SECRETAIRE DE LA

COMMISSION INTERNATIONALE, LAUSANNE

RESUME

La campagne 1985 met en évidence à nouveau l'action bénéfique d'une homothermie totale des eaux, la quatrième en sept ans, même si cette circulation ne s'est pas accompagnée d'une homogénéisation parfaite du point de vue physico-chimique.

Le régime de l'oxygène s'est amélioré.

Comme à l'accoutumée, la physico-chimie des eaux est fortement marquée par l'évolution biologique du lac.

Azote, chlorures et sodium voient leurs concentrations continuer à augmenter.

Azote et silice peuvent être des facteurs limitants au même titre que le phosphore.

La concentration en phosphore est en baisse légère, mais elle est encore trop élevée pour revenir à un état méso-oligotrophe.

Constatant le rôle éminent et important que le Rhône joue pour améliorer l'oxygénation des fonds du Grand Lac, l'auteur attire l'attention sur le danger potentiel d'une modification du régime et donc des caractéristiques physico-chimiques des eaux du Rhône par l'installation de barrages.

1. PREAMBULE

La campagne 1985 est la dernière du plan 1981-1985. Les considérations liminaires du préambule de l'an passé (pages 15-16) restent valables. Nous ne les répèterons donc pas ici.

Le présent rapport est orienté sur l'évolution du lac au cours de ces cinq dernières années, en remontant parfois plus haut dans le temps si cela s'avère nécessaire.

Il est possible que certaines valeurs indiquées pour les années antérieures au présent plan soient un peu différentes de celles figurant dans le rapport de Synthèse (1984) de la Commission internationale. C'est la conséquence d'un affinage de la méthode de calcul des moyennes pondérées et des stocks.

Rappelons qu'il n'y a, dans le Grand Lac, qu'un seul point d'observation, le point SHL 2, dont les données sont extrapolées à toute la masse du Grand Lac. Selon BOHLE-CARBONELL - communication personnelle - une telle extrapolation est justifiée, pour la physico-chimie du lac tout au moins, et le point d'observation peut être considéré comme représentatif du Grand Lac mais pas du tout du Petit Lac.

2. CONDITIONS DE PRELEVEMENT DES ECHANTILLONS

Le chapitre antérieur, consacré aux aspects météorologiques, place l'année 1985 dans un contexte plus général (ORAND).

Malgré les intempéries, le programme a pu être accompli dans sa totalité. Il a fallu cependant, en fin d'année, reporter au 2 décembre le second prélèvement de novembre, prévu au 18 de ce mois. Mais cela ne modifie en rien le mode de calcul des moyennes annuelles.

Selon la coutume, les prélèvements pour les analyses chimiques se font au début de la matinée, les premiers travaux commençant entre 0800 et 0900 heures, parfois plus tôt. Pour des commodités d'ordre analytique, le jour choisi est le lundi.

Les températures de l'air au début du prélèvement ont varié entre 2.8 °C au mois de février et 20.0 °C au mois de juillet.

La nébulosité observée fut moyenne à forte de janvier à mai, plus faible à nulle de juin à septembre, enfin assez forte le dernier trimestre de l'année. Plus de la moitié des prélèvements - treize sur vingt-et-un - ont été effectués par ciel ensoleillé.

Le temps a été moins brumeux, semble-t-il, que les années précédentes. Sur les 21 campagnes, on note cinq cas de ciel clair - mai à août - onze cas de brume - février à mai, septembre à novembre -, trois cas de brouillard en octobre et décembre, un cas de pluie en janvier, un cas de neige en mars.

Les prélèvements se sont déroulés six fois par calme plat. Le reste du temps, il s'agit de vents du secteur nord - onze cas de bise - et quatre fois de vent du sud - vent proprement dit -, toujours de faible intensité - 1° à 2° Beaufort -.

La plupart du temps, l'eau du centre du lac a sa surface relativement propre. On ne signale qu'un cas de branches flottantes.

La teinte verte de l'eau domine toute l'année. A signaler cependant une nuance bleutée de bon aloi apparue en janvier et juillet. Les croissances d'algues de mai et juillet-août se traduisent pas un vert nuancé de jaune.

L'évolution de la transparence de l'eau, en étroite relation avec le développement du plancton, est décrite dans le chapitre suivant, relatif à la biologie.

3. LE REGIME THERMIQUE DES EAUX

L'examen des isothermes de la figure 1, qui concernent les années 1984 et 1985, montre qu'à la station SHL 2, l'eau du lac était pratiquement homotherme en février 1985, avec une température de 5.3 °C, soit 0.2 °C de moins que l'année précédente. Cette homothermie s'est prolongée jusqu'à mi-mars, la température moyenne minimale atteinte cette année à ce moment-là étant de 5.15 °C.

Cette circulation totale des eaux a été relativement fréquente ces dernières années, quatre fois en l'espace de sept ans :

1979, avec un minimum moyen de 5.7 °C
1981, avec un minimum moyen de 5.5 °C
1984, avec un minimum moyen de 5.5 °C
1985, avec un minimum moyen de 5.1 °C

Bien que l'hiver 1985 ait été parfois qualifié d'*hiver du siècle*, probablement parce que le froid est survenu en janvier au lieu de février comme c'est généralement le cas, et que de fortes chutes de neige sont survenues en février, la réaction du lac à ce climat ne confirme pas cette épithète. En effet, si l'hiver 1985 est le plus froid des quatre années citées ci-dessus, il n'a pas de commune mesure avec les froids *historiques* de 1970 avec une température moyenne de l'eau de 4.9 °C, de 1963 avec 4.7 °C, et probablement de 1956, 1940 ou 1929.

Près du fond, la température de l'eau, en moyenne annuelle de 5.2 °C, plus faible que l'an passé, a varié dans de plus fortes proportions que d'habitude, avec un minimum observé de 4.9 °C le 18 mars ou le 22 octobre, et un maximum de 5.4 °C en juillet, août ou novembre.

Près de la surface, la température maximale a atteint 22.0 °C à fin juillet. On avait noté 23.4 °C en 1983. Au début de novembre, le lac était encore relativement chaud - 11.8 °C en surface -. A mi-décembre, il n'y avait plus que 7.3 °C, contrairement aux 9.3 °C de l'année précédente.

La température moyenne de l'eau du lac est de 6.15 °C, en baisse par rapport à l'année précédente - 6.43 °C -.

Ces cinq dernières années, la thermocline se situe aux environs de 15 m de profondeur.

L'évolution de la provision moyenne de chaleur du Grand Lac au cours des cinq dernières années est schématisée par la figure 2.

Le maximum des cinq années se situe en septembre 1983, avec 7.97 °C. Celui de 1985 est le plus faible, avec 7.53 °C. La ligne pointillée indique la température du fond du lac. Elle chevauche la valeur moyenne en mars 1981, février 1984 et février-mars 1985.

Le bilan thermique pour l'ensemble du plan 1981-1985 s'établit comme suit :

Date		Température	Gain de l'été ou perte de l'hiver		
		°C	°C	cal.cm^{-2}	kj.cm^{-2}
1980	Août	8.41			
			- 3.00	- 51'700	- 216
1981	Mars	5.41			
			+ 2.39	+ 41'200	+ 172
	Octobre	7.80			
			- 2.15	- 37'100	- 155
1982	Mars	5.65			
			+ 1.98	+ 34'100	+ 143
	Août	7.63			
			- 1.88	- 32'400	- 136
1983	Mars	5.75			
			+ 2.22	+ 38'300	+ 160
	Septembre	7.97			
			- 2.52	- 43'400	- 182
1984	Avril	5.45			
			+ 2.19	+ 37'800	+ 158
	Septembre	7.64			
			- 2.55	- 44'000	- 184
1985	Mars	5.09			
			+ 2.44	+ 42'100	+ 176
	Août	7.53			
			- 2.41	- 41'600	- 174
1986	Mars	5.12			

La perte de température de l'hiver 1985, avec ses 2.55 °C - 44'000 cal.cm^{-2} - est assez semblable à celle de 1984 - 2.52 °C ou 43'400 cal.cm^{-2}- et nettement plus faible que celle de l'hiver 1981 - 3.00 °C ou 51'700 cal.cm^{-2} -.

4. LE REGIME DE L'OXYGENE

Toute circulation totale des eaux a pour corollaire un enrichissement de la provision d'oxygène jusqu'aux plus grandes profondeurs.

En 1985, alors que le lac était homotherme en février déjà, l'homogénéité physico-chimique ne semble pas avoir été réellement atteinte, même en mars, comme ce fut le cas effectivement en mars 1984. On a noté en effet au début du printemps les concentrations et taux de saturation suivants :

Fig: 1

TEMPERATURE DE L'EAU °C Grand Lac

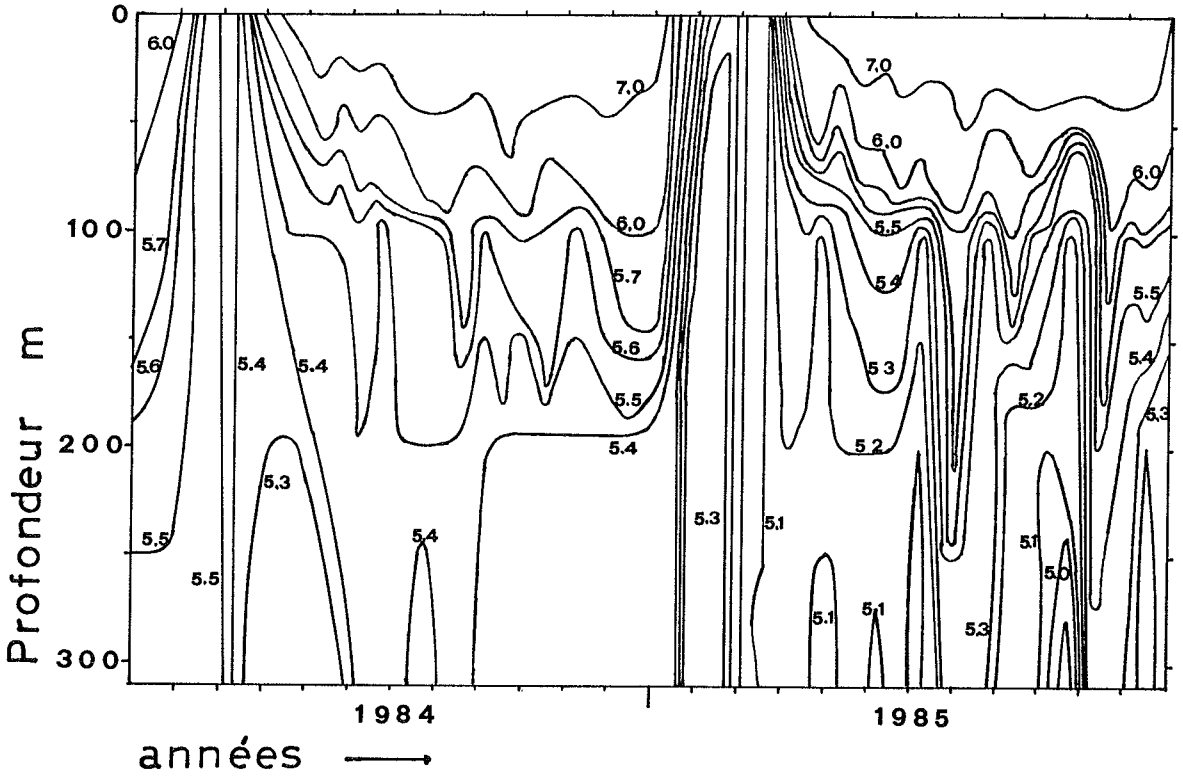
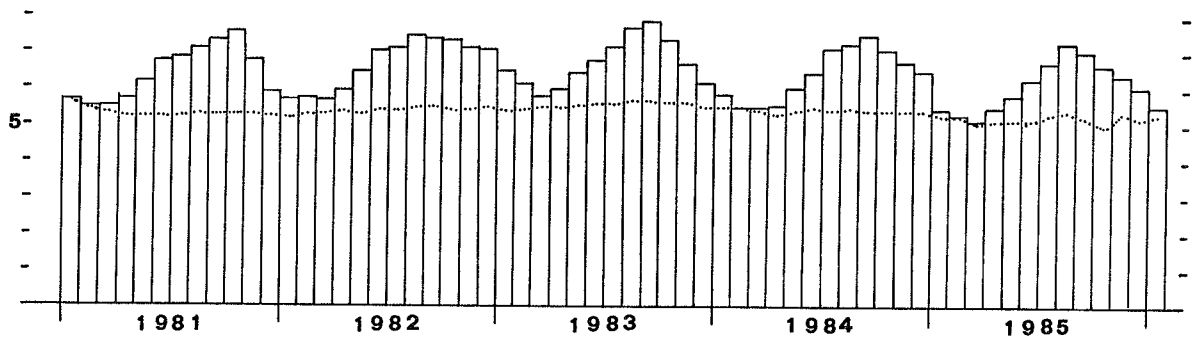


FIG. 2

TEMPERATURE DE L'EAU °C MOYENNES MENSUELLES PONDÉRÉES

GRAND LAC



	Oxygène mg O_2/l			Taux de saturation %		
	04.03	18.03	01.04	04.03	18.03	01.04
Surface	10.60	10.40	11.24	87.1	85.0	93.7
50 m	10.22	10.38	10.70	83.8	84.8	88.4
100 m	10.08	10.35	10.27	82.6	84.6	84.3
200 m	8.28	9.06	9.43	67.8	74.1	77.2
250 m	8.83	8.39	8.62	72.3	68.5	70.6
275 m	8.51	9.13	8.60	69.7	74.4	70.4
Fond - 1 m	9.44	9.99	8.52	77.4	81.2	69.6
Moyenne pondérée	9.63	9.90	10.13	78.9	80.8	83.5
Stock $t.10^3$	825	848	868	-	-	-

Cette absence d'homogénéité ressort bien de l'observation des courbes isoplètes de la figure 3 relative aux années 1984 et 1985.

On ne retrouve pas en 1985 la courbe de 10 mg/l plongeant jusqu'au fond du lac. Par contre, on note que les courbes des 9, 8 et 7 mg/l s'enfoncent plus profondément tout au cours de l'année, ce qui indique une meilleure oxygénation générale du lac en 1985 qu'en 1984.

Dans l'épilimnion, des concentrations très élevées sont observées au mois de mai, par exemple :

	6 mai*		20 mai	
0 m	15.00 mg/l	135.8 %	16.57 mg/l	167.7 %
2.5 m	15.06 mg/l	135.7 %	17.22 mg/l	164.6 %
5.0 m	13.94 mg/l	123.5 %	14.38 mg/l	131.8 %
7.5 m	13.84 mg/l	122.3 %	12.66 mg/l	113.8 %
10.0 m	13.22 mg/l	115.4 %	11.77 mg/l	104.8 %

* maximum printanier du phytoplancton

Le maximum de 17.22 mg/l est le plus élevé de ces cinq dernières années.

La figure 4 montre bien les différences que l'on peut observer d'une année à l'autre : l'année 1981 avec ses trois pics des 6 avril, 18 mai et 6 juillet; les années 1982 à 1984 plus ternes; l'année 1985, avec un seul large pic, toutes différences témoignant de la grande variabilité de l'activité phytoplanctonique.

La concentration minimale en surface est de 9.27 mg/l au début de novembre 1985. On avait noté 9.28 en octobre 1981, 9.76 en octobre 1982, 9.22 en octobre 1983 et 9.48 en septembre 1984.

A noter encore l'importance de l'activité biologique au niveau de la thermocline, qui se traduit chaque année par une forte diminution de l'oxygène à 15 à 20 m de profondeur vers la fin de l'été, par exemple en 1985 :

Profondeur	19.08	11.09	23.09	07.10	22.10
10 m	8.00	9.57	9.96	12.62	8.25
15 m	7.40	7.54	7.43	7.01	7.48
20 m	8.32	7.57	7.46	6.97	7.69
30 m	9.59	9.55	8.48	8.76	8.36

Fig. 3

OXYGENE mg/l Grand Lac

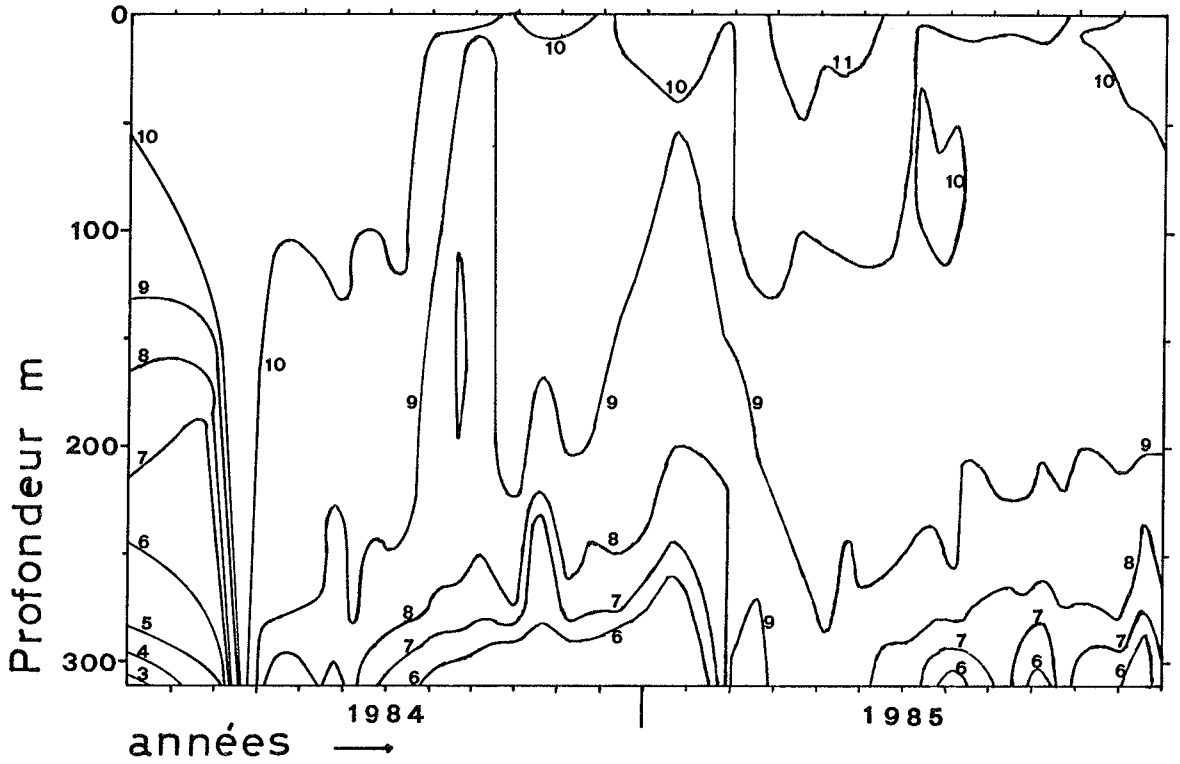
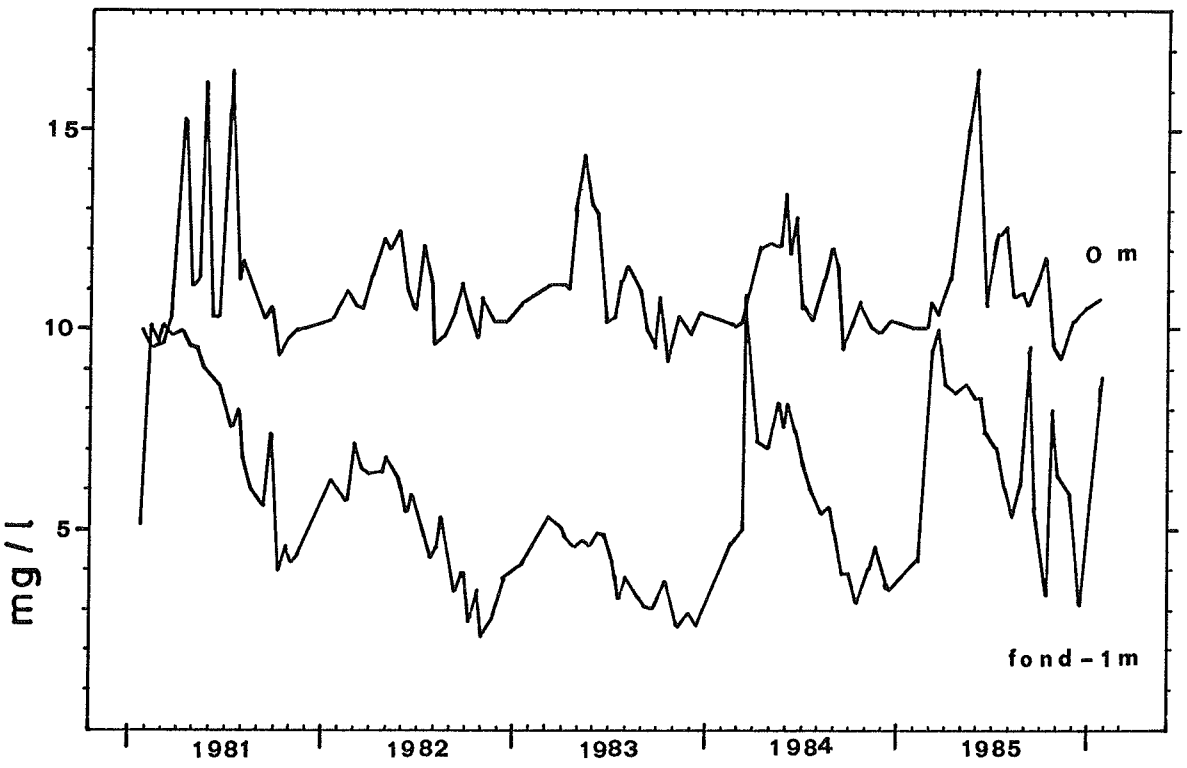


Fig. 4

OXYGENE Grand Lac Isobathes



Le tableau ci-dessous exprime l'évolution globale de l'oxygène au cours des cinq dernières années :

Profondeur	1981	1982	1983	1984	1985
0 m	10.99	10.76	11.00	10.95	11.21
50 m	9.31	9.98	10.11	9.77	9.91
100 m	9.29	9.69	10.02	9.87	9.88
200 m	9.30	8.35	7.91	8.89	8.99
250 m	9.07	7.60	6.85	8.26	8.43
275 m	8.71	7.01	5.96	7.90	7.83
fond - 1 m	7.36	4.99	3.94	5.57	6.75
Moyenne pondérée	9.32	9.24	9.19	9.46	9.54
Stocks $t.10^3$	799	792	788	810	818

La figure 4 montre encore en détail les mesures effectuées ces cinq dernières années au fond du lac - 309 m -. On notera le chevauchement des isobathes au cours des hivers 1981 et 1984, et le peu de distance qui sépare les deux courbes en hiver 1985.

On peut observer sur l'isobathe du fond un certain nombre de pics anormaux, par exemple :

7.38 mg/l le 21 septembre 1981
9.57 mg/l le 11 septembre 1985
8.01 mg/l le 22 octobre 1985

Nous aurons l'occasion de revenir ultérieurement sur ces anomalies.

La concentration de l'oxygène au fond du lac conditionnant le relargage éventuel du phosphore à partir des sédiments, l'observation de son évolution revêt une importance particulière.

Les valeurs mesurées au fond du lac au cours des cinq années du plan sont les suivantes :

Année	Oxygène mg/l			Taux de saturation %		
	Moyenne	Maximum	Minimum	Moyenne	Maximum	Minimum
1981	7.55	10.13	4.29	62.0	83.4	35.2
1982	4.99	7.09	2.37	41.1	58.2	19.5
1983	3.93	5.29	2.62	32.5	43.6	21.6
1984	5.57	10.87	3.17	45.9	89.3	26.1
1985	6.75	9.99	3.12	55.3	81.2	25.6

En fait, en 1985, la concentration en oxygène n'a été inférieure à 4 mg/l qu'à deux reprises, comme le montre l'isobathe de la figure 4, alors que les périodes avaient été plus prolongées les années précédentes. Cette situation n'a été observée qu'à 1 mètre du fond.

Au niveau 305 m, soit 4 m plus haut, la situation était nettement plus favorable, comme le montre le tableau suivant, qui se réfère aux données recueillies par l'Institut de Limnologie de Thonon :

Profondeur	Oxygène mg/l			Taux de saturation %		
	Moyenne	Maximum	Minimum	Moyenne	Maximum	Minimum
300 m	7.15	9.89	5.07	58.6	80.4	35.9
305 m	6.46	9.88	4.13	53.0	80.3	33.8
309 m	6.75	9.57	3.12	55.3	81.2	25.6

Seul le niveau 309 m ne répond pas aux critères fixés par l'Ordonnance fédérale sur le déversement des eaux usées (du 8 décembre 1975), qui veut que la concentration d'oxygène dans les lacs ne soit jamais inférieure à 4 mg/l à quelque profondeur que ce soit.

Cette condition n'est pas respectée une à deux semaines en octobre et trois à quatre semaines en décembre. L'état du lac s'est avéré un peu meilleur en 1985 que les années précédentes.

Pris dans son ensemble, le Grand Lac a vu sa situation également s'améliorer quelque peu. La figure 5 indique l'évolution des concentrations annuelles moyennes pondérées d'oxygène, exprimées en mg/l - la ligne traitillée rappelle l'évolution au fond du lac -.

On a observé les valeurs moyennes pondérées suivantes :

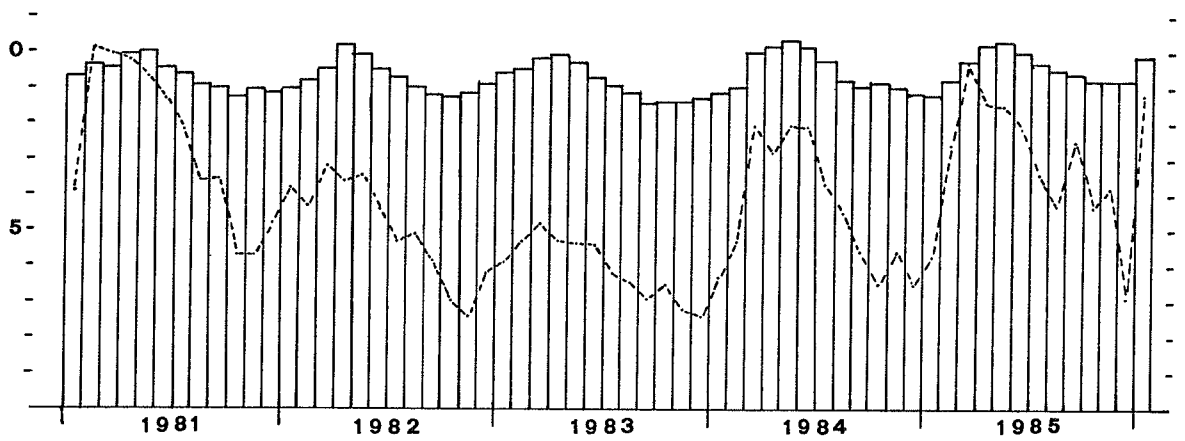
	1981	1982	1983	1984	1985
Oxygène, mg O_2/l					
Moyenne	9.32	9.24	9.19	9.46	9.54
Maximum	10.00	10.31	10.14	10.36	10.31
Minimum	8.70	8.70	8.54	8.87	8.79
Taux de saturation %					
Moyenne	78.7	78.6	78.2	79.9	80.1
Maximum	84.2	86.4	84.4	87.0	86.3
Minimum	73.8	74.1	72.5	74.2	72.5
Stocks, tonnes . 10^3					
Moyenne	798	792	787	810	818
Maximum	857	883	869	888	884
Minimum	746	745	732	760	753

Nonobstant le faible défaut de circulation totale, la teneur en oxygène a encore légèrement augmenté en 1985. Comme nous l'avons fait remarquer l'an passé, il faut remonter à 1971, c'est-à-dire quinze ans en arrière, pour trouver une situation plus favorable.

FIG. 5

OXYGENE MG O_2/L MOYENNES MENSUELLES PONDÉRÉES

GRAND LAC

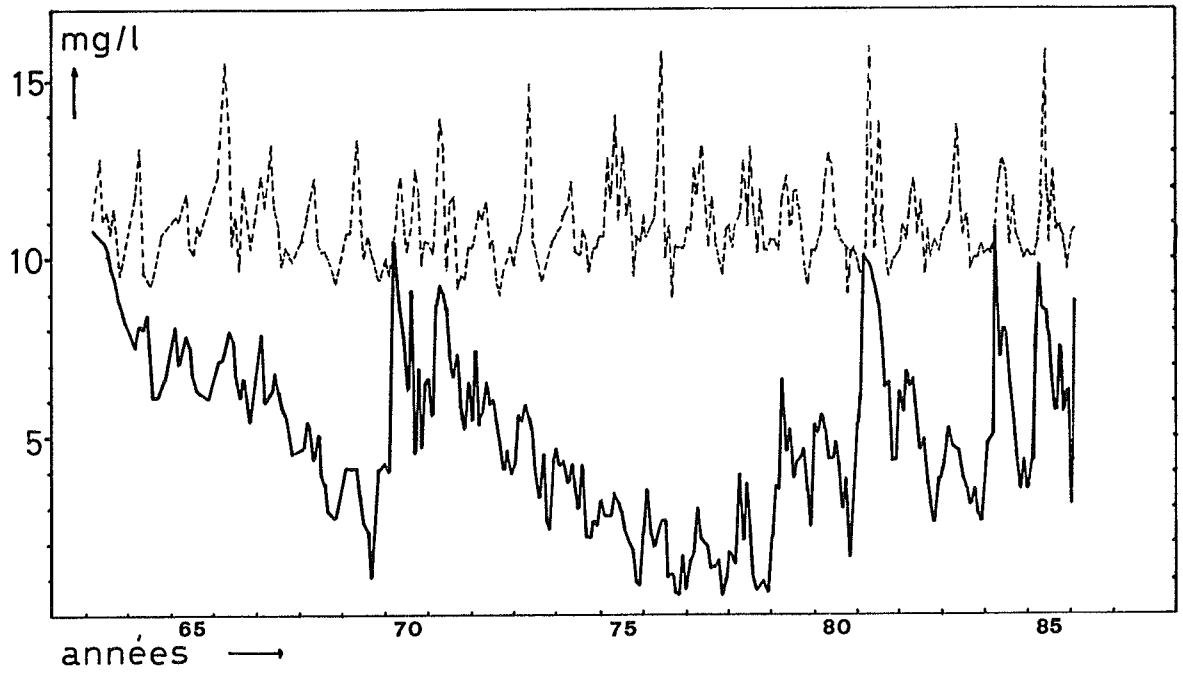


La figure 6 résume l'évolution de l'oxygène à la surface de l'eau et près du fond pour ces vingt-trois dernières années. Il apparaît nettement que la période 1981-1985 présente une situation meilleure que la décennie précédente, notamment, il faut le reconnaître, grâce aux conditions favorables de circulation des eaux.

Fig. 6

OXYGENE surface : ----- fond 309 m : ——

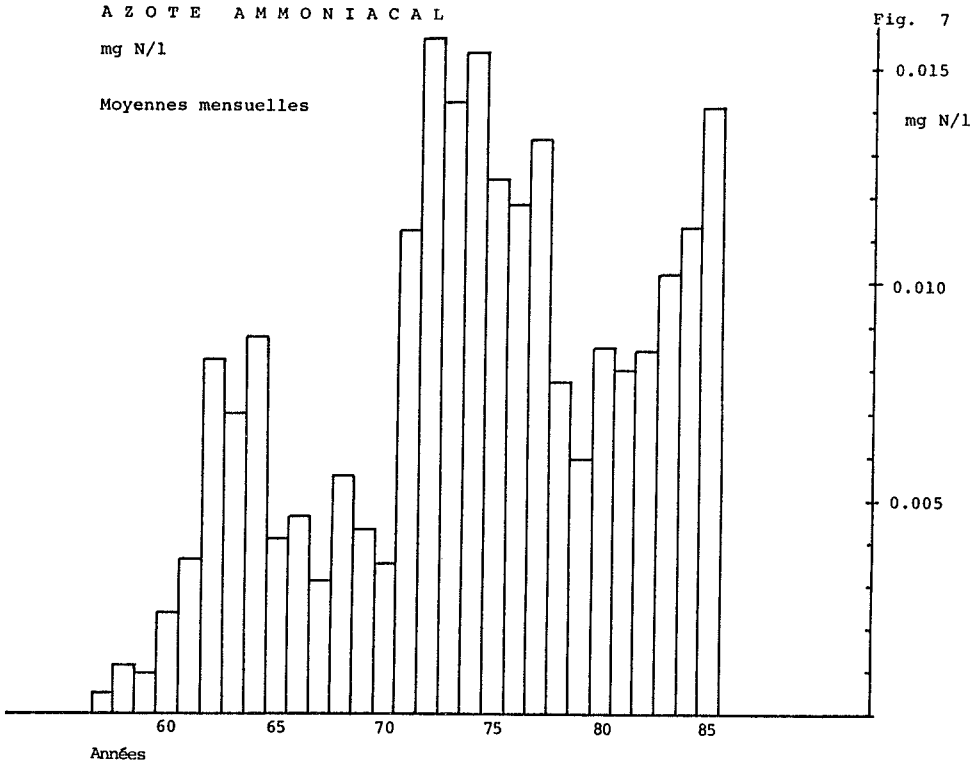
GRAND LAC station SHL2



5. LES COMPOSES DE L'AZOTE

5.1 *L'AZOTE AMMONIACAL*

Depuis quelques années, la concentration moyenne de l'azote ammoniacal a tendance à s'accroître. Elle atteint en 1985 0.014 mg N/l, soit environ l'200 tonnes. Des valeurs analogues ont été rencontrées dans les années 72 à 77 (voir figure 7).



Comme les années précédentes, on note des concentrations élevées dans l'épilimnion en mai et juin, dépassant parfois 0.10 mg/l. :

0.105 mg N/l	le 4 juin à 5 m de profondeur
0.103 mg N/l	les 12 et 17 juin à 10 m de profondeur

Rappelons que l'on avait rencontré 0.126 mg/l en 1984 à 7.5 m de profondeur.

On retrouve à nouveau cette année près du fond - 309 m - quelques concentrations élevées, par exemple :

0.071 mg N/l	en juin
0.064 mg N/l	en juillet.

Mais ces hautes concentrations ne correspondent pas à des diminutions de concentration en oxygène ou d'azote nitrique, pouvant faire penser qu'il s'agit de phénomènes de réduction caractérisés.

La concentration annuelle moyenne dans l'épilimnion atteint 0.024 mg N/l à 7.5 m et 0.025 mg N/l à 10 m de profondeur. Elle est encore de l'ordre de 0.020 à 0.021 à 15 et 20 m. Elle baisse ensuite progressivement jusque vers 0.012 mg/l. Près du fond, elle augmente pour atteindre à nouveau 0.021 mg/l.

Les données caractéristiques de l'évolution de l'azote ammoniacal au cours du plan figurent ci-dessous :

Année	Concentration, mg N/l			Stocks, tonnes		
	Moyenne annuelle	Maximum mensuel	Minimum mensuel	Moyenne annuelle	Maximum mensuel	Minimum mensuel
1981	0.009	0.023	0.005	783	1'942	438
1982	0.008	0.017	0.003	722	1'494	225
1983	0.010	0.017	0.005	870	1'485	225
1984	0.011	0.024	0.005	964	2'099	407
1985	0.014	0.023	0.008	1'205	1'945	712

5.2 *L'AZOTE NITREUX*

Cette forme intermédiaire des degrés d'oxydation de l'azote, relativement labile, est toujours en faible concentration dans les eaux du lac. Son développement est en nette relation avec le développement du plancton.

On ne le trouve en quantités appréciables que dans l'épilimnion, pendant les périodes vernale et estivale d'avril à septembre, parfois plus tard suivant l'année. Les concentrations les plus élevées observées en 1985 le sont en juillet, soit plus tardivement que pour l'azote ammoniacal. Il a été noté 0.035 mg N/l à 10 m de profondeur le 8 juillet et 0.027 le 22 juillet à la même profondeur.

A de rares exceptions près, on ne trouve pas d'azote nitreux dans l'hypolimnion.

Une de ces exceptions est l'apparition de nitrites près du fond de l'eau, surtout à 305 et 309 m, en juillet notamment, puis en plus faible concentration jusqu'à fin novembre. Les valeurs les plus élevées de 1985 ont été de 0.038 mg N/l à 305 m et 0.022 à 309 m à mi-juillet; de 0.020 mg N/l à 305 m au début d'août.

En outre, on n'a pas observé de nitrites dans toute la colonne d'eau de janvier à mars. D'octobre à décembre, quelques faibles concentrations ont été observées entre la surface et une quinzaine de mètres de profondeur.

L'évolution de l'azote nitreux au cours des cinq années du plan dans le Grand Lac se résume comme suit :

Année	Concentration, mg N/l			Stocks, tonnes		
	Moyenne annuelle	Maximum mensuel	Minimum mensuel	Moyenne annuelle	Maximum mensuel	Minimum mensuel
1981	0.0016	0.003	0.0000	93	223	1
1982	0.0012	0.006	0.0002	103	502	20
1983	0.0012	0.003	0.0000	105	330	0
1984	0.0010	0.003	0.0000	83	263	0
1985	0.0006	0.002	0.0000	48	171	0

La concentration annuelle moyenne de 1985 est une des plus faibles enregistrées depuis le début des études.

5.3 *L'AZOTE NITRIQUE*

En 1985, les nitrates ont presque disparu de la couche épilimnique au moment de la période de stagnation estivale.

La figure 8 montre bien que ce phénomène se limite à une faible couche d'eau, au plus une quinzaine de mètres, et que, par suite de la stagnation, il est plus intense à la fin de l'été et en automne qu'au mois de mai.

La concentration annuelle moyenne des nitrates près de la surface est en quelque sorte une mesure de l'activité chlorophyllienne de l'année. Ainsi, à la surface de l'eau, on a noté les concentrations suivantes, exprimées en mg N/l :

Année	Moyenne annuelle	Maximum mensuel	Minimum mensuel
1981	0.29	0.55	0.025
1982	0.30	0.54	0.020
1983	0.35	0.56	0.050
1984	0.32	0.57	0.010
1985	0.30	0.58	0.005

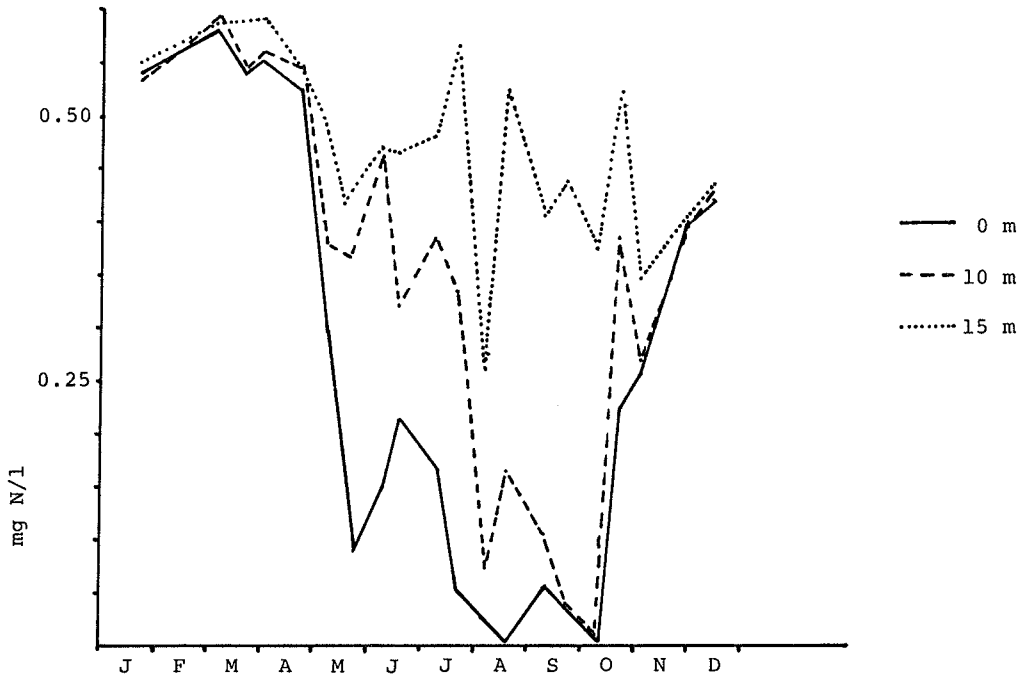
Dans l'hypolimnion, les concentrations sont relativement homogènes et ne varient que lentement dans le temps et l'espace. Elles sont toujours supérieures à 0.55 mg N/l et atteignent parfois 0.65 mg/l.

On ne peut mettre en évidence de réduction de nitrates à proximité du fond. Les variations constatées peuvent être attribuées à d'autres causes, comme on le verra plus loin.

La concentration annuelle moyenne dans le Grand Lac est de 0.56 mg N/l - 47'600 tonnes -, en légère hausse par rapport à l'an passé. Il y a, comme de coutume, deux maximums, le premier se situant en mars alors que le lac est presque homogène, avec 0.59 mg/l - 50'700 tonnes -; le second en octobre, avec 0.58 mg/l - 49'500 tonnes -.

A Z O T E N I T R I Q U E GRAND LAC Fig. 8

Evolution dans l'épilimnion en 1985



L'évolution des nitrates au cours du plan peut être résumée de la manière suivante :

Année	Concentration, mg N/l			Stocks, tonnes		
	Moyenne annuelle	Maximum mensuel mars	Minimum mensuel été	Moyenne annuelle	Maximum mensuel mars	Minimum mensuel été
1981	0.50	0.55	0.45	42'600	46'800	38'700
1982	0.52	0.56	0.48	44'400	48'000	40'700
1983	0.55	0.57	0.51	47'000	49'100	43'500
1984	0.55	0.58	0.51	47'400	49'700	43'700
1985	0.56	0.59	0.50	47'600	50'700	42'900

Le maximum de mars, qui représente le stock disponible au début de l'activité biologique de printemps, est un des plus élevés rencontrés jusqu'à maintenant.

Le stock annuel moyen est le plus élevé rencontré depuis le début des études. Année après année, la concentration des nitrates s'accroît. De l'ordre de 25'000 tonnes en mars 1958, le stock a augmenté d'environ 95 % jusqu'à aujourd'hui.

5.4 *L'AZOTE MINERAL TOTAL*

Le bilan pour 1985 est le suivant :

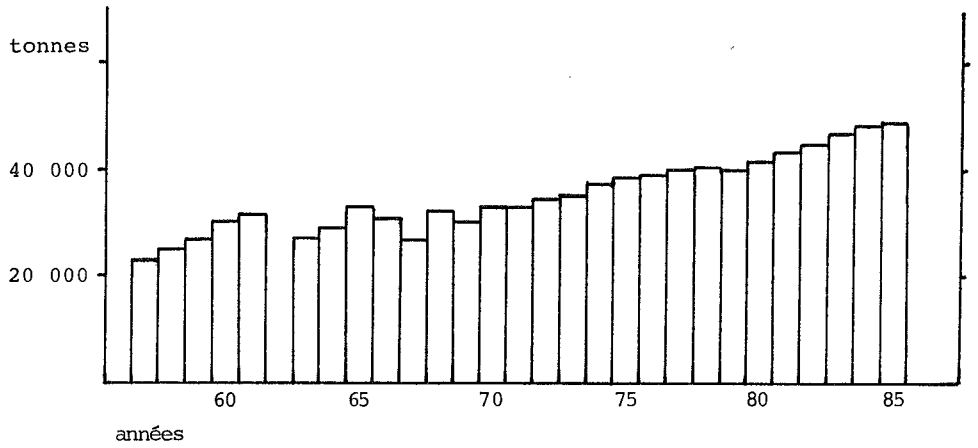
	mg N/l	tonnes
Azote ammoniacal	0.014	1'205
Azote nitreux	0.001	48
Azote nitrique	0.555	47'602
Total	0.570	48'855

Les concentrations moyennes et les stocks du Grand Lac pour la durée du plan se présentent comme suit :

Année	Concentration, mg N/l			Stocks, tonnes		
	Moyenne annuelle	Maximum mensuel	Minimum mensuel	Moyenne annuelle	Maximum mensuel	Minimum mensuel
1981	0.508	0.554	0.460	43'500	47'500	39'500
1982	0.528	0.572	0.499	45'300	49'050	42'700
1983	0.560	0.604	0.525	48'000	51'800	45'000
1984	0.566	0.588	0.520	48'500	50'400	44'600
1985	0.570	0.613	0.534	48'850	52'500	45'800

La figure 9 donne l'évolution de l'azote minéral depuis le début des études. L'augmentation de la concentration est quasi constante, bien que le taux de croissance paraisse diminuer ces dernières années.

EVOLUTION DE L'AZOTE MINERAL GRAND LAC Fig. 9



5.5 *L'AZOTE ORGANIQUE*

Il s'agit en l'occurrence de la différence entre l'azote total déterminé et l'azote minéral total.

Tout naturellement, l'azote organique est à son maximum dans l'épilimnion pendant l'été, à l'inverse des nitrates.

Sa concentration peut s'élever jusqu'à 0.47 mg N/l en mai, par exemple, à 2.5 m de profondeur; ou 0.45 mg N/l en septembre à 10 m. Dans l'hypolimnion, la concentration est beaucoup plus faible, tout en restant notable.

En moyenne annuelle de 0.20 à 0.23 mg N/l dans l'épilimnion - 0 à 10 m -, elle tombe à 0.17 à 15 ou 20 m, et baisse ensuite progressivement jusqu'à atteindre son minimum - 0.14 mg N/l - à proximité du fond du lac.

Les valeurs caractéristiques de l'année sont les suivantes :

	Moyenne annuelle	Maximum vernal	Maximum automnal	Minimum
mg N/l	0.165	0.206	0.197	0.114
Stocks, tonnes	14'116	17'690	16'864	9'775
date	-	18 mars	23 septembre	4 mars

On remarque la rapidité avec laquelle la concentration en azote organique augmente au début de l'activité planctonique.

Si l'on considère les 13 années pendant lesquelles on a pu calculer l'azote organique, on observe que le Grand Lac est plus riche en azote organique ces cinq dernières années :

	Période 1973-1980		Période 1981-1985	
	mg N/l	tonnes	mg N/l	tonnes
Moyenne	0.117	10'057	0.153	13'105
Maximum	0.127	10'906	0.181	15'477
Minimum	0.104	8'911	0.133	11'356

5.6 *L'AZOTE TOTAL*

Les bilans généraux du plan 1981-1985 peuvent s'établir comme suit :

	1981	1982	1983	1984	1985
Moyennes pondérées annuelles - mg N/l					
Azote ammoniacal	0.008	0.008	0.010	0.011	0.014
Azote nitreux	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
Azote nitrique	0.498	0.519	0.549	0.554	0.555
Azote minéral total	0.507	0.528	0.560	0.566	0.570
Azote organique	0.181	0.147	0.133	0.140	0.165
Azote total	0.688	0.675	0.693	0.706	0.735
Stocks, tonnes					
Azote ammoniacal	682	722	870	964	1'205
Azote nitreux	90	103	105	83	48
Azote nitrique	42'718	44'447	47'037	47'436	47'602
Azote minéral total	43'490	45'272	48'012	48'483	48'855
Azote organique	15'477	12'556	11'346	12'020	14'116
Azote total	58'967	57'828	59'358	60'503	62'971

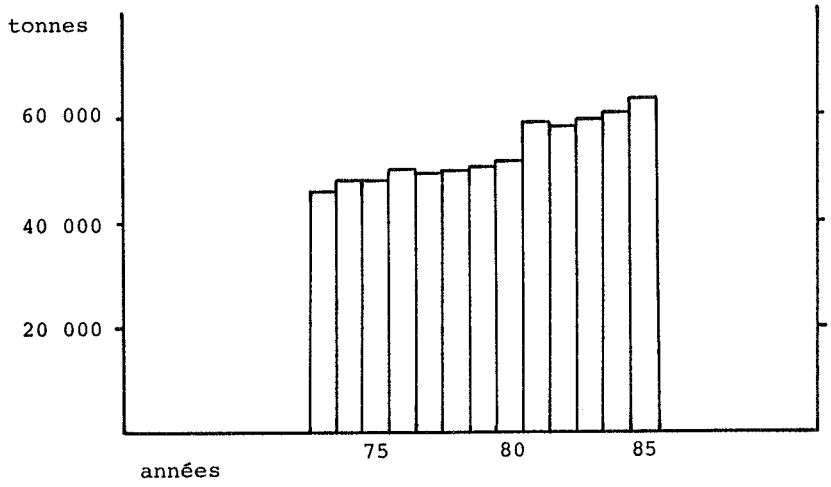
La richesse en azote du Grand Lac continue à augmenter. En une année, le Grand Lac a gagné près de 2'500 tonnes d'azote, la majeure partie se trouvant sous forme organique.

La figure 10 illustre l'évolution du stock d'azote total au cours de ces treize dernières années.

Si l'on se réfère à l'année 1973, début des mesures d'azote total, on constate que le Grand Lac s'est enrichi de près de 0.2 mg N/l - 16'900 tonnes -, soit une augmentation de 37 %. Cette augmentation concerne aussi bien l'azote minéral - 38 % - que l'azote organique - 31 % -.

Fig. 10

EVOLUTION DE L'AZOTE TOTAL GRAND LAC



6. EVOLUTION DU PHOSPHORE

6.1 *LES ORTHOPHOSPHATES*

Leur concentration moyenne est toujours élevée en début d'année, l'homogénéisation partielle des eaux n'étant pas encore terminée. C'est ainsi qu'on rencontre encore près du fond des concentrations de l'ordre de 0.135 mg P/l en janvier, 0.093 en février et seulement 0.067 mg P/l en mars. Comme pour l'oxygène et l'azote, le rééquilibrage des concentrations lors de l'homothermie n'est pas complet. La colonne d'eau au point SHL 2 n'est jamais homogène en 1985. Le mélange complet se limite aux 200 mètres supérieurs du lac.

La concentration moyenne du Grand Lac en 1985 est de 0.065 mg P/l - 5'570 tonnes -, en diminution de 0.002 mg/l - 200 tonnes - par rapport à l'année précédente, et de 0.007 mg/l - 570 tonnes - par rapport à l'année 1981.

La concentration maximale moyenne du Grand Lac se situe à fin février, avec 0.073 mg P/l - 6'200 tonnes -. Le minimum est observé au début d'août, avec 0.058 mg/l, soit 4'975 tonnes.

Le phosphore est toujours limitant, surtout quand la stagnation est bien établie. C'est ainsi qu'on trouve les moyennes suivantes dans l'épilimnion :

Date	Profondeurs	Concentrations
22 juillet	0 - 10 m	0.0039 mg P/l
5 août	0 - 15 m	0.0047 mg P/l
19 août	0 - 15 m	0.0032 mg P/l
11 septembre	0 - 15 m	0.0038 mg P/l
23 septembre	0 - 15 m	0.0023 mg P/l
7 octobre	0 - 20 m	0.0026 mg P/l
22 octobre	0 - 7.5 m	0.0026 mg P/l *

* début de la circulation

L'été lacustre s'est prolongé tard dans la saison.

On rencontre de temps en temps à proximité du fond des concentrations anormalement faibles, comme nous en avons trouvé certaines anormalement fortes pour l'oxygène. En voici quelques exemples parmi d'autres, pris en 1985 :

Profondeurs	Concentrations exprimées en mg P/l		
	25 février	11 septembre	16 décembre
275 m	0.095	0.079	0.092
280 m	0.097	0.075	0.095
285 m	0.100	0.079	0.092
290 m	0.106	0.075	0.096
295 m	0.110	0.064	0.067
300 m	0.114	0.084	0.106
305 m	0.116	0.086	0.121
309 m	0.093	0.061	0.147

Il ne s'agit pas d'erreurs analytiques, ni de défauts de prélèvements, mais d'un phénomène bien particulier que nous évoquerons plus loin.

En 1985, les valeurs élevées généralement observées près du fond sont réduites : 0.146 mg P/l, alors qu'on avait trouvé 0.172 en 1984, 0.152 en 1983, 0.142 en 1982, 0.165 en 1981.

La concentration annuelle moyenne à 1 mètre près du fond est de 0.092 mg P/l, alors que les années précédentes, elle a toujours dépassé 0.100 mg P/l - entre 0.104 et 0.121 mg P/l suivant les années -.

6.2 *LE PHOSPHORE ORGANIQUE*

Rappelons que cette dénomination est conventionnelle et qu'elle sous-entend tout le phosphore - dissous ou particulaire - qui ne se trouve pas sous forme d'orthophosphates.

En 1985, la concentration annuelle moyenne du phosphore organique est faible - 0.008 mg P/l ou 690 tonnes -. Avec les concentrations de 1982 - 0.008 mg P/l ou 689 tonnes - et 1983 - 0.008 mg P/l ou 693 tonnes -, ce sont les valeurs les plus faibles enregistrées depuis le début de sa mesure - 1971 -.

La concentration mensuelle moyenne la plus élevée se situe au début de mai - 0.016 mg P/l ou l'352 tonnes -. C'est le moment où l'on rencontre les teneurs les plus élevées dans l'épilimnion, par exemple 0.061 mg P/l à 2.5 m, 0.058 à 5 m. Les maximums d'automne sont moins élevés. A ce moment-là, tout le phosphore présent se trouve pratiquement sous forme organique. Par suite de la stratification thermique, le milieu ne se réalimente pas. D'autres espèces phytoplanctoniques peu exigeantes en phosphore se développent.

Dans l'hypolimnion, comme les autres années, le phosphore organique a une faible concentration, de l'ordre de 0.006 à 0.009 mg P/l, mais il n'est jamais absent.

En moyenne annuelle, le phosphore organique représente les 11 % du phosphore total, proportion qui ne change guère d'une année à l'autre.

6.3 *LE PHOSPHORE TOTAL*

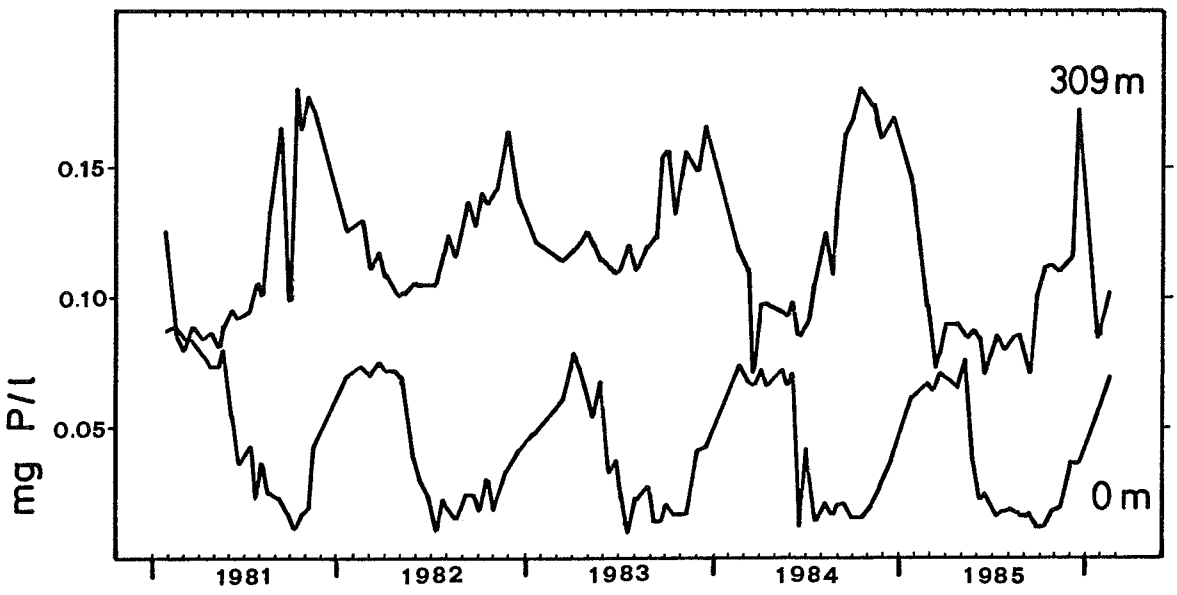
La figure 11 montre l'évolution des concentrations à la surface et au fond de l'eau, au cours du plan quinquennal.

On notera la coïncidence des courbes dans les hivers à circulation totale - 1981 et 1984 -, leur éloignement en l'absence de circulation - 1982 et 1983 -, et leur rapprochement en 1985, où il s'en est fallu de peu que l'eau du lac ne soit parfaitement homogène.

Au cours de l'année 1985, la diminution de concentration dans l'épilimnion est relativement forte, notamment à partir de juin-juillet et jusqu'au début de novembre. On note 0.015 mg P/l en juillet, 0.017 en août, 0.012 en septembre et octobre, et 0.018 au début de novembre. A mi-décembre, les concentrations restent encore faibles - 0.036 mg P/l -.

Fig. 11

PHOSPHORE TOTAL Grand Lac Isobathes



Tout près du fond, on remarque un minimum le 17 juin, avec 0.071 mg P/l et un maximum de 0.172 en décembre. Les concentrations près du fond - 0.102 mg P/l en moyenne annuelle - sont inférieures toute l'année à celles des années précédentes.

L'évolution du phosphore au cours des cinq années du plan est schématisée dans le tableau suivant :

	1981	1982	1983	1984	1985
Concentration annuelle moyenne en mg P/l					
Orthophosphates	0.071	0.070	0.067	0.067	0.065
Phosphore organique	0.011	0.008	0.008	0.009	0.008
Phosphore total	0.082	0.078	0.075	0.076	0.073
Stocks tonnes					
Orthophosphates	6'100	5'950	5'750	5'800	5'550
Phosphore organique	950	700	700	750	700
Phosphore total	7'050	6'650	6'450	6'550	6'250

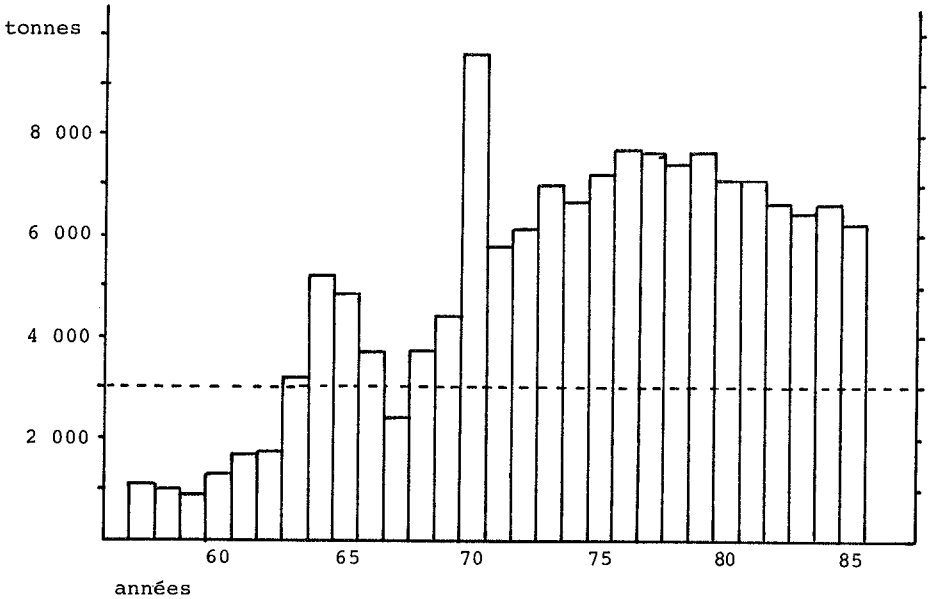
La figure 12 schématise l'évolution du stock de phosphore total au cours de ces vingt-neuf dernières années. La ligne traitillée figure le but à atteindre pour ramener le lac à une situation admissible - stock annuel moyen de 3'000 tonnes -.

De 1984 à 1985, le Grand Lac a perdu quelque 300 tonnes de phosphore. Si les fluctuations d'une année à l'autre peuvent paraître à d'aucuns peu significatives, les différences à plus long terme le sont bel et bien. On peut affirmer que le Grand Lac a perdu 800 tonnes de phosphore depuis 1981, ce qui représente une diminution de stock de 11 %. La diminution constatée concerne tous les mois de l'année.

Rappelons que le maximum enregistré - hormis l'année 1970 avec son relargage important - a été de 7'700 tonnes en 1976.

Un retour à un meilleur état du lac suppose une réduction de moitié du stock actuel.

EVOLUTION DU PHOSPHORE TOTAL GRAND LAC Fig. 12



7. LE CARBONE ORGANIQUE TOTAL

Sa concentration est en légère baisse en 1985 : 0.99 mg C/l, ou 84'950 tonnes.

La concentration maximale mesurée dans l'épilimnion est de 1.69 mg/l. C'est la valeur la plus basse de ces cinq dernières années.

L'évolution du carbone organique total au cours du plan peut être résumée par le tableau suivant - valeurs exprimées en mg C/l ou en tonnes et en moyennes annuelles -.

Profondeurs	1981	1982	1983	1984	1985
0 m	1.30	1.37	1.31	1.35	1.34
50 m	0.88	0.96	1.00	1.01	0.97
100 m	0.86	0.94	0.96	1.04	0.96
200 m	0.87	0.88	0.90	0.97	0.92
250 m	0.86	0.87	0.91	0.95	0.97
275 m	0.87	0.87	0.95	0.95	0.97
fond - 1 m	0.88	0.86	0.95	1.00	1.01
Moyenne pondérée	0.89	0.94	0.98	1.03	1.01
Stock annuel	76'700	80'800	83'800	88'300	84'900
Maximum mensuel	1.24	1.11	1.13	1.40	1.16
Tonnes	106'400	95'300	96'600	120'100	99'400
Minimum mensuel	0.68	0.84	0.71	0.87	0.86
Tonnes	58'200	71'800	61'000	74'600	74'100

Si l'on constate en 1985 une légère baisse des concentrations dans les couches supérieures du lac, par contre les couches plus profondes continuent à s'enrichir. Les fluctuations rencontrées dans l'hypolimnion ne semblent pas répondre à des règles bien définies.

8. LA SILICE

Sa concentration annuelle moyenne - 1.97 mg SiO_2/l ou 168'000 tonnes - est la plus faible de ces cinq dernières années. Elle est très proche de la moyenne des quatorze années dont nous avons connaissance.

En fait, la concentration annuelle moyenne de la silice varie peu d'une année à l'autre. En moyenne de ces quatorze ans, nous notons les valeurs suivantes :

	mg SiO_2/l	stock en tonnes
Moyenne	1.98	169'000
Maximum moyen	2.21	189'000
Minimum moyen	1.79	153'000

L'écart autour de la moyenne est de l'ordre de ± 10 %.

Les variations de concentration de la silice sont en relation inverse avec le développement des diatomées.

En 1985, la concentration maximale moyenne observée se situe, comme d'habitude, en début d'année, avec 2.38 mg SiO_2/l ou 204'000 tonnes. Le minimum a été noté à mi-mai avec 1.73 mg/l - 148'000 tonnes -. A cette époque, la silice était facteur limitant, avec des concentrations allant de 0.10 à 0.04 mg/l entre la

surface et 7.5 m de profondeur. Des concentrations tout aussi faibles étaient observées à mi-juillet, de l'ordre de 0.025 à 0.05 mg/l entre 0 et 5 m de profondeur. Un autre minimum se trouvait à mi-septembre et début octobre, où l'on notait de 0.08 à 0.105 mg/l entre la surface et 7.5 m.

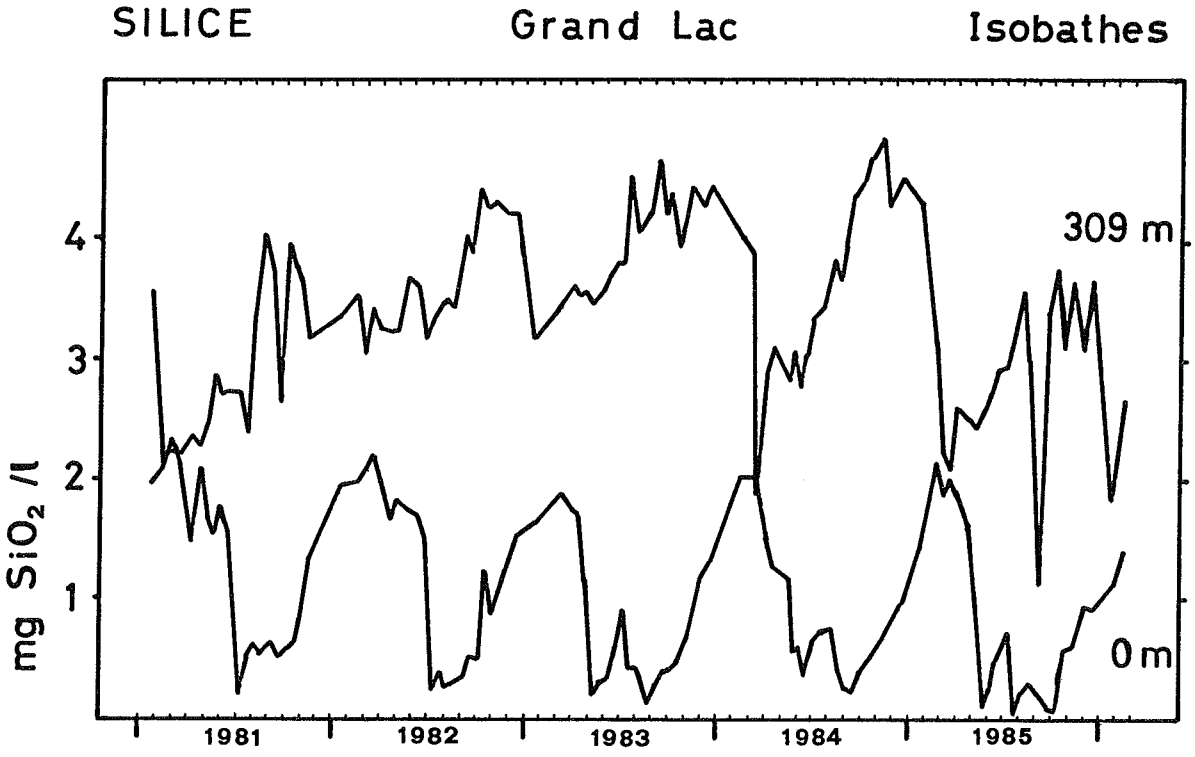
Dans le fond du lac, la concentration maximale enregistrée est de 3.78 mg/l, la plus faible de ces cinq dernières années - sauf la valeur de 4.31 héritée de l'an passé -. Quant au minimum, il est exceptionnellement bas, avec 1.14 mg/l, concentration sur laquelle nous reviendrons ultérieurement.

La figure 13 résume les événements de ces cinq dernières années.

On notera à nouveau l'homogénéisation des concentrations dans les hivers 1981 et 1984 et le léger manque de l'hiver 1985. Il y a lieu de remarquer également, dans le fond du lac, quelques concentrations anormalement basses, par exemple en septembre 1981, juin 1982, juillet et octobre 1983, août 1984 et septembre 1985. Un chapitre particulier - chiffre 12 - est consacré à ces "anomalies".

Le graphique met également en évidence le fait que la silice a été un facteur de plus en plus limitant avec les années, les concentrations près de la surface se montrant de plus en plus faibles. Peut-être y a-t-il une relation avec l'appauvrissement progressif du phosphore ?

Fig. 13



9. LES CHLORURES

Leur concentration continue à s'élever. Elle atteint en 1985 la moyenne annuelle de 5.12 mg Cl/l - 439'000 tonnes -, contre 4.88 mg/l - 418'000 tonnes - en 1984. La concentration la plus faible de 1985 s'observe en janvier avec 4.95 mg/l - 424'000 tonnes -, la plus élevée en juin avec 5.25 mg/l - 450'000 tonnes -

Comme à l'accoutumée, les couches superficielles sont légèrement plus riches que le fond du lac. C'est ainsi que la moyenne annuelle en surface est de 5.15 mg/l, alors que celle du fond est de 5.07 mg/l.

La figure 14 indique la progression des chlorures depuis 1971.

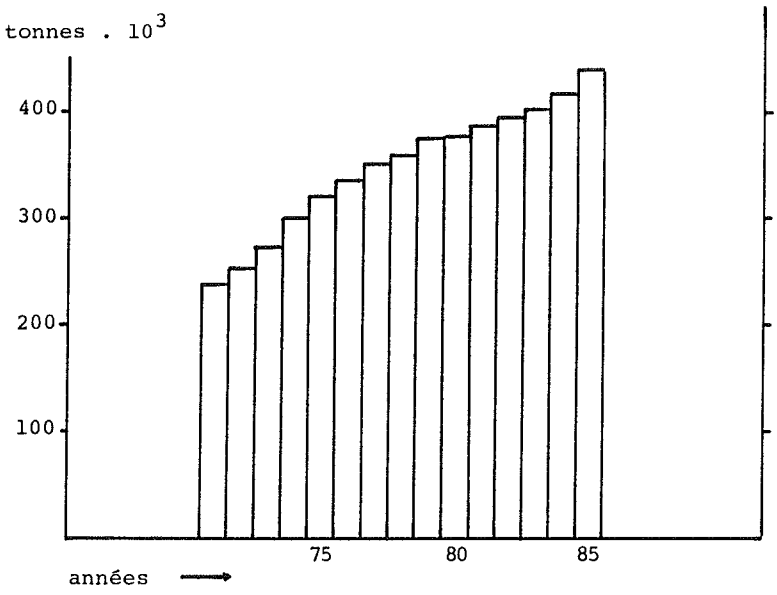
A cette époque, le Grand Lac contenait 238'000 tonnes de chlorures - 2.77 mg/l -. Le gain est donc de 201'000 tonnes - 2.35 mg Cl/l -, soit 84 %. En moyenne le Grand Lac gagne 14'000 tonnes supplémentaires par année, le taux moyen de progression étant de 4.5 %.

Le ralentissement observé vers 1980 ne s'est pas poursuivi. Selon ORAND (1985), les apports en chlorures des quatre affluents principaux n'ont cessé de croître, passant de 32'600 tonnes en 1980 à 39'000 tonnes en 1984, alors que les exportations par l'émissaire diminuaient depuis 1982, pour atteindre 33'100 tonnes en 1984.

Il ne nous appartient pas d'énumérer ici les nombreuses sources possibles de chlorures de toutes origines. Un inventaire sommaire a été fait dans le rapport de Synthèse de la Commission internationale (1984), à la page 191. L'estimation faite alors envisage un apport annuel supérieur à 50'000 tonnes. Il est vraisemblable que certaines données doivent être revisées. Ainsi, par exemple, l'apport de chlorures provenant de la déphosphatation des eaux est estimé à 1'800 tonnes annuelles. La déphosphation des eaux ayant évolué et s'étant développée, ce chiffre est certainement dépassé. Nous avons calculé, sur la base des factures de réactifs fournies par les communes, que, dans le seul canton de Vaud, avec quelque 400'000 habitants raccordés à une station d'épuration, les rejets en ion chlore en provenance du chlorure ferrique atteignent déjà 1'700 tonnes pour 1985.

Fig. 14

EVOLUTION DES CHLORURES GRAND LAC



10. AUTRES DETERMINATIONS

Un certain nombre de paramètres utiles à l'appréciation de l'état sanitaire du lac et à l'estimation de l'importance de l'activité biologique, mais dont les valeurs globales varient peu d'une année à l'autre, ne sont pas traités dans le présent rapport. Il s'agit du pH, de la conductivité, des duretés, du calcium, du magnésium et du potassium.

Nous ne mentionnerons ici que le sodium, étroitement lié à l'évolution des chlorures. Les valeurs moyennes mesurées dans le Grand Lac au cours des cinq années du plan sont les suivantes :

Années	mg Na/l	tonnes
1981	3.55	304'000
1982	3.52	302'000
1983	3.57	306'000
1984	3.66	314'000
1985	3.78	324'000

En 1972, la concentration du sodium dans le Grand Lac était de 2.79 mg Na/l, soit 239'000 tonnes. L'augmentation est de l'ordre de 35 % en 13 ans. Le taux de croissance de la concentration du sodium est moins élevé que celui des chlorures. Il y a d'autres ions liés aux chlorures que le sodium.

11. RELATION OXYGENE - PHOSPHORE - SILICE AU FOND DU LAC

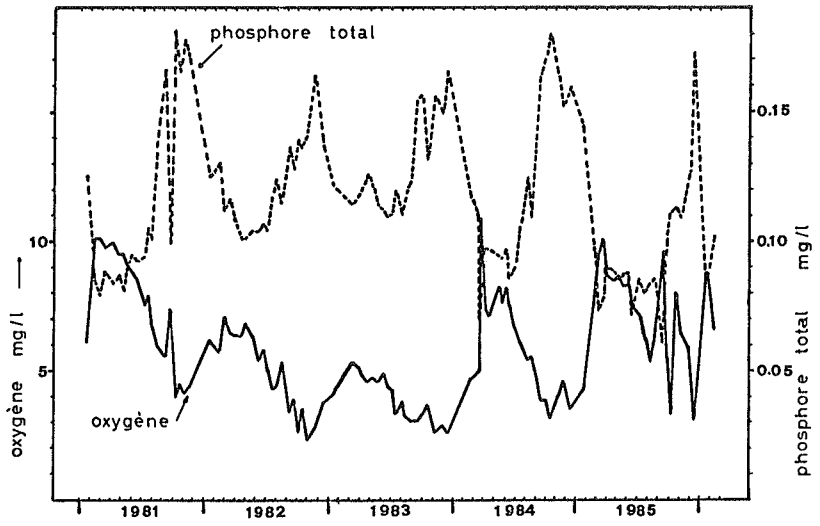
Nous savons qu'il existe une étroite relation entre l'oxygène et le phosphore à proximité du fond du lac, la concentration en oxygène conditionnant en quelque sorte de relargage éventuel du phosphore à partir des sédiments.

La figure 15 illustre ce phénomène pour les cinq dernières années. La concentration du phosphore varie en raison inverse de celle de l'oxygène.

En fait, deux actions concomitantes paraissent se superposer : d'une part le relargage, d'autre part la sédimentation et l'accumulation près du fond. La corrélation entre la diminution de la concentration en oxygène et l'augmentation de celle du phosphore paraît très bonne.

Fig. 15

Relation Oxygène - Phosphore total à 309 m



Par ailleurs, on observe une excellente relation entre les deux précédents paramètres et la silice. Cette dernière croît avec l'augmentation du phosphore et diminue avec celle de l'oxygène.

Il est possible que l'activité biologique près du fond facilite la dissolution partielle de la silice qui sédimente et augmente ainsi la concentration de silice directement réactive.

La figure 16 illustre, pour la profondeur 309 m, les corrélations entre les trois paramètres, pris deux à deux, pour les cinq dernières années - 105 mesures - : corrélation inverse entre l'oxygène et le phosphore ou la silice, directe entre le phosphore et la silice. Un graphique relatif au phosphore total présenterait les mêmes caractéristiques.

Les coefficients de corrélation entre les paramètres sont excellents :

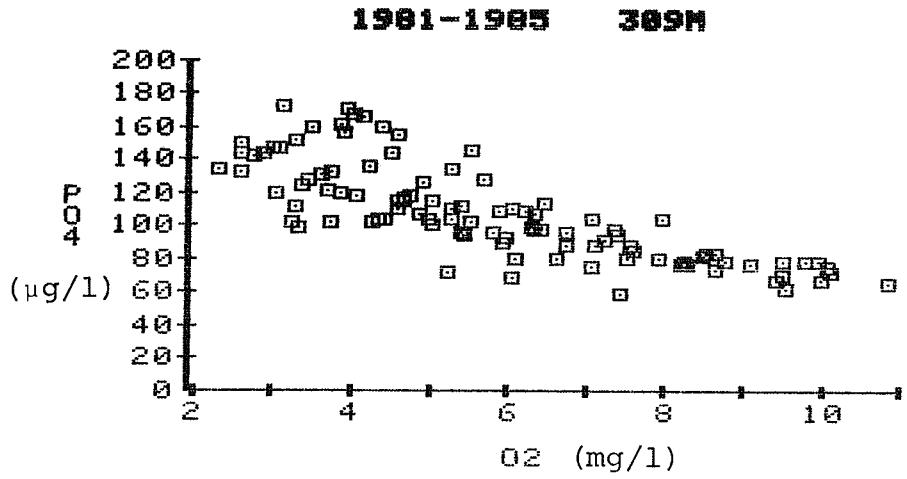
oxygène	-	orthophosphates	:	- 0.80
	-	phosphore total	:	- 0.78
	-	silice	:	- 0.91
silice	-	orthophosphates	:	0.785
	-	phosphore total	:	0.78

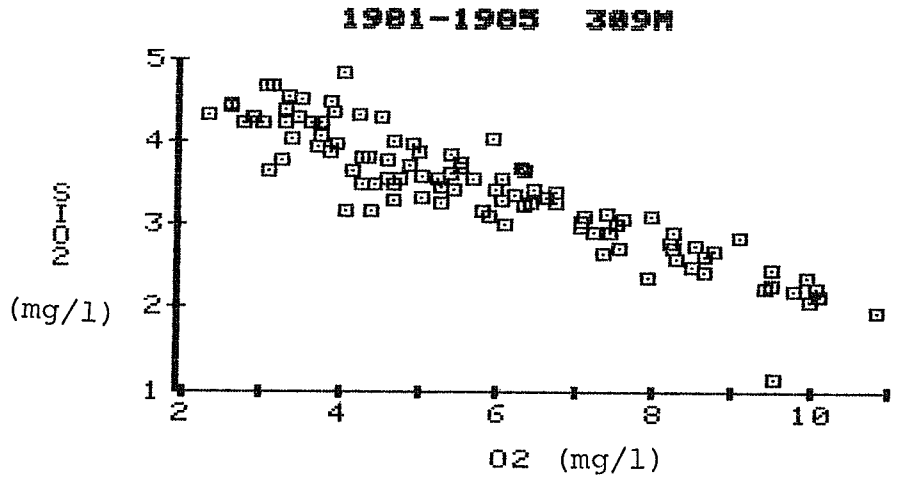
A 290 m de profondeur, c'est-à-dire à environ 20 m du fond, les coefficients de corrélation sont toujours très satisfaisants, soit :

oxygène	-	orthophosphates	:	- 0.82
	-	phosphore total	:	- 0.83
	-	silice	:	- 0.95
silice	-	orthophosphates	:	0.80
	-	phosphore total	:	0.79

La figure 17 montre graphiquement l'évolution des trois paramètres à 309 m de profondeur, et la concordance presque parfaite dans les variations.

