

S O M M A I R E

RESUME ET CONCLUSIONS GENERALES

9

1.	METEOROLOGIE	17
1.	Introduction	17
2.	Température de l'air	17
3.	Pluviométrie	19
4.	Insolation	20
5.	Rayonnement	21
6.	Vent	22
7.	Conclusions	23
2.	EVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LEMAN	25
1.	Méthodes	25
2.	Régime thermique et influence sur la stratification ou le mélange des eaux	27
3.	Evolution saisonnière dans les couches superficielles	29
4.	Evolution saisonnière dans les couches profondes	36
5.	Evolution interannuelle des principaux éléments	41
6.	Conclusions	46
-	Bibliographie	46
3.	RECHERCHE DE METAUX DANS L'EAU DU LEMAN	47
1.	Introduction	47
2.	Echantillonnage	47
3.	Principe des méthodes analytiques	47
4.	Résultats	48
5.	Conclusions	48
-	Bibliographie	49
4.	EVOLUTION DU PLANCTON DU LEMAN	53
1.	Introduction	53
2.	Méthodes	54
2.1	Phytoplancton	54
2.2	Transparence	54
2.3	Chlorophylle et production primaire	54
2.4	Zooplancton	54
3.	Phytoplancton	55
3.1	Fréquence des espèces	55
3.2	Variations dans les principaux groupes	55
3.3	Evolution de la biomasse	58
4.	Chlorophylle	60
5.	Production primaire	63
5.1	Variations saisonnières	63
5.2	Production primaire annuelle	63
6.	Zooplancton	67
6.1	Biovolume sédimenté	67
6.2	Rotifères	67
6.3	Entomostracés	70
6.4	Remarques générales sur le zooplancton en 1987	75
7.	Conclusions	75
-	Bibliographie	75

5.	LE BACTERIOPLANCTON	77
1.	Méthodes	77
2.	Résultats	78
	2.1 Evolutions saisonnières et répartitions verticales	78
	2.2 Les relations trophiques à l'échelle annuelle	79
3.	Conclusions	79
-	Bibliographie	83
6.	ETUDE DE LA VARIATION SAISONNIERE DES PHENOMENES DE MELANGE DANS L'HYPOLIMNION DU LEMAN	85
1.	Introduction	85
2.	Mesures	86
3.	Développement de la distribution des températures	86
4.	Coefficients de diffusion thermique verticaux	90
	4.1 Calcul à l'aide de la méthode du gradient de flux	90
	4.2 Calcul à l'aide de l'équation de diffusion	91
5.	Conclusions	91
-	Bibliographie	91
7.	DETERMINATION DES FLUX DE NUTRIMENTS SOUS FORME PARTICULAIRE DANS LE LEMAN A L'AIDE DE TRAPPES A SEDIMENTS	97
1.	Introduction	97
2.	Méthodologie	99
3.	Etude des flux de nutriments	100
	3.1 Flux du phosphore	100
	3.2 Taux d'azote total	103
	3.3 Flux de carbone organique	104
	3.4 Flux de calcite	104
	3.5 Flux de carbone total	105
	3.6 Taux de sédimentation	106
4.	Conclusions	107
-	Bibliographie	108
8.	LES POLYCHLOROBIPHENILES	119
A.	DANS LES POISSONS DU LEMAN	
B.	DETERMINATION DE LEUR FLUX DANS LE LAC A L'AIDE DE TRAPPES A SEDIMENTS	
1.	Introduction	119
2.	Etudes antérieures	120
	2.1 Rappel bibliographique	120
	2.2 Contamination des poissons par les PCB	120
3.	Les PCB dans les poissons du Léman	120
	3.1 Echantillonnage	120
	3.2 Méthode	123
	3.3 Résultats	123
4.	Détermination des flux des PCB dans le lac à l'aide de trappes à sédiments	127
	4.1 Méthodologie	127
	4.2 Résultats	127
5.	Conclusions	131
-	Bibliographie	132
9.	POLLUANTS METALLIQUES DANS LA FAUNE PISCICOLE	133
1.	Introduction	133
2.	Echantillonnage et méthodes	133
3.	Résultats	134
	3.1 Mercure	134
	3.2 Plomb	137
	3.3 Cadmium	137
	3.4 Chrome et zinc	139
4.	Conclusions	140
-	Bibliographie	140

10.	ETUDE DES AFFLUENTS DU LEMAN ET DE SON EMISSAIRE	141
	1. Généralités	141
	2. Débits des affluents et de l'émissaire	142
	3. Apports annuels et composition de l'eau des affluents	143
	3.1 Azote minéral et organique	143
	3.2 Orthophosphates et phosphore total	146
	3.3 Chlorures	149
	3.4 Potassium	150
	3.5 Carbone organique	150
	3.6 Silice	151
	3.7 Sulfates	152
	3.8 Calcium	152
	3.9 Magnésium	153
	3.10 Sodium	153
	3.11 Cuivre, zinc et plomb	153
	4. Conclusions	154
11.	FLUX PARTICULAIRES DE QUELQUES NUTRIMENTS ET METAUX DANS LES SUSPENSIONS DE QUATRE AFFLUENTS DU LEMAN	155
A.	RHONE A LA PORTE DU SCEX	155
	1. Introduction	156
	2. Méthodologie	156
	3. Résultats	158
	3.1 Phosphore	158
	3.2 Carbone et azote organiques	158
	3.3 Mercure, cadmium et autres métaux lourds	158
	4. Conclusions	162
	- Bibliographie	162
B.	VENOGE, AUBONNE ET PROMENTHOUSE	163
	1. Avant-propos	163
	2. Introduction	164
	3. Méthodes	165
	4. Hydrologie	166
	5. Représentativité de l'échantillonnage	168
	6. Discussion des résultats	168
	6.1 Ensemble des éléments	168
	6.2 Phosphore	168
	7. Conclusions	174
	- Bibliographie	175
12.	CONTROLES DES STATIONS D'EPURATION	177
	1. Avant-propos	178
	2. Introduction	178
	3. Population raccordée, capacité des stations d'épuration et fréquence des contrôles par bassin versant	179
	3.1 Capacité et population annoncée	179
	3.2 Fréquence des contrôles	180
	4. Normes de rejet et rendement d'épuration. Résultats par bassin versant	182
	4.1 Demande biologique en oxygène (DBO ₅)	182
	4.2 Phosphore total	184
	5. Flux de pollution et apports au Léman par les STEP et leurs réseaux	187
	5.1 Matières organiques	187
	5.2 Phosphore total	187
	5.3 Apports directs au lac des six principales STEP du bassin hydrographique du lac Léman	188
	6. Charges spécifiques journalières	190
	6.1 Charge hydraulique	190
	6.2 Charges en matières organiques et en phosphore total	190
	7. Evolution des charges en phosphore à l'entrée des STEP suite à l'interdiction des phosphates dans les produits de lavage textiles en Suisse	191
	8. Conclusions	192
	- Bibliographie	194

13.	APPORTS POLLUANTS AU LAC LEMAN EN PROVENANCE DES DEVERSOIRS D'ORAGE	195
1.	Préambule	195
2.	Introduction	196
3.	Brève description des réseaux	197
3.1	Lausanne	197
3.2	Vevey-Montreux	197
3.3	Morges	197
3.4	Pully	197
4.	Approche	198
4.1	Méthode "a" défaut par rapport à un flux temps sec	198
4.2	Méthode "b" défaut par rapport à la population raccordée annoncée	200
5.	Résultats	200
5.1	Charges en phosphore déversées selon méthode "a"	200
5.2	Charges déversées selon méthode "b"	205
6.	Conclusions	211
6.1	Conclusions quant à la méthodologie	211
6.2	Conclusions générales	211
-	Bibliographie	214
14.	APPORTS AU LEMAN DES FORMES DISPONIBLES DU PHOSPHORE	215
1.	Introduction	215
2.	Méthode	215
3.	Résultats	216
4.	Conclusions	222
-	Bibliographie	223
15.	MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES EFFLUENTS DE STEP, LES EAUX DU RHONE ET LES EAUX DU LEMAN	225
1.	Introduction	225
2.	Echantillonnage	225
2.1	Eaux du Léman	225
2.2	Effluents de stations d'épuration	226
2.3	Eaux du Rhône	226
3.	Principe des méthodes analytiques	226
3.1	PCB et PAH	226
3.2	Chlorophénols et esters phosphoriques	226
3.3	Atrazine et NTA	226
4.	Résultats	227
4.1	Eaux du Léman	227
4.2	Les des eaux des stations d'épuration et du Rhône (Porte du Scex)	229
5.	Conclusions	234
-	Bibliographie	234
16.	RECHERCHE DE NTA ET D'EDTA DANS L'EAU DU LEMAN	235
1.	Introduction	235
2.	Echantillonnage	236
3.	Méthode	236
4.	Résultats et discussion	237
5.	Conclusions	237
-	Bibliographie	241
17.	ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES	243
1.	Analyses comparatives d'eau	243
2.	Analyses comparatives de métaux lourds et de NTA	259
3.	Conclusions	264
-	ADRESSES DES AUTEURS DES RAPPORTS	265

RESUME ET CONCLUSIONS GENERALES

Campagne 1987

PAR

GRUPE DE TRAVAIL PROGRAMME QUINQUENNAL ET RAPPORTS

COMPORTEMENT DU LAC EN 1987

L'année 1987 a été marquée par un hiver relativement doux avec seulement une courte période de froid en janvier. Cette situation n'a pas permis l'homogénéisation thermique de l'ensemble des eaux du lac et la circulation des eaux n'a pas atteint 200 mètres de profondeur. En conséquence, à la fin de l'hiver, la réoxygénation des eaux profondes a été incomplète et les concentrations en oxygène sont tombées en dessous de 4 mg/l dès le mois de septembre (minimum : 2.5 mg/l le 5 octobre). Le brassage ne s'est pas produit non plus pendant l'hiver 1987-1988. Il faut donc s'attendre à des conditions d'oxygénation très mauvaises à fin 1988.

La croissance des algues a débuté de façon précoce (mi-avril) en 1987; cette biomasse algale est due à du nanoplancton constitué principalement de diatomées. Après une phase des eaux claires, brève mais bien marquée, observée à fin juin (période durant laquelle le zooplancton très abondant broute le phytoplancton), se développent des algues de grande taille fortement dominées par *Ceratium* espèce qui présente une biomasse importante en août. La succession des espèces du phytoplancton et du zooplancton est comparable à celle des années précédant 1986. On ne retrouve pas la dominance des chlorelles, espèce nanoplanctonique, qui avait marqué l'année 1986.

Mise à part la brève période des eaux claires, la production algale s'est maintenue à un niveau remarquablement élevé d'avril à septembre du fait de l'instabilité des couches superficielles, provoquée par la fréquence des vents, qui a favorisé l'approvisionnement en nutriments à partir des couches sous-jacentes. En conséquence, la production annuelle nette atteint en 1987 une valeur record de près de 300 g C/m².an, bien que l'on ait noté la plus faible insolation de ces dix-sept dernières années. La production algale de ces deux dernières années montre que le Léman peut se comporter comme un lac franchement eutrophe.

A l'échelle annuelle, un tiers de l'activité du bactérioplancton a lieu dans la couche 0-20 mètres. Sur l'ensemble de la colonne d'eau, environ 30 % de la production primaire phytoplanctonique passe au travers du compartiment bactérioplanctonique dont la production a atteint 93 g C/m².an. En se basant sur l'abondance du bactérioplancton, le Léman se classe à la limite entre les lacs méso-eutrophes et eutrophes.

L'importance de la biomasse algale produite entraîne une forte consommation d'oxygène dans les couches profondes du lac lors de la minéralisation (destruction) de cette matière organique. Contrairement aux observations antérieures, les mauvaises conditions d'oxygénation du fond dès l'automne n'y ont pas été accompagnées d'augmentation des teneurs en phosphore, en fer et en manganèse.

Pour la première fois, un programme d'échantillonnage par trappes à sédiments a été entrepris sur deux ans (1986-1987) dans le Léman. Les trente campagnes de prélèvements ont permis de mesurer les flux particuliers à travers la masse d'eau à trois niveaux différents (60, 200 et 300 mètres de profondeur). Ces données seront utilisées pour la mise au point d'un modèle dynamique du cycle du phosphore. Les variations mensuelles des flux sont en relation directe avec la production algale et la précipitation du carbonate de calcium (calcite). L'augmentation des flux avec la profondeur mesurée les deux années, met en évidence des apports latéraux provenant probablement du Rhône et éventuellement de la Dranse.

LES APPORTS AU LAC ET LEUR EVOLUTION (figure 1)

- Les apports hydriques ($236 \text{ m}^3/\text{s}$) sont en augmentation par rapport à 1986 (+ 3 %), 1985 (+ 12 %) et 1984 (+ 24 %). Comme en 1986, il a été observé en 1987 de fortes crues pendant la période d'été. Il faut relever la crue exceptionnelle du 25 août sur le Rhône avec un débit de $1'010 \text{ m}^3/\text{s}$; le maximum mesuré jusqu'à ce jour est de $1'100 \text{ m}^3/\text{s}$ en 1947. Ces crues ont entraîné de fortes quantités de matières particulaires en suspension.
- Les apports en azote minéral sont en augmentation de 13 % par rapport à 1986 pour les quatre affluents principaux et représentent les apports annuels les plus élevés depuis 1980.
- Pour le phosphore particulaire, les apports sont en très nette augmentation (+ 20 % par rapport à 1986); comparés à 1984, année sèche, ils sont 2.8 fois plus important. Cette évolution est due à l'érosion; en effet, les apports hydriques ont augmenté de 24 % entre 1984 et 1987 pour les rivières alpines (Rhône et Dranse). Ces apports supplémentaires sont dus à quelques crues.
- Les apports de phosphore dissous (PO_4) par les quatre principaux affluents, forme du phosphore directement disponible pour les algues, ont considérablement diminué ces dernières années. Cette baisse pour les cinq dernières années est de plus de 30 %. La part du phosphore dissous dans le phosphore total ne représente cette année que 7 %, alors qu'elle était de 22 % en 1984. Cette diminution des apports en phosphore dissous est en relation directe avec les efforts d'assainissement dans le bassin versant et, dès 1986, avec la mesure d'interdiction des phosphates dans les produits de lavage textiles en Suisse.
- Le bilan des apports en phosphore durant l'année 1987 se présente comme suit :

	Phosphore dissous (PO_4) directement disponible (tonnes)	PO_4 +PINA+POP potentielle-ment ** disponible (tonnes)	Phosphore total (tonnes)
. Apports par les quatre affluents principaux* (Rhône + Dranse + Aubonne + Venoge)	89	390	1'390
. Apports par les affluents secondaires (estimation à partir d'une régression établie entre les valeurs de ces affluents et celles de l'Aubonne + Venoge en 1972-1980)	26	58	85
. Apports par les stations d'épuration rejetant leurs eaux traitées directement au lac ou dans des rivières non prises en compte	}	41	50
	}		
	31		
. Déversoirs d'orage directs au lac ou dans des rivières non prises en compte	}	37	45
	}		
. Apports atmosphériques	~ 10	10 < ? < 50	50
	156	526 < ? < 576	1'620

* Dans les apports des quatre affluents principaux, environ 37 tonnes de phosphore dissous et 116 tonnes de phosphore total sont dus aux déversoirs d'orage et aux STEP rejetant dans ces bassins versants.

** PINA = phosphore particulaire inorganique non apatitique
POP = phosphore particulaire organique

Pour les chlorures, les apports en 1987 sont égaux à ceux de 1986. Les concentrations moyennes annuelles pondérées sont légèrement inférieures à celles de l'année 1986 pour l'Aubonne et la Venoge.

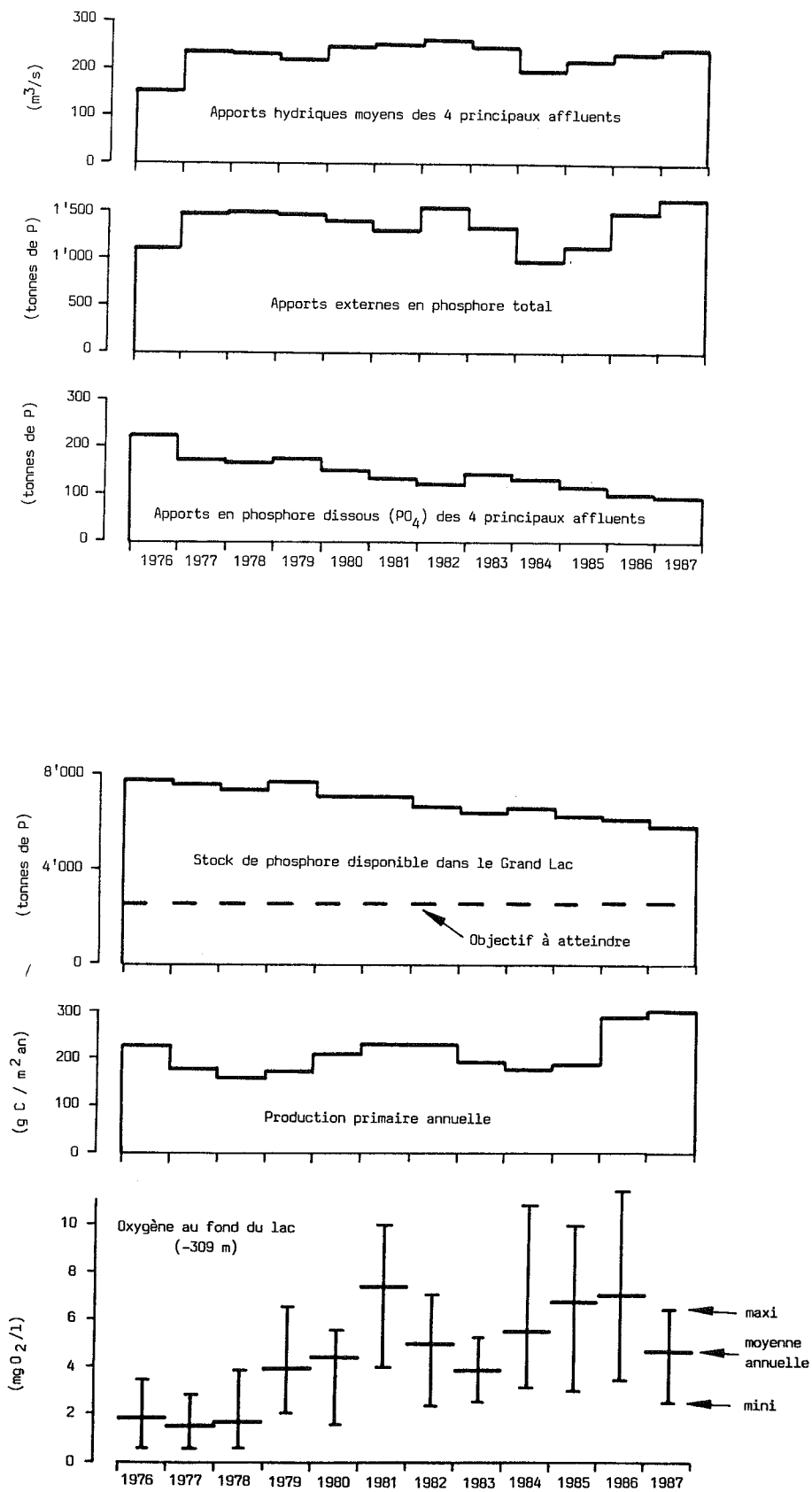


FIGURE 1 : EVOLUTION DE QUELQUES PARAMETRES DANS LE LEMAN ET SON BASSIN VERSANT (1976-1987)

EVOLUTION INTERANNUELLE DES PRINCIPAUX ELEMENTS DANS LE LAC (figure 1)

- Comme nous l'avions signalé dans le rapport sur la campagne 1986, l'absence de brassage complet des eaux pendant l'hiver 1986-1987 n'a pas permis une réoxygénation totale des eaux du fond (début avril 1987 : 6.45 mg O₂/l) et dès l'automne les teneurs en oxygène dans les fonds sont devenues mauvaises (début octobre 1987 : 2.5 mg O₂/l). Durant l'hiver 1987-1988, ce brassage n'a eu lieu que dans les 100 premiers mètres et les teneurs en oxygène au fond étaient à fin mars 1988 de 5.4 mg O₂/l.
- Pour le phosphore total qui est dans le lac à 88 % du phosphore dissous (PO₄) donc totalement biodisponible, les stocks ou les concentrations sont marqués par une évolution nette à la baisse (- 1'870 tonnes ou - 21.8 µg/l depuis 1979). Par rapport à 1986, la diminution a atteint 6 % en 1987. La concentration moyenne pondérée est de 67.7 µg/l de phosphore total en 1987, ce qui représente 5'800 tonnes pour le Grand Lac.
- Paradoxalement, la production primaire annuelle des algues atteint en 1987 le maximum mesuré jusqu'à ce jour, alors que les teneurs en phosphore dans le lac diminuent sensiblement. Ce phénomène montre bien que le stock de nutriments contenu dans le lac représente encore un potentiel de productivité beaucoup trop important et une très forte croissance des algues peut se manifester lorsque les conditions climatiques sont favorables à la croissance du phytoplancton. Ce fut le cas en 1987, où les conditions hydrodynamiques ont permis l'approvisionnement en nutriments des couches superficielles à partir des zones sous-jacentes.
- Pour l'azote nitrique ou l'azote total, on relève une tendance à la stabilisation des concentrations dans le lac depuis 1984.
- Concernant les chlorures, la concentration moyenne pondérée est de 5.4 mg/l en 1987, soit une augmentation de 1.9 % par rapport à 1986. On doit s'attendre à ce que cette hausse, continue depuis 1971 (année du début des mesures de cet élément dans le lac), se stabilise et que la concentration atteigne des valeurs voisines de celles observées dans les apports, soit environ 7 mg/l, pour autant que ces apports restent stables.

MICROPOLLUANTS

- Les teneurs en micropolluants métalliques (métaux lourds) dans les perches et les lottes du lac demeurent basses et bien inférieures aux exigences requises pour les denrées alimentaires.

L'amélioration observée ces dernières années, corroborée par la diminution de la contamination des sédiments, se confirme : les teneurs en plomb et cadmium approchent actuellement la limite de détection et la teneur en mercure des perches s'approche d'une teneur qui pourrait être attribuée à l'impact du mercure d'origine naturelle.
- La contamination par les polychlorobiphényles (PCB) des perches et des lottes du lac diminue nettement de 1984 à 1987, ce qui découle probablement de l'interdiction d'emploi de ces produits dès 1972 et des efforts entrepris pour l'épuration des eaux.
- Les eaux du Léman, au centre du lac, ne présentent pas de concentrations sensibles en polychlorobiphényles (PCB), hydrocarbures polycycliques aromatiques (PAH) et chlorophénols. Le tributylétain (TBT) n'a pas été décelé. Par contre, les teneurs en esters phosphoriques - triéthylphosphate (TEP) et en atrazine (herbicide) peuvent être qualifiées d'importantes. En ce qui concerne les sources de micropolluants organiques dans le lac, il est à noter que les apports de PCB dus au Rhône sont importants et que les stations d'épuration étudiées rejettent des quantités élevées de chlorophénols et d'esters phosphoriques. Il paraît nécessaire de se préoccuper de ces problèmes et de contrôler désormais avec attention les apports de ces diverses substances.

FONCTIONNEMENT DES STATIONS D'EPURATION (STEP) ET DE LEURS RESEAUX

- En 1987, six nouvelles stations d'épuration (STEP) ont été mises en service sur l'ensemble du bassin (Léman + Rhône aval) qui en comprend actuellement 192. La population ainsi raccordée (le contrôle des raccordements effectifs n'est pas systématique) s'élève à 1'704'564 habitants.
- Sur les 136 STEP du bassin hydrographique du lac Léman, 99 sont équipées pour la déphosphatation, traitant les eaux mixtes (eaux usées + eaux parasites) d'une population raccordée annoncée de 1'095'202 habitants.
- Il est à signaler une augmentation de la fréquence des contrôles, permettant de mieux cerner le fonctionnement des STEP.
- Pour les matières organiques rejetées, les normes (20 mg O₂/l et 85 % d'élimination) sont respectées en moyenne pour les bassins du Rhône amont, du "Léman" (rejets directs au lac + petits sous-bassins), de la Venoge et de l'Aubonne. Par contre, pour les bassins de la Dranse et du Rhône aval, en moyenne elles ne le sont pas (en partie peut-être en raison d'une législation différente).
- Pour le phosphore, le rendement d'élimination de 80 % est en moyenne respecté pour tous les bassins (excepté Rhône aval, bassin pour lequel la déphosphatation des eaux usées n'est pas exigée). Les charges rejetées traitées sont en baisse de 22 % par rapport à 1986. Une diminution de 39 % de ces mêmes charges est observée par rapport à 1985, suite à l'interdiction des phosphates dans les produits de lavage textiles en Suisse, effective au 1er juillet 1986.
- L'étude détaillée des charges mensuelles arrivant dans quatre stations d'épuration suisses (Lausanne + Montreux + Vevey + Morges) et dans une station française (Thonon) montre que la diminution des charges d'entrée en phosphore est proche de 50 % en 1987 par rapport à 1985 (figure 2) pour les quatre stations suisses, alors qu'une stabilité de tendance est obtenue à Thonon. Pour l'ensemble de la partie suisse du bassin lémanique, cette mesure d'interdiction des phosphates a conduit à réduire de 42 % les charges rejetées après traitement.

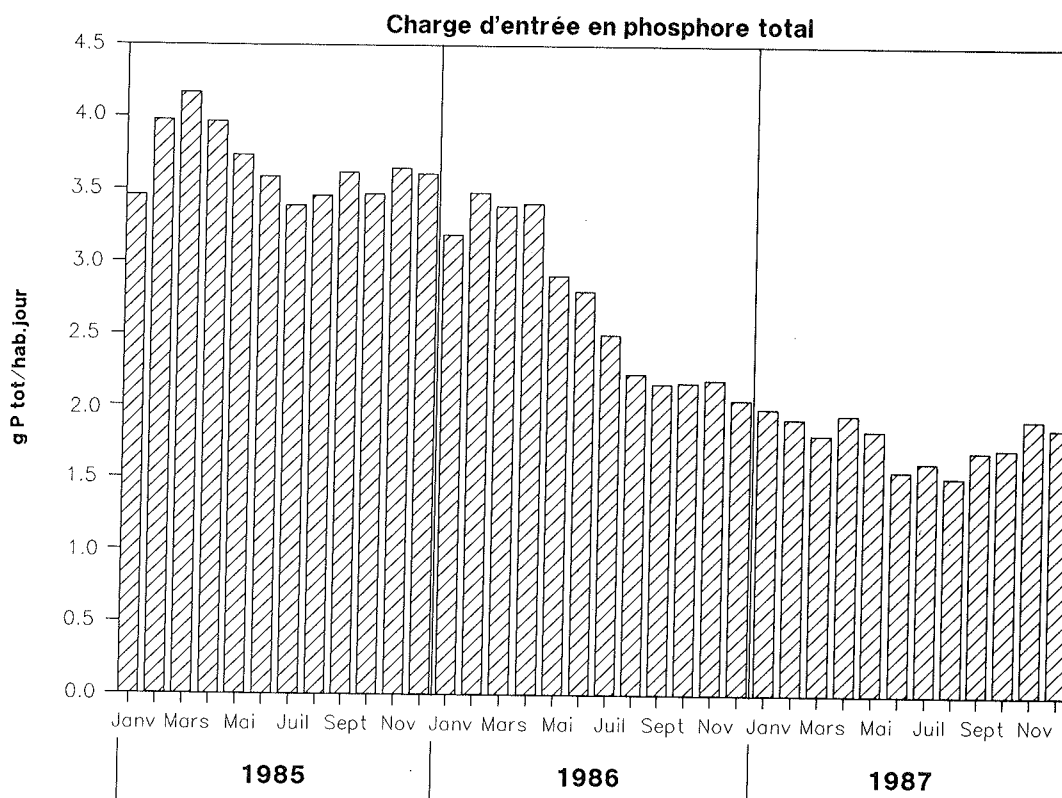


FIGURE 2 : MOYENNE DES CHARGES D'ENTREE EN PHOSPHORE TOTAL DE QUATRE STATIONS D'EPURATION SUISSES (LAUSANNE, MONTREUX, MORGES ET VEVEY)

Pour l'ensemble du bassin versant lémanique, l'interdiction des phosphates dans les produits de lavage textiles a permis de réduire d'au moins 120 tonnes les rejets de phosphore disponible ou potentiellement disponible. Cette diminution se marque de façon très nette dans les apports de phosphore dissous (PO_4) par les quatre affluents principaux (figure 3) :

- baisse entre 1985 et 1987 dans les rivières du bassin versant suisse (Rhône - Venoge - Aubonne)
- légère augmentation dans la Dranse

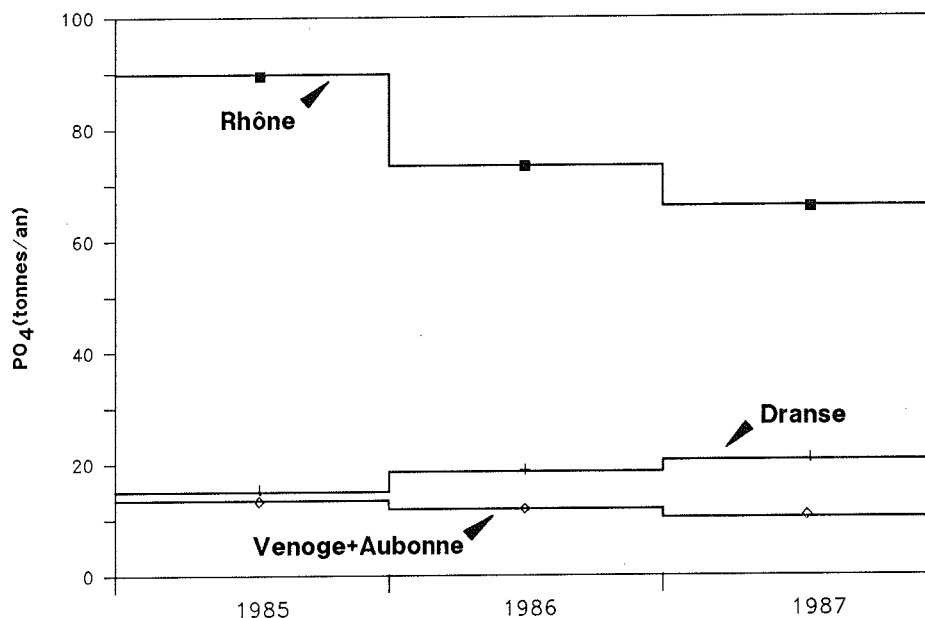


FIGURE 3 : APPORTS EN PHOSPHORE DISSOUS (PO_4) AU LEMAN PAR LES QUATRE AFFLUENTS PRINCIPAUX (PHOSPHORE DIRECTEMENT DISPONIBLE)

L'ensemble des mesures préconisées pour améliorer les rendements d'assainissement sont décrites dans les conclusions du rapport sur le contrôle des stations d'épuration.

Concernant l'acide nitrilotriacétique (NTA), l'un des substituts possibles des polyphosphates, l'interdiction des phosphates dans les produits de lavage textiles n'a eu aucun effet sur sa concentration dans les eaux du Léman. En effet, plusieurs études ont montré sa grande biodégradabilité et cet élément ne se retrouve, comme avant 1986, que dans l'épilimnion et à des concentrations très faibles ($\leq 0.7 \mu\text{g/l}$).

CONCLUSIONS

Les teneurs actuelles en phosphore dans le lac, élément limitant pour la croissance des algues, sont encore largement suffisantes pour que la production de matière organique par les algues soit très forte lorsque les conditions climatiques sont favorables au développement du phytoplancton. Cette situation est caractéristique d'un lac eutrophe.

La dégradation d'une telle quantité de matière organique entraîne une forte consommation d'oxygène dans les eaux du fond, qui peut amener dans ces zones des conditions d'oxygénation critiques lorsque le brassage complet ne se produit pas chaque année. Pendant les hivers 1986-1987 et 1987-1988, le brassage complet n'a pas eu lieu dans le Léman.

Les réactions du lac montrent qu'il est indispensable de poursuivre les efforts pour diminuer encore les apports en phosphore :

- mise en service de la déphosphatation dans toutes les stations d'épuration et contrôle permanent de son efficacité
- élimination des eaux claires parasites dans les réseaux arrivant aux stations d'épuration
- vérifier les raccordements et assainissement des réseaux de canalisation
- réduction maximale du phosphore à la source (produits de lavage des textiles, de vaisselle et de nettoyage, rejets industriels)
- création ou adaptation des fosses à purin et lisiers
- lutte contre l'érosion des sols.

METEOROLOGIE

campagne 1987

PAR

ALAIN ORAND ET MICHEL COLON

INSTITUT DE LIMNOLOGIE, THONON-LES-BAINS

RESUME

Comme 1986, 1987 est une année très proche de l'année moyenne pour la température. Les précipitations ont été abondantes tout particulièrement au mois de juin et pour ce paramètre l'année 1987 se place au troisième rang de la période 1970-1987. L'insolation et le rayonnement global ont été tout à fait médiocres avec les résultats les plus bas des dix-sept dernières années. Si l'on compare les résultats mensuels avec ceux de l'année moyenne, on constate que cette baisse n'est pas le fait d'un mois particulièrement déficitaire, mais qu'elle est répartie sur tous les mois de l'année. Le vent a été surtout actif en mars et en mai avec des vents du secteur sud-ouest dans la première période et du secteur nord dans la seconde.

1. INTRODUCTION

Ainsi que les années précédentes, l'analyse des différents paramètres climatiques a porté sur la température de l'air, la pluviométrie, l'insolation, le rayonnement global et la vitesse du vent. Les cinq stations météorologiques concernées sont :

- . Genève-Cointrin,
- . Changins,
- . Pully,
- . Montreux-Clarens,
- . INRA-Thonon.

Rappelons que la station de Pully est la station de référence pour la température et la pluviométrie, Changins celle pour le vent et Genève-Cointrin celle pour l'insolation et le rayonnement global. Pour les comparaisons interannuelles, nous nous sommes appuyés sur les résultats de la station de Thonon où nous disposons des moyennes sur la période de 1970 à 1987.

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

Au titre des variations interannuelles la moyenne de l'année 1987 qui s'établit à 10.3 °C est voisine de la moyenne interannuelle (10.4 °C). Par contre la première moitié de l'année est plus froide que l'année moyenne (sauf avril), la deuxième moitié étant plus chaude. Le minimum se situe en janvier et le maximum en juillet. Enfin les écarts interstations des moyennes mensuelles sont faibles. On peut souligner à la différence de 1986 une montée en température plus régulière à partir du mois de janvier, mois particulièrement froid avec -1.9 °C à Pully et des extrêmes à -14.7 °C le 12 janvier 1987.

TABLEAU 1 - Température de l'air (°C) - 1987

Mois	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon
Janvier	-1.9	-2.0	-1.9	-1.3	-0.8
Février	2.4	2.2	2.4	2.6	2.7
Mars	3.5	3.4	3.2	3.7	3.9
Avril	9.9	10.2	10.3	10.2	9.7
Mai	11.0	10.9	10.8	11.0	11.0
Juin	15.3	15.0	15.1	15.3	15.6
Juillet	19.4	19.0	19.2	19.6	20.0
Août	18.8	18.7	18.9	19.4	19.4
Septembre	17.5	17.5	18.1	18.5	18.3
Octobre	11.6	11.5	11.9	12.4	12.2
Novembre	6.2	6.3	6.7	6.8	7.2
Décembre	3.3	3.3	3.7	4.0	4.0
Moyenne	9.8	9.7	9.9	10.2	10.3

FIGURE 1.1

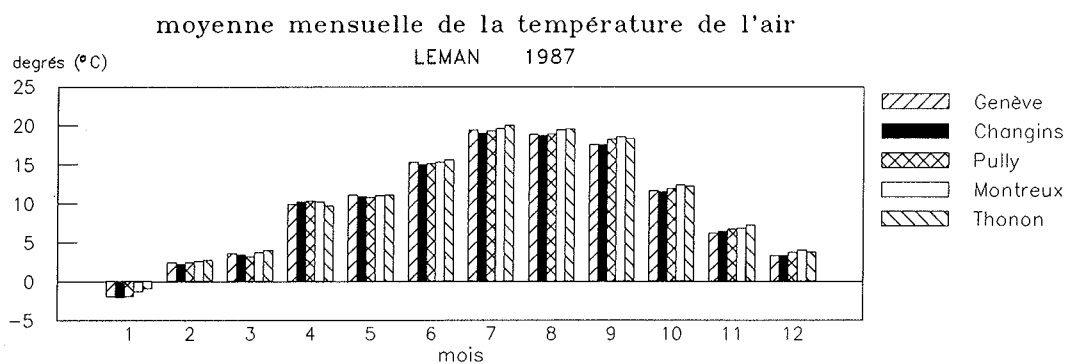
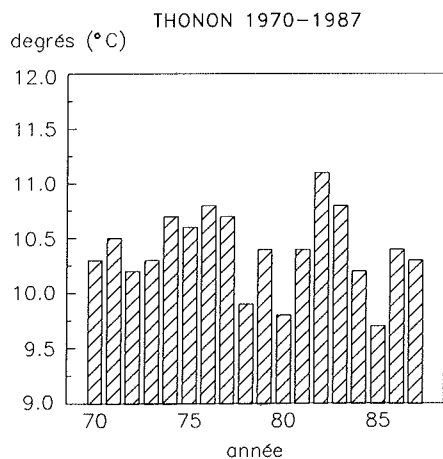


FIGURE 1.2

variations interannuelles de la température



3. PLUVIOMETRIE (figures 2.1 et 2.2)

La moyenne annuelle à Thonon-INRA est de 85 mm/mois alors que la moyenne inter-annuelle est de 74.8 mm. Ce résultat place l'année 1987 au troisième rang de la période 1970-1987 précédée par l'année 1977 avec 105 mm et l'année 1980 avec 87 mm. La pluviométrie annuelle a été particulièrement élevée avec un mois de juin où la valeur est double de la valeur interannuelle. Les précipitations les plus importantes ont eu lieu entre mai et septembre, période pendant laquelle le total des précipitations représente 58 % du total annuel. Les résultats inter-stations présentent toujours une gradation dans le sens est-ouest avec les résultats de Montreux sensiblement supérieurs aux autres.

TABLEAU 2 - Pluviométrie (mm) - 1987

Mois	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon
Janvier	41.6	60.9	60.6	79.5	49.5
Février	65.7	64.2	103.9	88.6	51.5
Mars	46.0	51.8	65.5	109.3	56.0
Avril	52.7	47.5	66.3	137.1	62.0
Mai	89.5	89.4	113.6	158.0	96.5
Juin	196.3	187.6	267.0	287.1	212.5
Juillet	89.8	110.9	106.0	154.2	82.5
Août	74.5	75.7	124.6	139.6	114.0
Septembre	50.8	65.5	123.6	111.4	81.5
Octobre	105.1	102.1	93.1	90.1	97.0
Novembre	58.9	78.9	91.5	90.8	74.0
Décembre	40.8	45.7	51.0	60.5	43.5
Total	911.7	980.2	1266.7	1506.2	1020.5

FIGURE 2.1

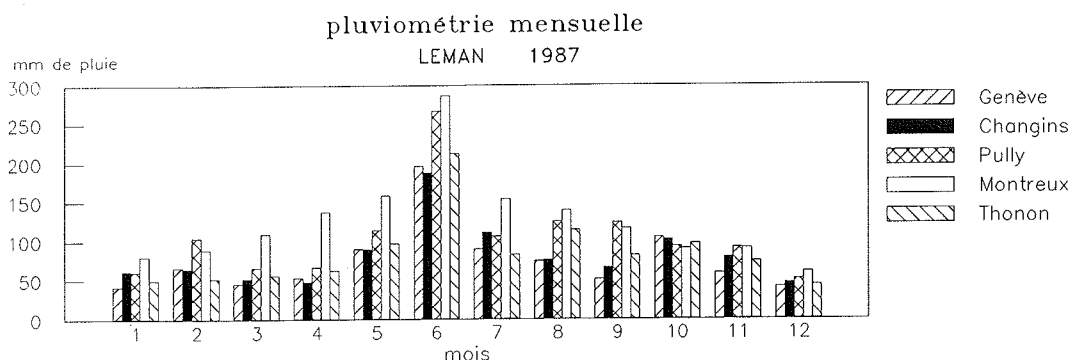
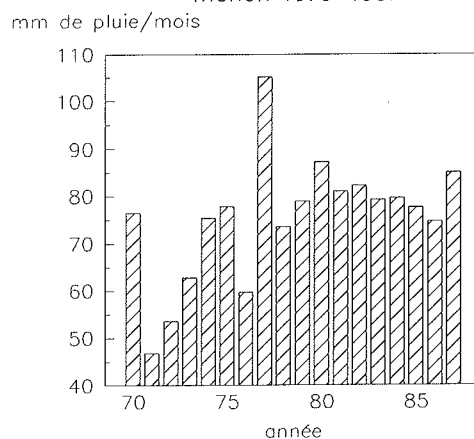


FIGURE 2.2

variations interannuelles de la pluviométrie
THONON 1970-1987



4. INSOLATION (figures 3.1 et 3.2)

La moyenne annuelle de la station de Thonon-INRA est de 114.7 h/mois et ce résultat constitue un nouveau record à la baisse pour la période 1970-1987. C'est aussi la sixième année consécutive à la baisse ce qui place 1987 à moins 28.8 % au-dessous de l'année moyenne. Le minimum d'insolation est en décembre (12.9 h contre 47.8 pour l'année moyenne), le maximum en août avec toutefois 10 % de moins que le résultat moyen d'août. Bien que la moyenne interstations soit légèrement supérieure au résultat de Thonon (2.5 %), on constate une réduction sensible de l'énergie incidente depuis six ans pour les autres stations lémaniques.

TABLEAU 3 - Insolation (heures) - 1987

Mois	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon
Janvier	26.7	45.3	38.1	25.0	16.5
Février	33.7	32.6	33.9	34.1	31.7
Mars	84.1	84.1	99.5	75.0	92.8
Avril	199.0	197.5	209.3	189.3	187.8
Mai	171.7	162.5	174.0	137.0	171.3
Juin	161.0	153.9	162.5	127.0	188.8
Juillet	191.8	188.7	193.2	157.6	219.5
Août	232.7	226.2	218.5	190.6	220.3
Septembre	214.2	212.2	210.9	169.7	162.3
Octobre	53.3	59.1	70.1	72.7	47.2
Novembre	54.3	63.9	58.3	60.7	25.4
Décembre	24.9	22.5	32.0	40.0	12.9
Total	1447.4	1448.5	1500.3	1278.7	1376.4

FIGURE 3.1

moyenne mensuelle de l'insolation

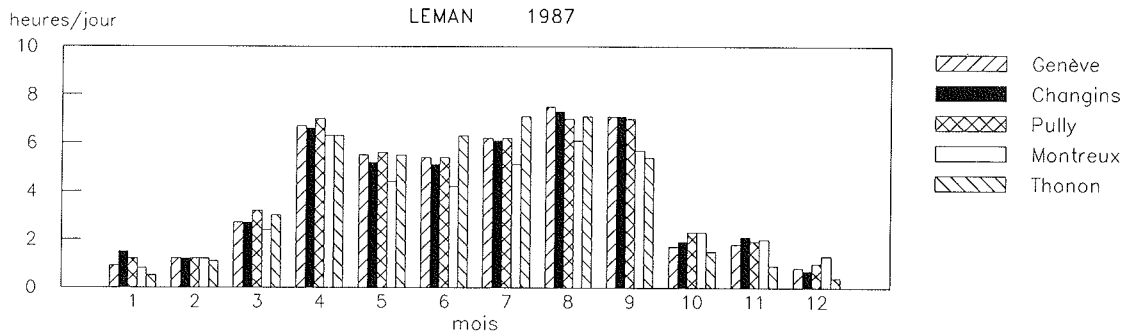
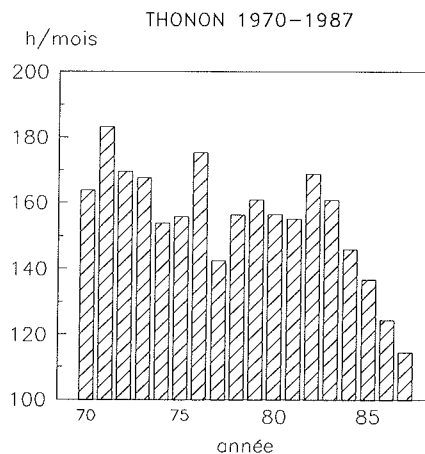


FIGURE 3.2

variations interannuelles de l'insolation



5. RAYONNEMENT (figures 4.1 et 4.2)

Les résultats de l'année 1987 sont tout aussi médiocres que ceux de l'insolation et, pour ce paramètre, 1987 se situe au dernier rang de la période 1971-1987. Par rapport à l'année moyenne avec $353.3 \text{ MJ.m}^2.\text{mois}$ 1987 est à -12.7% . Le maximum se place en juillet et le minimum en décembre; tous les mois sont inférieurs à la norme de référence (moyenne sur quinze ans). Pour les stations de la côte suisse, les résultats sont sensiblement équivalents; ceux de Thonon sont un peu inférieurs ce qui s'explique par les conditions particulières de l'implantation du capteur d'énergie en bordure immédiate du lac (brouillard plus fréquent) et la gêne apportée par la végétation environnante.

TABLEAU 4 - Rayonnement global ($\text{MJ.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$) - 1987

Mois	Genève	Changins	Pully	Thonon
Janvier	2.82	3.41	3.18	1.96
Février	4.50	4.74	4.69	3.65
Mars	9.15	9.46	9.63	8.32
Avril	15.81	16.24	16.37	15.41
Mai	17.24	17.42	17.24	16.00
Juin	17.60	17.62	17.80	17.63
Juillet	18.72	19.13	19.63	18.86
Août	18.38	18.57	17.86	17.43
Septembre	14.51	14.69	14.61	12.63
Octobre	5.86	6.02	6.52	4.98
Novembre	3.81	4.31	4.05	2.70
Décembre	2.17	2.26	2.68	1.73
Moyenne	10.91	11.19	11.22	10.14

FIGURE 4.1

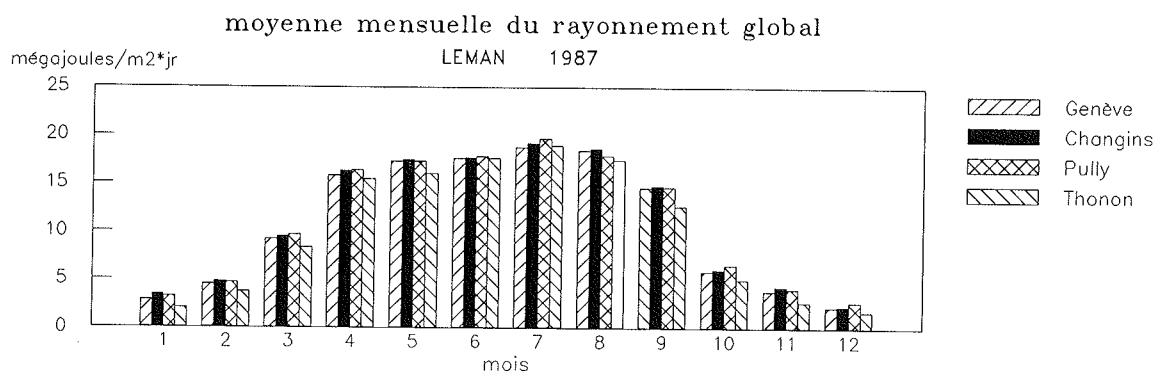
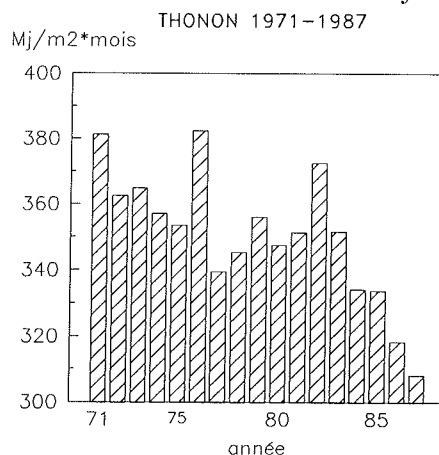


FIGURE 4.2

variations interannuelles du rayonnement



6. VENT (figures 5.1, 5.2 et 5.3)

Des cinq stations, Changins est celle dont la vitesse instantanée du vent à 13 heures est généralement la plus élevée. Pour la station de Thonon où l'enregistreur est continu ce sont les vitesses moyennes journalières qui figurent sur le graphique. Les mesures moyennes mensuelles exprimées en $m.s^{-1}$ sont les plus élevées pour les mois de mars et de mai. Pour ce qui concerne les valeurs journalières les plus élevées, des conditions particulières sont à signaler dans la deuxième quinzaine du mois de mars avec des vents de secteur sud-ouest (pointes à 13 heures voisines de 40 km/h) et au début du mois de mai avec des vents de secteur nord avoisinant les 50 km/h les 6 et 7 du mois.

FIGURE 5.1

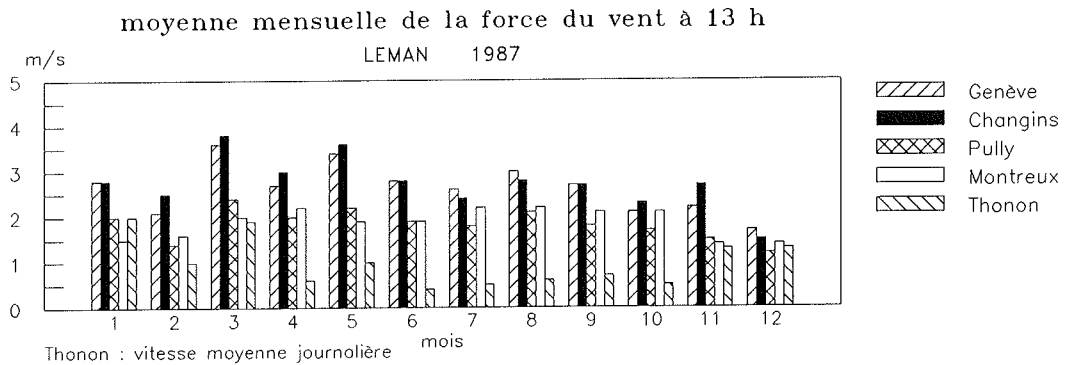


FIGURE 5.2

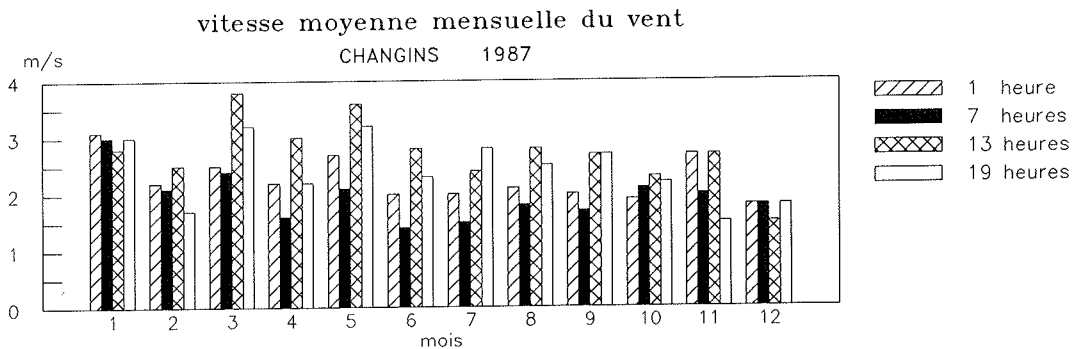
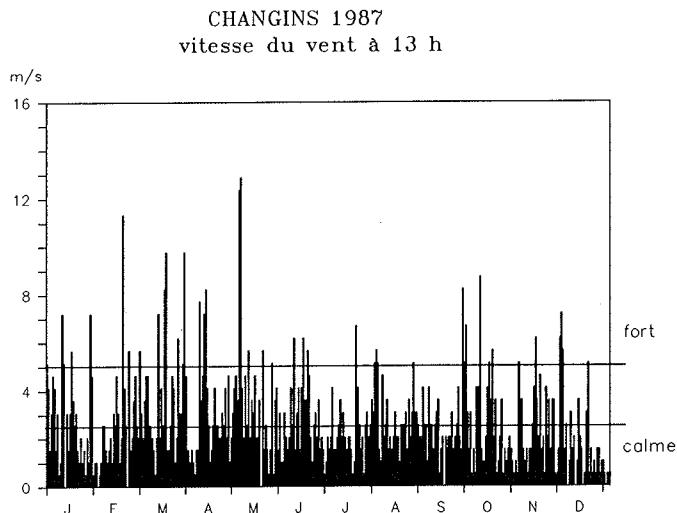


FIGURE 5.3



7. CONCLUSIONS

L'année 1987 a été particulièrement pluvieuse et se place au troisième rang des résultats annuels depuis 1970. L'insolation et le rayonnement global sont une nouvelle fois en baisse sensible et un nouveau record de valeur faible est battu pour ces deux paramètres et pour ces dix-sept dernières années. Pas d'évolution pour la température de l'air qui est la même qu'en 1986, à un dixième de degré près. Les traits marquants de l'année 1987 sont :

- . la pluviométrie a été particulièrement élevée, avec un mois de juin où la valeur est double de celle de la moyenne interannuelle
- . les plus faibles insolation et rayonnement global depuis ces dix-sept dernières années
- . la température mensuelle moyenne de l'air de janvier est inférieure à zéro (plus de 3 °C en dessous de la moyenne interannuelle des mois de janvier). Par contre, globalement l'ensemble de l'hiver a été relativement doux
- . les vents forts des mois de mars et de mai.

EVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LEMAN
Campagne 1987

PAR

PAUL BLANC

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

CLAUDE CORVI

LABORATOIRE CANTONAL DE CHIMIE, GENEVE

FRANÇOIS RAPIN

COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LEMAN,
LAUSANNE

RESUME

L'année 1987 a été marquée par un hiver relativement doux avec seulement une courte période de froid en janvier. Cette situation n'a pas permis d'homogénéiser thermiquement l'ensemble des eaux du lac et la circulation des eaux n'a pas atteint 200 mètres de profondeur. En conséquence, à la fin de l'hiver, la réoxygénation des eaux profondes a donc été mauvaise et les concentrations en oxygène sont tombées en dessous de 4 mg/l dès le mois de septembre (minimum : 2.5 mg/l le 5 octobre). Le brassage ne s'est pas non plus produit pendant l'hiver 1987-1988. Il faut donc s'attendre à des conditions d'oxygénation très mauvaises à fin 1988.

Le réchauffement des eaux de surface a été précoce (mi-avril) entraînant immédiatement une activité biologique soutenue dans les dix premiers mètres.

Contrairement aux observations antérieures, les mauvaises conditions d'oxygénation du fond n'y ont pas été accompagnées d'augmentation des teneurs en phosphore.

L'évolution des stocks d'éléments nutritifs dans le lac est marquée par la très nette confirmation de la baisse du phosphore total (- 1'870 tonnes depuis 1979). En 1987, cette baisse a été de 350 tonnes (- 6 %) par rapport à l'année précédente. Toutefois, cet élément est encore en quantité beaucoup trop importante et permet une production algale trop forte. Il s'ensuit une consommation trop élevée de l'oxygène des eaux profondes pour la minéralisation de cette matière organique.

Le stock actuel est de 5'800 tonnes de phosphore total dans le Grand Lac et l'objectif qu'il serait souhaitable d'atteindre devrait être inférieur à 3'000 tonnes.

1. METHODES

Comme pour les années précédentes (1981-1986), la seule station de mesure des paramètres physico-chimiques est le point SHL 2 (figure 1) situé dans la partie la plus profonde du lac (- 309.7 m) au centre du Grand Lac entre Evian et Lausanne. Après diverses études, ce point a été admis comme représentatif du Grand Lac au point de vue physico-chimique.

Profondeurs et fréquence d'échantillonnage

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

0 - 2.5 - 5 - 7.5 - 10 - 15 - 20 - 30 - 50 - 100 - 200 - 250 - 275 et 309 m.

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

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

La fréquence de prélèvements correspond au cycle biologique du lac : mensuelle de décembre à février, mois où l'activité biologique est réduite; bimensuelle de mars à novembre, où l'activité est intense et subit de fortes et rapides fluctuations. Il y a eu 21 campagnes de prélèvements en 1987.

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

Les échantillons sont prélevés à double et analysés séparément (pour les paramètres les plus importants), dans deux laboratoires, qui sont celui de l'Institut de Limnologie de Thonon-les-Bains (INRA) et celui de l'Office cantonal vaudois de la protection des eaux (OCPE). La validité des résultats est périodiquement testée par des analyses interlaboratoires où participent 8 à 10 laboratoires (c.f. : RAPIN, 1988).

Les analyses de quelques éléments particuliers dans la colonne d'eau ont été maintenues en 1987, soit :

- carbone organique particulaire
- phosphore particulaire
- azote particulaire

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

Plusieurs paramètres supplémentaires analysés depuis 1986 le sont dans l'optique de fournir des données visant à mettre au point un modèle dynamique du cycle du phosphore dans le lac Léman.

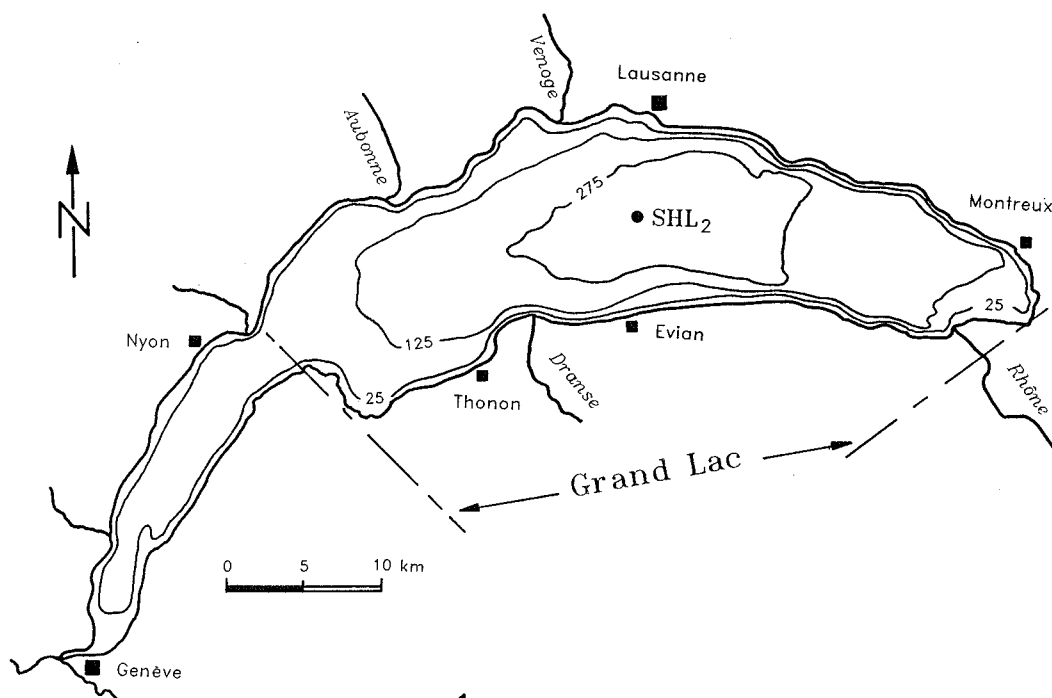


FIGURE 1 : SITUATION DU POINT DE PRELEVEMENT

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

L'examen des isothermes de la figure 2, qui concernent les années 1986 et 1987, montre qu'à la station SHL 2 le lac n'était pas homotherme au mois de mars 1987, contrairement à l'année précédente.

La circulation totale des eaux n'a pas atteint 200 mètres de profondeur, ce qui n'a pas permis la réoxygénation des couches profondes (figure 3).

La température en dessous de 250 mètres s'est maintenue à 5.0 °C pendant toute l'année. En surface, la température a été minimum au début février (5.1 °C) et a atteint 22.0 °C à fin septembre. La température moyenne annuelle de la couche superficielle était de 11.88 °C en 1987 soit une baisse de 0.3 °C par rapport à 1986.

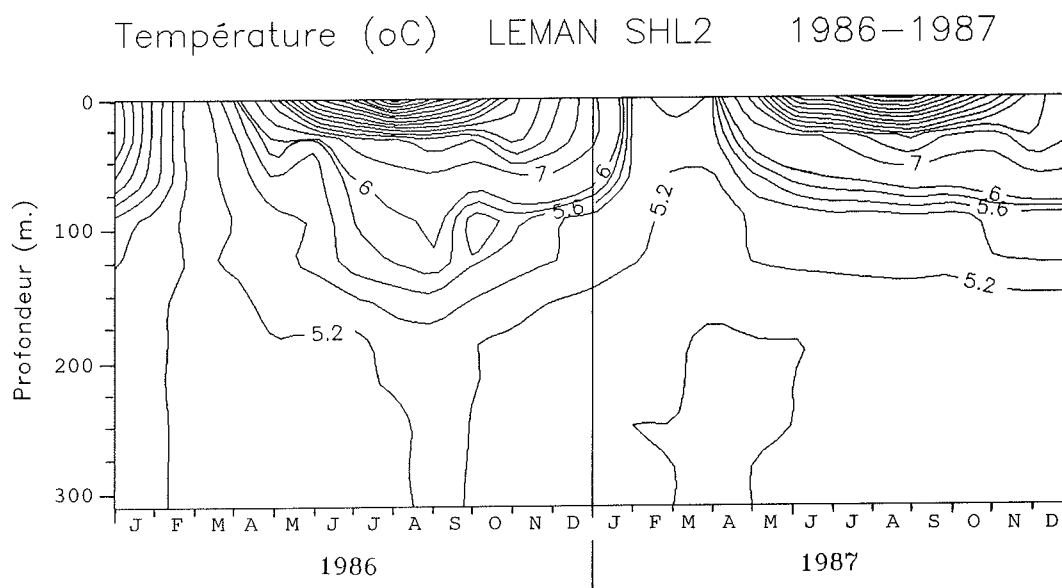


FIGURE 2 : TEMPERATURE DES EAUX DU LAC LEMAN (SHL 2)

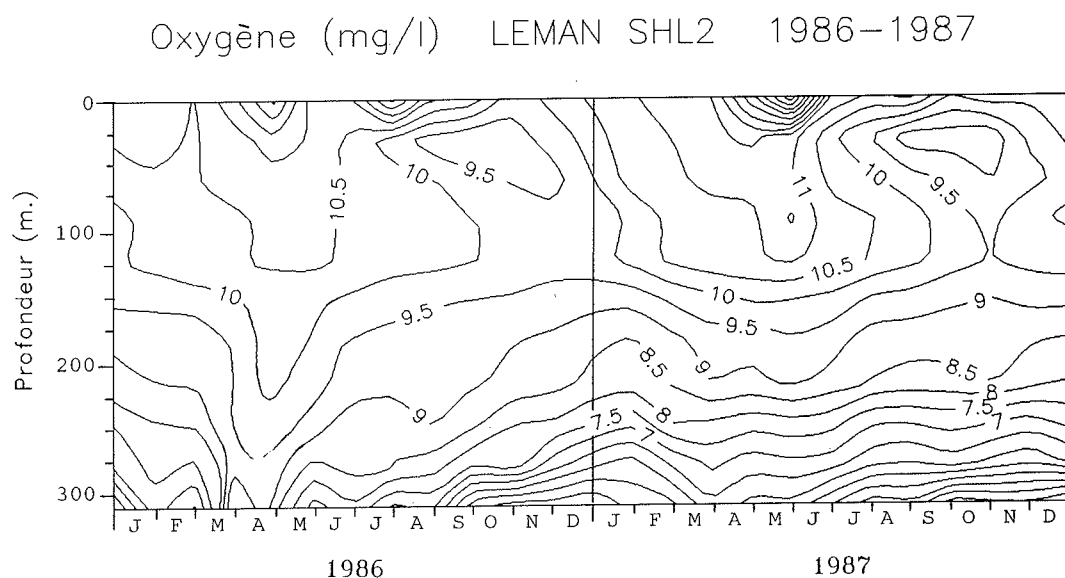


FIGURE 3 : TENEUR EN OXYGENE DISSOUS DES EAUX
DU LEMAN (SHL 2)

Pour la totalité de la masse d'eau, la température moyenne a été de 5.98 °C en 1987. En 1986, cette température était supérieure de 0.1 °C.

Généralement, en l'absence de brassage total des eaux, la température moyenne des couches près du fond augmente de l'ordre de 0.1 °C par année. Bien que ce brassage n'ait pas eu lieu, on constate au contraire cette année une diminution de 0.12 °C (figure 4).

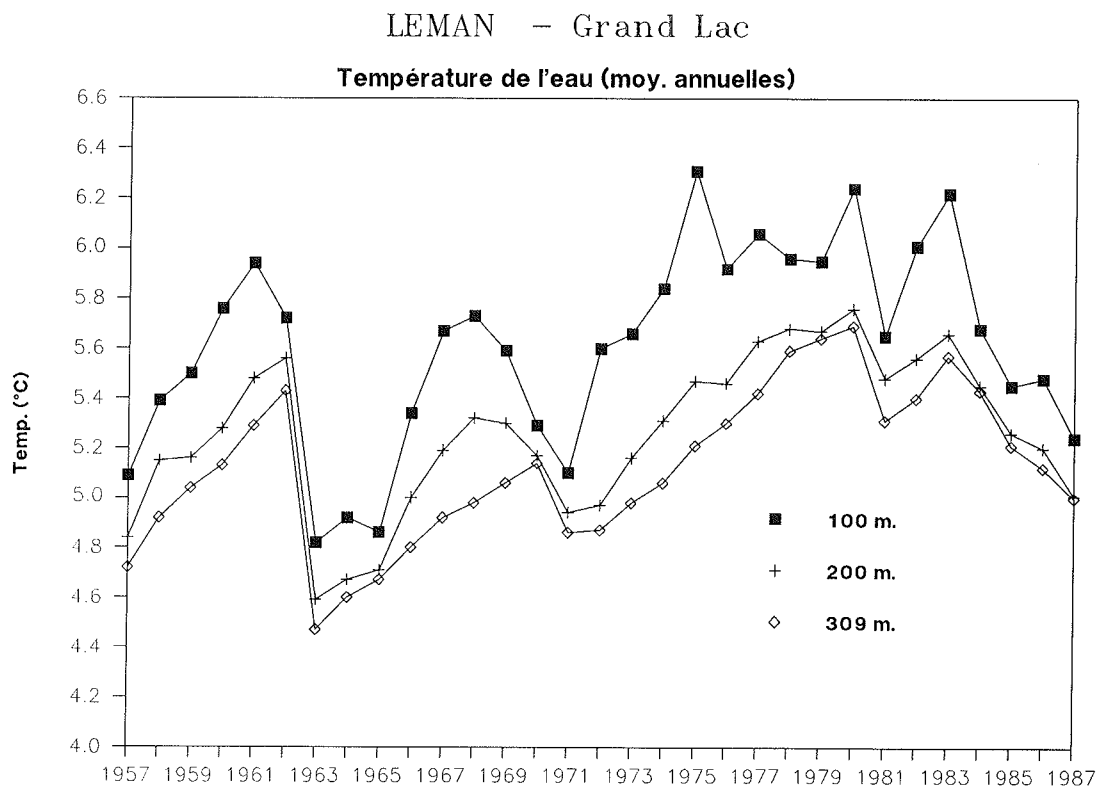


FIGURE 4 : EVOLUTION DE LA TEMPERATURE MOYENNE ANNUELLE DE L'EAU A 100, 200 ET 309 METRES DE PROFONDEUR

3. EVOLUTION SAISONNIERE DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES

A. PREMIERE POUSSEE PLANCTONIQUE

Suivant l'évolution de la température de l'air (figure 5) les couches superficielles du lac ont commencé à se réchauffer dès la deuxième quinzaine d'avril, soit environ un mois plus tôt qu'en 1986 (figure 6). Ce réchauffement a affecté intégralement la couche d'eau de 0 à 5 mètres. Il s'est accompagné d'une reprise très marquée de l'activité photosynthétique qui s'est traduite par une chute brutale de la transparence (3.2 m le 21 avril) (figure 7).

Parallèlement les paramètres physico-chimiques tributaires de l'activité biologique ont subi les modifications habituelles, mais cependant dans des proportions moindres que celles observées lors de la forte production de mai 1986.

On peut noter un début de précipitation de la calcite bien que la sursaturation n'atteigne pas des valeurs très élevées ($IS_c = 3$) (figure 9). Cette précipitation modérée ($\delta Ca = 0.15$ mé/l) (figure 8) a cependant conduit à une masse de calcite précipitée relativement importante car le phénomène a touché intégralement les cinq premiers mètres. Cette calcite a d'ailleurs été observée dans les trappes à sédiments où le flux de calcite mesuré a été moitié de celui relevé en 1986 pour la même période.

La production d'oxygène (figure 10) accompagnant la photosynthèse a provoqué une légère sursaturation (135 %).

La silice a subi une forte consommation puisqu'elle est passée de 1.4 mg/l le 6 avril à 0.66 mg/l le 21 avril, indice de la croissance d'un phytoplancton à diatomées (figure 11) (cf. REVACLIER et al. 1988).

Le carbone organique particulaire a aussi montré une augmentation importante, sans toutefois atteindre les valeurs élevées relevées en 1986 (figure 12).

Les nutriments (azote nitrique et orthophosphates) ont aussi subi une baisse relativement modérée mais répartie uniformément dans les 5 premiers mètres et à un degré moindre à 7.5 m (figures 13 et 14).

Bassin du lac Léman (Stat. de Pully)

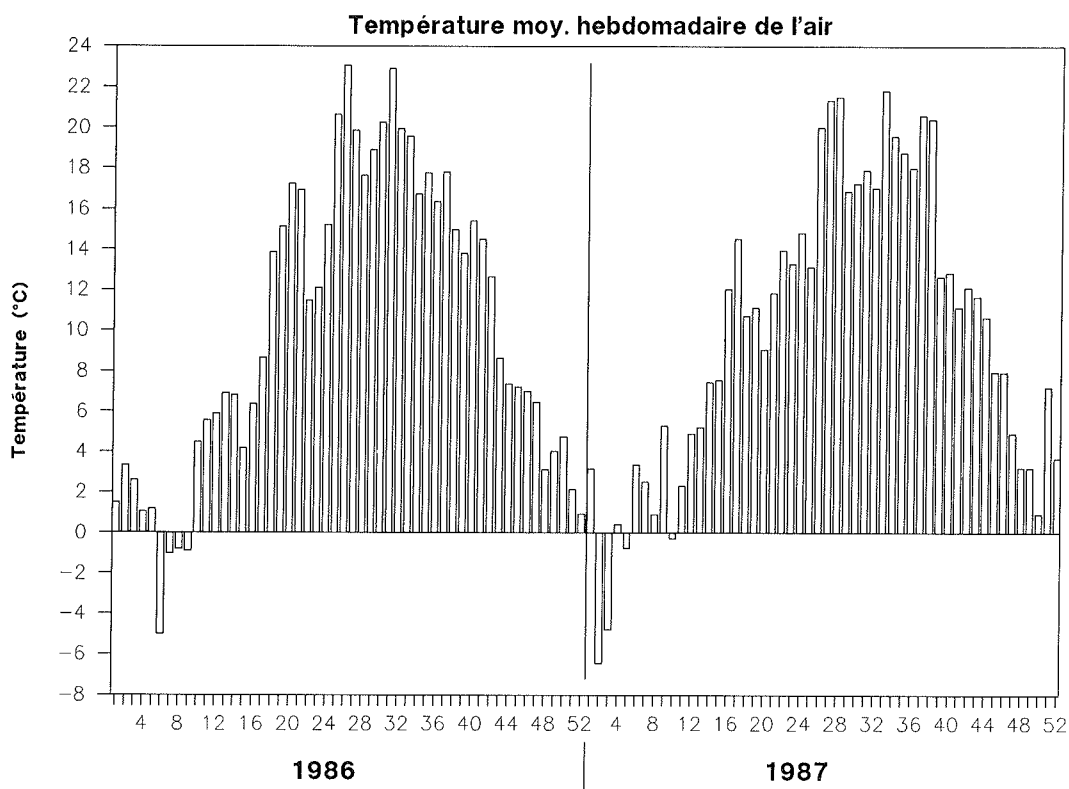


FIGURE 5 : TEMPERATURE MOYENNE HEBDOMADAIRE DE L'AIR (°C)

LEMAN - SHL2 (0-5-10-15 m.)

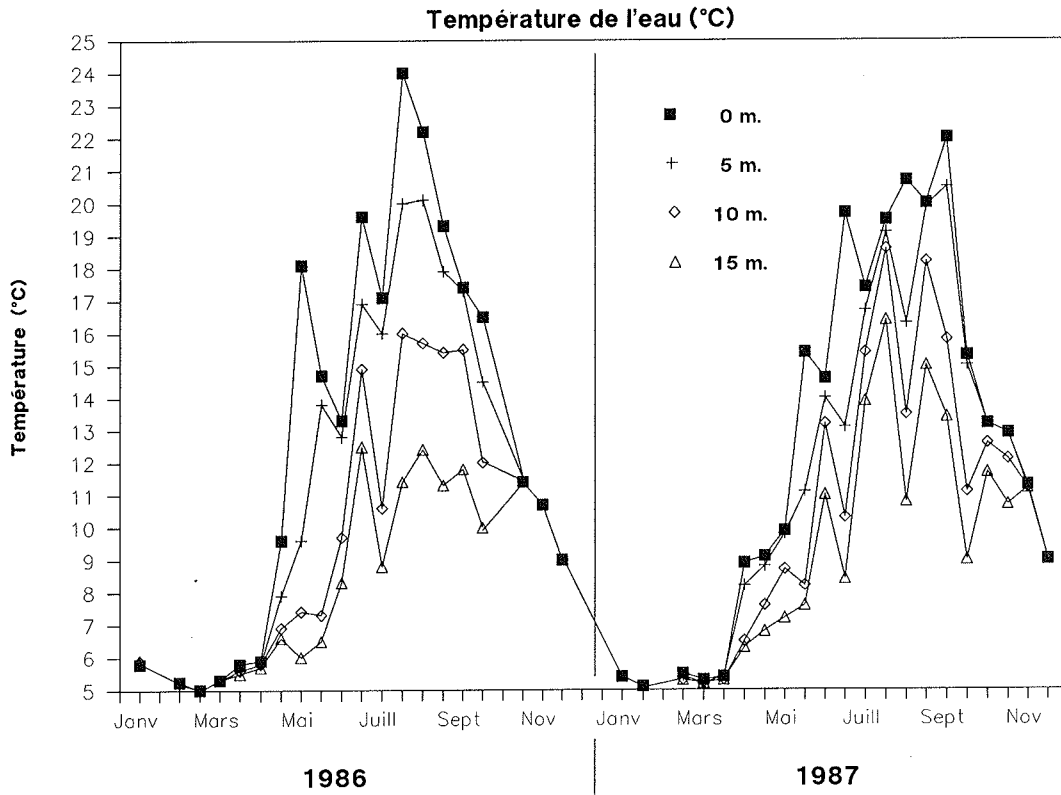


FIGURE 6 : TEMPERATURE DE L'EAU (°C) DES COUCHES SUPERFICIELLES

LEMAN - SHL2 Surface

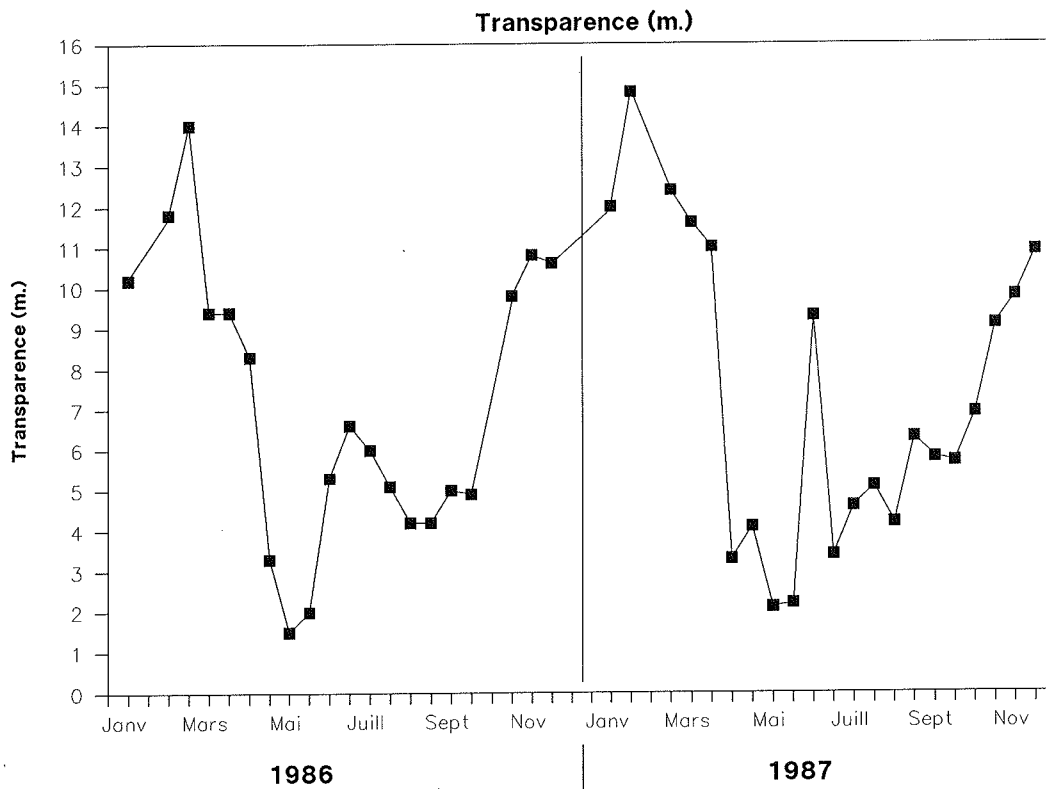


FIGURE 7 : TRANSPARENCE MESUREE AVEC LE DISQUE DE SECCHI

LEMAN - SHL2 (0-5-10 m.)

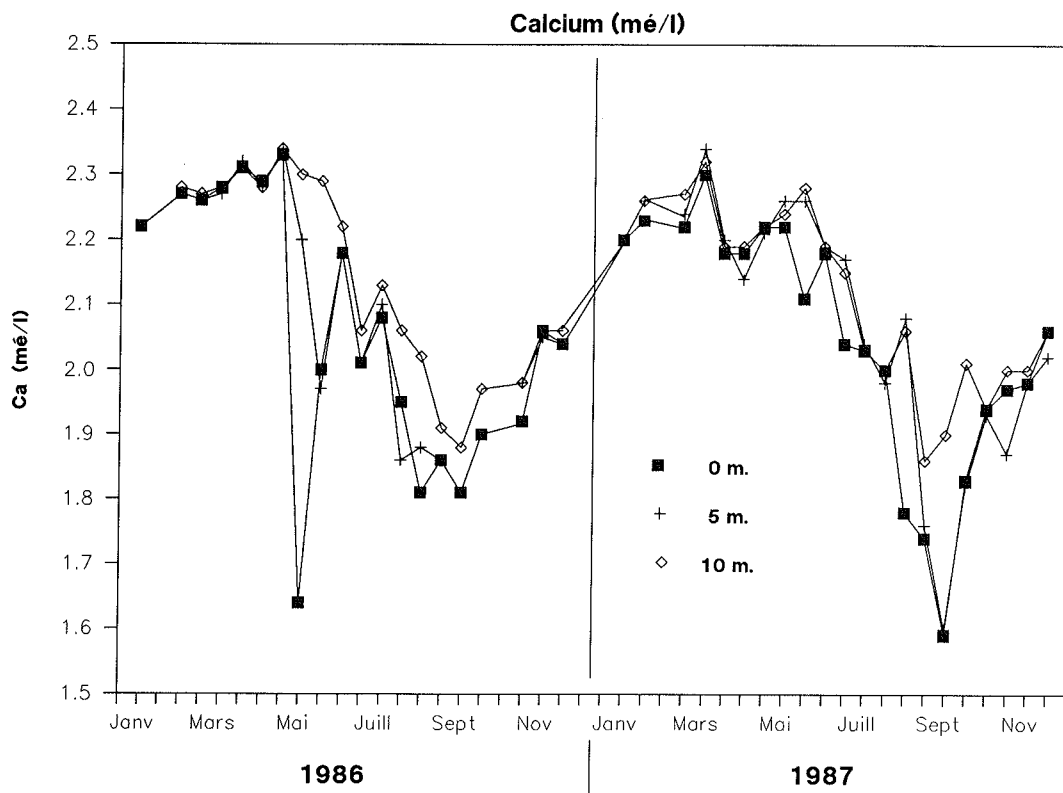


FIGURE 8 : TENEUR EN CALCIUM DES EAUX DES COUCHES SUPERFICIELLES

LEMAN - SHL2 (0-5-10 m.)

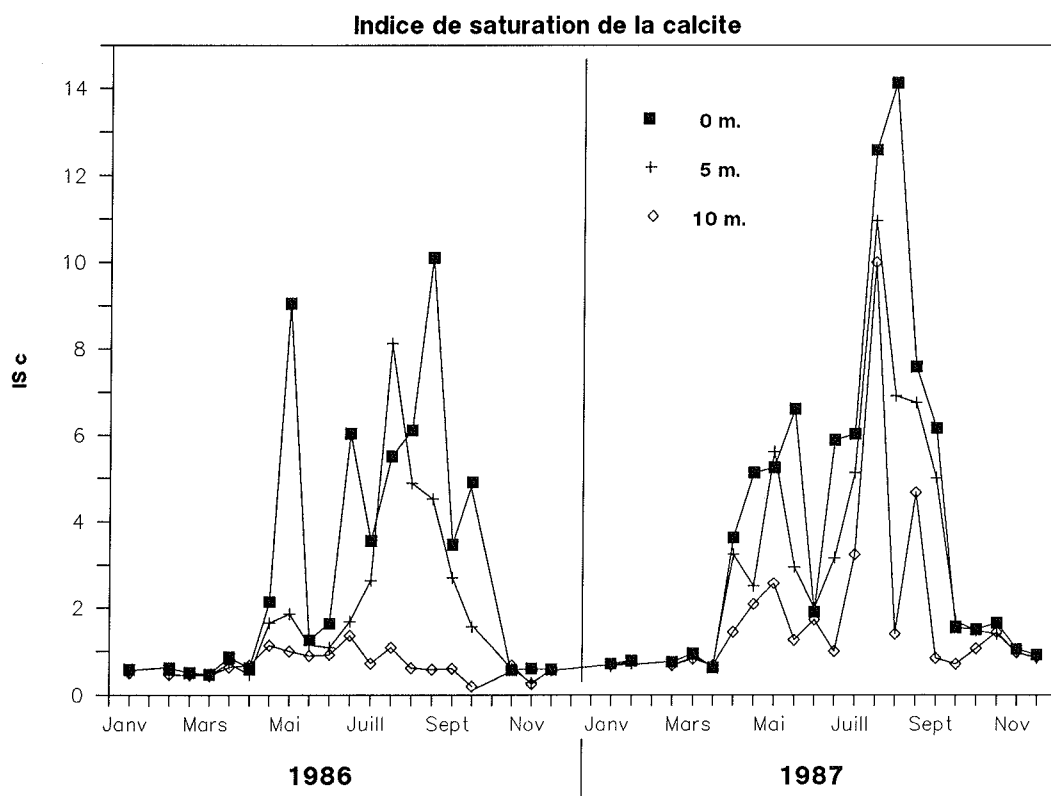


FIGURE 9 : INDICE DE SATURATION (ISc) DE LA CALCITE

LEMAN - SHL2 (0-5-10 m.)