FIGURE 16 - RELATIONS OXYGENE - PHOSPHORE - SILICE





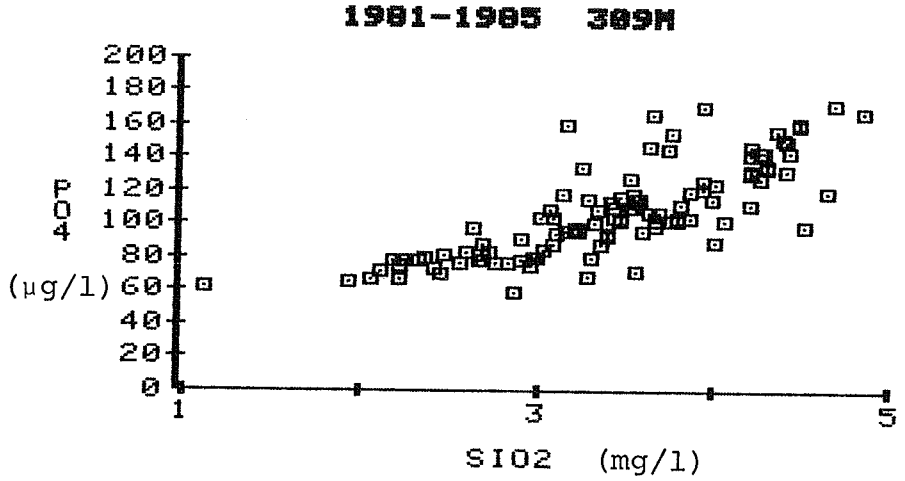
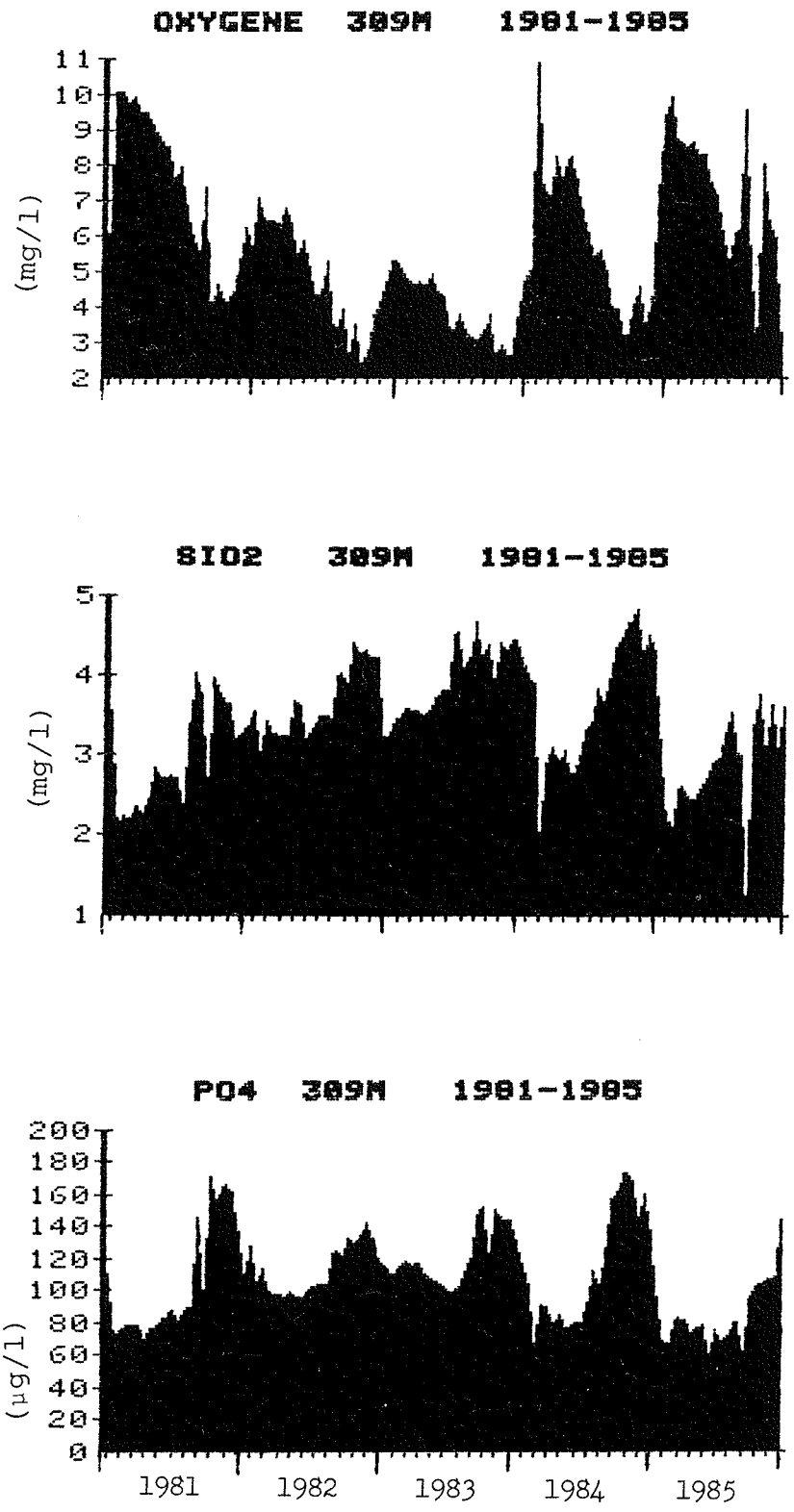


FIGURE 17 - EVOLUTION OXYGENE - SILICE - ORTHOPHOSPHATES A 309 M.



12. ANOMALIES CONSTATEES AU FOND DU LAC

L'observation minutieuse des divers graphiques montre qu'il se présente diverses anomalies qui ne peuvent être attribuées ni au relargage à partir des sédiments, si à des erreurs analytiques. Nous y avons fait maintes fois allusion au cours du présent rapport.

H.P. FAHRNI et F. RAPIN en traitent dans leur rapport sur la *MODELISATION DU CYCLE DU PHOSPHORE DANS LE LEMAN*, dans le chapitre 5.2.2, rapport inséré dans le présent volume. Ils constatent que "*Lorsque la teneur en oxygène au fond du lac est faible, on remarque que pour chaque crue du Rhône, avec forte densité de ses eaux, il apparaît une nette réoxygénation des eaux du fond....*"

Cela correspond également à une chute de la concentration en silice au fond du lac, ainsi qu'à une chute concomitante de la concentration en phosphore. Ces variations "*ne peuvent être expliquées par un apport des eaux de surface du lac, puisque la stratification thermique est établie*".

Nous avons examiné les résultats des analyses d'oxygène, de silice et de phosphore qui sont effectuées depuis plus de cinq années par la Station d'Hydrobiologie Lacutre (INRA) à Thonon, tous les 5 mètres à partir de 275 m et au dessous.

Nous constatons :

- Ces anomalies sont beaucoup plus nombreuses qu'on ne le pense généralement : un examen sommaire montre qu'elles se sont produites

au moins	quatre fois	en 1981
	dix fois	en 1982
	dix fois	en 1983
	huit fois	en 1984
	quatre fois	en 1985,

  soit au moins 36 fois sur 102 campagnes, approximativement donc une campagne sur trois.

- Les anomalies ne s'observent pas seulement près de la surface du sédiment, mais également dans les couches sus-jacentes, jusqu'au niveau 275 m. On peut parfois remarquer plusieurs anomalies sur un même profil.

- Les anomalies ne concernent pas seulement un enrichissement anormal en oxygène des eaux profondes et un abaissement de concentration du phosphore et de la silice, mais elles se remarquent aussi dans la variation de concentration d'autres paramètres, tels que conductivité de l'eau, duretés, TAC, calcium, etc...

- Les anomalies peuvent persister quelques semaines.

- Les variations vont toujours dans le sens d'un rapprochement entre les concentrations des eaux du Rhône et celles du fond du lac.

Un exemple parmi d'autres, relatif à un certain nombre de paramètres, illustre ce qui vient d'être dit plus haut. Le tableau ci-après compare les trois objets suivants :

- la concentration que l'on devrait attendre si le profil normal de variation du paramètre était respecté - extrapolation -
- la concentration réellement observée
- la concentration mesurée au Rhône à la Porte du Scex (échantillons moyens sur quinze jours).

7 octobre 1985 - 300 m

		SHL 2		Rhône
		extrapolé	réelle	
Oxygène	mg O_2/l	5.59	7.73	> 10.0
Orthophosphates	mg P/l	0.084	0.074	0.009
Phosphore totale	mg P/l	0.089	0.076	0.056
Silice	mg SiO_2/l	3.02	2.50	2.31
Conductivité	$\mu S.cm^{-1}$	311	309	∿ 200
Dureté totale	mé/l	2.88	2.86	1.76
TAC	mé/l	1.85	1.81	1.01
Calcium	mé/l	2.35	2.33	1.48
Sodium	mg Na/l	3.80	3.85	4.20
Nitrates	mg N/l	0.62	0.59	0.41
pH		7.64	7.72	> 7.80

La figure 18 illustre graphiquement deux cas d'anomalies :

. le 11 septembre 1985, on constate une anomalie à 295 m et une autre à 309 m

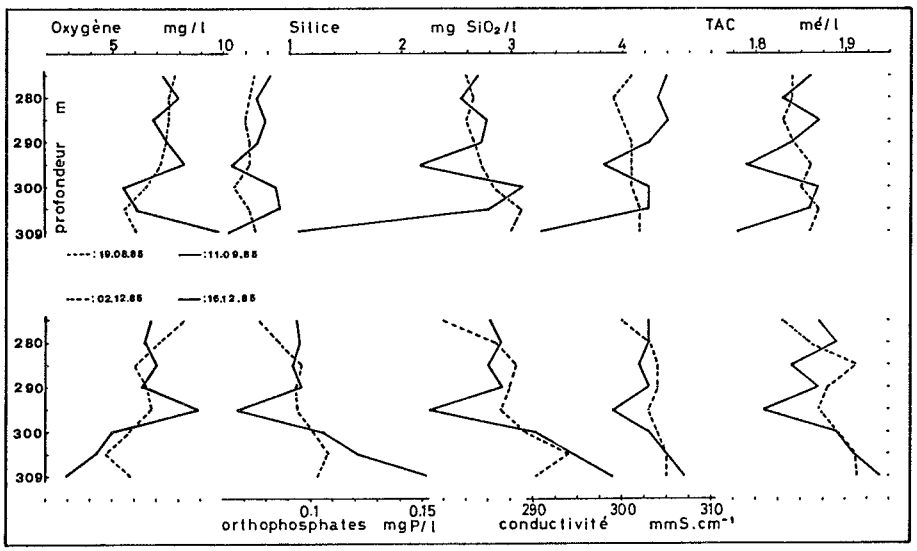
. le 16 décembre 1985, il n'y a qu'une seule anomalie.

Les traitillés représentent les variations mesurées lors de la campagne précédant l'apparition de l'anomalie.

En conclusion, nous avons maintenant la certitude que, dans certaines conditions, les eaux du Rhône, dans leur régime actuel, peuvent parvenir jusqu'au centre du Grand Lac et s'insérer entre les couches, selon les densités relatives. Cela n'a rien d'étonnant si, comme le rapportent FAHRNI et RAPIN, des courants atteignant 80 cm/s - près de 3 km/h - ont été mesurés dans le Léman à environ 5 km de l'embouchure du Rhône, à 220 m de profondeur. Il suffit de peu d'heures pour que ces eaux puissent parvenir au centre du Grand Lac.

L'apport du Rhône pour l'oxygénation des couches profondes du Grand Lac et en même temps pour l'abaissement de sa concentration en phosphore dans le fond du lac n'est pas négligeable. Toute modification du régime actuel des eaux du Rhône amont exige un sérieux examen de son impact éventuel sur l'état sanitaire du Léman, notamment sur les couches profondes, dont chacun sait qu'elles constituent un des points sensibles de son métabolisme.

ANOMALIES AU FOND DU GRAND LAC Fig. 18



13. CONCLUSIONS

Une circulation totale des eaux s'est à nouveau produite en 1985; c'est la quatrième fois en l'espace de sept ans. L'homothermie a duré de février jusqu'à mimars. Cependant, les conditions climatiques n'ont pas permis une homogénéisation parfaite de la masse d'eau. Les cinq jours de bise du huit au treize mars n'ont pas suffi.

La température annuelle moyenne de l'eau est de 6.15 °C, en baisse par rapport à l'année précédente. La température de l'eau du fond - 5.2 °C - en baisse de deux dixièmes de degrés par rapport à l'année précédente, reste élevée.

L'hiver 1985 ne présente pas les caractéristiques d'un hiver très rigoureux, à en juger par la réaction du Grand Lac.

Malgré l'absence d'homogénéisation parfaite, l'hiver 1985 a eu cependant un heureux effet sur certains paramètres physico-chimiques. Par ailleurs, comme à l'accoutumée, l'activité phytoplanctonique a fortement agi sur certains paramètres, tels le phosphore, l'azote et la silice, qui sont facteurs limitants à des degrés divers.

Le régime de l'oxygène de 1985 demeure très satisfaisant. La provision annuelle moyenne - 818'000 tonnes - s'est encore accrue de 8'000 tonnes par rapport à l'année précédente.

Au fond du lac, une situation critique avec moins de 4 mg O_2/l n'a été observée qu'au niveau le plus bas - 309 m - et a été limitée dans le temps à quelques semaines.

L'azote ammoniacal voit sa concentration continuer à augmenter et atteindre 0.014 mg N/l ou 1'200 tonnes. Des concentrations très élevées, dépassant parfois 0.1 mg N/l, sont remarquées dans l'épilimnion pendant les forts développements zooplanctoniques.

On note à nouveau quelques apparitions d'azote ammoniacal au voisinage du fond de juin à août.

La concentration de l'azote nitreux est à un niveau particulièrement bas. Pendant l'hiver, le lac est pratiquement exempt de nitrites. On note cependant l'apparition de nitrites près du fond de l'eau, en juillet-août.

L'azote nitrique voit sa concentration augmenter légèrement à 0.56 mg N/l et 47'600 tonnes. La hausse n'est pas significative, mais la concentration annuelle moyenne est la plus élevée enregistrée jusqu'à maintenant.

En conséquence, l'azote minéral total atteint aussi un maximum, avec 0.570 mg N/l, soit 48'850 tonnes.

L'azote organique, avec ses 0.165 mg N/l et 14'100 tonnes, montre également une progression par rapport à l'an passé, 0.025 mg N/l ou 2'100 tonnes de plus.

Le bilan de l'azote total se trouve donc porté au maximum jamais encore observé de 63'000 tonnes - 0.735 mg N/l -, soit 2'500 tonnes de plus que l'an passé.

Après la stagnation de l'an passé, les orthophosphates voient leur concentration annuelle moyenne tomber à 0.065 mg P/l, ou 5'570 tonnes. Cela représente une baisse de 0.007 mg P/l ou 570 tonnes par rapport à l'année 1981.

Le phosphore "organique" se maintient à de faibles concentrations - 0.008 mg P/l ou 690 tonnes - (voir définition au chapitre 6.2).

Il en résulte que la concentration du phosphore total est en baisse de 0.003 mg P/l ou 300 tonnes par rapport à l'année précédente, et atteint 0.073 mg P/l ou 6'250 tonnes en 1985. La diminution n'est peut-être pas significative d'une année à l'autre, mais elle l'est certainement à moyen terme. Le Grand Lac a perdu 800 tonnes de phosphore depuis 1981.

On peut légitimement s'attendre à ce que ce mouvement se développe avec l'introduction de nouvelles mesures de limitation de phosphore à la source. Il ne faut pas oublier que l'interdiction du phosphore dans les produits de lavage des textiles n'a force de loi, en Suisse, que depuis le 1er juillet 1986.

Il n'en reste pas moins que si des progrès sont heureusement constatés, le lac est encore trop riche en phosphore et que des efforts de limitation restent encore à développer.

Le carbone organique total voit sa concentration en légère baisse en 1985, non significative. On note pour la moyenne annuelle : 1.01 mg C/l ou 84'900 tonnes.

La concentration de la silice est en légère régression, avec ses 1.97 mg SiO_2/l ou 168'000 tonnes. Ces chiffres sont proches de la moyenne de ces quatorze dernières années.

Les chlorures continuent à augmenter : 0.24 mg Cl/l ou 21'000 tonnes par rapport à l'an passé, pour atteindre 5.12 mg Cl/l ou 439'000 tonnes. A ces concentrations, les chlorures n'ont pas d'action sur les phénomènes biologiques.

Parallèlement, le sodium augmente de 10'000 tonnes et passe à 324'000 tonnes - 3.78 mg Na/l -.

Il existe une étroite relation entre oxygène, phosphore et silice au fond du lac. Ces deux derniers éléments variant en sens inverse de l'oxygène, il y a tout intérêt à maintenir une concentration élevée d'oxygène au fond du lac, afin d'éviter au maximum le relargage à partir des sédiments et de favoriser la formation de composés phosphorés peu solubles.

L'examen minutieux d'anomalies observées dans les résultats des analyses effectuées près du fond du lac entre 275 et 309 mètres de profondeur montre qu'il ne s'agit pas d'erreurs de prélèvements, ni d'erreurs analytiques. En fait, ces anomalies sont dues à des apports d'eaux du Rhône, qui, sous certaines conditions, peuvent parvenir jusqu'au centre du Grand Lac.

Comme les eaux du Rhône sont très oxygénées, leur arrivée dans des couches particulièrement déficitaires du Léman est très bénéfique, et contribue à limiter nettement les dégâts qui pourraient survenir lorsque la tendance est à l'anoxie. Toute modification du régime des eaux du Rhône devrait être l'objet d'une étude sérieuse sur son action sur l'oxygénation des grands fonds du Léman.

BIBLIOGRAPHIE

CORVI, Cl., (1984) : Chlorures. In : Le Léman, Synthèse des travaux de la Comm- internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution, 1957-1982 - pp. 183-191.

FAHRNI, H.P., et RAPIN, F., (1986) : La modélisation du cycle du phosphore dans le Léman. *Ibidem* .

MONOD, R., (1985) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. In : Rapport Commission internationale protection des eaux du Léman, campagne 1984; pp 15-16.

ORAND, A., (1985) : Etude des affluents du Léman et de son émissaire, In : Rapport Commission internationale protection des eaux du Léman, campagne 1984; pp 97-112.

ORAND, A. (1986) : Météorologie, campagne 1985. *Ibidem.*

EVOLUTION DU PLANCTON DU LEMAN

CAMPAGNE 1985

PAR

GERARD BALVAY, JEAN-CLAUDE DRUART, JEAN PELLETIER

INSTITUT DE LIMNOLOGIE (INRA), THONON

ET

ROGER REVACLIER

SERVICE D'HYDROBIOLOGIE, GENEVE

RESUME

En 1985, le phytoplancton du Léman présente des variations saisonnières bien marquées : le pic de printemps, culminant en mai, est séparé des trois pics d'été et d'automne par une phase des eaux claires très accusée (juin), due essentiellement au broutage des micro-algues par le zooplancton.

La biomasse annuelle moyenne du phytoplancton (1'970 mg/m³) est voisine de la moyenne des trois années précédentes. En revanche la concentration annuelle moyenne en chlorophylle (6.4 mg/m³) et la production primaire annuelle accusent une légère augmentation par rapport à l'année précédente. La biomasse du zooplancton diminue sensiblement, ce qui confirme l'évolution observée depuis 1981.

Concernant les espèces susceptibles de créer des nuisances, l'année 1985 se caractérise par une nette régression de Ceratium hirundinella, puis par une forte prolifération d' Oscillatoria rubescens : les maxima atteignent 450 filaments/ml début octobre.

1. INTRODUCTION

L'étude du plancton du Léman en 1985 repose sur les résultats obtenus lors de 21 campagnes de mesures réalisées à la station SHL 2, au centre du Grand Lac.

2. METHODES

2.1 *PHYTOPLANCTON*

Le phytoplancton est étudié à partir d'échantillons d'eau de la couche 0-10 mètres prélevés par 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.

Les biomasses sont calculées à partir des biovolumes mesurés de chaque espèce, avec une densité des organismes considérée comme égale à 1.

Les abondances sont exprimées en nombre de

- cellules par millilitre (cel/ml) ou
- colonies par millilitre (col/ml) ou
- filaments par millilitre (fil/ml)

Pour les filaments de plus de 100 µm, les dénombrements sont effectués par segments de 100 µm.

2.2 *TRANSPARENCE*

La transparence est évaluée à l'aide du disque de Secchi; la valeur de la transparence est étroitement liée à l'abondance du phytoplancton par une relation inverse.

2.3 *CHLOROPHYLLE ET PRODUCTION PRIMAIRE*

Ces paramètres sont mesurés à neuf profondeurs réparties entre la surface et 20 mètres.

La concentration en chlorophylle *a*, considérée comme un indicateur global de l'abondance du phytoplancton, est déterminée par spectrophotométrie selon la méthode de Strickland et Parsons, après broyage des cellules et extraction des pigments dans l'acétone à 90 %.

La production primaire représente la quantité de matière organique synthétisée par le phytoplancton; elle est évaluée par la méthode de Steemann-Nielsen, à l'aide de carbonate de sodium marqué par le ^{14}C. L'incubation du phytoplancton a lieu *in situ* pendant le tiers médian de la période diurne. La mesure du ^{14}C incorporé dans les cellules algales est réalisée par comptage en scintillation liquide.

2.4 *ZOOPLANCTON*

Le plancton est recueilli au moyen d'un filet (vide de maille de 64 µm (rotifères)ou de 200 µm (entomostracés))remonté ouvert de 50 m à la surface (traits verticaux).

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 de mesurer le biovolume sédimenté.

3. PHYTOPLANCTON

3.1 *FREQUENCE DES ESPECES*

En 1985, 136 taxons (genre ou espèce ou variété ou forme) ont été rencontrés. Les populations de 92 d'entre eux ont atteint ou dépassé une abondance d'une unité/ml pour un prélèvement au moins; c'était le cas pour 77 espèces en 1984.

La diversité des espèces a donc sensiblement augmenté en 1985.

Année	Nombre moyen de taxons	Nombre minimum de taxons rencontrés par prélèvement	Nombre maximum de taxons rencontrés par prélèvement
1981	41	18	58
1982	41	19	69
1983	44	22	73
1984	42	26	51
1985	43	29	69

3.2 *VARIATIONS DANS LES PRINCIPAUX GROUPES (tableau 1 et figure 1)*

Cyanophycées

En 1985, le développement des cyanophycées est en forte augmentation par rapport à l'année 1984, mais il reste inférieur à celui de 1982.

Ce développement est dû à *Aphanizomenon flos-aquae* en juillet-août (max. : 300 fil/ml); il est suivi dès septembre d'un nouvel envahissement du Léman par *Oscillatoria rubescens* (figure 2). L'historique du développement de cette cyanophycée dans le lac (à la station SHL 2) est résumé dans le tableau ci-dessous où figurent les épisodes marquants de son évolution.

Année	Abondance (fil/ml)		Biomasse (µg/l)			
	Maximum	Moyenne	Maximum	%*	Moyenne	%*
1967	(faible)		-	-	-	-
1978	1'010	140	3'350	80	470	26
1982	640	74	2'110	68	240	12
1985	460	55	1'530	34	180	9

* = % du phytoplancton

Pendant les périodes qui ont séparé les épisodes majeurs, l'algue n'a jamais complètement disparu du Léman, mais, certaines années, elle est restée extrêmement discrète.

Le caractère épisodique de la prolifération d'*Oscillatoria rubescens* dans le Léman s'explique mal, car il semble en effet que depuis de nombreuses années les conditions trophiques nécessaires, particulièrement les teneurs en phosphore et en azote, sont réunies pour permettre une prolifération importante et plus régulière de cet organisme. Le ou les facteurs responsables du déclenchement du phénomène sont peut-être à rechercher dans certaines conditions de température, de lumière et de stabilité de l'épilimnion, favorables ou non selon les années.

L'épisode 1985 est le moins important des trois épisodes majeurs observés depuis 1978, tant au point de vue de l'abondance moyenne que maximale. Notons que les concentrations pélagiques ont pu être largement dépassées dans certains golfes ou lieux abrités où ces algues, poussées par les courants et les vents, peuvent s'accumuler. La figure 2 montre que le phénomène a touché simultanément le Grand et le Petit Lac, le paroxysme étant atteint aux environs de la mi-septembre.

Actuellement, rien ne permet de prévoir la répétition systématique de telles poussées chaque année.

Figure 1 - Variations saisonnières de la distribution des classes d'algues en pourcentage de la biomasse totale (1985 - point SHL 2)

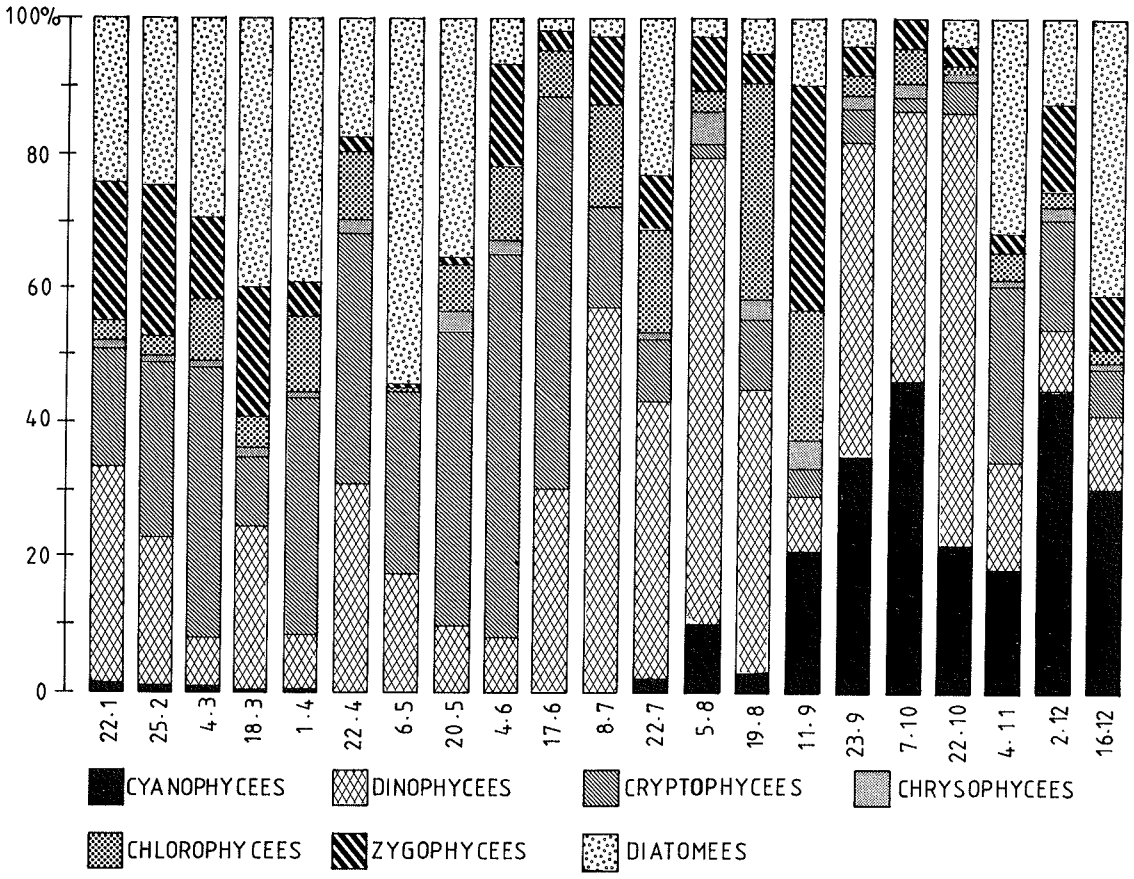
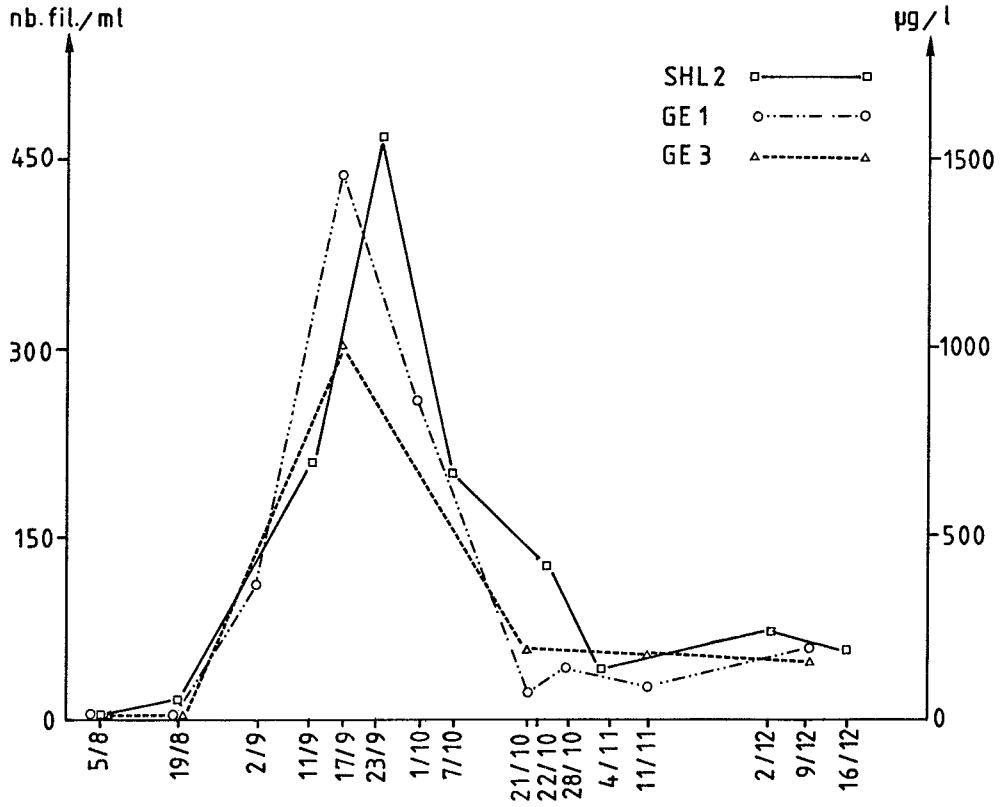


Figure 2 - Evolution d' *Oscillatoria rubescens* (nombre de filaments par ml et biomasse en µg/l) aux points SHL2, GE 1 et GE3 en 1985.



Dinophycées

Ceratium hirundinella, espèce dominante, est en nette régression : maximum 34 cel/ml contre 58 cel/ml en 1984.

Les valeurs moyennes obtenues en 1985 sont nettement plus faibles que celles observées en 1984 et se rapprochent de celles des années 1981 à 1983 :

1981 :	8.00 cel/ml
1982 :	8.75 cel/ml
1983 :	8.70 cel/ml
1984 :	20.70 cel/ml
1985 :	7.00 cel/ml

L'abondance de *Peridinium willei* est nettement plus importante en 1985 que pendant la période 1981-1984.

Il faut signaler la nouvelle dénomination de *Peridinium* sp. : *Gymnodinium lantzschii*.

Cryptophycées

Ces espèces de petite taille ont fortement diminué durant l'année 1985. *Rhodomonas minuta* var. *nanoplanctica* avec un maximum de 3'000 cel/ml le 20 mai 1985, est très loin des 16'000 cel/ml dénombrées le 21 mai 1984 et surtout des 30'450 cel/ml du 18 mai 1981.

Chrysophycées

Cette classe reste, aujourd'hui encore, très pauvrement représentée dans le Léman.

Tableau 1 - Biomasse relative (%) des espèces les plus abondantes en 1981, 1982, 1983, 1984 et 1985

Espèces	1981	1982	1983	1984	1985
CYANOPHYCEES					
Microcystis aeruginosa	0.9	2.3	0.9	0.4	2.2
Aphanizomenon flos aquae	0.7	4.0	0.7	0.3	1.3
Oscillatoria rubescens	0.1	12.4	1.4	0.2	9.2
DINOPHYCEES					
Gymnodinium helveticum	1.6	2.7	1.1	0.9	1.7
Gymnodinium lantzschii (= Peridinium sp)	0.6	-	0.7	1.1	1.7
Ceratium hirundinella	22.7	33.3	40.4	57.0	27.0
Peridinium willei	0.4	0.7	1.6	1.4	4.3
CRYPTOPHYCEES					
Cryptomonas spp	8.6	6.4	11.0	7.1	9.0
Rhodomonas minuta v. nanoplanctica	11.8	5.0	6.0	5.8	4.1
Rhodomonas minuta	1.2	1.0	3.5	0.5	2.3
CHRYSOPHYCEES					
Dinobryon sociale	0.9	3.4	1.7	0.6	0.7
Erkenia subaequiciliata	1.1	0.6	1.0	0.3	1.1
DIATOMEES					
Stephanodiscus binderanus	3.3	1.1	0.6	0.0	2.1
Stephanodiscus neoastraea (= S. astraea)	0.2	1.0	3.0	0.1	1.5
Stephanodiscus alpinus (= S. astrae v. minutula)	0.0	0.04	6.1	0.1	3.3
Stephanodiscus minutula (= S. hantzschii v. pusilla)	11.9	0.7	0.5	6.6	0.7
Fragilaria crotonensis	0.6	1.3	1.0	1.8	4.4
Asterionella formosa	5.5	1.3	0.4	1.7	0.9
CHLOROPHYCEES					
Chlamydomonas spp	0.0	0.1	1.9	0.6	0.6
Chlamydomonas conica	1.0	0.9	1.3	0.4	1.4
Coelastrum reticulatum	0.0	5.0	0.1	0.0	0.3
Chlorella vulgaris	1.5	1.5	1.5	2.3	1.0
Ulothrix subtilissima	1.1	0.6	0.8	0.0	1.4
CONJUGUEES					
Mougeotia gracillima	2.3	0.3	2.2	0.0	3.2
Closterium aciculare	1.6	0.1	0.3	3.1	1.0
Staurastrum cingulum	2.4	1.3	0.6	1.4	1.1
Staurastrum sebaldii v. ornatum	7.7	0.2	1.3	2.5	1.0
Staurastrum messikommeri	-	0.4	1.0	1.3	0.7
Cosmarium depressum v. planctonicum	0.6	1.0	0.5	0.5	0.7

Diatomées

L'abondance de *Stephanodiscus minutula* (syn : *St. hantzschii*) a fortement diminué en 1985 (130 cel/ml en moyenne) par rapport à 1981 et 1984 (2'540 et 1'810 cel/ml en moyenne).

Stephanodiscus alpinus (syn : *St. astraea* var. *minutula*) présente une forte poussée le 6 mai (620 cel/ml).

Stephanodiscus binderanus qui avait presque disparu de la biocénose phytoplanctonique du Léman en 1984, prolifère de nouveau abondamment en automne (960 cel/ml le 4 novembre).

Raréfiée de 1981 à 1983, *Fragilaria crotonensis* est redevenue abondante durant les étés en 1984 et 1985 (3'780 cel/ml le 22 juillet 1985).

Chlorophycées

Avec 50 espèces, cette classe est la plus diversifiée. Sa diversité est en augmentation par rapport aux années précédentes :

1981 :	43 espèces rencontrées
1982 :	46 espèces rencontrées
1983 :	40 espèces rencontrées
1984 :	36 espèces rencontrées
1985 :	50 espèces rencontrées

Chlorella vulgaris, présente tout au long de l'année, s'est faite plus discrète qu'en 1984. Le 20 mai, on en dénombrait 6'780 cel/ml. La moyenne de 1985 (1'280 cel/ml) est la plus basse des cinq dernières années.

Conjuguées

Mougeotia gracillima, après une quasi-disparition durant l'année 1984, réapparaît en abondance à l'automne (1'000 cel/ml le 11 septembre).

Closterium aciculare, après une forte poussée en 1984, présente des valeurs plus habituelles pour le Léman (30 cel/ml le 11 septembre).

Comme en 1982 et 1983, les *Staurastrum* ont été très peu abondants cette année.

Signalons la présence d'une nouvelle petite desmidiée planctonique *Closterium jenneri* Ralfs apparue le 22 juillet et qui s'est maintenue jusqu'à la fin de l'année.

3.3 VARIATIONS DE LA BIOMASSE

22 taxons seulement, sur 136, ont des biomasses relatives égales ou supérieures à 1 % de la biomasse totale, ce qui est nettement plus qu'en 1984 (13 taxons). C'est aussi le nombre le plus élevé de la période 1981-1985. Ces 22 espèces représentent 90 % de la biomasse totale (tableau 1).

L'évolution des différentes classes figure au tableau 2. La biomasse des cyanophycées est nettement au-dessus de la moyenne 1981-1984 (augmentation de 85 %) mais elle reste inférieure au maximum de 1982. La biomasse des diatomées pennées (principalement *Fragilaria crotonensis*) est supérieure de 38 % à la moyenne 1981-1984 et celle des chrysophycées inférieure de 37 %. La biomasse des autres classes varie dans des proportions inférieures à 20 %.

Les variations saisonnières de la biomasse se caractérisent par quatre pics distincts (figure 3) au point de vue qualitatif et quantitatif : un pic de cryptophycées et diatomées début mai; un pic de dinophycées, diatomées et chlorophycées fin juillet; un pic de cyanophycées et dinophycées fin septembre et un pic de dinophycées et cyanophycées fin octobre (figure 3). 56 % de la biomasse du pic de printemps est produite par des espèces de petite taille (nanoplancton); 80 % ou plus de la biomasse des pics suivants est due à des espèces de plus grande taille.

Tableau 2 - Biomasses absolues (µg/l) et relatives (%), par classe d'algues de 1981 à 1985

Classes	Biomasse absolue (µg/l)						Biomasse relative (%)					
	1981	1982	1983	1984	M 81-84	1985	1981	1982	1983	1984	M 81-84	1985
Cyanophycées	45	422	51	32	138	254	2.1	21.4	3.1	1.1	6.4	12.6
Dinophycées	653	747	718	1687	851	701	30.5	37.9	43.7	60.4	44.5	35.6
Cryptophycées	465	244	332	368	352	303	21.7	12.4	20.2	13.2	16.5	15.4
Chrysophycées	70	93	58	29	63	39	3.2	4.7	3.5	1.0	2.9	2.0
Diatomées :												
. pennées	145	66	36	113	90	124	6.8	3.3	2.2	4.0	4.2	6.3
. centriques	331	61	188	194	194	225	15.5	3.1	11.4	6.9	9.0	11.4
Chlorophycées	121	253	152	121	162	164	5.7	12.8	9.2	4.3	7.6	8.3
Conjuguées	312	85	108	251	189	158	14.6	4.3	6.6	9.0	8.8	8.1

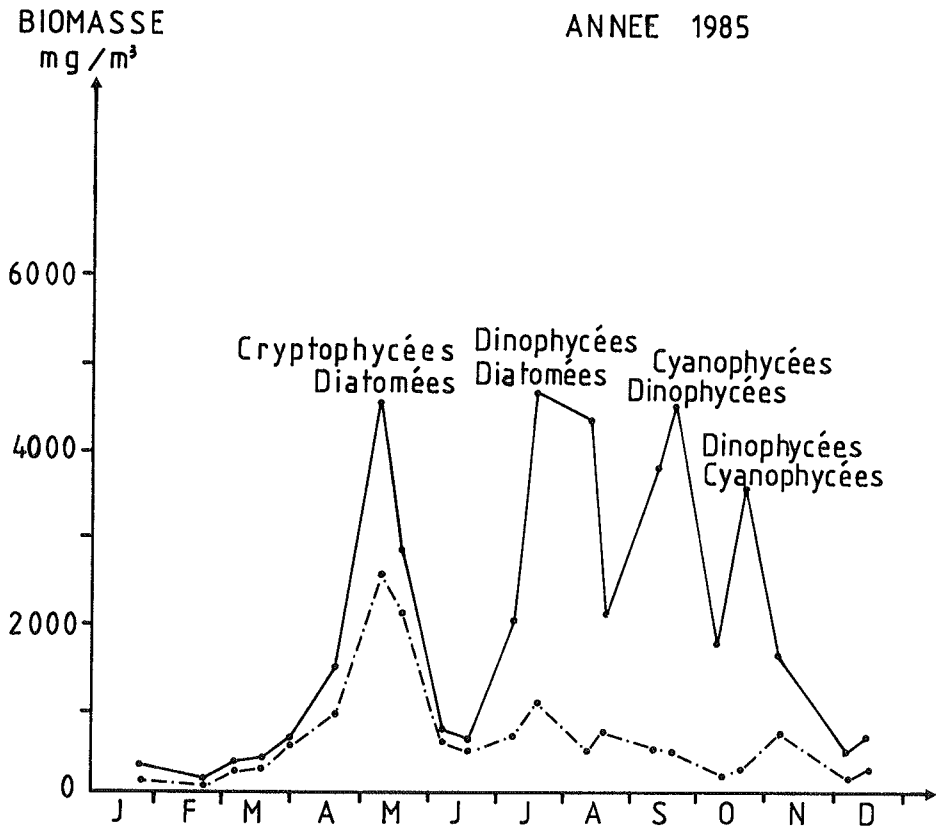
Avec une biomasse annuelle moyenne de 1'970 mg/m^3, l'année 1985 se situe dans la moyenne des quatre années précédentes (2'120 mg/m^3 en moyenne de 1981 à 1984) (tableau 3). La biomasse maximale est faible (4'670 mg/m^3) du fait de la moindre prolifération de *Ceratium hirundinella*.

Tableau 3 - Biomasse annuelle moyenne et biomasse maximale enregistrées de 1978 à 1985

Année	Nombre de campagnes de prélèvements	Biomasse annuelle moyenne (mg/m^3) à SHL 2	Biomasse annuelle maximale (mg/m^3) à SHL 2*
1978	12	1'800	5'900 (10)
1979	12	880	2'410 (08)
1980	12	1'250	5'160 (09)
1981	20	2'142	6'456 (07)
1982	21	1'971	8'463 (07)
1983	20	1'641	5'941 (07)
1984	20	2'740	11'460 (09)
1985	21	1'969	4'667 (07)

* Les chiffres entre parenthèses indiquent le numéro d'ordre du mois correspondant (ex : (08) = août)

Figure 3 - Evolution de la biomasse phytoplanctonique à SHL 2 et principales classes dominantes
(trait plein : biomasse totale; traitillé : biomasse nanoplanctonique)



4. TRANSPARENCE (tableau 4)

La transparence atteint au point SHL 2 en février 1985 une valeur exceptionnellement élevée (17.2 m); il faut remonter jusqu'à l'hiver 1971 pour trouver une valeur plus importante. Les fortes transparences hivernales sont liées à la rareté des particules en suspension; en l'absence quasi totale de phytoplancton à cette période (0.6 mg/m^{-3} de chlorophylle), elle dépend alors surtout des particules minérales en suspension.

En revanche, le minimum annuel de transparence, observé comme chaque année en mai (2.2 m fin mai 1985), est directement lié à l'abondance du nanophytoplancton, les organismes de petite taille altérant fortement la limpidité des eaux. A biovolume équivalent, les grandes formes planctoniques d'été et d'automne ont moins d'effet sur la transparence qui ne descend jamais en-dessous de 4 mètres.

Remarquons la forte transparence mesurée le 17 juin (10.1 m); cette clarification des eaux, classique à cette période, est due à la forte diminution du nanophytoplancton, brouté par le zooplancton.

Tableau 4 - Paramètres de production primaire, concentration en chlorophylle *a* et transparence au point SHL 2 en 1985

Date 1985	ΣA mg C/m^2.exp	PP_J mg C/m^2.J	A_{max} mg C/m^3.exp	$\Sigma A/A_{max}$	$Chl_{A_{max}}$ mg/m^3	Chl_{0-10} mg/m^3	T_{DS} m
22.01	26.4	58.6	3.1	8.5	1.2	1.1	11.50
25.02	46.5	103.4	2.8	16.9	0.7	0.6	17.20
04.03	57.2	127.2	5.6	10.3	1.5	1.3	12.20
18.03	90.2	200.5	6.0	15.2	1.4	1.3	13.90
01.04	347.3	771.8	23.5	14.8	3.5	3.3	10.20
22.04	419.8	932.8	42.5	9.9	8.7	6.5	5.80
06.05	905.1	2011.4	167.6	5.4	32.7	25.5	2.80
20.05	-	-	-	-	31.6	18.1	2.20
28.05*	634.8	1410.6	171.6	3.7	18.1	18.2	2.20
04.06	399.5	887.7	82.5	4.8	3.2	2.0	4.30
17.06	322.4	716.4	52.8	6.1	4.1	2.8	10.10
08.07	363.9	808.5	53.3	6.8	5.9	3.9	6.55
22.07	1244.4	2765.1	181.2	6.9	24.4	19.0	4.00
05.08	598.5	1329.9	74.6	8.0	14.4	9.2	4.00
19.08	697.9	1550.8	92.2	7.6	15.3	10.9	4.40
11.09	794.1	1764.5	139.9	5.7	15.4	14.7	4.20
23.09	542.4	1205.4	79.7	6.8	14.2	8.1	6.45
07.10	597.1	1326.9	104.0	5.7	6.4	3.0	8.40
22.10	127.3	283.0	15.6	8.1	5.2	4.4	6.40
04.11	313.0	695.5	37.6	8.3	7.3	6.6	7.00
02.12	87.1	193.6	6.8	12.8	2.1	2.0	9.80
16.12	74.9	166.4	9.8	7.7	3.1	2.1	11.00

* = 28 mai : mesures au point SHL 1

SYMBOLES UTILISES :

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

$Chl_{A_{max}}$: Concentration en chlorophylle *a* (mg/m^3) au niveau du maximum d'assimilation A_{max}

Chl_{0-10} : Concentration moyenne 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.

5. CHLOROPHYLLE ET PRODUCTION PRIMAIRE

5.1 *VARIATIONS SAISONNIERES*

Le tableau 4 regroupe les valeurs caractéristiques de la production primaire et des paramètres associés, mesurés au cours de l'année 1985. Les profils verticaux de production primaire et de chlorophylle *a* sont présentés figure 4. Les courbes de variations saisonnières de ces mêmes paramètres sont tracées figure 5.

De janvier à mars 1985, la biomasse (exprimée par la concentration en chlorophylle *a*) et la production primaire demeurent très faibles; elles sont limitées par l'insuffisance de l'énergie lumineuse incidente et par l'instabilité de la couche d'eau superficielle.

Le premier développement de phytoplancton se manifeste en avril, à l'occasion d'une période calme et ensoleillée permettant l'instauration de la stratification thermique momentanée. Le maximum de chlorophylle *a* a lieu début mai (25.5 mg m^{-3} de chlorophylle *a* en moyenne dans la couche 0-10 m et 32.7 mg m^{-3} à la profondeur de 2 m). Il coïncide avec le maximum annuel de production primaire qui dépasse 2'000 mg C m^{-2} $jour^{-1}$. Ces valeurs sont comparables à celles obtenues l'année précédente.

En juin, selon le schéma typique des variations saisonnières, la concentration en chlorophylle *a* décroît fortement, indiquant une diminution du phytoplancton. La consommation du nanophytoplancton par le zooplancton, alors très abondant, est le principal facteur responsable de la clarification des eaux. Des mesures du taux de broutage du phytoplancton par le zooplancton, réalisées en 1985 à l'aide d'algues marquées au ^{14}C, montrent que les daphnies, alors dominantes, sont capables de filtrer toute l'eau de la zone trophogène en moins d'une journée (GAWLER). A cette époque, la production primaire diminue elle aussi de façon considérable en dépit des conditions d'éclairement maximales.

A partir de juillet et jusqu'en automne se succèdent des développements d'algues planctoniques essentiellement de grande taille : dinophycées et diatomées "en chaînes" (*Fragilaria crotonensis*) fin juillet, dinophycées et cyanophycées en octobre (*Ceratium hirundinella, Oscillatoria rubescens*).

5.2 *PRODUCTION ANNUELLE*

La production annuelle brute est obtenue par intégration des valeurs journalières mesurées au cours de l'année. On calcule alors la production nette, correspondant à la quantité de matière organique à la disposition des consommateurs en opérant un abattement de 40 % correspondant aux pertes de carbone organique par respiration et excrétion.

En 1985, la production primaire annuelle nette (tableau 5) s'établit à 185 g $C/m^2/an$, valeur encore relativement faible, bien qu'en légère augmentation - non significative - par rapport à l'année précédente. Le moyenne pondérée de la concentration en chlorophylle *a* dans la couche 0-10 m, calculée sur l'année 1985, atteint 6.4 mg/m^3. Ce paramètre accuse donc un accroissement sensible par rapport aux trois années précédentes, tout en restant bien en dessous de la forte valeur qui caractérise l'année 1981 (7.5 mg/m^3).

TABLEAU 5 - Evolution des paramètres globaux de production primaire et de biomasse (chlorophylle *a*) de 1977 à 1985

	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985
Production annuelle nette (g $C/m^2/an$)	174	157	170	205	231	230	190	174	185
Chlorophylle *a* (0-10 m) moyenne annuelle (mg/m^3)	4.7	4.9	4.8	4.7	7.5	5.2	4.5	5.6	6.4

Figure 4 - Profils verticaux de production primaire (trait plein) et de chlorophylle *a* (tirets) dans le Léman au point SHL 2, campagne 1985. Les données de production correspondent à la période d'incubation (tiers médian de la période diurne).

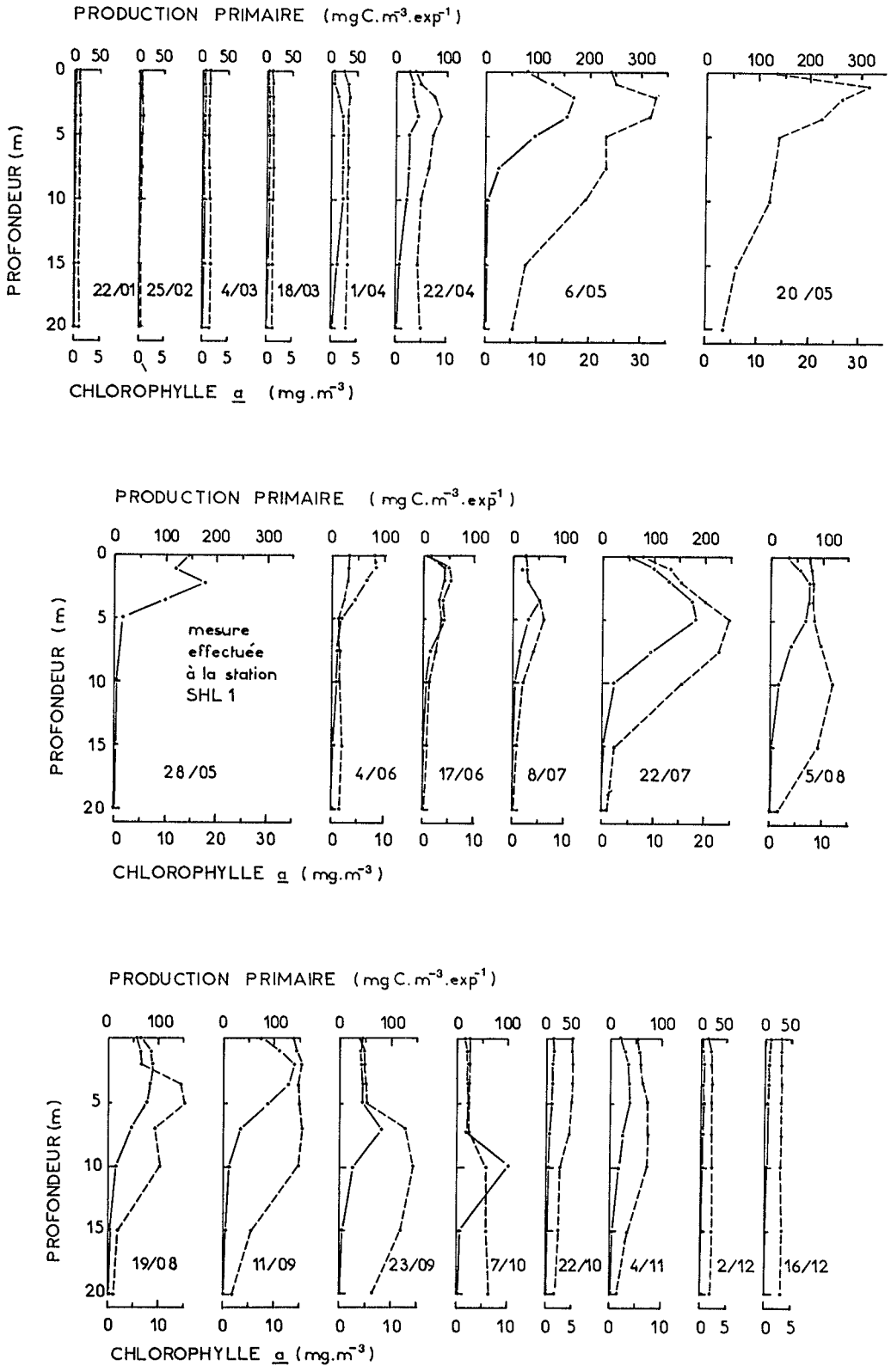
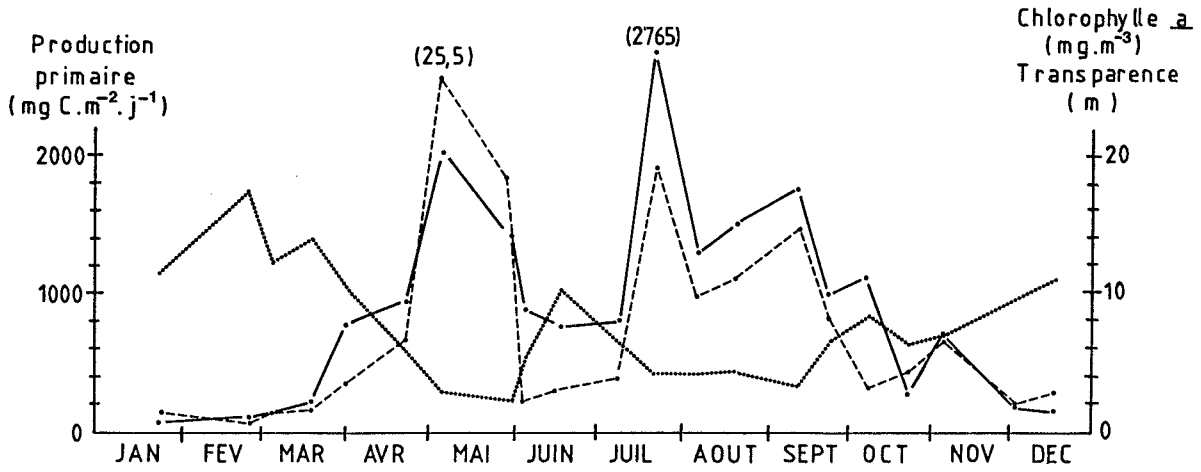


Figure 5 - Variations saisonnières de la production primaire (trait plein), de la teneur en chlorophylle *a* dans les 10 premières mètres (tirets) et de la transparence (pointillés) dans le Léman au point SHL 2, au cours de l'année 1985

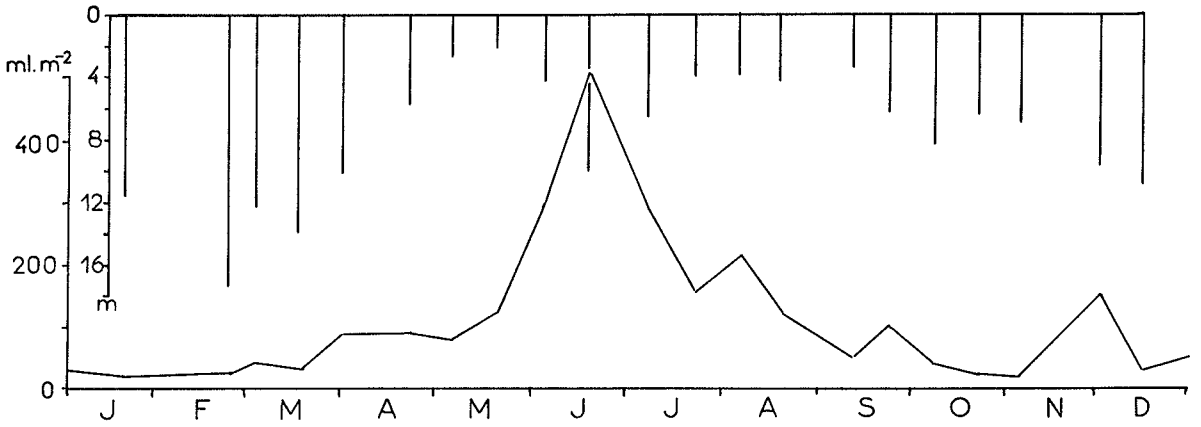


6. ZOOPLANCTON

6.1 *BIOVOLUME SEDIMENTE*

Le cycle annuel du zooplancton présente une seule phase de développement important en juin (509 ml/m^2); les autres pics saisonniers sont peu marqués, sauf celui de fin d'automne (151 ml/m^2) dû à une poussée relativement tardive des daphnies (figure 6).

Figure 6 - Variations saisonnières de la transparence des eaux (en haut) et de l'abondance du zooplancton sédimenté (en bas)



Il faut noter le rôle important joué par le zooplancton, et en particulier par les daphnies, dans l'augmentation de la transparence des eaux en juin.

Depuis le maximum observé en 1981 (258 ml/m^2), la quantité annuelle moyenne du zooplancton sédimenté continue toujours à décroître, passant de 162 ml/m^2 en 1984 à 117 ml/m^2 en 1985.

6.2 *ROTIFERES*

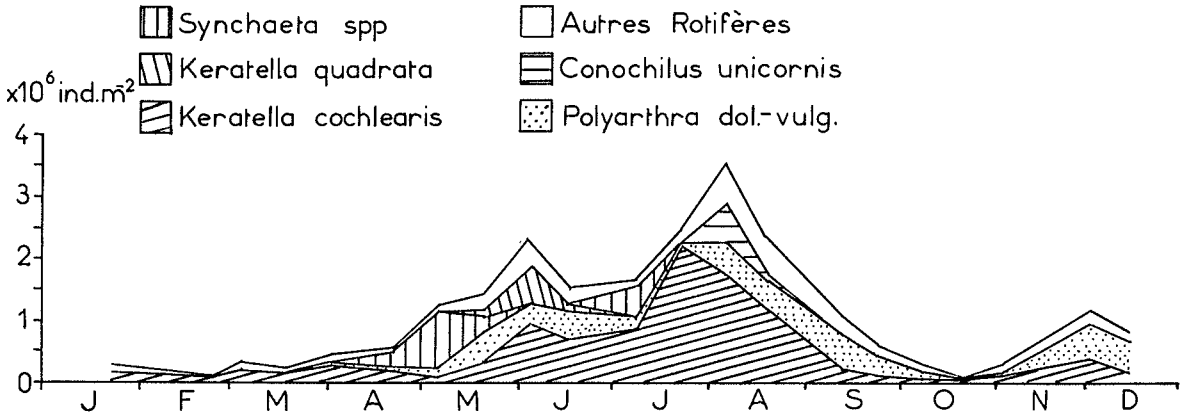
1. *Abondance des Rotifères*

L'abondance moyenne annuelle des rotifères (1.02 . 10^6 ind/m^2) est comparable à celle observée en 1984 (0.99 . 10^6 ind/m^2), pour une biomasse moyenne exprimée en poids frais de 1.10 g/m^2 (1.11 g/m^2 en 1984).

2. *Cycle saisonnier et composition de la biocénose*

La population rotatorienne, peu abondante en hiver, commence à se développer en avril pour atteindre un premier pic en juin (2.33 . 10^6 ind/m^2) et son maximum annuel d'abondance en août (3.5 . 10^6 ind/m^2). Les rotifères régressent ensuite très fortement en octobre avant de se développer en décembre (1.16 . 10^6 ind/m^2) (figure 7).

Figure 7 - Variations saisonnières de l'abondance des rotifères



La liste des rotifères observés en 1985 est donnée dans le tableau 6.

En hiver, la population est peu nombreuse et peu diversifiée avec 9 espèces présentes(13 en 1984); le développement printanier résulte de l'essor de *Synchaeta oblonga* en mai, puis de *Polyarthra dolichoptera-vulgaris* et de *Keratella cochlearis* qui constitue en été l'espèce dominante du peuplement rotatorien.

A l'exception de l'important développement estival de *Keratella cochlearis*, l'année 1985 est caractérisée par une absence de périodes de forte abondance des autres espèces.

Keratella cochlearis constitue l'espèce dominante, comme durant les trois années précédentes, devant *Polyarthra dolichoptera-vulgaris* et *Synchaeta oblonga*, cette dernière espèce étant en forte augmentation numérique, alors que les effectifs de *Conochilus unicornis* sont en nette régression.

en % du nombre total des individus dénombrés	1981	1982	1983	1984	1985
Keratella cochlearis	19.5	39.9	30.3	43.6	44.6
Polyarthra dol-vulg.	27.6	34.2	14.1	23.4	22.1
Synchaeta oblonga	21.8	4.8	10.0	3.8	11.0
Kellicottia longispina	1.0	2.9	8.4	2.7	4.0
Keratella quadrata	2.5	3.1	5.4	1.8	4.6
Asplanchna priodonta	0.9	3.2	3.0	3.2	3.1
Conochilus unicornis	5.1	2.9	19.4	11.4	3.6

Tableau 6 - Liste des espèces rencontrées dans le Léman en 1985

ROTIFERES

BRACHIONIDAE

Brachionus rubens (1)
Keratella cochlearis
K. cochlearis var. *hispida*
K. cochlearis forme *tecta*
K. quadrata
Notholca acuminata (L)
N. caudata
N. labis (1)
N. squamula
Kellicottia longispina

EUCHLANIDAE

Euchlanis dilatata (L)

LECANIDAE

Lecane luna (L)
Lecane lunaris (L)

COLURELLIDAE

Lepadella ovalis (L)

TRICHOCERCIDAE

Trichocerca capucina
T. dixon-nuttalli
T. porcellus
T. similis

GASTROPODIDAE

Gastropus stylifer
Ascomorpha ecaudis
Ascomorpha ovalis
A. saltans

SYNCHAETIDAE

Synchaeta sp
S. oblonga
S. pectinata
Polyarthra dolichoptera
P. vulgaris
Ploesoma truncatum

ASPLANCHNIDAE

Asplanchna priodonta

TESTUDINELLIDAE

Pompholyx sulcata

CONOCHILIDAE

Conochilus unicornis

FILINIIDAE

Filinia terminalis (1)

COLLOTHECIDAE

Collotheca sp
C. mutabilis (L)

ENTOMOSTRACES

SIDIDAE

Sida crystallina (L)

DAPHNIIDAE

Daphnia galeata
D. longispina
D. hyalina
D. hyalina var. *pellucida*

BOSMINIDAE

Bosmina coregoni

MACROTHRICIDAE

Iliocryptus sordidus (L)

CHYDORIDAE

Eurycercus lamellatus (L)
Chydorus sphaericus (L)
Pleuroxus aduncus (L)
Disparalona rostrata (L)
Alona guttata (L)
Biapertura affinis (L)
Leydigia quadrangularis (L)
Acroperus harpae (L)

POLYPHEMIDAE

Bythotrephes longimanus
Polyphemus pediculus (L)

LEPTODORIDAE

Leptodora kindtii

DIAPTOMIDAE

Eudiaptomus gracilis

CYCLOPIDAE

Macrocyclops albidus
Cyclops strenuus landei
C. prealpinus
C. vicinus
Acanthocylops robustus
Megacyclops viridis (L)
Mesocyclops leuckarti

MOLLUSQUES

Dreissena polymorpha

() : Espèces récoltées uniquement à SHL 1 *(1)*
ou en zone littorale *(L)*

3. *Biomasse des Rotifères*

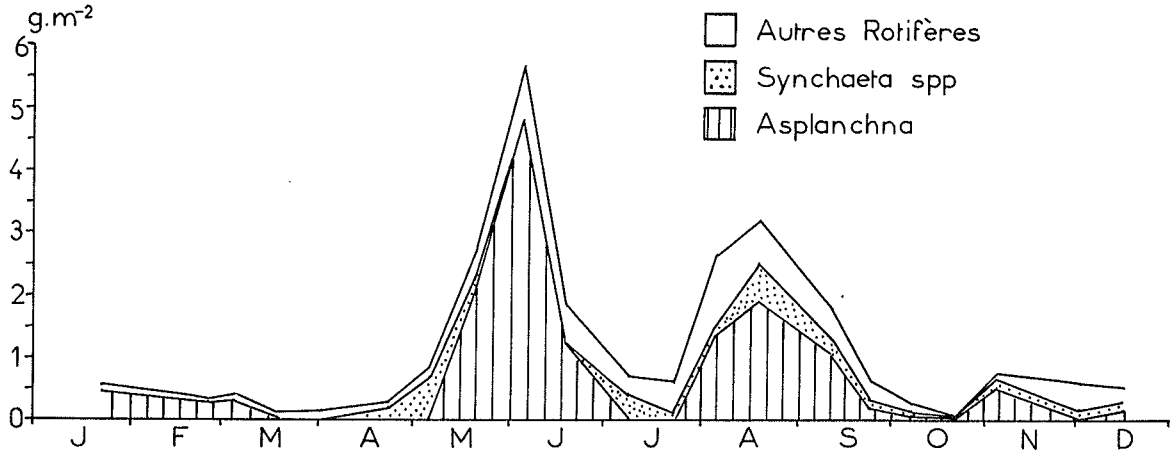
Le cycle d'évolution de la biomasse (poids frais) des rotifères présente deux pics saisonniers importants, en juin (5.7 g/m^2) et en août (3.2 g/m^2) (figure 8). *Asplanchna priodonta* constitue presque toujours la plus importante part de la biomasse.

4. *Commentaires sur les espèces observées en 1985*

Trente-et-une espèces ont été observées en 1985 dans le Léman (32 en 1984), dont 23 en zone pélagique à la station SHL 2.

Par rapport à l'année précédente, on note en 1985 la réapparition en zone pélagique d'*Ascomorpha ecaudis*, l'augmentation numérique de *Notholca squamula*, la raréfaction de *Filinia terminalis* et *Notholca caudata*, et la disparition dans les échantillons de *Filinia longiseta*, *Ploesoma hudsoni*, *Euchlanis dilatata*, *Testudinella patina*, et *Trichocerca bicristata*.

Figure 8 - Variations saisonnières de la biomasse (poids frais) des rotifères



6.3 ENTOMOSTRACES

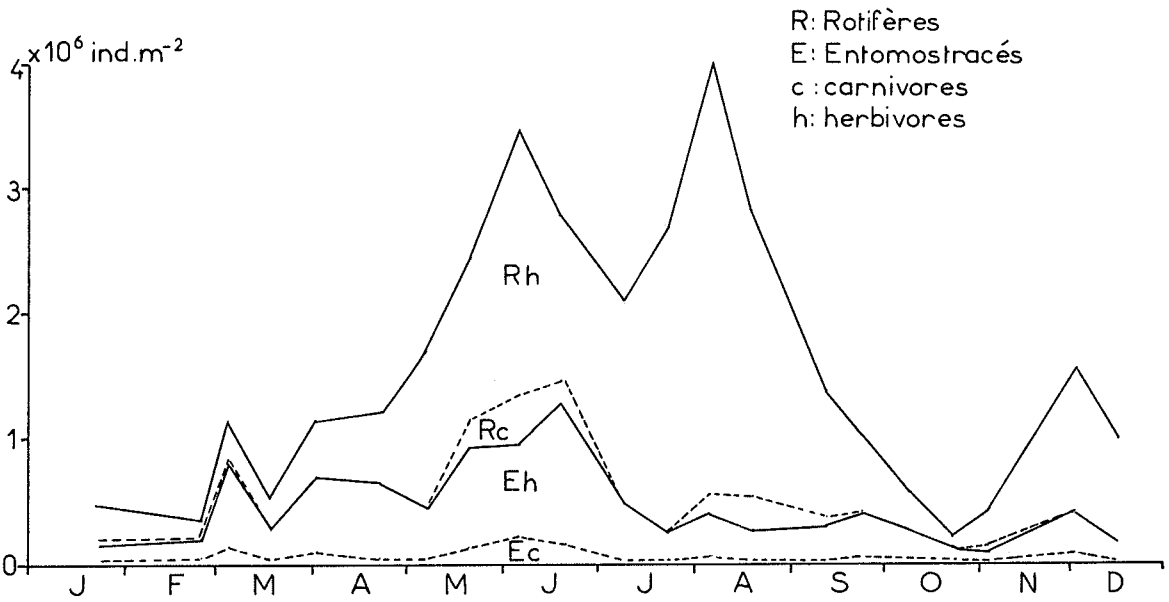
1. *Espèces rencontrées en 1985*

Par rapport à l'année précédente, plusieurs espèces n'ont pas été récoltées en zone pélagique, bien que présentes dans la zone littorale : *Sida crystallina* et *Polyphemus pediculus*. *Diaphanosoma brachyurum*, espèce signalée pour la première fois dans le Léman en 1984, n'a pas été observée en 1985. Le zooplancton pélagique ne représente qu'une partie seulement des entomostracés dont certains groupes, comme les chydoridae et les macrothricidae, sont typiquement littoraux (tableau 6).

2. *Cycle d'abondance des Entomostracés*

En général nettement moins nombreux que les rotifères, les entomostracés se développent à partir de mars et atteignent leur abondance maximale en juin ($1.29 \cdot 10^6$ ind/m^2) en relation avec la poussée printanière du phytoplancton; les pics d'été et d'automne sont peu marqués en 1985 (figure 9).

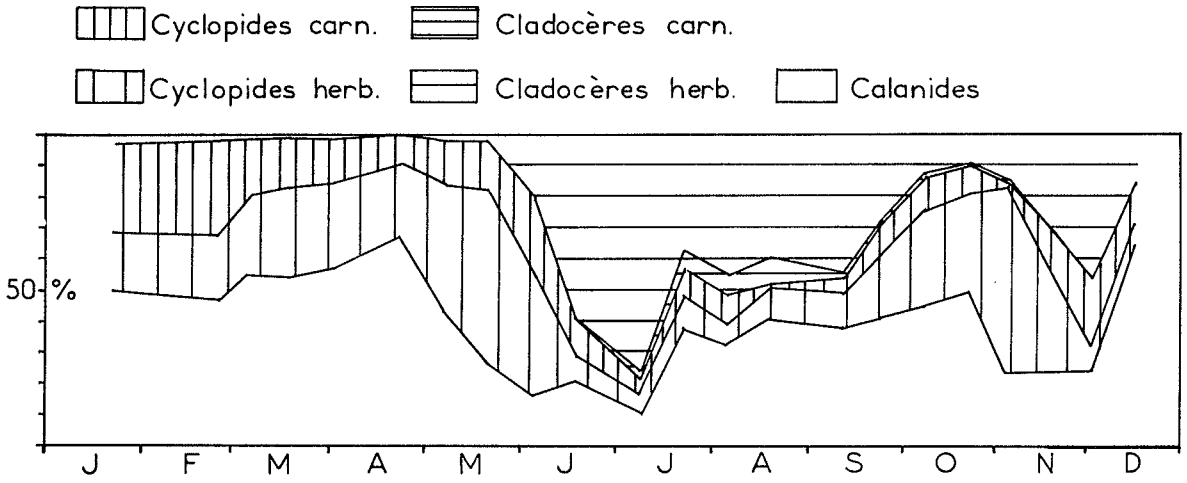
Figure 9 - Variations saisonnières de l'abondance du zooplancton total



Tant pour les rotifères que pour les entomostracés, les individus herbivores sont toujours plus abondants que les carnivores.

En pourcentage du nombre des individus présents, le zooplancton crustacéen est presque uniquement composé de cyclopides et de calanides en hiver. A partir de mai, les cladocères herbivores (*Daphnia* spp) se développent en abondance, représentant jusqu'à 76 % des Entomostracés au début du mois de juillet. Puis les calanides et les cyclopides reprennent un peu d'importance en automne (figure 10)

Figure 10 - Variations saisonnières des entomostracés en % du nombre total d'individus

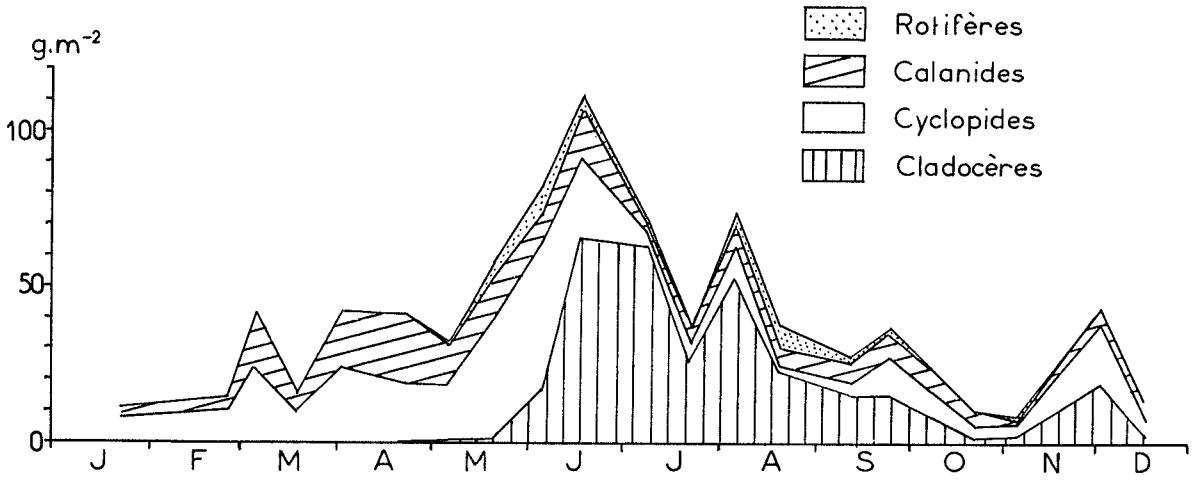


Par rapport à 1984, les cladocères sont moins bien représentés en automne, avec une forte diminution en octobre en particulier.

En fonction du régime alimentaire des différentes espèces rencontrées, le pourcentage des carnivores est maximal au printemps et en automne, alors que les phytophages sont largement dominants à la fin du printemps et en été.

Les entomostracés représentent l'essentiel de la biomasse du zooplancton, qui est maximale en juin (114.5 g/m^2, dont 4.1 g/m^2 seulement pour les rotifères) (figure 11).

Figure 11 - Variations saisonnières de la biomasse (poids frais) du zooplancton total



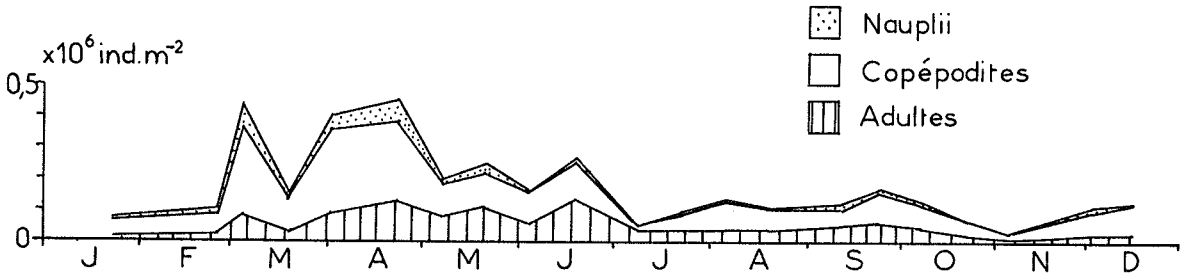
La biomasse hivernale est due surtout aux cyclopides, alors qu'au printemps, les calanides et les cyclopides sont représentés dans des proportions identiques. A partir de juin et jusqu'en août, les cladocères constituent l'essentiel de la biomasse (maximum de 65.3 g/m^2 en juin). En automne, les trois groupes ont tendance à intervenir de façon équivalente dans la biomasse totale.

3. *Succession des différents groupes et espèces*

a. CALANIDES

Ce groupe monospécifique se développe à la fin de l'hiver et au début du printemps; présents toute l'année, les calanides sont relativement peu abondants en été et en automne (figure 12).

Figure 12 - Variations saisonnières de l'abondance des calanides



Eudiaptomus gracilis montre une importante période de reproduction de mars à mai, qui se poursuit jusqu'en automne, mais avec une intensité moindre.

b. CLADOCERES

Le développement des cladocères commence fin mai et le maximum annuel de la population est atteint rapidement, à la mi-juin. Les cladocères se raréfient ensuite en été; après le minimum d'octobre, on assiste à un développement tardif de *Daphnia hyalina* en fin d'automne (figure 13).

Daphnia hyalina représente l'espèce dominante parmi les cladocères, avec un maximum apparaissant en juin, avant le développement de *Daphnia galeata* et *D. pellucida*. *Bosmina coregoni* apparaît surtout en automne et *Daphnia longispina* au printemps.

Les cladocères prédateurs (*Bythotrephes* et *Leptodora*) sont abondants de juin à mi-octobre.

Les premiers individus de *Leptodora* apparaissent dans les échantillons de plancton à partir d'avril, deviennent très abondants en été (maximum de 26'400 ind/m^2 le 5 avril) et régressent en automne pour disparaître vers la fin décembre (figure 14). Les mâles de cette espèce apparaissent au début du mois de juillet et sont relativement abondants en septembre.

Bythotrephes est numériquement moins abondant que *Leptodora*; ses effectifs atteignent au maximum 3'700 ind/m^2 mais cette espèce est présente presque toute l'année dans les échantillons de plancton.

Tout au long de l'année, les daphnies représentent la presque totalité des cladocères (figure 15); les autres espèces ont une représentation numérique en général faible, sauf en été pour *Leptodora* et en fin d'automne pour *Bosmina*.

Figure 13 - Variations saisonnières de l'abondance des cladocères

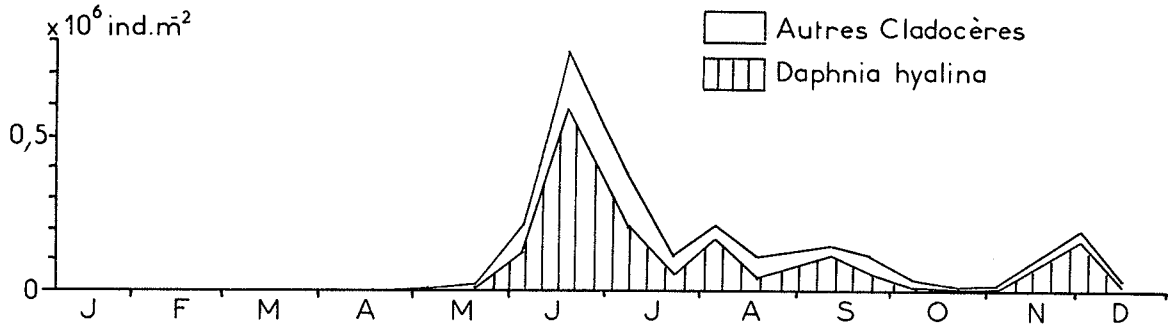


Figure 14 - Variations saisonnières de l'abondance des cladocères prédateurs

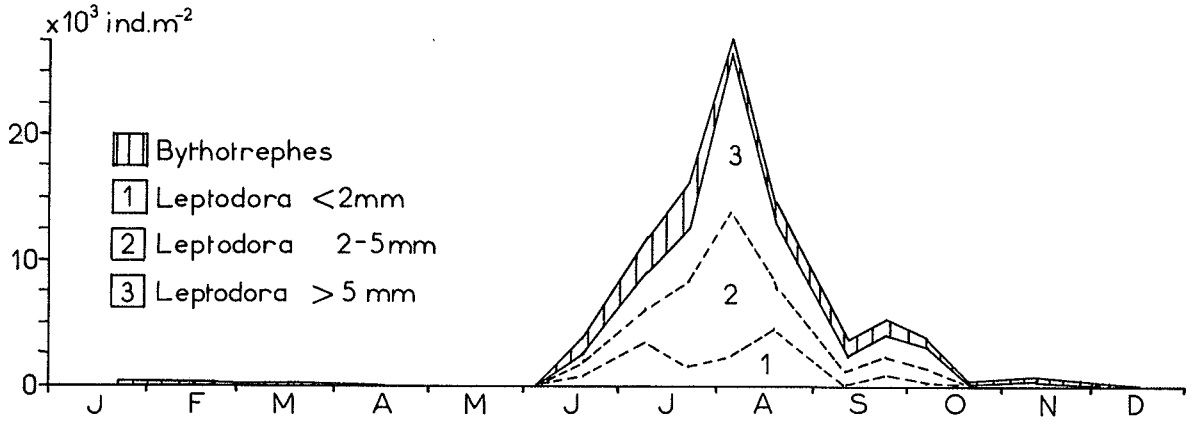
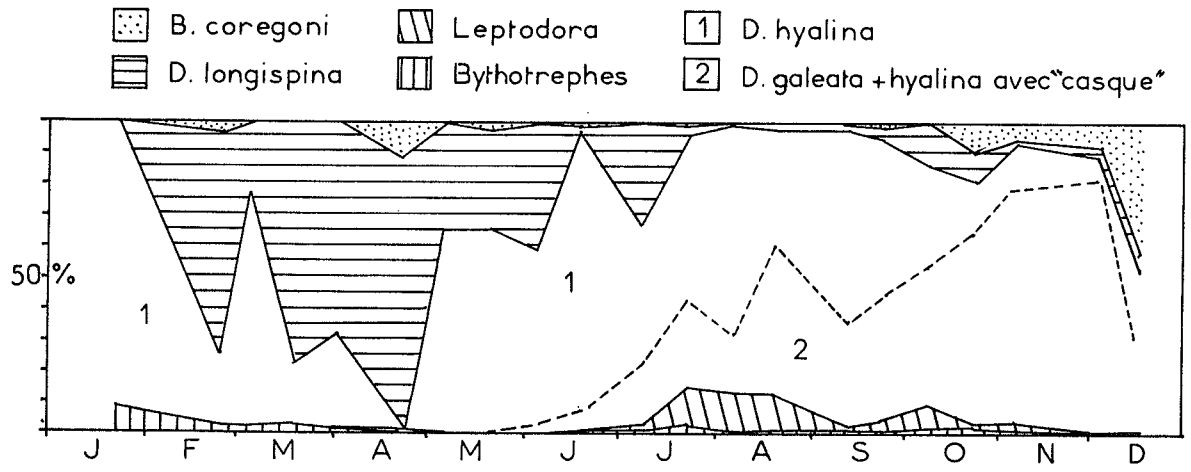


Figure 15 - Variations saisonnières de l'abondance des cladocères en % du nombre total des cladocères



c. CYCLOPIDES

Relativement abondants à la fin de l'hiver, les cyclopides atteignent leur densité maximale en mai avant de régresser en été et en automne (figure 16). Les adultes ne représentent qu'une faible partie de la population qui est à longueur d'année dominée par les stades juvéniles.

Les cyclopides sont surtout représentés par *Cyclops vicinus* et *Cyclops préalpinus*; les autres espèces apparaissent surtout en automne (figure 17).

Figure 16 - Variations saisonnières de l'abondance des cyclopides

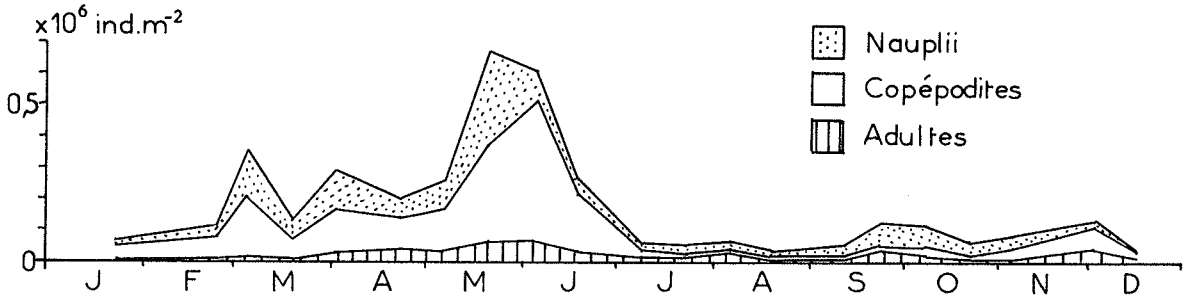
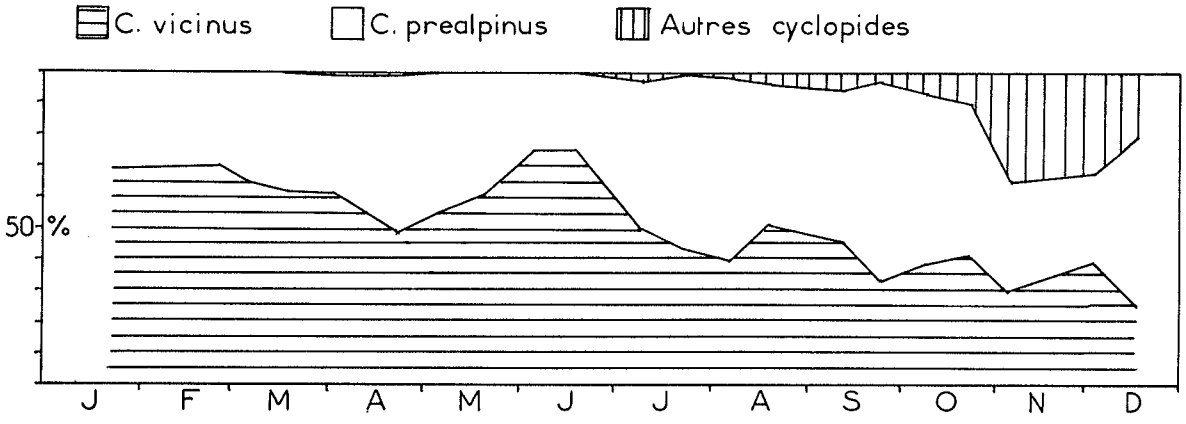


Figure 17 - Variations saisonnières de l'abondance des cyclopides en % du nombre d'individus



6.4 *MOLLUSQUES*

Les larves de *Dreissena polymorpha* ont été récoltées en zone pélagique à la station SHL 2 à partir de juillet et jusqu'en novembre, avec une abondance maximale de 37'400 ind/m^2 le 5 août et de 42'100 ind/m^2 le 7 octobre.

6.5 *REMARQUES GENERALES SUR LE ZOOPLANCTON EN 1985*

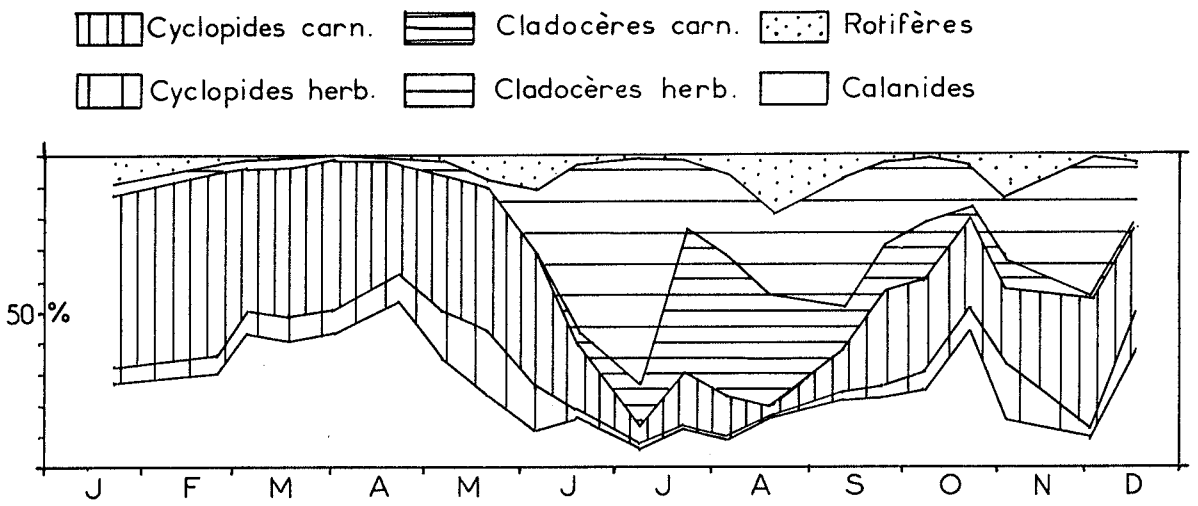
L'année 1985 est marquée par la poursuite de la diminution de l'abondance du zooplancton sédimenté.

L'abondance des rotifères est identique à celle observée en 1984, alors que les entomostracés sont dans leur ensemble moins abondants que l'année précédente.

Par rapport à la biomasse totale du zooplancton, on note la faible participation pondérale des rotifères par rapport aux entomostracés; celle-ci dépasse rarement 10 % du poids frais du zooplancton, sauf lorsque *Asplanchna* se développe en abondance (mai, août, novembre).

En hiver, les cyclopides carnivores sont dominants tandis que les herbivores sont représentés surtout par les calanides (figure 18). Les cladocères herbivores commencent à se développer en mai et les cladocères carnivores en juin, ces deux groupes constituant la majeure partie du plancton estival. A la fin de l'été, les cladocères régressent tandis que les calanides et les cyclopides reprennent de l'importance, si bien qu'en automne les trois grands groupes d'entomostracés sont représentés par des proportions identiques.

Figure 18 - Variations saisonnières des différents groupes du zooplancton en fonction du % du poids frais



7. INTERRELATIONS ENTRE CERTAINS PARAMETRES PHYSIQUES, CHIMIQUES ET BIOLOGIQUES EN 1985 (FIGURE 19)

7.1 *TEMPERATURE ET ECLAIREMENT*

Le plancton est peu abondant pendant la phase d'homothermie du lac qui s'achève à la mi-mars 1985. L'augmentation du rayonnement solaire à partir de mars et le réchauffement progressif des eaux de surface permettent le développement du phytoplancton puis du zooplancton dont l'activité se manifeste jusqu'à la fin du mois de septembre.

Le refroidissement automnal des eaux, qui apparaît tardivement, à partir du 7 octobre 1985 (le 3 septembre en 1984), ainsi que la diminution progressive de la durée du jour et de l'intensité lumineuse, entraînent une réduction de l'abondance du plancton qui se poursuit durant tout l'hiver.

7.2 *TRANSPARENCE*

Les fortes valeurs hivernales de la transparence sont associées à une faible valeur de la biocénose phytoplantonique. La transparence diminue ensuite régulièrement au fur et à mesure que le phytoplancton se développe; le minimum de transparence observé les 20 et 28 mai (2.2 m) est associé à l'abondance printanière maximale du phytoplancton.

Le développement important du zooplancton en mai et juin entraîne un éclaircissement des eaux par suite du broutage du phytoplancton de petite taille par les daphnies; la transparence des eaux passe alors de 2.2 m le 20 mai à 10.1 m le 17 juin.

A partir de juillet, la seconde phase de développement du phytoplancton entraîne une nouvelle réduction de la transparence des eaux jusqu'en septembre. Pendant cette période, le zooplancton, moins abondant qu'au printemps, est incapable de contrôler efficacement le phytoplancton constitué par des algues de grande taille et plus difficilement ingérables (cyanophycées et dinophycées).

7.3 *OXYGENE DISSOUS ET pH*

Au printemps, le développement du phytoplancton entraîne une augmentation de la teneur des eaux en oxygène dissous dans la zone trophogène; les sursaturations en oxygène dissous apparaissent en avril et se maintiennent jusqu'à la mi-octobre (mi-septembre en 1984) par suite de l'allongement de la période de stratification estivale des eaux.

L'intensité de la production primaire entraîne une alcalinité permanente des eaux qui ne diminuera qu'avec la circulation automnale des eaux.

7.4 *ELEMENTS FERTILISANTS*

La réduction progressive des nitrates et des orthophosphates au printemps va de pair avec le développement du phytoplancton.

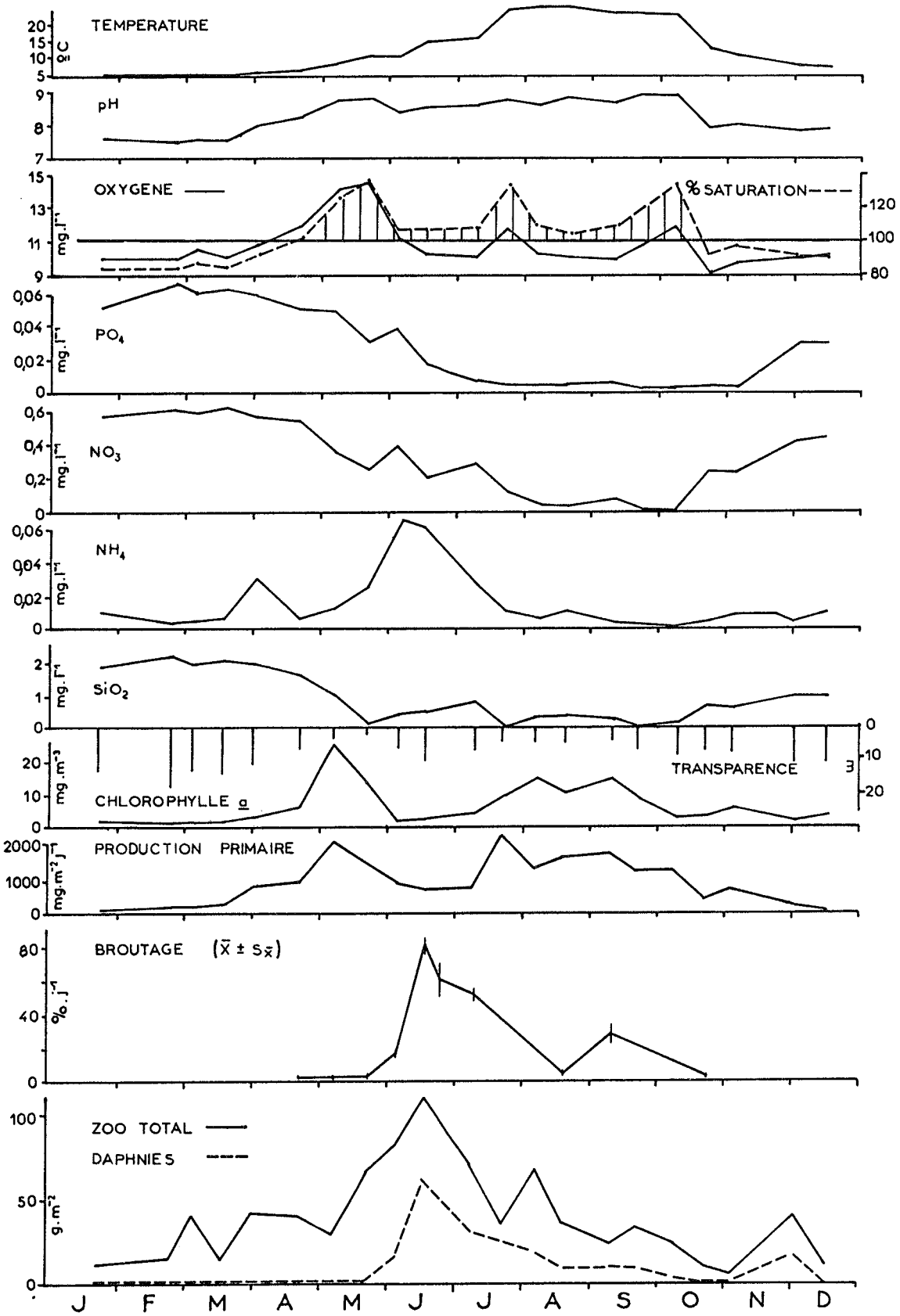
Les remontées des teneurs en orthophosphates et nitrates observées au début du mois de juin sont à mettre en relation avec l'abondance du plancton en général, et du zooplancton en particulier qui, par excrétion ou par décomposition *Post mortem* est susceptible de relarguer dans le milieu de l'azote et du phosphore en quantités appréciables.

7.5 *RELATIONS PHYTOPLANCTON-ZOOPLANCTON*

Tout au long de l'année, le phytoplancton constitue une biomasse alimentaire disponible pour les organismes herbivores du zooplancton, y compris en hiver lorsque la production primaire est faible.

Le contrôle de l'abondance du phytoplancton par le broutage exercé par le zooplancton est d'autant plus efficace que le phytoplancton renferme des espèces de petite taille, facilement ingérables par le zooplancton, les daphnies en particulier dont l'impact sur les algues est le plus important.

Figure 19 - Variations comparées de paramètres physiques, chimiques et biologiques du Léman (station SHL 2) en 1985



Le développement des daphnies en juin entraîne une sévère limitation de l'abondance du phytoplancton constituée à cette période d'une majorité d'algues de petite taille (cryptophycées et diatomées).

En septembre, lors d'une nouvelle phase de broutage intense, les daphnies arrivent à limiter en partie l'intensité de la production primaire, mais n'agissent que peu sur l'abondance du phytoplancton constitué surtout d'algues difficilement ingérables. C'est à cette période en effet que se développent les cyanophycées filamenteuses, en particulier *Oscillatoria rubescens*, très abondante en automne 1985.

8. CONCLUSIONS

En 1985, la biomasse phytoplanctonique moyenne se situe dans la moyenne des trois années précédentes. Bien que légèrement plus élevée qu'en 1984, la production primaire reste faible. La biomasse zooplanctonique décroît depuis 1981, ce qui correspond à une diminution du nanoplancton, facilement consommable, au profit d'espèces de grande taille. Parmi les algues susceptibles de colorer les eaux en rouge, on remarque la prolifération d'*Oscillatoria rubescens*, restée discrète les deux années précédentes. En revanche *Ceratium hirundinella* n'a pas présenté de pic spectaculaire comme en 1984.

D'une façon générale, depuis 1982 les paramètres biologiques indiquent une tendance à la stabilisation de l'état trophique du lac, en dépit des fluctuations interannuelles dues aux variations des conditions climatiques. Toutefois, la prolifération d'*Oscillatoria rubescens* en automne 1985 reste inquiétante, cette espèce affectionnant particulièrement les eaux très eutrophes.

RECHERCHE DE METAUX DANS L'EAU DU LEMAN

CAMPAGNE 1985

PAR

CLAUDE CORVI

LABORATOIRE CANTONAL DE CHIMIE, GENEVE

RESUME

Les concentrations de divers métaux sont mesurées dans les eaux du Léman, à différentes profondeurs, au centre du lac.

Les teneurs, qui ne varient pas significativement pendant la durée du programme quinquennal 1981-1985, restent faibles et inférieures aux normes requises pour les eaux de boisson.

Lors de la stratification thermique, les valeurs de manganèse observées au fond du lac sont inférieures à celles des années précédentes.

INTRODUCTION

Le contrôle des teneurs en métaux de l'eau du lac s'est poursuivi cette année. Cette étude qui prévoyait initialement la surveillance semestrielle de quatre niveaux et de huit métaux au point SHL 2 dans la partie centrale du lac a été, depuis 1982, étendue à huit niveaux.

L'évolution des concentrations de fer et de manganèse des couches profondes a été également suivie cette année. Cette recherche, bien que non prévue au programme quinquennal, est maintenue, ces paramètres étant intéressants pour tout projet de modélisation.

ECHANTILLONNAGE

Deux campagnes principales de prélèvements sont effectuées au point SHL 2, les 18 mars et 23 septembre, c'est-à-dire après le brassage hivernal des eaux et pendant la période de stagnation. Les échantillons sont prélevés à 1, 5, 7.5, 10, 30, 100, 200 et 309 m de profondeur.

En plus, les eaux des couches profondes sont prélevées chaque mois tous les 5 m, de 275 m au fond, pour le dosage du fer et du manganèse.

PRINCIPE DES METHODES

Dès réception au laboratoire, les échantillons sont acidifiés à l'aide d'acide nitrique suprapur, à raison de 2 o/oo, pour favoriser une bonne conservation et éviter l'adsorption de traces métalliques sur la paroi des récipients.

Tous les dosages sont réalisés sur eaux brutes, non filtrées.

Les éléments majeurs, calcium et magnésium, sont mesurés par absorption atomique, dans une flamme air-acétylène après dilution de l'échantillon dans un tampon spectral destiné à la correction des interactions.

Les métaux traces, à l'exception du mercure, sont dosés par absorption atomique sans flamme (four graphite) selon la méthode des ajouts dosés.

Les analyses sont effectuées sur des échantillons préalablement concentrés dix fois par évaporation afin d'assurer une meilleure sensibilité.

Le mercure est recherché sur l'eau brute également, mais après oxydation de l'échantillon; la teneur en mercure est mesurée par absorption atomique sans flamme selon la méthode décrite dans le Manuel Suisse des Denrées Alimentaires - (1983).

RESULTATS

Nous n'avons pas décelé de mercure dans les différents échantillons : la teneur de ce métal dans l'eau est inférieure à la limite de détection de notre méthode, à savoir 0.05 µg/l. Rappelons que DOGAN et al. (1976) avaient observé, il y a dix ans, des teneurs dans l'eau du lac de l'ordre de 0.015 µg/l.

Les tableaux 1 et 2 regroupent les résultats des deux campagnes principales pour les autres métaux.

Au vu de ces résultats, les principales observations formulées les années antérieures peuvent être reprises :

- les teneurs en calcium sont uniformes dans toute la colonne d'eau le 18 mars, ce qui traduit la relative homogénéité des eaux après le brassage hivernal. Cette homogénéité est confirmée par d'autres facteurs : température, oxygène, conductivité, etc... Par contre, le 23 septembre, le gradient de concentration s'établit suite à la précipitation de calcite dans l'épilimnion (BLANC et MONOD, 84).

- les concentrations de magnésium ne varient que très légèrement en fonction de la profondeur lors de la précipitation du carbonate de calcium pendant la période de stratification estivale (BLANC et MONOD, 1984)

- les teneurs en métaux lourds, plomb, cadmium, chrome et cuivre demeurent faibles en toutes saisons et bien inférieures aux valeurs recommandées pour une eau de boisson (CORVI, 1984). Il n'y a pas de variations significatives des concentrations en fonction de la profondeur. Comme signalé antérieurement, les concentrations de cadmium sont voisines de celles rencontrées dans le lac de Constance (HEGI, 1976 - SIGG et al., 1982) mais celles de cuivre et plomb sont légèrement supérieures

- comme pour la campagne 1984, nous observons, pour le fer et l'aluminium, des concentrations qui varient conjointement en fonction de la profondeur pour les prélèvements de mars. Cette corrélation peut être due soit à la formation de polymères mixtes d'hydroxydes de fer et d'aluminium, soit à la présence d'argiles en suspension. Les teneurs élevées de ces éléments observées au fond du lac le 19 mars sont compatibles avec cette dernière hypothèse.

Le tableau 3 regroupe les résultats des mesures de manganèse au fond du lac. La concentration de cet élément est faible dans la colonne d'eau. Par contre, les couches profondes présentent des valeurs élevées pendant la stratification thermique. Comme nous l'avons vu antérieurement (CORVI,1984), ceci est lié aux phénomènes d'oxydo-réduction qui se développent à l'interface eau-sédiment lorsque l'on tend vers l'anoxie ou du moins lors de la diminution de l'oxygène dans l'hypolimnion. L'abaissement de ce paramètre induit une augmentation de la concentration de manganèse soluble Mn^{2+} qui n'atteint pas, cette année, de valeurs élevées. Mais comme le montre la figure 1, la concentration en oxygène reste relativement forte, contrairement aux années antérieures. Ultérieurement, ce manganèse oxydé en Mn^{4+} par des bactéries précipite. Cette réaction est induite par des micro-organismes du genre *Metallogenium* (JAQUET et al., 1982). Plus récemment, BALIKUNGERI et al., (1985) ont identifié les bactéries responsables de cette oxydation dans les eaux du Rhône émissaire : il s'agit de *Gallionella sp.* et *Leptothrix discophora*.

Tableau 1 - Echantillons du 18 mars 1985

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
1	46.5	6.2	1.4	n.d.*	0.01	0.2	1.3	9.4	14.9
5	46.3	6.2	3.9	n.d.	0.01	0.2	1.7	10.5	10.2
7.5	46.5	6.2	6.6	n.d.	0.01	0.2	1.0	8.6	4.5
10	46.5	6.2	1.9	n.d.	0.02	0.2	1.7	9.4	1.3
30	46.7	6.2	1.2	n.d.	0.01	0.2	1.5	9.3	4.6
100	46.9	6.2	1.6	n.d.	0.01	0.2	1.8	9.5	5.5
200	47.1	6.2	2.6	n.d.	0.01	0.2	1.2	9.8	9.6
fond	47.5	6.2	6.3	1.6	0.01	0.2	1.7	18.1	16.5

*n.d. = non décelé; < 0.6 µg/l

Tableau 2 - Echantillons du 23 septembre 1985

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
1	36.7	6.0	0.6	0.7	n.d.*	0.7	1.0	2.2	10.5
5	36.9	6.0	0.9	0.5	n.d.	0.5	1.1	3.0	9.1
7.5	36.7	6.0	0.8	0.5	n.d.	0.4	1.1	4.4	12.6
10	37.3	6.0	0.9	0.7	0.01	0.5	2.0	11.8	10.5
30	44.9	6.2	1.7	0.2	0.01	0.5	0.9	3.3	12.6
100	45.7	6.3	1.4	0.7	0.16	0.6	1.8	4.4	3.5
200	45.9	6.3	1.5	0.4	0.02	0.3	0.7	2.5	2.8
fond	46.7	6.3	104.1	0.2	0.04	0.5	2.6	1.1	2.1

*n.d. = non décelé; < 0.01 µg/l

Tableau 3 - Concentrations (µg/l) de manganèse dans les couches profondes

Profondeur (m) / Dates	275	280	285	290	295	300	305	fond - 1 m
25 février	5.6	6.6	8.3	10.6	13.3	14.9	16.9	16.8
18 mars	5.5	4.8	7.1	8.6	5.2	8.2	5.2	11.0
20 mai	1.7	1.6	1.7	1.8	2.4	2.2	4.2	4.8
17 juin	8.1	20.3	19.1	23.5	34.4	51.5	72.9	92.4
22 juillet	7.0	12.0	11.3	8.4	9.5	16.0	34.5	107.7
19 août	5.1	5.7	5.7	6.2	7.4	27.5	80.9	121.5
23 septembre	8.4	5.7	7.5	6.5	7.4	6.0	94.2	110.2
22 octobre	4.6	3.0	11.6	4.8	3.4	5.7	61.3	68.5
2 décembre	9.2	2.0	20.5	17.7	27.8	32.1	69.7	6.8
16 décembre	22.5	26.7	25.3	30.9	10.2	36.9	63.5	99.8

CONCLUSIONS

Les concentrations en métaux lourds des eaux du lac demeurent faibles et conformes aux exigences requises pour les eaux de boisson.

Les teneurs en manganèse des couches profondes sont un bon indicateur de la dégradation saisonnière de cette zone.

Nous n'observons pas de variations significatives des concentrations des métaux dans les eaux du lac de 1981 à 1985.

BIBLIOGRAPHIE

BALIKUNGERI, A., ROBIN, D., et HAERDI, W., (1985) : Manganese in Natural Waters II. Evidence for Microbiological Oxidation of Mn (II). Toxicological and Environmental Chemistry, 1985, vol. 9, pages 309-325.

BLANC, P., et MONOD, R., (1984) : Equilibres carboniques et paramètres associés. Rapport de Synthèse de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman. Chapitre 3.2.5, pages 145-172.

CORVI, Cl., (1984) : Métaux traces. Rapport de Synthèse de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman. Chapitre 3.2.11, pages 205-210.

DOGAN, S., et HAERDI, W., (1976) : Some applications of separation of mercury on metallic copper to environmental samples and its determination by flameless atomic absorption spectroscopy. Anal. Chem. Acta, 84, pages 89-96.

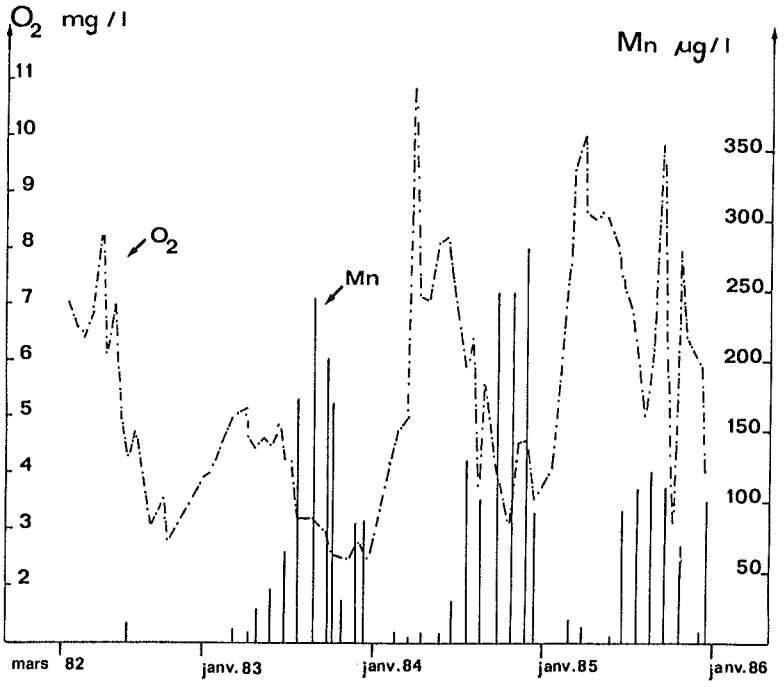
JAQUET, J.M., NEMBRINI, G., GARCIA, J., et VERNET, J.P., (1982) : The manganese cycle in lac Léman, Switzerland : the role of *Metallogenium* . Hydrobiologia, 91, 323-340.

HEGI, H.R., (1976) : Schwermetalle im Pelagial des Bodensees (Obersee und Untersee) und des Greifensees. Hydrologie, 38, pages 35-47.

MANUEL SUISSE DES DENREES ALIMENTAIRES - Cinquième édition; deuxième volume (1983) : Dosage du mercure. Chapitre 45. Paragraphe 31.

SIGG, L., STURM, M., et STUMM, W., (1982) : Schwermetalle in Bodensee. Naturwissenschaften, 69, pages 546-547.

Figure 1. Evolution comparée des concentrations d'oxygène et de manganèse près du fond (SHL2)



POLLUANTS METALLIQUES DANS LA FAUNE PISCICOLE

CAMPAGNE 1985

PAR

CLAUDE CORVI

LABORATOIRE CANTONAL DE CHIMIE, GENEVE

RESUME

Les teneurs en métaux lourds, mercure, plomb, cadmium, chrome et zinc ont été déterminées dans des échantillons de la faune piscicole lémanique. Elles demeurent faibles et bien inférieures aux normes en vigueur pour les denrées alimentaires.

Au cours de ces dernières années, la concentration du mercure dans les perches a tendance à augmenter légèrement. Pour les autres métaux, la diminution ou du moins la stabilisation des teneurs se confirme.

1. INTRODUCTION

Le programme quinquennal 1981-1985 de la Commission internationale prévoit la surveillance des polluants métalliques dans la chair des poissons et le plancton. Ces analyses sont effectuées tous les deux ans sur environ 300 échantillons. En plus de l'aspect toxicologique, ces recherches sont d'autant plus intéressantes qu'elles permettent le contrôle de certains métaux toxiques, comme le mercure, qui ne sont pas facilement dosables dans l'eau, vu leur faible concentration, mais qui se trouvent enrichis tout au long de la chaîne alimentaire.

2. METHODE

Trois laboratoires participent au programme : l'Institut de Limnologie de Thonon et les Laboratoires Cantonaux de Vaud et Genève. En fonction de leur équipement, ces laboratoires dosent soit le mercure seul, soit le mercure et d'autres métaux : plomb, cadmium, chrome et zinc.

Pour les poissons, les dosages sont effectués sur le filet et deux analyses sont réalisées pour chaque individu.

Le poids du poisson est déterminé sur l'animal non éviscéré.

Pour la recherche du mercure, les trois laboratoires utilisent des méthodes analytiques similaires : après minéralisation de l'échantillon par un mélange acide-oxydant, les teneurs en polluant sont déterminées par absorption atomique sans flamme selon la méthode décrite dans le MSDA (1983). Les autres métaux sont dosés par absorption atomique sans flamme, également, mais au four graphite, selon la méthode des ajouts dosés.

Les concentrations métalliques sont exprimées en µg de polluant par kilogramme de poisson frais analysé. Lorsqu'un polluant n'a pas été décelé dans un échantillon, la concentration retenue pour l'analyse statistique des résultats est prise comme égale à 75 % de la limite de détection indiquée.

3. RESULTATS

L'étude a porté sur 119 lottes, 194 perches et 10 échantillons de phytoplancton. Comme par le passé, nous avons regroupé, pour chaque espèce, les poissons selon leur poids. Les concentrations moyennes calculées pour chaque classe sont reportées dans les tableaux 1 à 5 donnés en annexe. Pour ces calculs, l'influence éventuelle de la zone de pêche n'a pas été prise en considération, chaque zone étant analysée par des laboratoires différents.

Pour les classes de poids comportant le plus d'individus, nous donnons également les représentations graphiques de la répartition des populations en fonction de la concentration en polluant.

3.1 *MERCURE (tableau 1 et figures 1 à 4)*

Dans chaque classe de perches, les concentrations moyennes de mercure sont faibles, bien inférieures aux tolérances requises pour les denrées alimentaires (500 µg/kg).

Les teneurs en mercure des lottes sont plus élevées, spécialement pour les poissons de très faible poids.

Les écarts-types qui caractérisent la dispersion des mesures sont élevés, ce qui explique que la corrélation teneur en mercure poids observée les années antérieures (VERNET 1976, CORVI 1984) n'apparaît pas ici. Nous pouvons, tout au plus, observer un déplacement de la répartition des individus vers de plus fortes teneurs en mercure pour un poids plus élevé en comparant les perches de 51 à 75 g et celles de 76 à 100 g. Par contre, dans le cas des lottes, le phénomène est inversé.

Les figures 3 et 4 représentent l'évolution des concentrations moyennes de mercure des perches et des lottes de 51 à 100 g (en 1985, la concentration moyenne des perches de cette classe est de 87 µg/kg). La légère augmentation observée pour les perches en 1985 ne semble pas significative par rapport à 1983. Cependant, la figure 3 montre que depuis 1982, l'évolution vers la diminution des teneurs en mercure des perches est arrêtée et que l'on aurait plutôt une légère tendance à l'augmentation. Faut-il voir dans ce phénomène une relation avec la persistance des rejets mercuriels mise en évidence par l'analyse des sédiments du Rhône amont ? (RAPIN et al., 1984, 1985).

Pour les lottes, cette évolution n'apparaît pas (figure 4).

Les teneurs en mercure dans 10 échantillons de phytoplancton pêchés de mars à septembre sont faibles, de l'ordre de 40 à 90 µg/kg (concentrations exprimées sur matière sèche).

3.2 *PLOMB (tableau 2 et figure 5)*

La contamination saturnine de la faune piscicole demeure faible et les concentrations moyennes mesurées sont bien inférieures aux valeurs limites provisoires pour les poissons (1'000 µg/kg) édictées par l'Office vétérinaire fédéral suisse.

La figure 5 donne la distribution des échantillons en fonction de la teneur en plomb.

Il est plus difficile ici d'apprécier une évolution par rapport aux années antérieures car les résultats sont plus dispersés, mais, pour les perches de 51 à 100 g et les lottes de 101 à 150 g, la tendance est à la diminution.

3.3 *CADMIUM (tableau 3 et figures 6 et 7)*

La teneur en cadmium des perches se stabilise aux environs de 6 à 7 µg/kg (figure 7). Comme pour le plomb et le mercure, nous sommes bien au-dessous de la valeur limité fixée à 100 µg/kg en Suisse. En accord avec certains auteurs (LOWETT et al. 1972, HAVRE et al. 1973), nous n'observons pas de corrélation entre la contamination cadmique et le poids des poissons.

3.4 *CHROME ET ZINC (tableaux 4 et 5 et figures 8 et 9)*

LOWMANN et al. (1971) ont observé des teneurs élevées de chrome dans différentes espèces planctoniques ou coquillages marins, mais des concentrations plus faibles dans les poissons. Cette relation inverse entre les teneurs en chrome et les niveaux de la chaîne alimentaire conduirait à dire qu'il n'y a pas de bioaccumulation pour ce métal.

Les concentrations de chrome mesurées dans les poissons du lac sont très variables d'un individu à l'autre. Les teneurs moyennes sont relativement peu élevées (tableau 4).

Le zinc quant à lui est un métal absorbé par les poissons mais redistribué dans les parties non comestibles : viscères, squelette... Pour les classes de perches et lottes les plus représentées, les concentrations de zinc dans la chair atteignent 7'000 à 10'000 µg/kg. Les teneurs des lottes sont les plus élevées. Ceci peut éventuellement s'expliquer par le milieu : les organismes vivant au contact des sédiments ont en général des teneurs en zinc plus fortes (tableau 5).

Pour cet élément, nous n'avons pas assez de valeurs antérieures pour pouvoir apprécier une quelconque évolution.

Les répartitions des populations pour ces deux métaux sont représentées sur les figures 8 et 9.

4. CONCLUSION

Les teneurs en métaux lourds des poissons du Léman demeurent faibles et inférieures aux tolérances ou recommandations internationales.

A l'exception de la pollution mercurielle, l'évolution vers la diminution des concentrations de métaux lourds dans les poissons se poursuit ou se stabilise. Ceci est en accord avec les résultats de MONDAIN-MONVAL et collaborateurs (1983) qui ont observé une diminution de la pollution des sédiments lacustres. Depuis 1982, nous mesurons dans les perches une très légère augmentation du mercure qui n'est pas significative en elle-même d'une année à l'autre, mais qui globalement sur les quatre années se traduit pas une tendance à la hausse. Faut-il voir là un simple concours de circonstances ou un phénomène réel à mettre en relation avec l'augmentation des teneurs en mercure des sédiments du Rhône ?

Bien que mercure et cadmium demeurent les deux principaux contaminants lacustres, la concentration de ce dernier métal dans la faune piscicole reste faible confirmant par là l'absence de bioaccumulation cadmique le long de la chaîne alimentaire.

BIBLIOGRAPHIE

CORVI, Cl., et BUTTIKER, B., (1984) : Micropolluants dans la faune piscicole. Rapport de Synthèse de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman. Chapitre 3.10, pages 355-363.

HAVRE, G.N., UNDERDAL, B., et CHRISTIANSEN, C., (1973) : Cadmium concentration in some fish species from a coastal area in Southern Norway. Oikos, 24, pages 155-157.

LOWETT, R.J., GUTEMANN, W.H., PAKKALA, I.S., YOUNGS, W.D., LISK, D.J., BURDICK, G.E. et HARRIS, E.J., (1972) : A Survey of the total cadmium content of 406 fish from 49 New-York Stade freshwaters. J. Fish Res. Board Can., 29,pages 1283-1290.

LOWMANN, F.G., RICE, T.R., et RICHARDS, F.A. (1971) : Accumulation and redistribution of radionuclides by marine organisms. In:Radioactivity in the marine environment, page 161. National Academy of Sciences, Washington.

Manuel suisse des denrées alimentaires (MSDA) (1983) chapitre 45, méthode 31, pages 67-68.

MONDAIN-MONVAL, J.Y., DONARD, O., FAVARGER, P.Y. et VERNET, J.P. (1983) : Etude de la pollution des sédiments du Léman. Campagne 1983. Commission internationale pour la protection des eaux du Léman. Pages 77-95.

RAPIN, F. et VERNET, J.P., (1984) : Métaux lourds dans les sédiments des affluents du Léman. Campagne 1984. Commission internationale pour la protection des eaux du Léman. Pages 161-182.

RAPIN, F. et VERNET, J.P. (1985) : Métaux lourds dans les sédiments des affluents du du Léman. *Ibidem.*

VERNET, J.P., CHAPPUIS, A., FAVARGER, P.Y. et DAVAUD, E. (1976) : Teneur en mercure des poissons du Léman. Campagne 1975. Bull. Assoc. Romande Prot. Eaux et Air, 74, pages 23-44.

Tableau 1 - Concentration du mercure dans les poissons (µg/kg)

1. a. Perches

Poids (g)	Nombre de poissons analysés	Concentration moyenne	Ecart type
26 - 50	3	60	-
51 - 75	21	69	25
76 - 100	31	100	50
101 - 150	118	92	43
151 - 250	21	82	45

1. b. Lottes

Poids (g)	Nombre de poissons analysés	Concentration moyenne	Ecart type
< 50	6	390	-
51 - 100	53	167	69
101 - 150	45	149	46
151 - 200	5	162	-
201 - 500	10	191	117

Tableau 2 - Concentration du plomb dans les poissons (µg/kg)

2. a. Perches

Poids (g)	Nombre de poissons analysés	Concentration moyenne	Ecart type
51 - 75	1	52	-
76 - 100	27	29	27
101 - 150	115	35	31
151 - 250	16	69	60

2. b. Lottes

Poids (g)	Nombre de poissons analysés	Concentration moyenne	Ecart type
51 - 100	31	75	48
101 - 150	36	50	36
151 - 200	5	100	-
201 - 500	10	56	33

Tableau 3 - Concentration du cadmium dans les poissons (µg/kg)

3. a. Perches

Poids (g)	Nombre de poissons analysés	Concentration moyenne	Ecart type
51 - 75	1	7	-
76 - 100	27	6	3
101 - 150	115	6	3
151 - 250	16	10	9

3. b. Lottes

Poids (g)	Nombre de poissons analysés	Concentration moyenne	Ecart type
51 - 100	32	11	9
101 - 150	36	8	9
151 - 200	5	10	-
201 - 500	10	7	4

Tableau 4 - Concentration du chrome dans les poissons (µg/kg)

4. a. Perches

Poids (g)	Nombre de poissons analysés	Concentration moyenne	Ecart type
51 - 75	1	76	-
76 - 100	27	41	37
101 - 150	115	70	103
151 - 250	16	67	39

4. b. Lottes

Poids (g)	Nombre de poissons analysés	Concentration moyenne	Ecart type
51 - 100	24	95	163
101 - 150	26	57	42
151 - 200	4	90	-
201 - 250	6	39	-
251 - 500	3	20	-

Tableau 5 - Concentration du zinc dans les poissons (µg/kg)

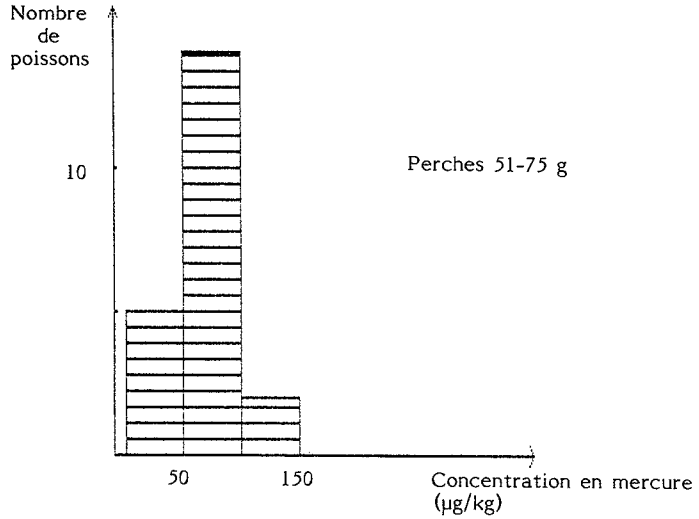
5. a. *Perches*

Poids (g)	Nombre de poissons analysés	Concentration moyenne	Ecart type
76 - 100	10	7'180	1'568
101 - 150	56	6'955	1'901
151 - 250	13	6'390	3'132

5. b. *Lottes*

Poids (g)	Nombre de poissons analysés	Concentration moyenne	Ecart type
51 - 100	19	10'730	3'460
101 - 150	14	9'145	2'980
151 - 200	2	9'400	-
201 - 250	3	5'615	-
251 - 500	1	9'200	-

Figure 1. Distribution des perches en fonction de leur teneur en mercure



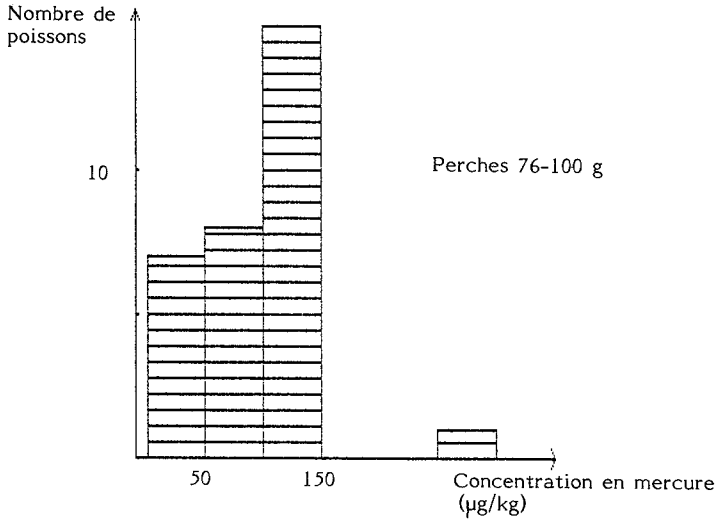
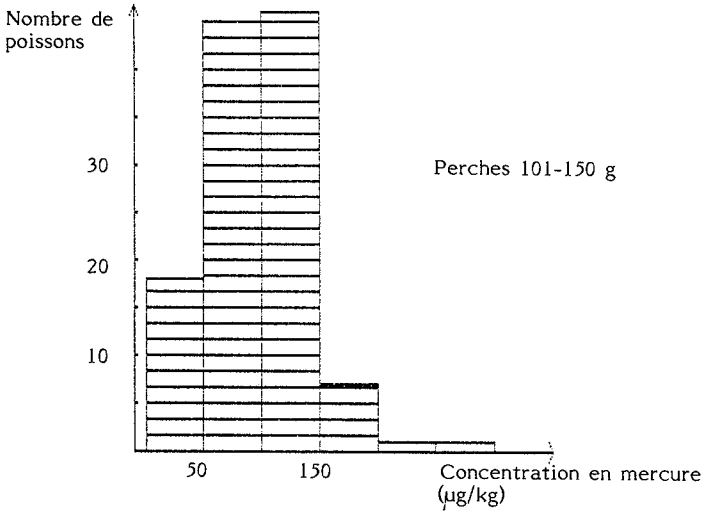


Figure 1'. Distribution des perches en fonction de leur teneur en mercure



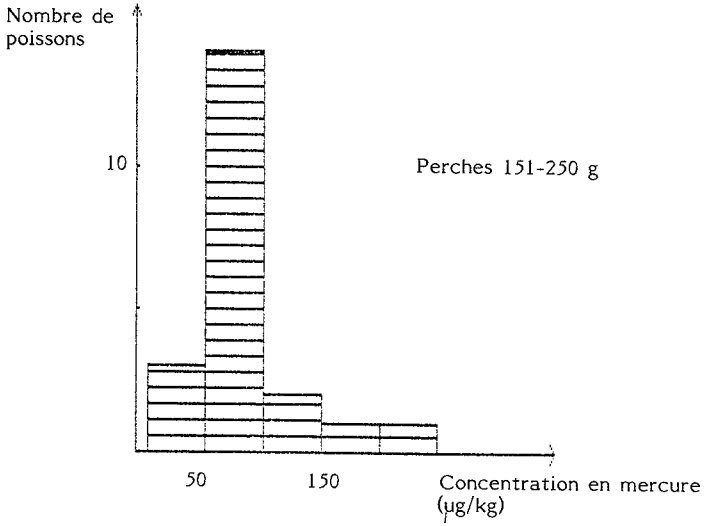
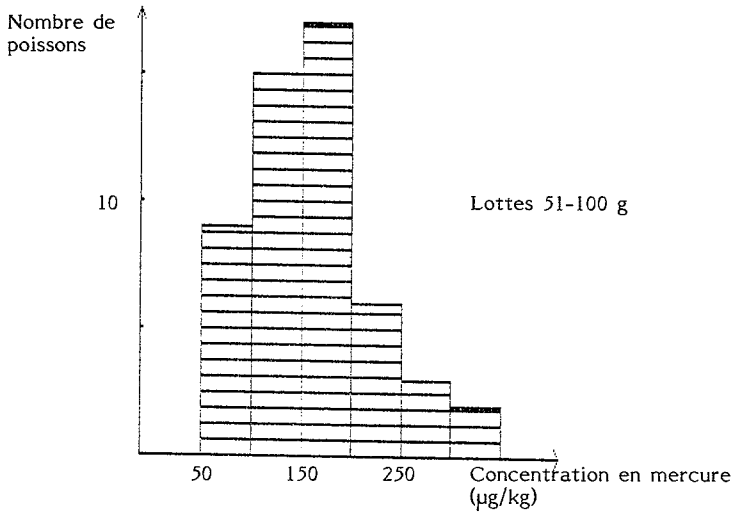


Figure 2. Distribution des lottes en fonction de leur teneur en mercure



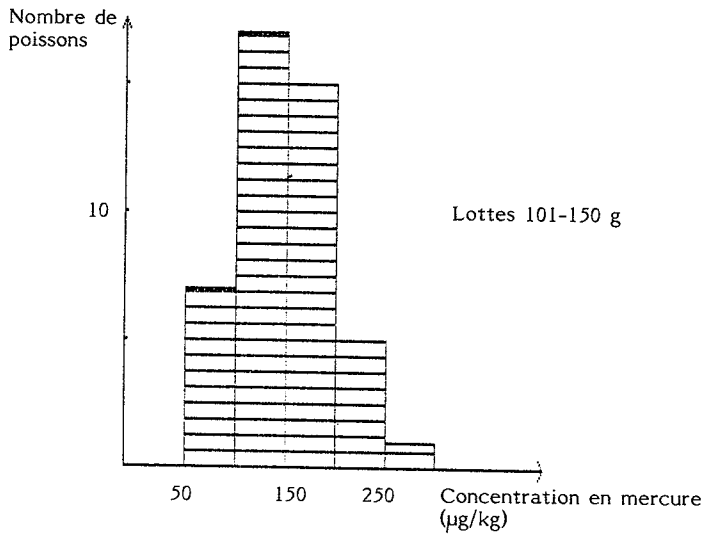


Figure 3.
Evolution de la teneur moyenne en mercure des perches

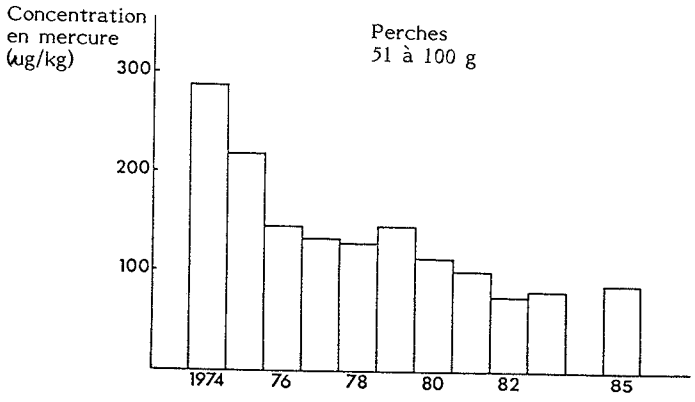


Figure 4.
Evolution de la teneur moyenne en mercure des lottes

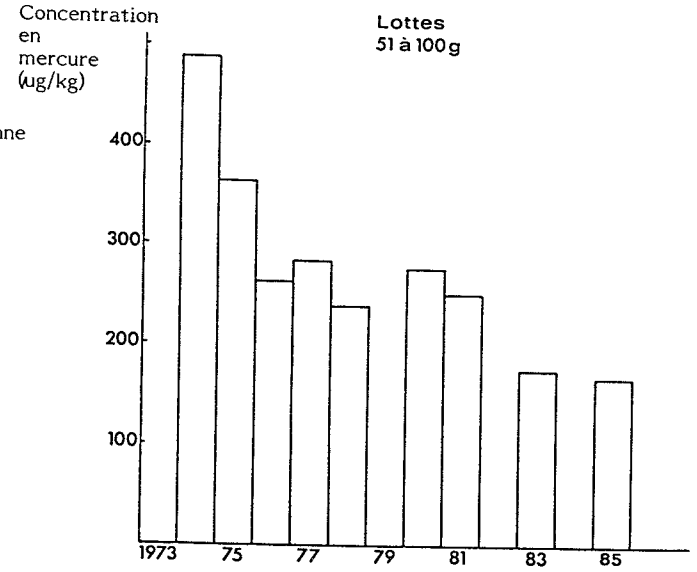
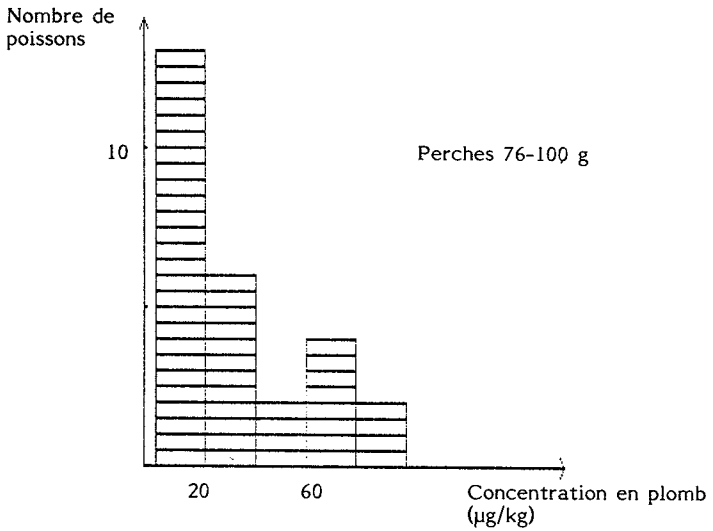


Figure 5. Distribution des perches en fonction de leur teneur en plomb



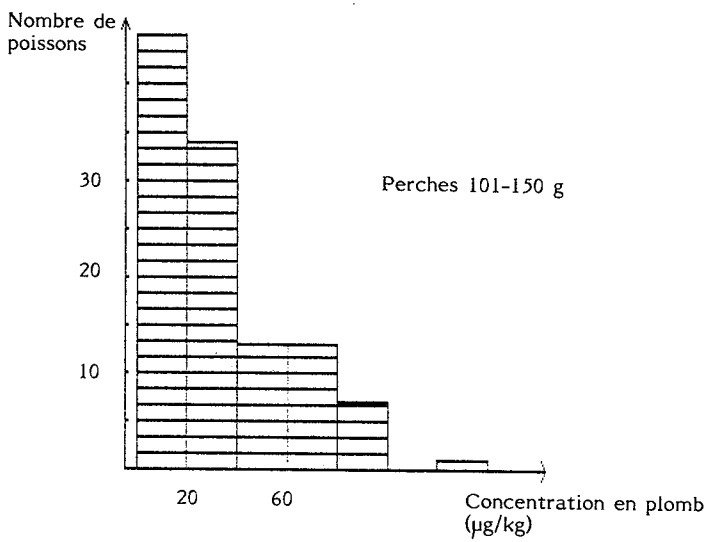
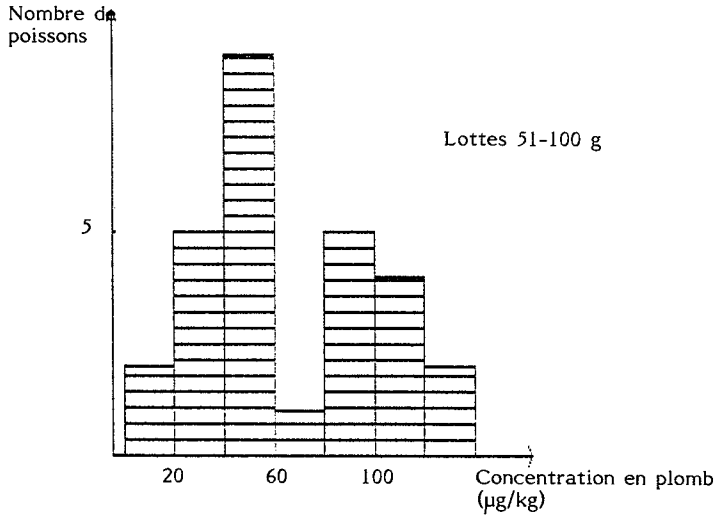


Figure 5'. Distribution des lottes en fonction de leur teneur en plomb



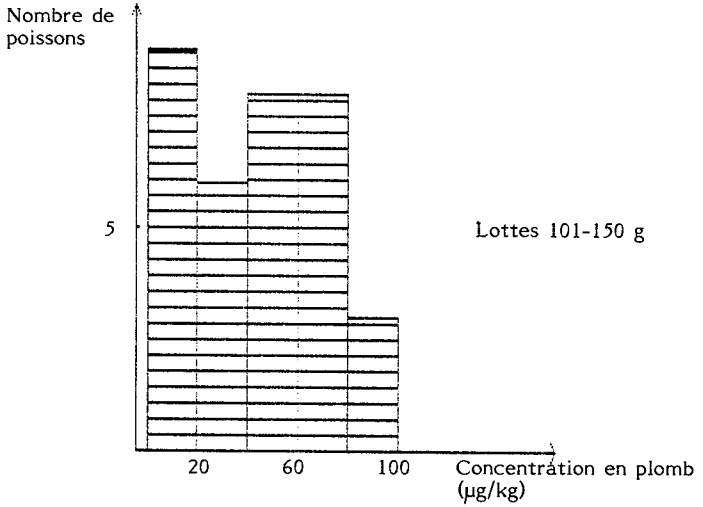


Figure 5". Evolution de la teneur moyenne en plomb des perches

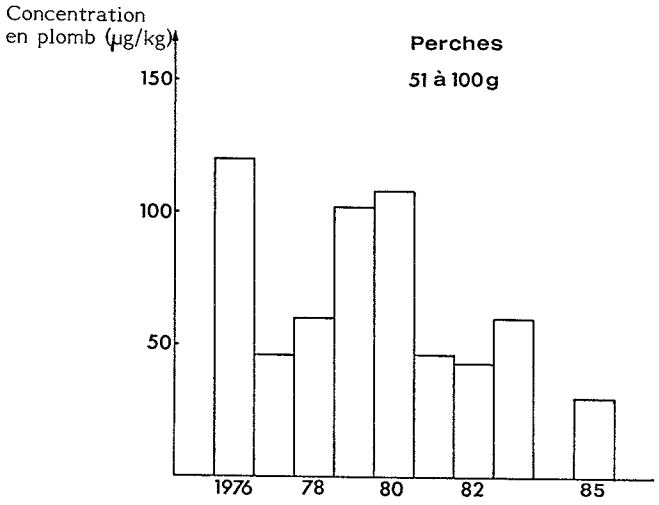
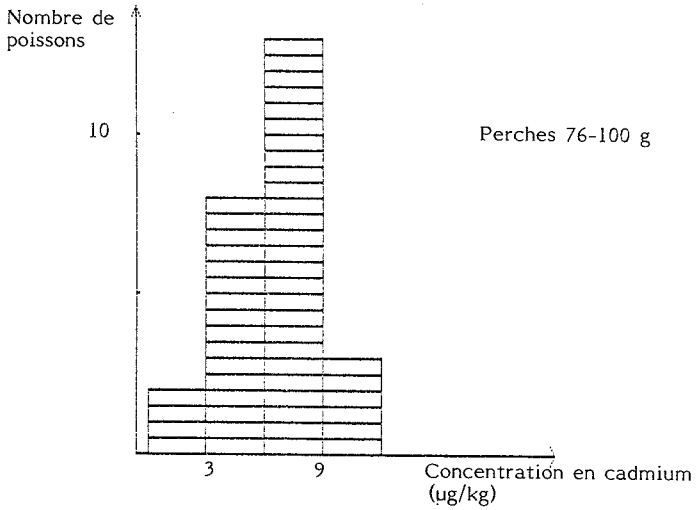


Figure 6. Distribution des perches en fonction de leur teneur en cadmium



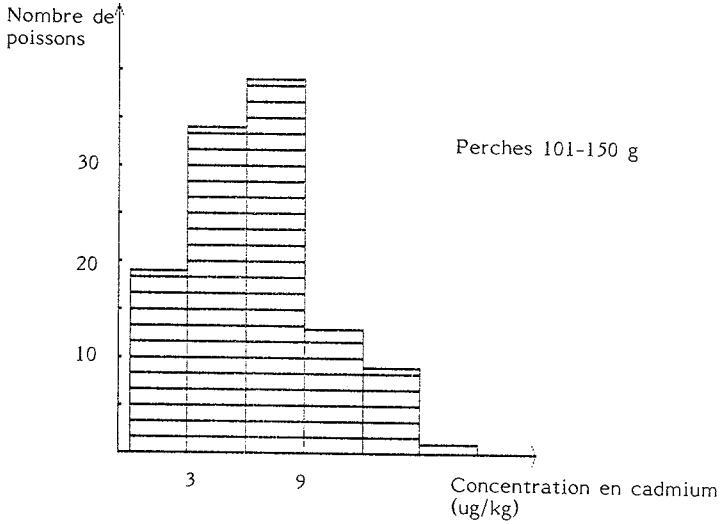
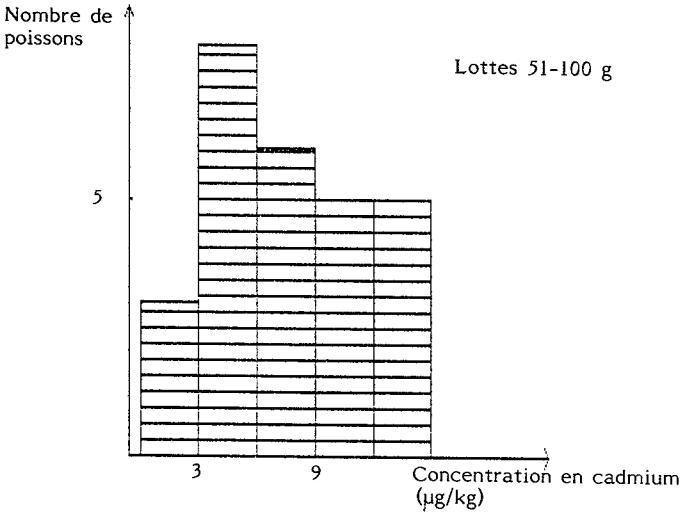


Figure 6'. Distribution des lottes en fonction de leur teneur en cadmium



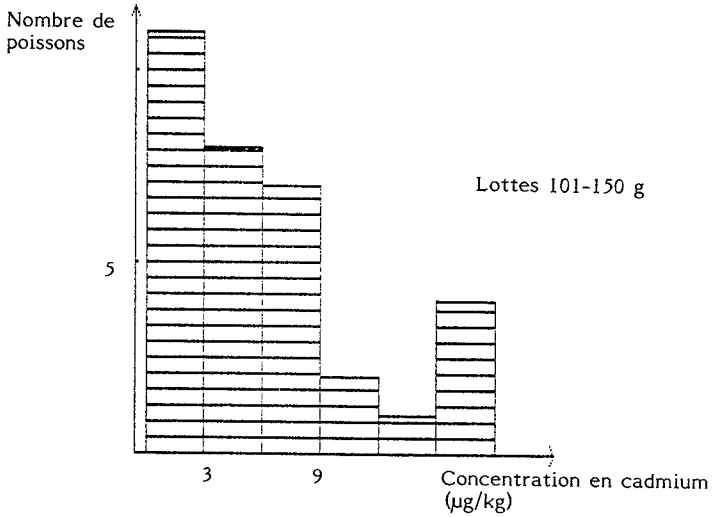


Figure 7. Evolution de la teneur moyenne en cadmium des perches

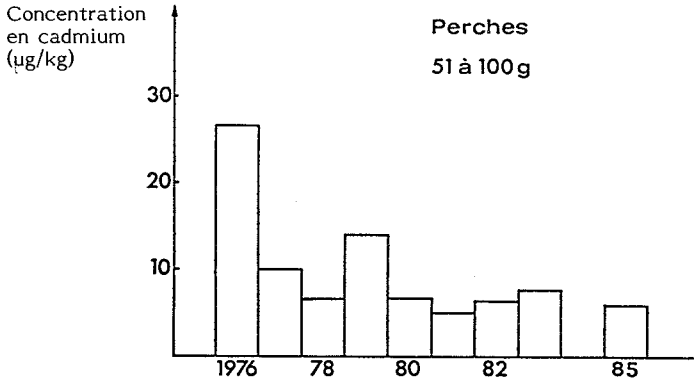
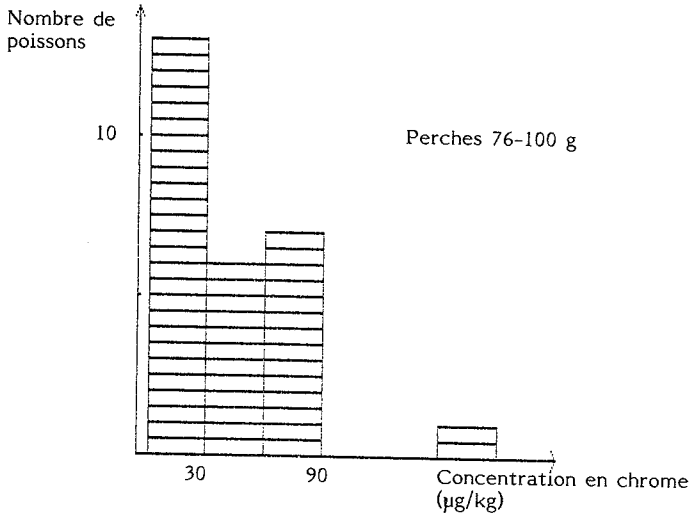


Figure 8. Distribution des perches en fonction de leur teneur en chrome



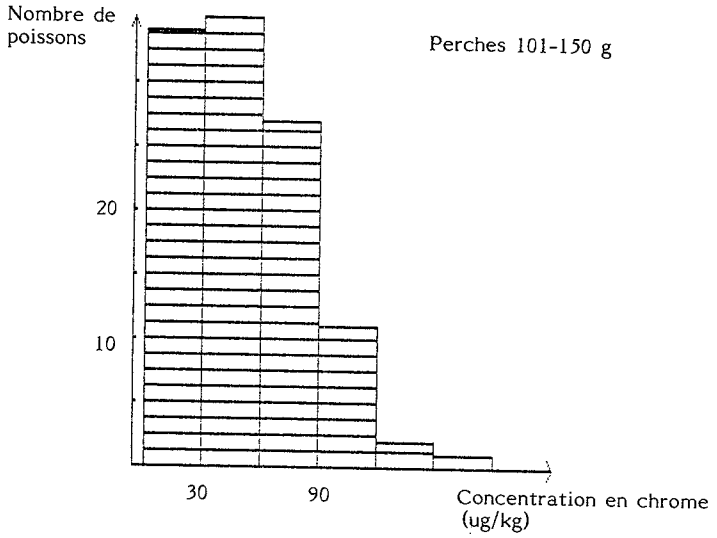
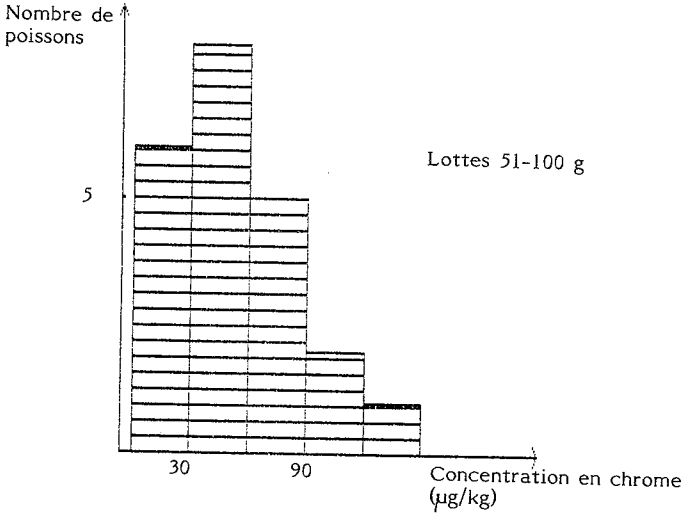


Figure 8'. Distribution des lottes en fonction de leur teneur en chrome



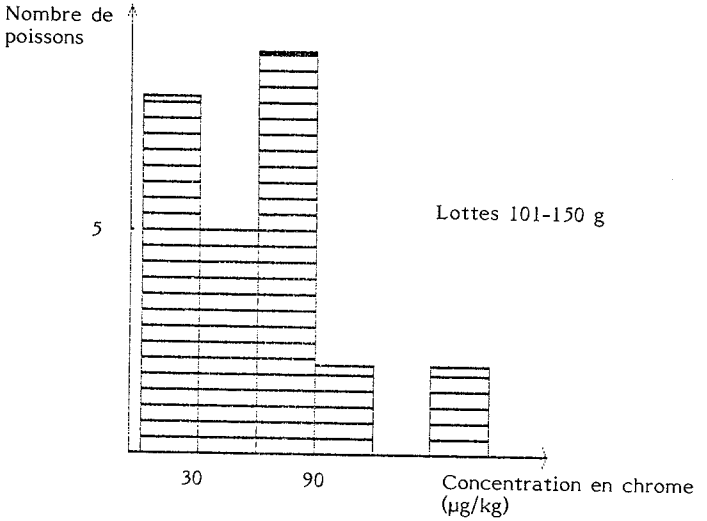
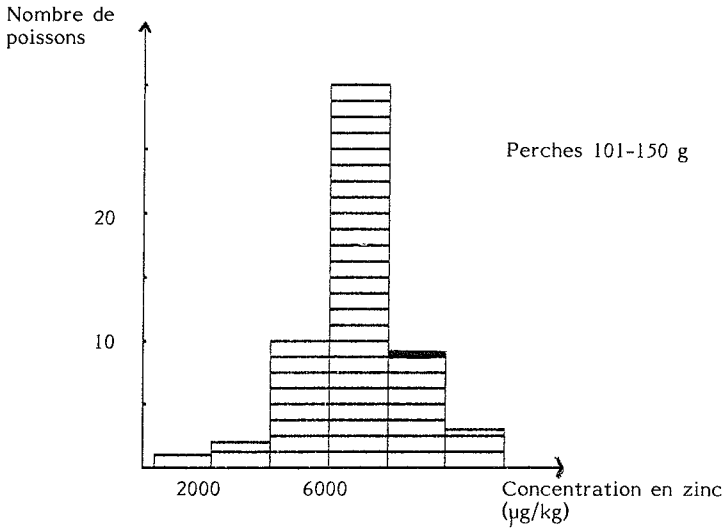


Figure 9. Distribution des perches en fonction de leur teneur en zinc



ETUDE DES AFFLUENTS DU LEMAN ET DE SON EMISSAIRE

CAMPAGNE 1985

PAR

ALAIN ORAND

INSTITUT DE LIMNOLOGIE, THONON-LES-BAINS

RESUME

Ainsi qu'elle a été faite depuis le début du plan quinquennal 1981-1985, l'étude des apports au Léman porte sur quatre de ses affluents les plus importants, le Rhône à la Porte du Scex, la Dranse, l'Aubonne et la Venoge.

Par rapport à 1984, le débit moyen annuel est en augmentation et les soldes des bilans des apports de la plupart des composants de l'eau restent positifs en particulier l'azote total et le phosphore total.

Pour ce qui concerne les bilans des apports, ils demeurent stables dans leur ensemble et même pour certains en légère baisse (orthophosphates, silice, magnésium et zinc), par contre, les apports en plomb, contrôlés seulement sur le Rhône, ont doublé de 1984 à 1985.

1. GENERALITES

Les études réalisées en 1985 sur les principaux affluents du Léman et sur son émissaire sont semblables à celles des années précédentes.

Les affluents pris en compte sont, côté suisse, Le Rhône à la Porte du Scex, la Venoge et l'Aubonne et, côté français, la Dranse; pour les sorties, le Rhône à Genève.

Pour l'émissaire, les débits journaliers à Genève (Qg) sont calculés à partir de ceux du Rhône à Chancy par la formule $Qg = 0.97 \times Qc - Qa$ avec Qa débit de l'Arve et Qc le débit à Chancy.