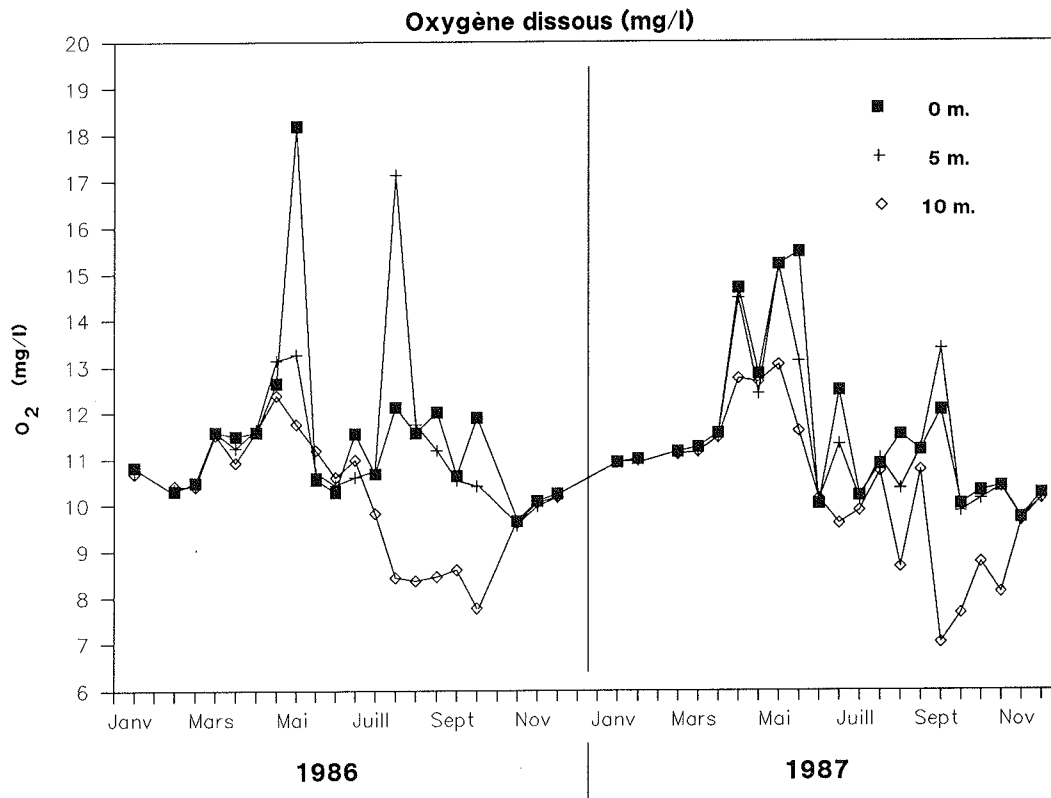


FIGURE 10 : TENEUR EN OXYGENE DISSOUS DES EAUX DES COUCHES SUPERFICIELLES

LEMAN - SHL2 (0-5-10 m.)

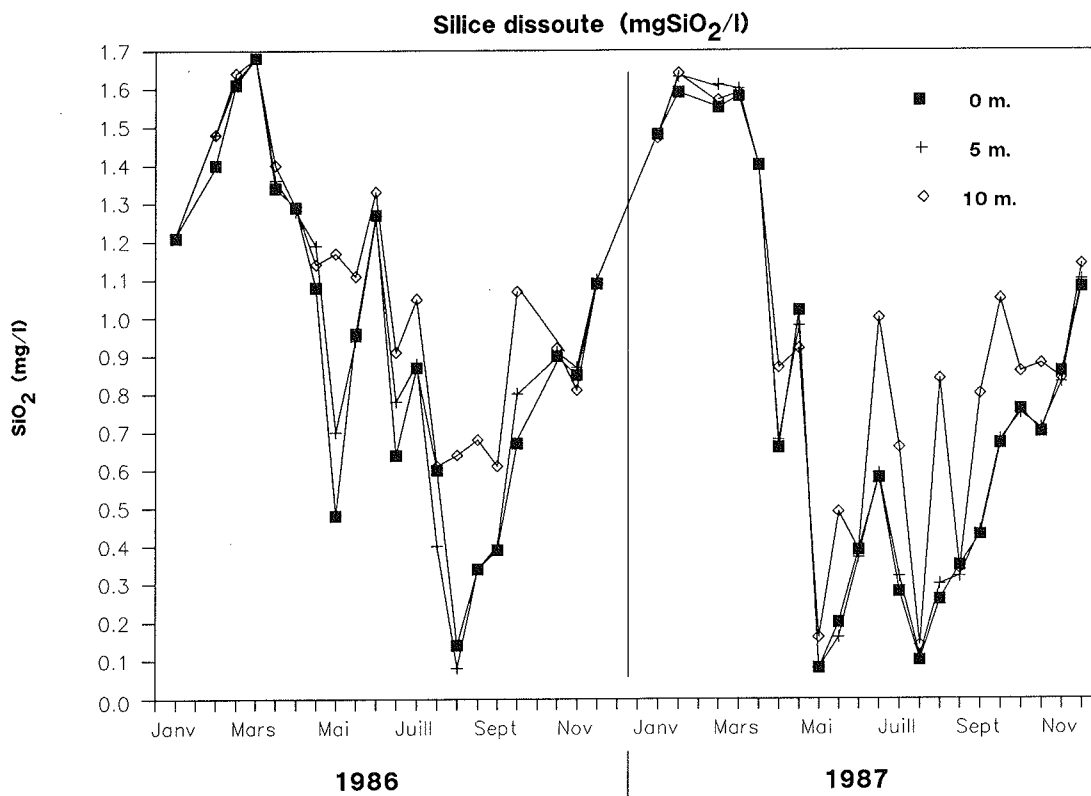
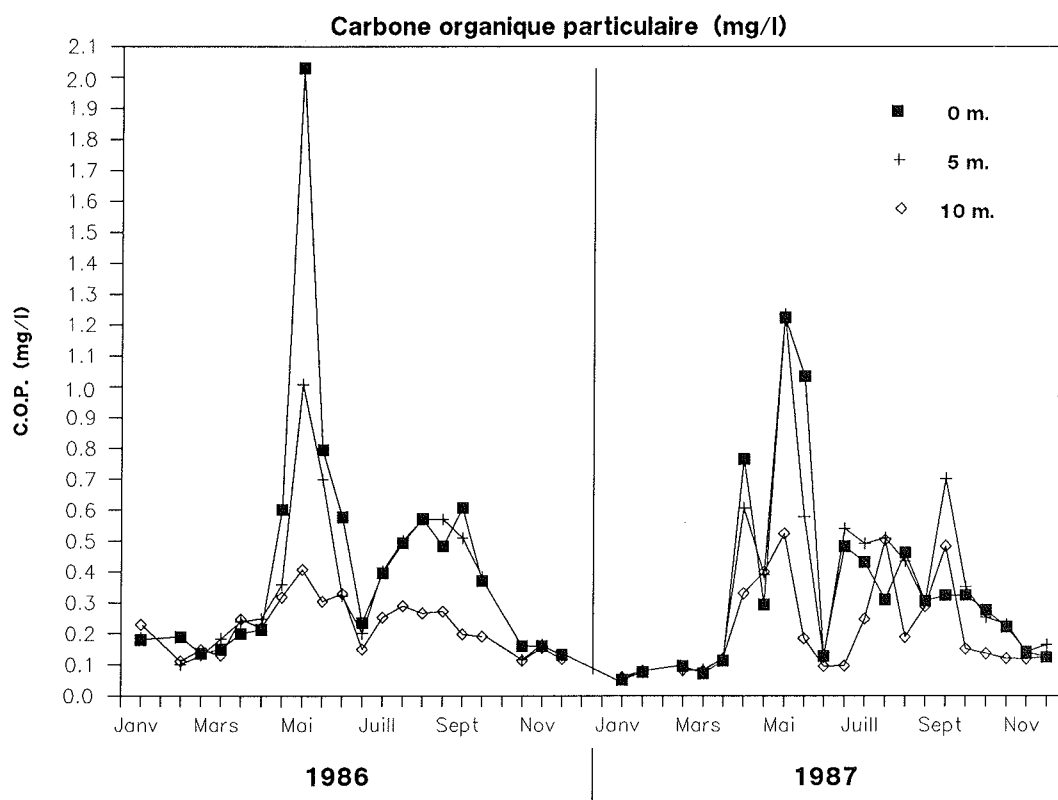


FIGURE 11 : TENEUR EN SILICE DISSOUE DES EAUX DES COUCHES SUPERFICIELLES

LEMAN - SHL2 (0-5-10 m.)



**FIGURE 12 : TENEUR EN CARBONE ORGANIQUE PARTICULAIRE
DES COUCHES SUPERFICIELLES**

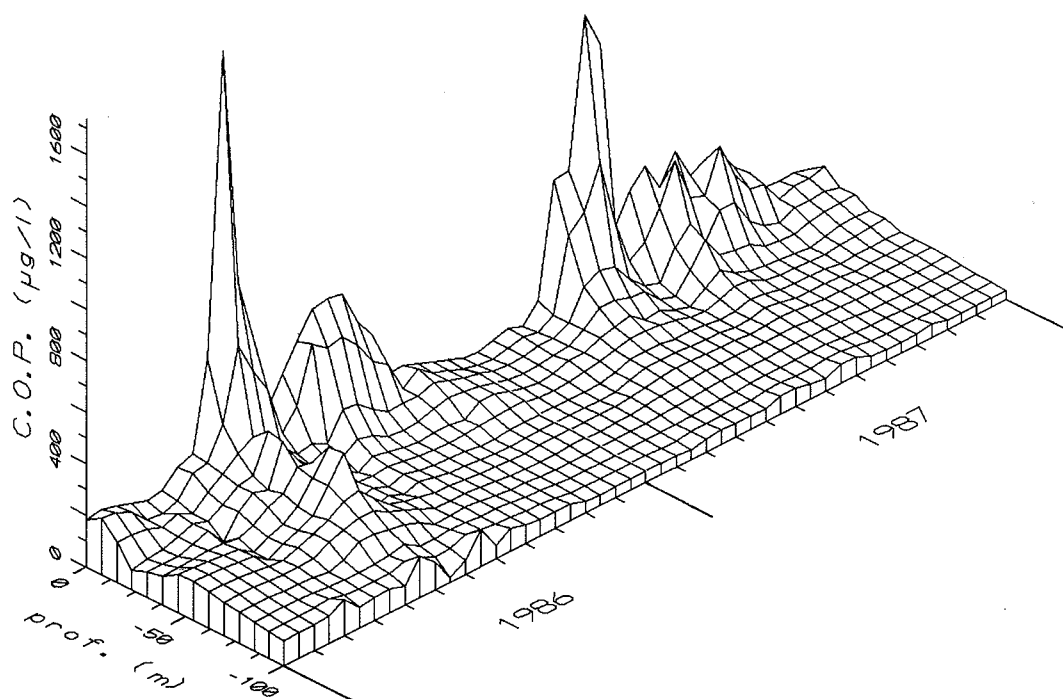


FIGURE 12BIS : TENEUR EN CARBONE ORGANIQUE PARTICULAIRE

LEMAN - SHL2 (0-5-10 m.)

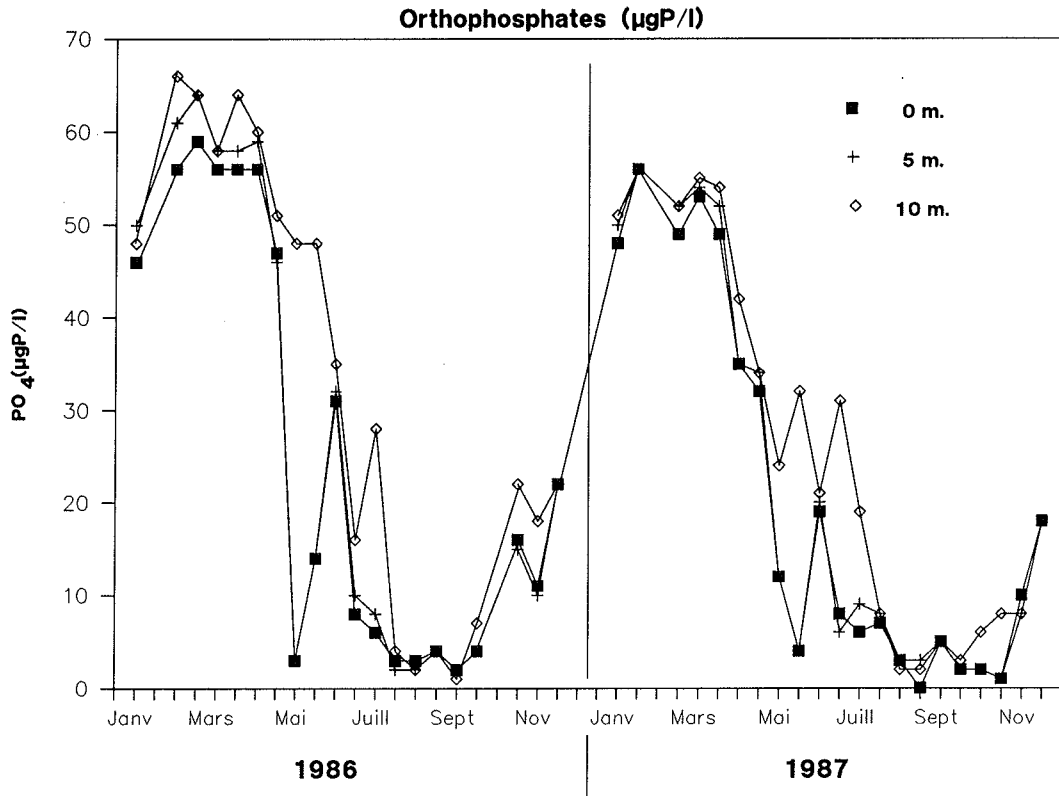


FIGURE 13 : TENEUR EN PHOSPHORE DISSOUS (PO_4) DES EAUX DES COUCHES SUPERFICIELLES

LEMAN - SHL2 (0-5-10 m.)

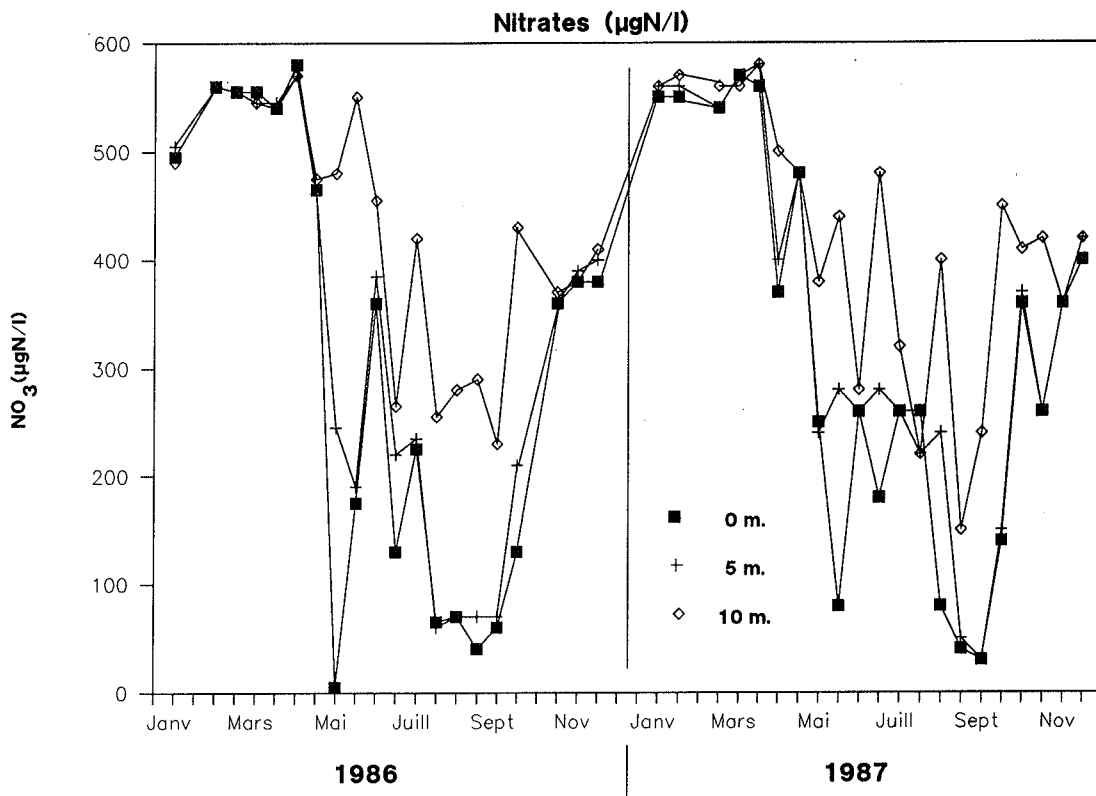


FIGURE 14 : TENEUR EN NITRATES DES EAUX DES COUCHES SUPERFICIELLES

B. RESTE DE L'ANNEE

Par la suite, le réchauffement des eaux superficielles a été très progressif et a atteint un maximum de 22 °C le 22 septembre. Les couches sous-jacentes montrent des fluctuations importantes, témoins de brassages induits par les vents.

Mise à part la période de fin juin à début juillet, période d'activité du zooplancton, marquée par une augmentation de la transparence (9.3 m) accompagnée par un fort pic d'azote ammoniacal dans la totalité de l'épilimnion et le métalimnion jusqu'à 30 mètres (de 107 à 129 µg N/l de 0 à 10 mètres et 63 µg N/l à 30 mètres) (figure 15). Les teneurs en azote ammoniacal sont restées très faibles.

Malgré la forte biomasse, l'épuisement des nutriments ne s'est manifesté que vers la mi-septembre et n'a réellement touché que la couche de 0 à 10 mètres pour les orthophosphates et la couche de 0 à 5 mètres pour les nitrates. L'instabilité thermique des eaux superficielles favorisant les apports en nutriments depuis les couches profondes a très probablement contribué à ce comportement.

La silice quant à elle a vu ses concentrations baisser à 0.06 mg/l le 18 mai et à 0.1 mg/l le 3 août (cf. pics de diatomées).

C'est durant la période de plus forte température que la calcite présente la sursaturation la plus élevée ($IS_c = 14$, le 18 août) précédant une forte précipitation observée en septembre (figures 8 et 9).

Les concentrations en carbone organique particulaire ont suivi la production phytoplanctonique avec une moyenne de 500 µg C/l et un maximum moyen observé de 1210 µg/l dans la couche de 0 à 5 mètres le 18 mai (figure 12).

Le phosphore particulaire montre des variations parallèles à celles du carbone organique particulaire avec un pic très marqué à près de 50 µg/l le 18 mai dans la couche de 0 à 5 mètres.

LEMAN - SHL2 (0-7.5-15 m.)

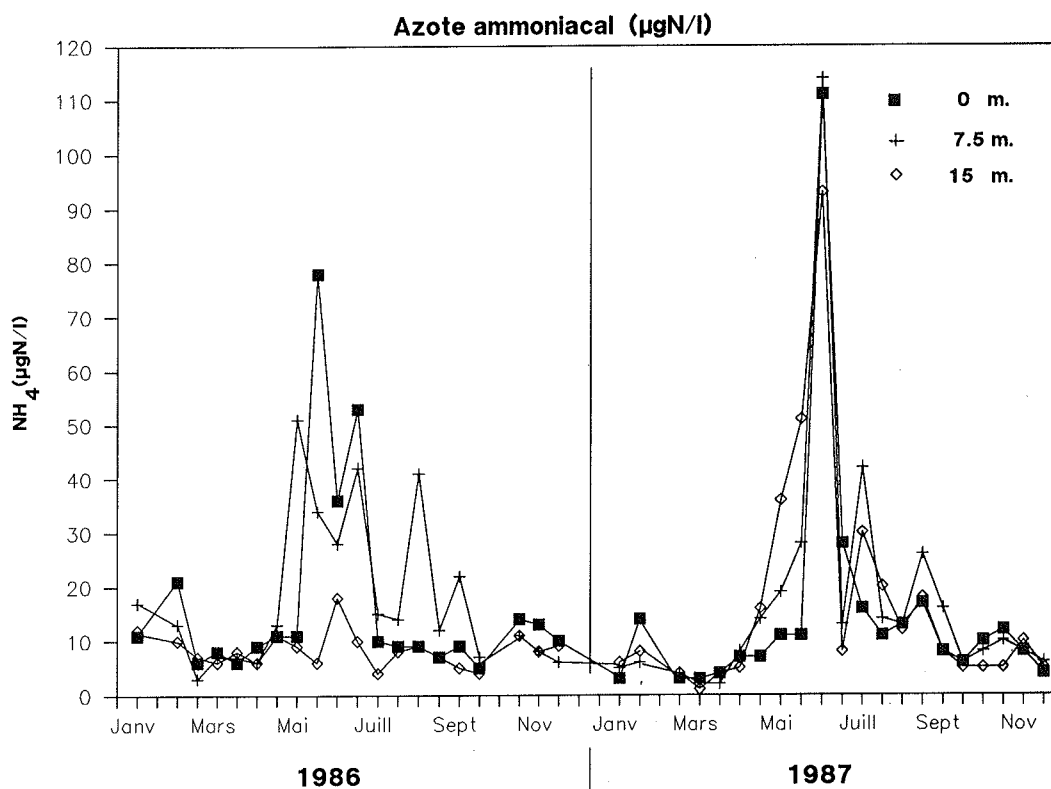


FIGURE 15 : TENEUR EN AZOTE AMMONIACAL DES EAUX DES COUCHES SUPERFICIELLES

Oxygène dans le métalimnion : dès le mois de juillet les couches d'eau situées à la limite de la thermocline et englobant cette dernière (métalimnion) n'ont cessé de s'appauvrir en oxygène suite à l'activité de minéralisation des détritus de plancton mort sédimentant depuis les couches superficielles et ayant tendance à s'accumuler dans cette zone présentant un gradient de densité.

C'est ainsi que le 22 septembre on observe des valeurs minimales de l'oxygène comprises entre 7.5 et 7 mg/l à 7.5, 10, 15, 20 et 30 m alors qu'à 50 m on a mesuré 9.5 mg/l (figure 3).

4. EVOLUTION SAISONNIERE DANS LES COUCHES PROFONDES

Comme le montrent les isoplètes de la figure 2, le brassage hivernal n'a pas atteint 200 mètres de profondeur. Ce brassage incomplet, fait marquant de l'année, va influencer les facteurs physico-chimiques des couches profondes et l'homogénéité thermique et chimique des eaux ne sera pas réalisée :

- la température varie de 5.1 °C en surface à 5.0 °C au fond lors de la campagne du 9 février pour laquelle les écarts de températures sont les plus faibles.
- les concentrations d'oxygène, silice, calcium et chlorures mesurées ne sont pas homogènes dans toute la colonne d'eau.

L'absence de brassage hivernal complet entraîne, principalement, un déficit en oxygène des couches profondes. Près du fond la situation se détériore : la teneur en oxygène à 309 m, qui était comprise entre 10 et 11.5 mg/l les années précédentes après circulation, n'atteindra, au mieux cette année, que 6.4 mg/l en avril, alors qu'elle était de 5.2 mg/l en début d'année. Ce faible gain de l'ordre du mg/l est le résultat de mouvements de fond et non pas celui d'une circulation de grande amplitude. Cette situation défavorable entraîne un appauvrissement des couches profondes en oxygène : la teneur chutera au-dessous de 4 mg/l dès septembre et s'y maintiendra. Une concentration minimale de 2.5 mg/l sera mesurée le 5 octobre (figure 16).

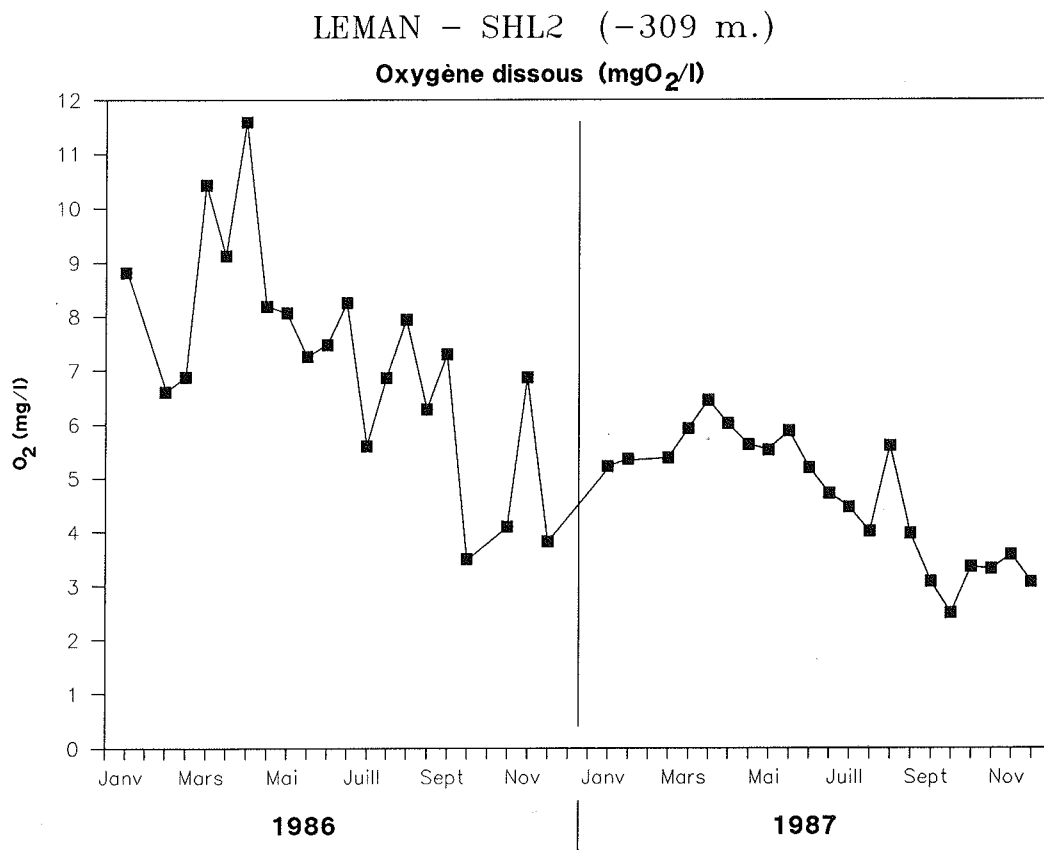


FIGURE 16 : TENEUR EN OXYGENE DISSOUS DES EAUX DU FOND

Ces observations confirment la précarité de la santé du lac : il suffit d'une année à mauvaise circulation hivernale des eaux pour retomber au-dessous de l'objectif de leur maintien à 4 mg/l d'oxygène en toutes saisons et profondeurs. En anticipant sur les observations effectuées début 1988, on peut s'attendre à une dégradation future plus importante (oxygène mi-mars 1988 : 5.5 mg/l). Il faut souligner la rapidité de cette dégradation après trois hivers consécutifs rigoureux qui avaient permis une bonne oxygénation des couches profondes.

Le déficit en oxygène n'entraîne heureusement pas d'augmentation importante des orthophosphates bien que jusqu'ici on ait relevé une corrélation inverse entre ces deux espèces chimiques dans les zones profondes (BLANC et al, 1987) (figure 17).

Le gradient de concentration des orthophosphates près du fond ne s'établit que difficilement et faiblement. La teneur maximale, de 125 µg/l l'an dernier pour une teneur en oxygène de 4 mg/l, n'atteint pas cette année 100 µg/l en décembre alors que la concentration d'oxygène est égale à 3 mg/l (figure 17).

La formation d'une barrière oxique à l'interface eau-sédiment empêchant la diffusion du phosphore ou l'apport important de matières détritiques à fort pouvoir absorbant, serait confirmée par la teneur en manganèse des eaux profondes qui n'est que de 10 µg/l début décembre (figure 18). Pour cet élément, la forme réduite du manganèse (Mn^{2+}), diffusant du sédiment, apparaît fin juin dans les dix derniers mètres, mais sera toujours assez fugace bien que l'oxygène se maintienne à moins de 4 mg/l tout au long du dernier trimestre. Les nombreux sauts de concentration du manganèse au fond du lac, correspondant à l'oxydation de Mn^{2+} en MnO_2 et à la précipitation de ce composé, impliquent une certaine instabilité hydrodynamique des couches profondes (mouvements localisés de masses d'eau). L'étude des résultats détaillés des mesures du fer, du manganèse et de la turbidité dans les vingt-cinq derniers mètres indique la présence d'une hétérogénéité et instabilité des couches.

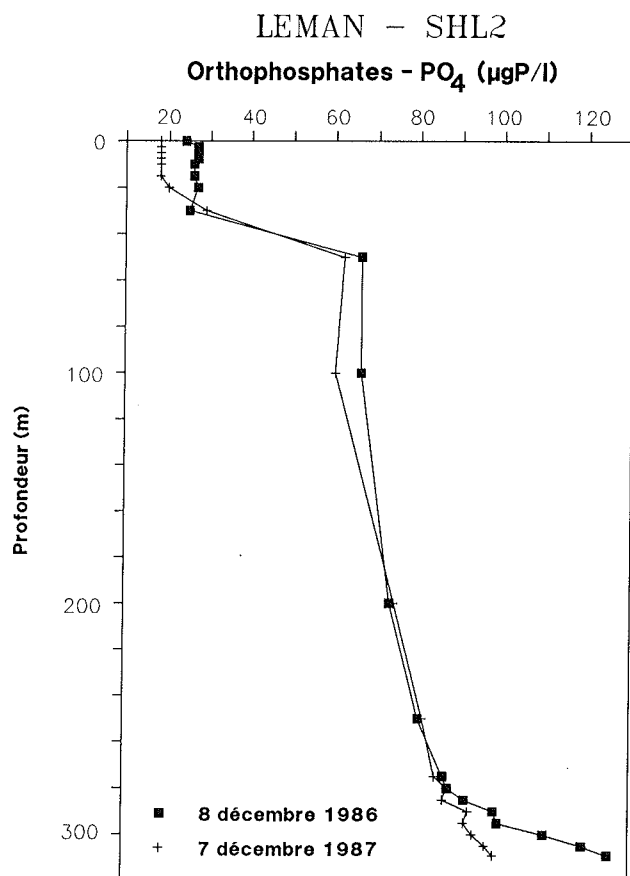


FIGURE 17 : TENEUR EN PHOSPHORE DISSOUS (PO_4) DANS LE LEMAN (SHL 2)
LE 8 DECEMBRE 1986 ET LE 7 DECEMBRE 1987

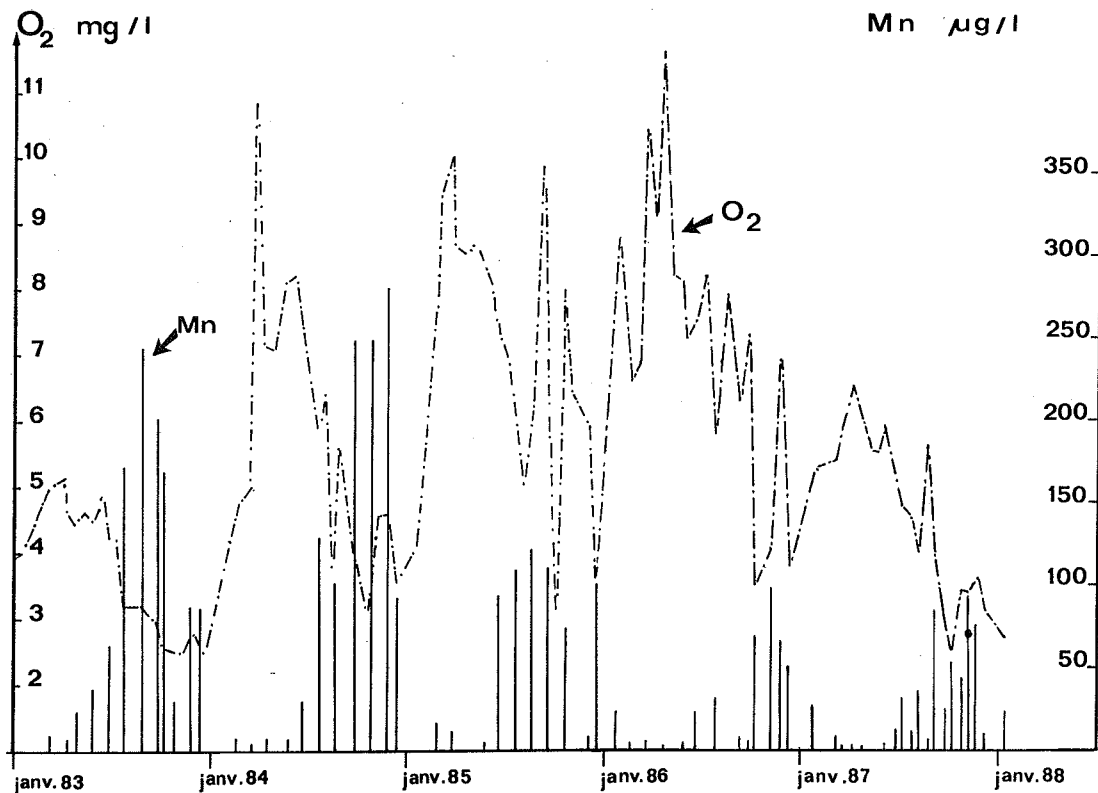


FIGURE 18 : EVOLUTION COMPAREE DES CONCENTRATIONS EN OXYGENE DISSOUS ET MANGANESE DES EAUX DU FOND

Le pic du fer mesuré fin octobre à 309 m (figure 19), ainsi que la turbidité correspondante (figure 20) sont à mettre en relation avec les mouvements des masses d'eau régnant au fond du lac à cette période. D'autres paramètres confirment ces mouvements saisonniers.

- le phosphore particulaire passe de 3.5 à 9 µg/l puis retombe à 3.
- l'azote particulaire passe de 18 à 42 µg/l et le carbone organique particulaire de 96 à 210 µg/l. Ce phénomène se retrouve à 300 m et non pas à 305 m ce qui exclut une éventuelle remise en suspension lors du prélèvement.

Autre variable fortement dépendante de l'oxygène, l'azote ammoniacal reste faible : seule une pointe à 34 puis 22 µg/l est observée les 6 et 20 juillet. La constance de l'azote nitrique, l'absence de méthane et de sulfures confirment un état acceptable des couches les plus profondes, et ce, malgré la baisse d'oxygène pendant plus de quatre mois.

Le gradient de concentration de la silice en fonction de la profondeur ne disparaît à aucun moment, même lors des campagnes de mars-avril (figure 21). La figure 22 représentant ce gradient montre l'absence d'homogénéité chimique à la fin de l'hiver. Près du fond, la teneur en silice dissoute progresse régulièrement depuis l'an dernier, parallèlement à la diminution régulière d'oxygène pendant la même période : la figure 23 illustre la symétrie des courbes des concentrations de silice et d'oxygène au fond. L'augmentation importante d'oxygène observée le 18 août, accompagnée d'une baisse de silice est probablement due à des apports des eaux du Rhône (FAHRNI et RAPIN, 1986; MONOD, 1986). Ce phénomène s'observe, ce jour-là, à tous les niveaux entre 280 et 309 mètres.

LEMAN - SHL2 (-309 m.)

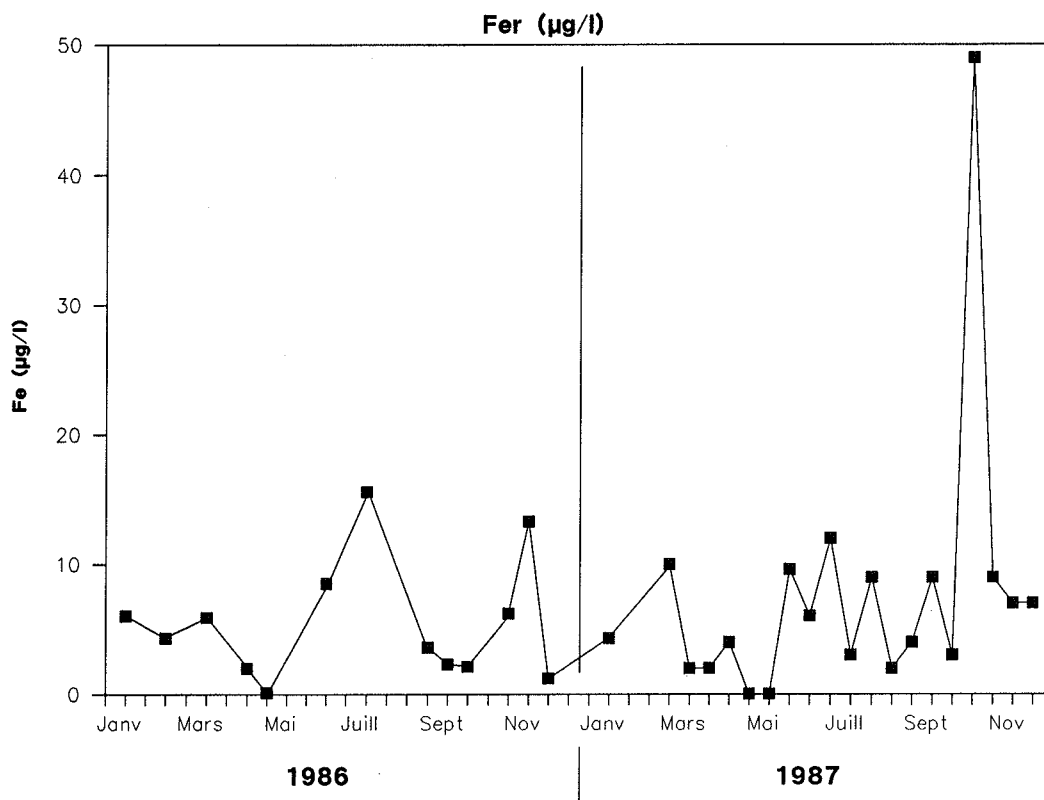
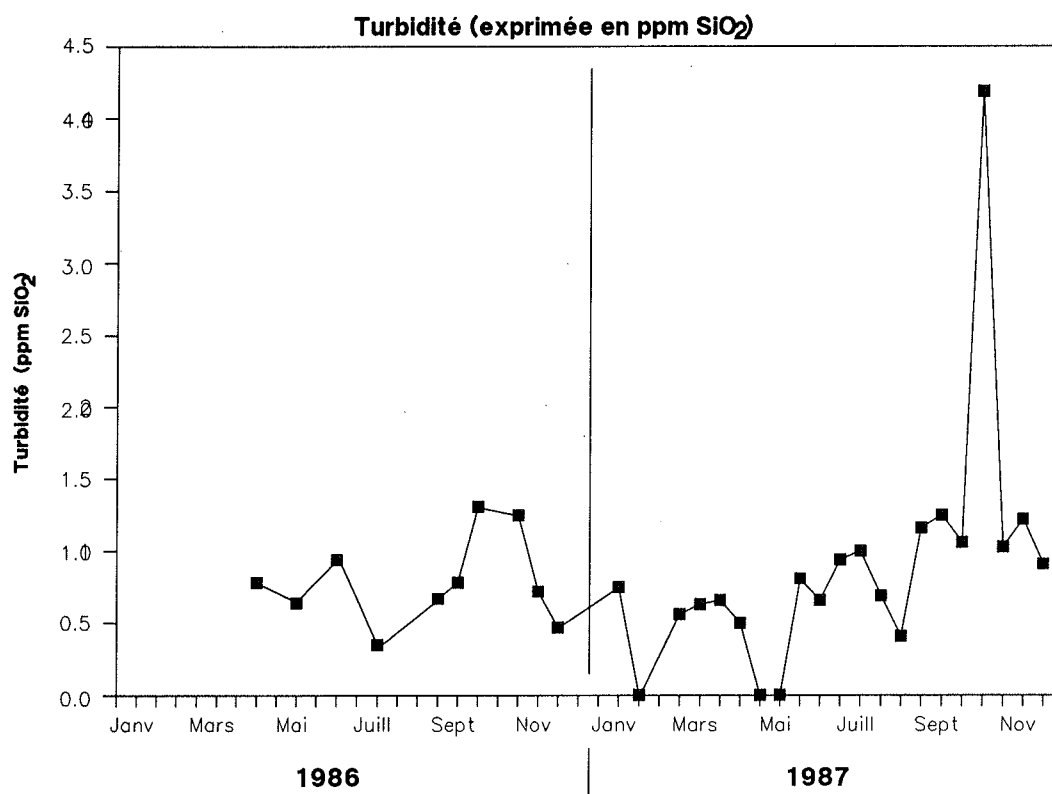


FIGURE 19 : TENEUR EN FER DES EAUX DU FOND

LEMAN - SHL2 (-309 m.)

FIGURE 20 : TURBIDITE DES EAUX DU FOND, EXPRIMEE EN PPM SiO_2

Silice (mg/l) LEMAN SHL2 1986-1987

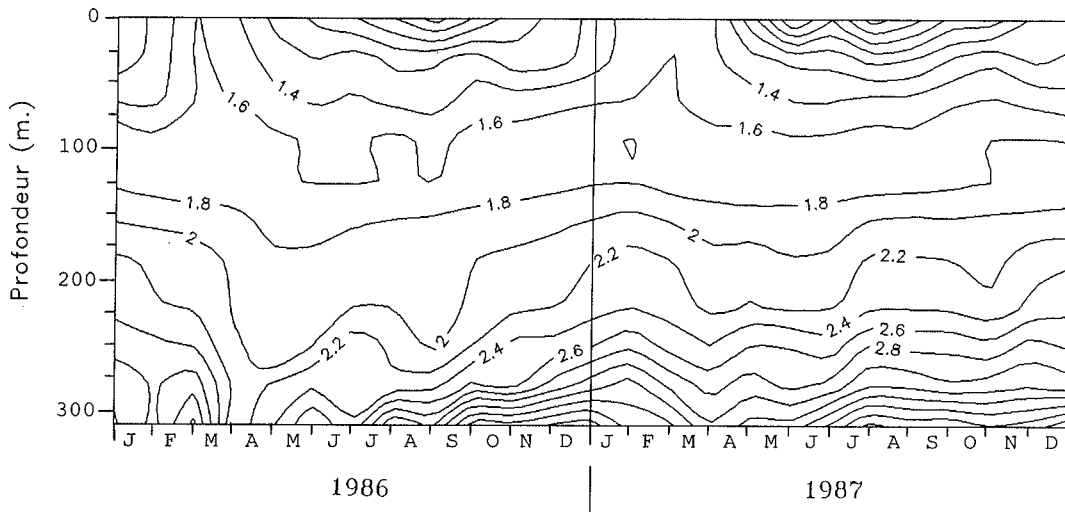


FIGURE 21 : TENEUR EN SILICE DISSOUTE DES EAUX DU LAC LEMAN (SHL 2)

LEMAN - SHL2

Silice dissoute (mg/l)

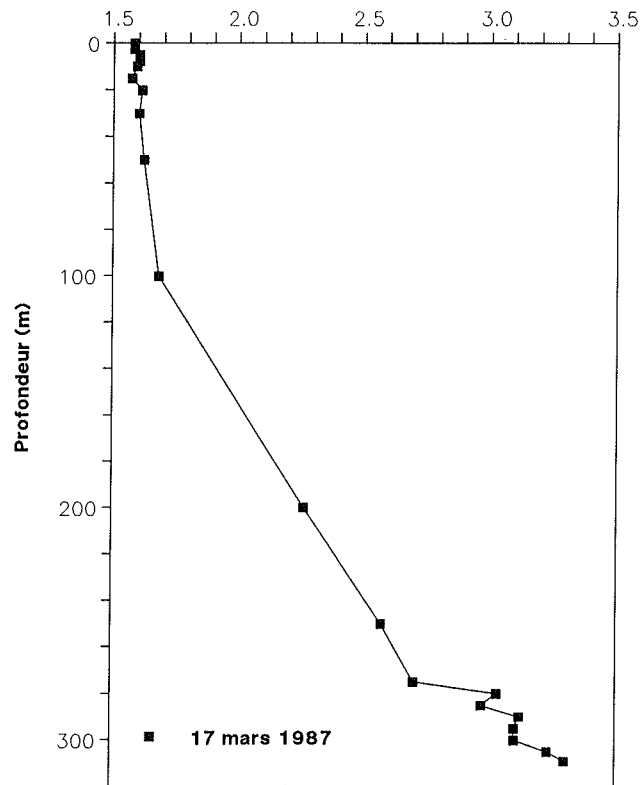


FIGURE 22 : TENEUR EN SILICE DISSOUTE DANS LE LEMAN (SHL 2) LE 17 MARS 1987

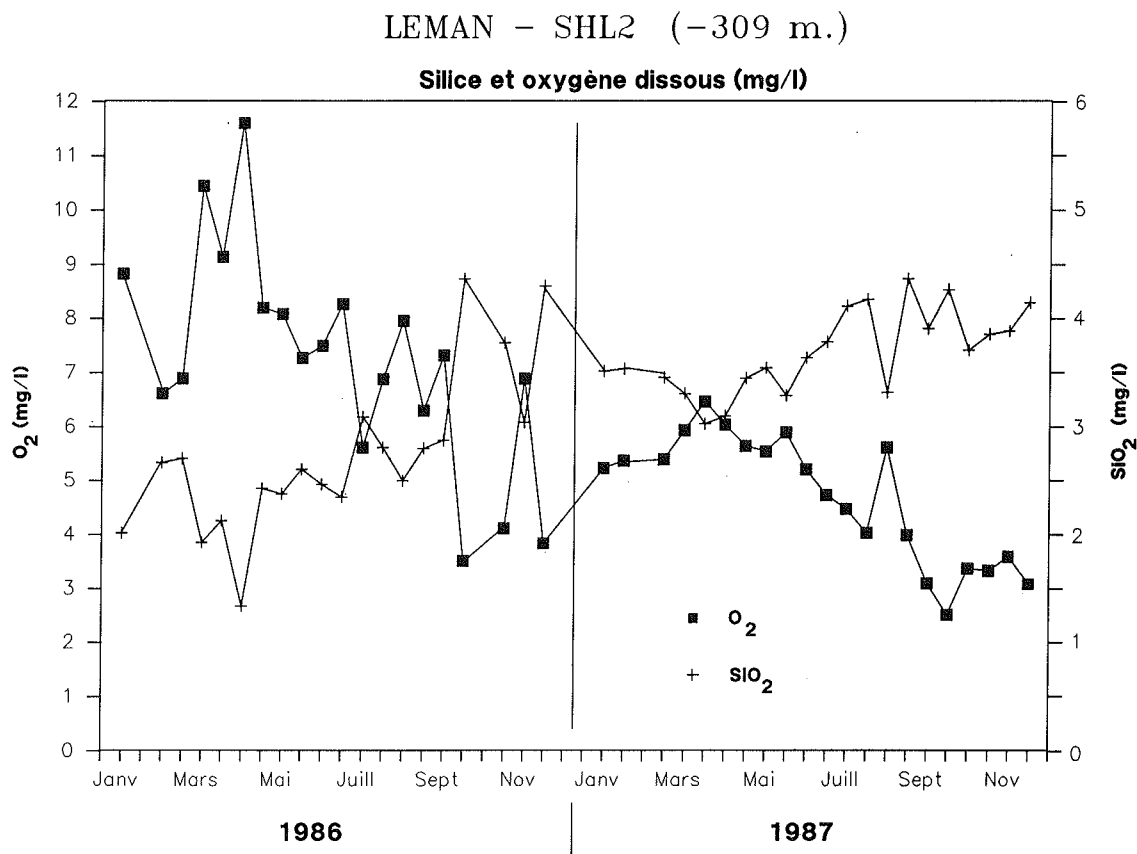


FIGURE 23 : EVOLUTION COMPAREE DES CONCENTRATIONS EN OXYGENE DISSOUS ET SILICE DISSOUTE DES EAUX DU FOND

5. EVOLUTION INTERANUELLE DES PRINCIPAUX ELEMENTS

Les concentrations moyennes pondérées pour l'ensemble du Grand Lac entre l'embouchure du Rhône et la barre de Promenthoux sont calculées à partir des seules analyses effectuées au centre du Grand Lac au point SHL 2 (entre Lausanne et Evian) (figure 1).

Nous examinerons successivement les stocks moyens et leur évolution pour l'oxygène, le phosphore total et les orthophosphates, l'azote total et nitrique et les chlorures.

L'oxygène (figures 24 et 25)

Cet élément vital pour la vie piscicole l'est également pour maintenir des conditions aérobies à l'interface eau-sédiment dans les fonds permettant aux sédiments de conserver leur pouvoir fixateur vis à vis du phosphore.

La concentration moyenne pondérée (figure 24) qui montrait une croissance régulière ces huit dernières années a été stoppée et montre au contraire une légère régression.

Ce phénomène est à mettre en relation avec le brassage incomplet des eaux durant l'hiver 1986-1987 additionné à une forte production provoquant la sédimentation de matières organiques résiduelles.

Cette année a en effet vu de nouveau apparaître des concentrations inférieures à 3 mg O₂/l près du fond.

L'évolution de l'oxygène près du fond depuis l'année 1977 (figure 25) montre que la chute de l'oxygène près du fond du lac est très rapide pendant la période estivale.

Oxygène - LEMAN (G-L)

Concentration moyenne pondérée

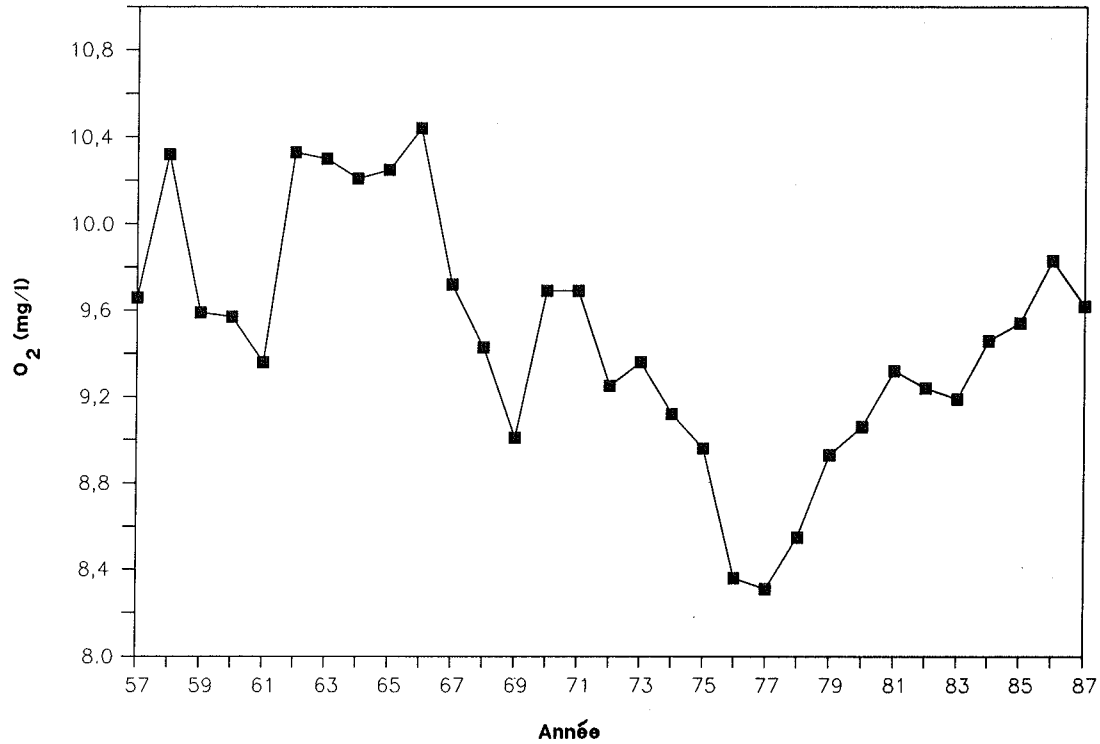


FIGURE 24 : EVOLUTION DE LA CONCENTRATION MOYENNE EN OXYGENE DISSOUS, PONDREEE POUR L'ENSEMBLE DE LA MASSE D'EAU DU GRAND LAC

LEMAN - SHL2 (-309 m.)

Oxygène dissous (mg/l)

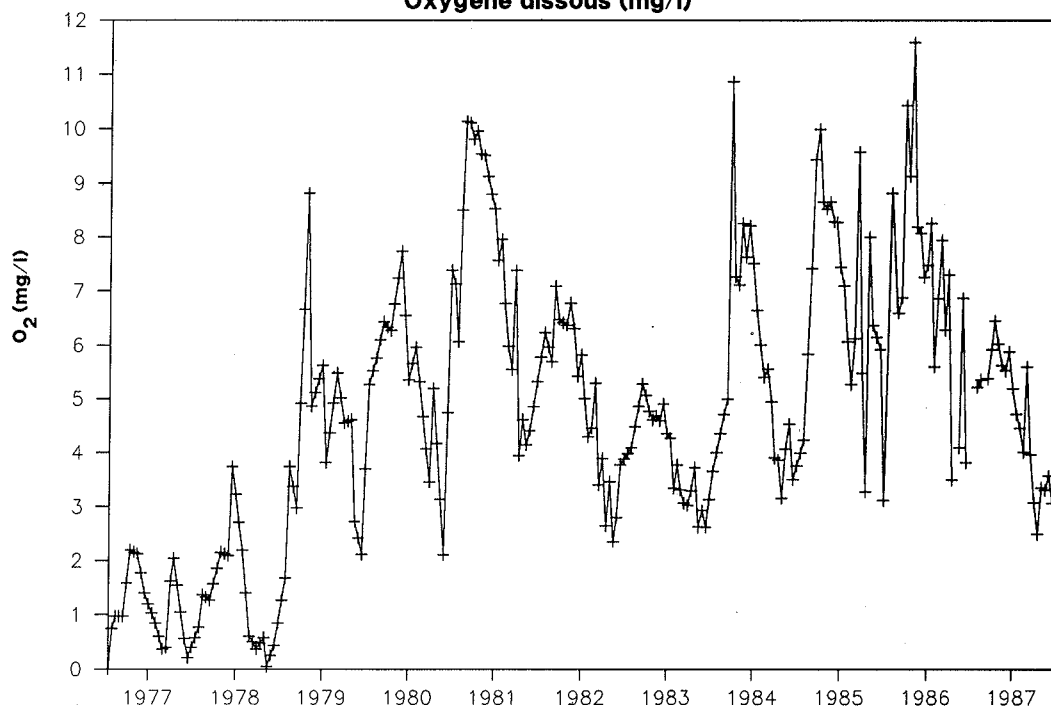


FIGURE 25 : EVOLUTION DE LA CONCENTRATION EN OXYGENE DISSOUS AU FOND DU LAC

Phosphore total et orthophosphates (figures 26 et 27)

La baisse des concentrations amorcée dès 1980 se poursuit. Les stocks dans le grand lac en 1987 sont de 5800 tonnes pour le P total et de 5000 tonnes pour les orthophosphates. Soit une baisse de près de 1900 tonnes pour le P total et de 1340 tonnes pour les orthophosphates depuis 1979. Ces dernières années nous observons une baisse moyenne de 2 % par an alors qu'elle atteint 15.7 % cette année. Ces résultats très encourageants sont à mettre en parallèle avec les efforts de déphosphatation mis en oeuvre depuis une vingtaine d'années et complétés tout récemment par la mise en application en Suisse depuis 1986 de l'interdiction des phosphates dans les produits de lessive. (Une amélioration du pouvoir fixateur des sédiments a aussi pu intervenir dans cette baisse).

Le chemin à parcourir pour revenir à une situation acceptable est encore long car malgré cette baisse, la croissance algale est, encore excessive et les sédiments du fond menacent de relarguer leur phosphore si la désoxygénation s'installe plusieurs années consécutives.

Azote total et nitrique (figures 28 et 29)

La stabilisation observée depuis 1984 pour les nitrates reste précaire car cette année le stock a sensiblement augmenté puisqu'il est passé de 47160 tonnes à 48530 tonnes, soit 1470 tonnes de plus. Cette variation de environ + 3 % reste malgré tout minime et peu significative.

L'azote total quand à lui est passé de 61500 tonnes à 61130 tonnes soit une baisse inférieure à 1 % donc non significative.

Les chlorures (figure 30)

Avec une concentration moyenne de 5.40 mg/l l'accroissement est de 1.9 % par rapport à 1986, l'augmentation moyenne annuelle est de 0.17 mg/l.an depuis 1971.

On peut toutefois s'attendre à ce que cette hausse se stabilise, et la concentration atteigne des valeurs voisines de celles observées dans les apports soit environ 7 mg/l en moyenne pondérée pour autant que cette dernière reste stable.

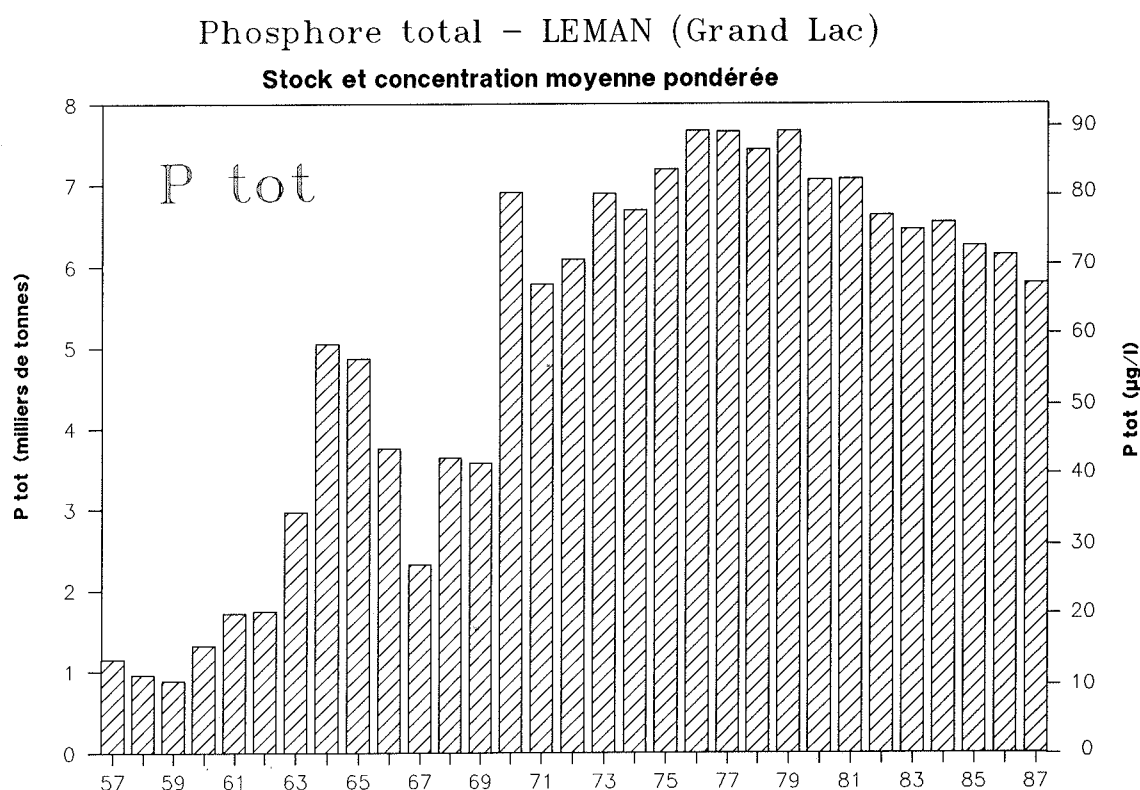


FIGURE 26 : EVOLUTION DU STOCK DE PHOSPHORE TOTAL CONTENU DANS LE GRAND LAC ET CONCENTRATION MOYENNE PONDEREE POUR L'ENSEMBLE DE LA MASSE D'EAU

Orthophosphates - LEMAN (Grand Lac)

Stock et concentration moyenne pondérée

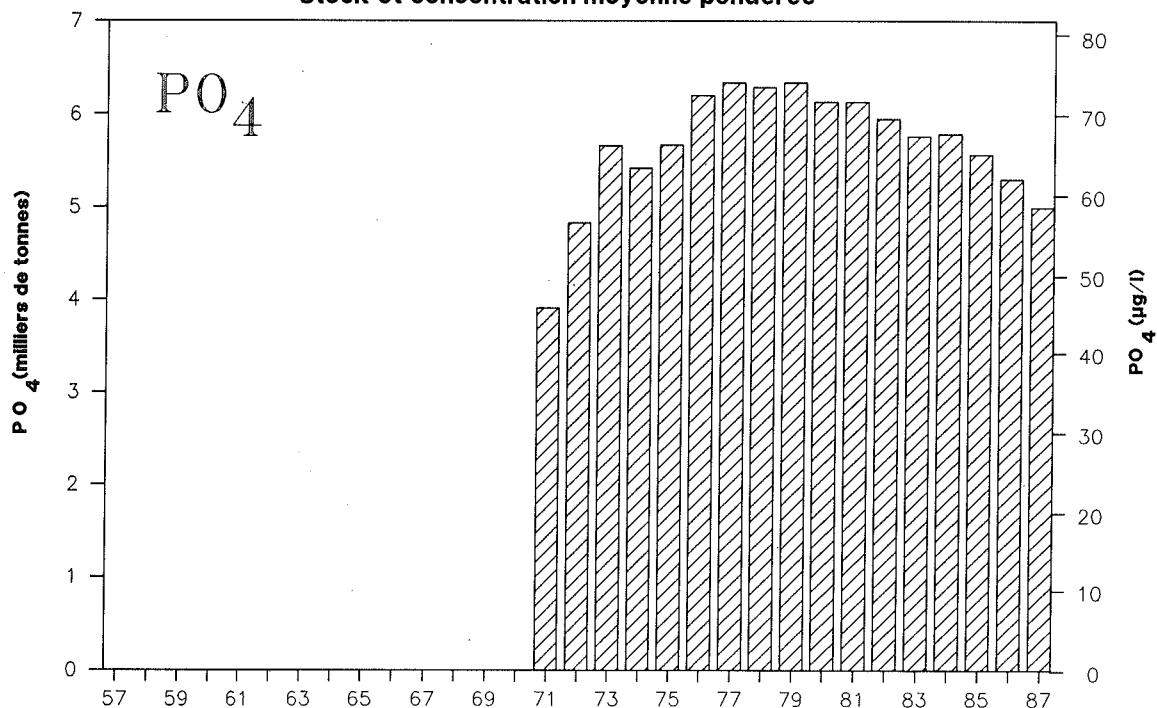


FIGURE 27 : EVOLUTION DU STOCK DE PHOSPHORE DISSOUS (PO₄) CONTENU DANS LE GRAND LAC ET CONCENTRATION MOYENNE PONDEREE POUR L'ENSEMBLE DE LA MASSE D'EAU

Azote nitrique - LEMAN (G-L)

Stock et concentration moyenne pondérée

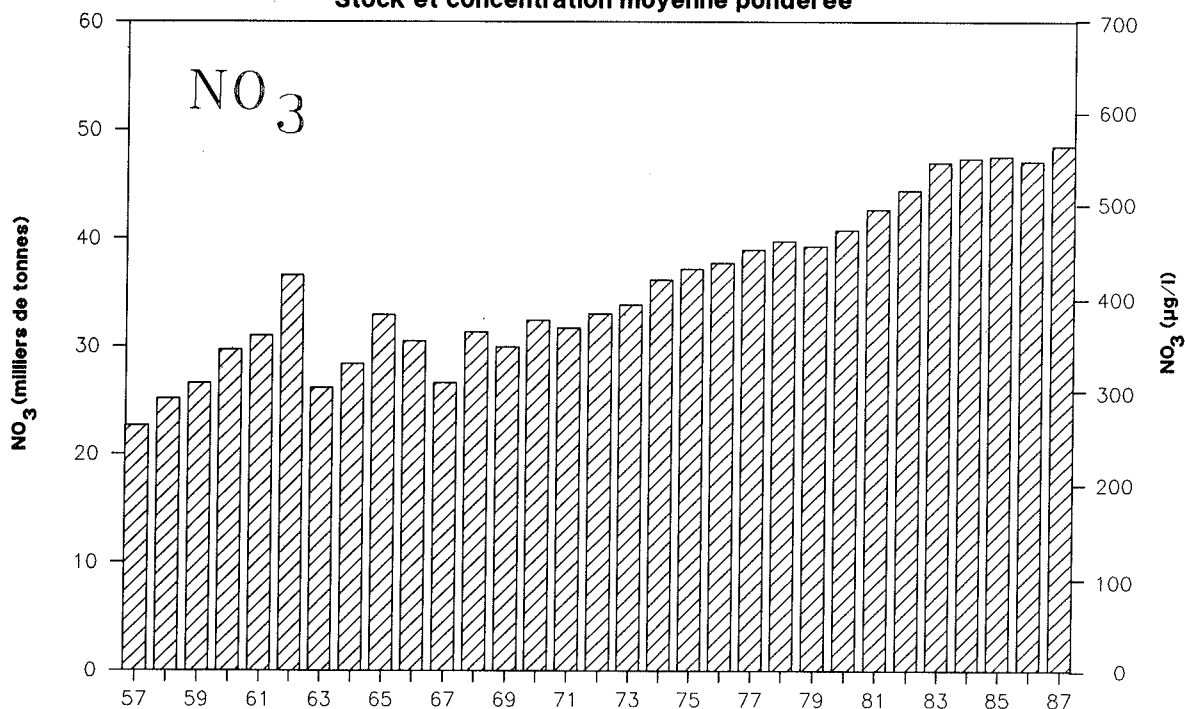


FIGURE 28 : EVOLUTION DU STOCK DE NITRATES CONTENU DANS LE GRAND LAC ET CONCENTRATION MOYENNE PONDEREE POUR L'ENSEMBLE DE LA MASSE D'EAU

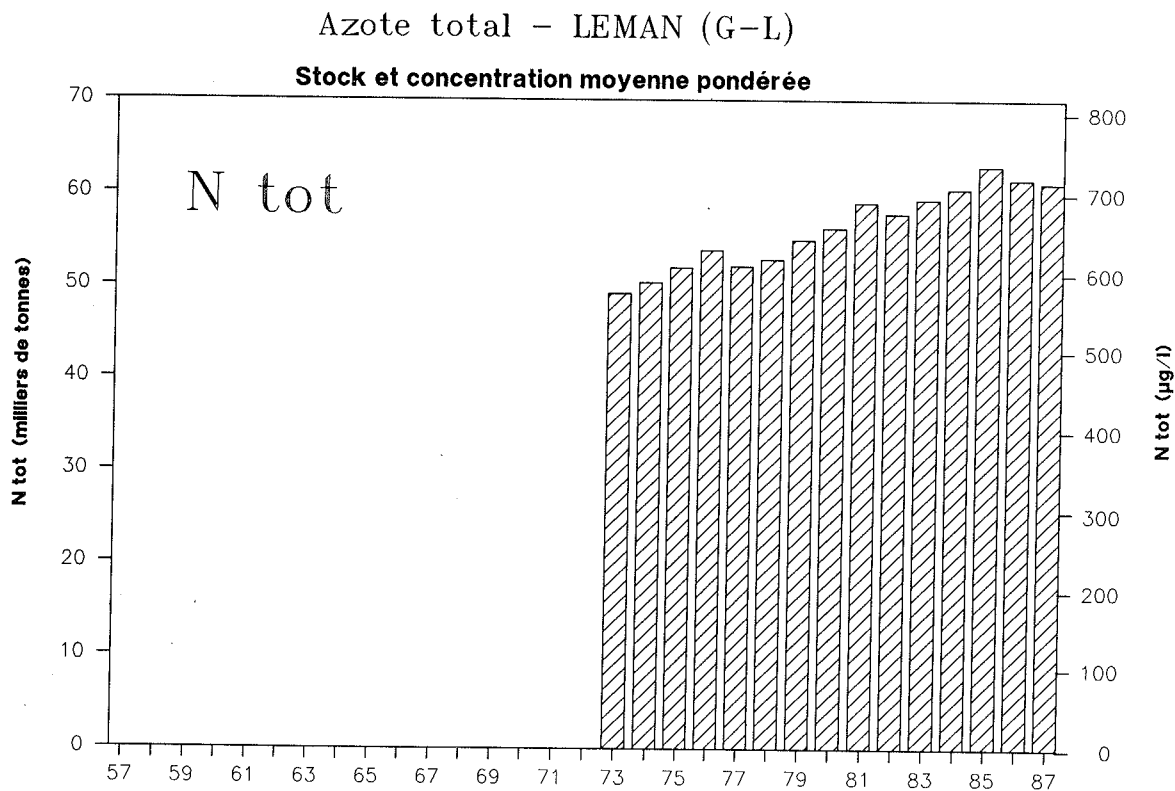


FIGURE 29 : EVOLUTION DU STOCK D'AZOTE TOTAL CONTENU DANS LE GRAND LAC ET CONCENTRATION MOYENNE PONDEREE POUR L'ENSEMBLE DE LA MASSE D'EAU

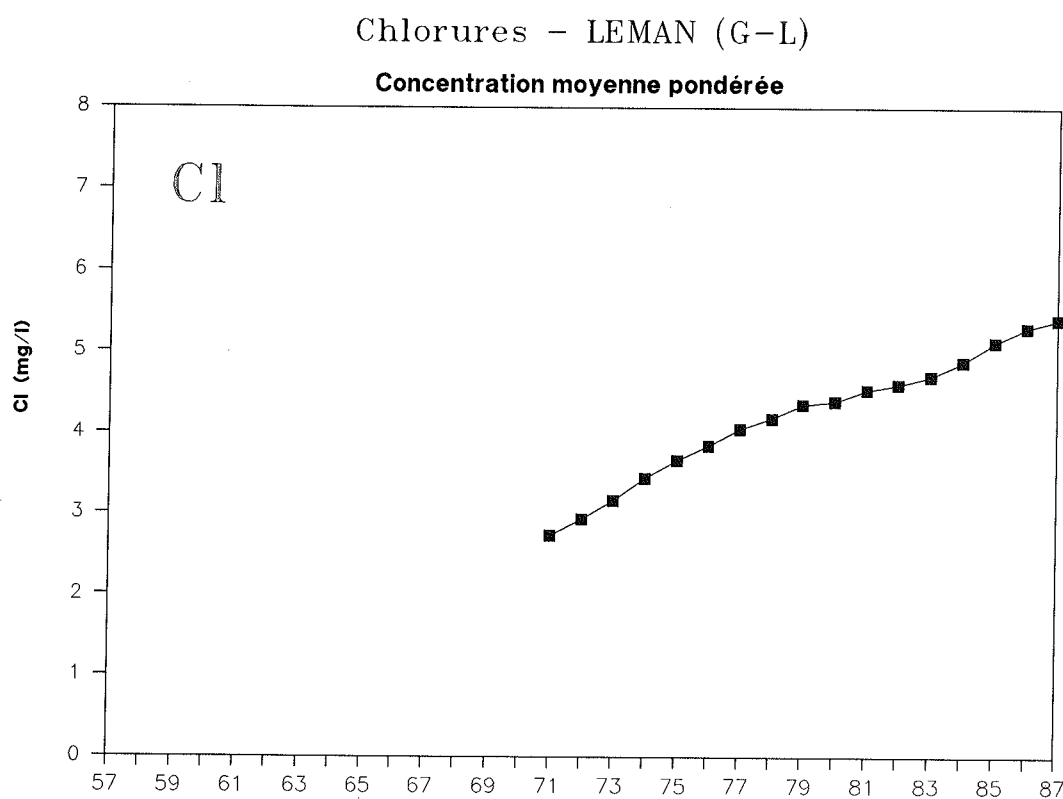


FIGURE 30 : EVOLUTION DE LA CONCENTRATION MOYENNE EN CHLORURES, PONDEREE POUR L'ENSEMBLE DE LA MASSE D'EAU DU GRAND LAC

6. CONCLUSIONS

L'année peut être caractérisée par les points suivants :

- la circulation des eaux n'a pas atteint 200 mètres de profondeur
- absence d'homogénéité chimique à la fin de l'hiver et en conséquence une mauvaise oxygénation des eaux profondes (6.45 mg/l début avril à 309 m). Dès septembre, la concentration en oxygène est inférieure à 4 mg/l au fond avec un minimum de 2.5 mg/l le 5 octobre.

Suite à un hiver doux, avec courte période de froid en janvier, le réchauffement des eaux de surface s'effectue de façon précoce dès mi-avril, entraînant immédiatement une activité biologique soutenue dans les dix premiers mètres.

Par la suite, le réchauffement est très progressif maintenant une production intense. Le flux des nutriments nécessaires à celle-ci est assuré par une relative instabilité des couches superficielles sous-jacentes provoquée par la fréquence des vents forts. L'épuisement en orthophosphates et azote nitrique n'intervient que tardivement, fin septembre.

Contrairement aux observations menées les années antérieures, les mauvaises conditions d'oxygénation du fond n'ont pas été accompagnées d'augmentation de teneurs en phosphore.

L'évolution des stocks dans le lac est marquée par la très nette confirmation de la baisse du phosphore total (- 1'870 tonnes depuis 1979), le stock actuel étant de 5'800 tonnes dans le Grand Lac (soit une baisse de 350 tonnes ou 6 % par rapport à l'année précédente). Cette diminution, très marquée cette année, est à mettre en relation avec les mesures d'assainissement, et surtout, avec l'interdiction des phosphates dans les produits de lavage des textiles en Suisse.

L'azote total et azote nitrique ne varient pas significativement.

La teneur en éléments nutritifs dans le lac est encore beaucoup trop importante et permet une production algale très forte comme le montrent les résultats 1986 et 1987. Il s'ensuit une consommation importante de l'oxygène dans les couches profondes pour la minéralisation de cette matière organique. Un brassage hivernal complet est actuellement indispensable pour maintenir des conditions d'oxygénation acceptables dans les eaux du fond. Malheureusement, ce brassage qui n'a pas eu lieu en 1986/1987 ne s'est pas non plus produit pendant l'hiver 1987/1988. Il faut donc s'attendre à des conditions d'oxygénation très mauvaises fin 1988. Ces constatations montrent qu'il est impératif de limiter encore davantage les apports en nutriments, notamment le phosphore du bassin versant.

BIBLIOGRAPHIE

- BLANC, P., CORVI, C. et RAPIN, F., (1987) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. In : Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1986, Lausanne, 21-42.
- FAHRNI, H.P. et RAPIN, F. (1986) : Modélisation du cycle du phosphore dans le Léman. In : Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1985, Lausanne, 153-190.
- MONOD, R. (1986) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. In : Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1985, Lausanne, 19-47.
- RAPIN, F. (1988) : Analyses comparatives interlaboratoires. In : Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987, Lausanne.
- REVACLIÉ, R., PELLETIER, J., BALVAY, G. et DRUART, J.C. (1988) : Evolution du plancton du Léman. In : Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987, Lausanne.

RECHERCHE DE METAUX DANS L'EAU DU LEMAN

Campagne 1987

PAR

CLAUDE CORVI

LABORATOIRE CANTONAL DE CHIMIE, GENEVE

RESUME

Les dosages du calcium, magnésium, manganèse, plomb, cadmium, chrome, cuivre et aluminium sont effectués à la station SHL 2, à neuf profondeurs, en mars et septembre.

Pour les métaux traces, les concentrations mesurées sont nettement inférieures aux exigences requises pour les eaux de boisson.

1. INTRODUCTION

Le programme de surveillance semestrielle des métaux dans les eaux du lac a été reconduit cette année. Le dosage de neuf métaux sur quatre niveaux a été étendu, hors programme, à neuf niveaux.

La détermination du fer et du manganèse dans les couches profondes a également été poursuivie en parallèle à la mesure d'autres paramètres utiles à la modélisation. Les résultats détaillés concernant ce programme sont traités dans le chapitre "Evolution physico-chimique des eaux du Léman" (BLANC et al., 1988).

2. ECHANTILLONNAGE

Deux campagnes de prélèvements ont été effectuées au centre du lac, à la station SHL 2, les 17 mars 1987 après circulation des eaux et le 22 septembre pendant la période de stratification. Ont été échantillonnées les profondeurs suivantes : 1, 5, 7.5, 10, 30, 100, 200, 305 et 309 mètres.

En plus de ces deux campagnes de surveillance, les eaux du fond ont été étudiées de 275 à 309 m, tous les 5 mètres, au cours de seize campagnes de prélèvements, pour la détermination du fer, du manganèse et de la turbidité.

3. PRINCIPE DES METHODES ANALYTIQUES

Dès réception au laboratoire, les échantillons sont acidifiés à raison de 1 ‰ à l'aide d'acide nitrique "suprapur" afin d'assurer leur conservation.

Les dosages sont effectués sur eaux brutes, directement pour les éléments comme le calcium ou le magnésium et après préconcentration d'un facteur 10 pour les éléments traces.

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

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

Le mercure est recherché sur eau brute également, mais après oxydation préalable de l'échantillon. La teneur en mercure est ensuite déterminée par absorption atomique sans flamme selon la méthode du Manuel Suisse des Denrées Alimentaires (1983).

4. RESULTATS

Calcium, magnésium, plomb, cadmium, chrome, mercure, cuivre, manganèse et fer ont été dosés. L'aluminium n'a pas pu être déterminé dans les eaux de la campagne de mars suite à une défaillance analytique.

Le mercure est resté non décelable dans tous les échantillons : sa concentration dans les eaux est donc inférieure à notre limite de détection de 0.05 µg/l. Les résultats des autres déterminations sont regroupés dans les tableaux 1 et 2. Nous ne constatons pas de différences significatives entre les résultats de ces deux campagnes et ceux des campagnes antérieures et les principales observations formulées alors demeurent valables :

- les concentrations en métaux lourds restent très faibles, voire même inférieures à nos limites de détection dans le cas du plomb et du cadmium.
- les teneurs observées sont nettement inférieures aux valeurs recommandées par l'Organisation Mondiale de la Santé pour les eaux de boisson ou par la directive des Communautés européennes.

Pour les éléments traces, plomb, cadmium, chrome et cuivre, nous n'observons pas de gradient de concentration en fonction de la profondeur, même près du fond où certains de ces métaux peuvent se retrouver concentrés par absorption sur des particules en suspension (JAQUET et al., 1982). Ceci est probablement lié à l'absence de fortes concentrations de manganèse dans les couches profondes (BLANC et al. 1988).

Le gradient de concentration observé le 17 mars 1987 pour le calcium confirme l'absence d'homogénéité chimique, résultant d'un hiver trop doux avec circulation incomplète (BLANC et al., 1988). En septembre, ce gradient sera nettement plus marqué, suite à la précipitation épilimnique de calcite (BLANC et MONOD, 1984).

Près du fond, à la diminution de l'oxygène en fin d'année, correspond une apparition de manganèse diffusant du sédiment. Cette diffusion sera faible (voir rapport "Evolution physico-chimique") et bien moindre que celle observée par exemple fin 1984 (CORVI, 1985), alors que la teneur en oxygène était voisine également de 4 mg/l, mais pendant une plus courte période.

5. CONCLUSIONS

Les observations effectuées cette année confirment la bonne qualité des eaux du lac quant à leurs teneurs en métaux lourds qui restent bien inférieures aux exigences requises pour une eau de boisson.

Les concentrations mesurées sont voisines de celles citées pour le lac de Constance (HEGI, 1976, SIGG et al., 1982 et AWBR, 1985).

BIBLIOGRAPHIE

- AWBR, (1985) : Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein Ergebnisse der physikalischen, chemischen, biologischen und bakteriologischen Untersuchungen, 171 p.
- BLANC, P., CORVI, C. et RAPIN, F., (1988) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987.
- BLANC, P. et MONOD, R., (1984) : Equilibres carboniques et paramètres associés. Rapport de synthèse de la Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Chapitre 3.2.5, 145-172.
- CORVI, C., (1985) : Recherche de métaux dans l'eau du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1984, 75-79.
- 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, 89-96.
- HEGI, H.R., (1976) : Schwermetalle im Pelagia des Bodensees (Obersee und Untersee) und des Greifensees. Schweiz. Z. Hydrol. 38/1, 35-47.
- 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.
- MANUEL SUISSE DES DENREES ALIMENTAIRES, (1983) : Dosage du mercure. Chapitre 45, Paragraphe 31, Cinquième édition; deuxième volume.
- PINTA, M., BARROIN, G., BAUDIN, G., BELLANGER, J., BOITEUX, H., BOUCETTA, M., ECREMENT, F., FRITSCHÉ, J., GROUX, R., KOVACSIK, G., KUHN, V., LAPORTE, J., MARIEE, M., NORMAND, J., RIANDEY, C., ROBERT, M.E., ROUSSELET, F. ET VOINOVITCH, I., (1971) : Spectrométrie d'absorption atomique. Applications à l'analyse chimique. Masson et Cie, Paris.
- SIGG, L., STURM, M. et STUMM, W., (1982) : Schwermetalle in Bodensee. Naturwissenschaften, 69, 546-547.

TABLEAU 1 - Echantillon du 17 mars 1987

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	47.4	6.7	0.2	nd*	nd*	0.4	1.2	3	n o n d o s é
5	46.3	6.7	0.3	nd	nd	0.2	1.2	3	
7.5	46.3	6.7	0.2	nd	nd	0.2	1.3	4	
10	46.3	6.8	0.3	nd	nd	0.2	1.3	4	
30	46.9	6.7	0.4	nd	nd	0.2	1.1	4	
100	45.8	6.7	0.5	nd	nd	0.3	1.2	3	
200	47.4	6.7	1.0	nd	nd	0.3	1.1	3	
305	49.5	6.8	2.5	nd	nd	0.4	1.2	2	
fond	50.0	6.6	4.3	nd	nd	0.3	1.2	2	

OMS (1)	-	-	100	50	5	50	1000	300	200	
CEE (2)	A B	100 -	30 50	20 50	- 50	- 5	- 50	100 3000	50 200	50 200
MSDA (3)	A B	40-125 -	5-30 50	20 50	1 50	0.5 5	** 1 ** 20	50 1500	50 300	50 500

* = non décelé (Plomb < 0.5 µg/l; cadmium < 0.02 µg/l).

** = chrome VI

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

(2) = Directive 80/778/CEE - Journal officiel des Communautés européennes du 30.8.1980, pages 11-30.

(3) = Manuel suisse des denrées alimentaires, Chapitre 27A, (1985)

A = niveaux guides

B = concentrations maximales admissibles

TABLEAU 2 - Echantillon du 22 septembre 1987

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	30.0	5.6	0.7	nd*	nd*	0.2	1.4	8	9
5	30.4	5.6	1.0	nd	nd	0.2	1.1	13	13
7.5	34.3	5.3	1.3	nd	nd	0.2	1.3	13	19
10	35.5	5.3	0.9	nd	nd	0.2	1.2	7	19
30	41.6	5.8	0.7	nd	nd	0.2	1.2	3	3
100	42.2	5.8	2.3	nd	nd	0.2	1.1	7	4
200	43.2	5.8	2.3	nd	nd	0.2	1.2	7	3
305	45.7	6.0	19.7	nd	nd	0.2	1.2	15	11
fond	45.8	6.0	27.5	nd	nd	0.2	1.1	11	6

OMS (1)	-	-	100	50	5	50	1000	300	200
CEE (2)	A	100	30	20	-	-	100	50	50
	B	-	50	50	50	5	50	3000	200
MSDA (3)	A	40-125	5-30	20	1	0.5	** 1	50	50
	B	-	50	50	50	5	** 20	1500	300

* = non décelé (Plomb < 0.5 µg/l; cadmium < 0.02 µg/l).

** = chrome VI

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

(2) = Directive 80/778/CEE - Journal officiel des Communautés européennes du 30.8.1980, pages 11-30.

(3) = Manuel suisse des denrées alimentaires, Chapitre 27A, (1985)

A = niveaux guides

B = concentrations maximales admissibles

EVOLUTION DU PLANCTON DU LEMAN

Campagne 1987

PAR

ROGER REVACLIER

SERVICE D'HYDROBIOLOGIE, GENEVE

GÉRARD BALVAY, JEAN-CLAUDE DRUART ET JEAN PELLETIER,

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

RESUME

La production primaire atteint en 1987 un maximum précoce (avril) dû au développement du nanoplancton, surtout constitué de chlorophycées et de diatomées centriques (Stephanodiscus minutula en particulier). Après une phase des eaux claires bien marquée mais brève, observée fin juin, se développent des algues de grande taille : conjuguées et surtout dinophycées, fortement dominées par Ceratium hirundinella qui représente un biovolume important en août.

Mise à part la brève période des eaux claires, la production se maintient à un niveau remarquablement élevé d'avril à septembre, du fait de l'instabilité de l'épilimnion qui favorise l'approvisionnement en nutriments à partir des couches sous-jacentes. En conséquence, la production annuelle nette atteint en 1987 une valeur record de près de 300 g C/m².an. La production d'une telle quantité de matière organique risque d'entraîner une forte consommation d'oxygène en profondeur. Malgré une baisse sensible, le stock en orthophosphates représente une productivité potentielle encore trop importante qui se traduit par une production très élevée lorsque les conditions climatiques et hydrodynamiques sont favorables.