Les quatre affluents principaux sont équipés de manière identique par des limnigraphes et des préleveurs d'eau permettant d'obtenir un échantillon moyen hebdomadaire représentatif de la lame d'eau écoulée. Cet équipement qui est nécessaire pour les affluents en raison des variations importantes du débit et de la qualité de l'eau, n'a pas été envisagé pour l'émissaire parce qu'il avait été admis naguère que la stabilité chimique des eaux permettait de se contenter de prélèvements discrets. La mise en place en juillet 1985, pendant 15 jours, d'un préleveur automatique, à l'usine de la Coulouvrenière, a permis de montrer que cet équipement est nécessaire si l'on veut prendre en compte les variations importantes de la qualité chimique des eaux et établir des bilans précis.

Tant que le mode de prélèvement sur le Rhône aval ne sera pas plus représentatif et semblable à celui des autres affluents, nous faisons les plus grandes réserves sur la validité des résultats des bilans entrée-sortie du Léman.

Par simplification, nous avons placé sur les mêmes graphiques les entrées et les sorties mais, d'une part pour les raisons exposées plus haut et, d'autre part pour des raisons d'ordre biologique, on ne peut comparer ou opposer entrée et sortie.

Les bilans annuels sont calculés en faisant la somme des bilans de matière hebdomadaires pour les quatre apports principaux et bi-mensuels pour le Rhône-aval.

2. DEBITS DES AFFLUENTS ET DE L'EMISSAIRE

La somme des débits moyens annuels des quatre affluents principaux est de 210.4 m^3/s contre 191 m^3/s en 1984. Le débit moyen annuel de la Dranse est égal à celui de 1984 (19.7 m^3/s contre 19.6 m^3/s). Pour l'Aubonne et la Venoge, nous constatons un net fléchissement des débits moyens annuels avec respectivement 4.6 et 3.4 m^3/s (5.9 et 5.3 m^3/s en 1984).

Le Rhône amont est le seul affluent dont le débit moyen annuel a augmenté en 1985 (182.7 m^3/s contre 160.2 m^3/s en 1984) figure 1.

Répartition du débit des affluents en %

	1983	1984	1985
Rhône amont	86.0	83.9	86.8
Dranse	9.1	10.2	9.4
Venoge	2.2	2.8	1.6
Aubonne	2.7	3.1	2.2

Le Rhône a un débit moyen calculé de 258 m^3/s à Genève et de 345 m^3/s après son confluent avec l'Arve et divers petits affluents.

En pour cent des apports totaux, la situation est inverse de celle de 1984 et l'on observe une augmentation des apports du Rhône amont (+ 14 %) et, en conséquence, une diminution générale des autres apports.

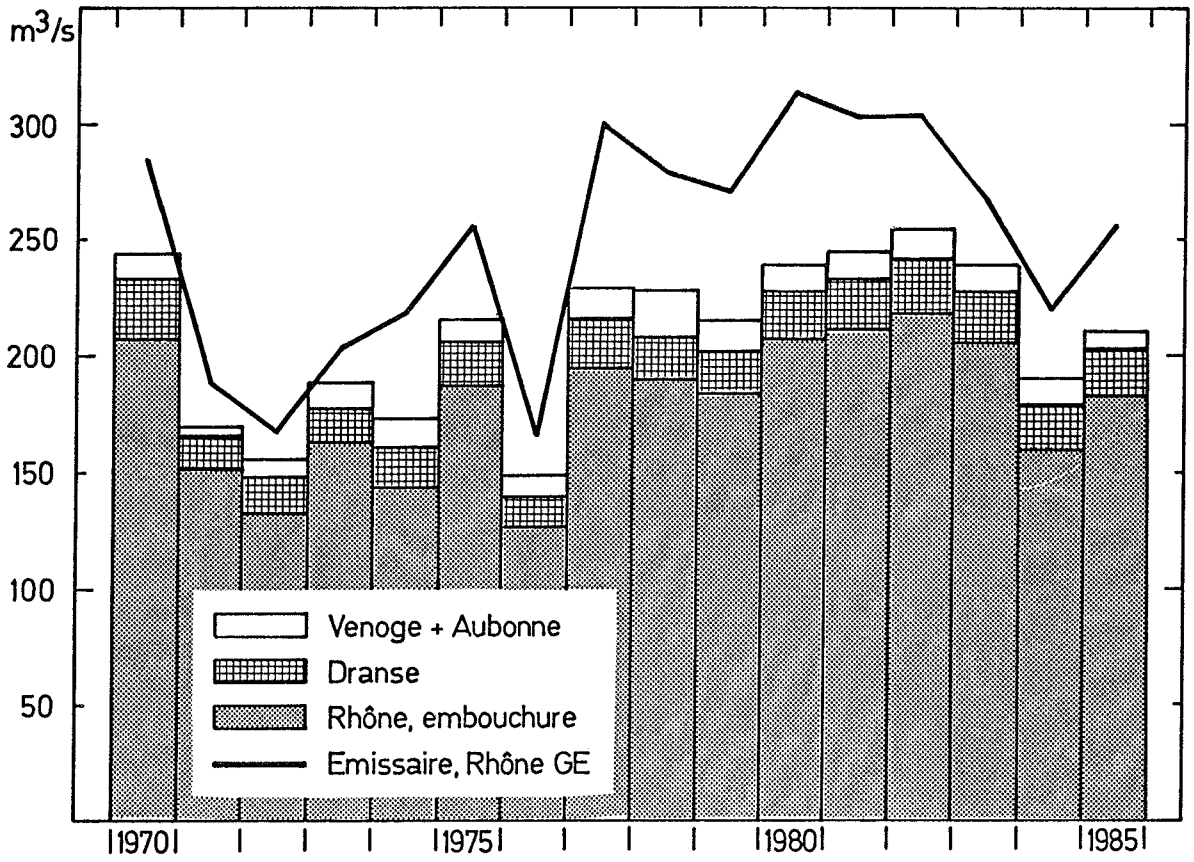


Fig. 1: Debits moyens annuels

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

3.1 *AZOTE MINERAL ET ORGANIQUE*

Les apports en azote minéral total (somme des trois formes de l'azote nitreux, nitrique et ammoniacal) s'élèvent à 4'477 tonnes en 1985, en diminution de plus de 600 tonnes par rapport à 1984 (figure 2). Nous retrouvons les niveaux atteints en 1981. En pour cent du total des apports, on note une diminution pour l'Aubonne et la Venoge et une augmentation de la participation du Rhône amont et de la Dranse.

Apports en azote minéral total

	1981	1982	1983	1984	1985
Apports en tonnes	4'439	4'883	4'887	5'111	4'477
Apports en %					
Rhône amont	69.9	72.7	76.6	75.7	77.7
Dranse	9.9	7.7	6.7	6.8	7.8
Venoge	13.8	13.2	10.7	12.1	9.9
Aubonne	6.4	6.4	6.0	5.4	4.6

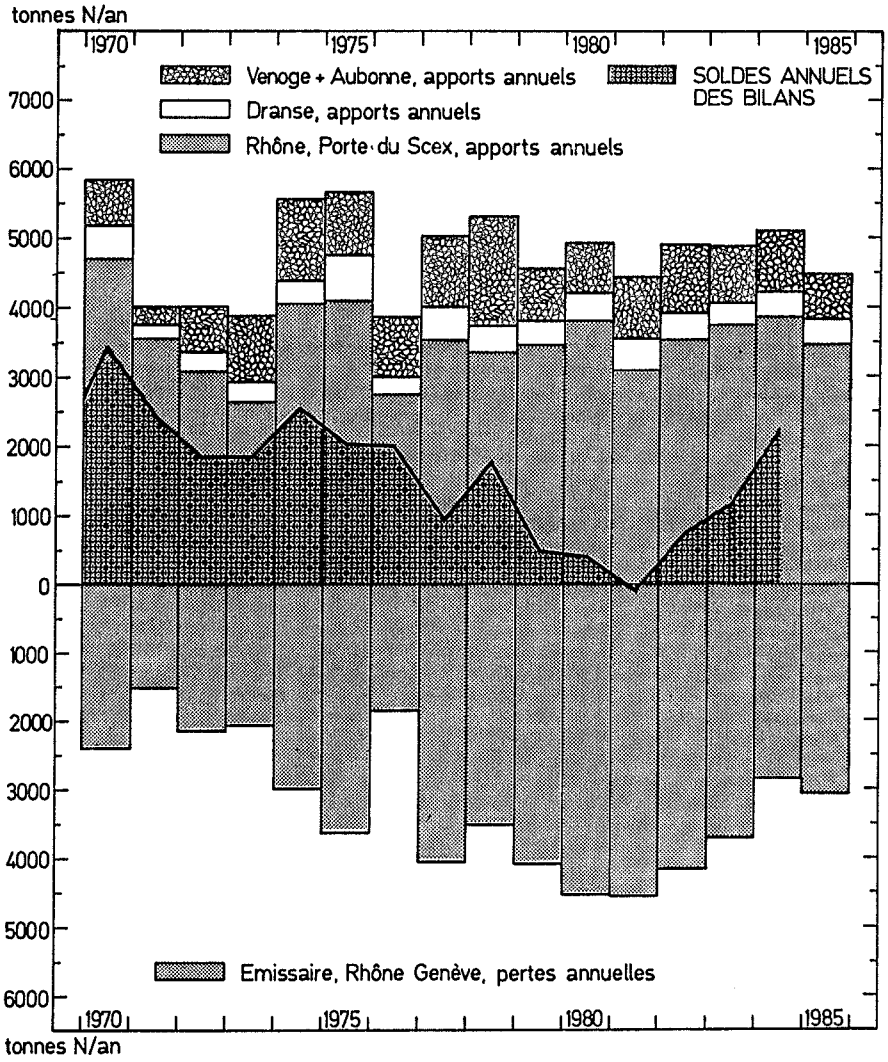


Fig. 2 : Apports, pertes, bilans annuels pour l'azote minéral total

Après l'année 1984, où l'on avait constaté une augmentation sensible des moyennes pondérées, nous retrouvons en 1985 les valeurs des années 1982 et 1983 avec 0.67 mg/l d'azote total. En terme de concentration moyenne annuelle pondérée en azote minéral total, l'Aubonne reste stable avec 1.4 mg/l, le Rhône amont retrouve la concentration de 1983 (0.6 mg/l) après les 0.76 mg/l en 1984, la Dranse conserve la valeur de l'année passée (0.56 mg/l), enfin la Venoge avec 4.16 mg/l arrive largement en tête (3.67 mg/l en 1984). Les exportations, en baisse continue de 1980 à 1984, ont légèrement augmenté en 1985 avec 3'072 tonnes (0.38 mg/l).

Exportations en azote minéral total en tonnes

	1981	1982	1983	1984	1985
Exportations	4'505	4'150	3'725	2'864	3'072

Bilan des trois formes de l'azote en tonnes, en 1985

	Somme	Nitreux	Nitrique	Ammoniacal
Venoge	445.2	4.5	415.8	24.9
Aubonne	204.4	1.9	191.7	10.8
Dranse	350.6	5.8	319.0	25.8
Rhône amont	3'477.1	43.1	3'104.0	330.0
Total	4'477.3	55.3	4'030.5	391.5
Rhône Genève	3'072.0	55.3	2'766	251.0

Les nitrates, figure 3, dont les apports étaient stables depuis près de dix ans, subissent une baisse de 8 % en 1985 avec un total de 4'030 tonnes. Cette baisse est générale sur tous les apports, sauf la Dranse qui reste stable. Elle est, en particulier, spectaculaire pour la Venoge dont le tonnage en azote nitrique baisse de 30 %.

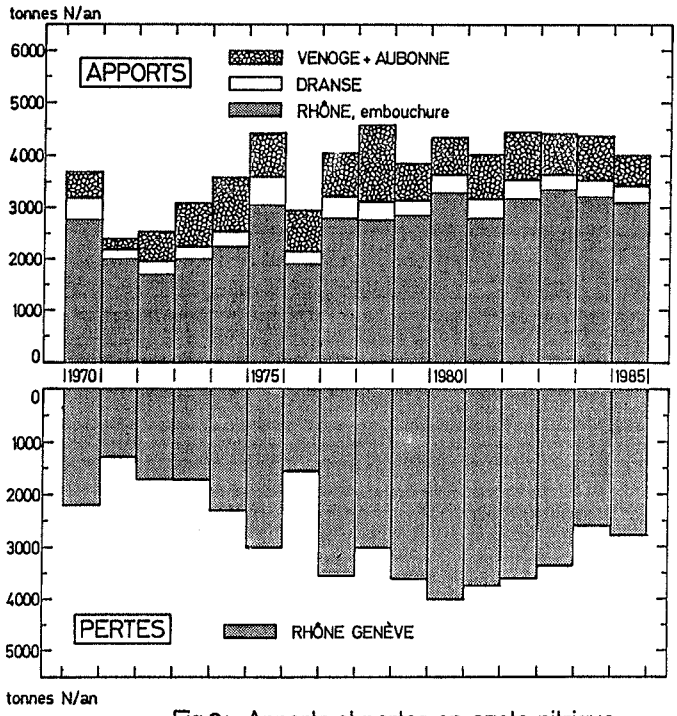


Fig.3: Apports et pertes en azote nitrique

Les apports en azote nitreux sont les plus faibles de ces dix dernières années avec 55.3 tonnes. Même valeur pour les exportations qui remontent de 36 à 55 tonnes, total voisin de celui des années 1982-1983.

Nous retrouvons avec 391 tonnes, les apports en azote ammoniacal des années 1981-1983 après la forte hausse de 1984. A signaler que la Venoge, avec un débit 5.8 fois plus petit que celui de la Dranse, amène au lac la même quantité d'azote ammoniacal (25 tonnes). Pour la Dranse et le Rhône amont, la baisse des apports en azote ammoniacal est respectivement de 30 et 40 %. Les exportations ont remonté à 251 tonnes contre 220 tonnes en 1984.

L'azote organique (figure 4), n'est déterminé que dans les échantillons du Rhône amont et de la Dranse. Du bilan annuel global de cet élément, il ressort une relative stabilité de ces apports ainsi que le relève le tableau suivant :

Apports annuels en azote organique, en tonnes de N

Année	Rhône	Dranse
1977	1'704	203
1978	3'180	165
1979	2'618	189
1980	2'688	165
1981	2'396	179
1982	1'621	155
1983	1'942	123
1984	2'314	175
1985	2'115	149

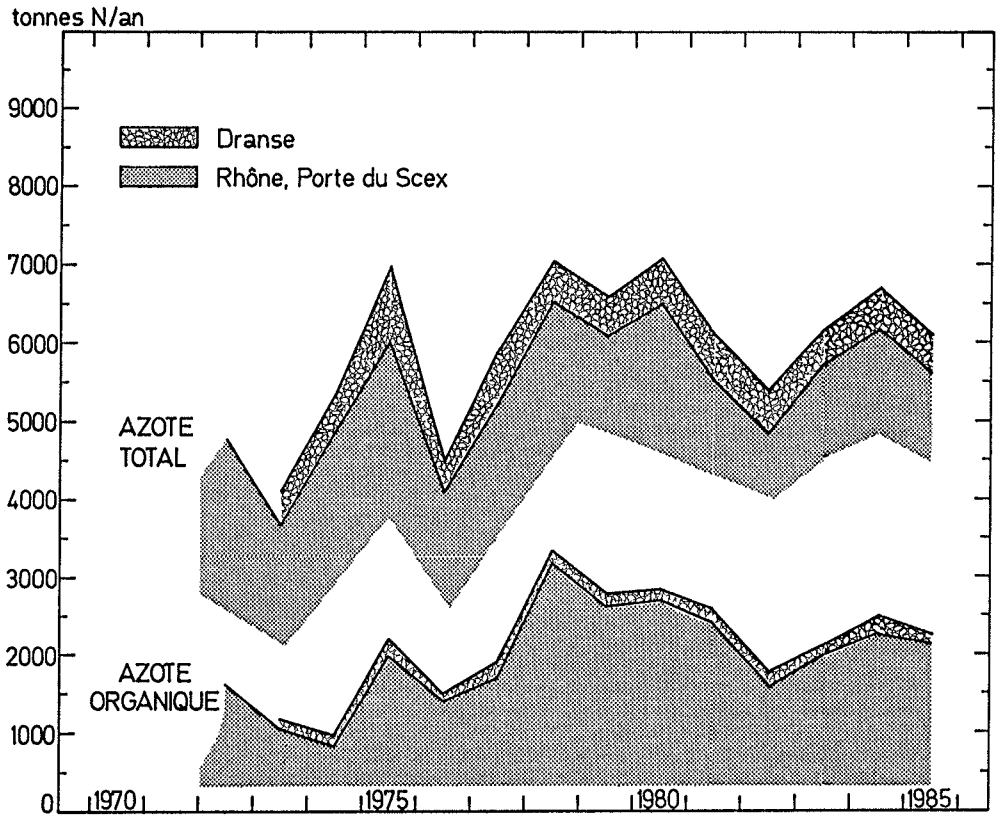


Fig.4: Apports en azote organique et total pour le Rhône et la Dranse

Pour l'azote total, figure 4, somme des formes inorganiques et organiques, le total annuel est de 6'092 tonnes pour l'ensemble Dranse et Rhône amont, résultat très voisin de celui de 1983, donc une baisse sensible après la hausse continue depuis 1982. Les proportions d'azote organique dans l'azote total sont de 29.8 % pour la Dranse et de 37.8 % pour le Rhône amont.

Proportion d'azote organique dans l'azote total

Année	Rhône	Dranse
1977	32.6	30.9
1978	48.8	30.8
1979	43.0	36.3
1980	41.3	29.0
1981	43.6	29.8
1982	33.3	29.7
1983	34.1	27.8
1984	37.4	33.3
1985	37.8	29.8
Moyenne	39.1	30.8

3.2 *ORTHOPHOSPHATES ET PHOSPHORE TOTAL*

Le rapport de la Commission internationale concernant la campagne 1983 (p. 107) a clairement défini, pour cet important élément, ce que l'on entendait par orthophosphates et phosphore total. Nous continuerons à appeler phosphore organique et particulaire la différence entre phosphore total et orthophosphates.

Nous avons assisté, depuis 1982, à la diminution des apports en phosphore total des quatre affluents principaux sans exception. C'est ainsi que nous avons retrouvé en 1984 des totaux annuels voisins de ceux des années 1976 et 1977 (figure 5). Ce fléchissement continue en 1985, sauf pour le Rhône à la Porte du Scex dont les apports en phosphore total ont augmenté de 55 % par rapport à 1984. Nous avons signalé lors du précédent rapport que les apports de la Dranse en cet élément étaient liés au fonctionnement du barrage du Jotty et en particulier aux "chasses" périodiques nécessaires à son fonctionnement. Ces chasses n'ayant pû avoir lieu, compte tenu des conditions hydriques de l'année 1985, le barrage du Jotty a joué en plein son rôle de rétention du phosphore total et c'est ainsi que l'on assiste à une nouvelle réduction de ces apports qui tombent à 25 tonnes contre 40 tonnes en 1984.

Bilan annuel du phosphore total en tonnes de P

	1981	1982	1983	1984	1985
Rhône amont	611.4	812.6	713.4	471.4	733.0
Dranse	146.1	114.3	118.0	70.5	48.6
Venoge	46.4	63.3	33.8	40.0	25.2
Aubonne	16.8	24.1	17.3	15.5	12.2
TOTAL	820.7	1'014.3	882.5	597.4	819.0
Exportation	627.3	593.6	526.2	440.5	423.5
SOLDE	193.4	420.7	356.3	156.9	395.5

Les moyennes pondérées n'infirment pas complètement les résultats des bilans. Nous avons bien une augmentation significative des concentrations en phosphore total pour le Rhône à l'amont et une baisse tout aussi significative des concentrations moyennes pondérées annuelles pour la Dranse; la Venoge et l'Aubonne restent stables.

Concentrations moyennes annuelles pondérées en mg P/l de phosphore total

	1981	1982	1983	1984	1985
Rhône amont	0.092	0.118	0.110	0.093	0.127
Dranse	0.209	0.160	0.173	0.114	0.078
Venoge	0.281	0.327	0.206	0.238	0.236
Aubonne	0.101	0.109	0.084	0.082	0.084
Rhône émissaire	0.066	0.062	0.055	0.063	0.052

Les apports en orthophosphates des quatre affluents ont légèrement baissé pour atteindre 116.5 tonnes en 1985. La proportion des orthophosphates par rapport au phosphore total tombe dans le même temps de 22 à 14.2 %. Les exportations par l'émissaire ont encore diminué : 332 tonnes en 1984 à 255.3 tonnes en 1985. Nous sommes revenus pour ces exportations aux quantités annuelles des années 1977-1978.

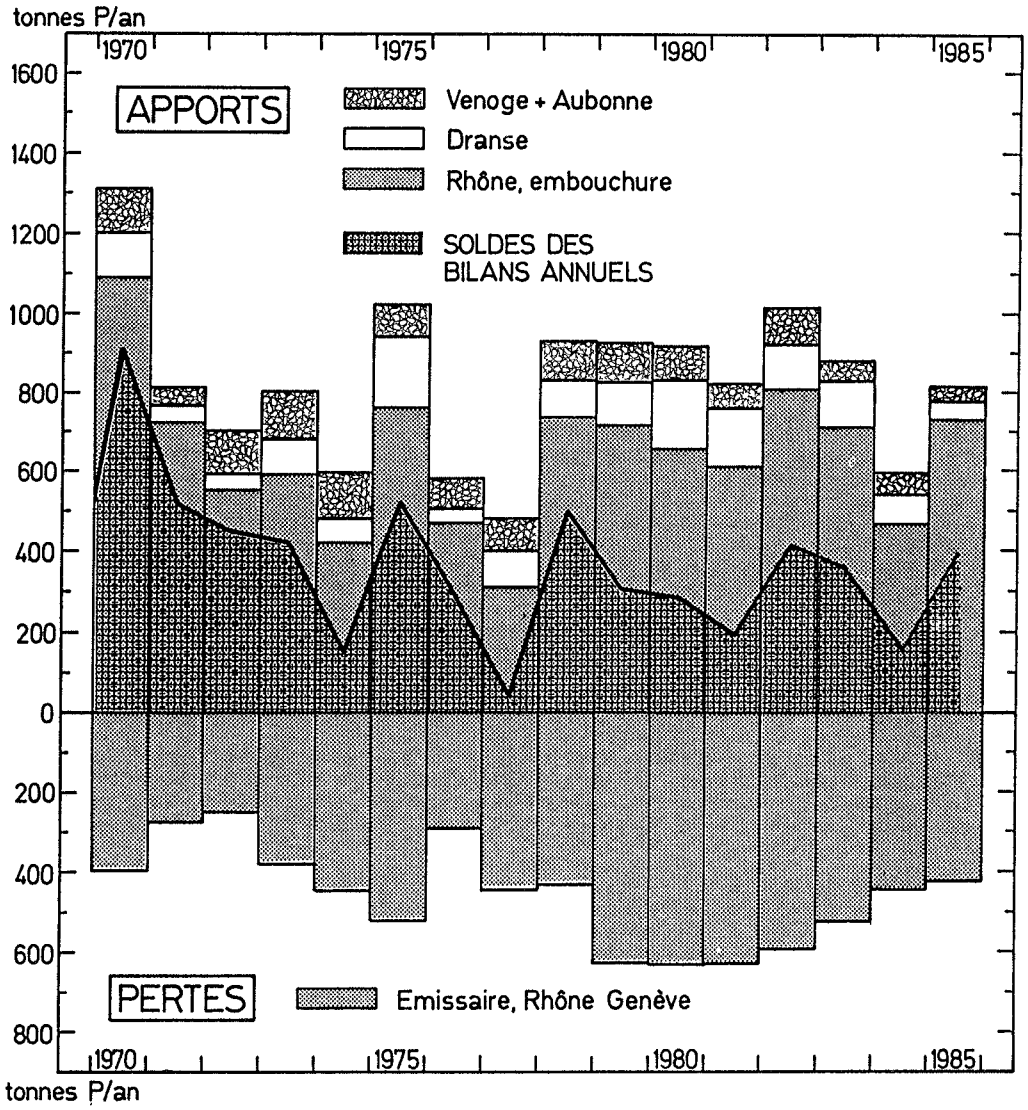


Fig. 5 : Apports, pertes, bilans annuels pour le phosphore total

C'est le flux en phosphore organique et particulaire, figure 6, qui est le terme principal de l'augmentation des apports en phosphore total puisque sa participation est cette année de 85.8 % alors qu'elle n'était que de 77.7 % en 1984. Les exportations par l'émissaire ont, elles aussi, augmenté (168.2 tonnes en 1985 contre 108.9 tonnes en 1984), les concentrations pondérées suivant le même chemin (0.021 mg P/l en 1985 contre 0.016 mg P/l en 1984).

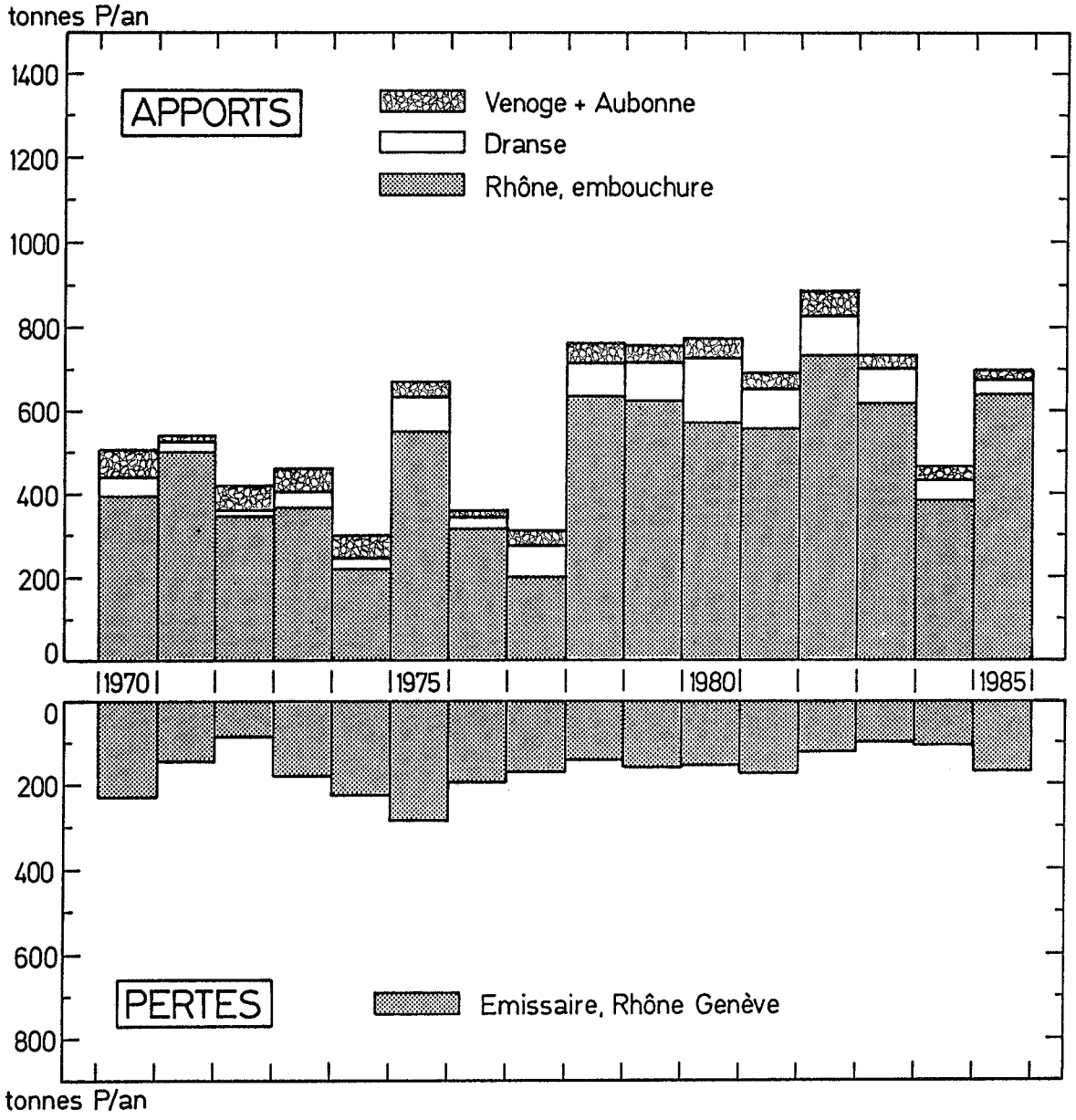


Fig. 6 : Apports et pertes en phosphore organique et particulaire

3.3 *CHLORURES*

Pour la première fois depuis 1981, le bilan des apports en chlorures a légèrement diminué en 1985 avec 37'400 tonnes (figure 7). L'émissaire exporte 40'800 tonnes, en hausse très nette par rapport à l'année précédente. Le bilan entrée-sortie s'équilibre. Au niveau des concentrations moyennes annuelles pondérées, le Rhône amont est à la baisse avec 5.7 mg Cl/l ainsi que la Dranse (3.2 mg Cl/l); l'émissaire (5.0 mg Cl/l), l'Aubonne (4.7 mg Cl/l) et la Venoge (18.3 mg Cl/l) en hausse.

Bilan des chlorures en tonnes de Cl

	1981	1982	1983	1984	1985
Apports	32'600	34'900	37'300	39'000	37'400
Emissaire	42'600	43'500	39'100	33'100	40'800

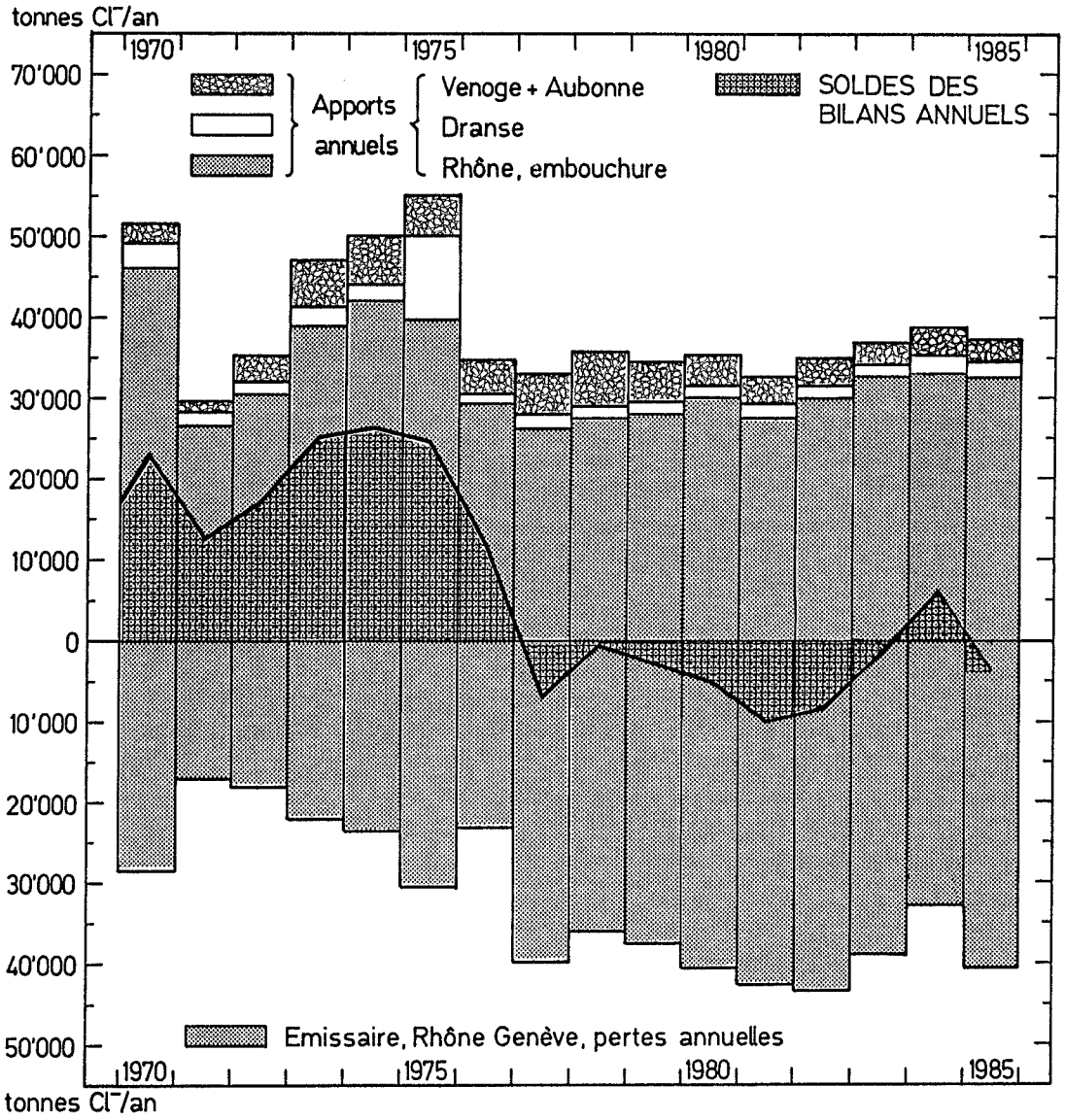


Fig. 7 : Chlorures:
apports, pertes et bilans annuels

3.4 *POTASSIUM*

Ces apports ne sont mesurés que pour deux des quatre affluents, le Rhône amont et la Dranse. Ils sont de 6'950 tonnes en 1985 en augmentation de 3.5 % par rapport à 1984 (figure 8).

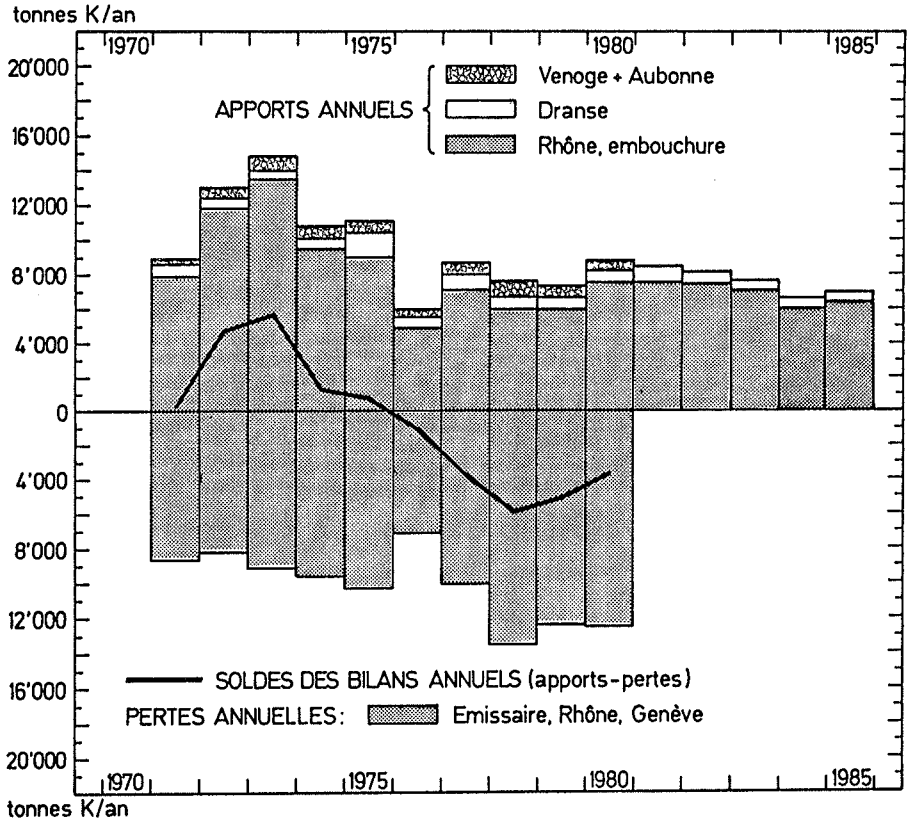


Fig. 8: Potassium:
apports, pertes et bilans annuels

3.5 *CARBONE ORGANIQUE*

Pour l'année 1985, les concentrations pondérées par les débits et exprimées en mg C/l sont les suivantes :

	1981	1982	1983	1984	1985
Carbone organique dissous Rhône amont	0.98	1.13	1.06	0.97	0.94
Carbone organique total Rhône amont	2.60	-	2.87	2.56	2.73

Bilan annuel du carbone organique dissous et total, en tonnes de C

	1981	1982	1983	1984	1985
Carbone organique dissous Rhône amont	6'520	7'780	6'800	4'900	5'430
Carbone organique total Rhône amont	17'300	-	18'650	13'000	15'730

Les apports par le Rhône en carbone organique total et dissous présentent une augmentation sensible en 1985, augmentation due à celle des débits pour le carbone organique dissous dont la concentration moyenne annuelle ne change pas. Cette augmentation est de 20 % pour le carbone organique total dont la concentration moyenne pondérée a augmenté (+ 6.6 %).

3.6 *SILICE*

Les moyennes sont pondérées par les débits. Les concentrations moyennes sont généralement en baisse, sauf pour la Dranse.

Concentrations moyennes annuelles en silice, mg SiO_2/l

	1981	1982	1983	1984	1985
Rhône amont	3.16	2.99	3.12	3.30	2.90
Dranse	3.19	3.66	3.57	3.21	3.30
Venoge	4.85	4.65	3.90	4.69	4.30
Aubonne	4.07	3.17	2.54	2.83	2.40
Rhône émissaire	1.27	1.27	0.88	0.77	0.70

Exprimés en tonnes, les apports en silice semblent se stabiliser autour des 20'000 tonnes et les exportations autour de 5'500 tonnes.

Apports annuels de silice en tonnes de SiO_2

	1981	1982	1983	1984	1985
Rhône amont	21'000	20'640	20'260	16'770	16'840
Dranse	2'230	2'620	2'440	1'990	2'040
Venoge	800	900	640	790	460
Aubonne	680	700	520	530	360
Total affluents	24'710	24'860	23'860	20'080	19'700
Emissaire	12'070	12'220	7'480	5'360	5'690

3.7 *SULFATES*

Les sulfates sont déterminés dans les échantillons d'eau prélevés au Rhône à la Porte du Scex et à la Dranse. Ces apports, dont la moyenne interannuelle de la période 1978-1985 est de 290'900 tonnes pour le Rhône amont et de 33'400 tonnes pour la Dranse, suivent fidèlement les fluctuations des débits.

Apports annuels en sulfates en tonnes de SO_4

	1981	1982	1983	1984	1985
Rhône amont	303'700	314'800	308'500	269'800	272'500
Dranse	30'200	34'000	35'400	30'800	33'800

Concentrations moyennes pondérées de sulfates en mg SO_4/l

	1981	1982	1983	1984	1985
Rhône amont					
. moyenne	45.6	44.0	47.5	53.2	47.3
. minimum	30.0	28.0	28.0	30.0	31.0
. maximum	77.0	82.2	92.0	85.0	78.0
Dranse					
. moyenne	43.1	42.2	51.7	49.8	54.4
. minimum	19.0	22.0	22.0	19.5	20.0
. maximum	163.0	174.0	158.0	160.0	260.0

Les écarts sont dans un rapport de 2 à 3 pour le Rhône et de 7 à 15 pour la Dranse, ce qui correspond à la fourchette des débits. Les moyennes pondérées sont malgré tout sensiblement identiques pour les deux affluents.

3.8 *CALCIUM*

La moyenne des apports annuels pendant la période 1978-1985 s'établit à 242'600 tonnes pour le Rhône amont et à 46'150 tonnes pour la Dranse. L'année 1985 se situe en dessous de ces chiffres. Les concentrations moyennes annuelles pondérées par les débits sont de 37.3 mg Ca/l pour le Rhône et de 68.0 mg Ca/l pour la Dranse.

Apports annuels de calcium en tonnes de Ca

	1981	1982	1983	1984	1985
Rhône amont	281'000	271'000	240'000	208'000	215'000
Dranse	45'000	51'000	46'000	41'000	42'200

3.9 *MAGNESIUM*

Le bilan interannuel basé sur la période 1978-1985 est de 29'400 tonnes pour le Rhône et 5'650 tonnes pour la Dranse. En termes de concentrations moyennes annuelles pondérées, le Rhône amont et la Dranse atteignent respectivement 4.6 mg Mg/l et 8.4 mg Mg/l en 1985.

Apports annuels de magnésium en tonnes de Mg

	1981	1982	1983	1984	1985
Rhône amont	30'700	30'900	28'600	27'000	26'300
Dranse	5'300	6'100	5'600	5'100	5'250

3.10 *SODIUM*

En 1985, les concentrations moyennes annuelles pondérées s'élèvent à 4.3 mg Na/l pour le Rhône amont et à 2.5 mg Na/l pour la Dranse. Les flux, quant à eux, sont très voisins des flux moyens interannuels de la période 1978-1985, soit 23'100 tonnes pour le Rhône amont et 1'470 tonnes pour la Dranse

Apports annuels en tonnes de Na

	1981	1982	1983	1984	1985
Rhône amont	21'400	22'600	24'100	24'200	25'000
Dranse	1'500	1'480	1'340	1'330	1'570

3.11 *CUIVRE, ZINC ET PLOMB*

Seul le Rhône à la Porte du Scex fait l'objet d'analyses de ces métaux. La moyenne interannuelle de ces apports pendant la période 1978-1985 est de 25.4 tonnes pour le cuivre, 133.8 tonnes pour le zinc et 16.9 tonnes pour le plomb. On enregistre en 1985 une régression importante des flux de zinc (- 35 %) et, par contre, une forte hausse des apports en plomb (+ 106 %).

Apports annuels en cuivre, zinc et plomb, en tonnes

	1981	1982	1983	1984	1985
Cuivre	28.6	39.5	24.5	20.2	22.4
Zinc	85.0	142.3	182.5	217.3	141.9
Plomb	22.8	19.0	14.6	10.0	20.6

4. CONCLUSIONS

L'étude des affluents du Léman a porté en 1985, comme les années précédentes, sur le Rhône à la Porte du Scex, la Dranse, l'Aubonne et la Venoge pour les affluents principaux et sur le Rhône à Genève pour l'émissaire. En particulier, en ce qui concerne ce dernier, il est nécessaire de le doter d'un équipement de prélèvement identique à celui des affluents si l'on veut établir des bilans corrects.

Le contrôle s'exerce sur 90 % des débits des affluents au Léman.

En 1985, la somme des débits des affluents contrôlés est de 210.4 m^3/s, en légère augmentation par rapport à 1984. Le débit moyen de l'émissaire est de 258 m^3/s, lui aussi supérieur au débit 1984 (221 m^3/s).

Le tableau suivant permet de comparer les bilans annuels des apports exprimés en tonnes pour les trois dernières années :

	1983	1984	1985
Débit annuel moyen m^3/s	240	191	210
Azote minéral total	4'887	5'111	4'477
Azote organique	2'065	2'489	2'264
Phosphore total	882	597	819
Orthophosphates	146	133	116
Chlorures	37'300	39'000	37'400
Carbone organique total	18'650	13'000	15'730
Carbone organique dissous	6'800	4'900	5'430
Sulfates	343'900	300'600	306'300
Silice	23'860	20'080	19'700
Calcium	286'000	249'000	257'200
Sodium	25'440	25'530	26'570
Potassium	7'110	6'719	6'950
Magnésium	34'200	32'100	31'550
Cuivre	24.5	20.2	22.4
Zinc	182	217	142
Plomb	14.6	10.0	20.6

Les apports en matière au lac restent stables pour la plupart des éléments analysés sauf pour le plomb dont les quantités amenées au lac ont fortement augmenté; par contre, les quantités d'orthophosphates, de silice, de magnésium et de zinc sont en baisse.

METAUX LOURDS DANS LES SEDIMENTS DU RHONE, DE SES AFFLUENTS ET DE LA VENOGE

CAMPAGNE 1985

PAR

FRANÇOIS RAPIN ET JEAN-PIERRE VERNET

INSTITUT F.-A. FOREL, VERSOIX

RESUME

La surveillance de la pollution par les métaux lourds des sédiments du Rhône amont, de ses affluents et de la Venoge s'est poursuivie en 1985.

- *La contamination des sédiments du Rhône par le mercure s'est stabilisée. La teneur moyenne (1.15 mg/kg) représente 23 fois la teneur naturelle. L'origine principale de cette contamination reste le canal de Turtig.*
- *La situation dans les principaux canaux et affluents du Rhône n'a que peu évolué ces trois dernières années. On relèvera toutefois une aggravation dans la Gamsa, due à une usine d'incinération.*
- *La très forte contamination des sédiments de la Venoge dans la zone de Penthaz, due aux rejets de l'usine d'incinération, persiste en 1985.*

INTRODUCTION GENERALE

En 1985, la surveillance de la contamination par les métaux lourds des sédiments des rivières du bassin lémanique s'est concentrée sur le Rhône amont (et ses affluents) et la Venoge.

Les résultats seront présentés en deux parties :

1. LE RHONE AMONT ET SES AFFLUENTS
2. LA VENOGE

METHODOLOGIE

Les sédiments des rivières sont prélevés à la main ou à l'aide d'un puisoir depuis la berge. Seule la couche superficielle est échantillonnée.

Après tamisage humide, la fraction fine inférieure à 63 µm (limon + argile) est analysée, afin de minimiser l'influence de la granulométrie du sédiment (la fraction grossière sableuse n'étant qu'un très faible fixateur de métaux lourds).

Le mercure est analysé par absorption atomique en vapeur froide (MAS 50-Coleman) et le cadmium par absorption atomique four graphite (Varian AA-875 et CRA-90). La mise en solution pour ces deux métaux est la suivante :

- attaque chloro-nitrique de 0.5 à 2.0 g de sédiment sec; 2 ml HCl 32 % + 5 ml HNO_3 65 % à 95 °C pendant 75 minutes; puis dilution à 100 ml et mesure (FAVARGER et al. 1979).

Les autres métaux sont analysés par spectrographie d'émission plasma ICP-AES (ARL 3400). La mise en solution est la suivante :

- deux attaques successives à l'acide perchlorique, puis avec un mélange d'acides fluorhydrique et chlorhydrique en réacteurs Teflon fermés de 2.5 g de sédiments secs :
  a. 5 ml H_2O + 5 ml $HClO_4$ 70 % à 150 °C pendant 14 heures;
  b. 2 ml HF 48 % + 10 ml HCL 37 % à 100 °C pendant 14 heures; puis dilution à 50 ml, décantation et mesure (FAVARGER, 1982).

Pour le carbone organique, le dosage correspond en fait à une oxydabilité au bichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$) dans un milieu d'acides sulfurique et phosphorique (H_2SO_4/H_3PO_4) à chaud en présence de sulfate d'argent (Ag_2SO_4) comme catalyseur (GAUDETTE et al., 1974).

TABLEAU 1 - Teneurs naturelles moyennes et limites de détection pour les sédiments des rivières en 1985 (en mg/kg)

Elément		Teneur naturelle	Limite de détection
Mercure	(Hg)	0.05	0.03
Cadmium	(Cd)	0.30	0.05
Plomb	(Pb)	50	12
Zinc	(Zn)	80	3
Cuivre	(Cu)	50	0.5
Etain	(Sn)	< 13	13
Argent	(Ag)	< 1	1
Arsenic	(As)	< 25	< 25
Antimoine	(Sb)	< 20	20
Nickel	(Ni)	50	1
Chrome	(Cr)	70	1
Sélénium	(Se)	< 13	< 13
Baryum	(Ba)	200	1
Molybdène	(Mo)	< 9	< 9

1. LE RHONE AMONT ET SES AFFLUENTS

1.1 *INTRODUCTION*

Comme les années précédentes et pour tenir compte des changements de concentration dûs aux effets d'accumulation-dilution provoqués par les variations du débit, une partie des sédiments du Rhône ont été prélevés à quatre reprises en 1985 :

- en période de hautes eaux : mai (08.05) et août (30.08)
- en période de basses eaux : mars (21.03) et octobre (30-31.10)

Ceux du canal de Turtig (Schnydrigenkanal), de la Gamsa et du canal de rejet de la station d'épuration (STEP) de Brigue ont également été prélevés à quatre reprises.

Les sédiments des autres canaux et affluents ont été prélevés, comme chaque année, lors de la campagne d'automne (30-31.10).

Cette année ont été étudiés :

- 46 points du Rhône, dont 26 à quatre reprises;
- 62 points dans les canaux ou affluents, dont 5 à quatre reprises (2 dans le canal de Turtig; 2 dans la Gamsa et 1 dans le canal de rejet de la STEP de Brigue). Quatre points supplémentaires ont été introduits : en amont du canal Rarogne-Gampel (No 170), en aval de la canalisation souterraine du canal d'Evionnaz (No 171), dans le canal Stockalper en aval du rejet de la STEP de Port-Valais (No 172) et dans le canal de rejet de la STEP d'Aigle (No 173).

1.2 *NUMEROTATION ET PROVENANCE*

La position géographique des points prélevés sur le Rhône, les canaux et les affluents et leurs numéros sont reportés sur les figures 1a et 1b. Les numéros reportés sur les figures et les tables correspondent à ceux des figures 1 a et 1 b.

1.3 *RESULTATS*

Les teneurs naturelles sont estimées à partir de l'étude de l'histogramme des concentrations mesurées; la méthode a été décrite par VIEL et al., (1983). Les teneurs naturelles retenues en 1985 et les limites de détection sont indiquées dans le tableau 1.

a. Le Rhône (fig. 1a, 2, 3, 4 et tableaux 2, 3 et 4)

Les sédiments du Rhône ne sont contaminés (valeur supérieure au double de la teneur naturelle admise) que par le mercure (tabl. 3 et 4). L'étain et l'arsenic ne sont pas détectés (teneurs inférieures à la limite de détection).

On note une légère augmentation (environ 10 %) de la teneur moyenne en mercure des sédiments du Rhône (26 ou 27 points de base - tabl. 2 et fig. 2) en 1985 (1.15 mg/kg) par rapport à 1984 (1.01 mg/kg). Les teneurs en 1985 sont comparables à celles de 1982. On relèvera que les teneurs en 1985 étaient en règle générale plus fortes lors des campagnes du début d'année.

L'évolution des teneurs en mercure dans les sédiments le long du Rhône (fig. 3 et tabl. 3) montre toujours de façon évidente que la principale contamination provient du canal de Turtig (Schnydrigenkanal). Ces teneurs peuvent être liées à des rejets accidentels ou à la dernière phase d'assainissement du canal dans l'enceinte du complexe industriel LONZA.

En aval de Gampel (point 13), les teneurs décroissent très rapidement, à l'exception du point No 14 (La Souste). Cette augmentation doit provenir d'une décantation des particules fines (plus riches en mercure) due au barrage de la Souste.

b. Les affluents et canaux (fig. 1b et 5 et tableau 5)

Le situation n'a que peu évolué depuis 1983-1984. Il faut toutefois relever :

- une aggravation de la contamination polymétallique dans la Gamsa, en aval de l'usine d'incinération. Les concentrations se sont élevées en octobre 1985 à : (en mg/kg) Cadmium = 591, Zinc = 17'900, Mercure = 5.25, Plomb = 4'740, Etain = 576, Argent = 16, Cuivre = 737, Antimoine = 126, Sélénium = 376 et Arsenic = 96;
- des teneurs en mercure toujours beaucoup trop élevées dans les sédiments du canal de Turtig (3 à 192 mg/kg). Les teneurs moyennes aux points 44 et 91 (47 et 57 mg/kg) sont même supérieures à celles de 1984 ou 1983. Ce canal reste la principale source de contamination du Rhône par le mercure;
- que les sédiments des canaux recevant les rejets des STEP présentent toujours une importante pollution polymétallique, avec une augmentation pour la STEP de Brigue (No 159) et de Sierre (No 90). Les sédiments du canal de rejet de la STEP d'Aigle (nouveau No 173) sont tout particulièrement contaminés;
- qu'il y a une forte augmentation des teneurs en aval de Collombey (No 33), près de l'usine d'incinération, dans le canal Massongex-Collombey : (en mg/kg) Cadmium = 46.7, Plomb = 6'190, Zinc = 3'150, Etain = 105, Sélénium = 65 et Arsenic = 48;

- qu'il n'y a toujours aucune amélioration de la contamination polymétallique des sédiments des canaux : Sion (Ardon)-Riddes, de Fully, d'Evionnaz et Stockalper,
- que les sédiments des principaux affluents du Rhône : la Viège, la Navisence, la Liène, la Borgne, la Drance, l'Avançon, la Vièze, la Gryonne et la Grande-Eau ne sont pas ou que très faiblement contaminés par les métaux lourds.

1.3 *CONCLUSIONS*

La pollution des sédiments du Rhône par le mercure s'est stabilisée, depuis 1982, (teneurs moyenne : environ 23 fois la teneur naturelle). L'origine principale de cette contamination reste le canal de Turtig.

Les sédiments du Rhône ne présentent pas de teneurs anormales pour d'autres métaux lourds.

La situation dans les principaux canaux et affluents du Rhône n'a que peu évolué ces trois dernières années. On relèvera toutefois une aggravation dans la Gamsa, mais cette contamination ne se marque pas dans le Rhône (effet de dilution).

Le maintien de la surveillance trimestrielle d'une rivière aussi importante et complexe que le Rhône assure une réelle signification aux moyennes annuelles. Elle devrait être maintenue.

FIG. 1a SITUATION DES ÉCHANTILLONS DU RHÔNE

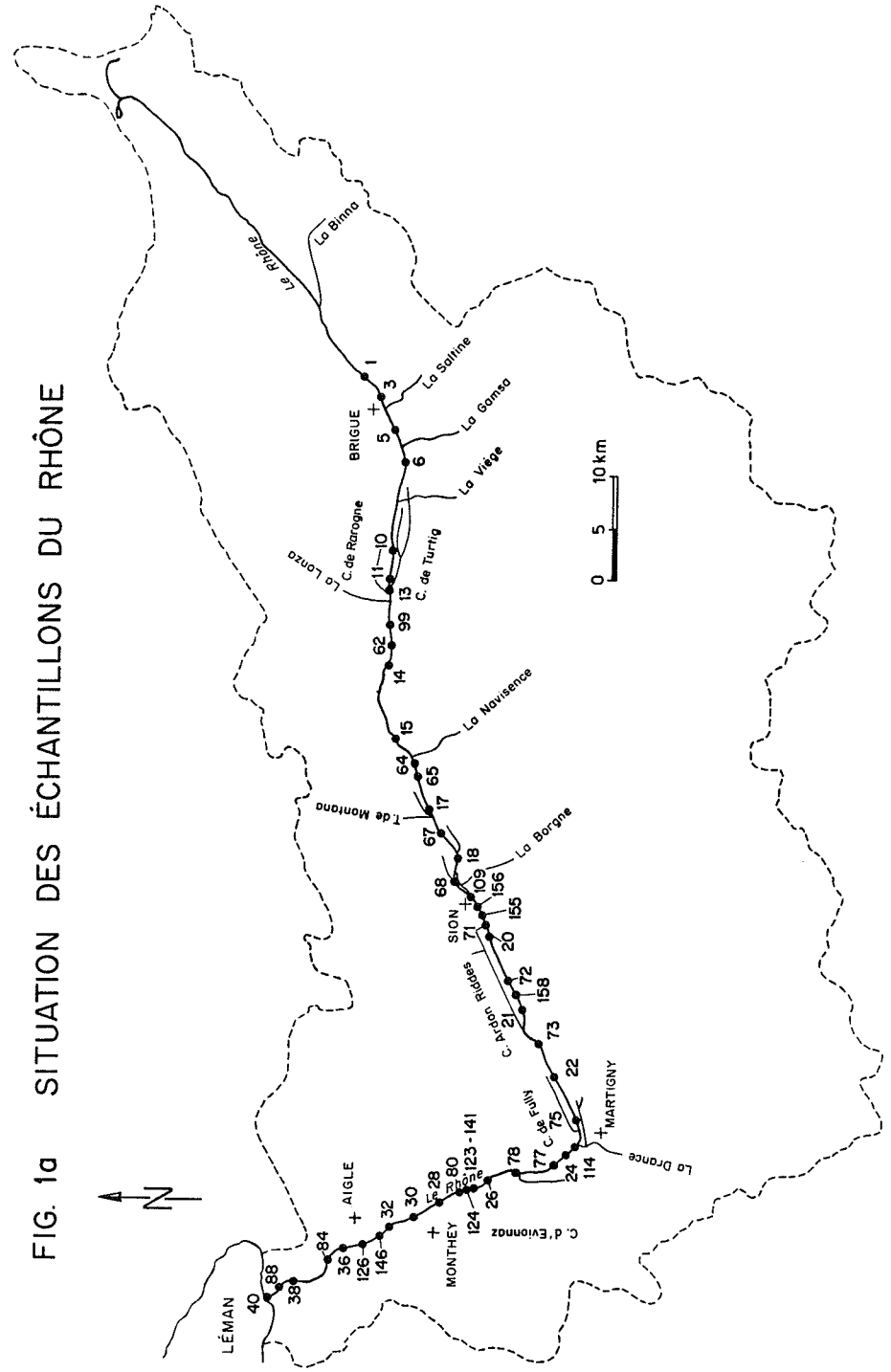


FIG. 1b SITUATION DES ÉCHANTILLONS DES CANAUX ET AFFLUENTS

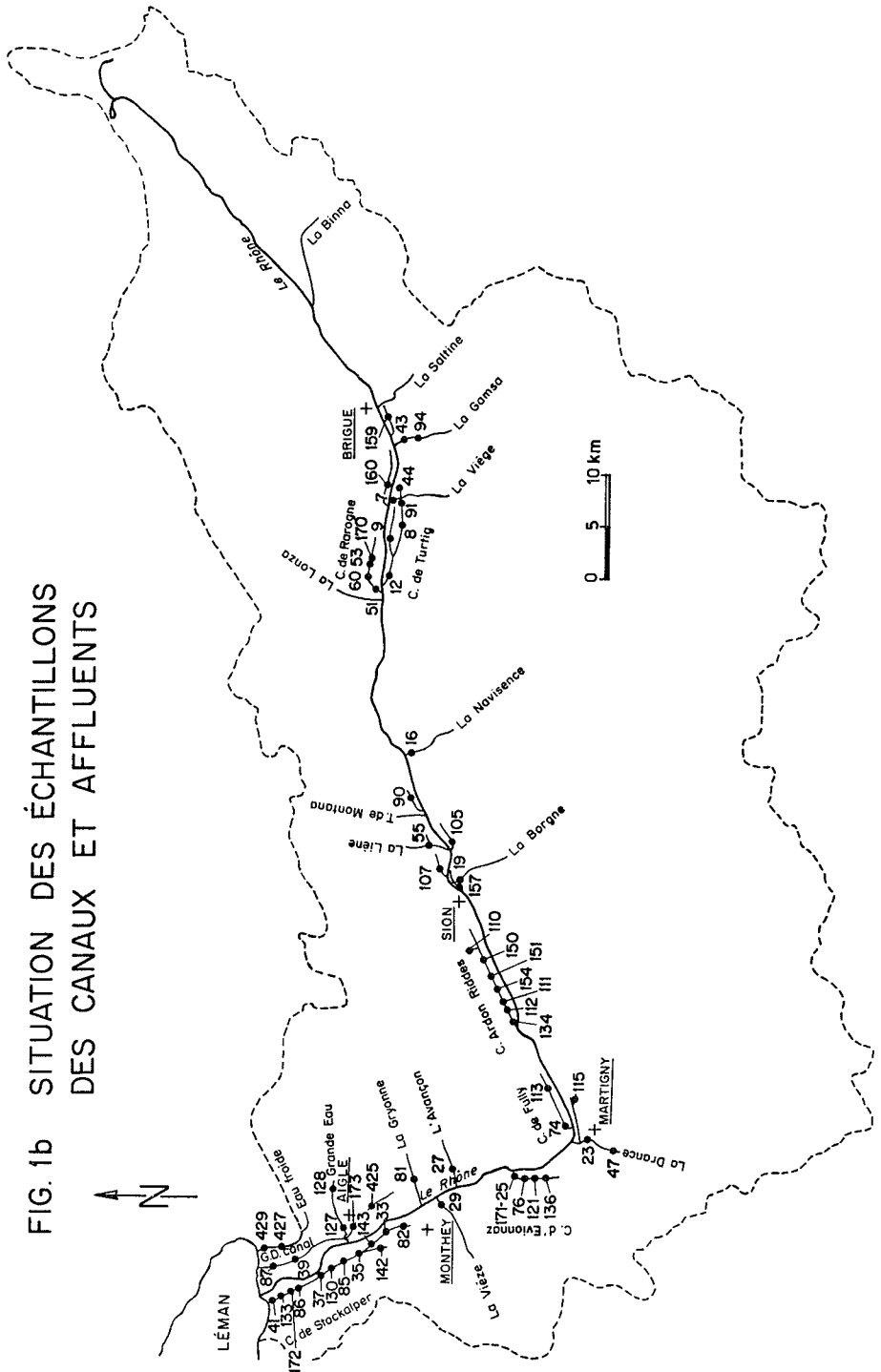


TABLEAU 2 - Evolution de la teneur en mercure des sédiments du Rhône (en mg/kg)

Situation	No	1978	* 1979	** 1980	* 1981	* 1982	* 1983	* 1984	* 1985
Brigue	3	0.02	0.04	0.07	0.07	0.05	0.18	0.10	0.10
Sankt-German	10	0.05	0.21	0.18	0.20	0.14	0.25	0.12	0.13
Gampel	13	1.17	7.92	25.30	21.21	10.35	4.47	7.84	10.38
Niedergampel	99	0.43	3.57	5.14	8.14	1.50	1.34	2.81	2.03
Gampinen	62	0.72	2.48	9.38	2.87	0.81	0.43	1.22	0.81
La Souste	14	0.30	1.54	2.89	2.27	1.40	0.67	1.22	4.16
Finges	15	0.62	0.68	1.44	0.25	0.33	0.31	1.19	0.39
Laminoir Chippis	65	0.68	1.11	7.74	3.37	2.06	0.79	0.52	1.29
Chalais	17	0.60	1.20	2.25	2.14	1.14	0.49	0.60	0.93
Granges	67	0.73	1.71	5.55	3.41	1.69	0.66	1.46	1.62
Saint-Léonard	18	0.86	0.88	5.03	1.55	0.97	0.45	0.86	0.87
Bramois	68	0.84	1.23	4.82	2.20	1.91	0.83	1.56	1.19
Aval de Sion	71	1.38	0.56	2.30	2.07	1.30	0.53	0.82	0.60
Aproz	20	1.30	0.99	5.18	2.24	1.22	0.37	0.94	0.70
Ardon	72	0.51	0.61	2.53	1.10	0.18	0.35	0.56	0.46
Saillon	73	0.27	0.71	1.58	1.86	0.86	0.39	0.65	0.76
Fully	22	0.55	0.67	2.51	1.17	0.65	0.52	0.89	0.86
Branson	75	0.18	0.67	1.48	1.34	0.56	0.36	0.58	0.37
Les Follatères	114	0.32	0.89	1.53	0.91	0.81	0.43	0.60	—
Evionnaz	78	0.31	0.73	1.07	0.91	1.14	0.32	0.44	0.16
Lavey-les-Bains	26	0.17	0.41	0.63	0.38	0.27	0.30	0.25	0.30
Aval St-Maurice	80	0.33	0.54	1.42	1.09	0.38	0.14	0.26	0.16
Monthey	30	0.38	0.82	1.69	0.96	0.59	0.44	0.42	0.28
Illarsaz	36	0.30	0.63	1.26	0.81	0.53	0.55	0.46	0.36
Porte du Scex	38	0.22	0.55	1.23	0.84	0.39	0.24	0.32	0.33
Noville	88	0.54	0.79	1.33	0.80	0.64	0.31	0.40	0.34
Le Bouveret	40	0.47	0.36	0.52	0.42	0.44	0.16	0.28	0.25
Moyenne		0.53	1.20	3.56	2.36	1.20	0.60	1.01	1.15

* = moyenne 4 prélèvements

** = moyenne 6 prélèvements

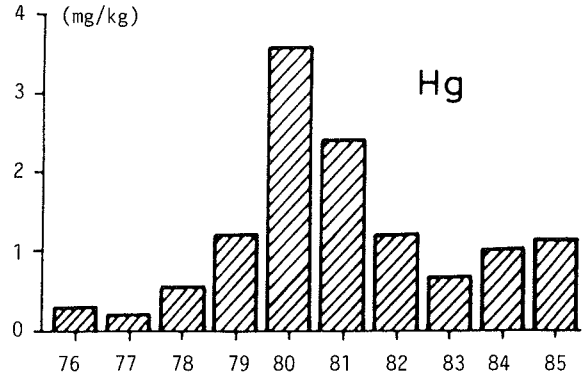


FIG. 2 : Evolution de la teneur moyenne en mercure des sédiments du Rhône (en mg/kg).

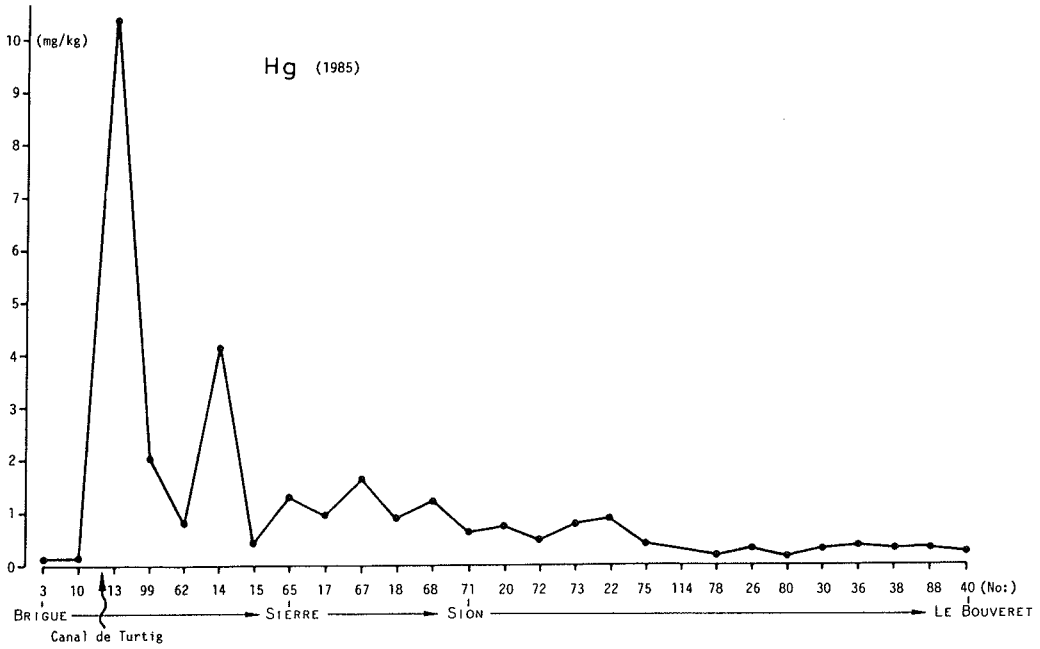


FIG. 3 : Teneur en mercure des sédiments du Rhône en 1985 (en mg/kg). (moyenne de 4 prélèvements)

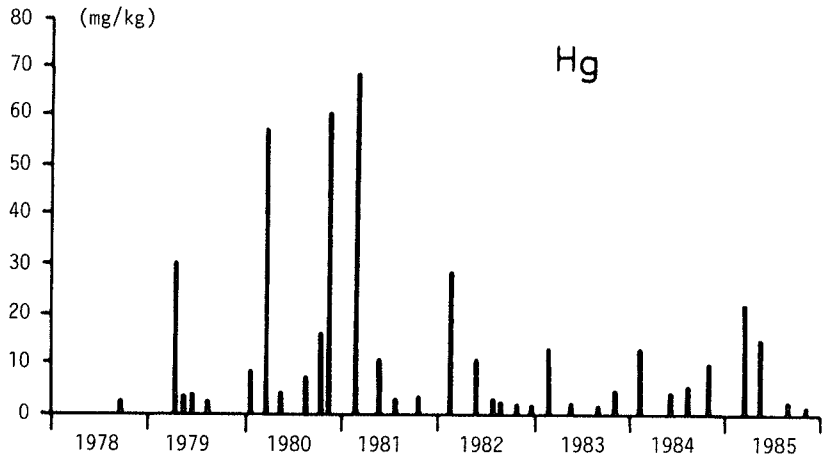


FIG. 4 : Evolution de la teneur en mercure des sédiments du Rhône Point 13 (Gampel).

FIG. 5 AFFLUENTS DU RHÔNE
TENEUR EN MERCURE, CADMIUM, PLOMB, ZINC ET CUIVRE

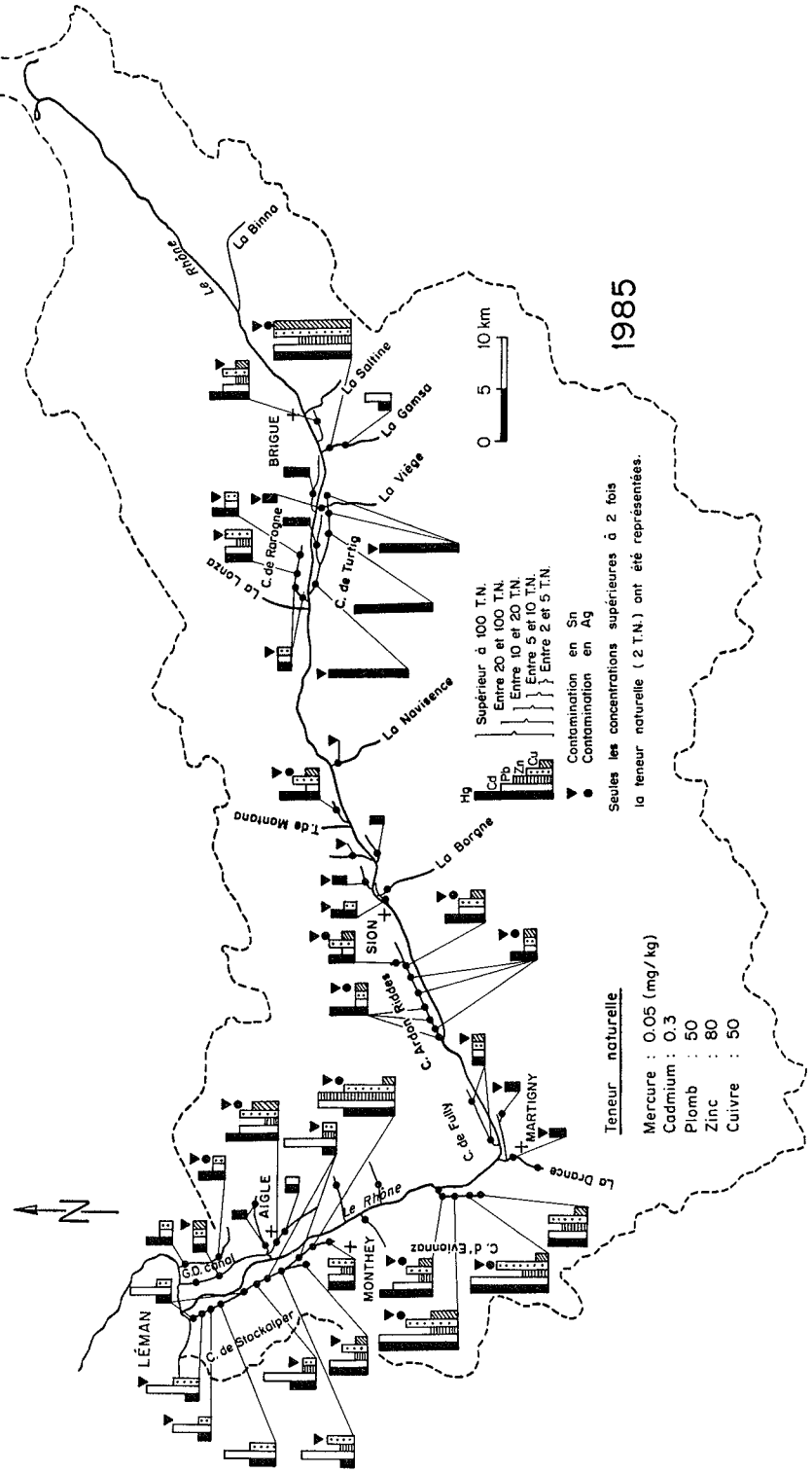


TABLEAU 3 - Evolution de la teneur en mercure des sédiments du Rhône, du canal de Turtig et de la Gamsa en 1985 (en mg/kg)

Situation	No	21.03	08.05	30.08	30-31.10	Moyenne
Obermatt	1	-	-	-	0.030	0.030
Brigue	3	0.030	0.290	0.050	0.040	0.100
Gamsen	5	-	-	-	0.070	0.070
Brigerbad	6	-	-	-	0.070	0.070
Sankt-German	10	0.160	0.225	0.070	0.040	0.125
Niedergesteln	11	-	-	-	0.040	0.040
Gampel (RG)	13	22.550	15.440	1.990	1.530	10.380
Niedergampel	99	5.430	1.885	0.340	0.450	2.025
Gampinen (RG)	62	1.630	1.220	0.120	0.250	0.805
La Souste	14	7.780	6.140	2.610	0.115	4.160
Finges	15	0.880	0.190	0.230	0.260	0.390
Chippis	64	-	-	-	0.200	0.200
Laminoir Chippis	65	1.770	1.090	0.475	1.800	1.285
Chalais	17	2.380	1.080	0.130	0.130	0.930
Granges	67	2.370	2.280	1.590	0.225	1.615
Saint-Léonard	18	1.475	1.130	0.640	0.205	0.865
Bramois	68	1.950	1.235	0.840	0.735	1.190
Sion	109	-	-	-	0.470	0.470
Aval de Sion	156	-	-	-	0.205	0.205
	155	-	-	-	0.710	0.710
	71	0.940	1.000	0.265	0.190	0.600
Aproz	20	1.330	0.420	0.185	0.840	0.695
Ardon	72	0.775	0.365	0.275	0.420	0.460
Les Allamands	158	-	-	-	0.320	0.320
Riddes	21	-	-	-	0.410	0.410
Saillon	73	1.230	-	0.490	0.550	0.755
Fully	22	1.230	0.810	0.140	1.250	0.860
Branson	75	0.525	0.710	0.090	0.155	0.370
Dorénaz	24	-	-	-	0.625	0.625
Collonges	77	-	-	-	0.460	0.460
Evionnaz	78	0.400	0.065	0.090	0.060	0.155
Lavey-les-Bains	26	0.635	0.300	0.120	0.140	0.300
Bras usine électrique	141	-	-	-	0.380	0.380
STEP Saint-Maurice	123	-	-	-	0.200	0.200
Saint-Maurice (RG)	124	-	-	-	0.140	0.140
Aval Saint-Maurice	80	0.300	0.060	0.140	0.110	0.155
Massongex	28	-	-	-	0.165	0.165
Monthey	30	0.725	0.035	0.195	0.160	0.280
Collombey	32	-	-	-	0.750	0.750
Satom (Monthey)	146	-	-	-	0.410	0.410
Les Iles	126	-	-	-	0.275	0.275
Illarsaz	36	0.800	0.100	0.275	0.255	0.360
Barges (Vouvry)	84	-	-	-	0.240	0.240
Porte du Scex	38	0.630	0.220	0.240	0.220	0.330
Noville	88	0.645	0.080	0.430	0.180	0.335
Le Bouveret	40	0.520	0.175	0.110	0.180	0.245
Canal de Turtig						
. en aval zone industrielle	44	2.990	25.710	8.050	151.300	47.015
. en aval de la STEP	91	23.370	191.800	4.580	11.400	57.790
La Gamsa						
. en amont du rejet de l'usine d'incinérat.	94	0.070	0.120	-	0.160	0.115
. en aval du rejet	43	10.470	4.180	2.530	5.250	5.610

TABLEAU 4 - Teneurs moyennes en métaux lourds et en carbone organique des sédiments du Rhône en 1985 (en mg/kg)

Situation	No	Cadmium	Plomb	Zinc	Cuivre	C. org. %
Obermatt	1	0.37 *	69 *	101 *	31 *	0.84 *
Brigue	3	0.33	77	84	33	0.66
Gamsen	5	0.40 *	79 *	85 *	41 *	0.43 *
Brigerbad	6	0.40 *	74 *	102 *	33 *	0.54 *
Sankt-German	10	0.32	58	106	42	1.00
Niedergesteln	11	0.11 *	48 *	81 *	37 *	0.41 *
Gampel (RG)	13	0.28	55	99	43	1.09
Niedergampel	99	0.29	62	85	39	0.61
Gampinen (RG)	62	0.20	55	71	34	0.44
La Souste	14	0.31	60	113	42	0.99
Finges	15	0.17	37	65	24	0.46
Chippis	64	0.12 *	42 *	54 *	31 *	0.68 *
Laminoir Chippis	65	0.20	44	68	23	0.51
Chalais	17	0.19	46	72	29	0.73
Granges	67	0.19	54	72	29	1.27
Saint-Léonard	18	0.19	35	63	23	0.47
Bramois	68	0.34	48	87	28	0.82
Sion	109	0.21 *	41 *	58 *	24 *	0.35 *
Aval de Sion	156	0.36 *	46 *	77 *	30 *	0.41 *
	155	0.26 *	54 *	69 *	31 *	0.34 *
	71	0.31	46	87	31	0.56
Aproz	20	0.34	45	88	29	0.54
Ardon	72	0.27	43	88	29	0.61
Les Allamands	158	0.32 *	56 *	98 *	35 *	0.49 *
Riddes	21	0.25 *	49 *	92 *	33 *	0.41 *
Saillon	73	0.36	51	107	35	0.66
Fully	22	0.28	50	102	32	0.60
Branson	75	0.20	49	82	28	0.47
Dorénaz	24	0.17 *	52 *	64 *	30 *	0.33 *
Collonges	77	0.19 *	49 *	59 *	32 *	0.27 *
Evionnaz	78	0.22	49	91	28	0.52
Lavey-les-Bains	26	0.37	65	150	41	1.62
Bras usine électrique	141	0.33 *	47 *	97 *	30 *	0.50 *
STEP Saint-Maurice	123	0.25 *	49 *	112 *	32 *	1.19 *
Saint-Maurice (RG)	124	0.15 *	36 *	92 *	27 *	0.79 *
Aval Saint-Maurice	80	0.12	45	58	26	0.24
Massongex	28	0.21 *	48 *	74 *	30 *	0.28 *
Monthey	30	0.25	52	89	28	0.46
Collombey	32	0.25 *	59 *	85 *	29 *	0.52 *
Satom (Monthey)	146	0.17 *	50 *	67 *	28 *	0.40
Les Iles	126	0.25 *	43 *	77 *	31 *	0.40 *
Illarsaz	36	0.30	54	100	22	0.50
Barges (Vouvry)	84	0.21 *	44 *	71 *	30 *	0.35 *
Porte du Scex	38	0.27	39	98	29	0.65
Noville	88	0.23	43	88	30	0.45
Le Bouveret	40	0.31	42	113	34	0.65
Canal de Turtig						
. en aval zone industrielle	44	0.30	62	117	44	1.13
. en aval de la STEP	91	0.23	56	106	43	0.99
La Gamsa						
. en amont du rejet de l'usine d'incinérat.	94	1.47	77	167	41	0.76
. en aval du rejet	43	279.10	3'862	13'688	515	5.65

Les valeurs suivies du signe "*" correspondent à des valeurs individuelles et les autres sont des moyennes de quatre prélèvements

TABLEAU 5 - Teneurs en métaux lourds et en carbone organique des sédiments des canaux et des affluents du Rhône en 1985 (campagne d'automne) (en mg/kg)

Situation	No	Mercure	Cadmium	Plomb	Zinc	Cuivre	Etain	Argent	C. org. %
La Gamsa	94	0.16	2.13	81	150	37	< 13	< 1.0	0.85
	43	5.25	591.40	4740	17900	737	576	16.0	14.03
STEP Brigue	159	1.20	1.90	115	612	116	34	7.3	6.13
Canal Viège (RD)	160	0.11	0.25	66	100	30	20	< 1.0	1.90
La Viège	7	0.27	0.10	44	55	43	42	< 1.0	1.60
Canal de Turtig	44	151.30	0.34	64	114	72	22	< 1.0	3.90
	91	11.40	0.25	54	94	34	17	< 1.0	1.60
	8	7.91	0.20	57	113	35	< 13	< 1.0	1.60
	12	26.32	0.32	58	125	52	16	< 1.0	2.70
Affluent C. Turtig	9	0.27	0.50	65	124	36	< 13	< 1.0	4.30
Canal de Rarogne	170	0.36	0.63	59	207	46	13	< 1.0	3.39
- Gampel	53	0.34	1.58	108	468	74	22	< 1.0	5.33
	60	0.20	0.96	81	274	53	20	< 1.0	3.15
	51	0.15	1.05	77	250	52	31	< 1.0	2.41
La Navisence	16	0.04	0.07	41	63	22	19	< 1.0	0.69
STEP Sierre	90	0.73	1.14	55	535	136	27	3.9	7.76
STEP Granges	105	0.11	0.07	< 12	44	14	< 13	< 1.0	0.31
La Liène	55	0.07	0.30	32	107	26	15	< 1.0	1.78
STEP Uvrier	107	0.11	0.42	44	145	45	15	< 1.0	2.19
La Borgne	19	0.02	0.09	30	54	22	< 13	< 1.0	0.34
STEP Sion	157	0.45	0.46	60	272	54	21	< 1.0	1.91
STEP Conthey	110	0.38	1.33	61	427	207	59	1.7	5.53
Canal Sion-(Ardon)-	161	0.56	1.62	82	447	216	31	4.1	6.28
Riddes	150	0.34	0.94	54	259	121	20	1.8	4.03
	151	0.31	1.24	65	336	167	20	2.1	5.28
	154	0.62	1.16	80	321	153	23	2.8	4.68
	111	0.54	1.23	75	334	159	24	2.7	4.73
	112	0.33	1.24	60	311	164	21	1.9	4.24
	134	0.56	1.45	72	342	205	24	3.6	4.94
Canal de Fully	113	0.24	1.16	66	337	149	13	< 1.0	4.22
	74	0.21	0.84	60	238	109	17	< 1.0	3.23
STEP Martigny	115	0.18	0.23	44	122	48	13	< 1.0	1.76
La Drance	47	0.07	0.34	39	118	54	< 13	< 1.0	1.09
	23	0.20	0.23	42	93	43	13	< 1.0	0.80
Canal d'Evionnaz	136	0.63	5.57	398	1060	195	< 13	< 1.0	5.32
	121	6.02	41.35	271	2030	175	184	1.1	3.82
	76	13.46	65.89	399	2930	255	317	2.1	7.15
	171	2.48	5.34	197	926	113	27	4.6	4.64
	25	2.22	1.46	91	335	58	20	< 1.0	4.25
L'Avançon	27	0.03	0.17	26	78	24	< 13	< 1.0	0.76
La Vièze	29	0.06	0.47	38	147	38	< 13	< 1.0	2.01
La Gryonne	81	0.08	0.28	30	142	33	< 13	< 1.0	4.04
Canal Massongex	82	0.49	1.96	126	403	87	< 13	< 1.0	8.05
- Collombey	33	1.28	46.71	6190	3150	155	105	3.5	1.00
	143	0.16	9.67	144	395	38	22	< 1.0	1.21
Grande Eau	128	0.12	0.35	34	136	30	< 13	< 1.0	2.19
	127	0.12	0.41	40	154	55	< 13	< 1.0	2.95
Canal Stockalper	142	0.60	3.35	184	619	126	24	< 1.0	9.08
	35	0.20	14.10	126	433	38	22	< 1.0	1.76
	85	0.24	7.27	113	364	44	20	< 1.0	2.37
- STEP Vouvry	130	0.34	6.68	107	355	67	15	< 1.0	2.75
	37	0.22	3.94	66	304	45	< 13	< 1.0	2.58
	86	0.30	6.03	99	468	62	< 13	< 1.0	3.16
- STEP Port-Valais	172	0.18	4.89	66	343	49	16	< 1.0	3.20
	133	0.23	6.65	76	475	50	17	< 1.0	3.41
	41	0.22	4.96	76	356	50	< 13	< 1.0	2.70
Grand Canal	425	0.19	0.81	61	156	86	< 13	< 1.0	4.80
- STEP Aigle	173	1.98	3.50	103	1050	327	41	6.6	17.46
	39	0.21	1.22	70	260	115	17	1.0	6.33
	87	0.04	0.21	37	105	31	< 13	< 1.0	1.70
Eau Froide	427	0.43	1.13	41	304	63	< 13	2.6	3.92
	429	0.29	1.09	63	307	90	< 13	< 1.0	3.68

2. LA VENOGE

2.1 *INTRODUCTION*

En 1985, la surveillance des contaminations par les métaux lourds des sédiments de la Venoge a été concentrée sur la zone de Penthaz et la partie aval du cours de la rivière. Quatre campagnes d'échantillonnage (55 prélèvements) ont été effectuées : en mai, en août, en octobre et en décembre.