L'abondance des rotifères est en augmentation par rapport à l'année précédente, avec intensification des pics d'été et régression de la population automnale. Au printemps, le développement des rotifères et des entomostracés a lieu avec un mois de retard par rapport à 1986.

La biomasse des entomostracés est en diminution en 1987, poursuivant la tendance générale observée depuis 1981 malgré l'augmentation passagère de la biomasse en 1986. Eudiaptomus gracilis voit ses effectifs augmenter cette année alors que la population de Bosmina longispina est en forte régression après son développement exceptionnel observé en 1986.

1. INTRODUCTION

Le programme d'étude du plancton réalisé en 1987 est une reconduction intégrale de celui de l'année précédente. Il comporte l'analyse de l'évolution saisonnière du phytoplancton, de la chlorophylle et du zooplancton à la station SHL 2. Des prélèvements et mesures de chlorophylle à deux stations complémentaires (SHL 1 et SHL 2) permettent de tester la représentativité de la station SHL 2 sur la base d'un paramètre biologique susceptible de varier rapidement.

2. METHODES

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

2.1. PHYTOPLANCTON

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

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 zooplancton est recueilli par des traits verticaux effectués depuis la profondeur de 50 mètres jusqu'en surface, avec un filet à vide de maille de 64 μm (rotifères) ou de 200 μm (entomostracés).

Chaque échantillon de zooplancton, fixé au formol à 5 %, est mis à sédimenter durant 24 heures dans des entonnoirs cylindro-coniques, à l'abri des vibrations, afin de mesurer le biovolume sédimenté.

Les comptages des rotifères sont effectués au microscope inversé après sédimentation en chambre d'Utermöhl. Les entomostracés sont dénombrés au microscope sur lame de comptage.

3. PHYTOPLANCTON

3.1 FREQUENCE DES ESPECES

En 1987, 139 taxons différents ont été identifiés (127 en 1986) parmi lesquels 71 espèces du nanoplancton (c'est-à-dire dont la dimension la plus grande est inférieure à 50 µm et le biovolume également inférieur à 10'000 µm³) et 68 espèces de taille et biovolumes supérieurs (micro-plancton). Le nombre d'espèces par groupe de taille et classe d'algues figure ci-après :

	Micro	Nano	Nombre total
Cyanophycées	13	1	14
Dinophycées	6	3	9
Cryptophycées	0	6	6
Chrysophycées	3	9	12
Diatomées (*)	16(3)	12(4)	28(7)
Chlorophycées	19	36	55
Conjugées	11	4	15
Total	68	71	139

* diatomées centriques

Parmi ces taxons, 94 (67 %) ont atteint ou dépassé l'abondance de l'unité/ml (72 - 57 % - en 1986).

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

Cyanophycées

Leur développement a fortement diminué par rapport à la période 1984 à 1986. Seul *Aphanothèce clathrata* var. *rosea* subsiste de juillet à novembre.

Dinophycées

Ceratium hirundinella, très discret depuis quelques années, fait une forte poussée au mois d'août (87 cel/ml contre 3 cel/ml en 1986).

Cryptophycées

Les divers *Cryptomonas* ont nettement régressé par rapport à l'année précédente (466 cel/ml le 18 mai 1987 contre 1'110 cel/ml le 23 mars 1986). Par contre l'abondance de *Rhodomonas minuta* var. *nanoplanctica* a très fortement augmenté (4'632 cel/ml le 2 juin). Elle atteignait 2'710 cel/ml le 17 mars 1986. *Rhodomonas minuta* est également en augmentation (826 cel/ml le 21 avril 1987 contre 360 cel/ml le 23 septembre 1986).

Chrysophycées

Dans cette classe aujourd'hui peu représentée dans le Léman, *Erkenia subaequiciliata*, espèce de petite taille, montre une très forte augmentation en 1987; le maximum dénombré est de 4'517 cel/ml le 18 août contre 450 cel en 1986.

Il faut noter l'apparition de 3 nouveaux taxons dans cette classe au cours de l'année 1987 : *Mallomonas* cf *minima*, *Mallomonas* cf *minor* et dans le petit lac *Ochromonas* cf *nannos*.

Diatomées

Stephanodiscus minutula a montré une très forte poussée le 18 mai 1987 avec 32'900 cel/ml. En 1986 le maximum atteint était de 2'671 cel/ml le 5 mai.

Fragilaria crotonensis très discrète en 1986 (40 cel/ml le 8 novembre) montre tout au long de l'année une forte augmentation avec un maximum de 1'961 cel/ml le 22 juillet 1987.

Asterionella formosa très abondante en 1986 (3'116 cel/ml le 4 août) enregistre une forte baisse de sa population en 1987 (maximum : 500 cel/ml le 6 juillet).

Le fait le plus marquant est la très forte poussée de *Synedra acus* var. *angustissima* au mois de mai (371 cel/ml le 11 mai). Jamais depuis le début des études du plancton d'eau brute du Léman, pareil phénomène n'a été observé.

Chlorophycées

Cette classe reste la plus diversifiée (55 espèces contre 51 espèces en 1986). Il faut noter l'apparition de quelques nouveaux taxons pour le Léman : *Chlorella* cf *ellipsoidea*, *Lagerheimia citrififormis* ainsi qu'une zoospore de chlorophycées que nous n'avons pas pu déterminer, mais qui a montré un maximum de 874 cel/ml le 7 septembre 1987.

L'abondance des *Chlamydomonas* spp a également augmenté pour atteindre 465 cel/ml le 21 avril 1987. *Tetraselmis cordiformis*, voisin des *Chlamydomonas* se rencontre surtout le 18 mai (341 cel/ml). *Chlorella vulgaris* qui avait littéralement explosé en 1986 avec 95'000 cel/ml le 20 mai est revenue à une abondance normale (9'929 cel/ml le 2 juin 1987).

Planktosphaeria gelatinosa, petite espèce apparue en 1986, enregistre une faible poussée le 22 juillet (38 cel/ml) et le 22 septembre 1987 (38 cel/ml).

Année	Nombre de taxons		% nano
	phytoplancton total	nanophytoplancton	
1984	36	24	67
1985	50	29	58
1986	51	40	78
1987	55	36	65

Conjuguées

Pas de fait marquant dans cette espèce d'algues si, ce n'est l'abondance particulière de *Staurostrum cingulum* le 6 juillet 1987 (80 cel/ml).

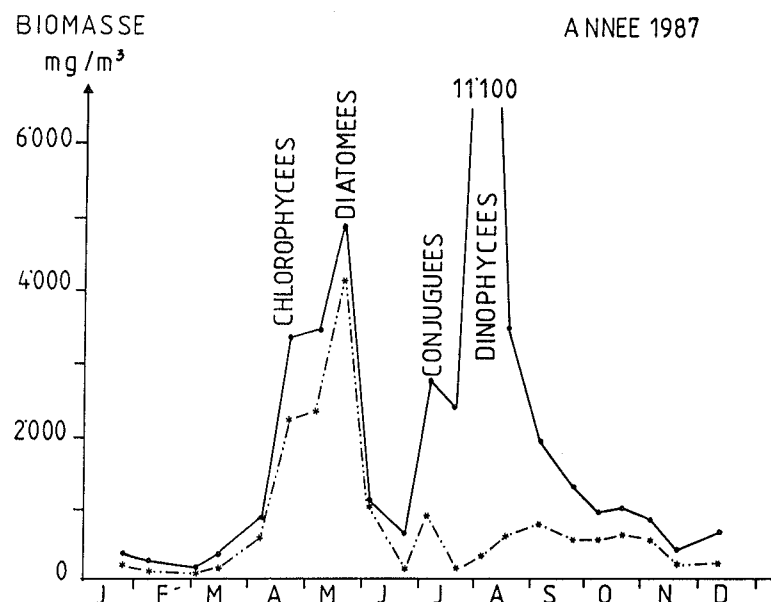


FIGURE 1 : VARIATIONS SAISONNIÈRES DE LA BIOMASSE PHYTOPLANCTONIQUE (LEMNAN - SHL 2, 1987)

TRAIT PLEIN : BIOMASSE TOTALE; TRAITILLE : BIOMASSE NANOPLANCTONIQUE

3.3 EVOLUTION DE LA BIOMASSE (tableau 1 et figures 1 et 2)

3.3.1 Avertissement

L'ensemble des biovolumes spécifiques nécessaires au calcul des biomasses a été revu et recalculé. Un certain nombre de différences par rapport aux estimations antérieures sont apparues. Les biomasses des années précédentes seront calculées sur ces nouvelles valeurs. D'autre part, deux critères de discrimination ont été utilisés pour différencier les espèces nanoplanctoniques de celles du microplancton; sont maintenant définies comme algues nanoplanctoniques les espèces dont l'unité de comptage (cellule, colonie ou filament) a à la fois une largeur $< 50 \mu\text{m}$ et un volume $< 10'000 \mu\text{m}^3$. Pour ces raisons nous avons renoncé dans ce rapport à comparer les biomasses mesurées en 1987 à celles des années antérieures.

3.3.2 Succession des espèces et évolution des biomasses

En cours d'année, 19 taxons sur 139 identifiés ont des biomasses supérieures ou égales à 10 % de la biomasse totale de l'un ou l'autre des 21 échantillons prélevés.

La liste de ces espèces et leur succession au sein de la biomasse figure au tableau 1.

On peut distinguer plusieurs phases dans la succession saisonnière des classes (figure 2) :

1. une phase hivernale dominée par les cryptophycées (*Rhodomonas minuta* surtout)
2. le début du printemps avec une forte poussée des petites diatomées centriques suivie
3. d'une importante progression de *Cryptomonas* (Cryptophycées), précédant la phase des eaux claires (juin).
Pendant ces 3 premières phases, la biomasse du nanoplancton est en général supérieure à celle du microplancton (69 % en moyenne du 26 janvier au 2 juin 1987).
4. après les eaux claires, se met en place la phase estivale dominée par *Ceratium hirundinella*, phénomène observé quasiment chaque année à l'exception de 1986. Cette dinophycée culmine le 3 août 1987, accompagnée de *Fragilaria crotonensis* et *Eudorina elegans*, toutes deux espèces typiques du microplancton.
5. dans la phase automnale, le nanoplancton redevient progressivement prépondérant avec une nouvelle prolifération de *Cryptomonas*. Remarquons que cette dominance des cryptophycées à cette période, remarquée en 1986 déjà (PELLETIER et al., 1987), est exceptionnelle pour le Léman et les autres lacs profonds d'Europe centrale (SOMMER, 1986).

Les variations saisonnières de la biomasse, tant au point de vue quantitatif que qualitatif sont sous la dépendance de facteurs abiotiques comme l'éclairement, la température et la disponibilité en nutriments.

En 1987, ces variations se caractérisent par deux pics de biomasse bien délimités encadrant un minimum marqué (figure 1).

Le premier pic (18 mai) va s'établir dans un lac dont les eaux à toutes les profondeurs sont riches en nutriments (phosphore, azote et silice) et non stratifiées thermiquement.

Lors du second pic (3 août) la situation est radicalement inverse : couches supérieures pauvres en phosphore et azote et stratification thermique croissante.

Le 18 mai, la transparence est à son minimum, car le maximum de biomasse provient essentiellement d'algues de très petites tailles (env. 40'000 cellules/l).

Les couches proches de la surface s'appauvrissent considérablement en orthophosphates, nitrates et silice et les nutriments incorporés aux cellules se retrouvent dans la fraction particulaire du phosphore, de l'azote et du carbone.

L'intense activité photosynthétique des algues se traduit par un net enrichissement des eaux supérieures en oxygène dissous ($> 15 \text{ mg/l}$).

Ce pic de biomasse s'effondre brutalement sous l'effet conjugué de l'épuisement du milieu et de l'intense broutage du zooplancton. A ce moment la fraction particulaire du phosphore, de l'azote et du carbone est en forte diminution et les couches supérieures du lac s'enrichissent de façon considérable en azote ammoniacal excrété par le zooplancton. Au début de juillet, la prolifération du phytoplancton ne tarde pas à reprendre : le nanoplancton est relayé alors par des espèces de plus grande taille, dont l'effet sur la transparence et le stockage particulaire de phosphore, azote et carbone est moindre. 61 % des 11 g/m³ de biomasse est produit par *Ceratium hirundinella* (dinophycées) et 24 % par *Eudorina elegans* (chlorophycées).

Sur l'ensemble de l'année 1987, la moyenne pondérée en fonction de la date des prélèvements de la biomasse est de 1'664 mg/m³ (1'952 en moyenne arithmétique) dont 674 mg/m³ d'algues nanoplanctoniques (40.5 %). Le maximum printanier est de 4'850 mg/m³ et le maximum estival de 11'110 mg/m³. De telles valeurs sont en général observées dans des lacs mésotrophes à eutrophes.

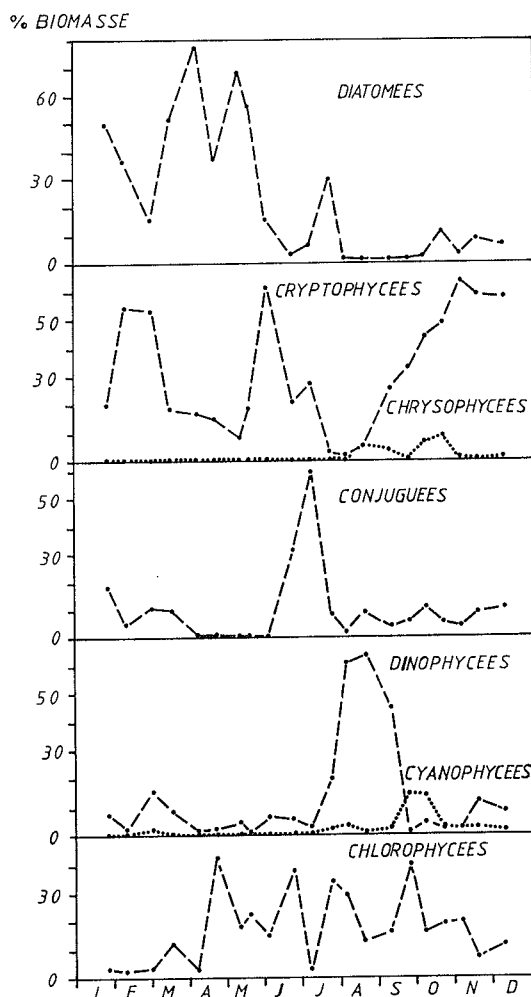


FIGURE 2 : VARIATIONS SAISONNIERES DE LA DISTRIBUTION DES CLASSES DE PHYTOPLANKTON EN POURCENTAGE DE LA BIOMASSE TOTALE (LEMAN - SHL 2, 1987)

4. CHLOROPHYLLE

La chlorophylle *a*, pigment indispensable à la photosynthèse, exprime à la fois la biomasse et le potentiel photosynthétique du phytoplancton.

Les variations de la concentration en chlorophylle au cours de l'année 1987 sont représentées sous forme de diagrammes à trois dimensions, en fonction de la profondeur et du temps, pour les stations SHL 1 (fig. 3), SHL 2 (fig. 4) et CRG 24 (fig. 5). Ces diagrammes sont tracés à partir d'une matrice de données régulièrement espacées (30 profondeurs équidistantes de 1 m et 36 périodes de 10 jours) obtenue par interpolation des données originales, inégalement réparties dans l'espace et dans le temps. Il en résulte un lissage des variations qui, bien que minime, peut se traduire par une légère atténuation des pics réellement mesurés.

Les trois diagrammes de variations de la chlorophylle présentent une structure analogue que l'on peut subdiviser en cinq périodes :

- janvier à mars : chlorophylle peu abondante et distribuée de façon homogène
- avril-mai : pic de printemps très important, culminant en mai. L'accroissement de la chlorophylle, maximum près de la surface est encore visible à 30 mètres.
- juin : fossé traduisant un effondrement de la biomasse phytoplanctonique et correspondant à la phase des eaux claires.
- juillet à octobre : un ou plusieurs pics nettement plus réduits que le pic de printemps, non décelables en dessous de 20 mètres.
- novembre-décembre : décroissance de la concentration en chlorophylle, à nouveau distribuée de façon homogène sur la verticale, au moins jusqu'à 30 m. Les concentrations sont relativement élevées par rapport au début de l'année.

Les similitudes de distribution de la chlorophylle dans les trois stations apparaissent également figure 6 où sont représentées les variations saisonnières de la concentration moyenne de la chlorophylle dans la couche 0-10 m. D'ailleurs, les moyennes annuelles pondérées, calculées pour la même couche supérieure, sont très voisines : 6.03 mg/m³ à SHL 1, 6.14 mg/m³ à SHL 2 et 6.31 mg/m³ à CRG 24.

Les différences entre stations portent surtout sur l'importance des pics et leur date d'apparition. C'est le cas en particulier des maxima ponctuels de printemps :

Station	Profondeur	Date	Chlorophylle (mg/m ³)
SHL 1	2 m	04.05	48.5 prélèvement supplémentaire
SHL 1	2 m	02.06	29.5 programme officiel (CIPEL)
SHL 2	2 m	18.05	38.5 " " "
CRG 24	2 m	02.06	28.6 " " "

A la station SHL 1, c'est un prélèvement supplémentaire, hors programme CIPEL, qui fait apparaître l'existence d'un pic particulièrement élevé. Ces différences se retrouvent, estompées, au niveau des moyennes représentatives de la couche 0-10 m (fig. 6).

Les résultats obtenus en 1987 confirment les conclusions émises l'année précédente : les variations saisonnières et les quantités globales de chlorophylle restent très semblables aux trois stations pélagiques étudiées, en dépit de leur distance (10 km environ). En revanche, une fréquence de prélèvements au moins hebdomadaire est nécessaire pour prendre en compte les maximums atteints, souvent très ponctuels.

Remarquons par ailleurs l'analogie entre le diagramme de distribution de la chlorophylle (fig. 4) et celui de carbone organique particulaire mesuré à SHL 2 (BLANC et al., 1988), caractérisés tous deux par l'importance du pic de printemps.

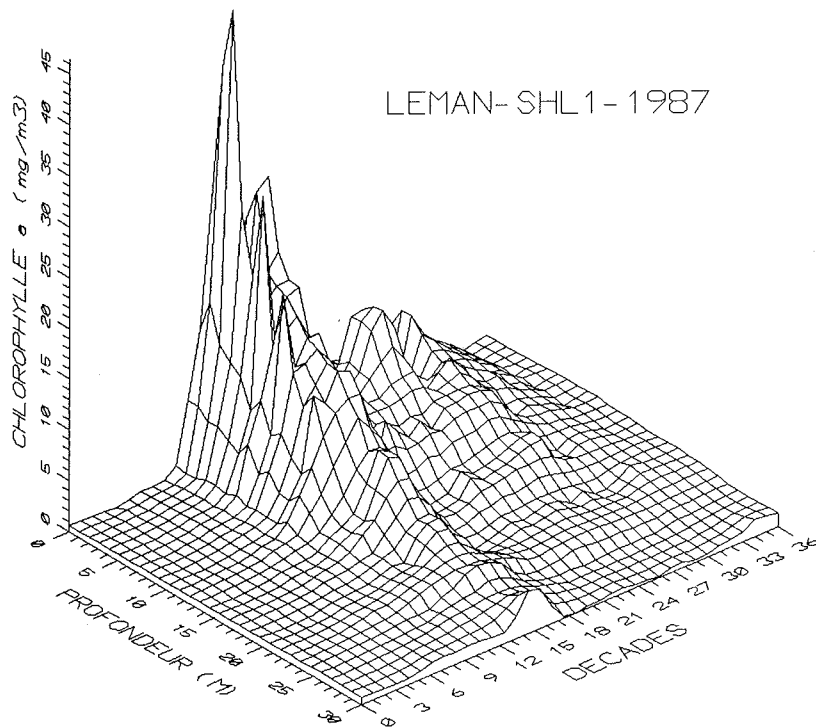


FIGURE 3 : REPARTITION DE LA CHLOROPHYLLE a EN FONCTION DE LA PROFONDEUR ET DU TEMPS (LEMAN - SHL 1, 1987)

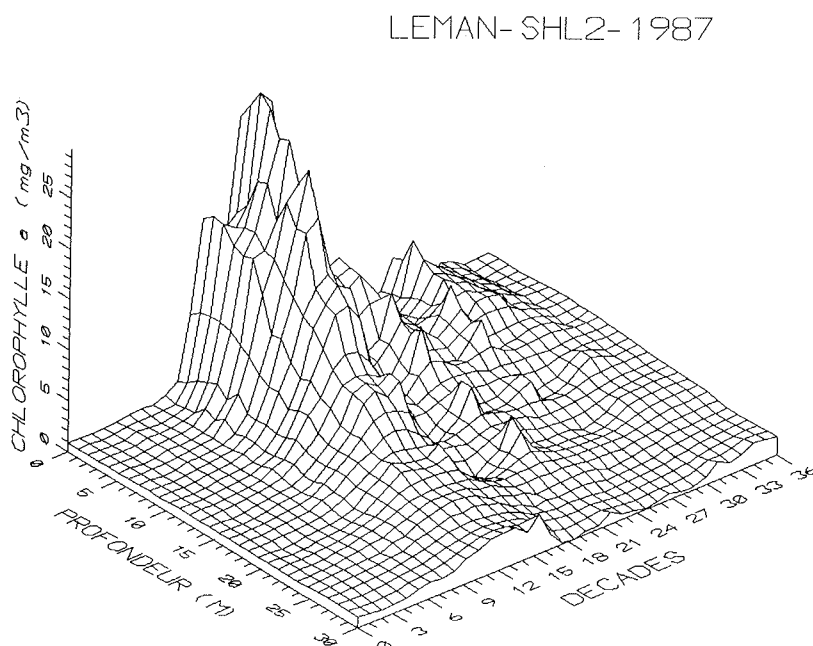


FIGURE 4 : REPARTITION DE LA CHLOROPHYLLE a EN FONCTION DE LA PROFONDEUR ET DU TEMPS (LEMAN - SHL 2, 1987)

LEMAN-CRG24-1987

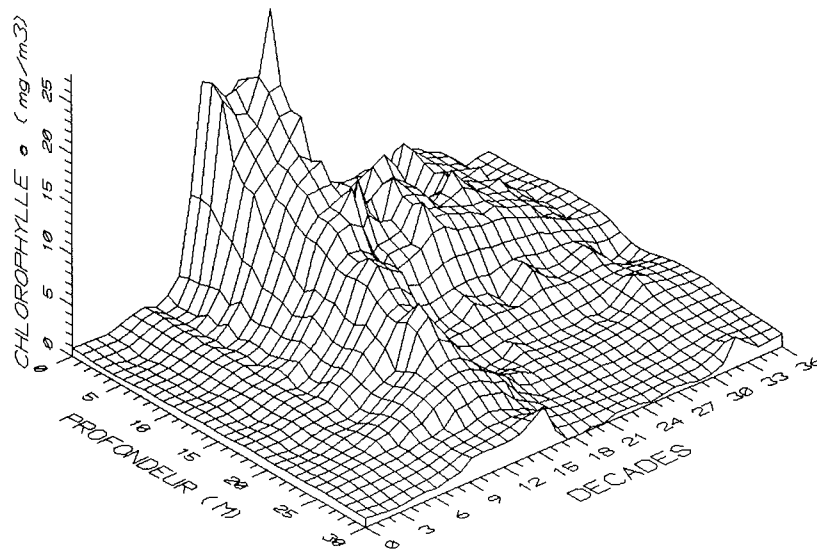


FIGURE 5 : REPARTITION DE LA CHLOROPHYLLE a EN FONCTION DE LA PROFONDEUR ET DU TEMPS (LEMAN - CRG 24, 1987)

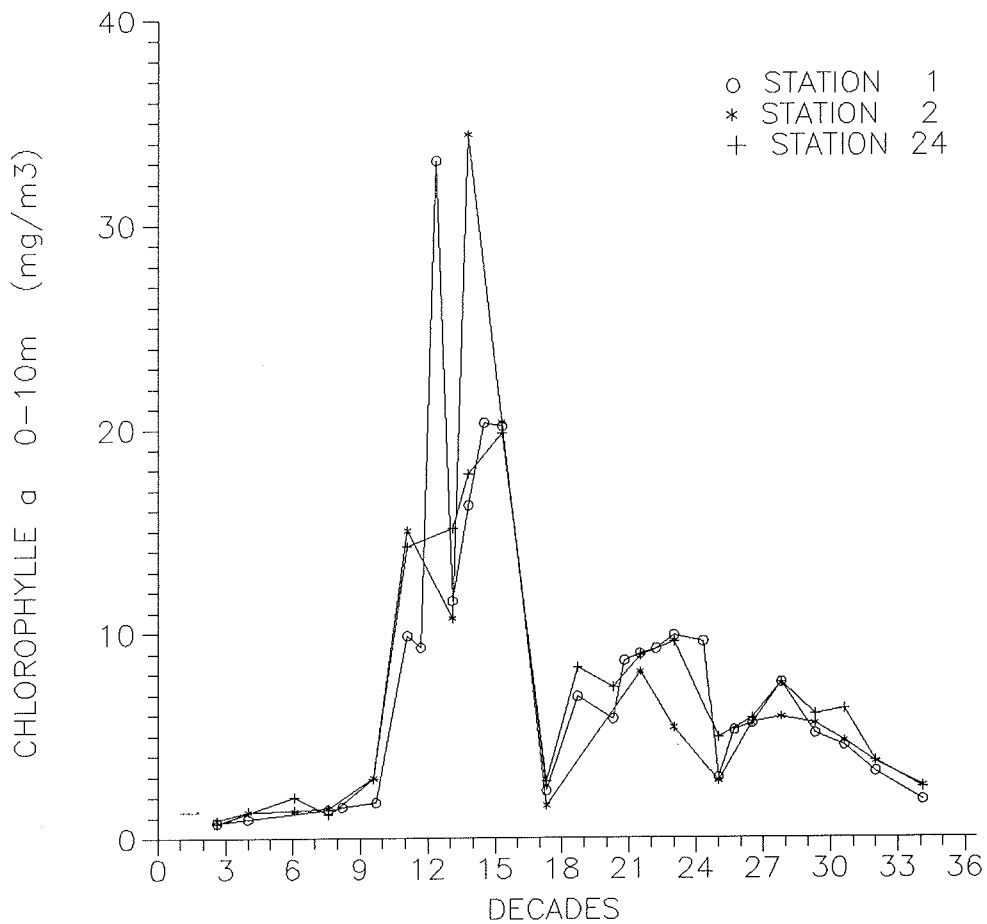


FIGURE 6 : VARIATIONS SAISONNIERES DE LA CONCENTRATION MOYENNE EN CHLOROPHYLLE a DANS LA COUCHE 0-10 m AUX STATIONS SHL 1, SHL 2, CRG 24, EN 1987

5. PRODUCTION PRIMAIRE

Ce paramètre exprime la vitesse de synthèse de la matière organique végétale, processus à la base du renouvellement et de l'accroissement de la biomasse du phytoplancton.

5.1 VARIATIONS SAISONNIERES

Ces variations sont présentées sous forme d'une succession de profils verticaux de production et de chlorophylle (fig. 7). La figure 8 représente les variations saisonnières de la production primaire globale, exprimée par unité de surface, ainsi que celles de la transparence et de la chlorophylle dans la couche 0-10 m. Les paramètres caractéristiques de la production primaire et des facteurs associés figurent dans le tableau 2.

La production, très basse pendant les trois premiers mois de l'année 1987, démarre précocement en avril. Le maximum annuel est atteint le 21 avril, en dépit d'une biomasse modérée (15 mg/m³). En revanche, le pic suivant, observé le 18 mai, est légèrement inférieur malgré une quantité de chlorophylle très élevée (34,4 mg/m³) entraînant une faible transparence (2,1 m); ce paradoxe apparent s'explique par la faible radiation globale incidente (330 J/cm².j) qui caractérise un ciel très couvert le 18 mai, par rapport à la journée ensoleillée du 21 avril (1'530 J/cm².j); ce phénomène est confirmé par la position très superficielle du pic de production du 18 mai. La production se maintient à un niveau élevé jusqu'à début juin.

La phase des eaux claires se manifeste fin juin. Elle est bien marquée (la transparence atteint 7,5 m) mais est de très courte durée.

Dès juillet la production s'accroît à nouveau rapidement et se maintient à de fortes valeurs jusqu'à fin septembre en dépit de teneurs en chlorophylle relativement faibles. En effet le phytoplancton est alors dominé par des dinophycées, en particulier *Ceratium hirundinella*; cette espèce contient peu de chlorophylle mais possède des pigments accessoires et sa mobilité lui permet de se maintenir au niveau où l'éclairement lui est le plus favorable, optimisant ainsi la photosynthèse.

Encore relativement élevée en octobre, la production ne chute véritablement qu'en novembre.

5.2 PRODUCTION PRIMAIRE ANNUELLE

La production annuelle brute est calculée par intégration des valeurs de production journalière pour l'ensemble de l'année. Un abattement de 40 % correspondant aux pertes de carbone par respiration donne la production annuelle nette, exprimant la quantité de matière directement utilisable par les herbivores. L'évolution de ce paramètre et de la moyenne annuelle en chlorophylle dans la couche 0-10 m est rappelée ci-dessous.

	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987
Production primaire annuelle nette (g C/ m ² .an)	231	230	190	174	185	279	299
Chlorophylle a (0-10 m) moyenne annuelle (mg/m ³)	7.5	5.2	4.5	5.6	6.4	5.5	6.1

La production annuelle nette atteint en 1987 près de 300 g C/m².an. Cette valeur dépasse toutes les mesures réalisées antérieurement sur le Léman et caractérise un état eutrophe. On peut craindre qu'une telle production de matière organique entraîne en profondeur une intensification des processus de décomposition et par suite une accélération de la consommation en oxygène. L'absence de circulation complète pendant plusieurs hivers successifs pourrait alors avoir de graves répercussions.

TABLEAU 2 - Paramètres de production primaire (Léman - SHL 2, 1987)

date 1987	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
26.01	103.5	229.8	6.1	17.0	0.9	0.9	12.00
09.02	133.7	296.9	10.3	13.0	1.4	1.3	14.80
02.03	81.8	181.5	9.3	8.8	1.5	1.4	12.40
17.03	211.3	469.1	12.1	17.5	1.6	1.5	11.60
06.04	436.2	968.3	26.2	16.6	3.1	2.9	11.00
21.04	1522.2	3379.4	239.4	6.4	18.4	15.0	3.25
11.05	1146.8	2546.0	134.2	8.5	10.5	10.7	4.10
18.05	1274.3	2829.0	450.0	2.8	34.3	34.4	2.10
02.06	1136.5	2523.0	256.4	4.4	22.4	20.3	2.20
22.06	345.3	766.5	45.8	7.3	1.9	1.6	7.50
06.07	1255.6	2787.4	263.0	4.8	11.5	6.7	3.35
22.07	1151.3	2555.9	202.4	5.7	13.8	8.3	4.60
03.08	1294.1	2872.8	171.4	7.6	9.2	8.1	5.10
18.08	859.4	1907.9	128.9	6.7	5.4	5.4	4.20
07.09	819.7	1819.8	88.2	9.3	2.4	2.8	6.30
22.09	876.2	1945.1	97.2	9.0	4.6	5.6	5.80
05.10	477.4	1059.7	106.1	4.5	9.1	5.9	5.70
20.10	573.4	1272.9	97.8	5.9	6.0	5.6	6.90
02.11	425.1	943.7	73.8	5.8	5.1	4.7	9.10
16.11	178.0	395.2	26.7	6.7	3.7	3.7	9.80
07.12	247.6	549.6	26.6	9.3	2.3	2.5	10.90

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/m³) au niveau du maximum d'assimilation A_{max}
- Chl₀₋₁₀ : Concentration en chlorophylle a (mg/m³) dans la couche surface - 10 mètres
- T_{DS} : Transparence exprimée en mètres, mesurée à l'aide du disque de Secchi

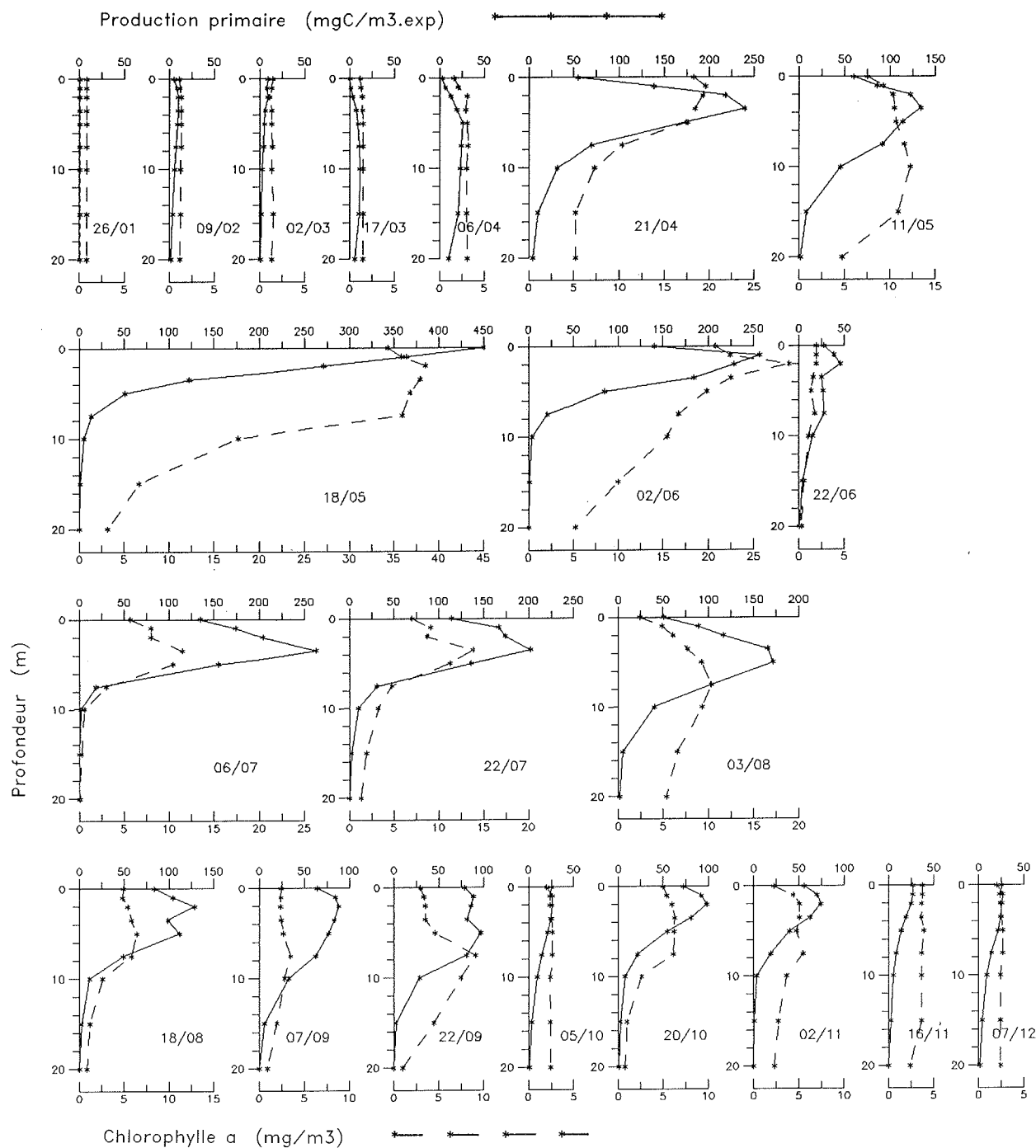


FIGURE 7 : PROFILS VERTICAUX DE PRODUCTION PRIMAIRE (TRAIT PLEIN) ET DE CHLOROPHYLLE (TIRETS). LA PERIODE D'INCUBATION EST LE TIERS MEDIAN DE LA PERIODE DIURNE (LEMAN - SHL 2, 1987)

Paradoxalement, la production annuelle atteint son maximum alors que le stock en phosphates diminue sensiblement. Un tel décalage est d'ailleurs fréquemment signalé, le phytoplancton réagissant avec retard à la limitation des apports. En outre, l'année 1987 est caractérisée par la radiation globale la plus faible enregistrée depuis 17 ans (ORAND et COLON, 1988). En fait, en dehors des journées pluvieuses (cas du 18 mai 1987), l'éclairement n'est pas un facteur limitant de mars à octobre.

Le maintien d'une production élevée au cours de la belle saison est probablement la conséquence d'une instabilité de la couche superficielle favorisant les apports de nutriments à partir des couches sous-jacentes : en effet, les oscillations présentées par les courbes de variations de la silice, des phosphates et des nitrates à 10 m de profondeur (BLANC et al., 1988 : fig. 11, 13 et 14) traduisent ces enrichissements successifs pendant la saison chaude. Ce n'est d'ailleurs qu'à partir de septembre, donc tardivement, que les phosphates disparaissent ponctuellement en surface.

Bien qu'en diminution remarquable en 1987, le stock de phosphore contenu dans la colonne d'eau au moment de la période de circulation représente encore un potentiel de productivité trop important, susceptible de se manifester par une production primaire soutenue si les conditions climatiques entretiennent l'approvisionnement en nutriments de la zone trophogène.

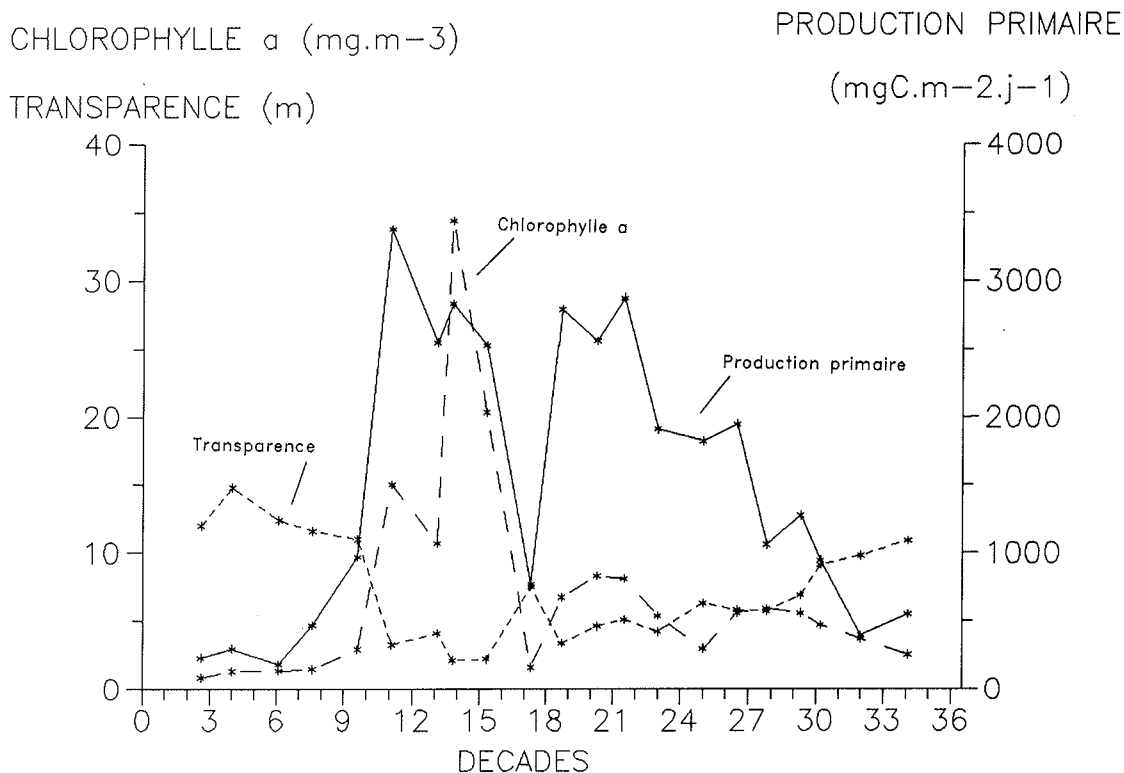


FIGURE 8 : VARIATIONS SAISONNIERES DE LA PRODUCTION PRIMAIRE (TRAIT PLEIN), DE LA TENEUR EN CHLOROPHYLLE ^a DANS LA COUCHE 0-10 m (TIRETS) ET DE LA TRANSPARENCE (POINTILLES) DANS LE LEMAN (SHL 2, 1987)

6. ZOOPLANCTON

6.1 BIOVOLUME SEDIMENTE

Le cycle annuel d'abondance du zooplancton sédimenté présente un pic majeur en juin (*Daphnia* dominante) et une seconde période de développement beaucoup moins intense en septembre (*Daphnia* + *Acanthocyclops*) (fig. 9).

Par rapport à l'année précédente on note une abondance moins importante des entomostracés au printemps, le pic majeur ayant lieu en juin, alors que deux pics apparaissaient en mai et début juillet 1986.

Le développement du phytoplancton à partir de la mi-avril entraîne une nette diminution de la transparence jusqu'à fin mai. L'explosion de la population des daphnies en juin décime le phytoplancton et permet ainsi une brutale mais passagère augmentation de la transparence; ce phénomène actuellement classique dans le Léman est connu sous le nom de phase des eaux claires (BALVAY, GAWLER & PELLETIER, 1988).

En 1981 a été observée la valeur moyenne annuelle la plus importante pour le zooplancton sédimenté (258 ml/m²). Depuis cette date, l'abondance du zooplancton diminue régulièrement (117 ml/m² en 1985) avec cependant une rupture du phénomène en 1986 (167 ml/m²) (BALVAY & PELLETIER, 1988). En 1987, l'abondance du zooplancton descend à nouveau avec 131 ml/m² à la station SHL 2.

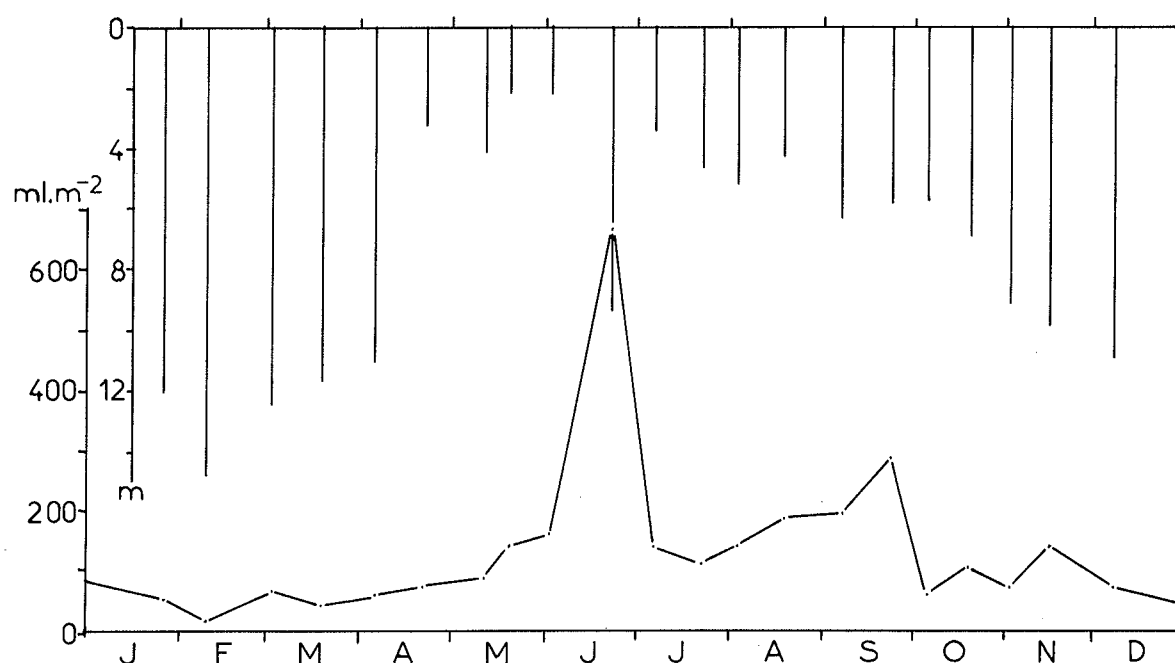


FIGURE 9 : EVOLUTION DE LA TRANSPARENCE DES EAUX ET DE L'ABONDANCE DU ZOOPLANCTON (LEMAN - SHL 2, 1987)

6.2 ROTIFERES

6.2.1 Abondance des rotifères

L'abondance moyenne annuelle des rotifères en 1987 (756'000 ind/m²) est en légère augmentation par rapport à l'année précédente (693'000 ind/m²) (fig. 10). Un pic important apparaît en juillet (3'120'000 ind/m² contre 1'128'000 ind/m² en 1986) et la population des rotifères est plus abondante en août-septembre (2'250'000 ind/m² au lieu de 1'257'000 ind/m² en 1986); à l'inverse, la forte densité de population observée en décembre 1986 (2'588'000 ind/m²) a nettement régressé en 1987 (758'000 ind/m²) en raison de la moindre abondance de *Synchaeta oblonga* et *Kellicottia longispina* à la fin de l'année.

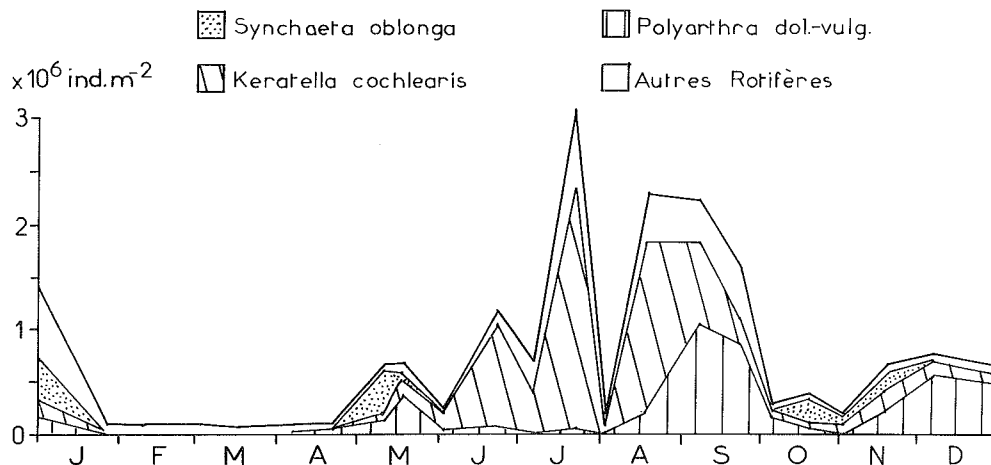


FIGURE 10 : EVOLUTION SAISONNIERE DE L'ABONDANCE DES ROTIFERES
(LEMAN - SHL 2, 1987)

6.2.2 Composition de la biomasse et cycle saisonnier

Dix-huit espèces de rotifères ont été observées à la station SHL 2 et vingt-deux espèces dans la zone pélagique du lac Léman en 1987 (tableau 4).

Keratella cochlearis a constitué l'espèce dominante en 1987, avec 44.3 % du peuplement, remplaçant *Polyarthra gr. dolichoptera - vulgaris* qui occupe cette année la seconde position avec 26.4 % des individus (tableau 3).

Les effectifs de *Keratella quadrata* sont en augmentation alors que *Polyarthra gr. dolichoptera-vulgaris*, *Conochilus unicornis*, *Gastropus stylifer* et *Synchaeta pectinata* demeurent stables.

Notholca caudata, *Kellicottia longispina*, *Synchaeta oblonga*, *Trichocerca porcellus* et *T. similis* sont, quant à eux, en régression en 1987.

Ascomorpha saltans, espèce apparaissant irrégulièrement au cours des années, est présente en 1987, avec un effectif voisin de celui de *A. ovalis* (respectivement 5'400 et 6'500 ind/m²).

TABLEAU 3 Abondance moyenne annuelle des principales espèces de rotifères (station SHL 2)

en % du nombre total des individus	Station SHL 2						
	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987
<i>Keratella cochlearis</i>	19.8	39.1	32.5	44.1	44.6	16.0	44.3
<i>Polyarthra dol.-vulg.</i>	28.2	34.6	14.1	23.8	22.1	30.1	26.4
<i>Synchaeta oblonga</i>	20.5	4.9	9.7	4.0	11.0	16.6	9.2
<i>Kellicottia longispina</i>	1.0	3.1	8.0	2.7	4.0	16.8	5.2
<i>Notholca caudata</i>	1.2		0.2	0.1		8.5	0.3
<i>Conochilus unicornis</i>	4.6	3.2	17.7	10.6	3.6	1.9	1.5
<i>Asplanchna priodonta</i>	0.9	3.1	3.0	3.0	3.1	0.7	1.8

TABLEAU 4 - Liste des espèces de zooplancton rencontrées dans le Léman en 1987

ROTIFERES

Brachionidae

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

Conochilidae

Conochilus unicornis

Gastropodidae

Ascomorpha ovalis
 Ascormorpha saltans
 Gastropus stylifer

Filiniidae

Filinia terminalis

Collothecidae

Collotheca pelagica*

Asplanchnidae

Asplanchna priodonta

Synchaetidae

Polyarthra dolichoptera
 P. vulgaris
 Synchaeta sp
 Synchaeta oblonga
 Synchaeta pectinata

Trichocercidae

Trichocerca porcellus
 Trichocerca similis

Testudinellidae

Pompholyx sulcata
 Pompholyx complanata*

Lecanidae

Lecane sp.*

ENTOMOSTRACES

Daphniidae

Daphnia longispina
 D. hyalina
 D. galeata
 D. pellucida

Cyclopidae

Cyclops prealpinus
 C. vicinus
 C. strenuus landei
 Acanthocyclops robustus

Leptodoridae

Leptodora Kindtii

Polyphemidae

Bythotrephes longimanus

Bosminidae

Bosmina longispina

Diaptomidae

Eudiaptomus gracilis

MOLLUSQUES

Dreissena polymorpha

* espèces non rencontrées à SHL 2

6.2.3 Biomasse de rotifères

Le cycle d'évolution de la biomasse (poids frais) des rotifères présente un seul pic saisonnier majeur en septembre 1987 (6.5 g/m²) dû essentiellement à *Asplanchna priodonta* (5.7 g/m²) (fig.11). En 1986, il existait deux pics majeurs en juillet (20.3 g/m²) et novembre (10.1 g/m²), également dus à *Asplanchna priodonta*.

La biomasse annuelle moyenne est, de même que l'abondance numérique du peuplement, en progression en 1987 avec 0.61 g/m² (0.51 g/m² en 1986).

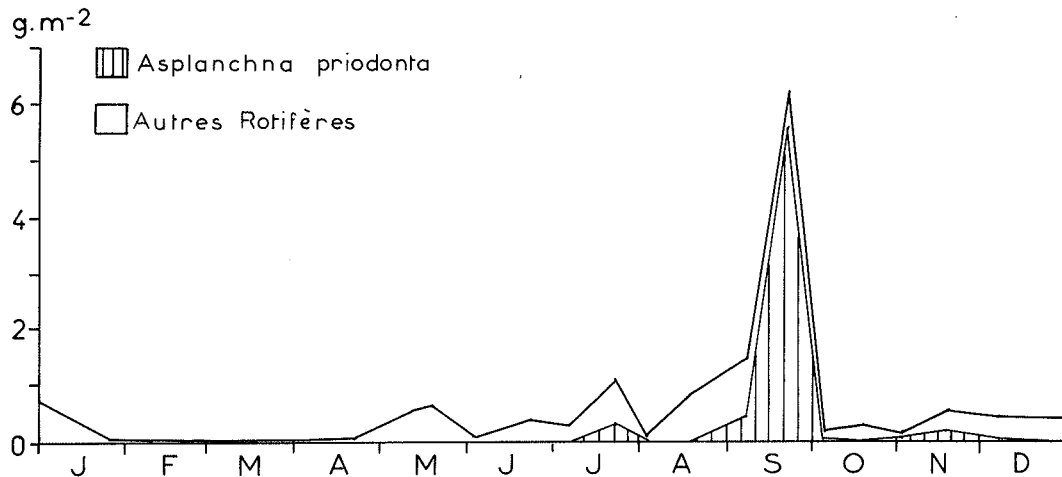


FIGURE 11 : EVOLUTION DE LA BIOMASSE (POIDS FRAIS) DES ROTIFERES
(LEMAN - SHL 2, 1987)

6.3 ENTOMOSTRACES

6.3.1 Cycle d'abondance des entomostracés

Si en 1987 les pics majeurs d'abondance ont lieu durant les mêmes mois qu'en 1986, ils sont en nette diminution par rapport à l'année précédente pour les pics de juin (1'881'000 ind/m² en 1987 et 4'190'000 ind/m² en 1986) et juillet (947'000 ind/m² en 1987, 3'887'000 ind/m² en 1986) (fig. 12). Le développement maximal du zooplancton crustacéen en septembre 1987 (1'146'000 ind/m²) est un peu inférieur à celui observé en septembre 1986 (1'489'000 ind/m²), mais cette phase d'abondance dure plus longtemps que l'année précédente.

En pourcentage de la population, les cyclopidés et les calanides dominent nettement en hiver (fig. 13). Les cladocères sont bien représentés de juin à décembre mais ce sont les cyclopidés qui sont les plus nombreux durant la seconde moitié de l'année. Le pourcentage de *E. gracilis* est plus important en 1987 qu'en 1986 alors que les cladocères herbivores sont au contraire moins bien représentés.

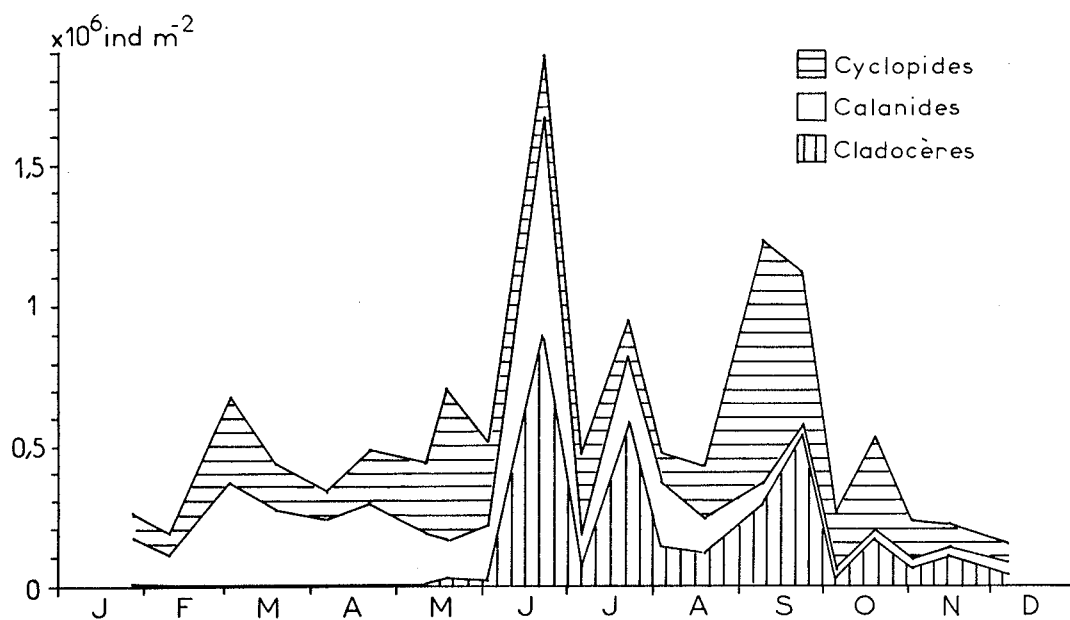


FIGURE 12 : ABONDANCE DES ENTOMOSTRACES (LEMAN - SHL 2, 1987)

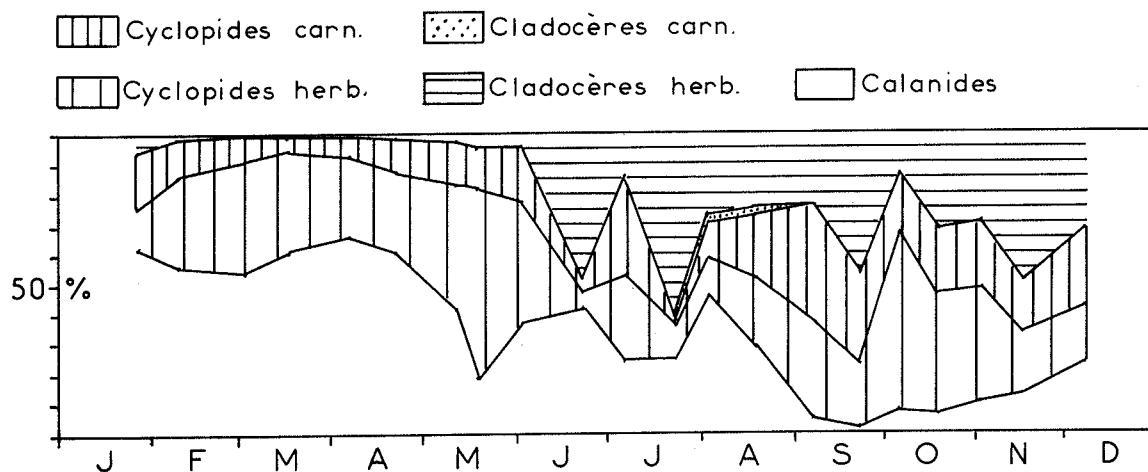


FIGURE 13 : EVOLUTION DE LA COMPOSITION DU ZOOPLANCTON CRUSTACEEN EN POURCENTAGE DU NOMBRE TOTAL DES INDIVIDUS (LEMAN - SHL 2, 1987)

6.3.2 Biomasse des entomostracés

Au cours de l'année 1987, les pics de biomasse élevés correspondent aux périodes d'abondance accrue du zooplancton, en juin (144 g/m^2) et septembre (170 g/m^2) pour les pics majeurs, en juillet (80 g/m^2), octobre (72 g/m^2) et mars (30 g/m^2) pour les pics secondaires (fig. 14).

Les pics de juin et juillet 1987 sont en très forte régression par rapport aux pics correspondants observés en 1986 (juin : 283 g/m^2 ; juillet : 365 g/m^2) alors que le pic majeur de septembre 1987 demeure comparable à celui de septembre 1986 (197 g/m^2) tout en s'étalant sur une plus longue période.

Jusqu'en mai la biomasse est le fait des cyclopidés et des calanidés. Les cladocères ne dominent que de juin à août alors que les cyclopidés sont dominants à partir de septembre (fig. 15).

La biomasse des rotifères reste toujours négligeable par rapport à celle des entomostracés.

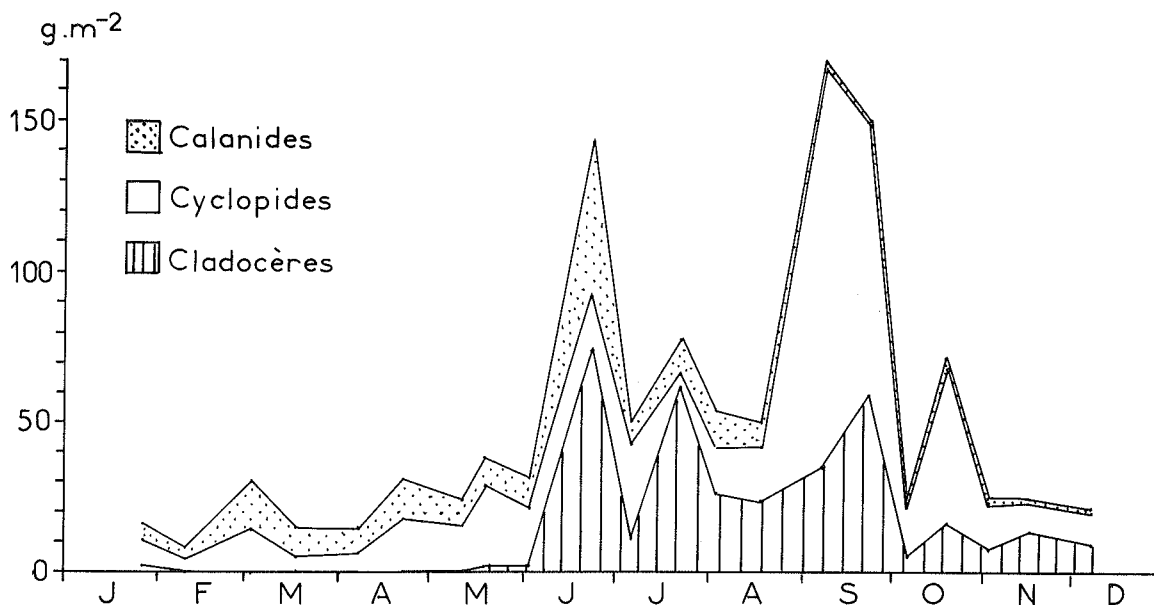


FIGURE 14 : EVOLUTION SAISONNIERE DE LA BIOMASSE (POIDS FRAIS) DES ENTOMOSTRACES (LEMAN - SHL 2, 1987)

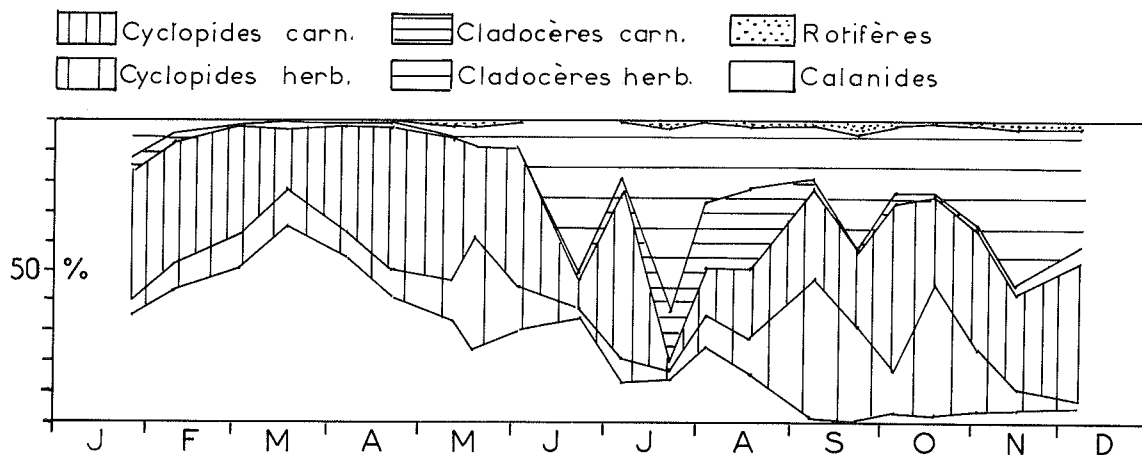


FIGURE 15 : COMPOSITION DU ZOOPLANCTON EN POURCENTAGE DE LA BIOMASSE TOTALE (POIDS FRAIS) (LEMAN - SHL 2, 1987)

6.3.3 Variations saisonnières de la composition spécifique des entomostracés

Cladocères :

Pratiquement absents en hiver, les cladocères herbivores se développent surtout à partir de juin (fig. 16), avec quelques semaines de retard par rapport à 1986. Trois pics majeurs sont observés en juin (900'000 ind/m²), juillet (590'000 ind/m²) et septembre (527'000 ind/m²) caractérisés par la dominance de *D. hyalina*. *Bosmina longispina*, espèce très abondante en 1986 a fortement régressé en 1987 (maximum : 18'000 ind/m² en octobre).

Les grands cladocères prédateurs présentent toujours leur abondance maximale en été (fig. 17). *Bythotrephes longimanus* bien que présent toute l'année, se développe à partir de juin et décline à partir de septembre; en été ses effectifs sont toujours inférieurs à ceux de *Leptodora kindtii*, espèce estivale très abondante en juillet-août. *Polyphemus pediculus* observé en 1986 n'a pas été retrouvé dans les prélèvements effectués en 1987.

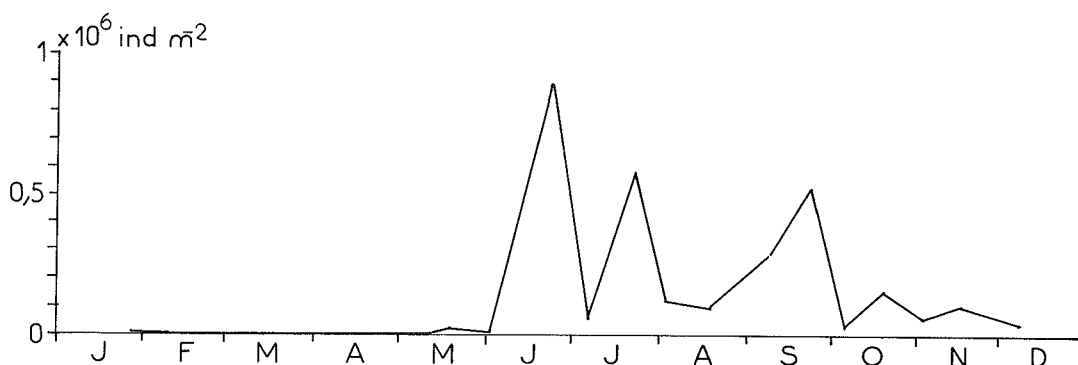


FIGURE 16 : VARIATIONS SAISONNIERES DE L'ABONDANCE DES CLADOCERES HERBIVORES (LEMAN - SHL 2, 1987)

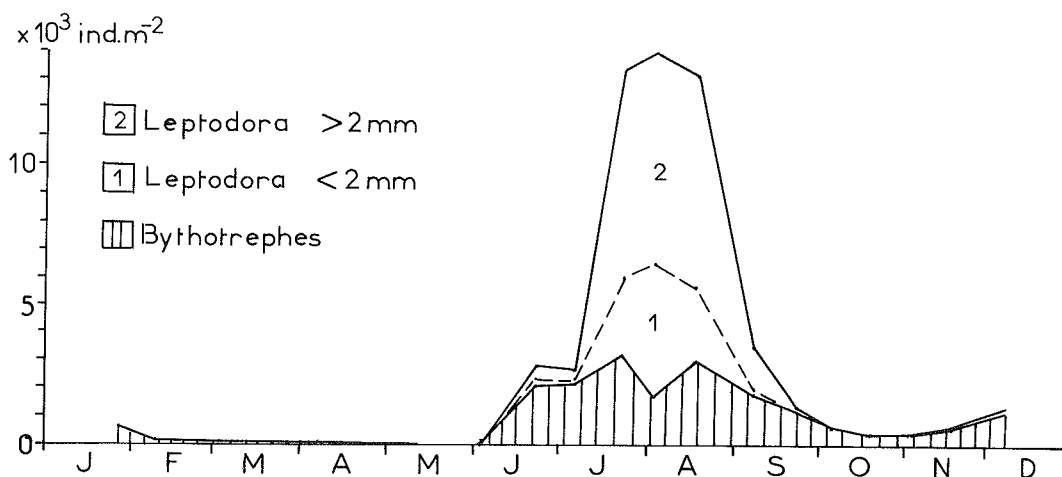


FIGURE 17 : VARIATIONS SAISONNIERES DE L'ABONDANCE DES CLADOCERES PREDATEURS (LEMAN SHL 2, 1987)

Calanides :

Relativement abondants durant l'hiver, les calanides se développent surtout en juin, en même temps que les daphnies, et sont toujours très peu abondants à partir de septembre (fig. 18). En moyenne, *Eudiaptomus gracilis* est plus abondant en 1987 (193'400 ind/m²) qu'en 1986 (139'500 ind/m²).

Cyclopidés :

Après une première phase de développement en février-mars (*C. prealpinus* dominant), un premier pic apparaît en mai (*C. vicinus* + *C. prealpinus*) pouvant être la cause de la raréfaction de *E. gracilis* à cette période (fig. 18). Le pic majeur d'abondance des cyclopidés a lieu en septembre (868'000 ind/m²) et est dû essentiellement à *Acanthocyclops robustus* (770'000 ind/m²).

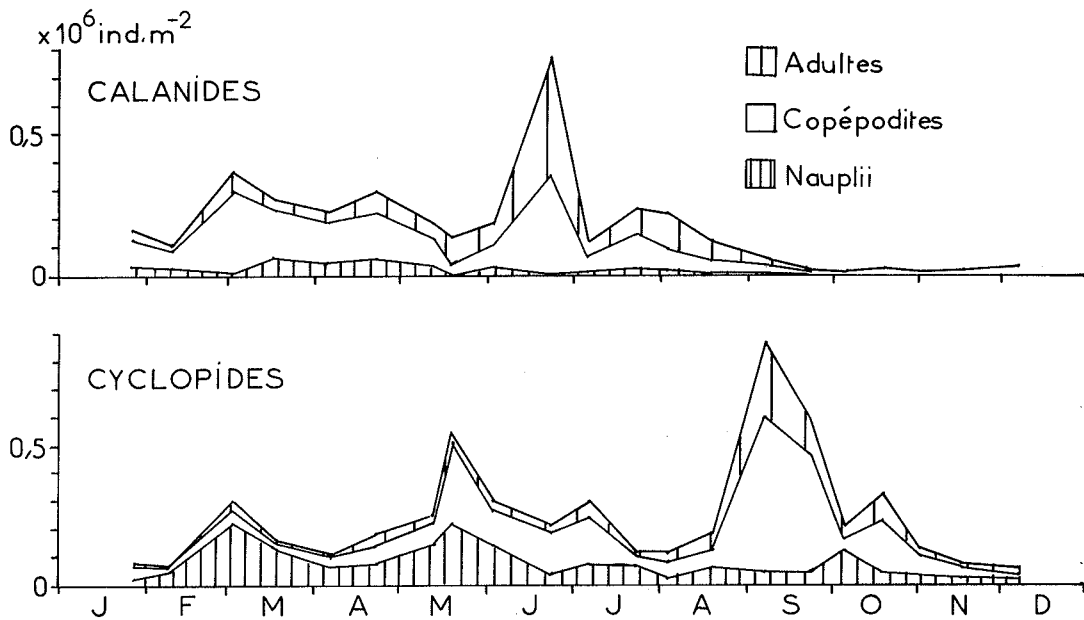


FIGURE 18 : VARIATIONS SAISONNIERES DE L'ABONDANCE
DES COPEPODES (LEMAN - SHL 2, 1987)

6.4 REMARQUES GENERALES SUR LE ZOOPLANCTON EN 1987.

L'abondance des entomostracés est en régression par rapport à 1986; cette tendance générale à la diminution numérique des crustacés observée depuis 1981 se poursuit à l'heure actuelle, malgré la rupture passagère de ce phénomène observée en 1986. Seule l'espèce *Eudiaptomus gracilis* voit ses effectifs augmenter en 1987; il en est de même pour la population rotatorienne qui s'est accrue durant cette année.

Le développement très marqué de *Bosmina longispina* en 1986 ne s'est pas poursuivi en 1987, cette espèce revenant à une densité de population comparable à ce qu'elle était avant 1986.

Acanthocyclops robustus est, cette année encore, très abondant en automne.

En règle générale, tous les pics saisonniers des différentes espèces d'entomostracés sont moins importants qu'en 1986, sauf pour *Eudiaptomus gracilis*, et le développement printanier du zooplancton est retardé par rapport à 1986.

7. CONCLUSIONS

L'année 1987, classique au plan des successions saisonnières du phytoplancton et du zooplancton, se caractérise par une production annuelle nette record, avoisinant 300 g C/m².an. Le Léman se comporte comme un lac eutrophe, en dépit d'une nette diminution du stock en phosphore. La production se maintient en effet à un haut niveau d'avril à septembre, exception faite d'une brève chute fin juin, au moment de la phase des eaux claires; elle est entretenue par la grande instabilité de l'épilimnion qui favorise l'approvisionnement en nutriments de la zone trophogène à partir des couches sous-jacentes.

Le stock de phosphore est donc encore trop important pour limiter la production primaire qui se maintient à un niveau très élevé lorsque les conditions hydrodynamiques, liées aux conditions climatiques, le permettent. On peut craindre qu'une telle production de matière organique particulière provoque, après sédimentation, une forte consommation d'oxygène en profondeur.

BIBLIOGRAPHIE

- BALVAY G. et PELLETIER J.P., (1988) : Evolution quantitative du plancton durant la phase d'eutrophisation accélérée du lac Léman (Suisse - France). Verh. Internat. Verein. Limnol., 23 (1), 474-481.
- BALVAY G., GAWLER M. et PELLETIER J.P., (1988) : Lake trophy and the Development of the Clear-water Phase: the role of *Daphnia* in lake Geneva. In Serruya S. & Tilzer M. (Eds): Functional and Structural Properties of Large Lakes. New Monograph Series, Science Tech. & Springer Verlag (sous presse).
- ORAND, A. et COLON, M., (1988) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987.
- PELLETIER, J., BALVAY, G., DRUART, J.C. et REVACLIER, R., (1987) : Evolution du plancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1986, 47-68.
- SOMMER, U., (1986) : The periodicity of phytoplankton in Lake Constance (Bodensee) in comparison to other deep lakes of Central Europe. Hydrobiologia, 138, 1-7.

LE BACTERIOPLANCTON DU LEMAN

Campagne 1987

PAR

PHILIPPE DUFOUR, STEPHANE STROFFEK ET MICHEL COLON
ORSTOM¹ ET INSTITUT DE LIMNOLOGIE (INRA), THONON

RESUME

Les résultats du cycle annuel 1987 confirment ceux des années 1984 et 1986 en ce qui concerne la place du bactérioplancton dans le métabolisme général du lac.

A la station centrale (shl 2), la biomasse moyenne annuelle de 2.4 g C.m⁻² représente respectivement 80 et 11 % des biomasses phytoplanctonique et carbonée totale.

La population bactérioplanctonique vit principalement aux dépens des produits d'excrétion phytoplanctonique dans l'épilimnion et des produits de lyse cellulaire phyto- et zoo-planctonique en dessous.

A l'échelle annuelle un tiers de l'activité bactérioplanctonique a lieu dans la couche 0 - 20 m. Sur l'ensemble de la colonne d'eau, 31 % de la production primaire phytoplanctonique passe au travers du compartiment bactério-planctonique dont la production a été cette année de 93 g C.m⁻². Les rapports production primaire/biomasse n'autorisent un renouvellement de la biomasse bactérienne en moyenne que tous les 10 jours. Cette productivité spécifique modeste est imputable au décalage entre d'une part la disponibilité maximale de matière organique dissoute et particulaire détritique en automne et surtout au printemps et d'autre part la température maximale plus favorable au métabolisme bactérien en été.

L'abondance moyenne de 1,9.10⁶ cellules ml⁻¹ en surface est légèrement supérieure à celle de 1986 contrariant ainsi une tendance décroissante observée depuis 1984. Cette valeur moyenne situe le Léman entre le lac Majeur et le lac de Constance, à la limite entre les lacs méso-eutrophes et eutrophes.

1. METHODES

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

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

La méthode d'observation microscopique par épifluorescence après coloration à l'acridine orange est utilisée pour estimer les abondances cellulaires et biomasses (HOBBIE et al., 1977, modifiée par DUFOUR et STROFFEK, 1987). Notons ici que malgré un conflit actuel dans la littérature, nous avons conservé le facteur de conversion de WATSON et al., (1977) de $1,21 \cdot 10^{-13}$ g C/ μm^3 pour passer des biovolumes aux biomasses carbonées.

Comme l'an passé (DUFOUR et al., 1987), la méthode d'incorporation de thymidine ^3H dans les acides nucléiques bactériens (FURHMAN et AZAM, 1982) a été utilisée pour estimer la production bactérienne. Les acides nucléiques ont été recueillis cette année sur filtres en polycarbonate "Nuclepore" de porosité de $0.2 \mu\text{m}$ qui donnent des témoins plus faibles et constants que les filtres en acétate de cellulose précédemment utilisés. Des étalonnages par la méthode d'AMMERMAN et al. (1984) nous ont conduit à utiliser le facteur de conversion moyen de $247 \mu\text{g C}$ produit par nanomole de thymidine incorporée.

2. RESULTATS

2.1 EVOLUTIONS SAISONNIERES ET REPARTITIONS VERTICALES

Les évolutions saisonnières et verticales observées en 1986 se répètent en 1987 et autorisent l'ébauche d'un cycle annuel type.

C'est dans la couche superficielle que les variations saisonnières des biomasses et activités bactériennes sont les plus accusées, leur amplitude étant respectivement de 8 et 52 entre leur minimum hivernal et leur maximum printanier, cette année début juin. Au printemps, l'augmentation plus rapide des productions que celle des biomasses suggère un effet stimulant des températures croissantes et surtout des produits d'excrétion phytoplanctonique, qui conditionnent l'activité bactérienne de la couche trophogène lémanique (FEUILLADE et al., 1986). La période des eaux claires en juin est marquée par un minimum de biomasse et d'activité bactérienne. Le fait que l'activité baisse plus vite que la biomasse indique un mauvais fonctionnement du compartiment bactérien par carence de matière organique dissoute facilement métabolisable (le phytoplancton, principal pourvoyeur, a été éliminé par broutage). Passé cette phase des eaux claires, les résultats des années précédentes permettent d'envisager une succession de fortes croissances au cours de l'été et au début de l'automne, que le pas d'échantillonnage mensuel ne permet d'intercepter que par hasard. Ainsi, il est probable que le l'explosion phytoplanctonique observé le 3 août s'est accompagné d'une forte croissance bactérienne, dont la biomasse élevée en surface le 18 août est peut-être le résultat. La biomasse et la production se maintiennent ensuite à un niveau élevé voire même augmentent tout au long de l'automne sans liaison avec le phytoplancton dont l'activité chute régulièrement depuis août.

Ces grandes variations saisonnières s'observent ainsi, mais amorties, dans le métalimnion supérieur (5-20 m) et inférieur (20-50 m). Le minimum d'activité bactérienne noté en surface pendant la phase des eaux claires, ne se manifeste plus dans le métalimnion où la population bactérienne a à sa disposition les produits d'excrétion et de lyse zooplanctonique. On note aussi que les maximums localisés en surface au printemps ont tendance à se répartir entre l'épi- et le métalimnion en automne comme cela avait été noté en 1986, où le nombre plus élevé de niveaux distingués avait permis une analyse fine de cet enfoncement. Il en résulte que c'est en automne que se produisent les maximums d'activité et de biomasse dans le métalimnion inférieur. Notons que les rapports production/biomasse augmentent fortement au mois de novembre tandis que l'activité phytoplanctonique et la température baissent. Cette vitalité de la population bactérienne serait liée à l'abondance des produits de lyse des populations phyto- et zooplanctoniques senescentes. Cette hypothèse est confirmée par DUFOUR (1985) qui observe en automne un métabolisme bactérien dépendant plus des glucides (dont sont riches les lysats) que des acides aminés (dont sont relativement plus riches les excréments).

Les variations de biomasse et activité bactériennes sont nettement plus faibles dans l'hypolimnion (50-305 m), n'y variant annuellement que d'un facteur 5 et 3,6. Le maximum d'activité en novembre ainsi que les rapports production/biomasse, relativement élevés si l'on tient compte de la température déjà faible, attestent de la vitalité des cellules bactériennes de l'hypolimnion qui bénéficient à cette époque de la sédimentation des particules mortes issues des couches supérieures.

Compte tenu de sa grande épaisseur à la station SHL 2, l'hypolimnion impose ses caractéristiques aux valeurs moyennes des biomasses et activités de l'ensemble de la colonne d'eau qui ne varient que d'un facteur 5 au cours de l'année.

Sur l'ensemble de la colonne d'eau, les rapports production/biomasse attestent de deux phases d'activité cellulaire plus élevées, au printemps où elle est forte de la surface au fond; ces maximums ont une origine supposée différente comme mentionné précédemment. La moyenne annuelle de ces rapports production/biomasse sur l'ensemble de la colonne d'eau (0.0041 h^{-1}) apparaît plus élevée qu'en 1986 (0.0031 h^{-1}) quoique relativement modeste, correspondant en effet à des taux de renouvellement de la biomasse de seulement 10 jours. Ce faible taux de renouvellement moyen est évidemment imputable à l'importance élevée de l'hypolimnion où la température constamment faible n'autorise que des taux de 12 jours, tandis qu'ils sont en moyenne de 6 jours entre 0 et 50 m et inférieurs à 3 jours au printemps. Mais même dans l'épi- et le métalimnion ces valeurs doivent être considérées comme faibles comparées à celles d'autres écosystèmes aquatiques tempérés (DUCKLOW et HILL, 1985). L'hypothèse explicative d'un décalage entre la température optimale de croissance cellulaire (en été et au début de l'automne) et la disponibilité maximale en substances organiques nutritives (au printemps) est formulée.

2.2. LES RELATIONS TROPHIQUES A L'ECHELLE ANNUELLE

L'hypolimnion à station SHL 2 (50-305 m) contient les deux tiers de la biomasse bactérienne qui, quoique moins active en surface, n'en est pas moins responsable de plus de la moitié de la production de la colonne d'eau.

La situation est notablement différente pour les autres compartiments trophiques, en particulier phytoplanctoniques dont l'essentiel de la biomasse et activité est concentré dans les 20 mètres superficiels. Il en résulte la superposition de deux réseaux trophiques contrastés :

- Dans la couche superficielle (0-20 m) la biomasse et l'activité bactérienne ne représentent à l'échelle annuelle que 14 et 9 % des biomasse et activité phytoplanctoniques. Dans cette couche de surface l'activité bactérienne suit de très près l'activité phytoplanctonique dont elle utilise rapidement les produits d'excrétion de faibles poids moléculaires.
- Dans la couche inférieure, (20 à 305 m), la biomasse et l'activité bactériennes sont au contraire très supérieures à leurs homologues algaux alors faibles ou nuls. L'activité bactérienne est ici plus basée sur le métabolisme de déchets organiques, qu'ils aient une origine exogène (bassin-versant et précipitations solides) ou endogène (fèces et cadavres du plancton et necton). Cette activité, qui se prolonge toute l'année sur une grande épaisseur, explique que sur l'ensemble de la colonne d'eau, la biomasse et la production bactérienne représentent 80 et 31 % de la biomasse et de la production primaire. Dans les secteurs moins profonds du lac, ce pourcentage doit évidemment baisser avec l'épaisseur de l'hypolimnion. Mais dans ces zones, la matière organique parvient en plus grande quantité sur le sédiment stimulant l'activité hétérotrophe du bactériobenthos qui doit être, toutes choses égales par ailleurs, d'autant plus importante que l'épaisseur de la colonne d'eau est faible.