Un point supplémentaire a été introduit en 1985 dans le bac de décantation des eaux de lavage et de refroidissement de l'usine d'incinération de Penthaz, d'où provient la principale pollution de la Venoge par les métaux lourds.

La situation géographique des points dans la Venoge est présentée à la figure 6. Les teneurs naturelles retenues en 1985 et les limites de détection sont indiquées au tableau 1.

2.2 *RESULTATS (fig. 6 et tableaux 6, 7, 8 et 9)*

Les sédiments en amont de Penthaz (point 558) ne sont pas ou que très faiblement pollués. La contamination des sédiments n'apparait qu'à partir de Penthaz (dès le point 1001). Les valeurs les plus élevées se mesurent toujours en aval de la sortie du bac de décantation de l'usine d'incinération (point 557). On ne note aucune amélioration par rapport à 1984. Les teneurs moyennes en 1985 pour ce point sont les suivantes :

Mercure	=	10.20	mg/kg
Cadmium	=	56.55	mg/kg
Plomb	=	3'354	mg/kg
Zinc	=	4'992	mg/kg
Cuivre	=	852	mg/kg
Nickel	=	96	mg/kg
Etain	=	622	mg/kg
Arsenic	=	47	mg/kg
Antimoine	=	39	mg/kg
Sélénium	=	103	mg/kg
Molybdène	=	12	mg/kg
Argent	=	7.5	mg/kg

Le rejet se caractérise toujours par de l'eau contenant des suspensions noirâtres qui recouvrent les sédiments de la rive droite de la rivière jusqu'à 200-300 mètres en aval du point de rejet lors des basses eaux.

Pour estimer les teneurs de ces suspensions qui proviennent du bac de décantation, nous avons prélevé des échantillons dans le bac lui-même. Les échantillons de boues sont pris dans le fond du bac juste à l'endroit de la sortie vers la Venoge. Ces boues correspondent à la fraction des particules en suspension qui se sont déposées dans le bac. Les teneurs dans ces boues ont atteint les valeurs suivantes :

Mercure	=	58.64	mg/kg
Cadmium	=	345	mg/kg
Plomb	=	11'100	mg/kg
Zinc	=	31'300	mg/kg
Cuivre	=	1'865	mg/kg
Nickel	=	390	mg/kg
Etain	=	2'570	mg/kg
Arsenic	=	86	mg/kg
Antimoine	=	178	mg/kg
Sélénium	=	670	mg/kg
Molybdène	=	55	mg/kg
Argent	=	25.7	mg/kg

En aval du rejet, les teneurs diminuent rapidement par dilution, toutefois, les rejets de Penthaz se répercutent jusqu'à l'embouchure et par conséquent jusque dans le lac.

La contamination en cadmium dans le Bochet (affluent de la Venoge) persiste.

2.3 *CONCLUSIONS*

La très forte contamination des sédiments de la Venoge dans la zone de Penthaz continue. L'origine en est toujours les rejets de la cuve de décantation de l'usine d'incinération. En 1985 et par rapport à 1984, on constate une légère augmentation des teneurs pour le cadmium, le plomb et le zinc et une stabilité pour le mercure au point en aval du rejet du bac de décantation (point No 557). Par contre, au niveau de l'embouchure (point No 6), les teneurs sont légèrement plus faibles en 1985.

Une solution doit être rapidement trouvée pour résoudre ce problème de rejet de métaux lourds dans la Venoge.

BIBLIOGRAPHIE

FAVARGER, P.Y., (1982) : Simultaneous determination of 31 elements in lacustrine sediments by ICP. Anal. Techn. Environ. Chem. 2 (Pergamon Ser. Environ. Sci., 7), 371-376.

FAVARGER, P.Y., et VERNET, J.P., (1979) : L'isotope Cs-137 utilisé comme dateur de la pollution des sédiments lacustres. Arch. Sc. Genève, 32/1, 25-42.

GAUDETTE, H.E., FLIGHT, W.R. TONER, L., et FOLGER, D.W., (1974) : An inexpensive titration method for the determination of organic carbon in recent sediments. J. sediment. Petrol., 44/1, 249-253.

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. In : Rapp. Comm. intern. protect. eaux du Léman (campagne 1982), 111-133.

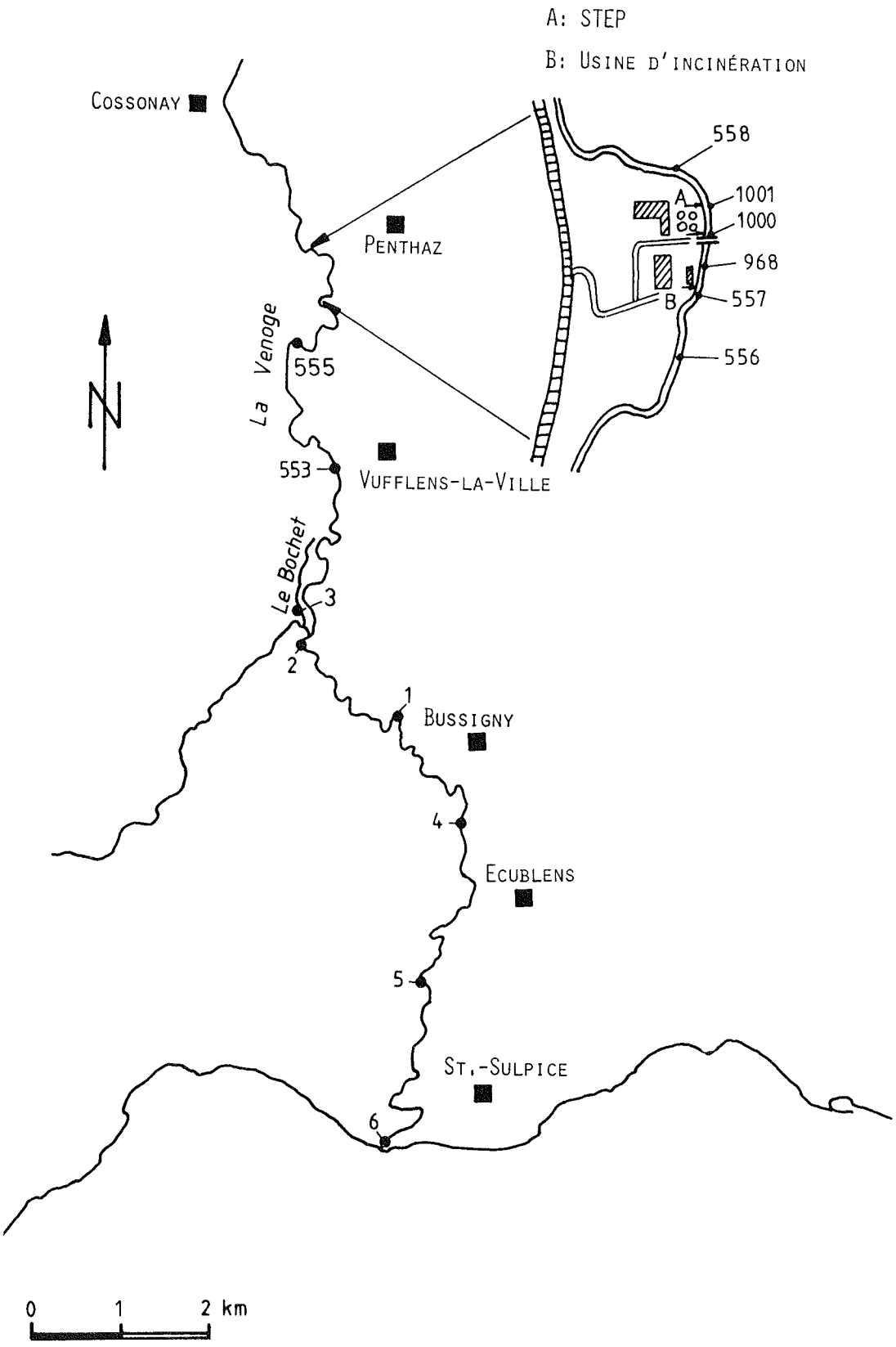


FIG. 6 : Points de prélèvement dans la Venoge en 1985.

TABLEAU 6 - Evolution de la teneur en mercure des sédiments de la Venoge (en mg/kg)

MERCURE (mg/kg)	No	Moyenne 1982*	Moyenne 1983**	Moyenne 1984***	15.05.85	28.08.85	15.10.85	18.12.85	Moyenne 1985
Penthaz	558	0.19	0.13	0.22	0.07	0.11	0.13	0.15	0.12
	1001			0.47	0.16	0.21	0.15	2.22	0.69
	1000		0.16	0.76	0.28	0.33	0.61	0.58	0.45
	968	0.30	0.99	0.48	0.39	0.92	0.12	1.39	0.71
	557	12.14	3.60	11.17	3.69	1.65	28.56	6.89	10.20
	556	1.79	0.95	0.89	0.25	0.28	0.30	0.95	0.45
Le Moulinet	555	0.39	0.57	0.66	0.29	0.30	0.35		0.31
Vufflens	553		0.39	0.34	0.28	0.04	0.23	0.20	0.19
Le Bochet, affluent	3		0.36	0.34	0.38	0.33	0.23		0.31
Moulin du Choc	2		0.21	0.28	0.10	0.10	0.10		0.10
L'Abbaye	1		0.17	0.21	0.17	0.13	0.18	0.21	0.17
La Chocolaterie	4			0.26	0.18	0.49	0.24		0.30
Renges	5			0.18	0.10	0.18	0.13		0.14
Le Sout	6			0.24	0.20	0.16	0.12	0.19	0.17

* = moyenne 4 prélèvements, sauf pour le point 968, 2 prélèvements

** = moyenne 2 prélèvements, sauf pour le point 1000, 1 prélèvement

*** = moyenne 4 prélèvements, sauf pour les points 579, 578, 1001, 553, 3 prélèvements et le point 575, 2 prélèvements

TABLEAU 7 - Evolution de la teneur en cadmium des sédiments de la Venoge (en mg/kg)

CADMIUM (mg/kg)		Moyenne 1982*	Moyenne 1983**	Moyenne 1984***	15.05.85	28.08.85	15.10.85	18.12.85	Moyenne 1985
Penthaz	558	0.85	0.59	0.78	0.35	0.73	0.95	0.53	0.64
	1001			1.03	0.77	0.71	0.63	5.38	1.87
	1000		0.51	1.78	0.53	0.92	1.17	0.86	0.87
	968	1.22	3.59	1.22	2.62	3.82	0.77	3.26	2.62
	557	80.70	5.44	50.72	15.93	10.25	147.60	52.41	56.55
	556	11.76	7.08	5.02	1.39	2.05	1.86	4.86	2.54
Le Moulinet	555	1.91	0.98	1.40	1.77	1.12	1.32		1.40
Vufflens	553		4.20	1.49	1.57	0.42	2.12	1.18	1.32
Le Bochet, affluent	3		4.17	3.32	3.13	2.77	2.70		2.87
Moulin du Choc	2		2.33	1.30	0.54	0.71	0.77		0.67
L'Abbaye	1		2.05	1.40	1.36	1.70	2.13	2.09	1.82
La Chocolaterie	4			1.63	2.19	2.18	2.91		2.43
Renges	5			1.24	0.30	1.38	0.97		0.88
Le Sout	6			6.04	1.48	2.04	1.42	4.83	2.44

* = Moyenne 4 prélèvements sauf pour le point 968, 2 prélèvements

** = Moyenne 2 prélèvements sauf pour le point 1000, 1 prélèvement

*** = Moyenne 4 prélèvements sauf pour les points 579, 578, 1001, 553, 3 prélèvements et le point 575, 2 prélèvements.

TABLEAU 8 - Evolution de la teneur en plomb des sédiments de la Venoge (en mg/kg)

PLOMB (mg/kg)	No	Moyenne 1982*	Moyenne 1983**	Moyenne 1984***	15.05.85	28.08.85	15.10.85	18.12.85	Moyenne 1985
Penthaz	558	79	55	81	33	64	72	58	57
	1001			114	60	80	66	586	198
	1000		41	230	57	110	142	115	106
	968	180	204	159	165	189	64	358	194
	557	3443	217	1816	2620	345	8710	1740	3354
	556	537	241	169	72	85	70	183	103
Le Moulinet	555	114	71	84	76	79	76		77
Vufflens	553		132	105	88	27	79	54	62
Le Bochet, affluent	3		134	130	144	98	86		109
Moulin du Choc	2		78	82	42	54	58		51
L'Abbaye	1		65	80	67	67	64	64	66
La Chocolaterie	4			118	65	126	109		100
Renges	5			80	32	91	76		66
Le Sout	6			82	70	83	71	70	74

* = moyenne 4 prélèvements sauf pour le point 968, 2 prélèvements

** = moyenne 2 prélèvements sauf pour le point 1000, 1 prélèvement

*** = moyenne 4 prélèvements sauf pour les points 579, 578, 1001, 533, 3 prélèvements et le point 575, 2 prélèvements

TABLEAU 9 - Evolution de la teneur en zinc des sédiments de la Venoge (en mg/kg)

ZINC (mg/kg)	No	Moyenne 1982*	Moyenne 1983**	Moyenne 1984***	15.05.85	28.08.85	15.10.85	18.12.85	Moyenne 1985
Penthaz	558	196	154	217	106	160	170	150	147
	1001			264	176	190	140	1090	400
	1000		172	446	157	219	290	250	229
	968	307	506	315	483	489	180	1340	623
	557	10775	2215	3710	3500	836	11390	4240	4992
	556	1739	531	475	214	212	150	529	276
Le Moulinet	555	347	202	242	233	193	150		192
Vufflens	553		400	278	253	88	170	180	173
Le Bochet, affluent	3		598	412	437	364	240		347
Moulin du Choc	2		265	244	96	108	150		118
L'Abbaye	1		253	211	198	191	160	194	186
La Chocolaterie	4			333	162	373	350		295
Renges	5			217	86	260	180		175
Le Sout	6			280	227	228	190	219	216

* = Moyenne 4 prélèvements sauf pour le point 968, 2 prélèvements

** = Moyenne 2 prélèvements sauf pour le point 1000, 1 prélèvement

*** = Moyenne 4 prélèvements sauf pour les points 579, 578, 1001, 553, 3 prélèvements et le point 575, 2 prélèvements.

CONTROLES DES REJETS DES STATIONS D'EPURATION

CAMPAGNE 1985

PAR

LUC THELIN

CHEF DU SERVICE DES CONTROLES DE POLLUTION
DEPARTEMENT DES TRAVAUX PUBLICS, GENEVE

Par suite de la mise en service, dans le canton de Vaud, de cinq nouvelles stations d'épuration, dont la plus importante est celle de la ville de Bex (7'000 habitants), le nombre des stations d'épuration a passé à 180 dans le territoire relevant de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman dont 131 dans le bassin hydrographique du Léman.

La capacité totale de ces stations d'épuration est respectivement de 2'634'923 et 1'850'598 habitants.

1. NOMBRE ET FREQUENCE DES CONTROLES

La fréquence des contrôles est indiquée au tableau 1 et leur évolution au tableau 2.

La proportion des stations d'épuration contrôlées selon les normes de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, c'est-à-dire au minimum quatre fois par an avec prélèvement sur 24 heures, augmente et atteint à nouveau 51 %.

Malheureusement, par le fait d'une importante station valaisanne (Viège-Lonza), contrôlée trois fois seulement en 1985 (alors qu'elle avait été contrôlée six fois en 1984), la proportion de la capacité des stations d'épuration montre une évolution négative, 72 % au lieu de 77 % en 1984.

C'est donc encore en 1985 plus du quart de la capacité des stations d'épuration qui n'est pas suffisamment contrôlé.

De plus, certains contrôles continuent à ne comporter que des prélèvements instantanés sur l'effluent. La comparaison entre ces résultats et ceux effectués sur des prélèvements sur 24 heures, possible pour plusieurs stations, montre le peu de fiabilité du prélèvement instantané (voir tableau ci-après).

Stations	DBO_5 mg/l prélèvement instantané	DBO_5 mg/l prélèvement sur 24 h
Morzine	29	29
Veigy Foncenex	11	3
La Roche sur Foron	8	114
Bonneville	13	93
Saint-Julien-en-Genevois	26	10
Taninges	5	12
Neydens	18	28
Le Grand-Bornand	76	16
Boëge	30	18
Bonneville (prélèvement à l'entrée)	325	559

TABLEAU 1 - Fréquence des contrôles effectués en 1985 sur les stations d'épuration

	Station d'épuration en service		Contrôlées sur 24 h 4 fois et plus		1 à 3 contrôles sur 24 h et contrôles instantanés		Non contrôlées	
	Nombre	Capacité éq. hab.	Nombre	Capacité éq. hab.	Nombre	Capacité éq. hab.	Nombre	Capacité éq. hab.
HAUTE-SAVOIE 1)	37	384'000	1	115'000	34	261'900	2	7'100
	100 %	100 %	2.7 %	29.9 %	91.9 %	68.2 %	5.4 %	1.9 %
VAUD	65	697'540	60	695'080	5	2'460	-	-
	100 %	100 %	92.4 %	99.6 %	7.6 %	0.4 %	-	-
VALAIS	51	954'958	14	503'750	29	447'878	8	3'330
	100 %	100 %	27.4 %	52.8 %	56.8 %	46.9 %	15.8 %	0.3 %
GENEVE	16	542'725	15	542'650	1	75	-	-
	100 %	100 %	94.0 %	99.9 %	6.0 %	0.1 %	-	-
AIN	11	55'700	2	29'000	3	21'300	6	5'400
	100 %	100 %	18.2 %	52.1 %	27.3 %	38.2 %	54.5 %	9.7 %
T O T A L	180	2'634'923	92	1'885'480	72	733'613	16	15'830
	100 %	100 %	51.1 %	71.6 %	40.0 %	27.8 %	8.9 %	0.6 %

1) Y compris les stations d'épuration de Sallanches, 6'500 habitants et le Biot, 600 habitants, hors service en 1985 pour cause de travaux de réfection

TABLEAU 2 - Evolution du nombre et de la capacité des stations contrôlées, selon les normes

Année	Nombre de stations	%	Capacité	%
1979	57	38	1'205'000	54
1980	59	39	1'240'000	55
1981	78	49	2'071'000	86
1982	85	51	2'192'000	88
1983	85	50	2'186'000	85
1984	67	38	2'024'000	77
1985	92	51	1'885'000	72

2. NORMES DE REJET ET RENDEMENT D'EPURATION

2.1 *DBO_5*

En faisant les restrictions habituelles, à savoir qu'il n'est pas possible de juger des stations d'épuration contrôlées moins de quatre fois par an sur 24 heures, on constate que les normes de rejet pour la DBO_5 (20 mg/l) sont très généralement respectées. De même, les rendements d'épuration de plus de 85 % sont aussi la majorité.

Pour quelques stations d'épuration ces normes ne sont pas atteintes; cependant les autorités concernées sont en train d'étudier les transformations et améliorations nécessaires.

Les stations d'épuration mixtes (industrie + eaux domestiques) ont des rendements de plus de 95 %, sauf une : Vernier-Ouest.

2.2 *PHOSPHORE TOTAL*

La majorité des stations d'épuration fonctionne correctement et respecte les normes tant de rejet que de rendement. Il faut remarquer que les stations ayant du personnel professionnellement qualifié et permanent obtiennent de meilleurs résultats.

Cependant, quelques stations ont eu des rendements trop faibles :

- Nyon et La Sarraz sont nettement sous-dimensionnées. Des projets d'adaptation sont en cours. Coppet et Founex ont des problèmes de conception au niveau des digesteurs. Allaman et Ormont-Dessus ont des difficultés d'exploitation.
- En Valais, la station de Brigue, mise en service récemment, n'a pas encore un rendement optimum, tandis que celle de Vétroz connaît des difficultés d'exploitation. Quant à celle de Monthey, les très fortes charges industrielles (Ciba-Geigy) provoquent des difficultés non résolues.
- En Haute-Savoie, Veigy-Foncenex reçoit, grâce à un système séparatif, de très fortes concentrations en phosphore et de ce fait, a de la peine à respecter les normes de rejets en concentration, tout en ayant un bon rendement.
- Dans le Département de l'Ain, Ferney-Voltaire, mise en service l'année dernière, est insuffisamment équipée pour traiter les boues, ce qui provoque le dépassement des normes. Ces inconvénients seront corrigés en 1986.

D'importantes stations ne pratiquent pas encore la déphosphatation : La Chapelle d'Abondance, 20'000 - Divonne-les-Bains, 15'000 - Rolle, 7'500 - Champéry, 3'000 équivalents-habitants.

3. FLUX DE POLLUTION ET APPORTS AU LEMAN

Le flux de pollution de même que les apports ont été calculés cette année pour 114 stations d'épuration pour la DBO et 115 pour le phosphore.

3.1 *DBO_5*

La très légère augmentation (+ 350 tonnes/an) du flux à l'entrée, de même que la diminution aussi modeste du rejet au Léman (- 125 tonnes/an), ne sont certainement pas significatives.

Le bilan des apports figure dans le tableau 3.

3.2 *PHOSPHORE TOTAL*

Le tableau 4 donne les apports au Léman en phosphore total.

L'évolution donnée dans le tableau 5 montre une très grande stabilité.

TABLEAU 3 - Bilan des apports en DBO_5 des stations d'épuration du bassin du Léman

	Nombre de stations	kg/j			Tonnes/an		
		entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé
Haute-Savoie	3	4573	625	3948	1669	228	1441
Vaud 1)	63	26045	3510	22535	9532	1285	8247
Valais	43	39779	2550	37229	14519	931	13588
Genève	3	445	57	388	162	21	141
Ain	2	476	91	385	173	33	140
Total	114	71318	6833	64485	26055	2498	23557

1) = sans les stations de Roche et Daillens

Rendement d'élimination total 90.4 %

TABLEAU 4 - Bilan des apports en phosphore total des stations d'épuration du bassin du Léman

	Nombre de stations	kg/j			Tonnes/an		
		entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé
Haute-Savoie	3	212.7	30.7	182.0	77.6	11.2	66.4
Vaud 1)	64	1373.3	219.5	1153.8	502.6	80.3	422.3
Valais	43	787.1	212.3	574.8	287.3	77.5	209.8
Genève	3	23.3	7.5	15.8	8.5	2.7	5.8
Ain	2	37.1	17.6	19.5	13.5	6.4	7.1
Total	115	2433.5	487.6	1945.9	889.5	178.1	711.4

1) = sans la station de Daillens

Rendement d'élimination total 80 %

TABLEAU 5 - Evolution des bilans annuels du phosphore (tonnes/an)

Année	Quantité à l'entrée	Quantité au rejet	Quantité éliminée	% d'élimination
1981	911	224	687	75.4
1982	900	186	714	79.3
1983	862	206	656	76.1
1984	878	170	708	80.6
1985	889	178	711	80.0

3.3 *APPORTS DIRECTS AU LAC DES SIX PRINCIPALES STATIONS D'EPURATION*

Le tableau 6 donne les apports directs des grandes stations se déversant directement au lac.

TABLEAU 6 - Apports directs au lac

	Lausanne	Vevey	Montreux	Morges	Pully	Thonon
TOC tonnes C/an	475.9	71.6	66.1	-	-	146.1
Phosphore total P/an	21.7	5.2	6.8	2.1	0.9	12.0
PO_4^{3-} tonnes P/an	15.4	-	-	1.5	0.6	2.9
NH_4^+ tonnes N/an	366.0	89.2	58.1	97.3	42.2	132.9
NO_2^- tonnes N/an	15.1	0.9	2.4	2.6	0.7	3.1
NO_3^- tonnes N/an	15.6	11.5	71.1	61.4	1.2	3.8
DCO tonnes O_2/an	2314.1	315.7	288.7	170.1	130.7	1197.0
DBO_5 tonnes O_2/an	578.5	80.3	117.2	33.9	20.8	273.7
Cl^- tonnes Cl/an	3763.0	331.3	387.3	-	217.2	492.7
Débit m^3/jour	132'180	15'704	24'729	17'354	8'124	23'879

Comme précédemment, on remarque une très grande stabilité dans ces apports pour tous les paramètres étudiés.

Cette constatation est encore renforcée par l'évolution des rejets en phosphore total.

TABLEAU 7 - Evolution des rejets en phosphore total (tonnes/an)

	1981	1982	1983	1984	1985
Lausanne	20.8	19.5	11.8	19.0	21.7
Vevey	4.7	3.4	2.3	3.6	5.2
Montreux	8.7	4.2	2.5	4.7	6.8
Morges	4.0	3.9	3.7	1.5	2.1
Pully	1.8	1.2	0.8	1.2	0.9
Thonon	26.9	17.8	11.8	16.8	12.0
Total	66.9	50.0	32.9	46.8	48.7

4. CHARGES QUOTIDIENNES PAR HABITANT

4.1 *CHARGES HYDRAULIQUES*

Cette année, comme précédemment, on observe de très fortes charges hydrauliques, ce qui démontre une fois de plus la nécessité de vérifier la qualité des réseaux de canalisations. Des charges de plus de 1'000 litres par habitant et par jour (et dans certains cas de 1'500 à 2'800 l/hab.j) sont certainement exagérées.

Cependant, dans la plupart des réseaux, les charges entre 250 et 700 l/hab.j sont encore trop fortes. Rares sont les stations d'épuration recevant moins de 200 l/hab. j.

4.2 *CHARGES ORGANIQUES ET EN PHOSPHORE*

Les charges organiques se situent, dans le plus grand nombre des cas, entre 40 et 70 grammes de DBO_5 par habitant. Il y a un grand nombre de stations recevant de faibles charges.

La charge en phosphore est, elle, très variable avec des extrêmes de moins de 1 gramme à plus de 15 grammes par habitant. Pour la grande majorité des stations d'épuration, elle se trouve entre 2 et 5 grammes.

5. CONCLUSIONS

Les conclusions de ce rapport 1985 ne peuvent être très différentes de celles des années précédentes. Elles doivent même être pessimistes.

1. Les contrôles analytiques des stations d'épuration sont toujours insuffisants puisque plus du quart (en capacité) n'est pas contrôlé selon les normes de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman.

   - 1981 14 % sur une capacité totale de 2'409'000 habitants
   - 1982 12 % sur une capacité totale de 2'490'000 habitants
   - 1983 15 % sur une capacité totale de 2'564'000 habitants
   - 1984 23 % sur une capacité totale de 2'629'000 habitants
   - 1985 28 % sur une capacité totale de 2'635'000 habitants

2. Les stations d'épuration convenablement contrôlées respectent généralement les normes aussi bien pour les matières organiques que pour le phosphore. On constate cependant un plafonnement, ou une stagnation, dans les performances puisque l'élimination de la matière organique (DBO_5) est constamment aux alentours de 90 % et que les rejets en phosphore total remontent à 178 tonnes par an.

3. Il n'est toujours pas possible, à partir des charges quotidiennes par habitant, de dégager une tendance générale, si ce n'est que la mise en ordre des réseaux de canalisation doit être poursuivie énergiquement. Des charges hydrauliques de plus de 1'500 à 3'000 litres par habitant démontrent des arrivées massives d'eaux parasites, tandis qu'une charge organique n'atteignant pas 20 grammes par habitant ne peut montrer que des insuffisances dans la collecte des eaux usées, ou dans l'estimation du nombre des habitants raccordés.

DEPARTEMENT DE LA HAUTE-SAVOIE

BASSIN DU LEMAN

. Thonon-les-Bains
  Morzine
\+ Bons-en-Chablais
\+ Vacheresse
  Veigy-Fonceney
\+ Cervens
\+ Saint-Paul-en-Chablais

\+ = stations d'épuration non équipées de déphosphatation

BASSIN DU RHONE

. Annemasse
  Chamonix
  La Roche-sur-Foron
  Samoens
  Bonneville
  Bonne-sur-Menoge (Cranves-Sales)
  Les Gets
  Saint-Julien-en-Genevois
  Flaine
  Taninges
  Bellecombe
  Neydens
  Le Thy
  Collonges-sous-Salève
  Le Grand-Bornand
  Combloux
  Taninges-Praz-de-Lys
  Les Houches
  Saint-Pierre-en-Faucigny
  Onnion
  Araches-les-Carroz
  Cordon
  Valleiry
  Boëge
  Magland
  Le Reposoir
  Etrembières
  Araches (Bourg)

Stations d'épuration non contrôlées

Sallanches	6'500 habitants	bassin du Rhône
\+ Le Biot	600 habitants	bassin du Léman

Voir tableaux 8 à 11.

TABLEAU 8 - Contrôles effectués sur les stations d'épuration en 1985

HAUTE-SAVOIE

(Bassin du Léman)

Stations	Capacité habitants	Nombre de prélèvements entrée-sortie	Durée prélèvement	DBO_5 mg/l		élimination	Mat. susp. mg/l		élimination	DCO mg/l		élimination	Phosphore total mg/l		élimination
				E	S	%	E	S	%	E	S	%	E	S	%
Thonon-les-Bains	115'000	4 E + 4 S	24 h	163	21	87	306	24	92	488	83	83	7.2	1.0	86
		7 S	24 h	-	-	-	-	38	-	-	142	-	-	1.3	-
Contrôles par le gestionnaire		100 E + 100 S	24 h	200	31	85	388	40	90	595	137	77	6.1	1.4	77
Morzine	28'000	2 E + 2 S	24 h	101	29	71	95	18	81	243	71	71	6.7	0.9	87
		3 S	instantané	-	29	-	-	12	-	-	73	-	-	0.7	-
Veigy Foncenex	2'800	2 E + 2 S	24 h	180	3	98	250	5	98	586	31	95	20.7	3.9	81
		3 S	instantané	-	11	-	-	6	-	-	28	-	-	2.7	-
Bons-en-Chablais	2'700	3 S	instantané	-	16	-	-	10	-	-	43	-	-	7.2	-
Vacheresse	2'500	3 S	instantané	-	19	-	-	18	-	-	63	-	-	22.0	-
Cervens	1'700	2 S	instantané	-	25	-	-	51	-	-	149	-	-	4.3	-
St-Paul-en-Chablais	1'500	3 S	instantané	-	40	-	-	38	-	-	82	-	-	4.3	-

TABLEAU 9 - Contrôles effectués sur les stations d'épuration en 1985

HAUTE-SAVOIE

(Bassin du Rhône)

Stations	Capacité habitants	Nombre de prélèvements entrée-sortie	Durée prélèvement	DBO_5 mg/l		élimination	Mat. susp. mg/l		élimination	DCO mg/l		élimination	Phosphore total mg/l		élimination
				E	S	%	E	S	%	E	S	%	E	S	%
Annemasse	60'000	1 E + 1 S	24 h	75	8	89	212	24	89	230	63	73	-	-	-
Chamonix	40'000	1 E + 1 S	24 h	59	32	46	73	20	73	143	110	23	-	-	-
		2 S	instantané	-	28	-	-	5	-	-	65	-	-	0.5	-
La Roche sur Foron	17'000	1 E + 1 S	24 h	458	114	75	430	269	37	1507	340	78	-	-	-
		3 S	instantané	-	8	-	-	4	-	-	51	-	-	4.2	-
Bonneville	15'000	2 S	instantané	-	13	-	-	8	-	-	98	-	-	11.8	-
		1 E + 1 S	instantané	325	27	-	337	22		833	75	91		9.6	
		1 E + 1 S	24 h	559	93	83	403	101	75	1128	208	82	-	-	-
Samoens	9'300	3 S	instantané	-	34	-	-	19	-	-	54	-	-	1.9	-
Bonne-sur-Menoge	7'700	3 S	instantané	-	8	-	-	7	-	-	30	-	-	9.0	-
Les Gets	7'500	3 S	instantané	-	5	-	-	8	-	-	22	-	-	-	-
St-Julien en Genevois	7'500	2 E + 2 S	instantané	235	26	90	549	41	94	602	76	87	16.2	1.9	88
		1 E + 1 S	24 h	175	10	94	306	17	94	425	60	86	14.7	1.2	92
Flaine	7'000	2 S	instantané	-	20	-	-	20	-	-	85	-	-	10.1	-
Taninges	5'700	2 S	instantané	-	5	-	-	19	-	-	29	-	-	1.1	-
		1 E + 1 S	24 h	81	12	85	112	14	88	214	37	83	6.4	1.5	74
Bellecombe	5'400	2 S	instantané	-	10	-	-	12	-	-	41	-	-	3.4	-
		1 E + 1 S	instantané	472	28	94	331	21	94	924	105	89	-	13.1	-
Le Thy	5'400	3 S	instantané	-	13	-	-	13	-	-	42	-	-	2.9	-
		1 E + 1 S	instantané	233	11	95	260	6	98	610	59	90	-	3.6	-
Neydens	5'300	2 S	instantané	-	18	-	-	39	-	-	48	-	-	6.2	-
		1 E + 1 S	24 h	380	28	93	685	90	87	1142	106	91	-	-	-
Collonges s/Salève	4'000	2 S	instantané	-	12	-	-	6	-	-	22	-	-	1.9	-
		1 E + 1 S	instantané	205	15	93	154	9	94	471	32	93	-	6.5	-

TABLEAU 9 - Contrôles effectués sur les stations d'épuration en 1985 (suite)

HAUTE-SAVOIE

(Bassin du Rhône)

Stations	Capacité habitants	Nombre de prélèvements entrée-sortie	Durée prélèvement	DBO_5 mg/l		élimination %	Mat. susp. mg/l		élimination %	DCO mg/l		élimination %	Phosphore total mg/l		élimination %
				E	S		E	S		E	S		E	S	
Le Grand Bornand	3'400	2 S	instantané	-	76	-	-	100	-	-	294	-	-	9.3	-
		1 E + 1 S	24 h	181	16	91	207	44	79	498	91	82	10.8	5.8	50
Combloux	3'000	3 S	instantané	-	36	-	-	40	-	-	75	-	-	1.7	-
Les Houches	2'500	2 S	instantané	-	48	-	-	29	-	-	127	-	-	9.0	-
		1 E + 1 S	instantané	239	8	97	186	7	96	643	50	92	-	5.2	-
St-Pierre en Faucigny	2'500	3 S	instantané	-	33	-	-	31	-	-	121	-	-	11.3	-
Taninges (Praz de Lys)	2'200	3 S	instantané	-	157	-	-	274	-	-	434	-	-	14.2	-
Onnion	2'000	3 S	instantané	-	23	-	-	40	-	-	80	-	-	3.1	-
Araches-des-Carroz	1'800	2 S	instantané	-	188	-	-	165	-	-	485	-	-	15.4	-
Cordon	1'800	3 S	instantané	-	148	-	-	180	-	-	377	-	-	9.5	-
Valleiry	1'700	3 S	instantané	-	8	-	-	12	-	-	27	-	-	4.3	-
Boëge	1'500	2 S	instantané	-	32	-	-	18	-	-	55	-	-	3.2	-
		2 E + 2 S	24 h	470	18	96	555	20	97	1090	57	95	30.3	11.2	63
Magland	1'500	3 S	instantané	-	19	-	-	15	-	-	60	-	-	5.6	-
Le Reposoir	1'000	3 S	instantané	-	672	-	-	229	-	-	1125	-	-	19.4	-
Etrembières	500	2 S	instantané	-	167	-	-	237	-	-	447	-	-	25.4	-
Araches (Bourg)	500	3 S	instantané	-	6	-	-	6	-	-	39	-	-	4.6	-

TABLEAU 10 - Contrôles effectués sur les stations d'épuration en 1985
estimation de la charge quotidienne

HAUTE-SAVOIE

Stations	Débit m^3/j	DBO_5 kg/j			Mat. sèches kg/j			Phosphore total kg/j		
		entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé
Thonon-les-Bains	26'057	4'238	543	3'695	7'986	633	7'353	188.0	27.0	161.0
Annemasse	32'420	2'423	261	2'162	6'876	781	6'095	---	- -	-
Chamonix	8'489	780	315	465	622	133	489	---	- -	-
Morzine	2'788	282	81	201	265	50	215	18.7	2.5	16.2
La Roche s/Foron	1'548	709	176	633	665	416	249	-	-	-
Bonneville	993	555	92	463	400	100	300	-	-	-
St-Julien en Genevois	2'240	391	23	368	686	38	648	33.0	3.0	30.0
Taninges	875	79	14	65	98	13	85	5.4	2.6	2.8
Neydens	444	169	12	157	304	40	264	27.0	9.0	18.0
Le Grand-Bornand	589	140	9	131	140	19	121	9.0	5.0	4.0
Veigy-Foncenex	290	53	1	52	70	2	68	6.0	1.2	4.8
Boëge	168	79	3	76	93	3	90	5.0	2.0	3.0

TABLEAU No 11 - Estimation de la charge quotidienne par habitant en 1985
(habitants sédentaires + saisonniers)

HAUTE-SAVOIE

Station	Capacité habitant	habitants raccordés	Charge DBO_5 g/hab/jour	Charge hydraulique l/hab/jour	Charge phosphore total g/hab/jour
Thonon-les-Bains	115'000	70'548	60	369	3.2
Annemasse	60'000	49'150	49	660	-
Chamonix	40'000	55'450	14	153	-
Morzine	28'000	30'410	9	92	0.6
La Roche s/Foron	17'000	6'850	104	226	-
Bonneville	15'000	5'700	97	174	-
Saint-Julien en Genevois	7'500	6'100	64	367	5.4
Taninges	5'700	3'000	26	292	1.8
Neydens	5'300	1'710	99	260	15.8
Le Grand-Bornand	3'400	4'600	30	128	2.0
Veigy-Foncenex	2'800	1'085	49	268	5.2
Boëge	1'500	650	122	258	7.7

CANTON DE VAUD

BASSIN DU RHONE AMONT

. Leysin
Lavey Saint-Maurice
Bex
Gryon
Ormont-Dessus
Ormont-Dessous (Le Sépey)
Ormont-Dessous (La Forclaz)

BASSIN DU LEMAN

. Lausanne }
Vevey }
Montreux }
Morges }
Pully }
Lutry }
Cully }
Nyon }
\+ Rolle } Stations d'épuration dont l'effluent de rejette directement au lac ou à proximité immédiate
Villeneuve }
Saint-Prex }
Gland }
Prangins }
Coppet }
Founex }
Mies-Tannay }
Crans }
Allaman }
\+ Buchillon }

Aigle }
Ollon }
Penthaz }
Bussigny }
Bière }
La Sarraz }
Aubonne }
Roche }
\+ Eclépens }
Chavannes-de-Bogis }
Sévery-Pampigny }
La Claie-aux-Moines } Stations d'épuration dont l'effluent se rejette dans un cours d'eau
Gimel }
Yvorne }
Gingins }
Montricher }
Sullens }
\+ Cugy }
L'Isle }
Crassier/La Rippe }
Lully }
Saint-George }
Colombier }
Gilly }
Apples }
\+ Mont-la-Ville }
Senarclens }
Rennaz }
Reverolle }
\+ Moiry }
\+ Daillens }
Burtigny }
\+ Vullierens }
Dizy }
\+ Bettens }
\+ Marchissy }
\+ Longirod }
Chavannes-des-Bois }
Puidoux-Treytorrens }

\+ = stations d'épuration non équipées de déphosphatation

Voir tableaux 12 à 14.

TABLEAU 12 - Contrôles effectués sur les stations d'épuration en 1985

VAUD

Stations	Capacité habitants	Nombre de prélèvements entrée-sortie	Durée prélèvement	DBO_5 mg/l		élimination %	Mat. susp. mg/l		élimination %	DCO mg/l		élimination %	Phosphore total mg/l		élimination %
				E	S		E	S		E	S		E	S	
Lausanne	330'000	239 E + 239 S	24 h	106	12	89	-	10	-	213	48	77	4.2	0.45	89
Vevey	60'000	349 E + 349 S	24 h	96	14	85	-	10	-	192	55	71	5.2	0.91	83
Montreux	45'000	345 E + 345 S	24 h	52	13	75	-	7	-	107	32	70	4.2	0.75	82
Morges	36'650	360 E + 360 S	24 h	80	8	90	-	11	-	213	40	81	5.5	0.49	91
Pully	30'000	339 E + 339 S	24 h	80	7	91	-	10	-	121	44	64	4.3	0.31	93
Aigle	15'000	8 E + 8 S	24 h	96	7	93	-	11	-	234	45	81	5.8	0.85	85
Gland	14'000	16 E + 16 S	24 h	70	8	89	-	15	-	269	43	84	9.3	1.27	86
Lutry	12'000	9 E + 9 S	24 h	65	12	82	-	23	-	174	42	76	4.6	0.70	85
Nyon	12'000	8 E + 8 S	24 h	153	47	69	-	48	-	400	159	60	8.2	2.13	74
Ollon	11'000	7 E + 7 S	24 h	55	3	95	-	10	-	121	16	87	4.0	0.53	87
Leysin	10'000	8 E + 8 S	24 h	80	4	95	-	6	-	134	16	88	4.3	0.70	84
Penthaz	8'500	8 E + 8 S	24 h	90	11	88	-	8	-	331	134	60	5.2	0.33	94
Bussigny	8'000	10 E + 10 S	24 h	118	15	87	-	19	-	286	58	80	6.3	0.48	92
Lavey-St-Maurice	8'000	9 E + 9 S	24 h	51	4	92	-	9	-	137	19	86	4.2	1.12	73
Rolle	7'500	7 E + 7 S	24 h	95	7	93	-	12	-	220	27	88	5.2	1.60	69
Bex	7'000	4 E + 4 S	24 h	134	5	96	-	12	-	287	38	87	8.2	1.73	79
Saint-Prex	7'000	7 E + 7 S	24 h	110	8	93	-	9	-	251	32	87	6.7	0.71	89
Villeneuve	6'100	9 E + 9 S	24 h	120	7	94	-	11	-	256	41	84	6.5	0.91	86
Cully	5'000	9 E + 9 S	24 h	154	7	95	-	10	-	357	52	85	7.0	0.22	97
Gryon	5'000	11 E + 11 S	24 h	20	8	60	-	17	-	73	23	68	2.1	1.06	50
Bière	4'900	7 E + 7 S	24 h	194	4	98	-	5	-	549	26	95	12.6	0.24	98
La Sarraz	4'000	16 E + 16 S	24 h	59	26	56	-	51	-	160	87	46	4.4	2.33	47

TABLEAU 12 - Contrôles effectués sur les stations d'épuration en 1985 (suite)

VAUD

Stations	Capacité habitants	Nombre de prélèvements entrée-sortie	Durée prélèvement	DBO_5 mg/l		élimination	Mat. susp. mg/l		élimination	DCO mg/l		élimination	Phosphore total mg/l		élimination
				E	S	%	E	S	%	E	S	%	E	S	%
Aubonne	3'800	11 E + 11 S	24 h	80	21	74	-	9	-	192	61	68	4.7	0.84	82
Ormont-Dessus	3'500	5 E + 5 S	24 h	26	12	54	-	29	-	98	38	61	2.6	2.21	15
Prangins	3'000	7 E + 7 S	24 h	72	7	90	-	10	-	172	39	77	7.2	0.85	88
Coppet	3'000	4 E + 4 S	24 h	58	21	64	-	25	-	158	61	61	6.9	2.61	62
Roche	3'000	341 E + 341 S	24 h	-	-	-	-	-	-	187	53	72	3.5	0.50	86
Ormont-Dessous Sépey	2'300	8 E + 8 S	24 h	105	9	91	-	9	-	258	25	90	6.9	0.26	96
Fournex	2'300	4 E + 4 S	24 h	60	10	83	-	20	-	115	36	69	5.4	2.10	61
Mies-Tannay	2'240	5 E + 5 S	24 h	63	8	87	-	18	-	138	29	79	6.8	1.61	76
Eclépens	1'600	4 E + 4 S	24 h	35	17	51	-	13	-	67	31	54	4.0	3.71	7
Chavannes-de-Bogis	1'600	5 E + 5 S	24 h	88	21	76	-	24	-	188	56	70	6.8	1.17	83
Sévery-Pampigny	1'550	10 E + 10 S	24 h	345	5	99	-	8	-	684	41	94	15.5	0.87	94
La Claie-aux-Moines	1'500	12 E + 12 S	24 h	38	7	82	-	14	-	121	30	75	6.4	1.47	77
Gimel	1'500	6 E + 6 S	24 h	120	19	84	-	34	-	281	60	79	7.7	1.96	75
Yvorne	1'300	19 E + 19 S	24 h	313	46	85	-	294	-	781	139	82	10.3	2.90	72
Gingins	1'300	5 E + 5 S	24 h	22	11	50	-	17	-	61	26	57	2.1	1.45	31
Montricher	1'130	4 E + 4 S	24 h	69	16	77	-	21	-	177	56	68	4.4	3.53	20
Sullens	1'000	4 E + 4 S	24 h	38	16	58	-	13	-	93	33	65	2.9	0.49	83
Ormont-Dessous Forclaz	1'000	6 E + 6 S	24 h	947	100	89	-	62	-	1591	201	87	14.2	3.95	72
Cugy	1'000	2 E + 2 S	24 h	26	28	-	-	52	-	52	62	-	3.7	3.84	-
L'Isle	970	10 E + 10 S	24 h	57	8	86	-	10	-	168	33	80	3.6	0.61	83
Crassier-la-Rippe	920	5 E + 5 S	24 h	77	12	84	-	35	-	176	38	89	7.3	2.29	69
Lully-Lussy	900	10 E + 10 S	24 h	71	12	83	-	15	-	237	46	81	9.0	0.38	96

TABLEAU 12 - Contrôles effectués sur les stations d'épuration en 1985 (suite)

VAUD

Stations	Capacité habitants	Nombre de prélèvements entrée-sortie	Durée prélèvement	DBO_5 mg/l		élimination	Mat. susp. mg/l		élimination	DCO mg/l		élimination	Phosphore total mg/l		élimination
				E	S	%	E	S	%	E	S	%	E	S	%
Saint-George	860	4 E + 4 S	24 h	30	7	77	-	16	-	106	29	73	2.9	2.92	-
Colombier	850	6 E + 6 E	24 h	22	6	73	-	18	-	112	29	74	3.8	1.61	58
Gilly	820	4 E + 4 S	24 h	39	11	72	-	16	-	126	41	67	2.8	0.24	91
Apples	800	4 E + 4 S	24 h	216	6	97	-	7	-	765	33	96	23.5	0.36	98
Mont-la-Ville	800	5 E + 5 S	24 h	32	19	41	-	23	-	127	72	43	6.5	6.18	5
Crans	750	5 E + 5 S	24 h	48	25	48	-	24	-	114	63	45	5.9	3.31	44
Senarclens	710	4 E + 4 S	24 h	30	21	30	-	18	-	60	32	47	2.2	0.93	58
Rennaz	600	8 E + 8 S	24 h	53	7	87	-	10	-	138	26	81	4.7	0.45	90
Reverolle	580	3 E + 3 S	24 h	57	7	88	-	13	-	151	38	75	5.5	0.49	91
Moiry	580	3 E + 3 S	24 h	29	11	62	-	29	-	107	41	62	2.5	1.10	56
Daillens	500	6 E + 6 S	24 h	-	11	-	-	24	-	-	60	-	-	4.28	-
Allaman	500	10 E + 10 S	24 h	300	43	86	-	69	-	868	144	83	22.4	4.47	80
Burtigny	400	6 E + 6 S	24 h	75	15	80	-	24	-	182	55	70	6.6	1.55	77
Vullierens	390	6 E + 6 S	24 h	23	12	48	-	25	-	101	37	63	1.7	1.04	39
Dizy	310	4 E + 4 S	24 h	32	10	69	-	21	-	84	37	56	2.6	1.02	61
Bettens	300	9 E + 9 S	24 h	24	15	38	-	63	-	107	147	-	5.2	2.18	58
Marchissy	200	4 E + 4 S	24 h	7	11	-	-	8	-	26	20	23	0.5	0.46	8
Longirod	200	2 E + 2 S	24 h	53	49	8	-	21	-	140	98	30	1.8	1.87	-
Chavannes-des-Bois	150	6 E + 6 S	24 h	109	27	75	-	48	-	243	78	68	19.4	18.70	4
Puidoux-Treytorrens	100	3 E + 3 S	24 h	1078	142	87	-	93	-	1824	280	85	11.6	1.54	87
Buchillon	80	5 E + 5 S	24 h	138	30	78	-	53	-	475	157	67	14.4	9.40	35

TABLEAU 13 - Contrôles effectués sur les stations d'épuration en 1985
estimation de la charge quotidienne

VAUD

Stations	Débit m^3/j	DBO_5 kg/j			DCO kg/j			Phosphore total kg/j		
		entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé
Lausanne	132'080	14000	1585	12416	28133	6340	21793	554.7	59.4	495.3
Vevey	15'720	1509	220	1289	3018	865	2154	81.7	14.3	67.4
Montreux	24'725	1286	321	964	2646	791	1854	103.8	18.5	85.3
Morges	11'658	933	93	839	2483	466	2017	64.1	5.7	58.4
Pully	8'129	650	57	593	984	358	626	35.0	2.5	32.4
Aigle	4'710	452	33	419	1102	212	890	27.3	4.0	23.3
Gland	7'526	527	60	467	2024	324	1701	70.0	9.6	60.4
Lutry	3'789	246	45	201	659	159	500	17.4	2.7	14.8
Nyon	6'866	1050	323	728	2746	1092	1655	56.3	14.6	41.7
Ollon	5'339	294	16	278	646	85	561	21.4	2.8	18.5
Leysin	3'411	273	14	259	457	55	402	14.7	2.4	12.3
Penthaz	2'898	261	32	229	959	388	571	15.1	1.0	14.1
Bussigny	3'719	439	56	383	1064	216	848	23.4	1.8	21.6
Lavey-St-Maurice	4'999	255	20	235	685	95	590	21.0	5.6	15.4
Rolle	4'839	460	34	426	1065	131	934	25.2	7.7	17.4
Bex	698	94	3	90	200	27	174	5.7	1.2	4.5
Saint-Prex	2'407	265	19	246	604	77	527	16.1	1.7	14.4
Villeneuve	2'139	257	15	242	548	88	460	13.9	1.9	12.0
Cully	1'963	302	14	289	701	102	599	13.7	0.4	13.3
Gryon	1'201	24	10	14	88	28	60	2.5	1.3	1.2
Bière	1'743	338	7	331	957	45	912	22.0	0.4	21.5
La Sarraz	2'216	131	58	73	355	193	162	9.8	5.2	4.6
Aubonne	1'629	130	34	96	313	99	213	7.7	1.4	6.3
Ormont-Dessus	1'814	47	22	25	178	69	109	4.7	4.0	0.7
Prangins	525	38	4	34	90	20	70	3.8	0.4	3.3
Coppet	1'952	113	41	72	308	119	189	13.5	5.1	8.4
Roche	1'234	-	-	-	231	65	165	4.3	0.6	3.7
Ormont-Dessous (Sépey)	325	34	3	31	84	8	76	2.2	0.1	2.1
Founex	571	34	6	29	66	21	45	3.1	1.2	1.9
Mies-Tannay	2'064	130	17	114	285	60	225	14.0	3.3	10.7
Eclépens	202	7	3	4	14	6	7	0.8	0.7	0.1
Chavannes-de-Bogis	1'286	113	27	86	242	72	170	8.7	1.5	7.2
Sévery-Pampigny	196	68	1	67	134	8	126	3.0	0.2	2.8
La Claie-aux-Moines	383	15	3	12	46	11	35	2.5	0.6	1.9
Gimel	1'513	182	29	153	425	91	334	11.7	3.0	8.7
Yvorne	762	239	35	203	595	106	489	7.8	2.2	5.6
Gingins	1'901	42	21	21	116	49	67	4.0	2.8	1.2
Montricher	1'715	118	27	91	304	96	208	7.5	6.0	1.5
Sullens	1'058	40	17	23	98	35	63	3.1	0.5	2.6
Ormont-Dessous (Forclaz)	13	12	1	11	21	3	18	0.2	0.1	0.1
Cugy	1'296	34	36	-	67	80	-	4.8	5.0	-
L'Isle	864	49	7	42	145	29	117	3.1	0.5	2.6
Crassier-la-Rippe	968	75	12	63	170	37	134	7.1	2.2	4.9
Lully-Lussy	349	25	4	21	83	16	67	3.1	0.1	3.0
Saint-George	821	25	6	19	87	24	63	2.4	2.4	0.0
Colombier	507	11	3	8	57	15	42	1.9	0.8	1.1

TABLEAU 13 - Contrôles effectués sur les stations d'épuration en 1985 (suite) estimation de la charge quotidienne (suite)

VAUD

Stations	Débit m^3/j	DBO_5 kg/j			DCO kg/j			Phosphore total kg/j		
		entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé
Gilly	227	9	2	6	29	9	19	0.6	0.1	0.5
Apples	378	82	2	79	289	12	277	8.9	0.1	8.8
Mont-la-Ville	258	8	5	3	33	19	14	1.7	1.6	0.1
Crans	726	35	18	17	83	46	37	4.3	2.4	1.9
Senarclens	778	23	16	7	47	25	22	1.7	0.7	1.0
Rennaz	395	21	3	18	55	10	44	1.9	0.2	1.7
Reverolle	259	15	2	13	39	10	29	1.4	0.1	1.3
Moiry	224	6	2	4	24	9	15	0.6	0.2	0.4
Allaman	253	76	11	65	220	36	183	5.7	1.1	4.6
Burtigny	317	24	5	19	58	17	40	2.1	0.5	1.6
Vullierens	415	10	5	5	42	15	27	0.7	0.4	0.3
Dizy	86	3	1	2	7	3	4	0.2	0.1	0.1
Bettens	50	1	1	0	5	7	-	0.3	0.1	0.2
Marchissy	1'123	8	12	-	29	22	7	0.6	0.5	0.1
Longirod	416	22	20	2	58	41	17	0.7	0.8	-
Chavannes-des-Bois	24	3	1	2	6	2	4	0.5	0.4	0.1
Puidoux-Treytorrens	58	63	8	54	106	16	90	0.7	0.1	0.6
Buchillon	64	9	2	7	30	10	20	0.9	0.6	0.3

TABLEAU 14 - Estimation de la charge quotidienne par habitant en 1985

VAUD

Stations	Capacité habitant	Habitants raccordés	Charge DBO_5 g/hab/jour	Charge hydraulique l/hab/jour	Charge Phosphore total g/hab/jour
Lausanne	330'000	192'580	73	686	2.88
Vevey	60'000	31'034	49	507	2.63
Montreux	45'000	33'322	39	742	3.12
Morges	36'650	23'512	40	496	2.73
Pully	30'000	18'067	36	450	1.93
Aigle	15'000	6'595	69	714	4.14
Gland	14'000	14'288	37	527	4.90
Lutry	12'000	6'240	39	607	2.79
Nyon	12'000	14'716	71	467	3.83
Ollon	11'000	11'667	25	458	1.83
Leysin	10'000	9'049	30	377	1.62
Penthaz	8'500	4'628	56	626	3.26
Bussigny	8'000	8'772	50	424	2.67
Lavey-St-Maurice	8'000	4'539	56	1'101	4.63
Rolle	7'500	5'000	92	968	5.03
Bex	7'000	2'167	43	322	2.64
Saint-Prex	7'000	4'506	59	534	3.58
Villeneuve	6'100	3'733	69	573	3.72
Cully	5'000	3'940	77	498	3.49

TABLEAU 14 - Estimation de la charge quotidienne par habitant en 1985 (suite)

VAUD

Stations	Capacité habitant	Habitants raccordés	Charge DBO_5 g/hab/jour	Charge hydraulique l/hab/jour	Charge Phosphore total g/hab/jour
Gryon	5'000	3'477	7	345	0.73
Bière	4'900	2'237	151	779	9.82
La Sarraz	4'000	1'759	74	1'260	5.54
Aubonne	3'800	3'483	37	468	2.20
Ormont-Dessus	3'500	2'760	17	657	1.71
Prangins	3'000	2'253	17	233	1.68
Coppet	3'000	3'798	30	514	3.55
Roche	3'000	811	-	1'522	5.33
Ormont-Dessous (Sépey)	2'300	2'375	14	137	0.94
Founex	2'300	2'408	14	237	1.28
Mies-Tannay	2'240	2'034	64	1'015	6.90
Eclépens	1'600	682	10	296	1.18
Chavannes-de-Bogis	1'600	998	113	1'289	8.76
Sévery-Pampigny	1'550	681	99	288	4.46
La Claie-aux-Moines	1'500	900	16	426	2.72
Gimel	1'500	1'302	139	1'162	8.95
Yvorne	1'300	1'463	163	521	5.36
Gingins	1'300	1'362	31	1'396	2.93
Montricher	1'130	623	190	2'753	12.11
Sullens	1'000	838	48	1'263	3.66
Ormont-Dessous (Forclaz)	1'000	608	20	21	0.30
Cugy	1'000	1'483	23	874	3.23
L'Isle	970	665	74	1'299	4.68
Crassier-la-Rippe	920	960	78	1'008	7.36
Lully-Lussy	900	759	33	460	4.14
Saint-George	860	284	87	2'891	8.38
Colombier	850	581	19	873	3.32
Gilly	820	553	16	410	1.15
Apples	800	860	95	440	10.33
Mont-la-Ville	800	309	27	835	5.43
Crans	750	1'511	23	480	2.83
Senarclens	710	450	52	1'729	3.80
Rennaz	600	408	51	968	4.55
Reverolle	580	309	48	838	4.61
Moiry	580	300	22	747	1.87
Daillens	500	419	-	573	-
Allaman	500	375	202	675	15.11
Burtigny	400	313	76	1'013	6.68
Vullierens	390	270	35	1'537	2.61
Dizy	310	105	26	819	2.13
Bettens	300	183	7	273	1.42
Marchissy	200	207	38	5'425	2.71
Longirod	200	200	110	2'080	3.74
Chavannes-des-Bois	150	97	27	247	4.80
Puidoux-Treytorrens	100	100	625	580	6.73
Buchillon	80	50	177	1'280	18.43

CANTON DU VALAIS

+ Viège-Lonza
  Monthey-Ciba
  Châteauneuf
  Sierre
  Brigue
  Chandoline
  Martigny
  Granges
  Zermatt
  Nendaz
  Verbier
  Fiesch
  Leukerbad
  Collombey
  Vétroz
  Chamoson
  Randa
  Saxon
  Riddes
  Bouveret
  Leytron
  Saint-Léonard
  Torgon
  Saint-Martin
  Uvrier
  Charrat
  Saint-Gingolph
  Varen
  Icogne
+ Isérables
  Vouvry
+ Champéry
+ Riederalp
+ Siviez
+ Erde
+ Goppisbergeralp
+ Aproz
  Mase
+ Guttet
+ Mex
+ Illarsaz
+ Daviaz
+ Bister

Stations d'épuration non contrôlées

+ Unterbach	1'000 habitants
+ Anzère	700 habitants
+ Grand-Saint-Bernard	400 habitants
+ Chemin	350 habitants
+ Rosswald	350 habitants
+ Hohtenn	350 habitants
+ Goppisberg	140 habitants
+ Greich	140 habitants

+ = stations d'épuration non équipées de déphosphatation.

Les effluents des stations valaisannes se jettent dans le Rhône ou ses affluents, sauf les stations du Bouveret (Port-Valais) et de Saint-Gingolph qui se jettent dans le lac.

Voir tableaux 15 à 17.

TABLEAU 15 - Contrôles effectués sur les stations d'épuration en 1985

VALAIS

Station	Capacité habitants	Nombre de prélèvements entrée-sortie	Durée prélèvement	DBO_5 mg/l		élimination	Mat. susp. mg/l		élimination	DCO mg/l		élimination	Phosphore total mg/l		élimination
				E	S	%	E	S	%	E	S	%	E	S	%
Lonza }	311'073	3 E + 3 S	24 h	1959	35	98	-	63	-	-	-	-	4.7	0.7	86
Viège }		3 E + 3 S	24 h	40	34	15	-	63	-	-	-	-	3.6	0.6	82
Ciba }	280'000	4 E + 4 S	24 h	814	40	95	-	171	-	-	211	-	12.0	3.4	71
Monthey }		4 E + 4 S	24 h	124	39	69	-	171	-	390	211	46	5.8	3.3	42
Châteauneuf	50'000	4 E + 4 S	24 h	147	12	92	-	7	-	266	48	82	6.1	0.9	85
Sierre	50'000	4 E + 4 S	24 h	64	5	93	-	3	-	147	33	77	4.1	0.3	92
Brigue	44'000	3 E + 3 S	24 h	64	13	80	-	22	-	120	46	61	2.7	1.8	35
Chandoline	26'000	46 E + 46 S	24 h	71	6	92	-	6	-	170	24	86	4.5	0.7	84
Martigny	24'000	4 E + 4 S	24 h	102	8	92	-	24	-	185	53	71	4.4	1.1	74
Granges	22'000	4 E + 4 S	24 h	58	6	90	-	6	-	124	24	81	4.3	0.7	83
Zermatt	22'000	2 E + 2 S	24 h	113	11	90	-	9	-	196	39	80	5.3	1.0	82
Nendaz	20'000	4 E + 4 S	24 h	71	5	93	-	4	-	158	37	77	3.9	0.5	86
Verbier	15'000	4 E + 4 S	24 h	70	5	93	-	3	-	155	35	77	2.4	0.2	91
Fiesch	14'100	2 E + 2 S	24 h	74	13	83	-	13	-	145	40	72	3.9	0.8	80
Leukerbad	11'000	3 E + 3 S	24 h	47	5	89	-	9	-	131	35	73	5.2	0.7	87
Vétroz	6'500	3 E + 3 S	24 h	121	13	89	-	7	-	256	61	76	5.7	3.1	45
Collombey	6'500	4 E + 4 S	24 h	128	19	85	-	9	-	213	83	61	6.6	1.3	81
Chamoson	4'000	1 E + 1 S	24 h	98	11	89	-	26	-	288	56	81	3.4	1.0	71
Randa	4'000	3 E + 3 S	24 h	52	7	87	-	6	-	72	25	65	2.0	0.6	70
Saxon	3'500	3 E + 3 S	24 h	67	7	89	-	7	-	183	35	81	4.5	0.9	80
Vouvry	3'500	3 E + 3 S	24 h	62	29	53	-	23	-	158	73	54	3.6	1.8	49
Champéry	3'000	2 E + 2 S	24 h	28	18	38	-	12	-	75	56	25	1.2	1.7	—

TABLEAU 15 - Contrôles effectués sur les stations d'épuration en 1985 (suite)

VALAIS

Stations	Capacité habitants	Nombre de prélèvements entrée-sortie	Durée prélèvement	DBO_5 mg/l		élimination %	Mat. susp. mg/l		élimination %	DCO mg/l		élimination %	Phosphore total mg/l		élimination %
				E	S		E	S		E	S		E	S	
Riddes	2'800	4 E + 4 S	24 h	173	8	95	–	6	–	401	45	89	8.4	0.4	96
Bouveret	2'500	2 E + 2 S	24 h	186	15	92	–	9	–	860	44	95	13.5	1.5	89
Riederalp	2'250	1 E + 1 S	24 h	340	82	76	–	102	–	497	234	53	10.7	9.5	11
Leytron	2'250	4 E + 4 S	24 h	153	11	93	–	5	–	270	36	87	4.5	0.8	83
Siviez	2'000	1 E + 1 S	24 h	30	28	7	–	21	–	54	73	—	2.7	3.5	—
Saint-Léonard	2'000	3 E + 3 S	24 h	179	14	92	–	3	–	395	45	89	9.2	1.7	82
Torgon	2'000	4 E + 4 S	24 h	118	16	86	–	7	–	247	71	71	4.2	1.1	74
Isérables	2'000	1 E + 1 S	24 h	47	8	83	–	14	–	130	76	42	3.8	3.1	20
Saint-Martin	1'800	3 E + 3 S	24 h	140	4	97	–	5	–	312	26	92	8.7	0.2	97
Charrat	1'700	4 E + 4 S	24 h	108	13	87	–	46	–	260	68	74	6.5	1.7	74
Erde	1'600	1 E + 1 S	24 h	60	5	92	–	3	–	123	22	82	2.9	1.8	40
Uvrier	1'500	9 E + 9 S	24 h	136	6	96	–	10	–	308	36	88	8.4	0.7	92
Coppisbergeralp	1'350	1 E + 1 S	24 h	325	24	93	–	13	–	640	94	85	17.5	6.0	66
Varen	1'000	3 E + 3 S	24 h	171	8	95	–	8	–	306	32	90	5.4	0.5	91
Saint-Gingolph	1'000	3 E + 3 S	24 h	62	10	84	–	29	–	156	36	77	1.8	0.7	57
Aproz	850	1 E + 1 S	24 h	95	5	95	–	10	–	238	53	78	5.1	4.4	13
Icogne	850	3 E + 3 S	24 h	80	8	90	–	6	–	160	28	82	3.1	1.2	61
Mase	600	1 E + 1 S	24 h	35	6	83	–	6	–	49	32	35	2.1	2.0	4
Guttet	570	1 E + 1 S	24 h	83	65	22	–	34	–	204	153	25	8.4	11.6	—
Mex	300	1 E + 1 S	24 h	30	10	67	–	23	–	90	60	33	1.4	0.3	75
Illarsaz	250	2 E + 2 S	24 h	130	11	92	–	11	–	272	90	67	10.3	9.5	7
Daviaz	150	1 E + 1 S	24 h	92	15	84	–	38	–	247	95	62	1.9	2.2	—
Bister	135	1 E + 1 S	24 h	250	200	20	–	276	–	480	420	13	12.1	10.4	14

TABLEAU 16 - Contrôles effectués sur les stations d'épuration en 1985
estimation de la charge quotidienne

VALAIS

Stations	Débit m^3/j	DBO_5 kg/j			DCO kg/j			Phosphore total kg/j		
		entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé
Lonza }	9'820	19233	346	18887	-	-	-	45.7	6.5	39.2
Viège }	7'533	302	256	46	-	-	-	27.5	4.9	22.6
Ciba }	10'130	8243	404	7839	-	1688	-	121.5	34.9	86.6
Monthey }	9'485	1174	369	805	3120	1688	1432	54.8	31.7	23.1
Châteauneuf	17'423	2559	207	2352	4627	843	3784	106.0	16.4	89.6
Sierre	22'546	1437	102	1335	3311	752	2559	93.4	7.4	86.0
Brigue	17'000	1091	216	875	2032	784	1248	46.6	30.1	16.5
Chandoline	6'296	449	35	414	1068	150	918	28.4	4.4	24.0
Martigny	8'560	873	69	804	1582	456	1126	37.3	9.8	27.5
Granges	6'401	373	36	337	792	154	638	27.6	4.7	22.9
Zermatt	7'575	856	86	770	1484	295	1189	39.9	7.3	32.6
Nendaz	2'558	181	13	168	404	95	309	10.0	1.4	8.6
Verbier	2'070	145	10	135	322	73	249	4.9	0.4	4.5
Fiesch	2'926	217	37	180	425	118	307	11.4	2.3	9.1
Leukerbad	2'188	104	11	93	286	77	209	11.4	1.5	9.9
Vétroz	3'601	434	47	387	922	220	702	20.5	11.2	9.3
Collombey	1'045	134	20	114	223	87	136	6.9	1.3	5.6
Chamoson	1'486	146	16	130	428	83	345	5.1	1.5	3.6
Randa	1'800	94	12	82	130	45	85	3.6	1.1	2.5
Saxon	2'039	137	14	123	374	71	303	9.2	1.9	7.3
Vouvry	701	44	20	24	111	51	60	2.5	1.3	1.2
Champéry	1'284	36	23	13	96	72	24	1.5	2.1	-
Riddes	858	148	7	141	344	38	306	7.2	0.3	6.9
Bouveret	470	87	7	80	404	21	383	6.3	0.7	5.6
Riederalp	756	257	62	195	376	177	199	8.1	7.2	0.9
Leytron	1'065	163	11	152	288	38	250	4.8	0.8	4.0
Siviez	801	24	22	2	43	59	-	2.2	2.8	-
Saint-Léonard	633	114	9	105	250	28	222	5.8	1.1	4.7
Torgon	345	41	6	35	85	25	60	1.5	0.4	1.1
Isérables	760	36	6	30	99	58	41	2.9	2.3	0.6
Saint-Martin	470	66	2	64	147	12	135	4.1	0.1	4.0
Charrat	742	80	10	70	193	51	142	4.8	1.2	3.6
Erde	928	56	5	51	114	20	94	2.7	1.6	1.1
Uvrier	282	38	2	36	87	10	77	2.4	0.2	2.2
Goppisbergeralp	446	145	11	134	285	42	243	7.8	2.7	5.1
Varen	532	91	4	87	163	17	146	2.9	0.3	2.6
Saint-Gingolph	625	38	6	32	98	23	75	1.1	0.5	0.6
Aproz	425	40	2	38	101	23	78	2.2	1.9	0.3
Icogne	591	48	5	43	95	17	78	1.8	0.7	1.1
Mase	273	10	2	8	13	9	4	0.6	0.5	0.1
Guttet	202	17	13	4	41	31	10	1.7	2.3	-
Mex	52	2	1	1	5	3	2	0.1	0.1	0.0
Illarsaz	20	2	0	2	5	2	3	0.2	0.2	0.0
Daviaz	52	5	1	4	13	5	8	0.1	0.1	0.0
Bister	35	9	7	2	17	15	2	0.4	0.4	0.0

TABLEAU 17 - Estimation de la charge quotidienne par habitant en 1985

VALAIS

Stations	Capacité habitant	Habitants raccordés	Charge DBO_5 g/hab/jour	Charge hydraulique l/hab/jour	Charge phosphore total g/hab/jour
Lonza }	311'073	193'515	99	50	0.2
Viège }		11'510	26	654	2.3
Ciba }	280'000	191'958	42	52	0.6
Monthey }		11'650	100	814	4.7
Châteauneuf	50'000	34'020	75	512	3.1
Sierre	50'000	47'040	30	479	1.9
Brigue	44'000	23'320	46	728	1.9
Chandoline	26'000	11'510	39	546	2.4
Martigny	24'000	13'550	64	631	2.7
Granges	22'000	12'380	30	517	2.2
Zermatt	22'000	15'230	56	497	2.6
Nendaz	20'000	11'620	15	220	0.8
Verbier	15'000	15'040	9	137	0.3
Fiesch	14'100	8'560	25	341	1.3
Leukerbad	11'000	8'920	11	245	1.2
Vétroz	6'500	7'480	58	481	2.7
Collombey	6'500	2'870	46	364	2.4
Chamoson	4'000	3'270	44	454	1.5
Randa	4'000	2'820	33	638	1.2
Saxon	3'500	2'570	53	793	3.5
Vouvry	3'500	2'190	19	319	1.1
Champéry	3'000	4'870	7	263	0.3
Riddes	2'800	1'650	89	519	4.3
Bouveret	2'500	1'550	56	302	4.0
Riederalp	2'250	1'460	176	517	5.5
Leytron	2'250	1'500	108	710	3.1
Siviez	2'000	640	37	1'252	3.4
Saint-Léonard	2'000	1'480	76	427	3.9
Torgon	2'000	1'960	20	176	0.7
Isérables	2'000	1'140	31	666	2.5
Saint-Martin	1'800	1'690	38	278	2.4
Charrat	1'700	920	86	806	5.2
Erde	1'600	1'190	46	779	2.2
Uvrier	1'500	510	75	552	4.6
Goppisbergeralp	1'350	770	188	579	10.1
Varen	1'000	600	151	887	4.7
Saint-Gingolph	1'000	1'190	32	525	0.9
Aproz	850	510	79	833	4.2
Icogne	850	510	93	1'159	3.6
Mase	600	480	19	568	1.1
Guttet	570	690	24	292	2.4
Mex	300	210	7	249	0.3
Illarsaz	250	180	14	108	1.1
Daviaz	150	100	48	524	1.0
Bister	135	160	55	219	2.7

CANTON DE GENEVE

BASSIN DU LEMAN

Grand-Saconnex	Effluent dans le Vengeron
Nant d'Aisy	Effluent dans le Nant d'Aisy
Hermance	Effluent dans l'Hermance

Ces stations sont équipées de déphosphatation

BASSIN DU RHONE

Aïre	Effluent dans le Rhône
Villette	Effluent dans l'Arve
Nant d'Avril	Effluent dans le Rhône
Plaine de l'Aire	Effluent dans l'Aire
Chancy	Effluent dans le Rhône
Avully Gennecy	Effluent dans le Rhône
Laconnex	Effluent dans l'Eaumorte
Soral	Effluent dans l'Eaumorte
Dardagny	Effluent dans le Rhône
Camping Allondon	Effluent dans l'Allondon
La Louvière	Effluent dans le Foron (Arve)
La Plaine Firmenich	Effluent dans le Rhône
Vernier-Ouest Givaudan	Effluent dans le Rhône

Ces stations ne pratiquent pas la déphosphatation.