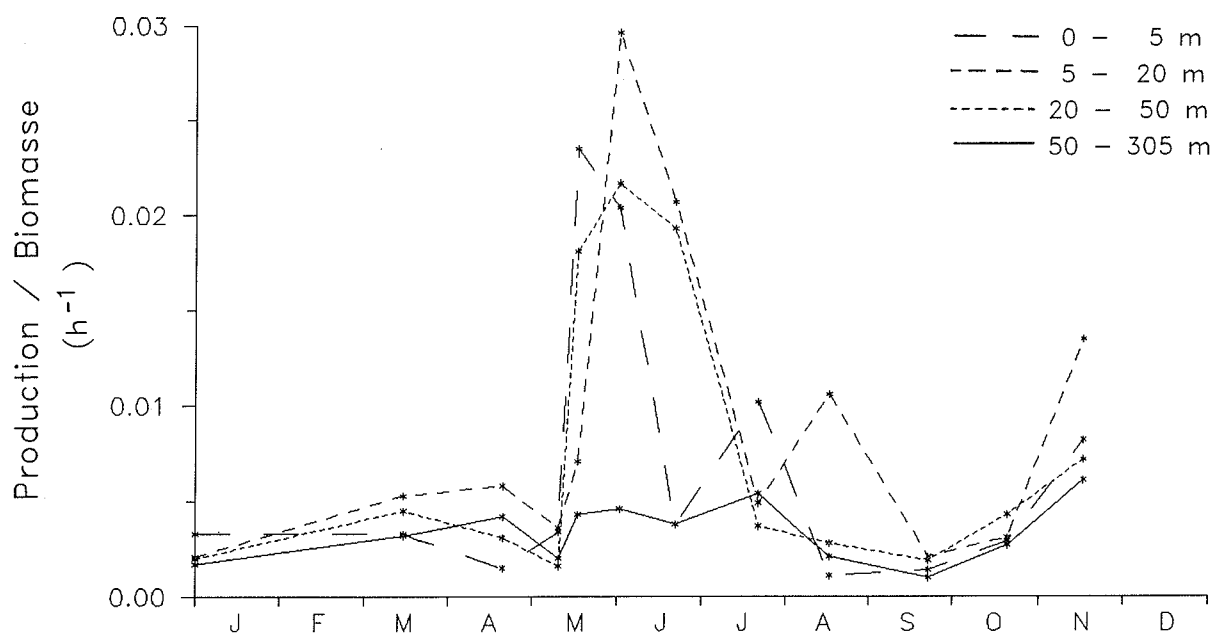
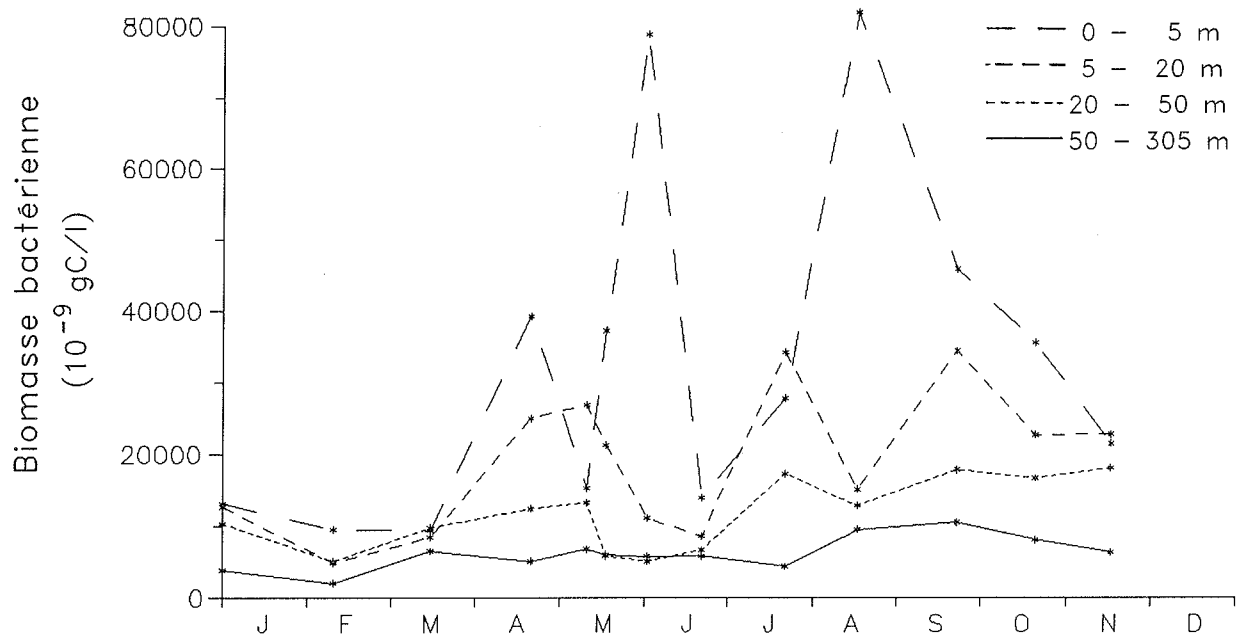
3. CONCLUSIONS

EVOLUTION DE L'ETAT TROPHIQUE DU LAC D'APRES LE COMPARTIMENT BACTERIOPLANCTONIQUE

La baisse des productions et biomasses bactérioplanctoniques enregistrée de 1984 à 1986 ne se confirme pas puisqu'une légère remontée est notée en 1987 (fig. 2). L'origine de ces variations interannuelles doit être recherchée dans celles de la production primaire principalement, elle-même dépendante des apports du bassin versant et des variations du climat. Une éventuelle évolution du degré trophique du lac ne pourra être déduite que d'une analyse des tendances sur des périodes plus longues permettant de négliger les oscillations interannuelles du climat.

A l'heure actuelle, le Léman se classe toujours à la limite entre les lacs méso-eutrophes et eutrophes qui selon les résultats du Programme Biologique Internationale (PBI) (SAUNDERS, 1980) est de $1,5 \cdot 10^6$ bactéries par ml d'eau de surface.

Comparées à d'autres grands lacs alpins, les abondances bactériennes du Léman sont légèrement supérieures à celles du lac Majeur, mais nettement inférieures à celles du lac de Constance.



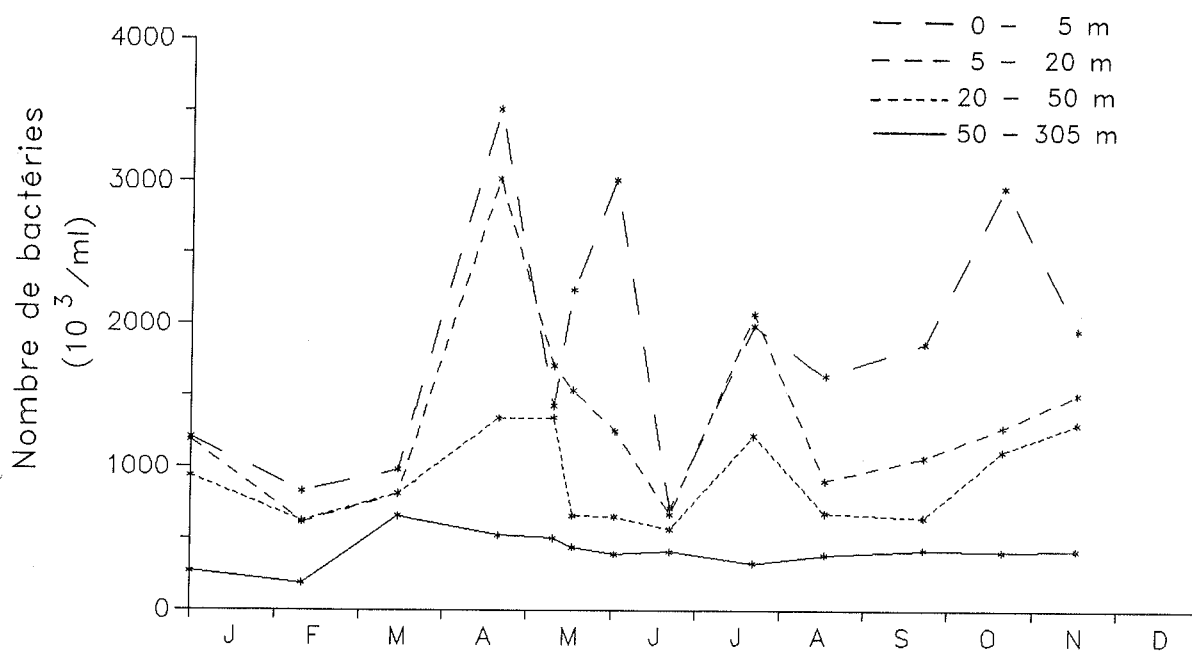
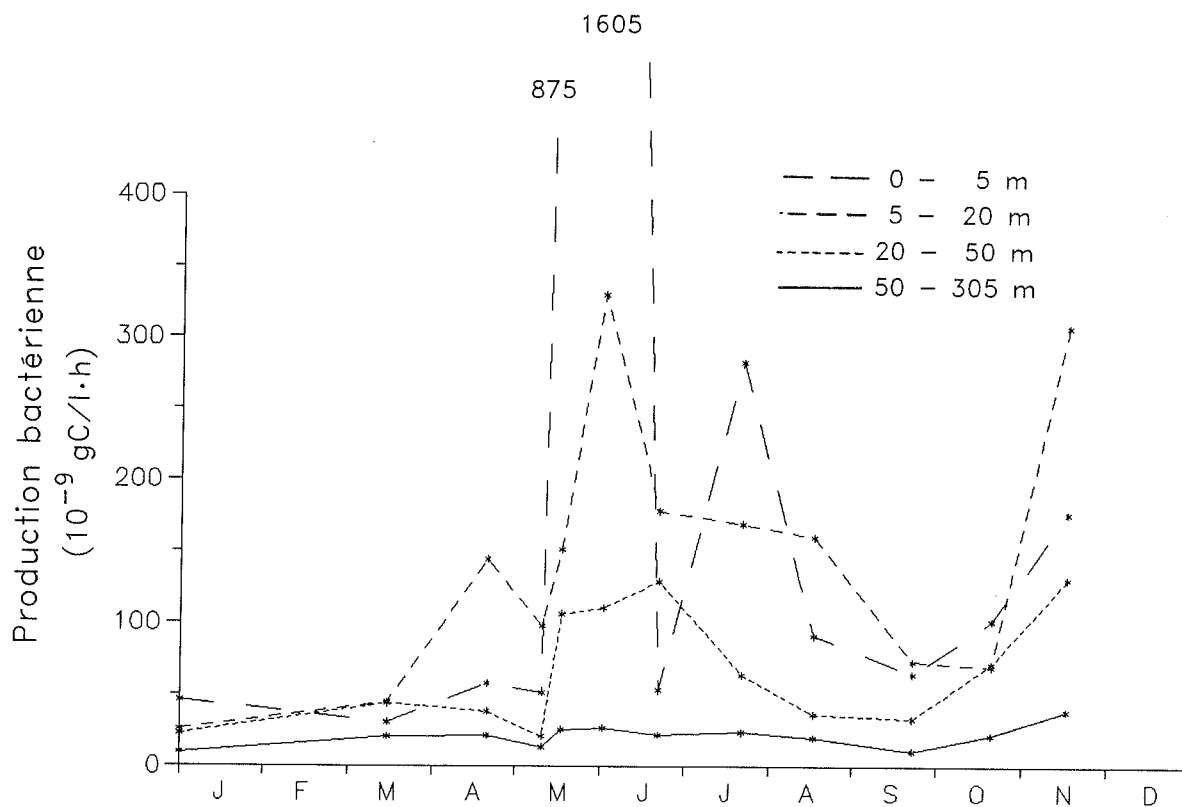


FIGURE 1 : EVOLUTION SAISONNIERE DES ABONDANCES, BIOMASSES, PRODUCTIONS BACTERIENNES ET DES RAPPORTS PRODUCTION/BIOMASSE PAR TRANCHE D'EAU POUR LE LEMAN (SHL2) EN 1987.

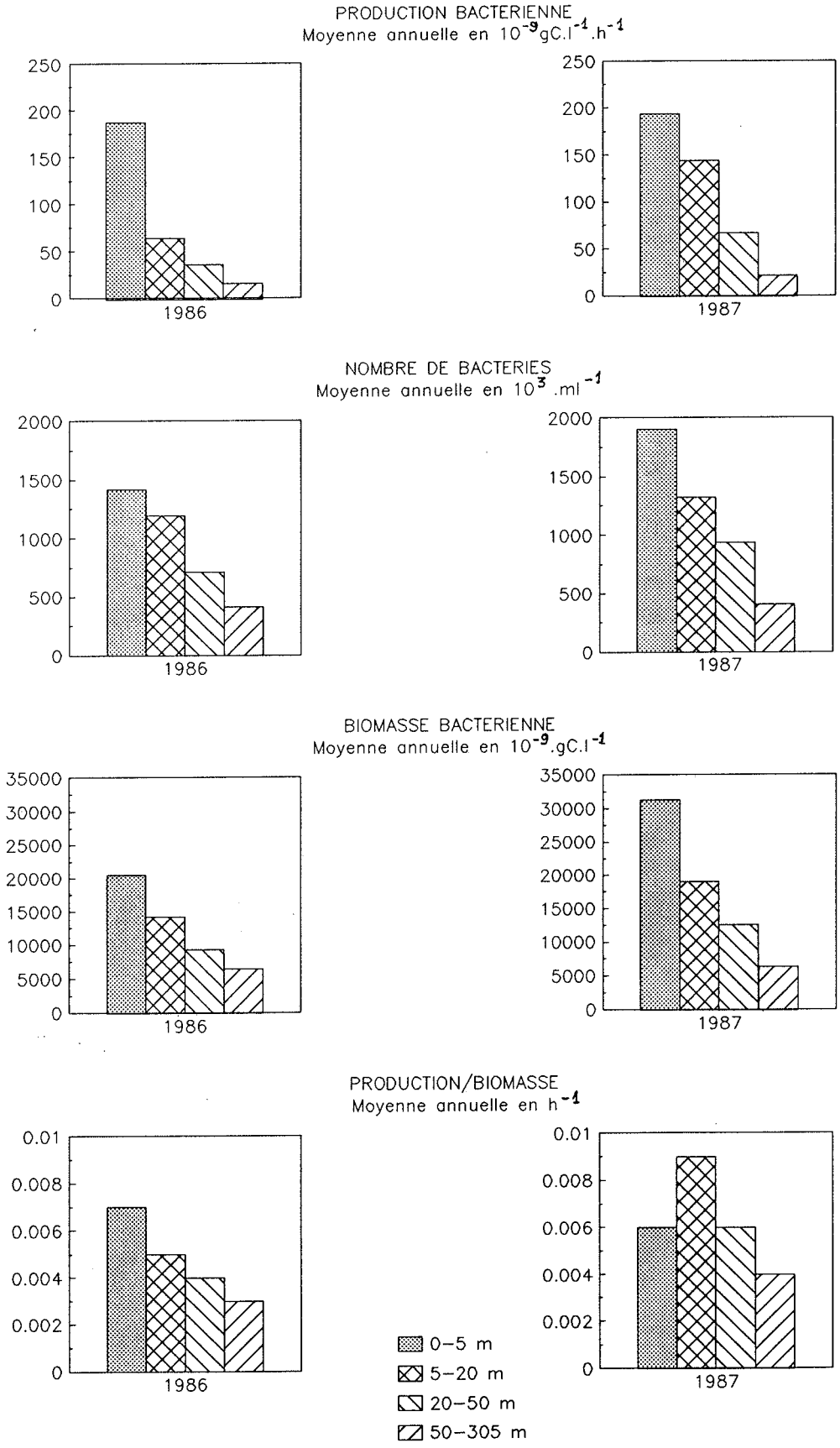


FIGURE 2 : COMPARAISON DES PRODUCTIONS, ABONDANCES, BIOMASSES ET RAPPORTS PRODUCTION/BIOMASSE ANNUELS DES ANNEES 1986 ET 1987 PAR TRANCHE D'EAU POUR LE LEMAN

BIBLIOGRAPHIE

- AMMERMAN, J.W., HAGSTROM, A. et AZAM, F., (1984) : Bacterio-plankton growth in sea water :
1. Growth kinetics and cellular characteristics in sea water cultures.
Mar. Ecol. Progr. Ser., 18, 31-39.
- DUCKLOW, H.W. et HILL, S.M., (1985) : Tritiated thymidine incorporation and the growth of
heterotrophic bacteria in warm core rings. Limnol. Oceanogr. 30, 260-272.
- DUFOUR, P., (1985) : Méthodologie d'évaluation des biomasses et activités hétérotrophes
bactériennes dans un écosystème lacustre. Rapport d'ATP-INRA/IL Thonon, 27 p.
- DUFOUR, P. et STROFFEK, S., (1987) : Protocoles expérimentaux et résultats. In : DUFOUR et
al., Résultats préliminaires du 2e atelier d'écologie bactérienne du GRECO lacs,
Institut de Limnologie, Thonon, 67 p.
- DUFOUR, P., STROFFEK, S. et COLON, M., (1987) : Le bactérioplancton.
Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1986, 69-75.
- FURHAM, J.A. and AZAM, F., (1982) : Thymidine incorporation as a measure of heterotrophic
bacterioplankton production in Marine surface waters : Evaluation and field results.
Marine Biology, 66, 109-120.
- FEUILLADE, M., DUFOUR, P., FEUILLADE, J. et PELLETIER, J., (1986) : Excrétion de carbone
organique par le phytoplancton lémanique. Schweiz Z. Hydrobiol., 48 (1), 37-41.
- GUDE, H., HAIBEL, B. and MULLER, H., (1985) : Development of planktonic bacterial
populations in a water column of lake Constance.
Arch. Hydrobiol., 105 (1), 59-77.
- HOBBIE, J.E., DALEY, R.J. and JASPER, S., (1977) : Use of nuclepore filters for counting
bacteria by fluorescent microscopy. Appl. Environ. Microbiol., 33, 1225-1228.
- SAUNDERS, S.W., (1980) : Organic matter and decomposers. In : LECREN, E.O. and
LOWE-McCONNEL, R.H., The functioning of freshwater ecosystem, IBP n° 22, Cambridge
Univ. Press, 588 p.
- WATSON, S.W., NOVITSKY, T.J., QUINBY, H.L. and VALOIS, F.W., (1977) : Determination of
bacterial number and biomass in the marine environment.
Appl. Environ. Microbiol., 33, 940-946.

ETUDE DE LA VARIATION SAISONNIERE DES PHENOMENES DE MELANGE DANS L'HYPOLIMNION DU LEMAN

Campagne 1987

PAR

ULRICH LEMMIN, CLAUDE PERRINJAQUET, WALTER H. GRAF

LABORATOIRE DE RECHERCHES HYDRAULIQUES

ECOLE POLYTECHNIQUE FEDERALE DE LAUSANNE

RESUME

Des mesures de profils de température de haute précision et de haute résolution ont été effectuées à huit positions différentes durant l'année, à un intervalle de temps de deux semaines à un mois. Durant les périodes de déstratification et de mélange hivernal (jusqu'en mars) les gradients de température horizontaux entre le Petit Lac et le Grand Lac augmentent continuellement; ce phénomène suggère qu'un échange de masse d'eau, sous forme de courants de densité, peut avoir lieu entre les couches profondes des deux bassins. Durant la période de stratification, de fréquentes inversions de température ont été observées dans l'hypolimnion du Grand Lac. Pour cette période, les coefficients verticaux de diffusion turbulente ont été calculés, par la méthode des gradients de flux, à partir des profils de température pour une couche de 80 m située dans la partie supérieure du lac. Les coefficients varient entre $K_z = 10^{-2}$ et $10^1 \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$; il montrent une tendance saisonnière avec les valeurs les plus basses en août. Les coefficients calculés à l'aide des équations de diffusion pour les basses couches de l'hypolimnion sont de l'ordre de $2 \cdot 10^{-2} \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$.

1. INTRODUCTION

La distribution de quantité de mouvement, de chaleur et de matière en suspension dans un lac est déterminée en partie par les processus de mélange. Le mélange vertical, considéré habituellement comme important pour la détermination de l'état trophique du lac, est contrôlé par les processus ayant lieu à la surface. La compréhension des processus d'échanges verticaux sert de base à la modélisation numérique du cycle des nutriments et à la gestion de l'eau. Durant le cycle annuel de stratification et de déstratification, deux situations de mélange vertical peuvent être rencontrées. Pendant la mise en place de la stratification, la balance entre l'apport de chaleur et l'énergie mécanique due au vent conduit à la création et au renforcement de la thermocline. Durant cette période, un mélange vertical a lieu sous forme de diffusion. Cela implique l'apparition d'un transfert vertical (vers le bas) entre les couches adjacentes de la colonne d'eau. Il s'agit d'un processus continu qui peut être décrit par un coefficient de diffusion.

Par contraste, durant la déstratification de l'automne/hiver, la perte de chaleur en surface conduit à un refroidissement des masses d'eau superficielles à une température plus basse que celle des couches immédiatement inférieures. Dans ce cas, l'échange vertical n'a plus lieu entre couches voisines, mais la couche la plus froide de la surface s'enfoncera jusqu'à trouver une couche de densité équivalente et ceci sans mélange significatif avec les couches supérieures. Selon le degré de stratification, cela donne lieu à des déplacements verticaux de plusieurs mètres à plusieurs dizaines de mètres. Ce processus, appelé refroidissement convectif, est le processus d'échange vertical dominant durant l'automne/hiver. Il ne peut plus être décrit par un modèle de diffusion verticale et aucun coefficient de diffusion ne peut être donné pour cette période de l'année.

Un processus important, résultant du refroidissement convectif durant l'hiver, est la formation de courants advectifs dans les parties peu profondes du lac. Dans ces régions, les couches d'eau froide de la surface ne peuvent plus descendre à leur niveau d'équilibre de densité à cause de la faible profondeur. Le refroidissement convectif dans ces régions du lac conduit donc à un refroidissement plus rapide de cette partie du lac. Comme ce déséquilibre horizontal de densité ne peut persister, l'eau plus froide des régions peu profondes s'écoulera vers les régions plus profondes du lac. Ce mouvement est appelé courant de densité. Dans le Léman ceci a lieu entre le Petit Lac, peu profond, et le Grand Lac. L'eau froide riche en oxygène du Petit Lac est transportée dans l'hypolimnion du Grand Lac à l'aide de courants de densité. Donc le renouvellement des eaux profondes durant l'hiver a lieu en partie à l'aide de processus autres que les mélanges verticaux. Ces processus deviennent plus importants au fur et à mesure que la température de l'air baisse.

Le taux de mélange vertical est exprimé habituellement par un coefficient de mélange (ou de diffusion). Par le fait qu'on admet que les processus de mélange de chaleur et de matière se déroulent au même rythme, la température est fréquemment utilisée comme un traceur et les coefficients de mélange sont calculés à l'aide des variations de température. Ils sont fonction du temps mais leurs valeurs dépendent aussi des échelles de temps et d'espace appliquées, ainsi que des conditions climatiques. Donc un coefficient calculé par une couche de 10 m d'épaisseur sur une période complète de stratification diffère beaucoup de celui calculé pour une couche de plusieurs centimètres à l'intérieur de la thermocline sur une période de quelques minutes. Plusieurs techniques existent pour la détermination de ce coefficient, et l'utilisation de l'une ou l'autre de ces méthodes dépend des échelles de temps et d'espace envisagées. Pour cette étude, nous cherchons des coefficients de diffusion pour des couches de quelques mètres et sur des périodes de temps d'un mois.

Dans ce rapport, nous présentons d'abord le développement de la distribution de température, puis nous calculerons les coefficients de diffusion pour la période d'augmentation de la stratification.

2. MESURES

Des profils de température ont été mesurés aux points S01 à S6 indiqués sur la figure 1. Les mesures ont été faites avec un instrument profileur de très bonne résolution et de haute précision, permettant de prendre au moins deux valeurs de température par mètre avec une résolution de 0.001 °C. Les profils aux différentes stations ont été pris le même jour. Les mesures peuvent donc être considérées comme quasi synoptiques.

3. DEVELOPPEMENT DE LA DISTRIBUTION DES TEMPERATURES

Une vue générale de la distribution des températures durant l'année 1987 est présentée par des isothermes construites pour les points S3 (centre du Grand Lac) et S6 (centre du Petit Lac) (figure 2). Les dates pour lesquelles des mesures ont été effectuées sont indiquées par des flèches en dessous de l'axe du temps. Les isothermes pour des températures supérieures à 16 °C ne sont pas indiquées, mais près de la surface la température peut être supérieure à 20 °C. La stratification est rapidement détruite au début de l'année et il y a une brève période (fin mars) durant laquelle le Grand Lac est homotherme sur la base des isothermes présentées. Mais les données montrent qu'il subsiste des gradients de température de l'ordre de quelques centièmes de degrés. Durant la même période le Petit Lac est également homotherme. Le refroidissement dans le Petit Lac est plus rapide que dans le Grand Lac et la différence de température entre les deux parties pour la couche 0-50 m peut excéder 1 °C. De telles différences horizontales de densité ne sont pas stables et requièrent des échanges d'eau entre les deux bassins. Ce point sera analysé avec plus de détails plus loin. Durant les périodes de réchauffement et du début de refroidissement (jusqu'à octobre), le taux de développement des stratifications, profondeur et structure de la thermocline des deux bassins est beaucoup plus semblable que celle observée durant la phase de déstratification.

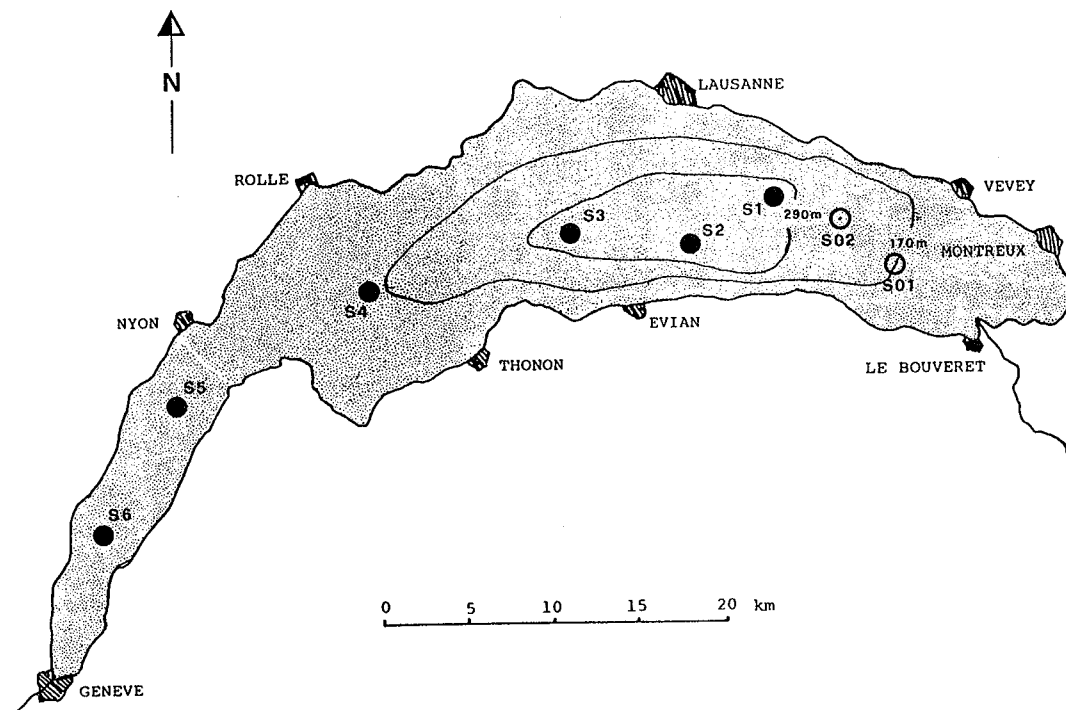


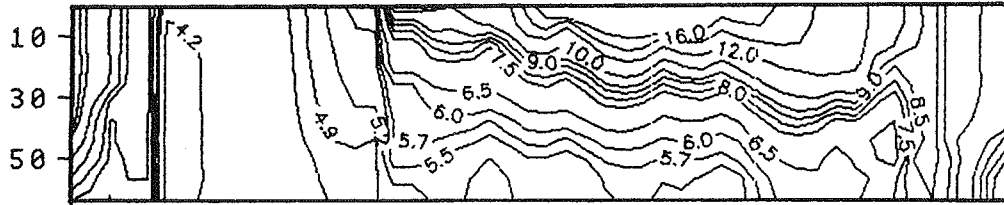
FIGURE 1 : SITUATION DES STATIONS DE MESURES S1 A S6 ET S01 ET S02

A fin décembre tout le Petit Lac est notablement plus froid que le Grand Lac et dans le Petit Lac il y a aussi un gradient de température horizontale, le côté le plus froid étant vers Genève. Cette situation persiste en mars lorsque les températures dans le Petit Lac et dans le Haut Lac (S01, S02) sont bien en dessous de celles du Grand Lac (figure 3). Il reste encore une faible stratification dans le Grand Lac avec quelques variations entre les trois stations S1, S2 et S3 dans les couches intermédiaires. Les couches de fond dans le Grand Lac sont homothermes. Dans le Petit Lac et à la station S4, on trouve une forte stratification dans les couches près du fond. Cette situation pourrait être le résultat du refroidissement plus rapide du Petit Lac. L'existence d'une situation identique à S4 indique que cette eau froide du fond coule du Petit Lac vers le Grand Lac. Comme la température de ces masses d'eau est bien en dessous de celles mesurées dans le Grand Lac, on peut s'attendre à ce que cette eau plonge vers le fond du Grand Lac sous la forme d'un courant de densité, comme mentionné ci-dessus. Donc le renouvellement de l'eau dans le Grand Lac provient en partie des courants de densité de l'eau riche en oxygène du Petit Lac. Ce résultat est une indication qu'un processus d'échange horizontal non diffusif a lieu entre les deux bassins.

La stratification commence à se développer en avril; en mai la thermocline est en place. Depuis ce moment-là, la profondeur de la thermocline augmente presque linéairement jusqu'à fin octobre. Dans les couches en dessous de 90 m, les variations de température en fonction du temps sont très faibles. Des inversions de température de plusieurs centièmes de degrés entre couches de plusieurs mètres d'épaisseur existent fréquemment dans l'hypolimnion. La forme de l'isotherme 4.9 °C est partiellement influencée par ce phénomène.

Des comparaisons entre les différentes stations montrent que, durant la période de stratification, les différences horizontales de température sont inférieures à 0.5 °C dans les couches près de la surface. Avec l'augmentation de la profondeur, ces différences diminuent jusqu'à devenir inférieures à 0.1 °C dans l'hypolimnion. Les différences horizontales entre les deux bassins n'augmentent que durant la déstratification.

station S6 année 1987



station S3 année 1987

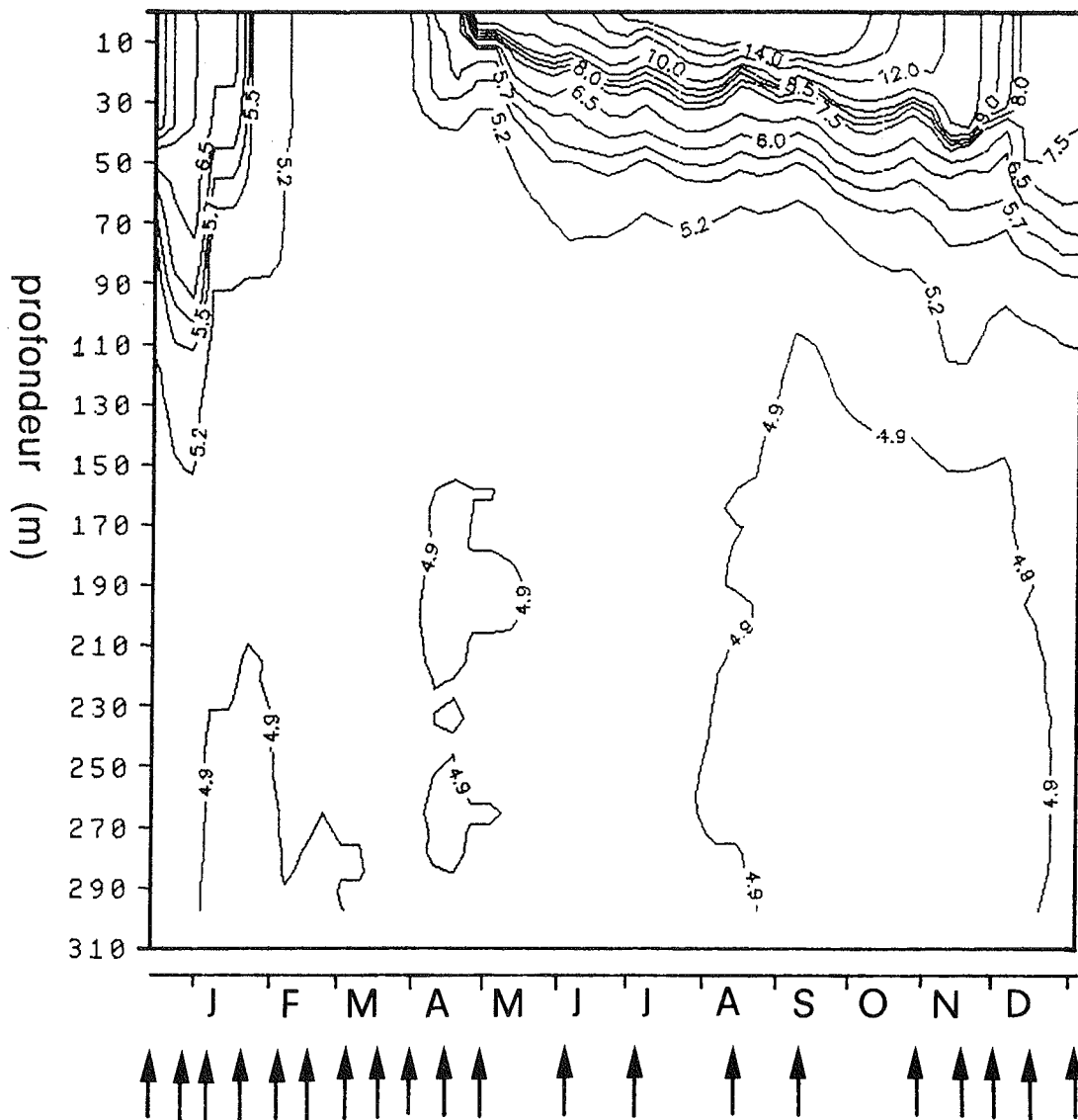


FIGURE 2 : EVOLUTION ANNUELLE (1987) DE LA DISTRIBUTION VERTICALE DE LA TEMPERATURE A LA STATION S6 DANS LE PETIT LAC (65 M DE PROFONDEUR) ET A LA STATION S3 DANS LE GRAND LAC (295 M DE PROFONDEUR). LES ISOTHERMES SONT CALCULEES A PARTIR DES PROFILS DE TEMPERATURE PRIS LES JOURS INDICIES PAR LES FLECHES

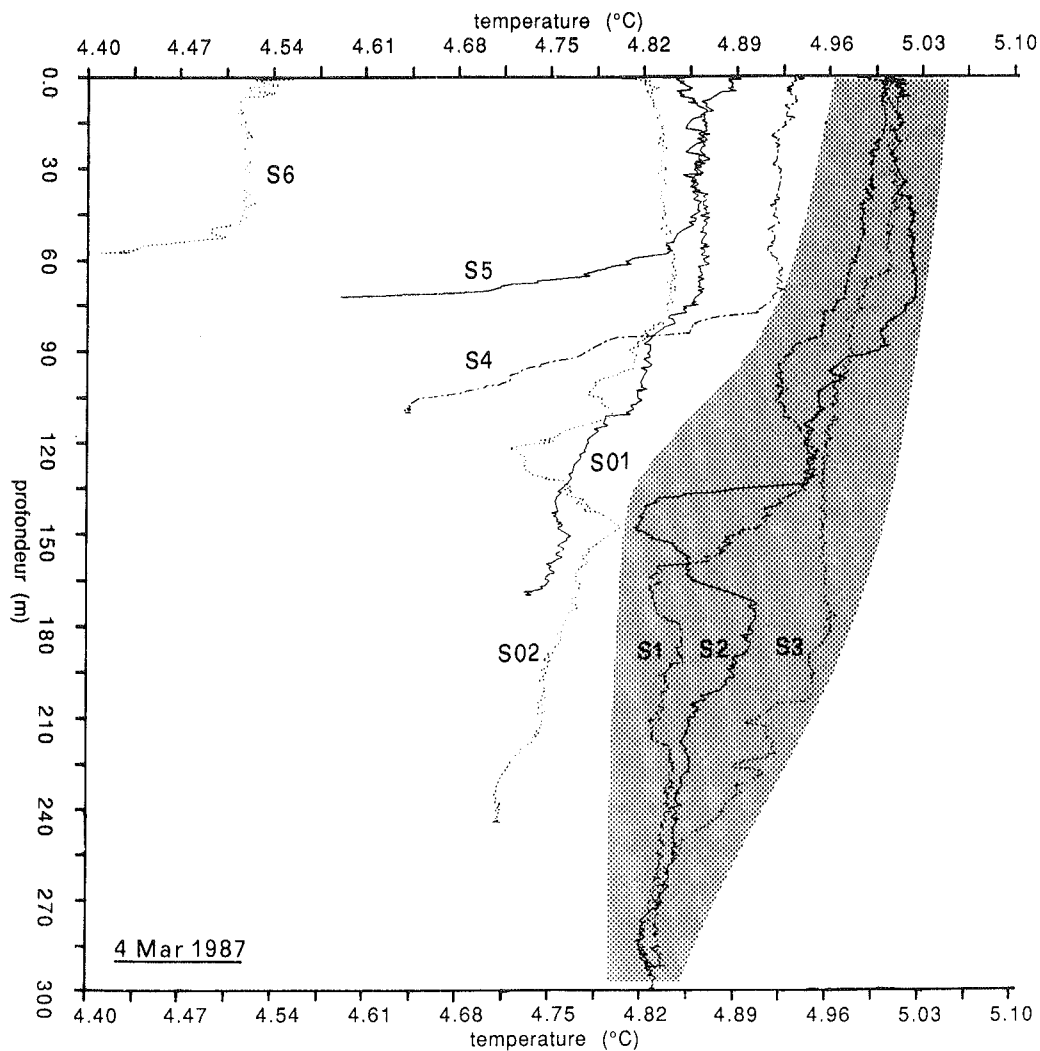


FIGURE 3 : ASSEMBLAGE DES PROFILS DE TEMPERATURE DE TOUTES LES STATIONS POUR LE 4 MARS 1987. LES TEMPERATURES DANS LE PETIT LAC ET LE HAUT LAC SONT PLUS BASSES QUE CELLES DANS LE GRAND LAC. LE GRADIENT HORIZONTAL LE PLUS IMPORTANT SE TROUVE DANS LE PETIT LAC ENTRE S5 ET S6. MEME SI ON A DES DIFFERENCES DE TEMPERATURE ENTRE LES TROIS STATIONS DANS LE GRAND LAC DANS LES COUCHES INTERMEDIAIRES (100 A 200 M), LA TEMPERATURE AU FOND RESTE CONSTANTE ET A PEU PRES EGALE ENTRE CES STATIONS

4. COEFFICIENTS DE DIFFUSION THERMIQUE VERTICAUX

4.1 CALCUL A L'AIDE DE LA METHODE DU GRADIENT DE FLUX

Les coefficients verticaux de diffusion ont été calculés à l'aide des profils de températures par les méthodes des gradients verticaux de flux de chaleur (JASSBY et POWELL, 1975). L'augmentation de température (chaleur) en dessus d'un certain intervalle de profondeur (Δz) est mesurée sur un intervalle de temps (Δt); on mesure également le gradient sur un intervalle de profondeur ($\Delta T/\Delta z$). La relation entre le flux de chaleur mesuré et le taux de diffusion verticale est donnée par la loi de FICK comme suit :

$$K_z = \frac{\int_{z_1}^{z_{\max}} \lambda(z) \cdot (\Delta T/\Delta t) dz}{A(z_1) \cdot (\Delta T/\Delta z)_{z_1}}$$

$A(z)$ est la surface à la profondeur z .

Cette formule est valable pour une couche d'épaisseur Δz pour laquelle $\Delta T/\Delta z$ est considéré comme constant. Cette épaisseur changera en fonction de la stratification. En général cette équation ne donne de bons résultats que si les données sont prises avec de petits intervalles de profondeur et une bonne résolution de température.

Dans l'équation ci-dessus il est évident que cette méthode ne peut être appliquée que lorsque le flux de chaleur est positif (gain de chaleur du lac). Ceci est vrai depuis le début du printemps (mars) à la fin de l'été (septembre). De mars à mai il y a encore des périodes assez fréquentes de fort refroidissement convectif relié au cycle journalier de température. Donc c'est seulement de mai à septembre que des coefficients significatifs peuvent être calculés.

Les coefficients de diffusion ont été calculés à partir des enregistrements de température de l'année 1987. Une couche de 4 m d'épaisseur a été choisie et les calculs ont été effectués jusqu'à 80 m de profondeur. Par le fait que les gradients de température sont faibles en temps et en profondeur et que les inversions sont observées (voir plus haut), cette méthode ne donne pas de bons résultats pour les couches plus profondes. Les coefficients pour les stations S1, S2, S3, dans le Grand Lac, sont tous du même ordre de grandeur (figure 4a); Les stations dans le Petit Lac donnent des valeurs semblables.

Il y a une dispersion des valeurs et les profils verticaux de ces coefficients ne suivent pas des courbes régulières. Ceci n'est pas surprenant puisque ces coefficients ont été calculés à l'aide de profils individuels. Un lissage peut être obtenu en utilisant des profils moyens calculés sur plusieurs années. Actuellement nos données ne sont pas suffisantes pour faire cette opération. Les ordres de grandeur des coefficients de diffusion verticaux trouvés ($2 \cdot 10^{-2} < K_z$ ($\text{cm}^2 \text{s}^{-1}$) $> 10^1$) sont comparables à ceux rencontrés dans la littérature pour les lacs suisses (LI, 1973, IMBODEN et al., 1983) et les Grands Lacs Nord américains (MURTHY et OKUBO, 1977). Représentés en fonction du temps, les coefficients montrent une tendance saisonnière (figure 4b). Le mélange vertical est encore fort en mai, durant le début du développement de la stratification. Les valeurs minimales des coefficients sont rencontrées en août lorsque la stratification est la plus forte et que l'énergie apportée par le vent est minimale. L'augmentation en automne est le signe d'un fort mélange vertical, conséquence de l'augmentation de l'apport d'énergie due au vent. Durant cette même période de l'année le refroidissement convectif commence à devenir important.

4.2 CALCUL A L'AIDE DE L'EQUATION DE DIFFUSION

Comme la méthode des gradients de flux n'est pas applicable pour la partie profonde de l'hypolimnion à cause de faibles gradients en temps et en profondeur, le calcul pour ces couches a été fait à l'aide de l'équation de diffusion :

$$K_z = (\Delta T / \Delta t) / (\Delta^2 T / \Delta z^2)$$

Par le fait que des inversions sont observées, il n'est pas possible d'appliquer systématiquement cette équation. Cependant, un ordre de grandeur peut être estimé pour les gradients observés aux alentours de 200 m de profondeur. L'augmentation de température entre mai et août est d'environ 0.02 °C (entre août et septembre la température baisse), le gradient vertical reste aux alentours de 0.015 °C pour 10 m. La valeur de K_z en résultant vaut 0.023 cm².s⁻¹.

Cette méthode de calcul sera utilisée à l'avenir. Mais avant que cela puisse être fait en détail, la dynamique des inversions doit être mieux comprise.