Voir tableaux 18 à 20.

TABLEAU 18 - Contrôles effectués sur les stations d'épuration en 1985

GENEVE

Stations	Capacité habitants	Nombre de prélèvements entrée-sortie	Durée prélèvement	DBO_5 mg/l		élimination %	Mat. susp. mg/l		élimination %	DCO mg/l		élimination %	Phosphore total mg/l		élimination %
				E	S		E	S		E	S		E	S	
Aïre	400'000	48 E + 48 S	24 h	156	16	85	165	13	81	296	60	68	5.6	3.7	34
Villette	50'000	20 E + 20 S	24 h	95	8	91	92	18	80	212	48	77	-	-	-
Nant d'Avril	30'000	20 E + 20 S	24 h	160	11	93	169	17	90	313	61	80	-	-	-
Nant d'Aisy	6'000	12 E + 13 S	24 h	66	10	85	65	10	83	137	31	77	4.9	1.0	80
Plaine de l'Aire	5'000	9 E + 9 S	24 h	95	10	89	84	17	80	193	49	74	-	-	-
Chancy	4'500	7 E + 7 S	24 h	171	19	81	136	15	88	360	60	83	-	-	-
Grand-Saconnex	3'500	11 E + 11 S	24 h	99	13	87	107	50	53	189	50	75	4.0	2.2	45
Avully-Gennecy	1'800	7 E + 7 S	24 h	151	16	89	124	28	77	285	70	75	-	-	-
Hermance	800	13 E + 10 S	24 h	108	3	97	88	6	92	202	33	84	4.8	0.7	85
Laconnex	600	7 E + 7 S	24 h	47	12	73	33	8	75	85	33	61	-	-	-
Soral	500	8 E + 8 S	24 h	132	27	79	79	28	63	215	86	60	-	-	-
Dardagny	450	9 E + 9 S	24 h	120	21	82	75	28	62	213	83	61	-	-	-
Camping Allondon	500	4 E + 4 S	24 h	81	12	84	32	11	66	139	6	95	-	-	-
La Louvière	75	3 E + 3 S	24 h	138	36	73	99	15	85	303	98	68	-	-	-
La Plaine	1'500 + 13'000	4 E + 4 S	24 h	736	54	93	174	11	94	1325	130	93	-	-	-
Vernier Ouest	4'500 + 20'000	5 E + 5 S	24 h	378	103	68	95	131	-	1618	300	76	-	-	-

Les % d'élimination sont calculés sur les flux (kg/j) et non pas sur les concentrations.

TABLEAU 19 - Contrôles effectués sur les stations d'épuration en 1985
estimation de la charge quotidienne

GENEVE

Stations	Débit m^3/j	DBO_5 kg/j			DCO kg/j			Phosphore total kg/j		
		entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé
Aïre	208'291	32417	2740	29677	60980	10600	50380	1425	655	770
Villette	19'883	1870	198	1692	4230	428	3802	-	-	-
Nant d'Avril	11'476	1835	125	1710	3593	684	2909	-	-	-
Nant d'Aisy	2'980	199	31	168	410	93	317	13.0	2.9	10.1
Plaine de l'Aire	2'287	223	15	208	452	113	339	-	-	-
Grand-Saconnex	1'867	185	24	161	369	93	276	7.5	4.2	3.3
Avully Gennecy	411	62	11	51	117	28	89	-	-	-
Hermance	568	61	2	59	115	18	97	2.8	0.4	2.4
Laconnex	336	15	5	10	28	11	17	-	-	-
Dardagny	161	19	4	15	34	13	21	-	-	-
La Plaine	1'544	960	74	886	1743	178	1565	-	-	-
Vernier-Ouest	4'476	1450	464	986	6714	1346	5368	-	-	-

TABLEAU 20 - Estimation de la charge quotidienne par habitant en 1985

GENEVE

Stations	Capacité habitant	Habitants raccordés	Charge DBO_5 g/hab/jour	Charge hydraulique l/hab/jour	Charge phosphore total g/hab/jour
Aïre	400'000	279'552	115	745	5.1
Villette	50'000	37'377	50	531	-
Nant d'Avril	30'000	21'865	84	525	-
Nant d'Aisy	6'000	4'212	47	707	3.1
Plaine de l'Aire	5'000	7'496	30	305	-
Grand-Saconnex	3'500	2'638	69	707	2.8
Avully-Gennecy	1'800	1'580	39	260	-
Hermance *	800	606	100	937	4.6
Laconnex	600	439	34	765	-
Dardagny	450	360	53	447	-

* = calculs effectués sans tenir compte des campeurs qui peuvent doubler la population en été

DEPARTEMENT DE L'AIN

BASSIN DU LEMAN

Stations d'épuration contrôlées

Divonne-les-Bains
\+ Ferney-Voltaire
Sauverny-Versonnex

\+ station d'épuration pratiquant la déphosphatation

Station d'épuration non contrôlée

Vesancy	3'500 habitants

BASSIN DU RHONE

Stations d'épuration contrôlées

Saint-Genis-Pouilly
Farges

Stations d'épuration non contrôlées

Saint-Jean-de-Gonville	1'400 habitants
Péron	1'500 habitants
Challex	1'200 habitants
Pougny-Gare	500 habitants
Pougny-Chef-Lieu	300 habitants

Voir tableaux 21 à 23.

TABLEAU 21 - Contrôles effectués sur les stations d'épuration en 1985

AIN

Stations	Capacité habitants	Nombre de prélèvements entrée-sortie	Durée prélèvement	DBO_5 mg/l		élimination %	Mat. susp. mg/l		élimination %	DCO mg/l		élimination %	Phosphore total mg/l		élimination %
				E	S		E	S		E	S		E	S	
BASSIN DU LEMAN															
Divonne-les-Bains	15'000	8 E + 8 S	2 h	34	14	47	38	15	51	86	29	64	3.5	1.5	52
		2 E + 2 S	24 h	18	7	62	25	9	63	60	13	78	2.1	1.9	13
Ferney-Voltaire	14'000	8 E + 8 S	2 h	166	21	84	143	16	87	392	40	88	10.3	2.1	78
		2 E + 2 S	24 h	139	20	83	157	13	95	323	43	86	9.8	4.1	69
Sauverny-Versonnex	3'500	1 E + S	instantané	38	4	89	32	3	91	87	11	89	4.0	2.6	35
BASSIN DU RHONE															
St-Genis-Pouilly	17'000	2 S	instantané	-	35	-	-	46	-	-	90	-	-	-	-
Farges	800	1 S	instantané	-	17	-	-	8	-	-	23	-	-	-	-

TABLEAU 22 - Contrôles effectués sur les stations d'épuration en 1985
estimation de la charge quotidienne

AIN

Stations	Débit m^3/j	DBO_5 kg/j			DCO kg/j			Phosphore total kg/j		
		entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé	entrée	sortie	éliminé
Divonne-les-Bains	4'577	89	34	55	287	61	226	10.1	9.6	0.5
Ferney-Voltaire	2'795	387	57	330	873	116	757	27.0	8.0	19.0

TABLEAU 23 - Estimation de la charge quotidienne par habitant en 1985

AIN

Stations	Capacité habitant	Habitants raccordés	Charge DBO_5 g/hab/jour	Charge hydraulique l/hab/jour	Charge phosphore total g/hab/jour
Divonne-les-Bains	15'000	5'000	18	915	2.0
Ferney-Voltaire	14'000	11'000	35	254	2.5

MODELISATION DU CYCLE DU PHOSPHORE DANS LE LEMAN

PAR

HANS PETER FAHRNI
OFFICE FEDERAL DE LA PROTECTION
DE L'ENVIRONNEMENT, BERNE

FRANÇOIS RAPIN
INSTITUT F.-A. FOREL, VERSOIX

RESUME

Un certain nombre de modèles pour le cycle du phosphore ont été appliqués au Léman.

Les modèles "statistiques" définis à partir du comportement moyen d'un grand nombre de lacs, tels ceux développés par exemple par VOLLENWEIDER, ne donnent pas des résultats très proches de la réalité pour le Léman, ce lac ayant des caractéristiques trop particulières.

Un modèle basé sur des bilans, qui travaille uniquement avec des données connues du lac étudié, semble décrire de manière satisfaisante le développement actuel du Léman. Ce modèle a été utilisé pour essayer de prévoir le comportement du lac après le choix de divers scénarios pour la réduction des apports en phosphore au lac. Nous nous sommes surtout basés sur les résultats de ce modèle bilan pour certaines recommandations. Les résultats montrent qu'il faudrait ramener la charge externe en phosphore du Léman à environ 600 tonnes/an pour éviter les effets négatifs de l'eutrophisation, ce qui permettrait d'atteindre dans le lac une concentration de l'ordre de 25 à 30 mg/m^3.

L'application d'un modèle dynamique a été tentée, mais par manque de certaines données de base essentielles, il n'a pas été possible d'obtenir des résultats fiables pour le Léman. L'inventaire des données nécessaires, et qui manquent actuellement, pour un modèle dynamique (type SEEMOD) a été établi.

Nous avons tenté d'obtenir des mesures ou des estimations pour certains processus spécifiques, tels que :

- *les apports par le Rhône d'oxygène dans les eaux du fond du lac,*
- *la consommation de l'oxygène dans l'hypolimnion par la minéralisation de la biomasse,*
- *le relargage du phosphore à partir du sédiment.*

AVANT-PROPOS

Cette étude sur la modélisation du cycle du phosphore dans le Léman a été réalisée à la demande de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution (CIPEL).

Un rapport intermédiaire comprenant l'application de modèles "statistiques" et d'un modèle "bilan" au Léman avait été établi en septembre 1984 et publié dans les "Rapports sur les études et recherches entreprises dans le bassin lémanique, campagne 1984" de la Commission internationale (FAHRNI et RAPIN, 1985a).

Le rapport final, établi en juillet 1985 (FAHRNI et RAPIN, 1985b), comprend une introduction sur la modélisation et, après une étude plus détaillée, une application dans un but prédictif de modèles "statistiques" et bilan basés sur le phosphore total. Il abor-

de l'étude de différents paramètres et de processus internes au lac, dont il est nécessaire de bien comprendre les variations ou les mécanismes. Il montre également les lacunes dans les données actuellement à disposition pour l'application d'un modèle dynamique au Léman. A partir des connaissances actuelles, un certain nombre de recommandations sont proposées pour le choix de mesures d'assainissement afin de limiter la charge en phosphore et de ramener le lac dans un état oligo-mésotrophe. De cette manière le Léman pourra répondre aux trois vocations fondamentales :

. PRODUCTION D'EAU DE BOISSON

. RECREATION ET BAIGNADE

. VIE ET REPRODUCTION NATURELLE DES POISSONS NOBLES.

Les parties du rapport final qui ont déjà été publiées dans le rapport intermédiaire (FAHRNI et RAPIN, 1985a) ne seront reprises que sous forme résumée dans ce texte. Le lecteur désirant plus de détails sur ces parties voudra bien se référer à la publication de l'année précédente (CIPEL - campagne 1984).

Ce rapport final ayant été établi parallèlement aux rapports annuels de la Commission internationale (CIPEL), certains paragraphes de ce rapport "Modélisation" pourront se recouper avec l'étude de "l'évolution physico-chimique des eaux du Léman" (chapitre 2).

1. BUTS DE LA MODELISATION

L'objectif de cette modélisation consiste à évaluer la charge en phosphore (tonnes/an) admissible par le Léman, de telle façon que la production primaire permette une concentration d'oxygène dissous de 4 mg/l au minimum, selon l'Ordonnance fédérale de 1975 sur le déversement des eaux usées.

A l'aide de modèles de conception évoluée, il peut être possible de prédire l'évolution du système lacustre dans des conditions météorologiques et nutritionnelles variables (par exemple selon divers scénarios pour la diminution ou l'augmentation des apports externes).

2. TYPES DE MODELES DISPONIBLES

2.1 *GENERALITES*

"Les modèles ont pour but de réduire la structure compliquée des systèmes naturels de telle sorte que les processus les plus importants relatifs à un problème donné deviennent transparents" (IMBODEN, 1982).

Parmi les nombreux modèles disponibles figurent dans l'ordre de complexité croissante :

a. modèles "statistiques";

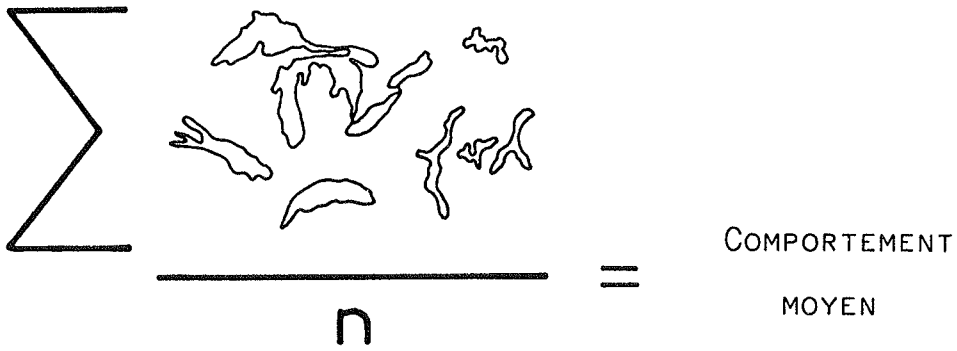
b. modèles basés sur des bilans : stock-entrée-sortie;

c. modèles dynamiques.

2.2 *MODELES "STATISTIQUES"*

L'idée de base ayant conduit à ces modèles est la suivante : "l'accélération de l'eutrophisation est due à un excès de charge nutritive (externe et interne); il existe une relation quantifiable entre cette charge et la réaction trophique de la (des) masse (s) d'eau affectée(s); cette relation dépend néanmoins d'un grand nombre de facteurs, tels que la morphologie, l'hydrologie, les caractéristiques climatiques générales, etc..." (OCDE, 1982).

On utilise dans ces modèles des abaques ou des équations (par exemple : relation entre charge critique en phosphore et profondeur moyenne du lac) qui ont été déterminés à partir de l'analyse statistique d'un grand nombre de lacs (analyse de régression). Des paramètres comme le taux de sédimentation du phosphore et la concentration limite de phosphore dans le lac sont également déterminés par l'analyse statistique d'un grand nombre de lacs.



Dans ces modèles, le lac est considéré comme un compartiment unique, toujours homogène et à l'état d'équilibre ("steady state").

De tels modèles ont été développés par VOLLENWEIDER depuis la fin des années 1960 (VOLLENWEIDER, 1968, 1975, 1976 et VOLLENWEIDER et al. 1974, 1981).

Ces modèles utilisent des paramètres tels que :

- la profondeur moyenne du lac (z),
- le temps de séjour moyen de l'eau (Tw),
- le temps de séjour moyen du phosphore (Tp),
- la concentration moyenne du phosphore des apports (Pin),
- etc...

Dans certains modèles plus récents, VOLLENWEIDER établit également des bilans pour le "steady state".

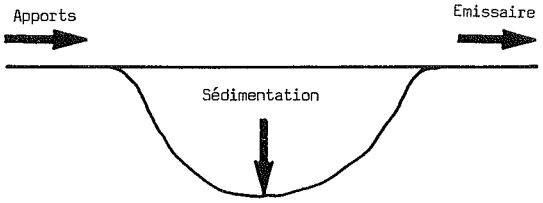
Le modèle VOLLENWEIDER et al., (1981) a été appliqué au Léman par VOLLENWEIDER (1983) sur la base des données de l'année 1977.

Une évaluation critique de l'application de ces modèles "statistiques" à des lacs "alpins" a été faite par FRICKER (1981).

2.3 *MODELES BASES SUR DES BILANS*

Dans ces modèles, le lac est également considéré comme un compartiment unique, toujours homogène. Le bilan des apports et des pertes en phosphore permet de décrire dans certaines limites les variations temporelles de concentration, en considérant le lac comme système réacteur mixte. Le taux de sédimentation nette (sédimentation - relargage) est variable et doit être déterminé par un calcul d'entrée-sortie (bilan) :

(variation du stock de phosphore total dans le lac) = (apports externes) - (exportations émissaire) - (sédimentation nette)



Pour ces modèles on n'utilise que les données du lac étudié (pas de paramètres déterminés à partir de l'analyse statistique d'autres lacs).

Avec ces modèles on peut décrire, dans certaines limites, l'évolution de paramètres tels que le phosphore total dans le lac, lors de modification de la charge externe.

Un modèle de ce type (GAECHTER et al., 1983a, 1985) est appliqué au Léman dans notre étude et on peut le considérer comme un modèle "dynamique" à un compartiment.

2.4 *MODELES DYNAMIQUES (à plusieurs compartiments)*

Dans ces modèles, le lac est divisé au minimum en deux compartiments (par exemple : épilimnion et hypolimnion), qui sont considérés comme homogènes. Pour chaque compartiment, un calcul des bilans est nécessaire. Les flux de matière entre ces compartiments, ainsi que les variations de concentration de paramètres tels que le phosphore, la production primaire ou éventuellement l'oxygène dissous, sont déterminés par des expressions mathématiques. Par exemple, la concentration en phosphore dans un compartiment est déterminée par un système d'équations différentielles. La résolution de ces équations se fait par méthode itérative et, par conséquent, exige l'utilisation d'un ordinateur relativement puissant.

Le degré de complexité de ces modèles est fonction des processus dont on tient compte.

A l'aide de ces modèles, il peut être possible de prédire, pour différentes mesures d'assainissement, l'évolution du système lacustre et plus particulièrement du phosphore.

On peut citer divers modèles de ce type : un des premiers est celui de IMBODEN (1973), d'où sont dérivés d'autres modèles, par exemple : SNODGRASS (1974), SNODGRASS et al., (1975a, 1975b) et appliqué au Léman par JAQUET et al., (1976, 1984) avec les données des années 1957 à 1974.

Dans le modèle IMBODEN et al.(1978), qui utilise des fonctions non-linéaires, le lac est divisé en de nombreuses couches. Ce modèle a été appliqué à divers lacs : Alpnachersee, Greifensee et Lake Washington (IMBODEN et al., 1978). Il a été légèrement modifié (SEEMOD) et appliqué, dans un but prédictif, au lac de Sempach (GAECHTER et al., 1983b) et au lac de Zoug (EAWAG, 1984).

Nous avons essayé d'appliquer ce modèle dynamique (SEEMOD) au Léman, mais devant l'absence de nombreuses données de base il n'a pas été possible de le faire fonctionner.

On peut citer encore des modèles plus complexes qui prennent en compte tous les processus physiques et biologiques du cycle du phosphore (DITORO et al., 1971; THOMANN et al., 1975).

3. APPLICATION AU LEMAN DE DIFFERENTS MODELES "STATISTIQUES"

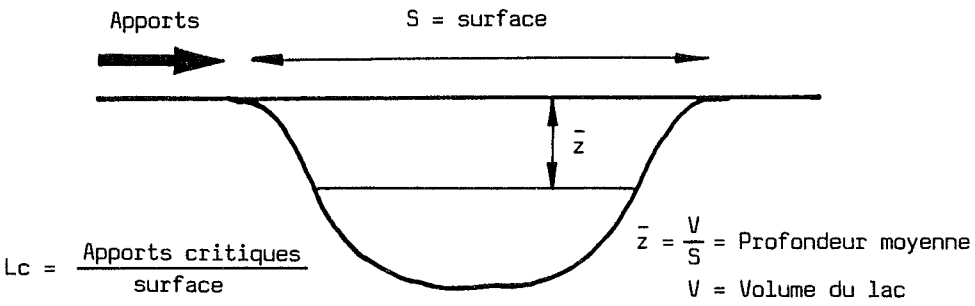
(Texte plus complet, voir FAHRNI & RAPIN, 1985a, 1985b)

Pour récapituler, les charges critiques (Lc) pour le Léman calculées à l'aide des différents modèles "statistiques" sont les suivantes : (Tableau 1)

TABLEAU 1 : Charges critiques (Lc) du lac et charges externes (Lext), admissibles et dangereuses, déterminées à l'aide des différents modèles

Modèle	Lc admissible ($g.m^{-2}.a^{-1}$)	Lc dangereuse ($g.m^{-2}.a^{-1}$)	Lext adm. (tonnes/an)	Lext dang. (tonnes/an)
A	0.51	1.02	298	596
B	0.37	0.74	215	430
C	0.24	0.48	140	280
D	0.60	1.20	350	700

(A) $Lc = (0.025 \rightarrow 0.05) \cdot z^{0.6}$ (VOLLENWEIDER, 1968)



Les apports critiques sont fonction de la surface et de la profondeur moyenne du lac.

(B) $Lc = (0.1 \rightarrow 0.2) \cdot (z/Tw)^{0.5}$ (VOLLENWEIDER et al., 1974; VOLLENWEIDER, 1975)

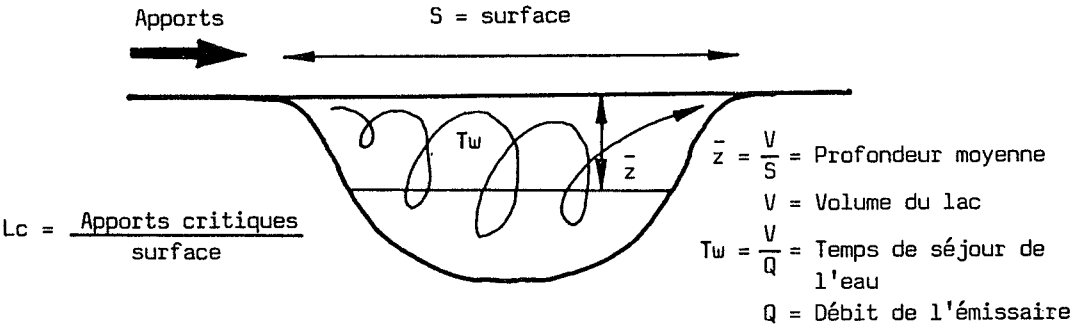
(C) $Lc = [Pc] \cdot \left(\frac{z}{Tw} + k \cdot 10\right)$ (VOLLENWEIDER, 1975)

(D) $Lc = [Pc] \cdot \frac{z}{Tw} \cdot (1 + \sqrt{Tw})$ (VOLLENWEIDER, 1976)

et avec pour (C) et (D)

$[Pc]$ admissible = 0.01 g/m^3

$[Pc]$ dangereuse = 0.02 g/m^3

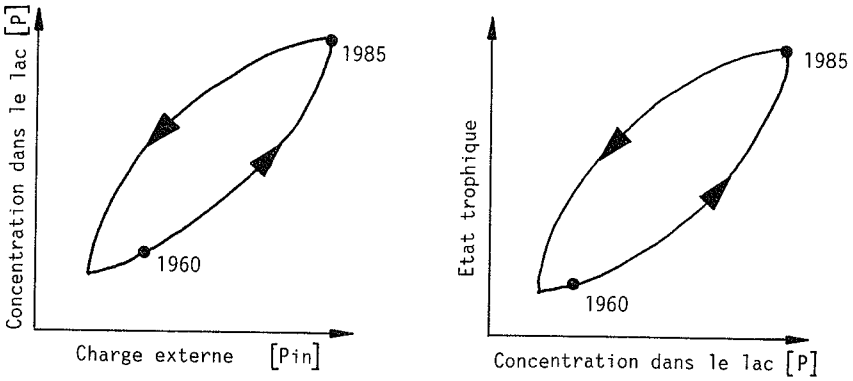


Les apports critiques sont fonction de la surface, de la profondeur moyenne et du temps de séjour de l'eau dans le lac.

Dans le cadre du Léman, on peut estimer la valeur limite de la concentration moyenne du lac en phosphore total qu'il ne faudrait pas dépasser pour ramener le lac vers un état oligo-mésotrophe (transparence, algues, etc...) et pour maintenir une concentration en oxygène dissous au fond du lac supérieure à 4 mg/l. On peut prendre les valeurs des concentrations en phosphore total des années 1957 à 1962, période pendant laquelle la concentration en oxygène dissous s'était maintenue au-dessus de 4 mg/l (à l'exception d'une mesure : 19.11.1959; O_2 = 3.7 mg/l), le peuplement phytoplanctonique était fortement dominé par les diatomées avec également une quantité appréciable de chrysophycées indicatrices d'oligotrophie et le lac semblait être en équilibre avec sa charge externe, ce qui donne :

[P] limite entre 0.015 et 0.020 g/m^3

Il faut cependant garder à l'esprit la possibilité de l'existence de phénomènes d'hystérésis provoquant un retard dans le retour vers des états oligo-mésotrophes lors de la diminution de la concentration en phosphore dans le lac.



On peut néanmoins raisonnablement choisir cette limite à [P] = 0.02 g/m^3, ce qui nous donne pour la charge externe (Lext) à ne pas dépasser pour maintenir 4 mg/l d'oxygène dissous au fond et ramener le lac dans un état oligo-mésotrophe, et selon les différents modèles, des valeurs variant entre 280 et 700 tonnes/an.

Tous ces modèles "statistiques" sont établis à partir de données de nombreux lacs répartis entre l'Amérique du Nord et l'Europe.

Ces modèles sont performants lorsqu'il s'agit d'un lac qui a des caractéristiques se rapprochant bien de la majorité de ces lacs. Malheureusement, ce n'est pas tout à fait le cas du Léman, avec sa profondeur élevée, son long temps de séjour des eaux, ainsi que des conditions météorologiques très variables (brassage hivernal des eaux irrégulier) (FAHRNI et RAPIN, 1985a, 1985b).

De ces modèles, on peut toutefois retenir la charge limite estimée qu'il ne faudrait pas dépasser, soit environ 400 à 600 tonnes/an.

Avec environ 1'300 tonnes/an, la charge externe actuelle du lac et par conséquent les concentrations de phosphore sont beaucoup trop élevées et des mesures sévères devraient être prises pour la diminuer.

Notons toutefois qu'il est plus que délicat de vouloir utiliser ces modèles statistiques pour décrire ou même prévoir une évolution dans le temps, lors de diminution de la charge externe.

4. APPLICATION AU LEMAN D'UN MODELE BASE SUR DES BILANS

(Texte plus complet, voir FAHRNI et RAPIN, 1985a, 1985b)

Pour pouvoir aborder l'application de modèles basés sur des bilans, il est nécessaire de déterminer avec la meilleure précision possible, pour chaque année, les stocks de phosphore dans le lac, ainsi que les apports externes et les exportations par l'émissaire.

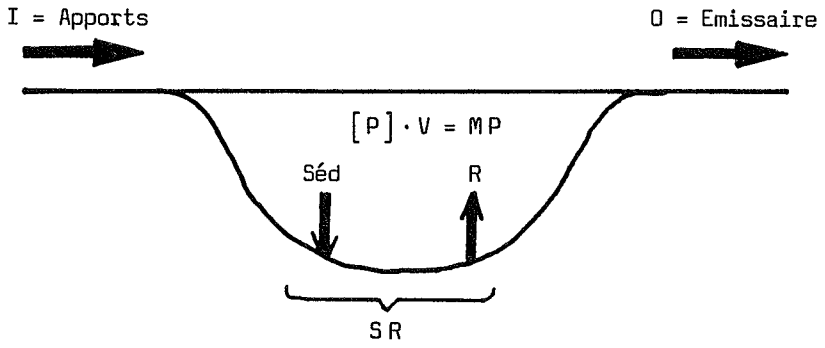
En effet, ces paramètres doivent être connus pour pouvoir appliquer ces modèles (voir FAHRNI et RAPIN, 1985a : p. 219 et 229-232).

4.1 *MODELE GAECHTER ET AL. (1983a, 1985)*

Les variations du phosphore dans un lac, qui constitue un système ouvert, peuvent être décrites par une équation de bilan massique :

$$\frac{\Delta MP}{\Delta t} = I + R - O - Séd = I - O - SR \qquad (1)$$

avec
- MP = Stock de phosphore total dans le lac = $[P] \cdot V$
- I = Charge externe (affl. + STEP + Atmosph).
- R = Relargage à partir du sédiment (charge interne)
- O = Perte par l'émissaire
- Séd = Perte par sédimentation
- SR = "Sédimentation nette"
- $[P]$ = Concentration du phosphore dans le lac
- V = Volume du lac



Avec les données actuelles, les termes R et Séd ne sont pas connus individuellement et l'on ne peut déterminer que la somme de ces deux termes, appelée : "Sédimentation nette".

L'équation (1) peut être écrite :

$$\frac{d[P]}{dt} V = ([Pin] \cdot Q) - ([Pout] \cdot Q) - (s\,[P] \cdot V) \qquad (2)$$

avec s = constante de sédimentation

A l'état d'équilibre (steady state), $\frac{d\,[P]}{dt} = 0$,

l'équation (2) devient :

$$[P] = [Pin] \cdot \frac{r}{b \cdot r + s} \qquad (3)$$

avec $r = \frac{1}{Tw} = \frac{Q}{V}$ et $b = \frac{[Pout]}{[P]}$

A partir des variations du stock annuel, des apports externes et de l'exportation par l'émissaire et en appliquant l'équation (1), on peut calculer SR, la "sédimentation nette" en tonnes/an; à partir de l'équation (2), on peut calculer s, la constante de sédimentation.

La grande variabilité mensuelle des teneurs en phosphore total pendant les années 1963 à 1971, ainsi que la difficulté de chiffrer les apports externes pendant cette même période, nous ont conduits à n'utiliser, pour les différents modèles, que les données de 1973 à 1983.

4.2 *ESTIMATIONS PREDICTIVES*

Les équations (2) et (3) (voir 4.1) peuvent être utilisées dans un but prédictif, en utilisant les paramètres s, r, b déterminés pour les années 1973-1983.

r = fréquence de renouvellement des eaux = $\frac{1}{Tw}$ (a^{-1})

b = rapport entre la concentration dans l'émissaire et dans l'ensemble du lac

$b = [Pout] / [P]$

s = constante de sédimentation (a^{-1})

On calcule les variations annuelles de la concentration dans le lac en fonction des concentrations des apports externes

$$\frac{d\,[P]}{dt} = (r \cdot [Pin]) - (b.r.[P]) - (s.[P]) \qquad (4)$$

ainsi que la concentration dans le lac à l'état d'équilibre ($t \to \infty$), avec un apport qui reste constant

$$[P]_{\infty} = [Pin] \frac{r}{(b \cdot r + s)} \qquad (3)$$

L'évolution des concentrations en phosphore peut être décrite par la fonction :

$$[P]\ (t) = [P]_o . e^{-Yt} + [P]_{\infty} . (1 - e^{-Yt}) \quad \Big| \quad [P]_o = [P] \text{ au temps initial}$$

où $Y = b.\ r + s$

Plusieurs scénarios, faisant varier les apports externes sont envisageables :

Scénario 0

La charge externe en phosphore total reste au niveau de ces dernières années : 1'300 tonnes/an, soit avec un débit moyen (1973-1983) à l'émissaire de 254 m^3/s, $[Pin] = 162\ mg/m^3$.

Scénario A

Interdiction du phosphore dans les produits de lavage des textiles + assainissement achevé, état 1987 (tous les projets d'épuration et de raccordement connus à l'OFPE seront réalisés). La charge externe se réduira à 860 tonnes/an.

Scénario B

Comme le scénario A + interdiction du phosphore dans les produits de nettoyage et de rinçage (par exemple : produits pour machines à laver la vaisselle). La charge se réduira à 810 tonnes/an.

Scénario C

Comme le scénario B + floculation - filtration dans les STEP de plus de 10'000 habitants. La charge externe se réduira à 750 tonnes.

Scénario D

Comme le scénario C + pratiques agricoles adaptées pour réduire les pertes d'engrais. La charge externe se réduira à 575 tonnes/an.

En appliquant ces divers scénarios, les diminutions de la charge externe peuvent être estimées à partir de la publication de l'Office fédéral de la protection de l'environnement (OFPE, 1983a)

Tout d'abord, le modèle bilan a été appliqué pour le scénario 0 (charge externe en phosphore reste au niveau actuel $\sim$ 1'300 tonnes/an) en utilisant les paramètres r, b et s des années 1973 à 1983. On obtient un intervalle pour les concentrations en phosphore prédites dans le lac (figure 1).

Toutefois, pour estimer l'évolution de la concentration dans le lac en fonction de divers scénarios pour la réduction de la charge externe il est préférable de travailler avec des paramètres moyens (r, b et s).

Nous avons vérifié l'influence de la pluviosité des années sur ces paramètres r, b et s et par conséquent sur les concentrations en phosphore prédites à l'état d'équilibre ($[P]_\infty$) ; on constate que les différences sont de l'ordre de 1% et que les concentrations prédites avec ces différents paramètres sont identiques (voir FAHRNI et RAPIN, 1985a, 1985b).

En premier lieu le modèle a été utilisé, pour les scénarios 0, A et D, avec les paramètres moyens r, b et s déterminés pendant les dernières années (1980-1983) :

$b = 0.806$

$r = 0.105$

$s = 0.137$

soit les scénarios : 0, A_1 et D_1 (figure 2).

Puis, en admettant qu'en réduisant la charge externe, la concentration en phosphore dans le lac diminue, la production primaire aura tendance à diminuer et par conséquent l'oxygénation des eaux du fond sera meilleure (moins d'oxygène consommé pour la minéralisation de la matière organique) et l'on peut s'attendre à ce que la constante de sédimentation s augmente. Pour tenir compte de ce phénomène, le modèle a été réutilisé en prenant s = 0.200 (valeur atteinte en 1982). Les résultats sont également indiqués sur la figure 2 (scénarios : A_2 et D_2)

Dans ces différents scénarios, nous avons réparti la diminution de la charge externe sur plusieurs années. En effet, la diminution de la charge se fera progressivement, par exemple, lors de l'interdiction du phosphore dans les produits de lavage des textiles, les gens continueront d'utiliser les produits stockés chez eux. De même pour les pratiques agricoles adaptées, les habitudes feront que la diminution de la charge sera également progressive. Pour tenir compte de ces phénomènes pour les scénarios A et D, la diminution de la charge due à l'interdiction du phosphore dans les produits de lavage des textiles a été répartie sur deux ans et la diminution due à l'adaptation des pratiques agricoles sur trois ans.

Au début, la sédimentation du phosphore dans le lac sera probablement égale à la moyenne de ces dernières années (s = 0.137; courbes A_1 ou D_1); puis dès que les conditions d'oxygénation des eaux du fond se seront améliorées, cette sédimentation tendra à augmenter (s = 0.200, courbes A_2 ou D_2).

De ces différentes applications de ce modèle bilan dans un but prédictif, on peut tirer les conclusions suivantes :

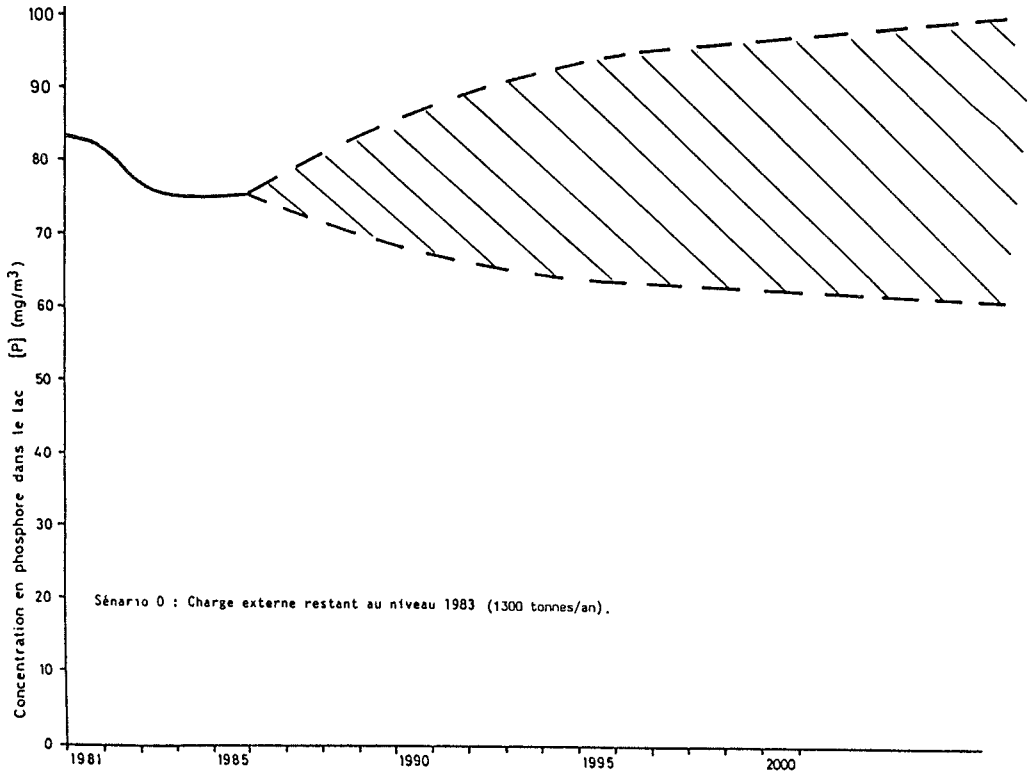


Fig. 1 : Estimation de l'évolution de la concentration en phosphore dans le lac avec une charge externe restant au niveau actuel (avec les paramètres r, b et s des années 1973 à 1983).

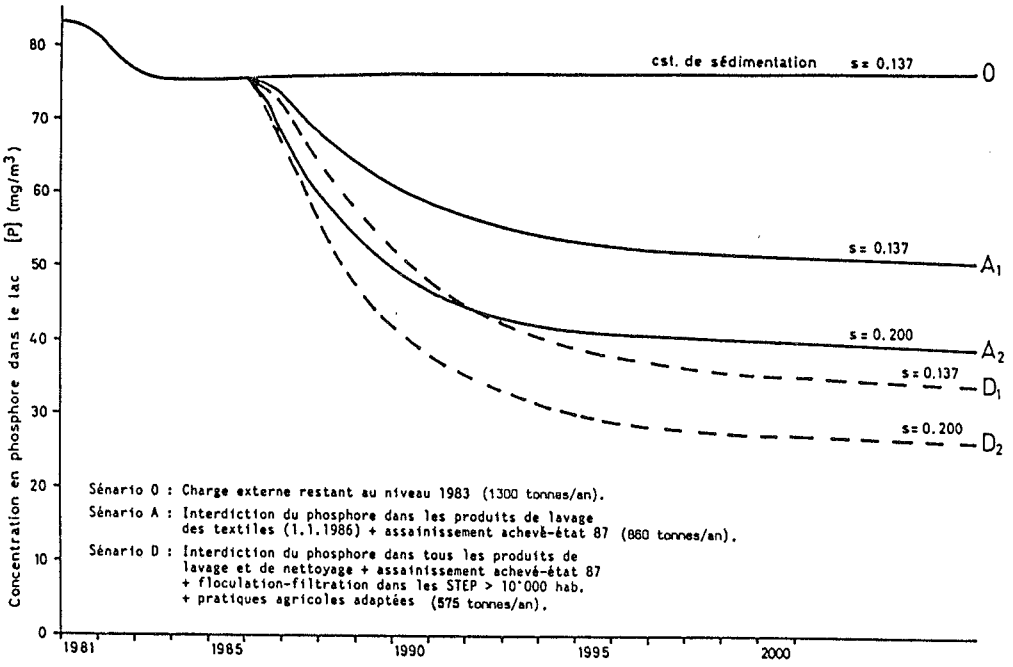


Fig. 2 : Estimation de l'évolution de la concentration en phosphore dans le lac en fonction de divers scénarios pour la réduction de la charge externe (en se basant sur des conditions météorologiques moyennes).

La charge externe du lac est d'environ l'300 tonnes/an. Si aucune mesure n'est prise pour faire diminuer cette charge, les concentrations en phosphore total dans le lac se maintiendront aux environs de 75 à 80 mg/m^3, pour autant qu'il n'y ait pas de longues périodes avec un mauvais brassage des eaux et une anoxie prolongée des eaux du fond du lac. Ceci provoquerait un fort relargage du phosphore du sédiment (diminution de la constante de sédimentation) qui pourrait faire basculer le lac vers un état eutrophe.

Par contre, si des mesures sont prises pour diminuer cette charge externe, des améliorations relativement rapides pourront avoir lieu en ce qui concerne le phosphore. Avec le scénario A (interdiction du phosphore dans les produits de lavage des textiles, 01.07.1986 + assainissement achevé), en l'espace de cinq ans les concentrations dans le lac pourraient diminuer de 20 - 30 mg/m^3 et en dix ans de 25 - 35 mg/m^3. Les concentrations dans le lac seraient alors de 40 à 50 mg/m^3.

Pour ramener le lac à des conditions qui prévalaient à la fin des années 50, il faudrait appliquer le scénario D (interdiction dès le 01.07.1986 du phosphore dans les produits de lavage des textiles, de rinçage et de nettoyage, produits pour machines à laver la vaisselle + assainissement achevé + floculation - filtration dans les STEP de plus de 10'000 habitants + pratiques agricoles adaptées). Ce scénario permettrait, en dix ans, de ramener les concentrations dans le lac au niveau de 25 à 35 mg/m^3.

Rappelons que ces prévisions sont faites à partir d'un certain nombre d'hypothèses et d'un modèle qui reflète d'une manière simple une réalité complexe.

5. ETUDE DE PARAMETRES OU DE PROCESSUS PARTICULIERS

5.1 *BIODISPONIBILITE DES DIFFERENTES FORMES DU PHOSPHORE*

Comme l'eutrophisation du Léman résulte principalement d'un excès de phosphore, on est amené pour choisir des stratégies d'assainissement des eaux, au problème de la biodisponibilité du phosphore. L'étude des apports par les affluents de phosphore assimilable présente de nombreuses difficultés pratiques et méthodologiques.

En principe, seul le phosphore directement ou indirectement assimilable joue un rôle dans le comportement d'un lac.

Le phosphore dans le lac ou apporté par les affluents peut être subdivisé en

- fraction dissoute :

  orthophosphates, phosphore organique dissous;

- fraction particulaire :

  phosphore organique particulaire, (plancton, matières fécales, débris végétaux, etc...), phosphore inorganique particulaire (apatitique ou non-apatitique).

Dans le lac, les algues ne peuvent assimiler que des formes dissoutes de phosphore (ou se transformant en formes dissoutes). Cette fraction est donc la plus importante au plan biologique : les orthophosphates sont directement biodisponibles, de même que certains composés phosphorés provenant d'eaux usées; sous certaines conditions (faible teneur en orthophosphates) les algues peuvent métaboliser la forme organique dissoute du phosphore (KRAMER et al. 1972). En faisant abstraction du phénomène secondaire d'adsorption sur les particules qui sédimentent à travers l'hypolimnion, la majeure partie du phosphore dissous apporté par les affluents est donc à disposition des algues.

Le phosphore particulaire dans la colonne d'eau ou sédimenté n'est pas définitivement retiré de l'écosystème lacustre. Des processus biogéochimiques peuvent conduire à une dissolution de certains composés particulaires phosphorés. Cette dissolution peut avoir lieu pendant la sédimentation ou dans le sédiment. Dans les conditions actuelles d'oxygénation du lac, la dissolution a surtout lieu dans le sédiment, ce qui a comme effet d'augmenter la teneur en phosphore dissous dans l'eau interstitielle du sédiment. Cette augmentation crée un gradient entre celle-ci et l'eau du fond (à l'interface eau-sédiment). Ce gradient de concentration permet le passage du phosphore dissous de l'eau interstitielle du sédiment à l'eau du lac. L'amplitude du phénomène de relargage du phosphore à partir du sédiment est fonction de plusieurs paramètres interdépendants :

- des formes chimiques du phosphore liées au sédiment; permettant ou non sa solubilisation dans l'eau interstitielle;

- des conditions d'oxydo-réduction à l'interface eau-sédiment qui influencent le gradient de concentration en phosphore dissous entre l'eau interstitielle et l'eau du fond : conditions très oxiques → diffusion limitée, conditions faiblement oxiques ou anoxiques → diffusion beaucoup plus grande; ces conditions dépendent de la quantité et de la qualité de la matière organique qui se sédimente;

- du taux de sédimentation;

- des phénomènes d'adsorption, de convection, de bioturbation et de remise en suspension du sédiment par des courants.

Le phosphore inorganique non-apatitique peut être adsorbé à la surface de substrats comme les hydroxydes de fer, de manganèse ou d'alumine, piégé dans les structures de ces minéraux, soit encore précipité sous forme de phosphate de fer. Ces composés sont très sensibles aux variations du potentiel redox et en milieu réducteur ils peuvent être détruits et donc libérés des formes dissoutes de phosphore. Cette forme peut être considérée comme potentiellement mobilisable.

Le phosphore organique particulaire représente le phosphore constituant de la matière organique autochtone (plancton, etc...) ou allochtone (matières fécales, débris végétaux, etc...). Une partie de cette forme est remobilisée lors de la décomposition de la matière organique (minéralisation). Cette forme peut également être considérée comme potentiellement mobilisable. Par contre, le phosphore lié à la famille des minéraux de l'apatite (Ca_5 (F, OH, Cl) $(PO_4)_3$), minéraux très peu solubles dans les eaux naturelles, n'est pas mobilisable (GRIFFITH et al., 1973).

Une première étude de la biodisponibilité des apports en phosphore dans le bassin lémanique devrait être entreprise en 1986-1987 dans le cadre du plan quinquennal 1986-1990 de la CIPEL.

5.2 *OXYGENE DISSOUS DANS LES EAUX DU LAC ET MELANGE DES EAUX*

L'oxygène produit dans la zone trophogène lors de la croissance de la biomasse provoque une sursaturation d'oxygène dans l'épilimnion. Une grande partie de cet oxygène est perdu par diffusion vers l'atmosphère.

La biomasse produite dans l'épilimnion va consommer de l'oxygène pour sa minéralisation, soit pendant la sédimentation vers les zones profondes, soit dans le sédiment. Les autres matières organiques apportées dans le bassin vont également consommer de l'oxygène pour leur minéralisation, mais c'est probablement la biomasse qui cause la plus grande perte d'oxygène dans la colonne d'eau de l'hypolimnion.

Lors des hivers froids, les eaux de surface peuvent atteindre des températures inférieures à celles du fond du lac et acquérir ainsi une densité supérieure à celles-ci. Avec l'effet conjugué des vents, il se crée des mouvements verticaux des masses d'eau qui sont à l'origine du brassage total des eaux du lac. Ce phénomène a été très marqué les hivers 1962-1963, 1970-1971, 1980-1981, 1983-1984 et 1984-1985. Pendant les hivers moins rigoureux, ce brassage n'est normalement que partiel et n'affecte que les couches supérieures. La circulation totale ou éventuellement partielle des eaux apporte de l'eau des couches superficielles, saturée en oxygène, dans le fond du lac, permettant ainsi de réoxygéner cette zone.

Les concentrations d'oxygène dissous (O_2) dans les eaux du lac dépendent donc de plusieurs processus complexes :

a) Les facteurs influençant le plus la concentration en oxygène dans le lac sont : la production primaire, la minéralisation de la matière organique et la fréquence du mélange total des eaux.

b) Après une circulation totale des eaux du lac, la température des eaux profondes s'élève d'année en année. On note une évolution générale vers une augmentation de la température des eaux du fond (figure 3) de l'ordre de $0.1^{\circ}C$ par année. Ce phénomène augmente la probabilité d'une nouvelle circulation totale.

c) Entre deux circulations totales, l'entrée de l'eau du Rhône ou de la Dranse peut amener une augmentation rapide et passagère de l'oxygène dans les zones les plus profondes du lac.

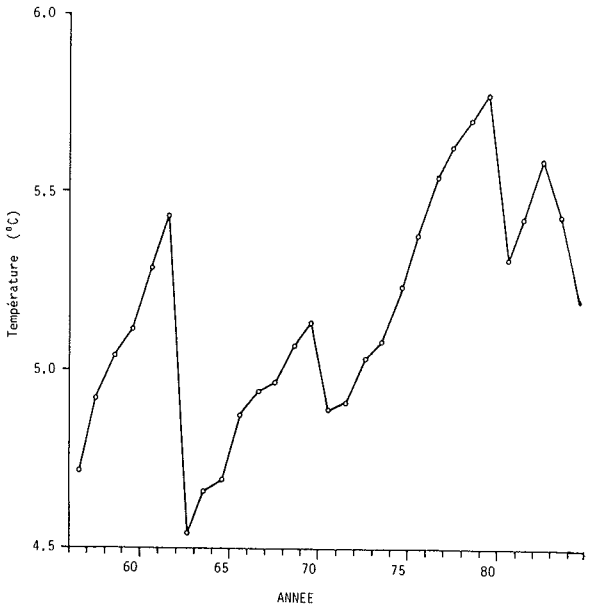


Fig. 3 : Evolution de la température de l'eau au fond du lac au point SHL_2 (moyennes annuelles).

5.2.1 *Consommation de l'oxygène de l'hypolimnion par la minéralisation de la biomasse*

Les stocks d'oxygène dans les différentes couches du lac ont été calculés en utilisant les volumes des couches donnés dans le paragraphe 5.5.

Après un brassage complet des eaux du lac, le stock d'oxygène dissous dans les eaux de l'hypolimnion (30 -309 m) est d'environ 750'000 à 780'000 tonnes, ce qui correspond à une concentration moyenne de 10.5 mg/l.

Pendant la période 1957-1984, il est possible d'estimer dans le Léman la diminution moyenne de l'oxygène dans l'hypolimnion entre la fin de l'hiver juste après le brassage (total ou partiel) des eaux du lac et la fin de l'automne (après les deux explosions planctoniques), époque où l'on observe le minimum annuel de concentration de l'oxygène dissous dans les eaux du fond. Cette diminution correspond à la consommation de l'oxygène par la minéralisation de la biomasse. A partir de ces estimations, on peut mettre en évidence quatre périodes :

- 1957-1964 avec une diminution annuelle moyenne de 80'000 tonnes
- 1966-1970 avec une diminution annuelle moyenne de 95'000 tonnes
- 1971-1980 avec une diminution annuelle moyenne de 120'000 tonnes
- 1981-1984 avec une diminution annuelle moyenne de 95'000 tonnes

Il n'a pas été possible de trouver dans le Léman une relation entre la consommation d'oxygène dans l'hypolimnion et les valeurs de la production primaire ou de chlorophylle *a* dans l'épilimnion actuellement à notre diposition.

Par contre, il doit exister une relation entre la consommation d'oxygène dans l'hypolimnion et la biomasse qui sédimente dans ces zones profondes. Malheureusement nous n'avons pas actuellement de mesure de cette masse organique qui sédimente. Pour remédier à ce fait il faudrait mesurer le carbone organique particulaire dans toute la colonne d'eau.

Pour appréhender les problèmes potentiels de faible teneur en oxygène dissous des eaux du fond (ou même d'anoxie) et de relargage de phosphore, il est indispensable de s'intéresser aux variations de concentration de l'oxygène dans les eaux du fond du lac.

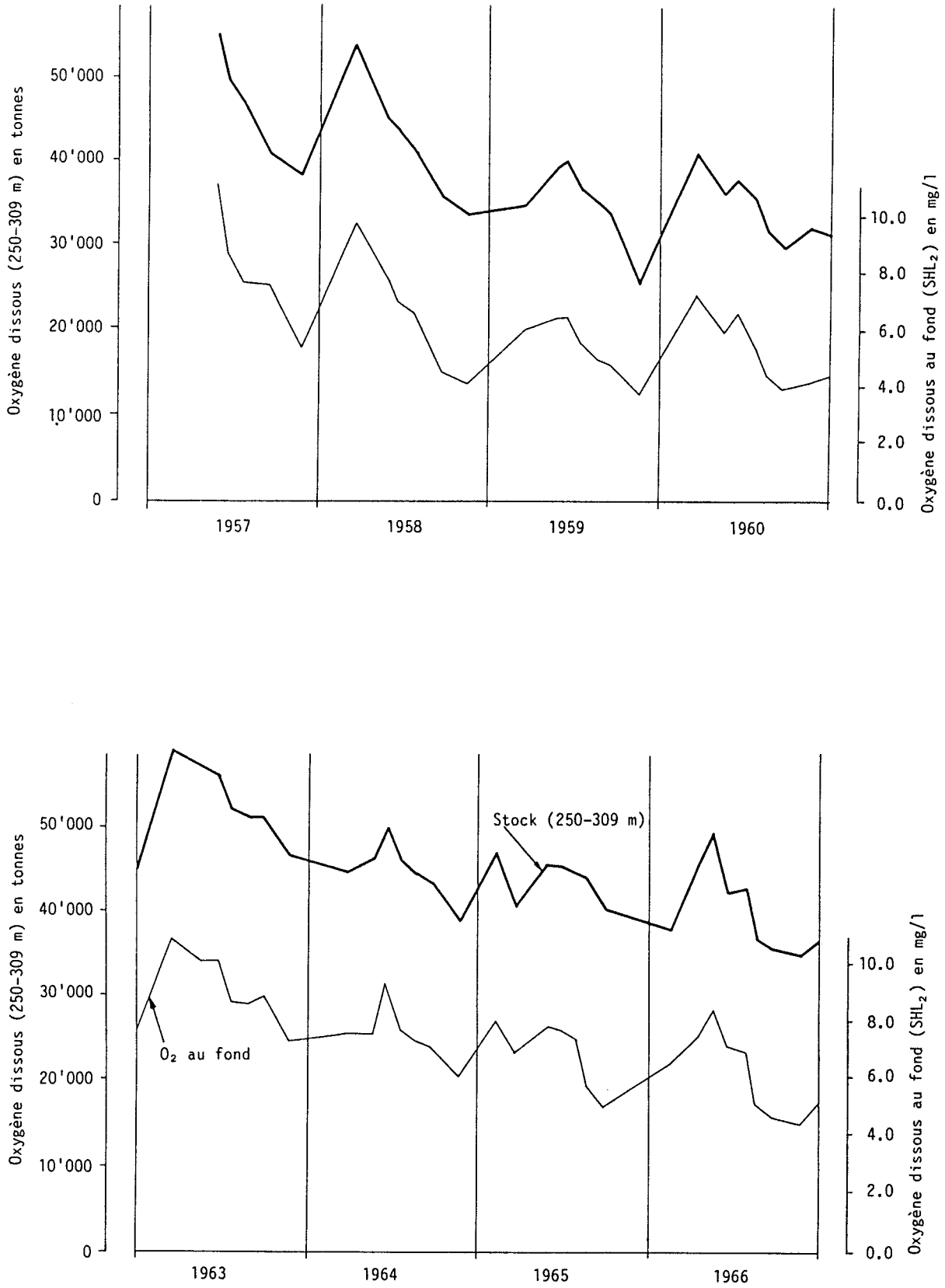


Fig. 4 : Variation du stock d'oxygène dissous dans les couches profondes du Léman (250 à 309 m) et de la concentration d'oxygène dissous au fond du lac (SHL_2).

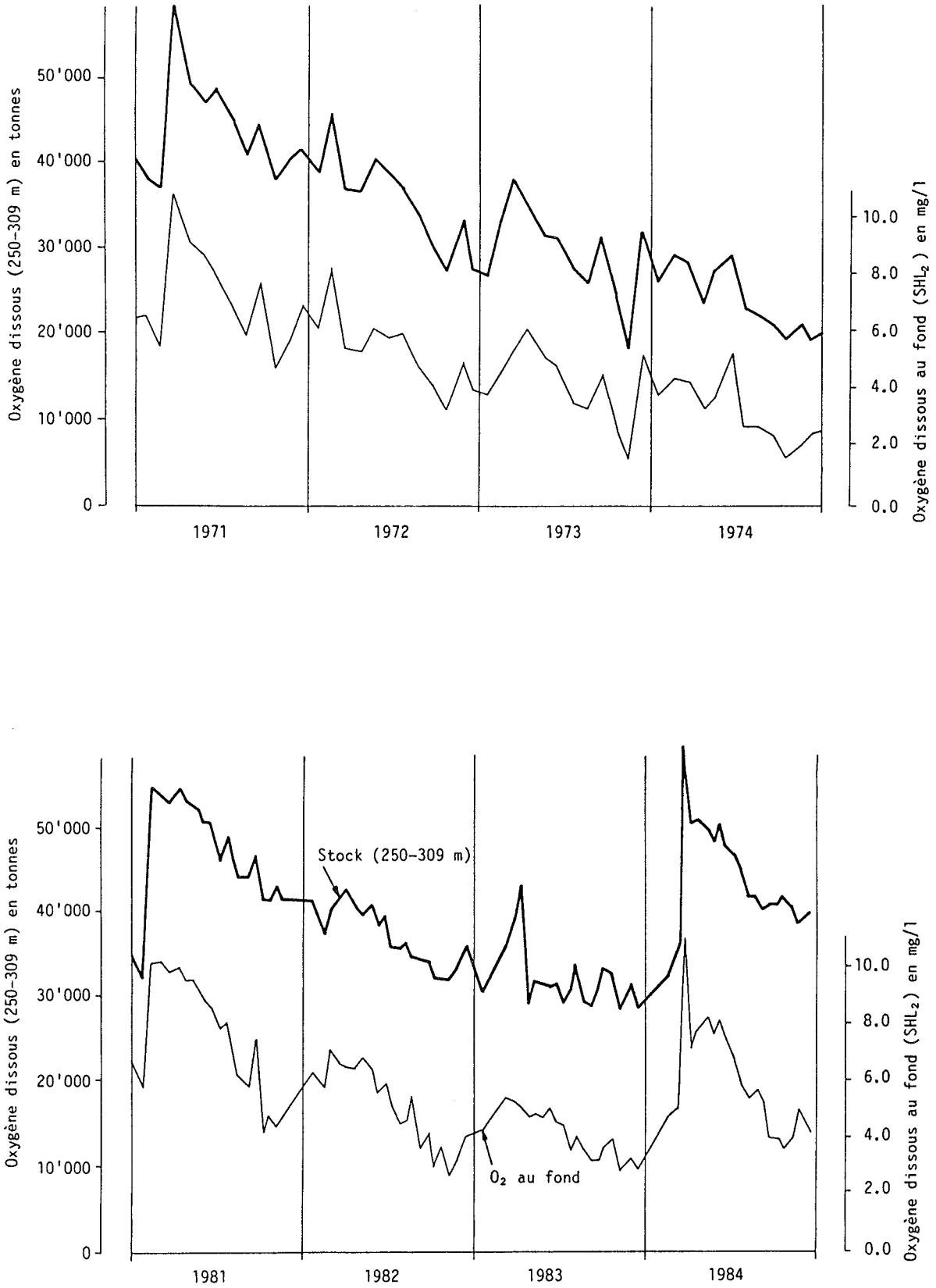


Fig. 5 : Variation du stock d'oxygène dissous dans les couches profondes du Léman (250 à 309 m) et de la concentration d'oxygène dissous au fond du lac (SHL_2).

Aux figures 4 et 5 sont reportées les variations des stocks d'oxygène dans la couche de 250 à 309 mètres (trait épais) et de la concentration au fond du lac (trait fin). Quatre périodes après des brassages complets ont été choisies.

Dans les années 1957-1967 (figure 4), après un brassage complet et avec ensuite seulement des apports d'oxygène dus à des brassages partiels et aux affluents, la quantité d'oxygène était suffisante pour minéraliser la biomasse pendant plusieurs années et maintenir encore 4 mg/l d'oxygène dans le fond du lac. Par contre, depuis les années 1970 (figure 5), la quantité d'oxygène ne suffit que pour un maximum de deux ans. En 1981 et 1984, après des brassages complets, la concentration d'oxygène au fond du lac (SHL 2, voir annexe) était déjà en automne de la même année proche de 4 mg/l. Cette accélération de la perte d'oxygène dans les zones profondes depuis le début des années 1970 montre bien le danger potentiel qui existe si la durée entre les brassages complets des eaux dépasse deux ans.

5.2.2 *Oxygène dans le fond du lac et apports par le Rhône*

Dans certaines situations (teneur en matière en suspension élevée) les eaux des affluents peuvent avoir une densité nettement plus élevée que l'eau du fond du lac et elles peuvent donc théoriquement s'écouler en profondeur dans le lac. (F.A. FOREL avait déjà émis cette hypothèse et fait quelques calculs dans son ouvrage "Le Léman". V. 1, 5ème partie, p. 359-386).

La densité de l'eau peut être calculée à partir de la température, de la conductivité et de la concentration en matière en suspension. Selon BUEHRER et AMBUEHL (1975) et WAGNER et WAGNER (1978) :

- influence de la température

$$dH_2O = (0.059385.T^3 - 8.56272.T^2 + 65.4891.T) \cdot 10^{-6} + 0.99984298$$

- influence de la température et des sels dissous (conductivité)

$$d_c = dH_2O + 0.64.10^{-6} \cdot \chi\ 20^oC$$

- influence de la température, des sels dissous et des matières en suspension

$$d_{affl} = dH_2O + 0.64.10^{-6} \cdot \chi\ 20^oC + M_s.10^{-6} \left(1 - \frac{dH_2O + 0.64.10^{-6} \cdot \chi\ 20^oC}{d_{susp.}}\right)$$

dH_2O = densité de l'eau distillée en fonction de la température ($g.cm^{-3}$)

d_c = densité de l'eau avec sels dissous ($g.cm^{-3}$)

d_{affl} = densité de l'eau d'une rivière avec matière en suspension ($g.cm^{-3}$)

d_{susp} = densité des matières en suspension (Rhône = 2.7 $g.cm^{-3}$)

T = température (^oC)

$\chi\ 20^o$ = conductivité à 20^oC ($\mu S.cm^{-1}$)

M_s = concentration de la matière en suspension ($mg.l^{-1}$)

Le Service hydrologique suisse mesure la teneur en matière en suspension dans le Rhône à la Porte du Scex. Ces mesures se font en moyenne tous les trois jours. A partir de ces mesures, de celles de température et de conductivité, nous avons pu calculer des valeurs instantanées de la densité des eaux du Rhône. La densité de l'eau au fond du lac au point SHL 2 a été calculée en tenant compte de la température et de la conductivité.

L'influence relative de la température, des sels dissous et des matières en suspension sur la densité des eaux est montrée à la figure 6.

La densité des eaux du fond du lac et des eaux du Rhône, ainsi que les concentrations en oxygène dissous au fond du lac au point SHL 2 sont reportées, pour la période 1976-1982, à la figure 7.

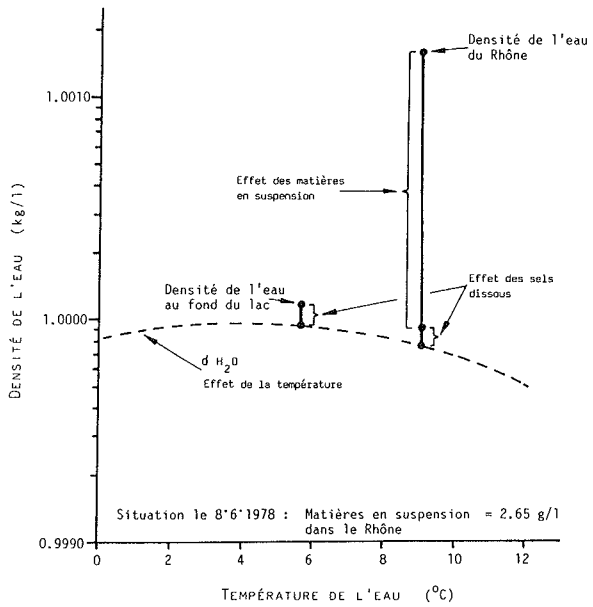


Fig. 6 : Influence de la température, des sels dissous et des matières en suspension sur la densité des eaux.

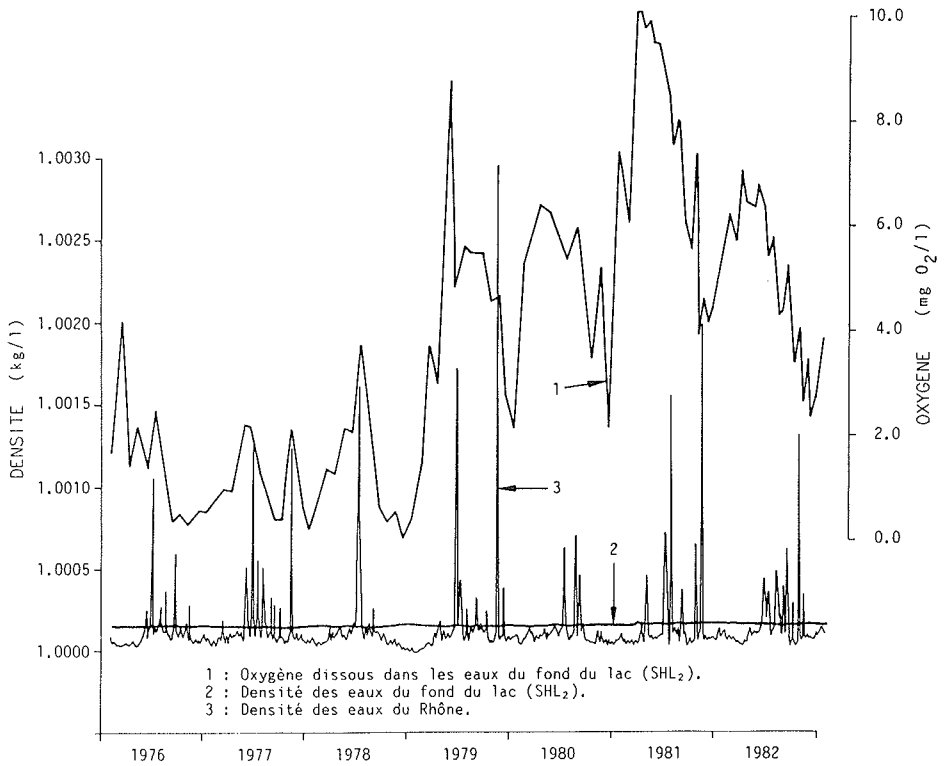


Fig. 7 : Variation de la concentration d'oxygène dissous et de la densité des eaux au fond du lac Léman (SHL_2) et de la densité des eaux du Rhône à la Porte du Scex. Pendant les périodes avec faibles teneurs en oxygène dans les eaux du fond, les apports d'oxygène par les crues du Rhône se marquent bien.

On constate que des densités élevées des eaux du Rhône n'apparaissent que pendant les périodes estivales, lorsque les crues sont précédées d'une période relativement longue de basses eaux.

Lorsque la teneur en oxygène au fond du lac est faible, on remarque que pour chaque crue du Rhône, avec forte densité de ses eaux, il apparaît une nette réoxygénation des eaux du fond. Ces réoxygénations pendant la période estivale ne peuvent pas être expliquées par un apport des eaux de surface du lac puisque la stratification thermique est établie.

Si l'on regarde l'évolution de la silice au fond du lac (figure 8), on constate qu'à chaque crue du Rhône avec forte densité des eaux correspond une chute de la concentration en silice au fond du lac. Ce phénomène se marque d'autant mieux que la concentration est élevée dans les couches profondes. Il est à noter que la teneur en silice des eaux du Rhône pendant la période estivale est d'environ 2.2 à 2.8 mg/l, soit nettement plus faible en général que dans les eaux du fond du lac.

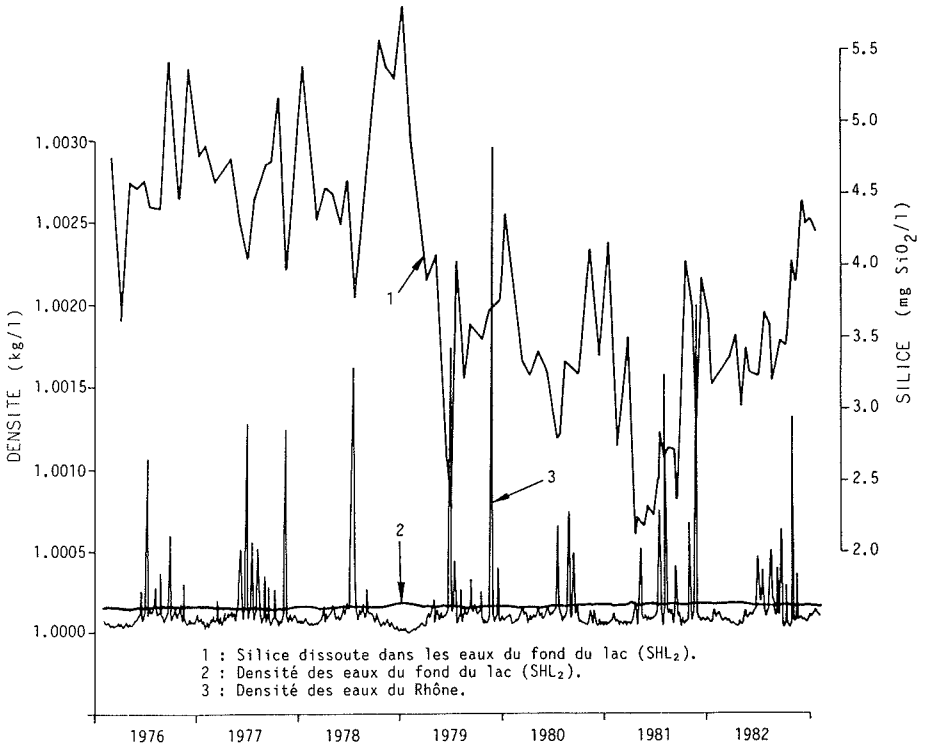


Fig. 8 : Variation de la concentration de silice et de la densité des eaux au fond du lac Léman (SHL_2) et de la densité des eaux du Rhône à la Porte du Scex.

Ce faisceau d'informations met en évidence la pénétration épisodique des eaux du Rhône dans les zones profondes du lac. Ce phénomène permet d'apporter, surtout lorsque la teneur en oxygène du fond du lac est faible, des quantités appréciable d'oxygène dans cette zone (tableau 2). Ces apports peuvent représenter jusqu'à 15 % du stock maximum (après brassage total) contenu dans la zone profonde (250 - 309 m).

LAMBERT et al. (1984) ont bien montré qu'en raison de leurs charges solides les eaux d'une rivière en crue pouvaient suivre le fond d'un lac en formant des courants de turbidité après l'embouchure. Plusieurs campagnes de courantométrie dans les deltas de la Linth (lac de Walenstadt) et du Rhin (lac de Constance) ont démontré que ces courants atteignent des vitesses de 130 cm/s (4.7 km/h) avec des valeurs moyennes de 20 à 30 cm/s (0.7 à 1.1 km/h). Donc en moins de 24 heures les eaux du Rhône peuvent atteindre SHL 2 ($\sim$ 20 km).

TABLEAU 2 - Augmentation du stock d'oxygène dans les couches profondes du Léman suite à des crues du Rhône, calculée à partir des mesures d'oxygène dissous à SHL 2 avant et après des crues.

	Augmentation du stock d'oxygène (tonnes)	
	300 à 309 m	250 à 309 m
08.1973	780	7'700
06.1974	920	4'300
07.1975	330	3'200
06.1976	490	3'100
07.1976	440	3'100
10.1977	740	3'200
06.1978	940	7'600
05.1979	320	7'200
10.1979	420	1'000
07.1980	410	4'500
06.1981	160	2'400
09.1981	1'300	3'600
10.1981	240	1'700
08.1982	440	-----

Dans le cadre d'un projet Fonds national (Institut F.A. FOREL - Ecole polytechnique fédérale), des mesures de courantométrie dans le canyon profond du Rhône ont été entreprises pendant l'été 1985. Des courants atteignant 80 cm/s ont été mis en évidence (à $\sim$ 5 km de l'embouchure et $\sim$ 220 m de profondeur).

Il est possible d'estimer grossièrement l'ordre de grandeur théorique des apports d'oxygène dans la zone profonde par les eaux du Rhône.

Le volume d'eau apporté par le Rhône en période de crue est d'environ : 500 m^3/s, soit 43 . 10^6 m^3/j. On peut estimer l'effet d'entraînement à environ 10 fois le volume (LUETHI, 1978), soit 430 . 10^6 m^3/j. En prenant un exemple où la teneur en oxygène au fond du lac est approximativement de 2 mg/l (06.1976) et les eaux du Rhône contenant environ 10 mg/l, on obtient un apport net de 8 mg/l (concentration dans le Rhône - concentration dans le fond du lac). Pour une période de crue d'un jour, il y aurait donc un apport de 3'400 tonnes d'oxygène dans la zone profonde. Cette valeur est tout à fait comparable à celle calculée à partir des mesures d'oxygène au point SHL 2 (tableau 2).

Comme on le constate, ces apports ne sont pas négligeables et il faudra étudier l'effet des centrales hydroélectriques projetées le long du Rhône sur ce phénomène.

5.3 *APPORTS INTERNES DE PHOSPHORE (RELARGAGE A PARTIR DU SEDIMENT)*

La sédimentation du phosphore particulaire joue un rôle primordial dans l'élimination du phosphore introduit dans un lac. Toutefois, dans la colonne d'eau ou dans le sédiment, des processus biogéochimiques peuvent conduire à la remise en solution de certains éléments, comme le phosphore. Le phosphore particulaire sédimenté n'est donc pas définitivement retiré de l'écosystème lacustre.

La mise en solution de certaines formes du phosphore particulaire dans le sédiment augmente les teneurs en phosphore dissous de l'eau interstitielle, ce qui crée un gradient entre celle-ci et l'eau du fond (à l'interface eau-sédiment). Ce gradient de concentration permet le passage du phosphore dissous de l'eau interstitielle du sédiment à l'eau du lac.

L'amplitude du phénomène de relargage du phosphore à partir du sédiment est fonction de plusieurs paramètres interdépendants :

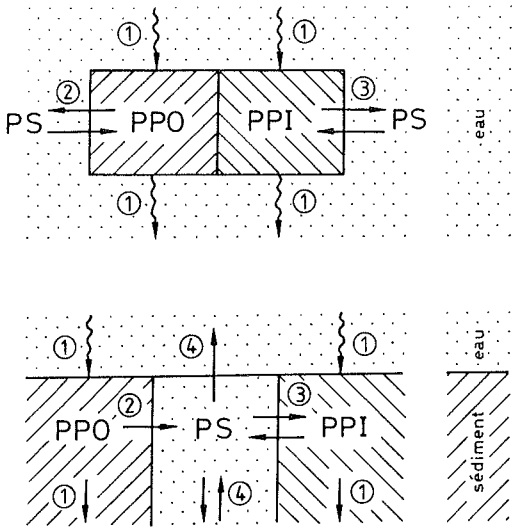
- des formes chimiques du phosphore liées au sédiment, permettant ou non sa solubilisation dans l'eau interstitielle;

- des conditions d'oxydo-réduction à l'interface eau-sédiment qui influencent le gradient de concentration en phosphore dissous entre l'eau interstitielle et l'eau du fond : conditions très oxiques → diffusion limitée, conditions faiblement oxiques ou anoxiques → diffusion beaucoup plus grande; ces conditions dépendent de la quantité et de la qualité de la matière organique sédimentée;

- du taux de sédimentation;

- des phénomènes d'adsorption, de convection, de bioturbation et de remise en suspension du sédiment par des courants.

La schématisation des interactions entre le phosphore particulaire et celui dissous, dans la colonne d'eau et dans le sédiment, est représentée sur la figure 9.



PPO : Phosphore particulaire organique
PPI : Phosphore particulaire inorganique
PS : Phosphore dissous (POS et/ou PO_4)
(POS : Phosphore organique dissous)

① : Sédimentation particulaire/enfouissement
② : Processus biologiques ou microbiologiques
③ : Processus physico-chimiques
④ : Processus de diffusion.

Fig. 9 : Schématisation des interactions entre le phosphore particulaire et dissous.

Il y a plusieurs approches pour estimer l'importance des échanges entre le sédiment et l'eau, entre autres :

- analyse de bilans de masse (modèle bilan). Les principaux inconvénients de cette méthode sont l'imprécision de l'estimation des apports externes et la difficulté de connaître les pertes par sédimentation, en effet le modèle bilan ne nous donne que la sédimentation nette (sédimentation - relargage);

- expériences en laboratoire ou in-situ de confinement de sédiment et mesure du phosphore dissous dans l'eau surnageante en fonction de la teneur en oxygène dissous. Cependant, lors de ces expériences on perturbe les conditions naturelles, par exemple : petit volume d'eau, suppression des courants, etc...;

- estimation du flux diffusif basé sur les mesures des gradients de concentration à l'interface sédiment-eau. Ces mesures se font sur des échantillons d'eau interstitielle provenant de dialyse in-situ ou de carottes de sédiment. Les limites de cette méthode sont la précision de la résolution verticale des concentrations en phosphore dissous et l'estimation du coefficient de diffusion. Cette méthode a été appliquée lors d'études effectuées en 1984 dans le cadre de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman (RAPIN et al. 1985);

- bilan de flux sédimentaire. Ces estimations sont obtenues à l'aide de trappes à sédiment et de carottes. On compare ce qui arrive dans le sédiment (trappes) et ce qui reste réellement dans ce sédiment. Cette méthode est relativement lourde. En fonction de la sédimentation et pour récolter suffisamment de matière pour les analyses, les trappes doivent rester un certain temps en place. Toutefois, il faut que ce temps soit le plus court possible pour éviter des dégradations dans les dépôts. Dans le programme "sédimentation lémanique - étude du flux vertical des nutriments" de la Commission internationale qui sera effectué en 1986-(1987), on pourra utiliser cette technique pour estimer le relargage dans la zone du point SHL 2 (plaine centrale).

5.3.1 *Diffusion du phosphore à l'interface sédiment-eau dans le Léman*

Dans l'étude entreprise en 1984 dans le cadre de la Commission internationale (RAPIN et al., 1985) le relargage du phosphore à partir du sédiment a été estimé dans la zone profonde du Léman (au large de Vevey-L14 et de Lutry-L16). La méthode utilisée pour l'estimation du flux diffusif (processus No 4 dans la figure 9) est basée sur les mesures des gradients de concentration à l'interface sédiment-eau. En effet, le flux net à travers l'interface sédiment-eau ($F_{z=o}$) peut être décrit de la manière suivante (LERMAN, 1979) :

$$F_{z=o} = Fd + Fa + Fs \quad (g.cm^{-2}.an^{-1})$$

avec le flux dû à la diffusion moléculaire :

$$Fd = - \phi \cdot Ds \cdot \frac{dC}{dz}$$

avec le flux dû à l'advection dans l'eau interstitielle :

$$Fa = \phi \cdot U \cdot C$$

avec le flux dû à la sédimentation :

$$Fs = \phi \cdot Us \cdot Cs$$

avec :
- ϕ = porosité du sédiment
- C = concentration en solution
- $\frac{dC}{dz}$ = gradient de concentration
- Ds = coefficient de diffusion ($cm^2.an^{-1}$)
- Cs = concentration du solide
- Us = taux de sédimentation ($g.cm^{-2}.an^{-1}$)
- U = taux d'advection dans l'eau interstitielle ($cm.an^{-1}$)
- z = profondeur dans le sédiment (cm)

Le calcul du flux dû à l'advection (LERMAN, 1979), dans les deux sites étudiés en 1984, donne des valeurs extrêmement faibles : environ 10^{-3} $mg.m^{-2}.j^{-1}$. Par conséquent, ce flux peut être négligé et le flux net à l'interface devient :

$$F_{z=o} = - \phi \cdot Ds \cdot \frac{dC}{dz} + \phi . Us \cdot Cs$$

Il est donc possible d'estimer des flux de phosphore dissous (processus No 4 de la figure 9), dus à la diffusion moléculaire, à l'interface sédiment-eau à partir des gradients de concentration :

$$Fd_{(z=o)} = - \phi \cdot Ds \cdot \frac{dC}{dz}$$

Les valeurs de flux obtenues en 1984 (RAPIN et al., 1985) varient de 0.8 à 5.5 $mg.m^{-2}.j^{-1}$ au large de Vevey (L14-260 m) et de 0.5 à 6.4 $mg.m^{-2}.j^{-1}$ dans la plaine centrale au large de Lutry (L16-305 m). Les plus faibles valeurs correspondent à la période (mai) où la teneur en oxygène au fond du lac était élevée (après le brassage hivernal) et les plus fortes lorsque la teneur en oxygène était minimum (octobre). En tenant compte des variations de l'oxygène dissous au fond du lac, un flux diffusif moyen a été estimé pour l'ensemble de l'année 1984 aux deux sites étudiés :

. au large de Vevey (L14) = Fd moy. $\tilde{=}$ 2.8 $mg.m^{-2}.j^{-1}$

. au large de Lutry (L16) = Fd moy. $\tilde{=}$ 2.7 $mg.m^{-2}.j^{-1}$

Il est également possible d'estimer des flux diffusifs dans la zone du point SHL2 (entre Lausanne et Evian) à partir des mesures du phosphore dans l'eau interstitielle effectuées par différents chercheurs :

. en octobre 1979 (NEMBRINI et al., 1982)

Fd $\tilde{=}$ 2.8 $mg.m^{-2}.j^{-1}$

. en avril 1980 (NEMBRINI et al., 1982)

Fd $\tilde{=}$ 1.4 $mg.m^{-2}.j^{-1}$

. en octobre 1982 (RAPIN et NEMBRINI, résultats non publiés)

Fd $\tilde{=}$ 1.8 $mg.m^{-2}.j^{-1}$

A partir de résultats préliminaires obtenus à l'aide de trappes à sédiment par l'Institut F.A. FOREL au point L 14 pour la période d'août à novembre 1982, on obtient un flux de régénération d'environ 3.2 $mg.m^{-2}.j^{-1}$ (RAPIN et al., 1985).

En extrapolant le flux moyen obtenu pour l'année 1984 (Fd moy. $\tilde{=}$ 2.7 à 2.8 $mg.m^{-2}.j^{-1}$) à la zone du fond du lac (profondeur supérieure à 200 m : ~ 200 km^2), RAPIN et al., (1985) obtiennent un relargage d'environ 200 tonnes de phosphore en 1984.

Vu l'importance de ce flux de régénération, il serait important de pouvoir en déterminer des valeurs pour d'autres teneurs en oxygène dissous dans les eaux en dessus du sédiment, surtout pour des faibles valeurs d'oxygène. Les données actuelles à notre disposition correspondent à des conditions relativement oxiques.

5.4 *MELANGE ARTIFICIEL DES EAUX*

Pour donner une idée des problèmes qui se posent au cours du mélange artificiel des eaux d'un lac, nous citerons ici les expériences effectuées sur le lac de Baldegg (STADELMANN, 1984).

Dans le cas du lac de Baldegg, une installation d'une puissance de 37 kW a été installée pour aider le mélange des eaux. Pendant la partie hivernale de l'année (15 novembre au 15 avril) de l'air sous pression est amené dans de gros tuyaux jusqu'au fond du lac (- 60 m) où il s'échappe sous forme de grosses bulles pour favoriser le brassage. Pendant la période d'été (15 avril au 15 novembre), de l'oxygène est diffusé en profondeur pour réoxygéner l'hypolimnion (4.5 tonnes/jour).

Pendant l'hiver, l'installation comprime 200 Nm^3/h (Nm^3= m^3 aux conditions normales : 0°C et 1 atm) d'air et l'amène à 60 m en profondeur dans le lac. 1 Nm^3 d'air sous forme de grosses bulles monte dans la colonne d'eau et entraîne la montée d'environ 1'500 m^3 d'eau. Ainsi les 200 Nm^3/h d'air déplacent 300'000 m^3/h d'eau, soit $7{,}2.10^6$ m^3 par jour dans le lac de Balgegg. Les frais d'installation se sont élevés à 1.21 millions de francs suisses et les frais d'exploitation (électricité) à environ 70.-- francs suisses par jour.

Pour l'instant une extrapolation au Léman n'est pas possible. Seule la possibilité d'aider au brassage hivernal (ou de le déclencher) avec de l'air comprimé peut être envisagée dans le cas du Léman; la réoxygénation de l'hypolimnion pendant la stagnation d'été avec de l'oxygène pur reviendrait à un prix colossal vu le volume du lac.

Dans le Léman, en dessous de 250 m, il y a un volume de $5.4.10^9$ m^3 d'eau. Avec un flux d'eau de $7{,}2.10^6$ m^3/jour (comme dans le lac de Baldegg), il faudrait environ 800 jours pour échanger ce volume.

Pour éviter une entrée de substances nutritives dans l'épilimnion pendant la période de stagnation, l'installation ne pourrait fonctionner que d'octobre à mars. De plus, il faudrait vérifier qu'il n'y ait pas d'éventuelle sursaturation de l'azote gazeux dissous dans les eaux.

Cette installation pourrait être envisagée en cas de tendance vers l'anoxie du fond du lac (plusieurs années sans brassage total) et serait très probablement utile pour déclencher le phénomène de brassage naturel des eaux pendant la période hivernale.

Il n'y a pas de problème technique insurmontable et les coûts devraient être comparables à ceux de l'exploitation d'une station d'épuration.

Cette hypothèse n'est donc pas totalement utopique et mérite d'être étudiée en détail avec toutes ses implications; car si l'on peut apporter une réoxygénation régulière, même partielle, de la zone profonde, on pourra lutter efficacement contre les relargages de substances dissoutes (par exemple le phosphore, voir 5.3) depuis le sédiment.

Le modèle SEEMOD permettra de quantifier l'impact du mélange artificiel des eaux.

5.5 *ESTIMATIONS DES SURFACES ET DES VOLUMES DES DIFFERENTES COUCHES DU LAC*

La superficie du Léman a été mesurée en 1890 par DELEBECQUE à l'aide d'un planimètre sur une carte du 1 : 25'000 levée sous sa direction et celle de HOERNLIMANN de 1886 à 1889.

HUBAULT (1947) donne des valeurs pour la stratification volumétrique du lac, de la surface au fond. Ces valeurs sont reportées dans le Rapport de synthèse 1957-1982 de la Commission internationale (page 73).

Pour avoir plus de précision (plus de niveaux) dans la zone profonde du lac, nous avons remesuré les surfaces du plan d'eau aux différentes cotes du lac par découpage et pesée à partir des cartes topographiques actuelles au 1 : 25'000 (établie à partir des relevés de 1886 à 1889). La précision de cette méthode (indépendamment du relevé topographique) est de l'ordre de 0.5 %.

Les volumes ont été calculés en considérant chaque couche comme un tronc de cône.

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

V = volume de la couche

H = hauteur de la couche

Sh = surface supérieure de la couche

Sb = surface inférieure de la couche

TABLEAU 3 - Surface du plan d'eau à différentes cotes (en km^2)

(m)	Lac total (km^2)	Grand Lac (km^2)	Petit Lac (km^2)
0	582.21	496.74	85.47
12	538.04	472.00	66.04
32	507.79	453.66	54.13
52	459.96	427.99	31.97
72	398.16	397.18	0.98
92	365.84	365.84	
112	334.43	334.43	
132	306.03	306.03	
152	280.29	280.29	
172	255.36	255.36	
192	230.38	230.38	
212	204.90	204.90	
232	175.27	175.27	
252	140.42	140.42	
272	105.24	105.24	
292	75.17	75.17	
302	57.99	57.99	
307	41.12	41.12	

TABLEAU 4 - Volume des différentes couches du lac (en km^3)

(m)	Lac total (km^3)	Grand Lac (km^3)	Petit Lac (km^3)
0	6.718	5.812	0.906
12	10.455	9.256	1.199
32	9.670	8.814	0.856
52	8.566	8.248	0.318
72	7.635	7.626	0.009
92	6.998	6.998	
112	6.400	6.400	
132	5.860	5.860	
152	5.353	5.353	
172	4.853	4.853	
192	4.348	4.348	
212	3.794	3.794	
232	3.144	3.144	
252	2.440	2.440	
272	1.787	1.787	
292	0.662	0.662	
302	0.245	0.245	
307	0.027	0.027	
309.7			
TOTAL	88.955	85.667	3.288

6. APPLICATION AU LEMAN DE MODELES DYNAMIQUES (A PLUSIEURS COMPARTIMENTS)

6.1 *MODELE A DEUX COUCHES - DEUX PARAMETRES*

Ce type de modèle pour le phosphore est le précurseur de ceux développés à l'EAWAG depuis 1973 (IMBODEN, 1973, 1974). Dans ce modèle, le lac est divisé en deux couches (épilimnion et hypolimnion) et l'on simule les variations du phosphore dissous et particulaire. Un modèle dérivé de celui-ci (SNODGRASS, 1974; SNODGRASS et al., 1975a) a été appliqué au Léman par JAQUET et al.(1976, 1984) avec les données des années 1957 à 1974. Différentes simulations ont été faites en se basant sur les apports externes seuls, puis sur les apports externes et internes et enfin en faisant varier le taux de production phytoplanctonique (Pe) et le coefficient de sédimentation hypolimnique (g_h). Ces auteurs (JAQUET et al., 1984) relevaient néanmoins : "que les améliorations successives dans les performances du modèle ont été possibles par le recours à un "jeu" au niveau des coefficients g_h et P_e, soit des apports externes (en y incluant les apports internes estimés par bilan)". C'est-à-dire que l'on a fait varier ces coefficients jusqu'à ce que les valeurs du phosphore calculées dans le modèle correspondent à celles mesurées dans le lac. Ce modèle a donc été utilisé en mode "postdictif" et n'a pas pu être appliqué pour de la prédiction. De plus ce modèle ne donne aucune information sur le régime de l'oxygène dissous dans les eaux. Il ne permet donc pas de prévoir les concentrations en oxygène dans les zones profondes du lac. Ce paramètre est essentiel pour la gestion d'un lac.

6.2 *MODELE A PLUSIEURS COUCHES - PLUSIEURS PARAMETRES : TYPE SEEMOD (EAWAG)*

Ce modèle SEEMOD a été appliqué à de nombreux lacs eutrophes et de petites dimensions (Baldegg, Sempach, Zoug, Greifen), et a donné des résultats très satisfaisants.

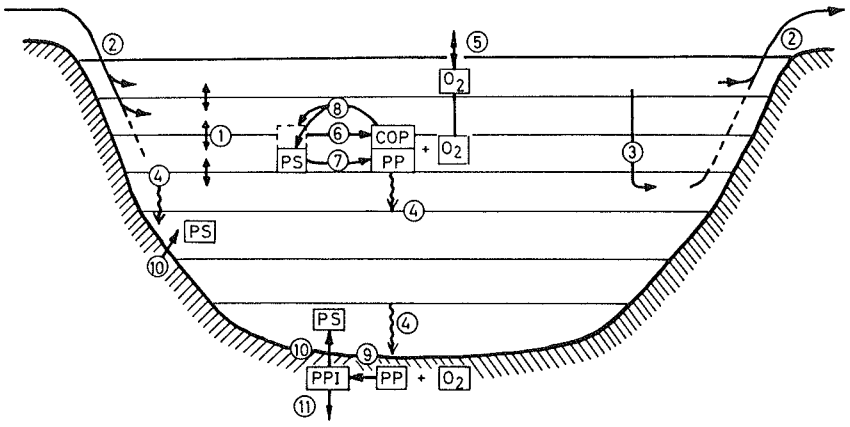
L'idée centrale de ce modèle (GAECHTER et al., 1983b; EAWAG, 1984) est basée sur des bilans de masse pour certains domaines du lac (couches horizontales dans l'eau et dans le sédiment) et pour certains composés chimiques qui sont liés à des processus biogéochimiques. L'état du lac est caractérisé par : (figure 10)

a. *Concentration des composés dans l'eau*

- phosphore dissous, disponible pour la croissance des algues (PS)
- oxygène dissous (concentrations négatives possibles, s'il y a des substances réduites : ammonium, sulfure, méthane)
- phosphore particulaire organique dans l'eau (PP)
- carbone organique particulaire dans l'eau (COP) comme mesure de la biomasse

b. *Concentration dans les sédiments superficiels en fonction de la profondeur dans le lac*

- carbone organique (COP)
- phosphore organique (PP)
- phosphore inorganique (PPI)



COP : Carbone organique particulaire
O_2 : Oxygène (moléculaire)
PS : Phosphore dissous
PP : Phosphore particulaire (organique)
PPI : Phosphore particulaire inorganique (dans le sédiment)

Fig. 10 : Schématisation du modèle dynamique type SEEMOD (EAWAG).

6.2.1 *Processus pris en compte et données nécessaires*

La numérotation des différents processus se retrouve sur la figure 10.

A. MORPHOLOGIE - PHYSIQUE

Processus 1 : Mélange vertical des masses d'eau

Le lac est formé d'une couche superficielle-épilimnion, totalement mélangée et d'épaisseur variable.

En dessous de cette couche superficielle, le transfert des matières d'une couche à l'autre est décrit par la diffusion turbulente (Eddy diffusion). On suppose que le lac est divisé en couches horizontales parfaitement homogènes : pas de zonation horizontale.

Processus 2 : Apports et exportation de l'eau et du phosphore

On tient compte des profondeurs de mélange des eaux des apports. La situation géographique des apports et de l'exutoire n'intervient pas (pas de zonation horizontale).

Processus 3 : Courants de compensation verticaux

Dus aux différences entre les profondeurs de mélange des eaux des apports et celles de l'émissaire.

Processus 4 : Sédimentation particulaire décrite par la vitesse de sédimentation

Vu les grandes variations, on prend des valeurs moyennes pour l'épilimnion et l'hypolimnion en été et en hiver. En fonction de la section du lac, à chaque profondeur se dépose une partie du matériel en suspension qui entraîne alors les processus *9* à *11* dans les sédiments superficiels.

Processus 5 : Echange gazeux à la surface du lac

Ce phénomène est décrit par une constante d'échange et par la différence entre la concentration d'oxygène dissous dans l'eau et la concentration de saturation qui dépend de la température et de la pression.

Données nécessaires :

D1 : Géométrie du lac, c'est-à-dire : les surfaces des différentes couches d'eau, de la surface jusqu'au fond. (A mesurer à partir des cartes topographiques).

D2 : Epaisseur de l'épilimnion en fonction du temps (se détermine à partir des profils de température de l'eau).

D3 : Epaisseur du métalimnion, admise comme constante. (Egalement à partir des profils de température).

D4 : Température de l'eau de surface, mesurée en fonction du temps.

D5 : Débit et teneur en phosphore des apports en fonction du temps. (Mesurés dans les apports; il est important d'avoir des valeurs de PS fiables).

D6 : Profondeur de mélange des eaux des apports en fonction du temps. (Se détermine à partir des différences de température-densité).

D7 : Diffusion turbulente verticale, dépend du temps et de la profondeur. (Se détermine à partir de mesures de température, de profils de concentration ou de mesures isotopiques. Estimation difficile dans les zones profondes et particulièrement pour le Léman où nous avons de faibles variations temporelles).

D8 : Vitesse de sédimentation des particules dans l'épilimnion et dans l'hypolimnion. (Estimé à partir de mesures et d'ajustement du modèle).

D9 : Constante pour l'échange gazeux à la surface. (Déterminée à partir des mesures d'oxygène).

Les paramètres D2 à D7 et D9 sont très variables en fonction des conditions météorologiques et peuvent donc varier d'une année à l'autre.

Comme il n'existe pas de données météorologiques futures, il faut se baser sur une série d'années climatiques moyennes pour l'application prédictive du modèle. Notons toutefois qu'il peut y avoir de très grosses différences pour des processus qui dépendent principalement de ce facteur, par exemple : la profondeur maximum du mélange des eaux.

B. *CHIMIE ET BIOLOGIE DANS L'EAU*

Processus 6 : Photosynthèse

La biomasse qui est un paramètre global de l'ensemble des algues est caractérisée par la concentration en carbone organique particulaire (COP) et en phosphore particulaire (PP). La cinétique de la photosynthèse dépend de la lumière, de la température de l'eau et des rapports stoechiométriques entre les éléments (par exemple : rapport entre COP et PP). On admet que le phosphore est la seule substance nutritive limitante.

La diminution verticale de l'intensité lumineuse est décrite par une fonction exponentielle. Le coefficient d'extinction croît linéairement avec la croissance de la biomasse (effet d'ombre).

Processus 7 : Utilisation du phosphore dissous par la biomasse

Elle dépend de la concentration en phosphore dissous (PS) et du rapport stoechiométrique des substances nutritives dans le plancton. Ce processus peut se poursuivre, sans lumière, au-dessous de la zone où a lieu la photosynthèse.

Processus 8 : Minéralisation de la biomasse

C'est l'ensemble des processus dans lesquels des substances nutritives sont à nouveau libérées sous formes dissoutes : respiration, minéralisation, hydrolyse - pour les phosphates - et indirectement par consommation par le zooplancton. Ces taux de minéralisation peuvent être différents pour le carbone ou le phosphore.

La diminution d'oxygène dissous (O_2) est proportionnelle à la minéralisation du carbone organique particulaire (COP).

Données nécessaires :

D10 : Coefficient d'extinction de la lumière dans l'eau et influence des algues. (Estimé à partir de mesures).

D11 : Divers paramètres pour la description de la photosynthèse (processus *6*) et l'assimilation du phosphore (processus *7*). On tient implicitement compte des variations annuelles de la température de l'eau et de l'intensité lumineuse par une variation correspondante des vitesses de croissance maximum et de l'assimilation du phosphore. (Déterminés à partir de mesures et d'ajustement du modèle).

D12 : Vitesse de minéralisation du carbone organique et du phosphore, en liaison avec la température de l'eau. (Estimé à partir de mesures, d'ajustement du modèle et comparaison avec d'autres lacs).

C. CHIMIE ET BIOLOGIE DANS LE SEDIMENT

Les processus dans le sédiment sont déclenchés par la sédimentation de la biomasse (COP-PP) (processus *4*).

Processus 9 : Minéralisation de la biomasse dans les sédiments superficiels, comme dans le processus 8

En particulier, la diminution de la concentration en oxygène dissous (O_2) est proportionnelle à la minéralisation du carbone organique particulaire.

Processus 10 : Relargage du phosphore à partir du sédiment

Une certaine partie du phosphore dissous libéré lors du processus *9* (minéralisation) arrive dans l'eau surnageante, alors que le reste est lié chimiquement ou en équilibre avec la phase solide (par exemple : avec les hydroxydes de fer). Si la concentration en oxygène dissous (O_2) diminue au-delà d'une valeur critique, la partie relarguée du phosphore augmente significativement. En plus, une partie du phosphore inorganique stocké (lors d'une minéralisation antérieure) peut également être solubilisée et relarguée.

Processus 11 : Stockage définitif du phosphore dans le sédiment

L'enfouissement progressif par sédimentation entraîne le phosphore organique et inorganique encore présent en profondeur. On suppose que même par un déficit durable d'oxygène dissous dans l'eau surnageante ce phosphore n'est plus relargué du sédiment profond.

Données nécessaires :

D13 : Taux de minéralisation pour le carbone organique et le phosphore dans le sédiment. (Estimé à partir de mesures ou d'ajustement du modèle).

D14 : Paramètres divers pour la description du relargage du phosphore du sédiment en liaison avec la concentration en oxygène dissous dans l'eau surnageante. (Déterminés à partir de mesures ou d'ajustement du modèle).

D15 : Vitesse du stockage définitif du phosphore dans le sédiment. (Déterminée à partir de mesures).

6.2.2 *Données nécessaires pour le modèle dynamique SEEMOD. Données à disposition actuellement et dans le futur plan quinquennal 1986-1990*

APPORTS-EXPORTATIONS	Données disponibles				Qualité des données actuelles			
	Actuellement		dans plan CIPEL 86-90					
	oui	non	oui	non	bonnes	moyennes	difficilement utilisables	absentes
APPORTS AFFLUENTS								
Débit, température, conductivité	x		x		x			
Matières en suspension [1]	x		x		x			
Carbone organique particulaire (COP)		x		x				x
Oxygène (O_2) [1]	x		x		x			
Phosphore dissous ($PS-PO_4$)	x		x			x	x [1]	
Phosphore particulaire (PP)		x		x				x
Phosphore total (PT)	x		x		x			
APPORTS STEP								
Débit	x		x			x		
Température, conductivité		x		x				x
Carbone organique particulaire (COP)		x		x				x
Oxygène (DBO-DCO)	x		x			x		
Phosphore dissous ($PS-PO_4$)	x		x			x		
Phosphore particulaire (PP)		x		x				x
Phosphore total (PT)	x		x		x			
EMISSAIRE								
Débit, température, conductivité	x		x		x			
Carbone organique particulaire (COP)		x		x				x
Oxygène (O_2)	x		x		x			
Phosphore dissous ($PS-PO_4$)	x		x			x		
Phosphore particulaire (PP)		x		x				x
Phosphore total (PT)	x		x		x			

[1] = pour le Rhône uniquement

DONNEES PHYSICO-CHIMIQUES	Données disponibles				Qualité des données actuelles			
	Actuellement		Dans plan CIPEL 86-90		bonnes	moyennes	difficilement utilisables	absentes
	oui	non	oui	non				
LAC								
Température	x		x		x		x [2]	
Conductivité	x		x		x			
Oxygène (O_2)	x		x		x			
Carbone organique particulaire (COP)		x	x [3]	x				x
Alcalinité	x		x		x			
Phosphore dissous ($PS-PO_4$)	x		x		x			
Phosphore particulaire (PP)		x	x					x
Phosphore total (PT)	x		x		x			
N ammoniacal (NH_4^+)	x		x		x			
Nitrites (NO_2^-)	x		x		x			
Méthane (CH_4)		x	x					x
Fer (Fe^{2+})		x	x					x
Manganèse (Mn^{2+})		x	x					x
Sulfures (S^{2-})		x	x					x
Carbone inorganique total		x		x				x
SEDIMENT								
Phosphore organique	x		x		x			
Phosphore inorganique	x		x		x			
Carbone organique	x		x		x			

[2] = pas assez précise dans l'hypolimnion

[3] = depuis l'établissement du présent rapport, la détermination du COP a été incluse dans le programme

PARAMETRES PHYSIQUES, CHIMIQUES OU BIOLOGIQUES	Données disponibles				Qualité des données actuelles			
	Actuellement		Dans plan CIPEL 86-90					
	oui	non	oui	non	bonnes	moyennes	difficilement utilisables	absentes
LAC								
Surface et volume des différentes couches du lac	x		x		x			
Echange d'O_2 par la surface pour réoxygénation	x		x		x			
Début et fin de la stagnation	x		x		x			
Epaisseur de l'épilimnion et du métalimnion	x		x		x			
Coefficient de diffusion vert. (Eddy diffusion)								
. Epilimnion	x		x		x			
. Métalimnion	x		x		x			
. Hypolimnion		x	x					x
Vitesse de sédimentation								
. Epilimnion-été		x	x					x
. Hypolimnion-hiver		x	x					x
Mesure de la lumière à la surface et à plusieurs profondeurs (avec mesure COP)		x		x				x
Cst. de Michaelis pour la consommation du phosphore dans le Léman								
. Epilimnion-été		x		x				x
. Hypolimnion-hiver		x		x				x
Rapport stoechiométrique P/C dans le plancton du Léman								
. P/C maximum		x		x				x
. P/C minimum		x		x				x
Taux de croissance maxi du COP		x		x				x
Taux de croissance maxi du phosphore particul.		x		x				x
Profondeur maxi pour l'assimilation du P dans le méta- ou hypolimnion	x		x		x			
Taux de minéralisation du phosphore particulaire								
. Epilimnion-été		x	x					x
. Hypolimnion-hiver		x	x					x
. dans le sédiment		x	x					x
Taux de respiration/ minéralisation du COP								
. Epilimnion-été		x	x					x
. Hypolimnion-hiver		x	x					x
. dans le sédiment		x	x					x

PARAMETRES PHYSIQUES, CHIMIQUES OU BIOLOGIQUES (suite)	Données disponibles				Qualité des données actuelles			
	Actuellement		Dans plan CIPEL 86-90					
	oui	non	oui	non	bonnes	moyennes	difficilement utilisables	absentes
LAC Evolution du stock de phosphore dans le lac	x		x		x			
Concentration critique d'O_2 pour le relargage du phosphore du sédiment	x		x		x			
Diffusion moyenne du phosphore des sédiments quand le fond du lac est anaérobique	x		x		x			
Temps pour le stockage définitif du phosphore dans le sédiment	x		x		x			

6.2.3 *Problèmes actuels pour l'application d'un modèle type SEEMOD*

Avant de faire "tourner" le modèle SEEMOD, nous avons essayé de rassembler toutes les données de base nécessaires.

Malheureusement, nous nous sommes rapidement rendu compte qu'il y avait un certain nombre de problèmes :

1. Un nombre important de paramètres ne sont pas connus ou disponibles avec une précision ou une fiabilité (qualité) suffisante (voir 6.2.2).

2. Le modèle SEEMOD n'a encore jamais été appliqué à un lac aussi grand et complexe que le Léman. On manque donc d'expérience sur les problèmes potentiels.

3. Le modèle SEEMOD a été utilisé avec succès pour de nombreux lacs eutrophes, mais l'on n'a pas d'expérience avec des lacs à tendance mésotrophe.

L'ensemble de ces problèmes a rendu utopique l'application actuelle du modèle SEEMOD au Léman.

Nous avons donc préparé la liste des données nécessaires pour ce modèle SEEMOD, des données actuellement à disposition et de celles prévues dans le programme quinquennal 1986-1990 de la Commission internationale (voir 6.2.2).

DONNEES IMPORTANTES QUI MANQUENT ACTUELLEMENT (voir 6.2.2)

. Il n'y a pas de mesure du phosphore particulaire (PP) dans les apports. Les seules informations à disposition sont celles obtenues dans le cadre d'un travail de doctorat sur le Rhône (BURRUS, 1984).

. Dans certains cas, les valeurs du phosphore dissous (PS) ne sont pas très fiables, ceci est d'autant plus gênant que c'est la fraction du phosphore directement disponible pour les algues.

. On n'a aucune mesure du carbone organique particulaire (COP) dans l'eau du lac. La biomasse est représentée dans le modèle par ce paramètre.

. Il n'y a également pas de mesure du phosphore particulaire dans la colonne d'eau. [1]

. Il est actuellement difficile de calculer des coefficients de diffusion Kz (Eddy diffusion) dans la zone profonde, les mesures de température n'étant pas assez précises.

---

[1] Des mesures de ce paramètre sont effectuées depuis 1985 (hors programme CIPEL) par l'Institut de Limnologie de Thonon

- Il manque des mesures de la production primaire en fonction du rayonnement lumineux et des nutriments et ceci à plusieurs profondeurs.
- On a très peu d'informations sur les vitesses de sédimentation des particules dans la colonne d'eau.
- Les taux de minéralisation du carbone organique et du phosphore organique particulaire sont très mal connus dans le Léman.
- Il manque des informations sur la constante de Michaelis pour la consommation du phosphore dans le lac et sur le rapport stoechiométrique P/C dans le plancton du Léman.

Une grande partie de ces paramètres seront étudiés lors des recherches du futur programme quinquennal 1986-1990. Toutefois, il y a des paramètres indispensables dont l'étude n'est pas prévue, ce sont :

- le phosphore particulaire dans les apports
- le carbone organique particulaire dans le lac (voir chapitre 6.2.2)
- la production primaire en fonction de la lumière dans les différents niveaux de l'épilimnion.

Dans l'intérêt d'une modélisation future du comportement du lac, ces paramètres devraient être étudiés.

Lorsque toutes les données seront à disposition, il sera possible de calibrer le modèle et de pouvoir obtenir des prévisions fiables pour le comportement futur du lac et plus particulièrement de l'impact des mesures d'assainissement.

Il faut néanmoins garder à l'esprit les difficultés de la modélisation du comportement d'un lac comme le Léman. En effet, ce lac a un volume très grand qui n'est pas parfaitement homogène horizontalement, alors que les modèles admettent qu'il n'y a pas de zonation horizontale. La position géographique des apports est très importante, par exemple le Rhône n'influence pas la même zone que la Dranse ou les rejets de la station d'épuration de Vidy. Un des problèmes qui complique le plus l'utilisation en mode "prédictif" du modèle est le brassage irrégulier des eaux du lac.

7. CONCLUSIONS

A partir de l'ensemble des résultats des différents programmes de recherches de la Commission internationale et avec nos connaissances des processus internes à ce lac, il est actuellement possible de préciser certains points essentiels pour le choix des mesures d'assainissement et pour la poursuite des activités de recherche :

- A court terme le lac ne subira pas de grande modification. On peut considérer que les concentrations en phosphore dans le lac sont plus ou moins en équilibre avec les apports externes actuels. La concentration en phosphore dans le lac et par conséquent la production primaire resteront probablement au niveau actuel si la charge externe reste au même niveau qu'aujourd'hui ($\sim$ 1'300 tonnes/an). Ceci pour autant que les conditions météorologiques et hydrologiques soient aussi favorables que ces dernières années.
- Cependant certains dangers potentiels existent. Les teneurs en phosphore actuelles provoquent une production primaire élevée qui pour sa minéralisation consomme une forte quantité d'oxygène dans les zones profondes. Ces dernières années, après un brassage total des eaux la teneur en oxygène dissous dans les eaux du fond du lac n'était déjà plus que de 4 mg/l au mois d'octobre de la même année. Les estimations du flux de relargage du phosphore depuis le sédiment montrent qu'il faudrait même que la teneur en oxygène dissous au fond du lac ne soit pas inférieure à 5 mg/l pour limiter cette diffusion. Le brassage complet des eaux ne se faisant pas chaque année, un état d'anoxie peut se développer dans le fond du lac. Ce phénomène entrainerait un fort relargage de phosphore à partir du sédiment. Cette augmentation des teneurs en nutriments pourrait faire tendre le lac vers un état nettement eutrophe, avec forte prolifération des végétaux. L'augmentation de la teneur en phosphore dans l'eau ne devrait pas prendre des proportions dramatiques, si cette anoxie ne dure pas trop longtemps.

Par contre, il y aurait de très gros problèmes pour le lac, si pendant une stagnation des eaux profondes de plusieurs années les substances dissoutes augmentaient fortement (relargage à partir du sédiment). Ces substances dissoutes augmenteraient la densité des eaux du fond et amèneraient une stabilisation de la stratification des eaux, comme par exemple dans les lacs de Lugano ou de Zoug. Un tel phénomène, qui empêcherait la réoxygénation des eaux du fond, serait pratiquement irréversible sans intervention artificielle interne au lac (mélange forcé des eaux, aération, siphonnage, etc...).

. Ce lac est assez sensible à l'eutrophisation pour plusieurs raisons :

  - Le long temps de séjour des eaux (∿ 11 ans) fait qu'il réagit lentement aux diminutions de la charge externe en phosphore.

  - Son faible taux de sédimentation nette du phosphore par rapport à d'autres lacs ne lui permet pas d'en éliminer rapidement un excès.

  - Le brassage total des eaux du lac ne se faisant pas chaque année, la biomasse qui sédimente dans les zones profondes doit être assez basse pour qu'elle puisse être minéralisée pendant plusieurs années avec le stock d'oxygène amené dans les zones profondes par le brassage complet des eaux.

. Pour éviter les effets négatifs de l'eutrophisation comme la diminution massive d'oxygène dans les eaux profondes et la prolifération des végétaux dans les zones côtières, il faut diminuer de manière drastique la charge externe actuelle en phosphore (∿ l'300 tonnes/an). L'expérience des années 1950 nous montre qu'avec des concentrations en phosphore dans le lac d'environ 25 mg/m^3, il n'y aurait pas de problème avec l'oxygène dans les eaux du fond et que le peuplement phytoplanctonique pourrait être de caractère oligo-mésotrophe. Le modèle bilan (voir 4.2) nous permet d'estimer la charge externe à environ 600 tonnes/an pour obtenir cette concentration dans le lac.

. Il a été montré que les eaux du Rhône acquièrent une densité élevée, par les matières en suspension qu'elles charrient, lors de certaines crues estivales. Ces eaux peuvent se glisser dans les couches profondes du lac et participer ainsi à la réoxygénation de ces zones. Ce phénomène peut apporter jusqu'à 7'700 tonnes d'oxygène dans la zone de profondeur supérieure à 250 m. Du fait de l'influence possible sur l'état du lac, il faudrait étudier l'effet des centrales hydro-électriques projetées le long du Rhône sur les matières en suspension. En effet, si les hautes eaux estivales contiennent moins de suspensions dans l'avenir, il est possible d'envisager qu'elles ne puissent plus venir se glisser dans les couches profondes du lac et participer à la réoxygénation de ces eaux.

. Le flux de phosphore relargué du sédiment, en fonction de grandes variations de l'oxygène dissous dans les eaux du fond, devra être estimé de la manière la plus précise possible.

. Pour obtenir des prévisions fiables avec des modèles dynamiques (type SEEMOD) pour le comportement futur du lac et plus particulièrement de l'impact des mesures d'assainissement à prendre, il faut avoir des valeurs fiables de la charge d'entrée de phosphore. Il est donc indispensable de disposer d'une étude soignée des affluents. Les rejets directs des stations d'épuration, les débordements en cas d'orage et les arrivées des eaux non-traitées doivent être quantifiés. Pour tous les apports et pour le lac il faut au moins distinguer entre ortho-P, Ptot dans le filtrat et Ptot dans l'eau brute. L'estimation du coefficient de diffusion verticale (Eddy diffusion) dans les zones profondes (paramètre très important pour la modélisation) devra être obtenu, par exemple à l'aide d'un modèle thermique. Afin de clarifier certaines inhomogénéités horizontales rencontrées dans les données de température, il serait important de mesurer des profils de température avec une grande précision à différentes stations dans un temps relativement court. Ces mesures nous permettront d'estimer la variabilité latérale du coefficient de diffusion verticale et d'apprécier la justesse d'un modèle unidimensionnel vertical pour le Léman (sans zonation horizontale). Il est indispensable d'avoir des mesures du carbone organique particulaire dans le lac pour avoir une estimation de la biomasse (ces matières organiques qui sédimentent provoquent par leur minéralisation la diminution de l'oxygène dissous dans les zones profondes). Les valeurs d'étalonnage pour le rapport P organique/C organique dans la biomasse sont aussi très importantes. Il manque également des données sur la minéralisation de la matière organique, sur la sédimentation, sur certains échanges biologiques et sur la pénétration du rayonnement solaire utilisable pour la photosynthèse dans les différentes couches de l'épilimnion en fonction des saisons.

. Il ne sera possible d'utiliser de façon satisfaisante un modèle mathématique de type SEEMOD, qui a été appliqué avec succès à plusieurs lacs suisses, que si toutes les données nécessaires sont à disposition. Avec ce modèle on pourra vérifier si les incertitudes dans la détermination de certains paramètres critiques permettent tout de même une prévision plus détaillée sur l'état futur du lac qu'avec le modèle bilan.

CONSEQUENCES PRATIQUES

Pour éviter les effets négatifs de l'eutrophisation du Léman il faut réduire la charge externe actuelle en phosphore de l'300 tonnes/an à 600 tonnes/an. Pour des raisons évidentes d'efficacité et d'économie, il est important de lutter contre les pollutions à la source :

- l'interdiction du phosphore dans les produits de lessive est indispensable;
- avec l'amélioration du réseau d'assainissement (STEP) l'importance des pollutions diffuses croît ou va croître en pourcentage. Il est possible de limiter les pollutions diffuses d'origine agricole en appliquant les recommandations du groupe de travail "Pollutions d'origine diffuse" de la Commission internationale, par exemple : une utilisation rationnelle des engrais (pas d'engrais pulvérulents), ne pas cultiver dans le sens de la pente, mettre en herbe les vignes, etc...

L'assainissement des eaux usées doit être poursuivi :

- il faut assainir les réseaux de canalisations pour limiter les apports d'eaux claires aux STEP et diminuer les rejets directs d'eaux usées non-traitées. L'estimation des rejets des habitants d'un bassin versant et la mesure du phosphore retenu dans les boues de la station d'épuration donnent une approximation du rendement de l'épuration de ce bassin. Ces informations pourront donner des indications sur les réseaux à améliorer;
- il faut continuer de s'assurer du bon fonctionnement des installations existantes;
- prévoir lorsque cela est possible des bassins de retenue pour les petites crues ou les fronts de crues;
- dans les grandes stations d'épuration (capacité supérieure à 10'000 équivalents-habitants) une quatrième phase d'épuration (floculation-filtration) peut être recommandée.

L'installation et l'exploitation de nouvelles usines hydro-électriques le long du Rhône peuvent influencer le transport des matières en suspension dans l'eau :

- il faut s'assurer que ces modifications (changements de densité des eaux) n'empêchent pas dans le futur, pendant les crues estivales, les eaux du Rhône de pénétrer en profondeur dans le lac et de réapprovisionner ainsi en oxygène les couches du fond;
- les matières en suspension du Rhône arrivant dans le lac aident à la fixation du phosphore par adsorption, c'est une des raisons pour laquelle le flux de matière en suspension dans le Rhône ne doit pas être diminué sans une étude plus détaillée.

Le brassage complet des eaux du lac ne se faisant pas chaque année, il existe un danger d'anoxie prolongée dans la zone profonde. Nous recommandons d'étudier la possibilité d'aider en hiver à déclencher le mélange des eaux par des mesures internes au lac en provoquant des courants ascendants à l'aide de bulles d'air.

Les nouveaux projets d'études du plan quinquennal 1986-1990 de la Commission internationale (CIPEL) sont indispensables pour une future modélisation du comportement du lac. Mais la présente étude nous a montré quelques lacunes dans ce vaste programme de la CIPEL. Dans l'intérêt d'une future modélisation, il serait des plus souhaitable de compléter les recherches dans les domaines suivants : [1]

- phosphore particulaire dans les apports;
- carbone organique particulaire dans le lac;
- mesure de la production primaire en fonction de la lumière dans les différentes couches d'eau...

---

[1] suite à ces recommandations, la plupart de ces paramètres sont étudiés depuis cette année (1986) dans le cadre :

. du plan quinquennal 1986-1990 de la CIPEL
. des programmes intercantonaux suisses 1986-1990
. du programme interne de l'Institut de Limnologie (Thonon)

BIBLIOGRAPHIE

BUEHRER H. & AMBUEHL, H.,(1975) : Die Einleitung von gereinigten Abwasser in Seen. Schweiz. Z. Hydrol., 37/2, 347-369.

BURRUS, D. (1984) : Contribution à l'étude du transport du phosphore dans le Rhône alpin. Thèse No 2'135, Fac. Sci., Univ. Genève, 100 p.

DITORO, D.M., O'CONNOR, D.J., & THOMANN, R.V. (1971) : A dynamic model of phytoplankton populations in the Sacramento-San Joaquin Delta. Advances in Chemistry Series, 106, 131-180.

EAWAG, (1984) : Gutachten über die Sanierung des Zugersees mit besonderer Berücksichtigung des Projektes zur Seeregulierung. EAWAG, Dübendorf, Jan. 1984, Auftrag No 4663, Baudirektion des Kantons Zug, 103 p.

FAHRNI, H.P., & RAPIN, F., (1985a) : Modélisation du cycle du phosphore dans le Léman (Rapport intermédiaire, septembre 1984). In. Rapp. Comm. intern. protect. eaux Léman, Campagne 1984, 207-233.

FAHRNI, H.P., & RAPIN, F. (1985b) : Modélisation du cycle du phosphore dans le Léman (Rapport final). Rapp. interne Comm. intern. protect.eaux Léman, Lausanne, 90 p.

FOREL, F.A. (1892) : Le Léman. Monographie limnologique. Tome I, Ed. F. Rouge, Lausanne, 543 p.

FRICKER, H.J. (1981) : Critical evaluation of the application of statistical phosphorus loadind models to Alpine Lakes. PhD, disser., No 6883, ETH, Zürich, ADAG Admin. & Druck AG, 119 p.

GAECHTER, R., IMBODEN, D., & JOLLER, T. (1983a) : Lake restoration. Abst. of Workshop : "Chemical Processus in Lakes", Kastanienbaum.CH, Sept. 1983 119-127.

GAECHTER, R., IMBODEN, D., BUEHRER, H., & STADELMANN, P. (1983b) : Mögliche Massnahmen zur Restaurierung des Sempachersees. Schweiz. Z. Hydrol., 45/1, 246-266.

GAECHTER, R., & IMBODEN, D. (1985) : Lake restoration. In : Chemical processes in lakes, ed. by Stumm, W.- John Wiley & Sons, N.Y., 365-388.

GRIFFITH, E.J., BEETON, A.M., SPENCER, J.M., & MITCHELL, D.T. (1973) : Environnmental phosphorus handbook. John Wiley & Sons, N.Y., 718 p.

HUBAULT, E. (1947) : "Les lacs des Préalpes de Savoie". In : Etudes thermiques, chimiques et biologiques des eaux des lacs de France. Ann. Ecole nation. eaux et forêts, 10/2.

IMBODEN, D. (1973) : Limnologische Transport - und Nährstoffmodelle. Schweiz. Z. Hydrol., 35/1, 29-68.

IMBODEN, D. (1974) : Phosphorus model of lake eutrophication. Limnol. Oceanogr., 19, 297-304.

IMBODEN, D. (1982) : Modellvorstellungen über den Phosphor-Kreislauf in stehenden Gewässern. Z. Wasser Abwasser Forsch., 15/3, 89-95.

IMBODEN, D. & GAECHTER, R. (1978) : A dynamic lake model for trophic state prediction. Ecol. Modelling, 4, 77-98.

JAQUET, J.M., & SNODGRASS, W.J. (1976) : Modelling of total phosphorus variations in Lac Léman (Switzerland) : the role of sediments. Présentation au Symposium : Interactions between sediments and fresh Water, sept. 1976, Amsterdam.

JAQUET, J.M., & SNODGRASS, W.J. (1984) : Modélisation du phosphore. In : Rapport de synthèse, Comm. int. protect. des eaux du Léman contre la pollution, Lausanne, 547-558.

KRAMER, J.R., HERBES, S.E., & ALLEN, H.E. (1972) : Phosphorus : analysis of water, biomass and sediments. In : Nutrients in natural waters, ed. by Allen, H.E. & Kramer, J.R., 457 p.

LAMBERT, A., KELTS, K., & ZIMMERMANN, U. (1984) : Trübeströme in Seen : Sauerstoffeintrag durch grundnah eingeschichtetes Flusswasser. Schweiz. Z. Hydrol., 46/1, 41-50.

LERMAN, A., (1979) : Geochemical processus, water and sediment environments. Ed. John Wiley & Sons, N.Y., 482 p.

LUETHI, S., (1978) : Zur Mechanik der Turbiditätsströme. Thèse No 6258, E.P.F., Zurich, 160 p.

NEMBRINI, G., CAPOBIANCO, J.A., GARCIA, J., & JAQUET, J.M. (1982) : Interaction between interstitial water and sediment in two cores of Lac Léman, Switzerland. Hydrobiologia, 92, 363-375.

OCDE (1982) : Eutrophisation des eaux : méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte. Publ. OCDE, Paris, 164 p.

OFPE (1983) : Phosphates dans les lessives. Les cahiers de l'environnement, No 14, Off. fédéral protection environnement, Berne, 39 p.

RAPIN, F., DOMINIK, J., GIOVANOLI, F., EL-GHOBARY, H., FAVARGER, P.Y. & VERNET, J.P. (1985) : Evolution du phosphore dans l'eau interstitielle et dans les sédiments. Chronologie de la pollution mercurielle. In. Rapp. Comm. internat. protection des eaux du Léman. Campagne 1984, 81-96.

SNODGRASS, W.J., (1974) : A predictive phosphorus model for lakes - development and testing. PhD. disser., Univ. North Carolina, Chapel Hill, N.C. 309 p.

SNODGRASS, W.J., & O.MELIA, C.R. (1975a) : Predictive model for phosphorus in lakes. Environ. Sci. Technol., 9/10, 937-944.

SNODGRASS, W.J., & O'MELIA, C.R. (1975b) : A predictive phosphorus model for lakes - sensitivity analysis and applications. Présenté à la 38ème rencontre de la Soc. amér. Limnol. Halifax, Canada, 24 p.

STADELMANN, P. (1984) : Die Zustandsentwicklung des Baldeggersees (1900 bis 1980) und die Auswirkung von seeinternen Massnahmen. Wasser, Energie, Luft, 76 5/6, 85-95.

THOMANN, R.V., DITORO, D.M., WINFIELD, R.P., & O'CONNOR, D.J. (1975) : Mathematical Modeling of Phytoplankton in Lake Ontario, Part 1. Model Development and verification.EPA-660/3-75-005. U.S. Environmental Protection Agency, Corvallis, Oregon.

VOLLENWEIDER, R.A., (1968) : Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to phosphorus and nitrogen as factors in eutrophication. OECE Technical Report DAS/CSl/68.27, 159 p.

VOLLENWEIDER, R.A., (1975) : Input - output models. Schweiz. Z. Hydrol., 37/1, 53-84.

VOLLENWEIDER, R.A., (1976) : Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Memorie Ins. ital. Idrobiol., 33, 53-83.

VOLLENWEIDER, R.A., (1983) : Notion de charge admissible. Manuscrit présenté au colloque sur l'eutrophisation et la pollution du Léman, Genève, sept. 1983, 20 p.

VOLLENWEIDER, R.A., & DILLON, P.J. (1974) : Application du concept de la vitesse d'apport de phosphore par unité de surface à la recherche sur l'eutrophisation. Cons. natl. Rech. Canada, No 13691, 44 p.

VOLLENWEIDER, R.A., & KEREKES, J., (1981) : The OECD Cooperative Programme on Eutrophication, Synthesis Report. OECD Secrt., Paris.

WAGNER, G., & WAGNER, B., (1978) : Zur Einschichtung von Flusswasser in den Bodensee-Obersee. Schweiz. Z. Hydrol., 40/2, 231-248.

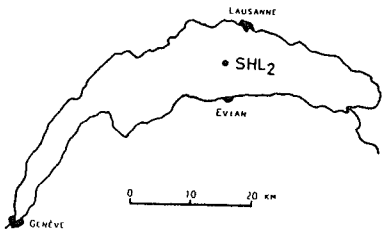
A N N E X E

DEFINITION TERMINOLOGIE

$[P]$	=	concentration en phosphore dans le lac	$(mg \cdot m^{-3})$
$[Pc]$	=	concentration critique en phosphore dans le lac	$(mg \cdot m^{-3})$
$[Pin]$	=	moyenne pondérée de la concentration en phosphore de tous les apports externes	$(mg \cdot m^{-3})$
$[Pout]$	=	concentration en phosphore de l'émissaire	$(mg \cdot m^{-3})$
Lext	=	charge externe en phosphore	$(g \cdot a^{-1})$
Lsp	=	$\frac{Lext}{surf}$ = charge spécifique en phosphore	$(g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1})$
Lc	=	Charge critique en phosphore	$(g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1})$
V	=	Volume du lac	(m^3)
z	=	Profondeur moyenne du lac	(m)
Surf	=	$\frac{V}{z}$ = surface du lac	(m^2)
Q	=	Débit de l'émissaire	$(m^3 \cdot a^{-1})$
Tw	=	$\frac{V}{Q}$ = temps de séjour de l'eau	a
r	=	$\frac{1}{Tw}$ = fréquence de renouvellement	a^{-1}
s	=	constante de sédimentation	a^{-1}
b	=	$\frac{[Pout]}{[P]}$ = rapport entre la concentration dans l'émissaire et dans le lac total	--
c	=	constante de réactivité	$m \cdot a^{-1}$

CARACTERISTIQUES DU LAC

Volume moyen	$88.97 \cdot 10^9$ (m^3)
Superficie	$582.36 \cdot 10^6$ (m^2)
Profondeur moyenne	152.7 m
Profondeur maximale	309.7 m



ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES

CAMPAGNE 1985

PAR

PAUL BLANC

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA) THONON

RESUME

Au cours de l'année 1985, les analyses interlaboratoires ont porté sur deux échantillons d'eau du lac et deux échantillons d'eau de rivière pour les contrôles physico-chimiques ainsi que sur des sédiments pour les dosages de métaux lourds.

Les résultats d'analyse d'eau de ces cinq dernières années montrent une certaine stabilité dans les performances des laboratoires.

1. ANALYSES COMPARATIVES D'EAU

1.1 *LABORATOIRES AYANT PARTICIPE AUX ANALYSES CIRCULAIRES*

- Laboratoire des services industriels de Genève
- Laboratoire cantonal de chimie, Genève
- Service d'hydrobiologie, Genève
- Laboratoire de la protection des eaux, Genève
- Office cantonal de la protection des eaux (OCPE), Epalinges/VD
- Laboratoire cantonal de chimie, Sion/VS
- Laboratoire du service cantonal de protection de l'environnement, Sion/VS
- Laboratoire du service cantonal de protection de l'environnement, Neuchâtel
- Institut de Limnologie, Thonon.

1.2 *DEROULEMENT DES ANALYSES*

1.2.1 *Echantillons*

Deux séries d'analyses ont été effectuées, la première le 22 mars et la seconde le 24 septembre 1985. Les échantillons de la première série ont été préparés par le Service d'Hydrobiologie de l'Institut d'Hygiène de Genève. La seconde a été préparée par l'Institut de Limnologie de Thonon. Chaque laboratoire a reçu trois flacons d'eau de lac et trois flacons d'eau de rivière pour chacune des deux séries d'analyses.

1.2.2 *Analyses*

Elles ont débuté le jour même ou le lendemain de la distribution des échantillons et elles ont porté sur les éléments et composés consignés dans les tableaux 1, 2, 3 et 4.

1.2.3 *Résultats*

Les laboratoires ont transmis trois résultats pour chaque détermination et chaque type d'eau analysée.

Les tableaux 1 à 4 donnent pour chaque élément les résultats de l'exploitation statistique des moyennes de l'ensemble des laboratoires. Les figures 1 à 10 montrent une représentation graphique des résultats relatifs aux formes de l'azote minéral et du phosphore. Ces figures donnent la médiane m et la moyenne M de tous les résultats ainsi que pour chaque laboratoire la moyenne encadrée par les valeurs extrêmes.

Les résultats rejetés par le test de Fischer sont signalés par la lettre R.

1.3 *INTERPRETATION DES RESULTATS*

L'examen des tableaux et figures permet pour chaque détermination de faire les observations suivantes :

. *CONDUCTIVITE*

En mars, deux laboratoires voient leurs résultats rejetés, le coefficient de variation passe de ce fait de 5.8 et 5.9 à 1.4 et 2.1 %.

En septembre, les résultats sont corrects.

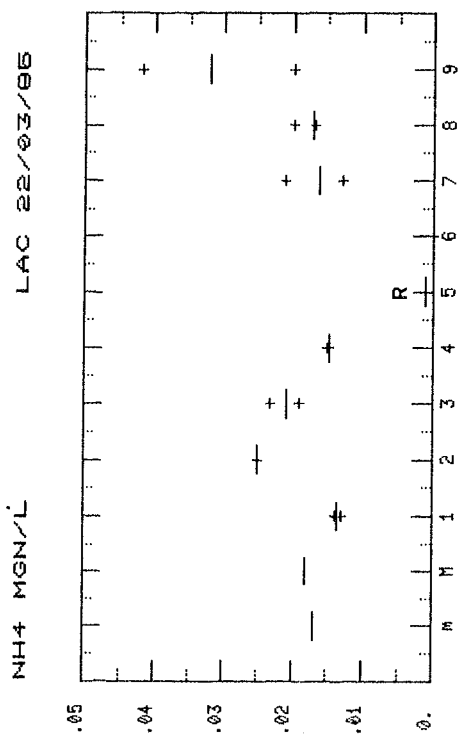
. *FORMES DE L'AZOTE MINERAL :*

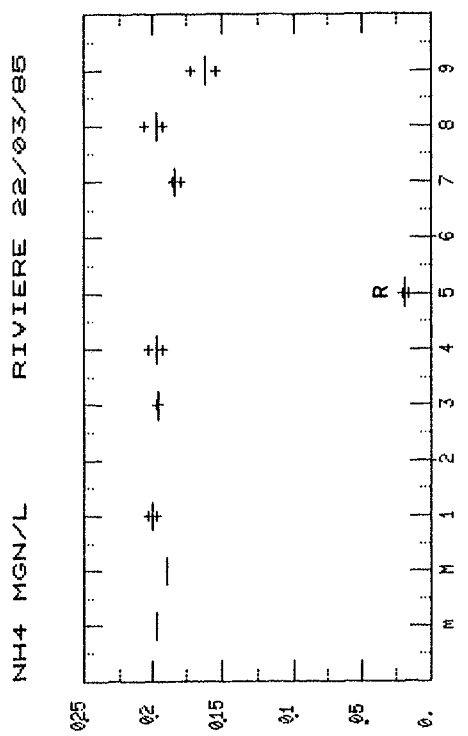
- *Azote ammoniacal (figures 1 et 2)*

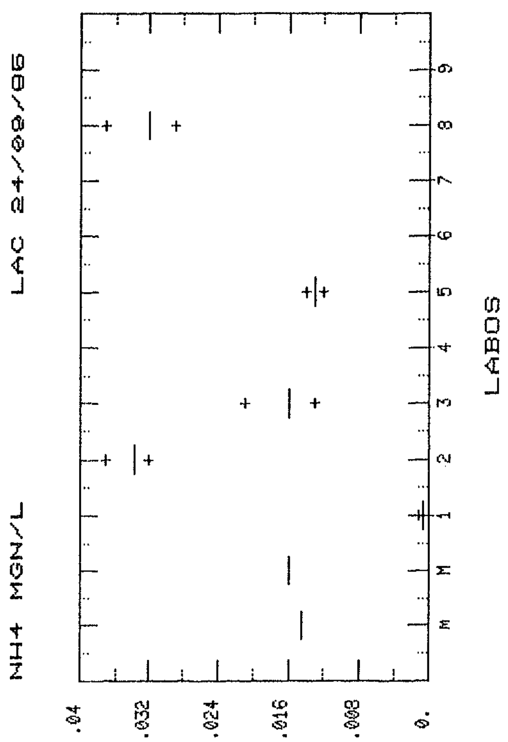
En mars, les résultats obtenus pour le lac sont les meilleurs constatés depuis le début des analyses comparatives, mais c'est aussi la première fois que pour le lac on observe une concentration moyenne voisine de 20 microgrammes d'azote ammoniacal par litre.

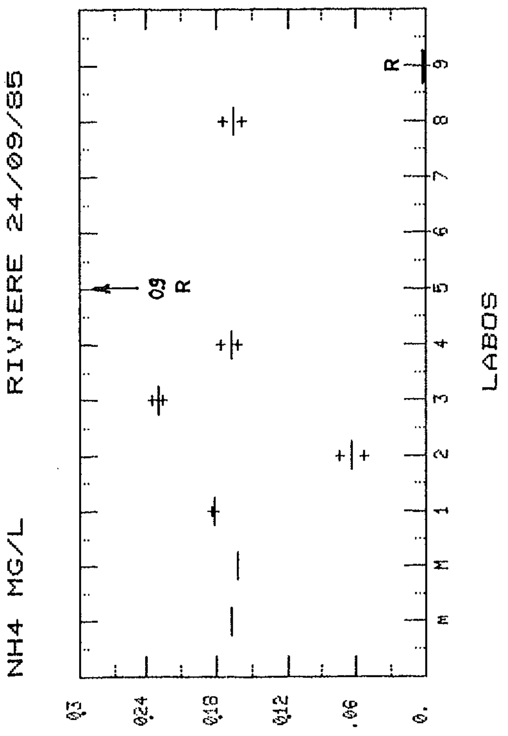
Par contre, en septembre la situation se détériore même pour la rivière où la concentration moyenne de 160 microgrammes d'azote ammoniacal par litre aurait dû conduire à des écarts plus faibles.

Il reste donc encore des améliorations à apporter à la technique de dosage de l'azote ammoniacal.


NH4 MGN/L LAC 22/03/85
R

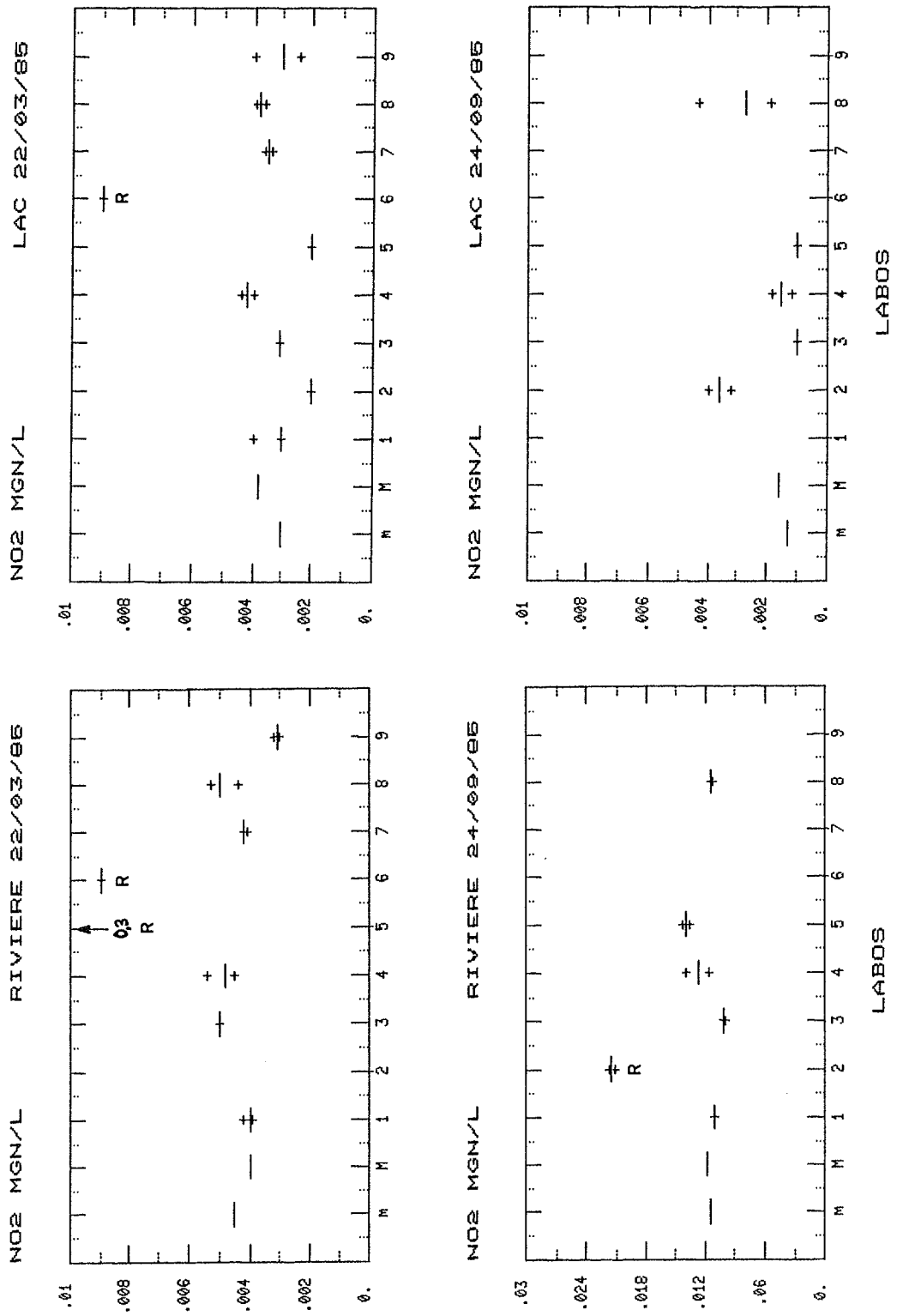

NH4 MGN/L RIVIERE 22/03/85
R


NH4 MGN/L LAC 24/09/85
LABOS


NH4 MG/L RIVIERE 24/09/85
R
R
LABOS

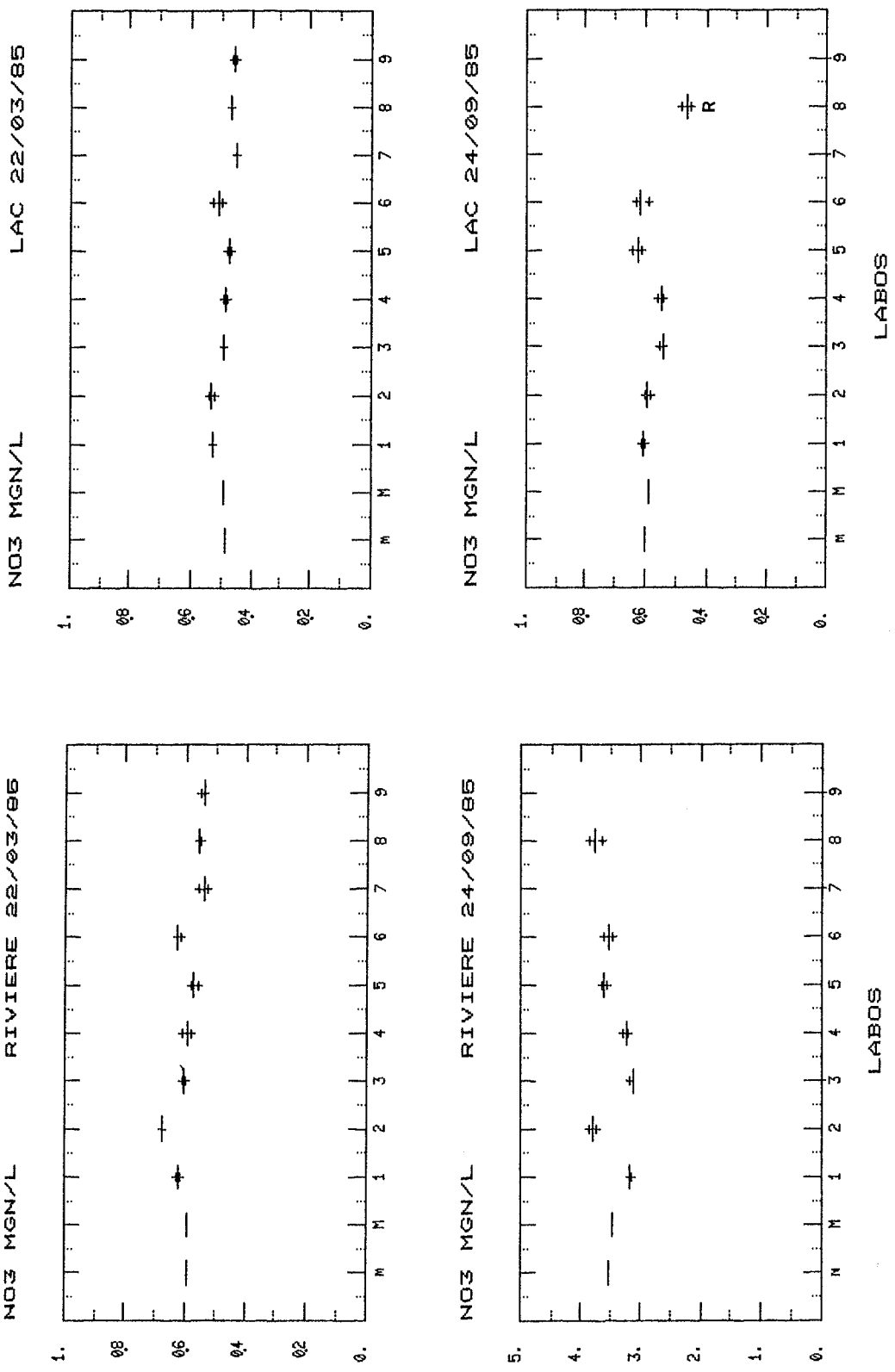
- *Azote nitreux (figures 3 et 4)*

En mars, un laboratoire donne des valeurs anormalement élevées à la fois pour le lac et la rivière. En septembre, les valeurs données pour la rivière, voisines de 120 microgrammes par litre, sont nettement au-dessus de la limite de détection de la méthode et l'on observe alors une très bonne concordance des résultats.



- *Azote nitrique (figures 5 et 6)*

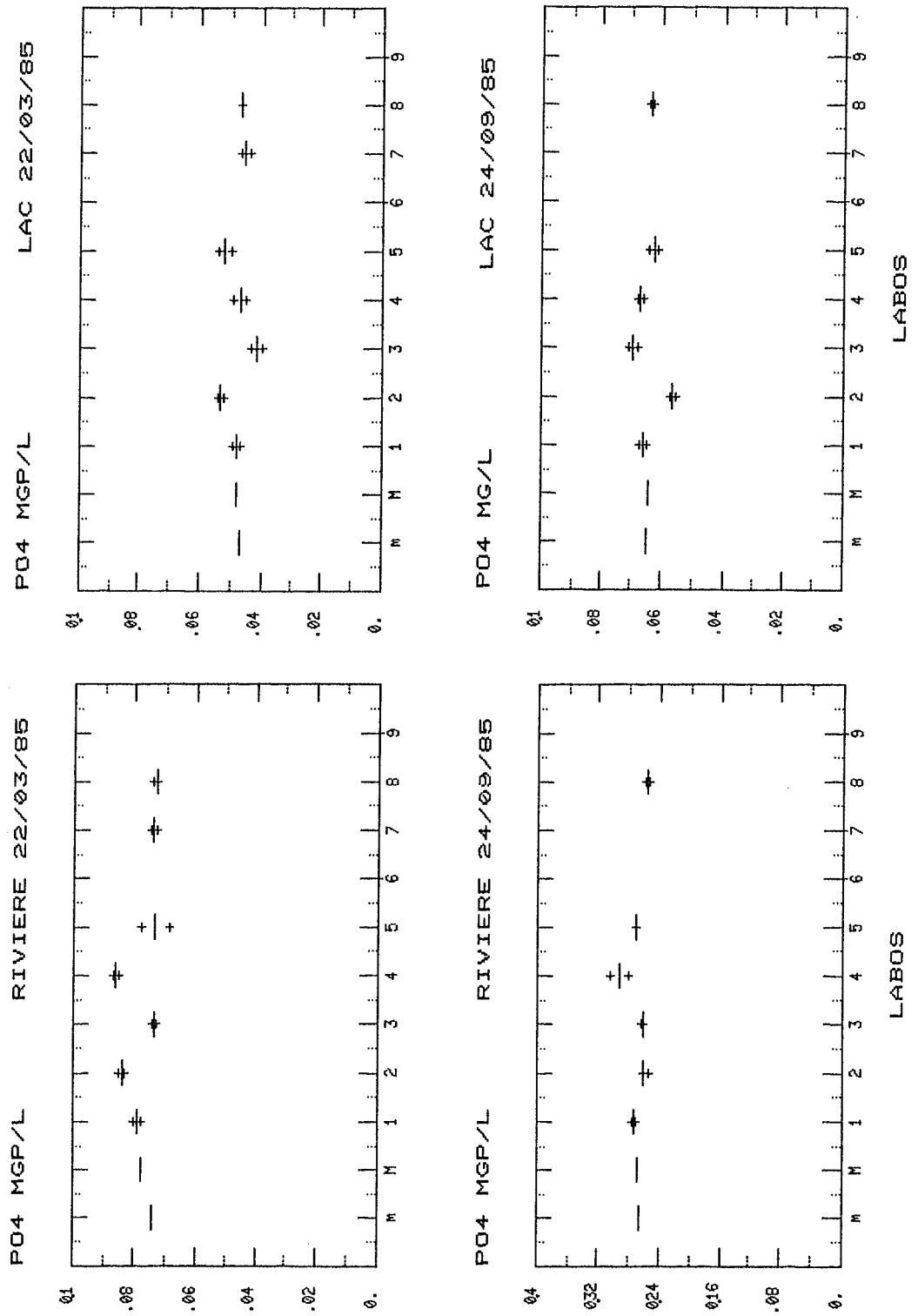
L'écart-type relatif compris entre 6 et 8 % se situe dans la moyenne observée jusqu'ici.



. *FORMES DU PHOSPHORE*

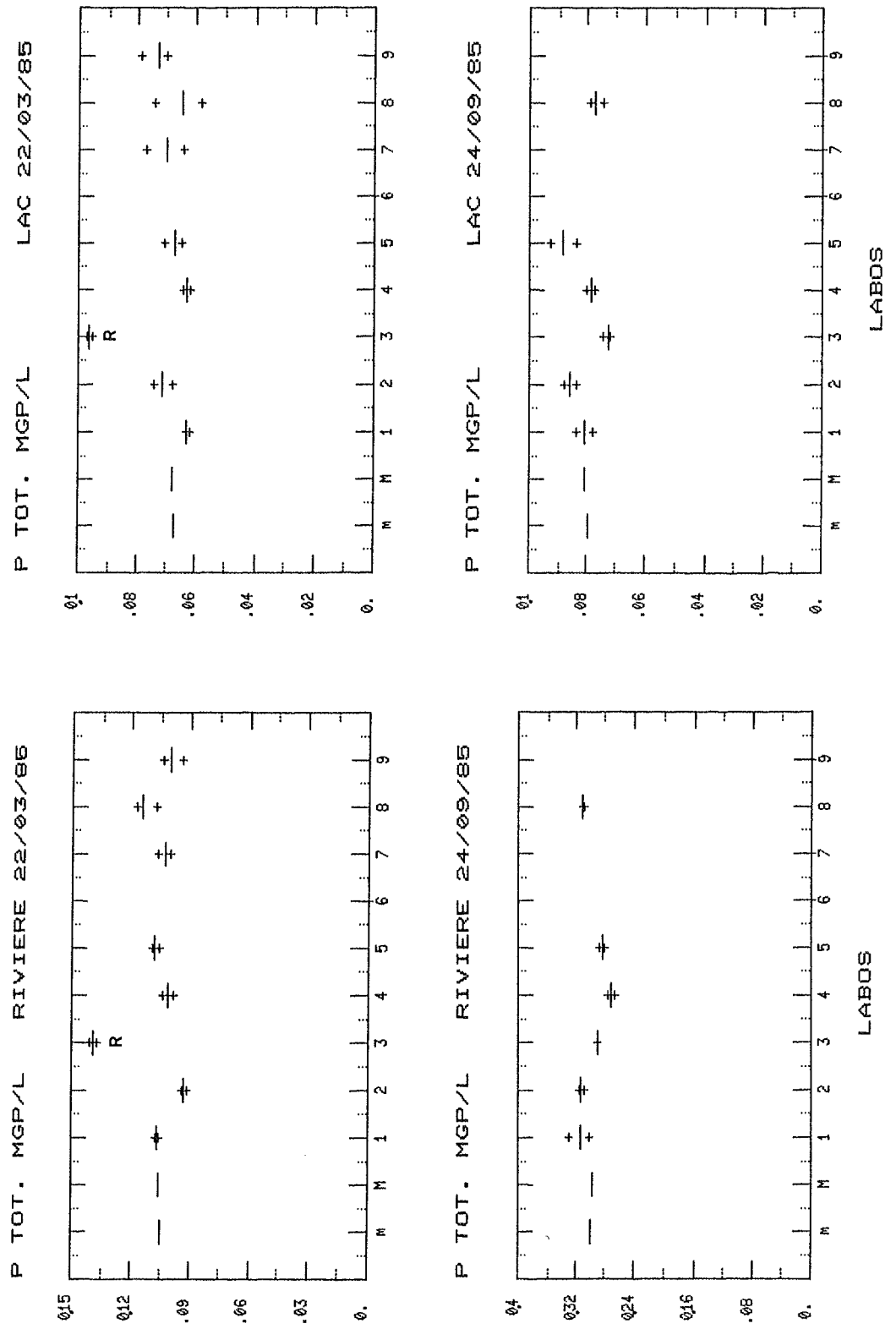
- *Orthophosphates (figures 7 et 8)*

Pour les concentrations de 60 à 80 microgrammes de phosphore par litre, le coefficient de variation observé se situe entre 7 et 8.5 %. Pour la rivière de septembre, la concentration voisine de 0.3 milligramme de phosphore par litre conduit à une diminution sensible du coefficient de variation qui est alors de 4 %. Ces variations interlaboratoires sont comparables à celles observées les années précédentes.



- *Phosphore total (figures 9 et 10)*

Malgré une technique d'analyse plus complexe que pour les orthophosphates, les écarts restent sensiblement les mêmes.



. *DURETE TOTALE*

Les résultats sont excellents, mis à part un résultat aberrant d'un laboratoire pour l'échantillon de rivière de septembre.

. *ALCALINITE*

Résultats excellents avec des coefficients de variation de 0.9 à 1.8 %, si l'on excepte un laboratoire ayant donné des résultats trop élevés en septembre.

. *DURETE PERMANENTE*

Hormis un laboratoire ayant donné les résultats trop forts pour l'alcalinité en septembre, les résultats sont corrects pour le lac et un peu plus dispersés pour les rivières.

. *CALCIUM*

Mis à part des résultats d'un laboratoire nouvellement intégré au circuit de ces analyses, les coefficients de variation obtenus sont très faibles (1.2 et 1.1 %) pour le lac et un peu plus élevés pour les rivières (3.1 %).

. *MAGNESIUM*

Les résultats sont parmi les moins bons obtenus jusqu'ici. Ils s'améliorent après élimination de quelques résultats aberrants.

. *SODIUM*

Résultats bons pour le lac avec des coefficients de variation de 2.2 et 3.5 %. Pour la rivière, la dispersion est plus élevée et atteint 4.7 et 7.2 %.

. *POTASSIUM*

Mis à part les résultats un peu trop élevés d'un laboratoire en septembre et de deux laboratoires en mars, les résultats sont très bons.

. *CHLORURES*

En mars, les résultats lac et rivière ont des fluctuations parallèles, ce qui semble indiquer des problèmes d'étalonnage.

En septembre, la situation s'améliore très nettement, mais il subsiste encore quelques résultats divergents.

. *SULFATES*

Les fluctuations observées en mars et septembre pour le lac et les rivières sont parallèles, ce qui met en évidence des problèmes d'étalonnage.

. *SILICE*

Comme les années passées, on observe une dispersion relativement importante en mars, par contre la situation s'améliore nettement en septembre si l'on excepte un résultat aberrant pour le lac.

. *CARBONE ORGANIQUE TOTAL*

L'utilisation de nouveaux équipements dans certains laboratoires a conduit à une dispersion très élevée en mars. La situation s'est nettement améliorée en septembre.

2. ANALYSES COMPARATIVES DE METAUX LOURDS

2.1 *LABORATOIRES AYANT PARTICIPE AUX ANALYSES*

- Laboratoire des services industriels de Genève
- Laboratoire cantonal de chimie, Genève
- Laboratoire de la protection des eaux, Genève
- Institut F.A. Forel, Université de Genève, Versoix
- Laboratoire cantonal, Epalinges/VD
- Office cantonal de la protection des eaux, Epalinges/VD
- Institut de Limnologie, Thonon
- Laboratoire du service cantonal de la protection de l'environnement, Neuchâtel.

2.2 *DEROULEMENT DES ANALYSES*

L'accent est mis, cette année, sur l'analyse des sédiments. Trois contrôles interlaboratoires sont organisés :

1ère série

Dosage du plomb, cadmium et chrome sur une solution provenant de la digestion acide d'un sédiment et dosage également sur une partie aliquote de cette solution enrichie en éléments à doser.

2ème série

Dosage des mêmes métaux sur un échantillon de sédiment de référence dont les teneurs sont garanties (substance de référence NBS 1645).

3ème série

Dosage du maximum d'éléments sur deux échantillons de boue de station d'épuration.

2.3 *INTERPRETATION DES RESULTATS*

Pour les huit laboratoires qui participent aux travaux, les résultats des principaux métaux dosés sont regroupés dans les tableaux 6 à 8. D'une manière générale, les résultats de la première série sont bons et les ajouts correctement retrouvés avec cependant quelques problèmes lors du dosage du chrome. Des problèmes de contamination sont relevés également pour certains métaux dans quelques laboratoires.

Les résultats obtenus lors des deuxième et troisième contrôles sont bons malgré la diversité des méthodes mises en jeu.

3. CONCLUSIONS

Les résultats obtenus cette année pour les analyses d'eau se situent dans la moyenne générale des analyses interlaboratoires de notre groupe de laboratoires.

Nous devons toutefois noter que l'année 1985 a été celle où nous avons observé le plus grand nombre de résultats aberrants, la plupart de ces derniers étant le fait de laboratoires nouvellement intégrés à ces analyses circulaires. Cela montre la nécessité absolue de maintenir ce type de confrontation. Les laboratoires ayant des "accidents" de parcours doivent revoir leur processus analytique pour détecter les causes de divergences.

Les contrôles de dosages de métaux lourds dans les sédiments montrent que les laboratoires ayant participé sont aptes à fournir des résultats fiables. Dans ce domaine, la difficulté réside probablement plus dans l'obtention d'un échantillon représentatif !

4. RETROSPECTIVE DES RESULTATS OBTENUS AU COURS DU PLAN QUINQUENNAL 1981-1985

Au terme du plan quinquennal il nous est apparu utile de rassembler les résultats des analyses interlaboratoires obtenus sur les eaux du lac durant les cinq dernières années. Ces résultats sont donnés sous forme condensée dans le tableau No 5. Dans ce tableau, figurent les résultats obtenus après élimination des valeurs aberrantes. Ils traduisent une certaine stabilité des performances analytiques des laboratoires confrontés.

Tableau 1 - Analyses du 22 mars 1985
Exploitation des moyennes des laboratoires

LAC

Paramètres analysés	Nombre de laboratoires n	Médiane $\bar{m}$	Moyenne $\bar{M}$	Ecart-type estimé $\sigma = \sqrt{\frac{\Sigma (x_i - \bar{M})^2}{n-1}}$	Coefficient de variation $\frac{100\ \sigma}{\bar{M}}$ %
Conductivité $\mu\Omega^{-1}.cm^{-1}$ à 25 °C	7 (5)	309.7 (309.7)	302.7 (307.0)	17.6 (4.4)	5.8 (1.4)
NH_4^+ mg N/l	8 (6)	0.017 (0.017)	0.0176 (0.018)	0.0090 (0.0042)	51 (24)
NO_2^- mg N/l	9 (8)	0.0033 (0.0032)	0.0038 (0.0031)	0.0021 (0.0008)	55 (25)
NO_3^- mg N/l	9	0.487	0.489	0.030	6.2
P ortho mg P/l	7	0.047	0.048	0.0041	8.5
P total/eau brute mg P/l	8 (7)	0.0687 (0.0673)	0.071 (0.0675)	0.0109 (0.0042)	15.3 (6.2)
Dureté totale mé/l	9	2.843	2.848	0.044	1.5
Alcalinité TAC mé/l	7	1.823	1.831	0.033	1.8
Dureté permanente mé/l	8	1.038	1.038	0.051	4.9
Ca^{++} mé/l	9 (8)	2.360 (2.366)	2.341 (2.364)	0.073 (0.030)	3.1 (1.3)
Mg^{++} mé/l	9 (8)	0.510 (0.507)	0.516 (0.503)	0.042 (0.019)	8.1 (3.7)
Na^+ mg/l	6	3.909	3.906	0.086	2.2
K^+ mg/l	6	1.46	1.50	0.106	7.1
Cl^- mg/l	9 (7)	5.54 (5.53)	5.90 (5.54)	0.817 (0.375)	14 (6.8)
SO_4^{--} mg/l	8 (6)	49.4 (49.7)	48.7 (50.1)	2.89 (1.28)	6.0 (2.6)
SiO_2 mg/l	6	1.37	1.35	0.23	17
COT mg C/l	5 (4)	1.25 (1.25)	1.72 (1.40)	0.81 (0.46)	47 (33)

Les chiffres entre parenthèses sont ceux obtenus après élimination des résultats aberrants suivant le test de FISCHER pour une probabilité de 95 %.

Tableau 2 - Analyses de 22 mars 1985
Exploitation des moyennes des laboratoires

RIVIERE

Paramètres analysés	Nombre de laboratoires n	Médiane $\bar{m}$	Moyenne $\bar{M}$	Ecart-type estimé $\sigma = \sqrt{\frac{\Sigma (x_i - \bar{M})^2}{n-1}}$	Coefficient de variation $\frac{100\ \sigma}{\bar{M}}$ %
Conductivité $\mu\Omega^{-1}.cm^{-1}$ à 25 °C	7 (6)	328 (328.2)	321.7 (328.5)	19.1 (6.7)	5.9 (2.1)
NH_4^+ mg N/l	7 (6)	0.197 (0.197)	0.1651 (0.190)	0.066 (0.015)	40 (7.9)
NO_2^- mg N/l	8 (6)	0.0049 (0.0045)	0.0081 (0.0044)	0.0090 (0.0007)	110 (17)
NO_3^- mg N/l	9	0.593	0.593	0.046	7.7
P ortho mg P/l	7	0.0743	0.0777	0.0053	6.8
P total/eau brute mg P/l	8 (7)	0.1050 (0.1050)	0.108 (0.1051)	0.0137 (0.0052)	12.7 (4.9)
Dureté totale mé/l	9	3.01	3.01	0.077	2.6
Alcalinité TAC mé/l	8	1.96	1.97	0.035	1.8
Dureté permanente mé/l	8	1.075	1.063	0.082	7.7
Ca^{++} mé/l	9	2.48	2.46	0.075	3.1
Mg^{++} mé/l	9 (6)	0.530 (0.517)	0.554 (0.517)	0.057 (0.016)	10.3 (3.1)
Na^+ mg/l	6 (4)	4.68 (4.66)	4.76 (4.64)	0.225 (0.074)	4.7 (1.6)
K^+ mg/l	6 (4)	1.51 (1.49)	1.56 (1.49)	0.099 (0.028)	6.4 (1.9)
Cl^- mg/l	9	7.00	7.15	0.73	10.2
SO_4^{--} mg/l	8 (6)	50.0 (50.0)	49.8 (49.7)	4.0 (2.2)	8.0 (4.4)
SiO_2 mg/l	6	1.635	1.632	0.205	12.6
COT mg C/l	3	1.46	1.61	0.47	29

Les chiffres entre parenthèses sont ceux obtenus après élimination des résultats aberrants suivant le test de FISCHER pour une probabilité de 95 %.

Tableau 3 - Analyses du 24 septembre 1985
Exploitation des moyennes des laboratoires

LAC

Paramètres analysés	Nombre de laboratoires n	Médiane $\bar{m}$	Moyenne $\bar{M}$	Ecart-type estimé $\sigma = \sqrt{\frac{\Sigma(x_i-\bar{M})^2}{n-1}}$	Coefficient de variation $\frac{100\ \sigma}{\bar{M}}$ %
Conductivité $\mu\Omega^{-1}.cm^{-1}$ à 25 °C	7	302.7	302.6	3.2	1.1
NH_4^+ mg N/l	6	0.0145	0.0150	0.0146	92
NO_2^- mg N/l	6	0.0013	0.0016	0.0013	80
NO_3^- mg N/l	7 (6)	0.593 (0.598)	0.570 (0.588)	0.060 (0.035)	10.5 (6.0)
P ortho mg P/l	6	0.0649	0.0642	0.005	7.8
P total/eau brute mg P/l	6	0.0797	0.0806	0.006	7.2
Dureté totale mé/l	7	2.84	2.81	0.04	1.4
Alcalinité TAC mé/l	7 (6)	1.807 (1.800)	1.816 (1.795)	0.058 (0.025)	3.2 (1.4)
Dureté permanente mé/l	7 (6)	1.03 (1.03)	1.00 (1.02)	0.076 (0.035)	7.6 (3.4)
Ca^{++} mé/l	8 (7)	2.31 (2.32)	2.29 (2.31)	0.049 (0.026)	2.1 (1.1)
Mg^{++} mé/l	8	0.51	0.52	0.036	7.0
Na^+ mg/l	4	3.82	3.85	0.13	3.5
K^+ mg/l	4 (3)	1.44 (1.43)	1.50 (1.41)	0.18 (0.055)	12 (3.9)
Cl^- mg/l	8	5.19	5.28	0.33	6.3
SO_4^{--} mg/l	8	49.1	47.6	3.8	8.0
SiO_2 mg/l	5 (4)	1.56 (1.61)	1.54 (1.59)	0.17 (0.068)	11 (4.3)
COT mg C/l	4 (3)	1.06 (1.05)	1.16 (1.02)	0.30 (0.07)	26 (6.9)

Les chiffres entre parenthèses sont ceux obtenus après élimination des résultats aberrants suivant le test de FISCHER pour une probabilité de 95 %.

Tableau 4 - Analyses du 24 septembre 1985
Exploitation des moyennes des laboratoires

RIVIERE

Paramètres analysés	Nombre de laboratoires n	Médiane $\bar{m}$	Moyenne $\bar{M}$	Ecart-type estimé $\sigma = \sqrt{\frac{\Sigma (x_i - \bar{M})^2}{n-1}}$	Coefficient de variation $\frac{100\ \sigma}{\bar{M}}$ %
Conductivité $\mu\Omega^{-1}.cm^{-1}$ à 25 °C	7	715	715.5	18	2.5
NH_4^+ mg N/l	6 (5)	0.175 (0.168)	0.283 (0.162)	0.303 (0.070)	107 (43)
NO_2^- mg N/l	6 (5)	0.120 (0.113)	0.134 (0.118)	0.042 (0.015)	31 13
NO_3^- mg N/l	7	3.53	3.47	0.28	7.9
P ortho mg P/l	6	0.267	0.269	0.013	4.7
P total/eau brute mg P/l	6	0.307	0.297	0.020	5.9
Dureté totale mé/l	7 (6)	7.215 (7.25)	7.55 (7.28)	0.83 (0.17)	12 (2.4)
Alcalinité TAC mé/l	7 (6)	5.48 (5.46)	5.49 (5.44)	0.12 (0.05)	2.2 (0.9)
Dureté permanente mé/l	6 (5)	1.83 (1.86)	1.79 (1.86)	0.21 (0.14)	11.7 (7.5)
Ca^{++} mé/l	8	5.89	5.89	0.19	3.1
Mg^{++} mé/l	7 (6)	1.38 (1.40)	1.37 (1.40)	0.102 (0.051)	7.4 (3.6)
Na^+ mg/l	4	13.05	13.36	0.97	7.2
K^+ mg/l	4 (3)	5.29 (5.26)	5.45 (5.28)	0.34 (0.038)	6.3 (0.7)
Cl^- mg/l	8	21.1	20.2	1.72	8.5
SO_4^{--} mg/l	8 (7)	77.9 (78.4)	75.7 (78.8)	11.2 (7.35)	14.8 (9.3)
SiO_2 mg/l	5	8.25	8.36	0.34	4.0
COT mg C/l	4	1.97	1.98	0.13	6.6

Les chiffres entre parenthèses sont ceux obtenus après élimination des résultats aberrants suivant le test de FISCHER pour une probabilité de 95 %.

Tableau 5 - Résumé des résultats des analyses interlaboratoires LAC

n = nombre de labos
M = moyenne obtenue
σ = écart-type estimé
% = $\frac{100\ \sigma}{M}$

		1981		1982		1983		1984		1985	
		06.04	05.10	29.03	04.10	07.03	05.09	06.03	18.09	22.03	24.09
Conductivité $\mu S.cm^{-1}$ à 25 °C	n	7	7	6	6	6	6	7	5	5	7
	M	300.7	305.1	301.5	304.2	294.8	294.7	298	305.7	307.	302.6
	σ	10.4	3.9	3 6	9.8	7.2	3.9	10	7.45	4.4	3.2
	%	3.5	1.3	1.2	3.2	2.4	1.3	3.4	2.4	1.4	1.1
NH_4^+ $mg\ N.l^{-1}$	n	6	6	6	4	5	4	6	5	6	6
	M	0.006	0.003	0.004	0.0035	0.0023	0.0039	0.0056	0.0015	0.018	0.015
	σ	0.0035	0.0031	0.004	0.004	0.0023	0.0032	0.0070	0.0013	0.0042	0.0146
	%	58	103	100	108	100	81	125	82	24	92
NO_2^- $mg\ N.l^{-1}$	n	7	7	6	6	6	5	6	7	8	6
	M	0.0023	0.0011	0.0006	0.0005	0.00013	0.0017	0.00036	0.0007	0.0031	0.0016
	σ	0.0025	0.0006	0.0005	0.0007	0.00017	0.0003	0.00044	0.00059	0.0008	0.0013
	%	109	56	89	130	130	19	122	82	25	80
NO_3^- $mg\ N.l^{-1}$	n	7	7	6	6	7	6	7	6	9	6
	M	0.490	0.547	0.490	0.520	0.515	0.500	0.555	0.584	0.489	0.588
	σ	0.055	0.060	0.043	0.054	0.032	0.057	0.028	0.012	0.030	0.035
	%	11	11	8.8	10	6.2	11.4	5.1	2.1	6.2	6.0
P ortho $mg\ P.l^{-1}$	n	7	7	6	6	6	5	6	7	7	6
	M	0.071	0.093	0.067	0.0737	0.065	0.039	0.062	0.0628	0.048	0.064
	σ	0.006	0.0046	0.005	0.0045	0.0058	0.0055	0.0040	0.003	0.004	0.005
	%	8.7	4.95	7.6	6.1	8.9	14	6.5	4.8	8.5	7.8
P total $mg\ P.l^{-1}$	n	7	7	6	6	6	4	6	5	7	6
	M	0.078	0.100	0.0175	0.0815	0.0735	0.048	0.069	0.078	0.0675	0.0806
	σ	0.008	0.008	0.005	0.005	0.0077	0.0025	0.005	0.003	0.0042	0.006
	%	10	8.2	7	6.0	10.4	5.1	7.3	3.3	6.2	7.2
Dureté totale $mé.l^{-1}$	n	7	7	5	6	6	6	7	7	9	7
	M	2.80	2.91	2.90	2.87	2.87	2.76	2.83	2.85	2.85	2.81
	σ	0.2	0.06	0.045	0.032	0.026	0.064	0.038	0.045	0.044	0.04
	%	7	2.1	1.5	1.1	0.9	2.3	1.3	1.6	1.5	1.4
Alcalinité TAC $mé.l^{-1}$	n	7	7	6	6	6	6	6	7	7	6
	M	1.84	1.86	1.85	1.84	1.78	1.76	1.795	1.82	1.83	1.795
	σ	0.046	0.033	0.031	0.33	0.060	0.026	0.026	0.028	0.033	0.025
	%	2.5	1.8	1.7	1.8	3.4	1.5	1.5	1.5	1.8	1.4
Dureté permanente $mé.l^{-1}$	n	6	7	5	6	6	6	7	7	8	6
	M	1.01	1.04	1.05	1.03	1.09	1.00	1.05	1.03	1.04	1.02
	σ	0.074	0.066	0.05	0.05	0.066	0.052	0.05	0.043	0.051	0.035
	%	7.3	6.4	4.7	5.0	6.1	5.2	4.8	4.2	4.9	3.4
Ca^{++} $mé.l^{-1}$	n	6	7	8	6	8	6	8	7	8	7
	M	2.35	2.37	2.36	2.35	2.33	2.27	2.33	2.32	2.36	2.31
	σ	0.069	0.037	0.08	0.04	0.076	0.053	0.040	0.039	0.030	0.026
	%	2.9	1.6	3.4	1.7	3.2	2.3	1.7	1.7	1.3	1.1
Mg^{++} $mé.l^{-1}$	n	7	7	8	7	7	5	8	7	8	8
	M	0.526	0.543	0.525	0.53	0.542	0.523	0.508	0.54	0.503	0.52
	σ	0.065	0.0206	0.017	0.024	0.022	0.018	0.020	0.051	0.019	0.026
	%	12	3.8	3.1	4.5	4.1	3.4	3.9	9.4	3.7	7.0
Na^+ $mg.l^{-1}$	n	6	6	5	5	5	5	7	6	6	4
	M	3.76	3.84	3.66	3.56	3.63	3.63	3.65	3.73	3.91	3.85
	σ	0.26	0.24	0.10	0.09	0.11	0.167	0.082	0.085	0.086	0.13
	%	6.9	6.3	2.8	2.5	3.1	4.6	2.2	2.3	2.2	3.5
K^+ $mg.l^{-1}$	n	6	6	5	5	5	5	7	5	6	3
	M	1.45	1.49	1.42	1.40	1.42	1.385	1.45	1.38	1.50	1.41
	σ	0.075	0.14	0.05	0.05	0.08	0.060	0.084	0.040	0.106	0.055
	%	5.2	9.3	3.5	3.7	5.8	4.3	5.8	2.9	7.1	3.9
Cl^- $mg.l^{-1}$	n	7	6	6	6	7	6	7	5	7	8
	M	4.41	4.42	4.59	4.64	4.67	4.76	4.86	4.92	5.54	5.28
	σ	0.26	0.23	0.14	0.27	0.18	0.10	0.14	0.16	0.375	0.33
	%	5.9	5.2	3.1	5.7	3.8	2.2	2.9	3.2	6.8	6.3
SO_4^{--} $mg.l^{-1}$	n	6	6	6	6	6	6	6	7	6	8
	M	49.3	49.7	49.1	49.4	49.8	48.2	49.2	50.0	50.1	47.6
	σ	1.07	1.40	2.6	1.4	1.89	1.88	1.34	2.54	1.28	3.8
	%	2.2	2.9	5.2	2.8	3.8	3.9	2.7	5.1	2.6	8.0
SiO_2 $mg.l^{-1}$	n	7	7	6	6	5	6	5	5	6	4
	M	2.18	2.43	2.09	2.29	1.92	1.09	1.95	1.49	1.35	1.59
	σ	0.15	0.26	0.11	0.13	0.19	0.08	0.08	0.15	0.23	0.068
	%	7	11	5.4	5.5	9.8	7.3	4.1	10	17	4.3
C.O.T. $mg.l^{-1}$	n			2	2			3	3	4	3
	M			1.03	0.91			1.76	1.00	1.40	1.02
	σ			0.045	0.03			0.70	0.086	0.46	0.07
	%			4.3	3.3			40	8.6	33	6.9

TABLEAU 6 - Ajout retrouvé dans une solution enrichie provenant d'une digestion acide d'un sédiment

Laboratoires	Quantité d'ajout retrouvée (en %)		
	Plomb	Cadmium	Chrome
1	108	90	175
2	88	88	85
3	108	113	65
4	100	100	85
5	-	75	47
6	102	104	196
7	93	107	123
8	215	100	118

TABLEAU 7 - Dosage de métaux dans un sédiment de référence (échantillon NBS 1645): quantité moyenne retrouvée par rapport à la teneur garantie (en %)

Laboratoires	Concentration retrouvée (en % de la valeur garantie)		
	Plomb	Cadmium	Chrome
1	131	176	144
2	93	106	94
3	99	102	94
4	99	98	100
5	101	125	91
6	96	96	106
7	112	89	78
8	137	127	84

TABLEAU 8 - Dosage de métaux dans une boue de station d'épuration - comparaison des principaux résultats des différents laboratoires

Laboratoires	Concentrations mesurées (en mg/kg)							
	Plomb	Fer	Cadmium	Cuivre	Chrome	Zinc	Mercure	Nickel
1	304	126'800	10.4	581	461	1'860	4.5	-
2	190	116'500	7.9	667	379	1'315	4.5	130
3	237	119'400	3.1	692	345	1'523	7.2	156
4	250	112'650	7.5	715	410	1'600	-	195
5	210	83'020	4.1	662	410	1'868	-	143
6	196	163'000	3.0	-	520	-	4.2	-
7	-	146'000	-	-	419	1'294	-	137
8	-	124'490	8.3	730	384	2'330	-	185
Moyenne des laboratoires	231	123'982	6.3	674	416	1684	5.1	158

LES POLYCHLOROBIPHENYLES ET LE DDE DANS LES SEDIMENTS SUPERFICIELS DU LEMAN ET DE SES AFFLUENTS

PAR

CLAUDE CORVI, CLAUDINE MAJEUX ET JACQUES VOGEL

LABORATOIRE CANTONAL DE CHIMIE, GENEVE

RESUME

Les polychlorobiphényles (PCB) et le DDE ont été recherchés dans les sédiments superficiels du Léman et de ses affluents. La pollution par ces composés organochlorés est ubiquiste, mais les plus fortes teneurs pour le lac sont observées dans la partie centrale. Certains affluents apparaissent comme source de contamination et de pénétration des PCB dans l'écosystème lémanique.

1. INTRODUCTION

De par leurs propriétés physico-chimiques remarquables, les polychlorobiphényles (PCB) ont été très utilisés dans de nombreux domaines : plastifiants, condensateurs, transformateurs, etc... Aujourd'hui, ces composés organochlorés sont largement répandus dans notre environnement. Il en est de même pour le DDE [1, 1 - dichloro - 2, 2 - bis (p - chlorophényl) éthylène], autre composé persistant, métabolite du DDT très utilisé jusqu'en 1970 pour ses propriétés insecticides.

La nomenclature de ces différents composés est donnée en annexe.

Dans le cadre d'un programme intercantonal de recherches 1981-1985, programme complémentaire à celui de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution, nous avons effectué en 1982 et 1983 des dosages de polychlorobiphényles et de DDE dans les sédiments des affluents et les sédiments récents du Léman.

Les analyses de sédiments lémaniques antérieures à l'élaboration de ce programme sont rares : en 1979, quinze échantillons de la rive suisse du lac sont analysés par ASWALD et al. (1). Puis, quelques sédiments sont prélevés en 1981 sur la côte française par MONOD (2). Plus récemment, une étude de THOMAS et al. (3) donne la répartition des PCB dans le lac pour des échantillons prélevés en 1978.

Le présent travail a pour but l'étude de la contamination des sédiments du Léman, contamination représentative de la sommation des pollutions récentes et passées du système lacustre et l'étude des sédiments d'embouchures d'affluents, matériaux sans cesse renouvelés donnant une image des apports actuels. Cette recherche doit être poursuivie ultérieurement, sur les affluents les plus souillés, afin de déterminer les pollutions ponctuelles le long des cours.

2. METHODE ET MATERIEL

2.1 *PRELEVEMENTS*

Les alluvions fluviales sont collectées en octobre 1982 à raison de quatre échantillons par embouchure des principaux affluents du Léman. Ces échantillons sont prélevés manuellement, en surface, dans des zones calmes des rivières et stockés dans des flacons de verre avec toutes les précautions habituelles pour ce type d'analyse.

Certains affluents vaudois sont échantillonnés à nouveau en 1983, en période d'étiage, afin de confirmer les résultats 1982 susceptibles d'être influencés par la granulométrie trop forte des échantillons prélevés cette année-là.

Des difficultés techniques nous ont contraints à étaler la collecte des sédiments lacustres de mai à septembre 1983. Mais, l'influence de cet étalement des prélèvements sur quelques mois est certainement négligeable dans un écosystème de l'importance du Léman.

Pour l'échantillonnage du lac, nous avons utilisé une benne Shipek et récupéré le premier centimètre de sédiment pour l'analyse. Naturellement, tout le matériel utilisé lors des prélèvements (benne, graisse, récipients, etc...) a été testé au préalable afin de s'assurer de son innocuité envers nos buts analytiques.

Les emplacements des points de prélèvement sont représentés sur la figure 1. Nous avons choisi 108 points sur les quelque 300 de la grille carrée de 1.4 km de côté utilisée par RAPIN et al., (4). Notre sélection s'est effectuée selon deux critères :

- couvrir au mieux l'ensemble du Léman
- éviter les points côtiers trop sensibles aux influences ponctuelles : industries, localités, effluents de stations d'épuration...

2.2 *METHODE*

Les échantillons sont séchés à 60°C, puis tamisés. Afin d'éliminer les effets dilutifs de la fraction sableuse, seule la partie correspondant aux limons et argiles comprise entre 0 et 63 µm est analysée. Si la quantité pondérable de cette fraction est trop faible pour permettre l'analyse, celle-ci est effectuée sur la fraction tamisée à 500 µm (cas de quelques affluents).

Cette méthode de préparation des échantillons n'a pas d'effet sur les dosages : nous l'avons confirmé en réalisant quelques tests sur un échantillon homogénéisé. Le tamisage de l'échantillon humide ou après séchage, et la durée du séchage (testée jusqu'à 70 heures) n'influencent pas l'analyse quantitative ni la nature des PCB dosés.

Pour le dosage des PCB et organochlorés, nous utilisons la méthode AOAC (5), méthode générale d'analyse des résidus d'antiparasitaires : l'extraction est effectuée à l'aide d'un mixer Ultra-Turax sur 5 à 10 g de sédiment tamisé et séché. Après purification sur florisil, une purification complémentaire est réalisée en traitant l'extrait à l'acide sulfurique concentré selon la méthode préconisée par MURPHY (6) : les PCB et organochlorés du type DDT ne sont pas modifiés par ce traitement.

Le soufre est éliminé en laissant l'extrait purifié en contact avec des microbilles de cuivre (le cuivre est préalablement décapé dans une solution d'acide nitrique, rincé abondamment à l'eau distillée et enfin lavé à l'hexane et séché).

Les dosages sont effectués par chromatographie en phase gazeuse dans les conditions suivantes :

- Appareil Hewlett Packard modèle 5710 équipé d'un détecteur à capture d'électrons Ni 63
- Colonne 10 % DC 200 sur Chromosorb W 80-100 mesh; longueur 2 m; diamètre intérieur ¼ de pouce
- Gaz porteur azote 35 ml/mn
- Température : four 200°C
  détecteur 300°C
  injecteur 250°C

La quantification est réalisée sur un intégrateur Hewlett Packard 3390 selon le principe de Webb et Mac Call (7) par comparaison avec un mélange, dans les mêmes proportions, d'Arochlor 1242, 1254 et 1260.

La présence de pp'-DDE dans presque tous les échantillons empêche la détermination de certains congénères de PCB. Une des possibilités offertes pour remédier à cet inconvénient consiste à convertir le DDT et ses métabolites en dichlorbenzophénone par hydrolyse alcaline suivie d'une oxydation (8). Nous avons préféré estimer mathématiquement la concentration de ces congénères plutôt que d'utiliser cette méthode délicate d'hydrolyse. Cette estimation consiste à prendre pour surface du pic PCB interféré par le DDE un pourcentage de la surface du pic PCB suivant du chromatogramme. Cette approximation est possible, vu la similitude, dans la proportion relative des congénères, des chromatogrammes d'analyse et du témoin. D'autre part, nous avons vérifié que cette estimation conduisait à des résultats comparables à ceux obtenus par hydrolyse. La concentration en DDE est mesurée par différence.

3. RESULTATS

3.1 *PCB DANS LES SEDIMENTS DU LEMAN*

Les concentrations de PCB dans les sédiments superficiels du Léman sont comprises entre 9 et 103 µg/kg de sédiment sec (ppb). La teneur moyenne est de 47 ppb et l'écart-type de 24. Sur la figure 2, nous avons représenté, schématiquement, les concentrations mesurées en chaque point de prélèvement. Les teneurs les plus faibles sont observées principalement dans le Haut Lac (Delta du Rhône) ainsi que dans le Petit Lac inférieur. Le Grand Lac apparaît nettement comme la région la plus contaminée, à l'exception d'une zone, comprise entre Thonon et Evian, qui correspond à l'influence du delta de la Dranse ainsi que dans la baie d'Excenevex.

Une très grande similitude apparaît entre la carte dressée par RAPIN et al. (4) sur la contamination par le mercure des sédiments en 1978 et la répartition des PCB selon la figure 2. Cette analogie dans la répartition géographique des polluants est probablement liée aux caractéristiques principales de la contamination, à savoir :

- teneurs faibles du Petit Lac inférieur résultant probablement d'une dilution par l'importante sédimentation carbonatée,
- teneurs faibles également dans les deltas de la Dranse et du Rhône découlant de l'effet dilutif des apports détritiques,
- teneurs élevées dans le Grand Lac à mettre en relation avec l'importance de l'urbanisation de certaines zones : Thonon, Evian, Lausanne, Morges, Rolle. BURGERMEISTER et al. (9) soulignent, par l'analyse de sédiments côtiers, cette augmentation du taux de contamination en fonction de la densité de population. Rappelons que les stations d'épuration constituent une des voies de pénétration des PCB en milieu lacustre (10),
- influence des courants est-ouest le long de la rive nord du Grand Lac.

La forte pollution observée dans la région de Versoix-Hermance est probablement imputable aux rejets des stations d'épuration ou décharges. Cependant, dans le cas de l'Hermance, il faut signaler que nous avons récemment effectué des contrôles le long de ce cours d'eau (11) et que nous n'avons pas décelé d'impact de la station d'épuration sur les sédiments de cette rivière.

Nous notons une teneur relativement élevée au large de Tougues sur la côte française. THOMAS et al. (3) ont également obtenu, dans cette région, une forte teneur qu'ils attribuent à une pollution diffuse d'origine industrielle.

Comme BURGERMEISTER, nous pensons que les teneurs faibles de la baie de Genève sont dues au fait que les eaux usées de la ville sont collectées, traitées et rejetées dans le Rhône, en aval de Genève. Il s'ensuit que l'urbanisation de cette zone n'a pas d'impact notable sur cette partie du lac. Par contre, des analyses de sédiments du Rhône émissaire dans la traversée de l'agglomération genevoise font apparaître de fortes contaminations (11-12).

D'une façon générale, nos résultats et conclusions sur des échantillons en 1983 sont sensiblement les mêmes que ceux de THOMAS et al (3) sur des échantillons de 1978. Ceci signifie qu'il n'y a pas eu d'évolution significative de la contamination ces dernières années, et ce, malgré les restrictions législatives sur l'utilisation des PCB (la sédimentation moyenne dans le Léman est de l'ordre de 1 cm en cinq ans).

La comparaison avec des résultats obtenus par d'autres auteurs (9-2) est intéressante du fait de la nature différente des échantillons. En effet, ces auteurs ont travaillé sur des prélèvements côtiers qui enregistrent des pollutions quelquefois importantes mais localisées. Par exemple, BURGERMEISTER (9) mesure des concentrations de l'ordre de 400 µg/kg près de Lausanne alors que nous notons 100 µg/kg un peu plus au large. De même, en accord avec THOMAS (3), nous n'observons pas de hautes teneurs dans la zone d'influence du delta de la Dranse alors que MONOD (2) enregistre quelques concentrations élevées près de la côte dans cette région. Mais le fait d'observer de plus fortes teneurs dans les zones côtières conduit à penser que les déversements d'eaux usées, les eaux de ruissellement et l'urbanisation sont prépondérants dans les arrivées de PCB dans l'écosystème lémanique, ce qui caractérise une pollution d'origine diffuse.

. *Comparaison avec d'autres lacs*

Les concentrations mesurées dans les sédiments superficiels d'autres lacs et cités par MOWRER (14), THOMAS (3) et leurs collaborateurs, ainsi que les observations d'autres auteurs sont regroupées dans le tableau 1.

TABLEAU 1 - Comparaison des teneurs en PCB et pp'DDE des sédiments de divers lacs (µg/kg)

Lac	pp'DDE		PCB		Référence
	Moyenne	Ecart type	Moyenne	Ecart type	
Léman (1983)	4.2	2.8	47	24	Nos résultats
Léman (1978)	3.7	2.0	43	28	3
Supérieur	1.7	2.2	9	8	3 - 14
Michigan	5.4	8.4	10	16	3
Huron	3	4	13	10	3
Erié	8.2	11.4	95	114	3 - 14
Ontario	12.7	12.5	57	56	3
Constance	0.3*	0.2	136*	93	15

* Moyennes de 7 sédiments côtiers

Ces valeurs montrent que, par rapport à d'autres lacs, la pollution du Léman est importante. Les concentrations mesurées dans le lac de Constance semblent plus élevées, mais en réalité, elles correspondent, à une exception près, à des analyses de sédiments côtiers et devraient être comparées aux concentrations lémaniques mesurées dans les mêmes conditions par BURGERMEISTER et al. (9) qui observent fréquemment dans ce cas des teneurs de l'ordre de 200 à 400 µg/kg, voire même supérieures.

. *Nature des PCB*

L'analyse qualitative des chromatogrammes permet d'apprécier le type de PCB présent : les produits enregistrés correspondent à des polychlorobiphényles moyennement et fortement chlorés que l'on retrouve dans les produits commerciaux du type Arochlor 1254 ou 1260.

L'analyse des échantillons par chromatographie sur colonne remplie ne permet pas la détermination qualitative de congénères. Mais l'analyse sur colonnes capillaires a permis à certains auteurs (9) l'identification des principaux composés présents dans les sédiments lémaniques. Il s'agit des congénères 95, 101, 149, 153, 138, 180 et 170 selon la classification de BALLSCHMITTER (13), c'est-à-dire des produits comportant 5, 6 ou 7 atomes de chlore dans leur molécule.

3.2 *PCB DANS LES SEDIMENTS D'AFFLUENTS*

Nous avons analysé les sédiments d'embouchure des principaux affluents du Léman. Les concentrations moyennes mesurées pour les quatre analyses effectuées par embouchure sont représentées schématiquement sur la figure 3.

Contrairement aux sédiments lacustres, les sédiments superficiels des rivières sont fréquemment renouvelés suite à leur entraînement par le flot en période de crues. Aussi faut-il préciser que l'image de la contamination ne peut être qu'une image instantanée et que les concentrations mesurées ne doivent pas être considérées comme absolues mais plutôt comme le reflet d'une tendance.

Les dépôts des affluents principaux, Rhône et Dranse, apparaissent comme peu contaminés. Ceci résulte probablement de l'effet dilutif des apports détritiques comme nous l'avons souligné dans le cas des dépôts lacustres soumis à l'influence de ces deux affluents.

Parmi les autres affluents principaux, la Venoge est nettement plus contaminée que l'Aubonne. Les plus fortes teneurs sont obtenues dans les sédiments des affluents de la côte suisse du Grand Lac ainsi que dans certains affluents genevois à faible débit, comme le Vengeron et le Nant d'Aisy.

L'impact des affluents sur la contamination du Léman est difficile à apprécier, d'autant plus qu'au niveau lacustre, nos prélèvements sont volontairement éloignés de la côte afin d'éviter les influences locales. Il faut également noter que les contaminations enregistrées par les sédiments lacustres résultent d'une somme d'influences.

Cependant, nous pouvons tenter d'estimer l'acuité de ces apports en calculant un indice de contamination moyen correspondant au rapport des concentrations PCB affluent / PCB lacustre soit :

$$I_m = \frac{\text{Teneur de l'affluent}}{\text{Teneur moyenne du lac}}$$

De même, nous avons calculé un indice de contamination local égal au rapport des teneurs PCB affluent / PCB lacustre local

$$I_l = \frac{\text{Teneur de l'affluent}}{\text{Teneur lacustre locale}}$$

La teneur lacustre prise en considération dans ce cas est la teneur du point le plus proche de l'embouchure de l'affluent considéré (ou la moyenne des points géographiques les plus proches susceptibles d'être influencés par les apports de l'affluent, sans tenir compte des directions des flux ou courants).

Les valeurs de ces indices sont regroupées dans le tableau 2.

La présence de PCB dans ces sédiments renouvelés, et quelquefois en quantité importante, est l'image d'une contamination actuelle. Si nous acceptons pour corollaire le fait que les PCB présents dans un écosystème sont très rapidement adsorbés sur les matières en suspension, un indice de contamination inférieur à 1 indique que les apports en PCB par affluent sont faibles et les matériaux entraînés par le flux auront, pour les sédiments lacustres, un caractère dilutif. C'est le cas actuellement de l'Aubonne, la Dullive, le Rhône, l'Hermance et la Dranse.

Pour d'autres rivières, Chamberonne, Eau Froide, Grand Canal, Veveyse, etc...,un indice élevé implique une contamination présente, importante, qui devrait contribuer à faire augmenter la teneur en PCB des sédiments lacustres de leur région.

Il est impossible d'apprécier et de différencier l'influence des apports fluviaux des autres sources, mais on peut supposer que les fortes teneurs en PCB de la région Morges-Lausanne sont liées à la qualité médiocre des affluents de cette zone.

L'impact sur les sédiments lacustres de la Veveyse n'est pas sensible au large de Vevey, mais BURGERMEISTER et al. (9) ont déjà observé de fortes teneurs près de la côte dans les sédiments de cette région.

Il est certain, également, que l'influence d'un affluent est aussi fonction du débit. Ainsi, bien que fortement contaminés, le Nant d'Aisy et le Vengeron, à faibles débits,(respectivement 0.1 et 0.2 m^3/sec) n'ont pas d'impact visible sur la teneur en PCB des sédiments au large de leurs embouchures.

TABLEAU 2 - Concentrations en PCB et DDE des sédiments d'embouchures de rivières et indices de contamination

Affluent	Concentration en pp'-DDE (ppb)	Concentration en PCB (ppb)	Indice de contamination moyen = I_m	Indice de contamination local = I_l
Aubonne	traces	< 5	0.1	0.1
Chamberonne	8.3	151	3.2	2.5
Dullive	22	11	0.2	0.2
Eau Froide	6.1	100	2.1	9.1
Flon	2.3	47	1	0.5
Grand Canal	10.9	66	1.4	7.3
Lutrive	20.5	99	2.1	3.4
Morges	20	40	0.8	0.6
Paudèze	2.7	70	1.5	1.6
Venoge	5.4	94	2	1.4
Veveyse	0.8	187	4	18.7
Rhône	n.d.*	< 10	0.2	0.8
Canal Stockalper	n.d.	52	1.1	3.5
Morge St-Gingolph	n.d.	< 20	0.5	2
Bouverette	n.d.	25	0.5	1.8
Hermance	3	< 10	0.2	0.2
Nant d'Aisy	n.d.	112	2.4	5.65
Vengeron	n.d.	226	4.8	9.8
Versoix	5	52	1.1	1.6
Dranse	traces	12	0.2	0.5

n.d. = non décelé

3.3 *AUTRES ORGANOCHLORES*

Le produit de deuxième importance après les PCB, que nous observons dans les sédiments du lac est le pp'-DDE. Cet organochloré, métabolite du DDT, a été trouvé dans tous les échantillons alors que nous n'avons décelé la présence importante de pp'-DDT qu'en un seul point dans la baie d'Excenevex-Sciez (10.4 µg/kg).

La concentration moyenne du pp'DDE dans les sédiments lacustres est de 4.2 µg/kg et l'écart-type de 2.8 (extrêmes 0.2 et 14.4 µg/kg). Cette teneur moyenne n'est pas significativement différente de celle mesurée par THOMAS et al.(3) en 1978.

Notre limite de détection du pp'DDT et du DDD est supérieure à celle de THOMAS et al. (3), ce qui explique que nous n'avons pas observé fréquemment ces produits. La présence de DDE, métabolite du DDT, en quantité plus importante est caractéristique d'une pollution passée en voie de résorption.

La figure 4 illustre la répartition des teneurs de DDE dans les sédiments du lac. Les plus fortes concentrations sont observées dans le Grand Lac inférieur.

Quelques teneurs élevées de DDE sont encore rencontrées dans des affluents. C'est le cas de la Dullive, la Lutrive et la Morges, affluents de zone viticole.

4. CONCLUSION

La contamination par les PCB des sédiments superficiels du Léman est ubiquiste, mais de plus fortes teneurs sont observées dans le Grand Lac et en quelques points du Petit Lac. Les concentrations élevées rencontrées sont à mettre en relation avec l'urbanisation des côtes et les apports d'origine diffuse. Certains affluents sont nettement contaminés. L'impact de leurs apports sur l'ensemble de l'écosystème lémanique est difficilement appréciable. Cependant, on peut redouter que, dans le cas d'affluents à indice de contamination élevé, cet impact soit sensible ces prochaines années.

BIBLIOGRAPHIE

(1) ASWALD, K., BURGERMEISTER, G., MACHADO, L. et MOWRER, J. : Etude préliminaire de la pollution du Léman par les PCB - Ecole polytechnique fédérale de Lausanne - Suisse (1979).

(2) MONOD, G., : Etude de la contamination chimique du Lac Léman par les résidus organochlorés : Polychlorobiphényles et DDT - Thèse Université Claude Bernard - Lyon - France (1983).

(3) THOMAS, R.L., VERNET, J.P., et FRANK, R. : Σ DDT, PCBs and HCB in the sediments of lake Geneva and upper Rhône River - Environmental Geology, 5, 103-113 (1984).

(4) RAPIN, F., DAVAUD, E. et VERNET, J.P. : Etude générale de la pollution des sédiments du Léman - Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution, 294-309 (1978).

(5) General method for chlorinated and phosphated pesticides - Official methods of analysis of the AOAC, 11ème édition, chapitre 29, page 475 (1970).

(6) MURPHY, P.G. : Sulfuric acid for the cleanup of animal tissues for analysis of acid-stable chorinated hydrocarbon residues - J. Assoc. Offic. Analyt. Chemists, 55, 1360-1362 (1972).

(7) WEBB, R.G. et MAC CALL, A.C. : Quantitative PCB standards for electron capture gas chromatography - J. of Chromatographic Science, 11, 366-373 (1973).

(8) JENSEN, S., JOHNELS, A.G., OLSSON, N., et OLTERLIND, G., : DDT and PCB in herring and cod from the Baltic, the Kattegat and the Skagerrak - Ambio Special Report, 1, 71 (1972).

(9) BURGERMEISTER, G., ASWALD, K., MACHADO, L., MOWRER, J., et TARRADELAS, J. : Concentrations en PCB et DDT des sédiments superficiels de la rive suisse du lac Léman - Schweiz. Z. Hydrol., 45/1, 233-245 (1983).

(10) DE ALENCASTRO, L.F., et TARRADELLAS, J. : Etude de la concentration en PCB des eaux usées dans les stations d'épuration - Gas, Wasser, Abwasser, 3, 113-122 (1983).

(11) CORVI, Cl. et VOGEL, J. : Contamination des sédiments superficiels des principales rivières du canton de Genève par les Polychlorobiphényles et DDT - A paraître dans la Revue Suisse d'Hydrobiologie (1985).

(12) BURGERMEISTER, G., et TARRADELLAS, J. : Concentrations en PCB dans le Léman, le Rhône genevois et des boues de quelques stations d'épuration en Suisse. Actes du Colloque "Les PCB en Suisse", EPFL 1980 - Publication IGE-EPFL No 8 (1980).

(13) BALLSCHMITER, K., et ZELL, M. : Analysis of Polychlorinated Biphenyls by glass capillary gas chromatography . Fresenius Z. Anal. Chem., 302, 20-31 (1980).

(14) MOWRER, J., ASWALD, K., BURGERMEISTER, G., MACHADO, L. et TARRADELLAS, J. : PCB in Lake Geneva Ecosystem Ambio, 355-358 (1982).

(15) Schadstoffe in Bodensee-Sedimenten. Bericht 31 der Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (1984).

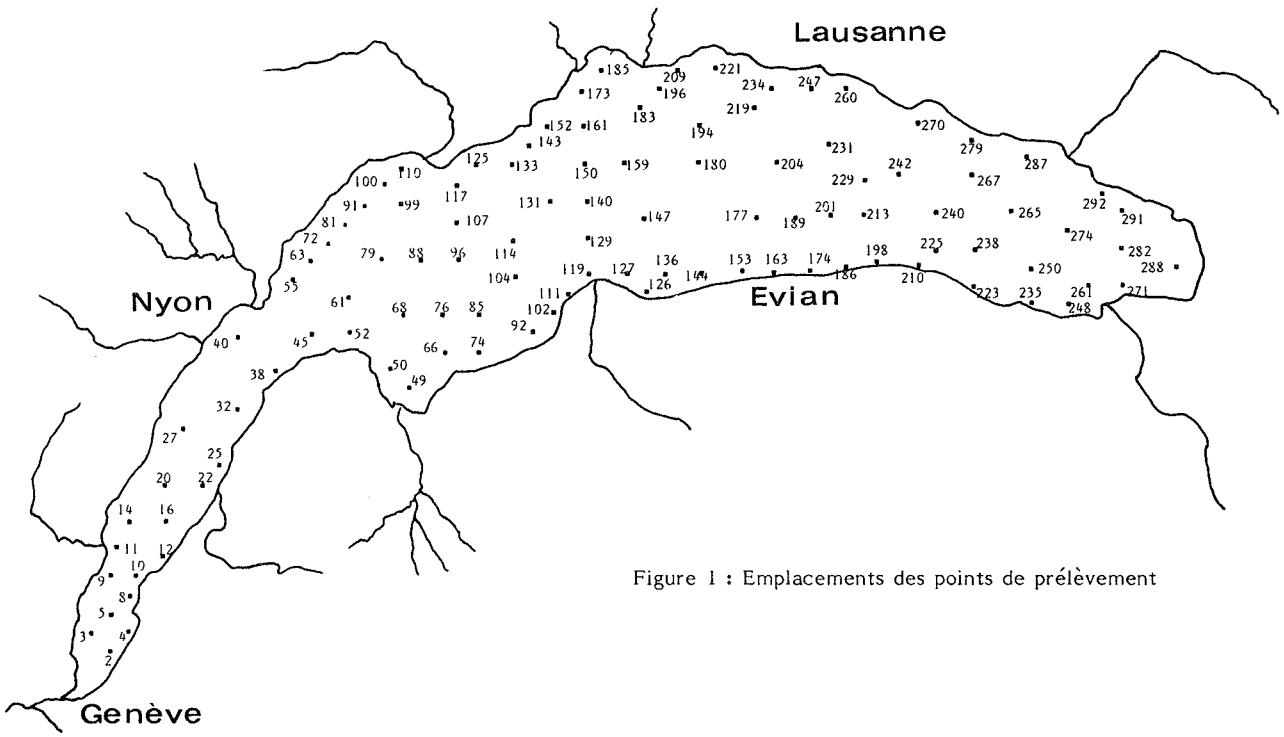


Figure 1 : Emplacements des points de prélèvement

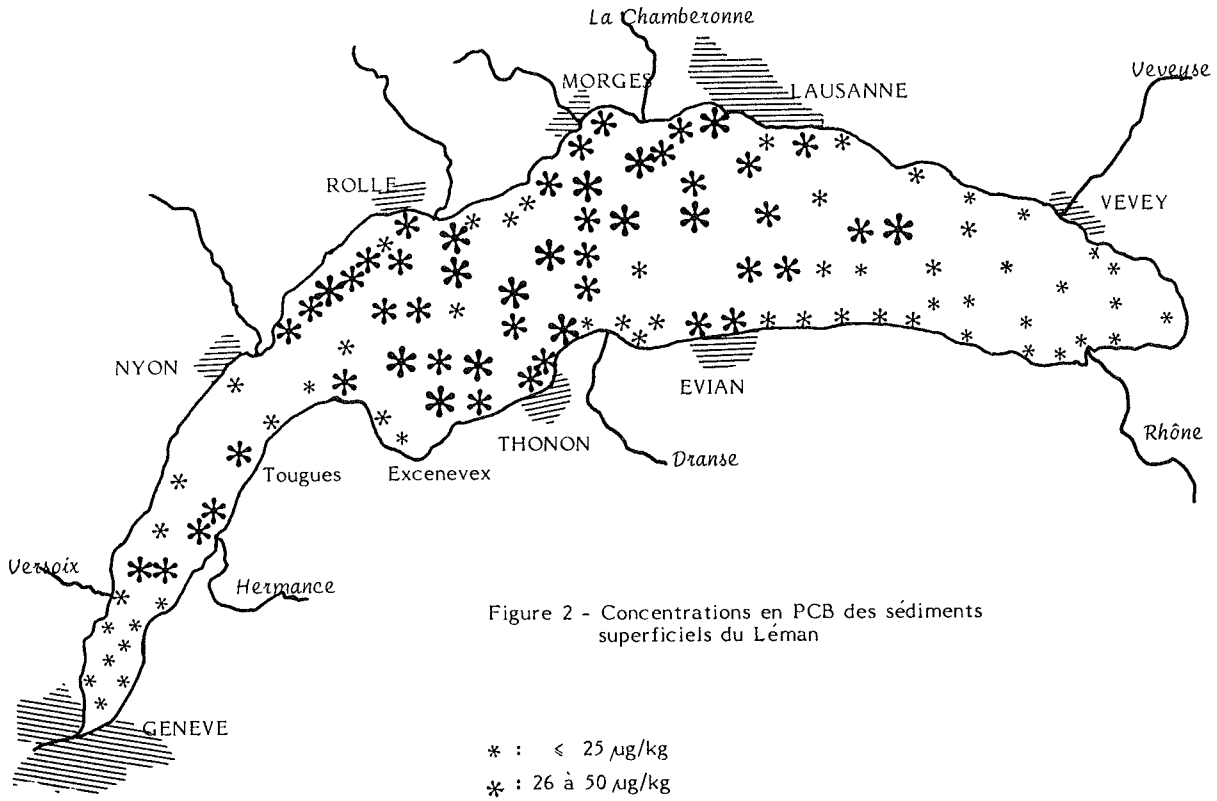


Figure 2 - Concentrations en PCB des sédiments superficiels du Léman

* : ⩽ 25 µg/kg

* : 26 à 50 µg/kg

* : 51 à 75 µg/kg

* : ⩾ 75 µg/kg

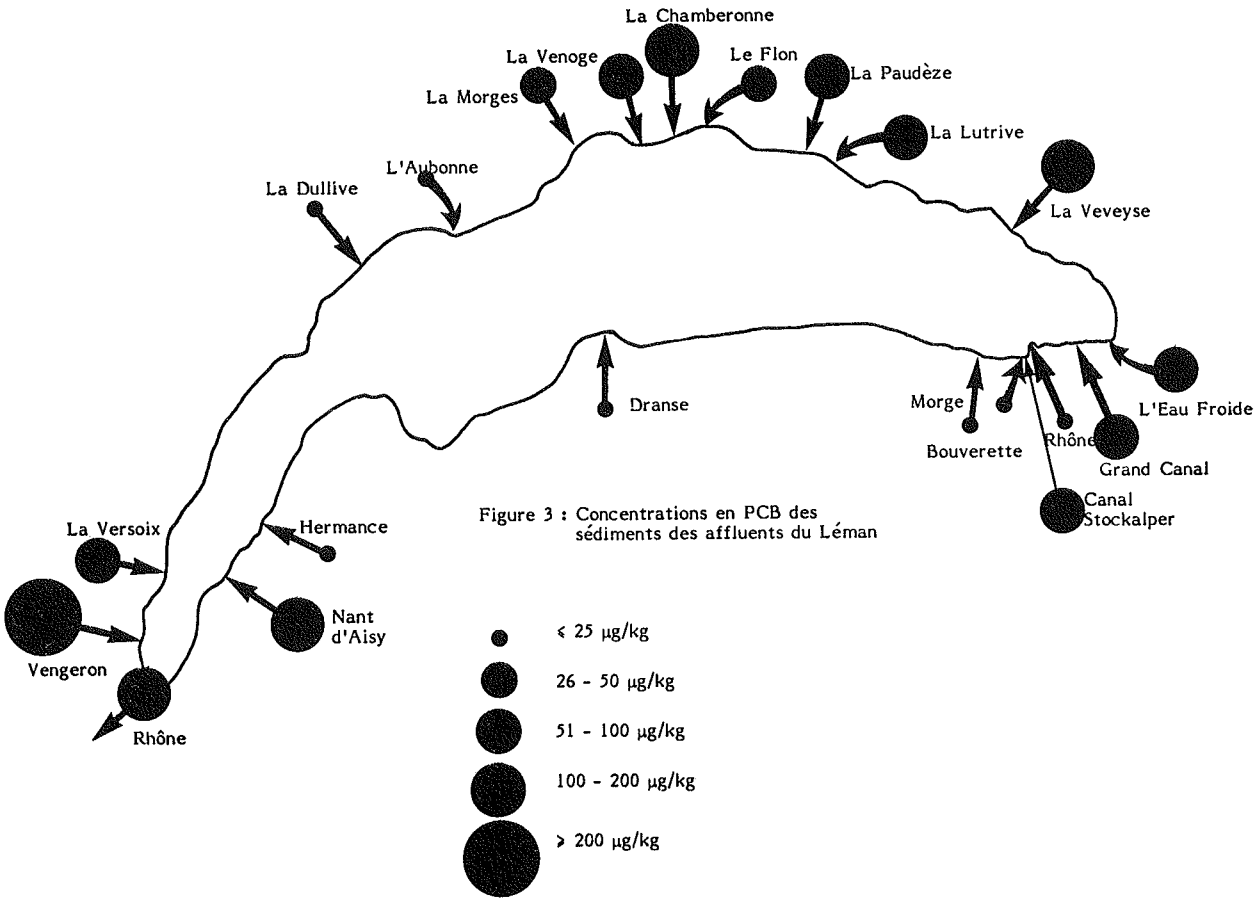


Figure 3 : Concentrations en PCB des sédiments des affluents du Léman

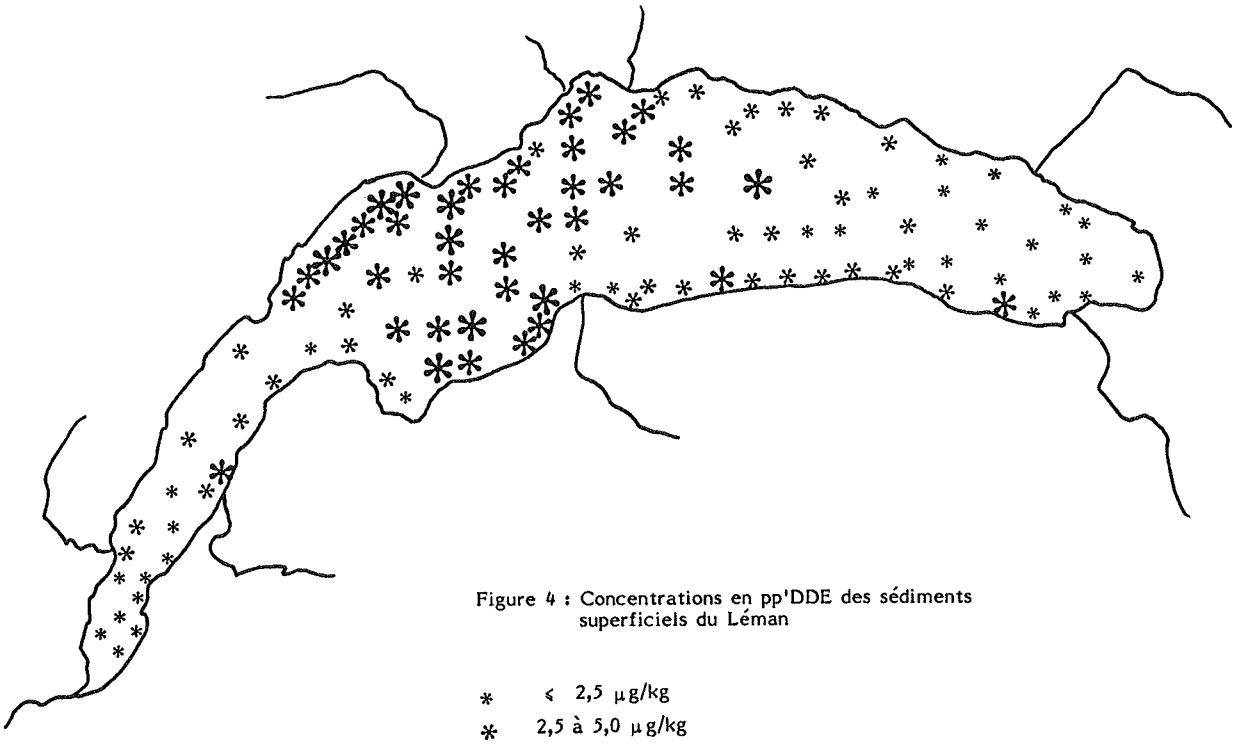


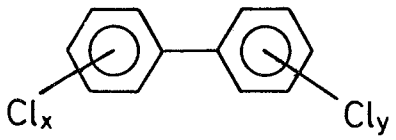
Figure 4 : Concentrations en pp'DDE des sédiments superficiels du Léman

* ≤ 2,5 µg/kg
* 2,5 à 5,0 µg/kg
* 5,1 à 7,5 µg/kg
* 7,5 µg/kg

ANNEXE

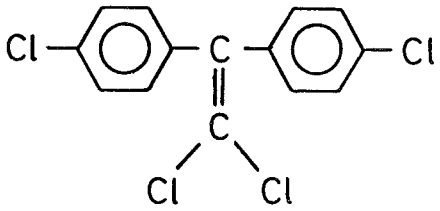
NOMENCLATURE DES COMPOSES CHIMIQUES CITES DANS LE TEXTE

. *STRUCTURE MOLECULAIRE DES POLYCHLOROBIPHENYLES (PCB) :*

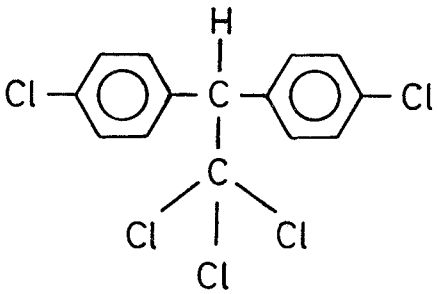


(x et y représentent le nombre d'atomes de chlore)

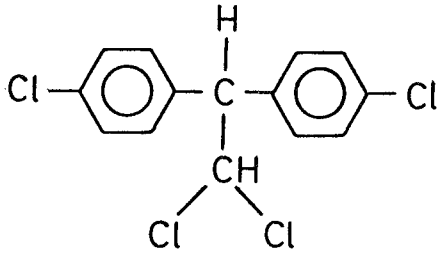
. *STRUCTURE MOLECULAIRE DU [1,1 - dichloro - 2,2 - bis (p - chlorophényl) éthylène] ou pp'DDE :*



. *STRUCTURE MOLECULAIRE DU [1,1,1 - trichloro - 2,2 - bis (p - chlorophényl) éthane] ou pp'DDT :*



. *STRUCTURE MOLECULAIRE DU [2,2 - bis (p - chlorophényl) - 1,1 - dichloéthane] ou pp'DDD :*



RESUME ET CONCLUSIONS GENERALES

CAMPAGNE 1985

Les deux faits climatologiques qui ont marqué l'année 1985 sont la vague de froid de janvier et la sécheresse de septembre et octobre.

L'eau du lac était pratiquement homotherme en février avec une température moyenne de 5.3 °C (0.2 °C de moins que l'année précédente). Cette homothermie s'est prolongée jusqu'à mi-mars. Cependant, du fait de l'absence de vent fort en février et en mars, le brassage des eaux a été incomplet cette année dans la zone la plus profonde du lac. L'homogénéité physico-chimique n'a pas été réellement atteinte, même en mars, comme ce fut le cas effectivement en mars 1984.

La sécheresse de septembre-octobre s'est fortement marquée par une diminution de 20 à 30 %, par rapport à 1984, des débits moyens annuels des rivières n'étant pas alimentées par un système glaciaire (Venoge-Aubonne). Par contre, on note une augmentation du débit moyen de près de 15 % pour le Rhône.

- Au point de vue des apports au lac, l'année 1985 est caractérisée par :

  - des apports hydrauliques inférieurs à la moyenne interannuelle, mais cependant supérieurs de 10 % à ceux de l'année 1984;

  - une baisse des apports en azote minéral total (- 12 % par rapport à 1984), en azote organique (- 9 %) et en chlorures (- 4 %);

  - une hausse des apports en phosphore. Le bilan des apports en phosphore total se présente comme suit :

. apports par les quatre affluents principaux	819 tonnes
. apports par les affluents secondaires (estimation à partir d'une régression entre les valeurs de ces affluents et celles de l'Aubonne + Venoge en 1972-1980)	78 tonnes
. apports par les stations d'épuration rejetant leurs eaux directement au lac ou dans des rivières non prises en compte	86 tonnes
. apports atmosphériques (moyenne des charges depuis 1977)	60 tonnes
	1'043 tonnes

    L'augmentation de 20 % par rapport à 1984 est partiellement due au déficit hydraulique et aux faibles crues de l'année 1984 qui ont limité l'érosion cette année-là. Il faut toutefois relever que les apports en phosphore en 1985 sont les plus faibles, à l'exception de 1984, depuis quinze ans;

  - des apports stables en phosphore par les stations d'épuration qui, dans le bassin lémanique, en retiennent environ 700 tonnes;

  - des charges en ammoniaque, en nitrates, en chlorures et en phosphore total (moyenne annuelle pondérée : 0.236 mg P/l) très élevées dans la Venoge;

  - une diminution des apports en zinc par le Rhône (seule rivière étudiée pour les métaux lourds dans l'eau) et une stabilité pour le cuivre. Par contre, il y a une nette augmentation des apports en plomb (double des apports de 1984), on retrouve les valeurs des années 1981-1982;

  - une contamination par le mercure des sédiments du Rhône, qui s'est stabilisée, avec néanmoins une très légère augmentation (10 %) par rapport à 1984; en général une stabilisation des pollutions polymétalliques dans les sédiments des canaux et rivières de la plaine du Rhône;

  - des problèmes liés à des rejets ponctuels (usines d'incinération) qui provoquent de très fortes contaminations polymétalliques. Ce phénomène est particulièrement marqué à Penthaz dans la Venoge où l'on mesure de plus des teneurs élevées en PCB (communication orale de Cl. CORVI, résultats non encore publiés);

  - des apports non négligeables en PCB par certaines rivières et ceci malgré l'interdiction de l'utilisation de ce produit depuis 1972.

Au niveau des couches superficielles du lac on constate en 1985 une très bonne concordance entre les poussées du phytoplancton et la sursaturation en oxygène des eaux (figure 1). La sursaturation s'est maintenue jusqu'à mi-octobre par suite de l'allongement de la période de stratification estivale des eaux due à l'automne particulièrement chaud et ensoleillé.

Les fortes valeurs hivernales de la transparence (17.2 m en février) sont associées à une faible valeur de la biomasse phytoplanctonique (figure 1). La transparence diminue ensuite régulièrement au fur et à mesure du développement du phytoplancton; le minimum de transparence, observé fin mai (2.2 m), est associé à l'abondance printanière maximale du phytoplancton. On relève une nette augmentation de la transparence (10.1 m) au mois de juin; ceci est dû au développement important du zooplancton (figure 1) qui entraîne un éclaircissement des eaux par suite du broutage du phytoplancton de petite taille par des daphnies. En septembre et octobre a eu lieu un nouvel envahissement du Léman par *Oscillatoria rubescens*. Le caractère épisodique de la prolifération de cette cyanophycée dans le Léman s'explique mal; car il semble que depuis de nombreuses années les conditions trophiques nécessaires, particulièrement les teneurs en phosphore et en azote, sont réunies pour permettre une prolifération importante et plus régulière de cet organisme. Le ou les facteurs responsables du déclenchement du phénomène sont peut-être à rechercher dans certaines conditions de température, de lumière et de stabilité de l'épilimnion, favorables ou non selon les années. L'épisode de 1985 est le moins important des trois épisodes majeurs observés depuis 1978, tant au point de vue de l'abondance moyenne que maximale. L'un des inconvénients du développement de cette espèce, qui peut descendre en profondeur, est qu'elle est éventuellement susceptible de perturber la qualité de l'eau des pompages d'eau potable.

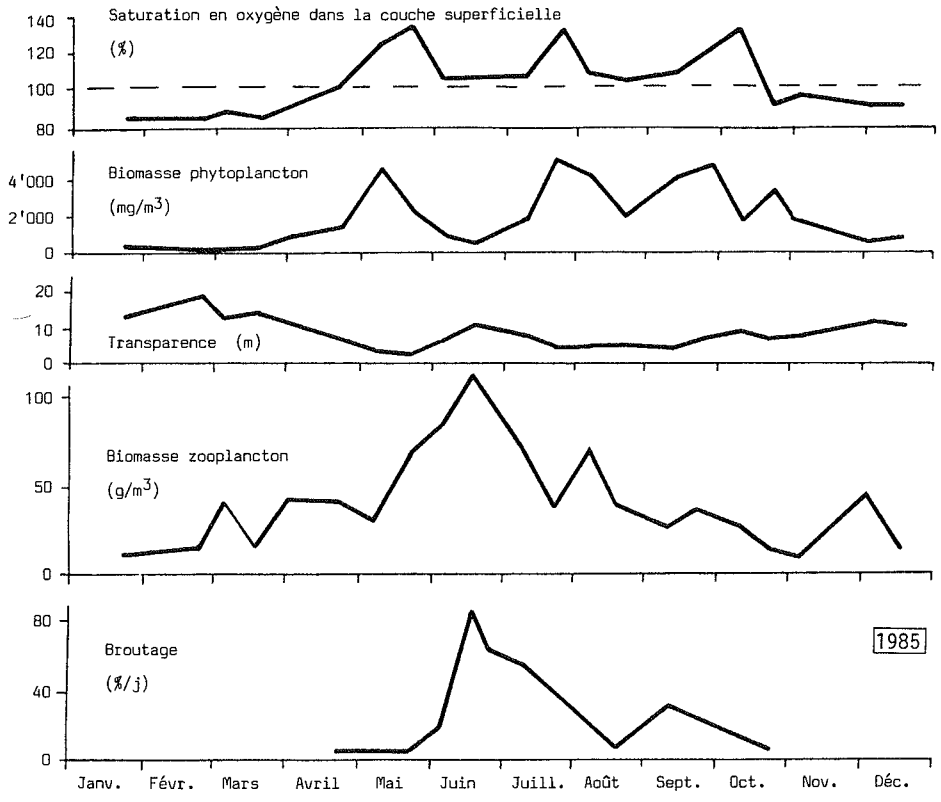


Fig. 1 : Variations de divers paramètres dans les couches d'eau superficielle en 1985.

L'année 1985 a été marquée dans le lac par un brassage presque total des eaux, après ceux de 1979, 1981 et 1984, ce qui rend la situation du régime général de l'oxygène très favorable. Cette évolution est bien mise en évidence à la figure 2.

Une situation critique avec moins de 4 mg d'oxygène par litre n'a été observée que quelques semaines au niveau le plus profond (309 m) du lac. La situation très favorable du régime de l'oxygène de ces dernières années pourrait se dégrader rapidement si la période entre deux brassages complets dépassait deux à trois ans. Il faut relever que la température des eaux du fond est toujours élevée, ce qui rend l'homothermie et le brassage des eaux plus facile.

L'examen minutieux des anomalies physico-chimiques rencontrées dans les couches profondes du lac et des mesures de courantométrie dans le canyon profond du Rhône montrent avec certitude que les eaux du Rhône, dans leur régime actuel, peuvent dans certaines conditions pénétrer en profondeur dans le lac et réapprovisionner ainsi en oxygène les couches du fond. Il faudrait s'assurer que des modifications du régime actuel des eaux du Rhône ne perturbent pas ce phénomène bénéfique pour le lac.

On constate une tendance assez nette vers une diminution des apports en phosphore (figure 2) depuis 1982. Cette décroissance pourrait être partiellement liée à l'érosion plus faible de ces dernières années due aux apports hydriques inférieurs à la moyenne depuis 1983.

Par rapport aux années précédentes, la teneur en phosphore dans le lac diminue. Le Grand Lac a perdu environ 300 tonnes par rapport à 1984 et 800 tonnes par rapport à 1981. La concentration moyenne en phosphore total dans le lac est de 0.073 mg P/l en 1985. Cependant, cette concentration est encore 2.4 fois supérieure à l'objectif à atteindre (≈ 0.030 mg P/l).

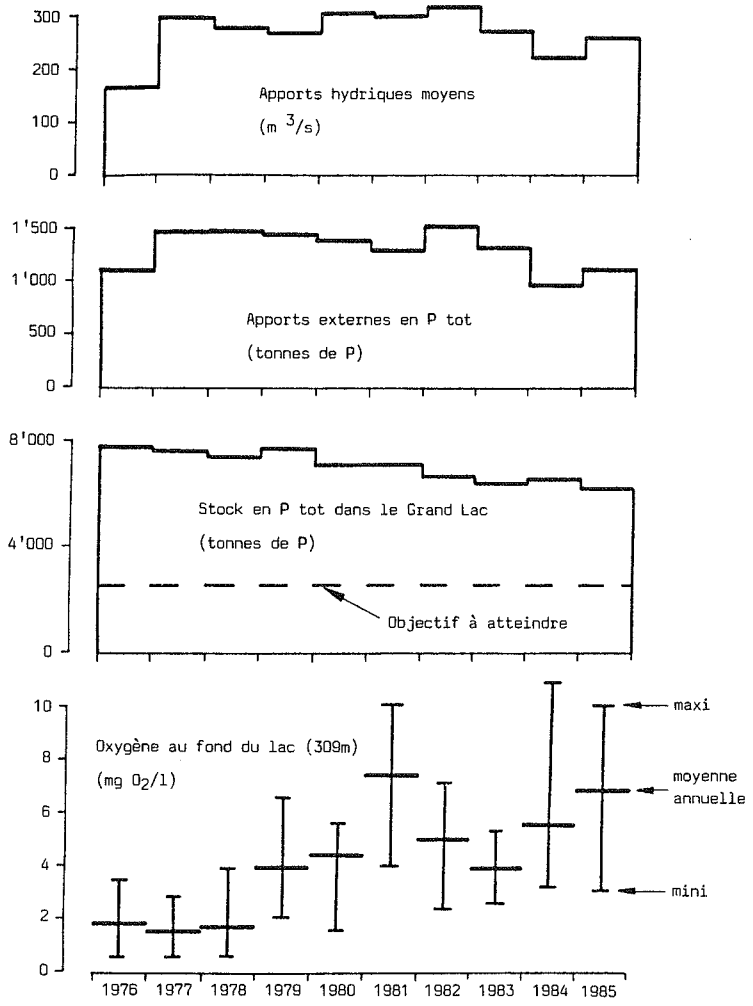


Fig. 2 : Evolution de quelques paramètres pendant les 2 derniers plans quinquenaux (1976-1985).

Par contre, le stock d'azote total continue de progresser (+ 4 % par rapport à 1984). Il en est de même pour les chlorures (+ 5 %). Relevons que pour ces deux éléments, les stocks dans le lac augmentent, bien que les apports des rivières aient baissé par rapport aux années précédentes. Ce phénomène s'explique par le fait que les concentrations moyennes dans les apports sont toujours plus élevées que les concentrations moyennes dans le lac.

- Le rapport sur le fonctionnement des stations d'épuration met en évidence les points suivants :

- 5 nouvelles stations ont été mises en service (∿ 6'000 équivalents habitants). Il y a 131 stations (1'850'600 équivalents habitants) en service dans le bassin lémanique au 1er janvier 1986;

- 39 stations représentant 59'180 équivalents habitants (soit le 3.2 %) ne pratiquent pas encore la déphosphatation.

- l'élimination moyenne du phosphore reste relativement stable : ∿ 80 %;

- les contrôles analytiques (selon les normes de la Commission internationale : 4 contrôles sur 24 heures) sont toujours insuffisants pour de trop nombreuses stations :

STEP contrôlées	71.6 % de la capacité totale
STEP insuffisamment contrôlées (1 à 3 contrôles)	27.8 % de la capacité totale
STEP non contrôlées	0.6 % de la capacité totale

- un effort particulièrement énergique doit être fait pour la mise en ordre des réseaux de canalisation en raccordant les eaux usées non captées et en éliminant les eaux claires parasites.