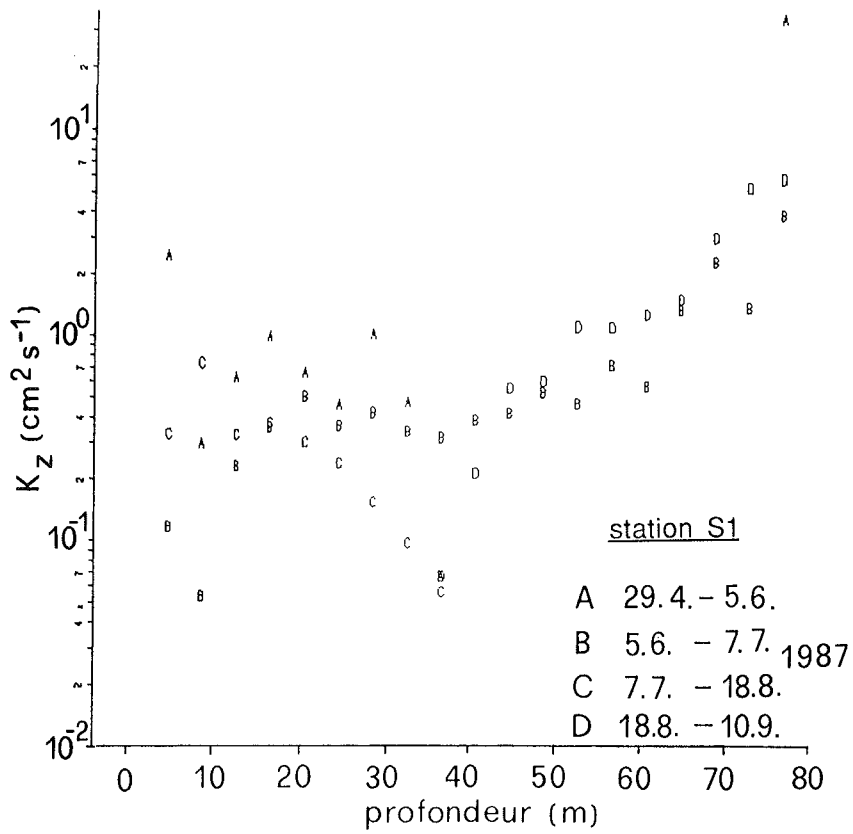
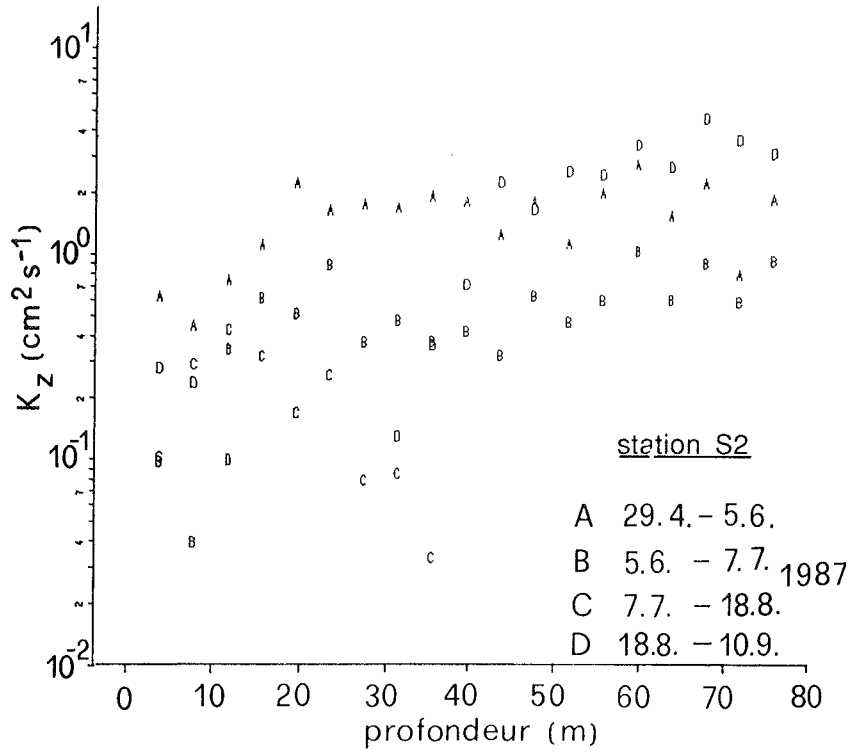
5. CONCLUSIONS

Au terme de notre première année complète de mesures de température grâce à nos instruments de haute précision/résolution, il nous est possible de montrer ce qui suit :

- a) Durant la période de déstratification, les différences horizontales de température entre le Grand Lac et le Petit Lac deviennent progressivement plus forte jusqu'en mars. Comme ces différences sont instables, elles requièrent un échange de masses d'eau entre les deux bassins. Par le fait que les températures sont plus basses dans le Petit lac, de l'eau riche en oxygène de ce dernier peut couler dans les couches profondes du Grand Lac sous la forme de courants de densité. C'est donc par des échanges non diffusifs que l'eau profonde du Grand Lac est renouvelée.
- b) Durant la période de stratification, les différences horizontales de température entre les stations dans le Grand Lac et les stations dans le Petit Lac sont > 0.5 °C. Ces différences deviennent plus faibles avec l'augmentation de la profondeur et sont de l'ordre de 0.1 °C près du Grand Lac. Le sens des gradients près du fond restent constants dans le temps. Aucune explication de ce fait ne peut être donnée pour le moment.
- c) Les coefficients de diffusion verticaux dans les premiers 80 m supérieurs du lac, là où il y a de forts gradients, sont du même ordre de grandeur que ceux trouvés dans d'autres lacs. Il y a une variation saisonnière, avec un minimum en juillet/août, lorsque la stratification est la plus forte et l'apport d'énergie par le vent le plus faible. Dans le but de réduire la dispersion des valeurs calculées, les données devraient être lissées. Le procédé optimal de lissage ne pourra être déterminé que lorsque davantage de données seront à disposition.
- d) Les coefficients de diffusion verticaux pour les couches profondes de l'hypolimnion, estimés à l'aide de l'équation de diffusion, sont de l'ordre de 0.02 cm².s⁻¹.

BIBLIOGRAPHIE

- IMBODEN, D.M., LEMMIN, U., JOLLER, T., et SCHURTER, M., (1983) : Mixing Processes in Lakes : Mechanisms and Ecological Relevance. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 45, 11-49.
- JASSBY, A., et POWELL, T., (1975) : Vertical Patterns of Eddy Diffusion during Stratification in Castle Lake. *Limnol. Oceanogr.*, 20, 530-543.
- LI, Y., (1973) : Vertical Eddy Diffusion Coefficient in Lake Zürich. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 35, 1-7.
- MURTHY, C.R. et OKUBO, A., (1977) : Interpretation of Diffusion Characteristics of Oceans and Lakes Appropriate for Numerical Modeling. Symposium on Modeling of Transport Mechanisms in Oceans and Lakes. Proc. Manuscript Report Series No 43, Dept. of Fisheries and Environment, Ottawa, 129-135.



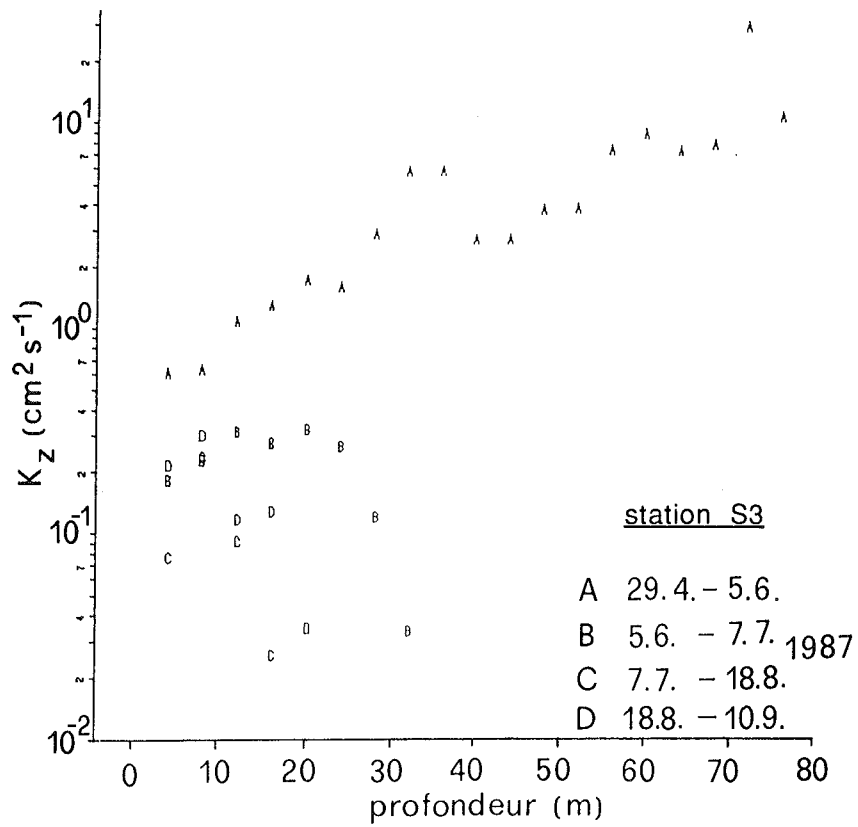
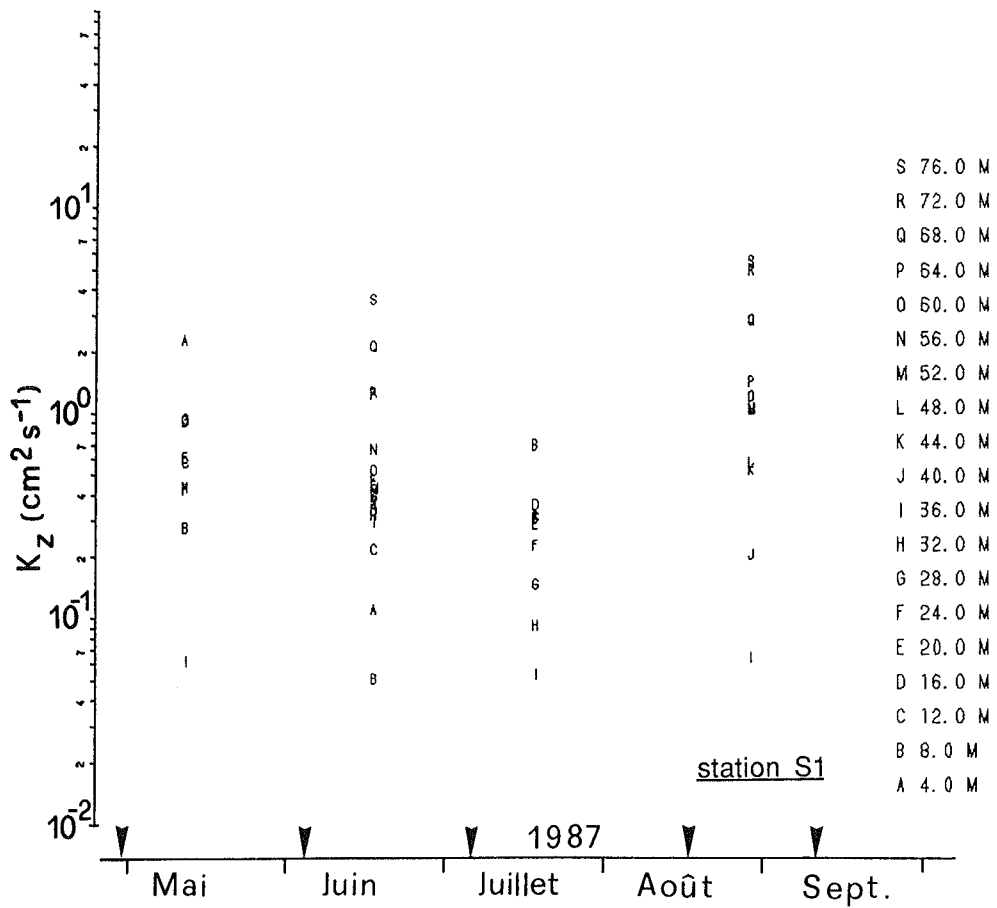
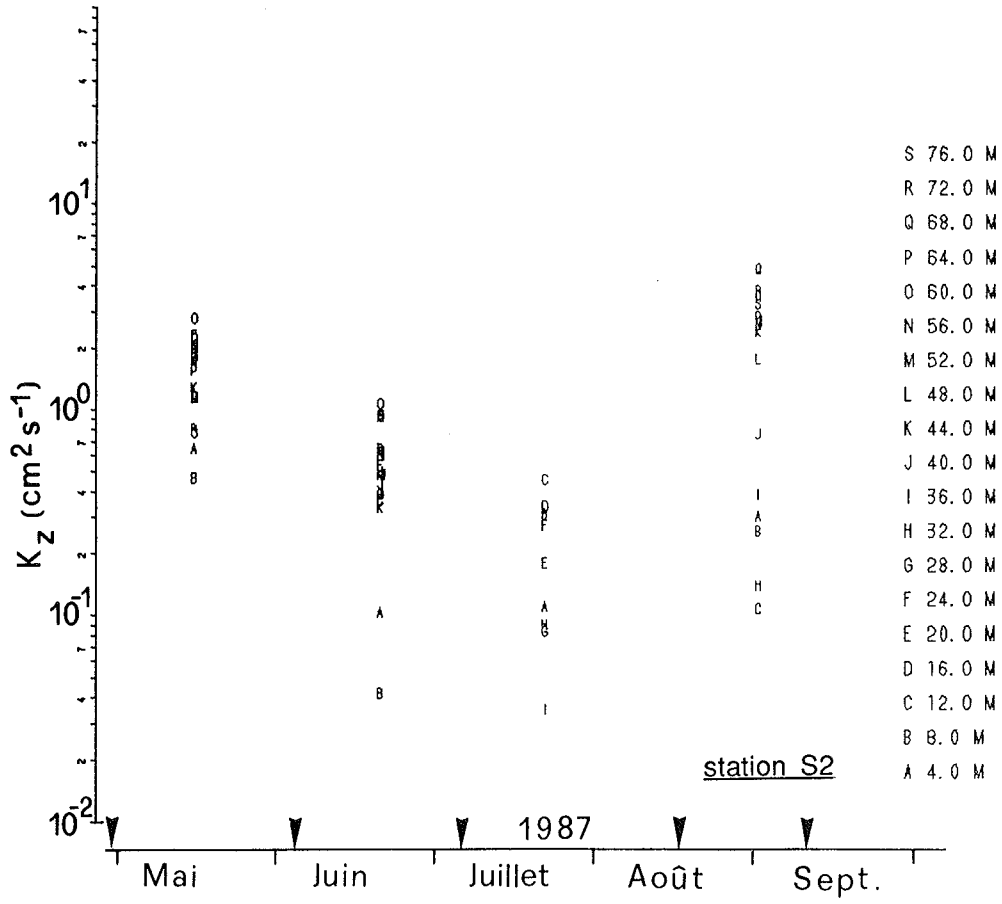


FIGURE 4A : COEFFICIENT DE DIFFUSION VERTICALE TURBULENTE K_z EN FONCTION DE LA PROFONDEUR POUR LES TROIS STATIONS S1, S2 ET S3 DANS LE GRAND LAC. LES VALEURS ONT ETE CALCULEES A L'AIDE DE LA METHODE DES GRADIENTS DE FLUX POUR LES QUATRE PERIODES DE MESURES DURANT LA STRATIFICATION DE 1987; CELLES-CI SONT INDIQUEES PAR LES LETTRES CORRESPONDANTES



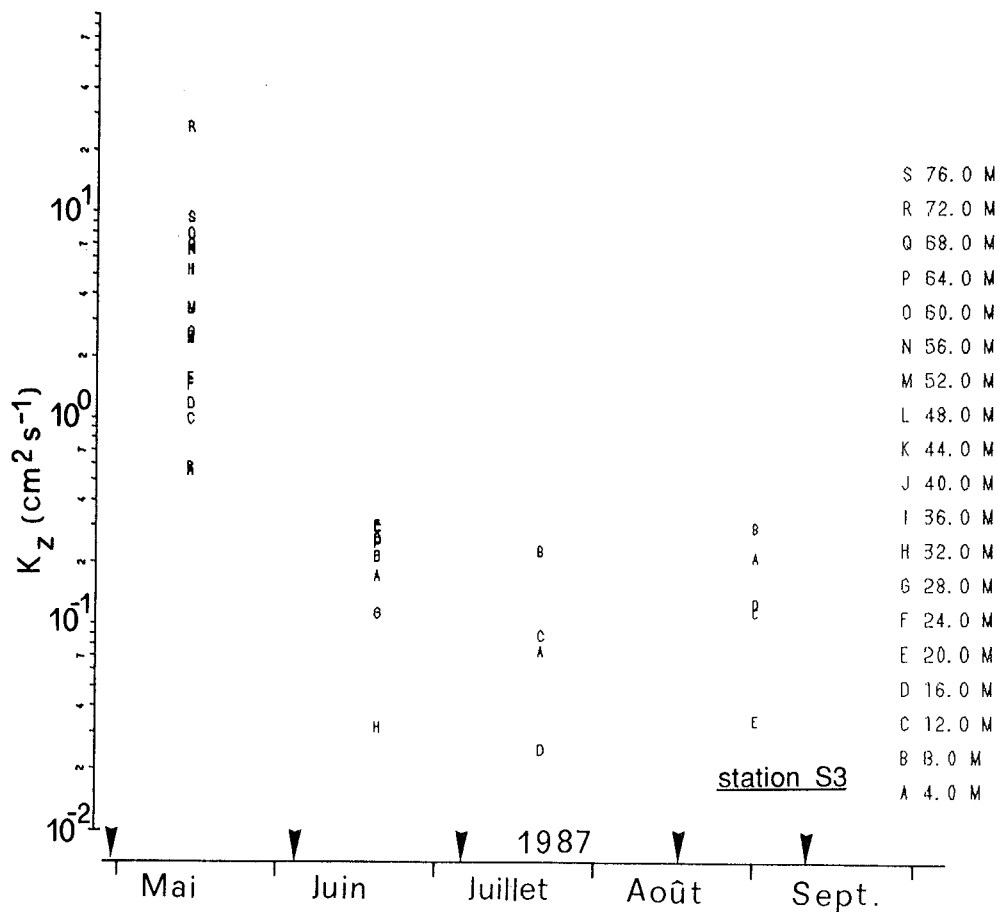


FIGURE 4B : COEFFICIENT DE DIFFUSION VERTICALE TURBULENTE K_z EN FONCTION DE TEMPS POUR LES TROIS STATIONS S1, S2 ET S3 DANS LE GRAND LAC. LES VALEURS ONT ETE CALCULEES PAR LA METHODE DES GRADIENTS DE FLUX POUR LES DIFFERENTES PROFONDEURS COMME INDIQUE PAR LES LETTRES CORRESPONDANTES. UNE COUCHE A UNE EPAISSEUR DE 4 M

**DETERMINATION DES FLUX DE NUTRIMENTS
SOUS FORME PARTICULAIRE DANS LE LEMAN
A L'AIDE DE TRAPPES A SEDIMENTS**

Campagnes 1986 et 1987

PAR

VERONIQUE GANDAIS ET JEAN-PIERRE VERNET
INSTITUT F.A. FOREL, VERSOIX

RESUME

Un programme d'échantillonnage par trappes à sédiments entrepris sur le lac Léman durant les années 1986 et 1987 permet la détermination des flux de nutriments : formes du phosphore particulaire, azote total, carbone organique et calcite.

Les trappes, disposées dans la plaine centrale (station SHL 2), à trois profondeurs différentes : 60, 200 et 300 m, sont relevées à un rythme variable selon les saisons allant de deux à quatre semaines.

Un schéma général d'évolution saisonnière se dessine clairement avec des flux minima en mars et décembre, des flux maxima au mois d'août.

Une différence très nette dans les flux apparaît en fonction de la profondeur et se traduit par un accroissement des particules sédimentées plus on approche du fond. Par exemple, les flux de phosphore total en 1986, varient de 2.63 mg/m².j dans les trappes supérieures à 3.00 mg/m².j dans les trappes intermédiaires et 4.68 mg/m².j à 300 m. Cette augmentation quasi systématique peut être attribuée essentiellement à des apports latéraux provenant du Rhône et éventuellement de la Dranse.

La comparaison des flux calculés selon les saisons, révèle des disparités parfois importantes entre 1986 et 1987, soulignant l'intérêt et la nécessité d'un programme de deux ans.

1. INTRODUCTION

La dernière décennie a vu se multiplier les travaux relatifs à la matière en suspension en milieu lacustre; cet intérêt croissant tient au fait que la production de matière particulaire est l'un des processus majeurs gouvernant les cycles géochimiques dans les lacs. Les nombreux travaux concernant ce sujet en témoignent (WRIGHT et al., 1981; SHOLKOVITZ et al., 1982; STABEL, 1986; STABEL, 1987).

La CIPEL a entrepris un vaste projet visant à une modélisation du cycle du phosphore dans le lac Léman et il s'est avéré que la connaissance des flux de matière particulaire dans le Grand Lac était indispensable à une telle réalisation. Dans cette optique, un programme de deux ans (1986, 1987) destiné à évaluer les flux de nutriments a été entrepris. La campagne d'échantillonnage reposait sur l'utilisation de trappes à sédiments installées à la station SHL₂, au centre du Grand Lac, dans la plaine centrale (fig. 1). Les trappes, disposées à trois profondeurs différentes : 60, 200 et 300 m, ont été relevées à un rythme variable, modulé selon les saisons.

Les flux de phosphore particulaire, azote, carbone organique et carbone inorganique ont ainsi pu être calculés.

Le modèle doit, entre autres, contribuer à améliorer l'état de nos connaissances dans le domaine de l'eutrophisation du lac. Le phosphore est en effet considéré comme un facteur limitant pour le Léman et sa concentration souhaitée devrait être de 0.03 mg/l (FAHRNI et RAPIN, 1986).

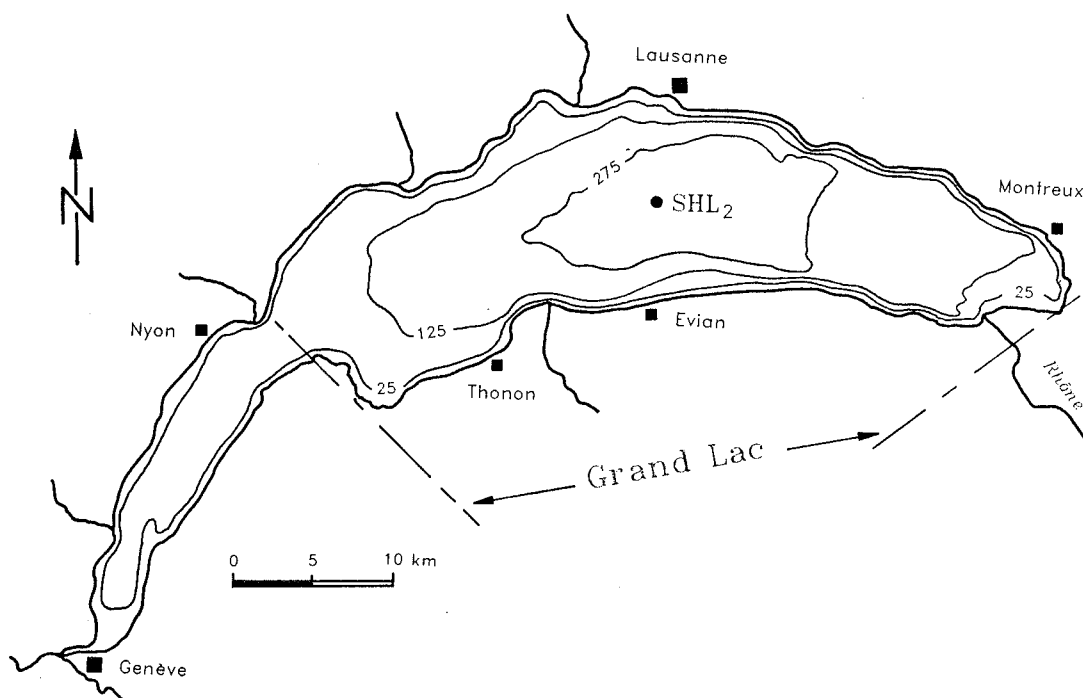


Fig. 1 : Situation de la chaîne de trappes (SHL₂)

2. METHODOLOGIE

Trente campagnes de prélèvement ont été assurées par l'Institut F.-A. FOREL de Versoix.

La matière en suspension a été récupérée par un système de chaîne de trappes. Cette technique, utilisée depuis longtemps, a fait ses preuves dans de nombreux lacs tant en Europe qu'aux Etats-Unis ou au Canada (BLOESCH et al., 1980; RATHKE et al., 1980).

Chaque trappe consiste en un cylindre de plexiglas transparent, de 66 cm de hauteur et de 11 cm de diamètre intérieur. Le fond de cinq des tubes est fermé par un bouchon en plastique amovible; le sixième a, par contre, un fond en plexiglas soudé. Les trappes sont suspendues à un câble ancré à un corps mort au fond du lac, maintenu à la verticale par un flotteur immergé à une profondeur de 55 m environ. Un système de commande à distance libère la chaîne de trappes au niveau du corps mort. Le système remonte à la surface où il est récupéré; un ensemble émetteur-récepteur permet de localiser le dispositif et limite donc les pertes.

Les trappes sont disposées à trois niveaux, à raison de six par niveau. Les trappes supérieures doivent se trouver en dessous du métalimnion et des zones de pose des filets de pêcheurs; la profondeur de 60 m a été adoptée bien qu'un niveau plus superficiel eût été préférable. Il aurait cependant présenté trop d'aléas.

Les trappes intermédiaires enregistrent la sédimentation en un point où les conditions physico-chimiques et l'oxygénation du lac sont relativement stables et normales tout au long de l'année; la profondeur choisie est de 200 m.

Les trappes inférieures sont immergées à 300 m, soit 10 m au-dessus du fond. Elles reçoivent la totalité des particules susceptibles de se sédimenter, sans toutefois être influencées par les remises en suspension des sédiments déjà déposés.

La pose de six trappes par niveau permet de récupérer une quantité de matériel généralement suffisante pour les analyses envisagées sans, pour autant, que le temps de séjour des trappes soit trop long. En effet, un temps de séjour prolongé risquerait de provoquer une détérioration de la matière organique.

Tous les auteurs ne s'accordent pas sur ces problèmes de minéralisation dans les trappes. Certains (RATHKE et al., 1980) estiment que des risques apparaissent si le temps d'exposition excède 15 jours. D'autres (BLOESCH et al., 1980) considèrent qu'aucune perturbation n'intervient avant trois semaines.

Les trappes sont relevées à un rythme variable selon les saisons, allant d'un mois en hiver lorsque le taux de sédimentation est faible, à 15 jours pendant les périodes de forte sédimentation.

Le sédiment récolté est aussitôt lyophilisé. On cumule le sédiment des cinq trappes à fond amovible pour effectuer principalement les analyses des nutriments. Le sédiment de la trappe à fond soudé est pesé séparément et sert au dosage des PCB (CORVI et al., 1988). On pouvait supposer a priori que la trappe à fond soudé limiterait les pertes de particules, elle a donc été utilisée pour le calcul des flux. La corrélation entre le poids P1 de sédiments récupéré dans une trappe et le poids P5 de sédiment dans les cinq trappes a été calculée. Elle s'avère excellente (coefficient de corrélation 0.990), preuve que peu de sédiment est en réalité perdu dans les tubes munis d'un fond amovible qui peuvent donc être considérés, au même titre que le tube à fond soudé, comme tout à fait représentatifs de la sédimentation dans la plaine centrale lémanique.

Quelques points s'écartent cependant de la moyenne, avec une différence entre P1 et P5 assez importante. Pour ces points, on a alors choisi de considérer la moyenne des cinq tubes car les résultats ainsi obtenus semblaient, dans ce cas, plus cohérents que ceux obtenus à partir d'une seule trappe.

La méthode de dosage des formes du phosphore particulaire : phosphore apatitique (PA), phosphore inorganique non apatitique (PINA), phosphore organique (PO) et phosphore total (PT) dérive des méthodes de WILLIAMS (WILLIAMS et al., 1971, 1980) et est effectuée par spectrophotométrie. Il faut préciser que le phosphore total est dosé séparément des trois autres formes et ne correspond donc pas nécessairement à la somme PA + PINA + PO. Les mesures, réalisées sur une prise de 50 mg, sont précises à 5 - 7 %.

La détermination du carbone total (C tot.) et de l'azote total (N tot.), basée sur les méthodes de DUMAS et PREGL se fait par chromatographie en phase gazeuse. La précision des mesures est de l'ordre de 5 %; 5 à 10 mg de sédiment sont nécessaires.

Le carbone organique (C org.) est dosé par voie humide en oxydant 50 mg de sédiment par du bichromate de potassium et en titrant l'excès d'oxydant par un réducteur (sulfate de fer). L'ordre de précision des mesures est de 5 % environ.

Compte tenu de la faible quantité de matière à disposition, le dosage de la calcite est effectué par titrimétrie en attaquant 50 mg de sédiment avec de l'acide chlorhydrique concentré (HCl 4N) et en titrant en retour l'excès d'acide par de la soude 1N (JAQUET et al., 1971).

A l'exclusion de l'azote et du carbone total qui sont analysés à l'Institut de Limnologie (INRA) de Thonon, les nutriments sont dosés à l'Institut F.-A. FOREL de Versoix.

3. ETUDE DES FLUX DE NUTRIMENTS

3.1 FLUX DE PHOSPHORE

a. Variations saisonnières des flux

Un schéma général d'évolution saisonnière se dessine clairement avec des flux minima en mars et décembre, des flux maxima au mois d'août. Cette tendance se retrouve quelles que soient les formes du phosphore. Ainsi, le flux moyen de PINA à 60 m en 1986 est de 0.57 mg/m².j durant la période janvier-avril et de 1.70 mg/m².j entre mai et août. De même, les flux de PO passent de 0.76 à 3.16 mg/m².j (tableau 1).

Ces variations sont à relier aux fluctuations du plancton dans l'épilimnion.

Par ailleurs, on constate que les flux augmentent avec la profondeur. En 1986, les flux moyens de PA exprimés en mg/m².j sont respectivement de 0.80, 0.95 et 1.43 à 60, 200 et 300 m (fig. 2 et 3). Pour le PINA (figures 4 et 5) on passe de 0.80 mg/m².j à 1.62 mg/m².j entre 60 et 300 m. Un tel accroissement systématique peut être attribué en partie à des apports latéraux fournis essentiellement par le Rhône et, dans une moindre mesure par la Dranse, ainsi qu'à des remises en suspension du sédiment (JAQUET et al., 1983).

Le flux de PT en 1986 passe de 2.63 mg/m².j à 60 m à 4.68 mg/m².j à 300 m (figures 8 et 9).

Le PO (fig. 6, 7) échappe partiellement à cette règle d'augmentation. En effet, en 1986 on décèle une très légère baisse des flux entre 60 et 200 m, baisse imputable à une dégradation de la matière organique. Toutefois, cette détérioration se produit principalement au-dessus de 60 m, dans la zone euphotique, et n'est donc guère décelable au niveau des trappes.

L'année 1987 s'avère différente puisqu'on ne retrouve pas la baisse signalée précédemment, soit parce que la transformation de la matière organique a été totale dans l'épilimnion, soit par suite d'arrivées allochtones plus importantes.

Un autre fait mérite d'être souligné pour 1986, concernant certaines formes du phosphore : on constate en effet que les pics correspondant aux poussées planctoniques n'apparaissent pas au même moment aux différentes profondeurs; il existe un décalage dans le temps. Ainsi, pour le PINA le premier maximum a lieu au mois de mai à 60 m mais seulement en juin à 200 et 300 m. Il convient de noter à ce propos que les pics sont synchrones à 200 et 300 m.

Un deuxième pic apparaît en juin à 60 m et se retrouve en juillet aux profondeurs plus importantes. Par contre, le maximum du mois d'août, caractéristique de la poussée de fin d'été, n'est pas décalé. Cette situation est difficile à interpréter, d'autant plus que le schéma valable en 1986 ne s'applique pas à l'année 1987.

Comment expliquer aussi que le décalage n'affecte pas toutes les formes du phosphore ? Cela pourrait être attribué à des vitesses de chute différentes, mais l'absence de cet événement en 1987 exclut cette hypothèse.

L'existence des décalages serait alors due au hasard et liée à la position, dans le temps, de la poussée planctonique par rapport au moment où les trappes sont relevées.

TABLEAU 1 - Léman - SHL 2. Comparaison des flux de nutriments à différentes profondeurs en 1986 et 1987

	Profond. m	T.S. g/m ² .j	C org. mg/m ² .j	CaCO ₃ mg/m ² .j	C Tot mg/m ² .j	N tot. mg/m ² .j	PA mg/m ² .j	PINA mg/m ² .j	PO mg/m ² .j	PT mg/m ² .j
Flux moyen annuel 1986	60	2.40	130	1'030	231	16.2	0.80	0.80	1.31	2.63
	200	2.68	128	1'031	232	16.7	0.95	0.93	1.33	3.00
	300	3.36	170	1'070	269	20.9	1.43	1.62	1.79	4.68
Flux moyen janvier-avril 1986	60	0.90	60	72	63	8.1	0.27	0.57	0.76	1.41
	200	1.81	58	131	66	7.2	0.46	0.54	0.70	1.69
	300	2.99	110	280	135	16.4	0.82	1.47	1.57	3.91
Flux moyen mai-août 1986	60	6.51	330	3'415	688	40.4	2.08	1.70	3.16	6.21
	200	6.76	301	3'150	646	41.2	2.27	1.92	3.02	6.48
	300	7.47	368	3'028	662	41.8	2.88	2.79	3.27	8.26
Flux moyen sept.-décembre 1986	60	0.76	46	167	54	5.9	0.34	0.35	0.48	1.11
	200	1.07	63	299	79	7.2	0.47	0.53	0.66	1.60
	300	1.42	79	353	103	9.6	0.89	0.90	0.90	2.70
Flux moyen annuel 1987	60	2.22	108	1'004	227	13.9	0.62	0.76	1.13	2.40
	200	2.90	151	1'215	242	14.3	0.89	1.06	1.30	3.20
	300	3.44	155	1'211	256	16.5	1.22	1.51	1.54	4.20
Flux moyen janvier-avril 1987	60	0.45	54	482	87	2.9	0.22	0.23	0.34	0.82
	200	0.99	64	719	107	3.8	0.49	0.44	0.44	1.44
	300	1.63	92	794	132	7.0	0.77	0.99	0.78	2.69
Flux moyen mai-août 1987	60	4.92	212	2'316	471	28.8	1.17	1.62	2.40	4.92
	200	5.69	291	2'409	473	28.4	1.44	2.18	2.63	6.12
	300	6.04	276	2'307	469	29.3	1.85	2.39	2.80	6.86
Flux moyen sept.-décembre 1987	60	1.12	53	184	95	5.8	0.40	0.37	0.58	1.30
	200	1.81	91	495	119	9.6	0.68	0.50	0.75	1.88
	300	2.46	92	518	136	12.3	0.97	1.10	0.96	2.91

En effet, on peut imaginer que si la floraison se produit tout au début de l'immersion des pièges, les particules ont le temps de se sédimenter dans les trappes inférieures; le pic est donc saisi de manière synchrone aux trois niveaux 60, 200 et 300 m. Si, à l'inverse, l'explosion a lieu à la fin de la période d'exposition des trappes, le matériel en suspension ne parvient pas à atteindre les profondeurs les plus grandes, d'où le décalage.

Un autre problème se pose : pourquoi les pics apparaissent-ils toujours simultanément à 200 et 300 m ? Certes, la distance entre les trappes intermédiaires et les trappes inférieures est moins grande que celle entre les niveaux supérieurs et intermédiaires (100 m contre 140 m); elle devrait toutefois être suffisante pour provoquer un décalage.

Etant donné que le flux à 300 m est plus important par suite d'apports latéraux ou de remises en suspension des sédiments, on peut imaginer qu'un retard éventuel est masqué par ces arrivées extérieures.

Une deuxième hypothèse est envisageable : l'augmentation de la vitesse de chute avec la profondeur, ceci par suite de la formation d'agrégats entre les particules. Un phénomène semblable a été observé par STABEL (1987) dans le lac de Constance.

b. Comparaison des pourcentages relatifs des flux de phosphore en 1986 et 1987

La figure 10 montre les pourcentages relatifs des flux de phosphore; ces pourcentages ont été calculés pour 1986 et 1987 et reportés dans le tableau 2.

TABLEAU 2 - Léman - SHL 2. Comparaison des pourcentages relatifs des formes du phosphore particulaire en 1986 et 1987

	PA %		PINA %		PO %	
	1986	1987	1986	1987	1986	1987
Janvier-avril						
60 m	19	27	40	28	41	45
200 m	27	34	32	31	41	35
300 m	21	29	36	37	41	34
Mai-août						
60 m	33	24	27	33	40	43
200 m	35	24	30	36	35	40
300 m	35	27	34	35	31	38
Sept.-décembre						
60 m	31	31	32	28	37	41
200 m	29	36	33	27	38	37
300 m	33	33	33	38	34	29
Année						
60 m	30	26	30	32	40	42
200 m	32	28	31	33	34	39
300 m	31	29	35	36	34	35

Si l'on considère l'ensemble de l'année 1986 on constate que le PO domine (41 % à 60 m) aussi bien à 60 qu'à 200 ou 300 m. Toutefois ce pourcentage décroît avec la profondeur, ce qui est normal, car le PO subit une dégradation. Le même schéma s'applique à l'année 1987.

Le PO représente le phosphore lié à la matière organique autochtone ou allochtone (RAPIN et al., 1985); il est donc possible que le flux de matière organique ait été plus élevé en 1986. Cette hypothèse est confirmée par les flux de C org. qui sont effectivement plus forts en 1986 (tableau 1).

En moyenne annuelle, le PINA et le PA ont des pourcentages voisins surtout dans les trappes supérieures; la différence s'accroît légèrement avec la profondeur. A l'inverse du PO, le PA et le PINA augmentent lorsque la profondeur croît. En 1987 : PINA = 28 % à 60 m et 37 % à 300 m.

La proportion de PINA reste sensiblement constante d'une année à l'autre, sauf en surface. En revanche, le PA est plus abondant en 1987. Cette forme du phosphore, essentiellement d'origine détritique allochtone (DOMINIK et al., 1982), représente les ions orthophosphate liés à l'apatite.

Le calcul des pourcentages par saison (tableau 2) révèle des différences significatives d'une année à l'autre, différences masquées lorsque l'on considère l'année dans sa totalité.

Pour le PO les différences apparaissent bien à 200 et 300 m. Ainsi, pendant la période janvier-avril, le pourcentage à 200 m passe de 41 en 1986 à 35 en 1987; à l'inverse, de mai à décembre, les flux demeurent supérieurs en 1987.

Entre 1986 et 1987 les différences dans les flux de PA sont visibles tout au long de l'année, mais avec une inversion de tendance. Alors qu'en début d'année les flux de PA sont de 7 à 9 % plus élevés la deuxième année, on observe le phénomène opposé à partir du mois de mai avec un pourcentage de PA représentant 33 % du flux de PT à 60 m en 1986 et seulement 24 % en 1987.

Cette comparaison met donc en relief, d'une part la nécessité de considérer les flux saison par saison, d'autre part, l'intérêt du programme de deux ans. En effet, lorsque l'on considère les flux globalement par année, les variations sont moins sensibles, les fluctuations fines sont masquées. Par contre, si l'on s'intéresse aux pourcentages pour une période plus courte, 1986 et 1987 s'avèrent assez différentes.

3.2 FLUX D'AZOTE TOTAL

a. Variations saisonnières des flux

Tout comme le phosphore, l'azote joue un rôle de premier ordre dans la vie du lac, et bien que les formes minérales (ions nitrate et ammonium) directement assimilables par les algues interviennent plus activement, il est intéressant de connaître les flux d'azote total.

L'évolution saisonnière de ces flux représentée sur les figures 11 et 12, permet de constater que les valeurs minimales se produisent en mars et décembre, les valeurs maximales en août.

Pour l'année 1986, le schéma reste sensiblement identique d'une profondeur à l'autre, particulièrement en ce qui concerne les pics relatifs aux deux explosions planctoniques.

La moyenne annuelle des flux quotidiens est de 16.2 mg/m².j à 60 m et 20.9 mg/m².j à 300 m.

Le comportement de l'azote total, qui s'avère semblable à celui du phosphore particulaire, est largement influencé par la production primaire dans l'épilimnion. Les situations observées en profondeur reflètent les conditions de surface; d'autres phénomènes - notamment des apports latéraux - interviennent aussi, rendant plus complexe l'interprétation dans les niveaux inférieurs (200 et 300 m).

b. Comparaison des flux en 1986 et 1987

La comparaison des flux en 1986 et 1987 révèle des disparités très nettes entre les deux années, particulièrement dans les niveaux les moins profonds.

D'une manière générale, les pics sont mieux individualisés la première année.

Les flux d'azote total sont toujours plus forts en 1986 qu'en 1987, ainsi de janvier à avril, les flux à 60 m en 1986 sont de 64 % supérieurs à ceux observés en 1987. Durant la période mai-août, la différence est de 70 %.

3.3 FLUX DE CARBONE ORGANIQUE

a. Variations saisonnières des flux

De même que pour les nutriments envisagés précédemment, pour les deux années, les minima sont observés aux mois de mars et décembre, tandis que les maxima sont visibles au printemps et en été 1986 (fig. 13 et 14).

Un parallélisme peut être établi entre l'évolution du PO et celle du C org.

Le taux de dégradation entre 60 et 200 m est maximum de mai à septembre (- 9 %). En fin d'année, il n'y a plus de dégradation et le flux de C org. augmente de 27 % (tableau 3).

TABLEAU 3 - Léman - SHL 2 : Pourcentage de dégradation du phosphore organique et du carbone organique dans les trappes à sédiments entre 60 et 200 m

		PO %	C org. %
Janvier-avril	1986	- 8	- 4
	1987	23	16
Mai-août	1986	- 6	- 9
	1987	9	27
Sept.-décembre	1986	27	27
	1987	23	28
Année	1986	2	- 2
	1987	13	29

b. Comparaison des flux en 1986 et 1987

Il apparaît donc que, dans le détail, tant en ce qui concerne le PO que le C org., 1986 et 1987 sont des années très différentes. Cela met en relief l'intérêt - et la nécessité - d'un enregistrement de la sédimentation en continu pendant deux ans, dans la mesure où il permet de nuancer les résultats et de ne pas généraliser des données relatives à une seule année.

Par contre, si l'on prend en compte les données globales, les différences s'estompent; en 1987 les flux de C org., exprimés en $\text{mg/m}^2\cdot\text{j}$ sont de 108 et 155 à 60 et 300 m. Ces valeurs, comparées aux 130 et 170 $\text{mg/m}^2\cdot\text{j}$ enregistrés à 60 et 300 m en 1986 sont légèrement plus faibles (tableau 1).

3.4 FLUX DE CALCITE

a. Variations saisonnières des flux

On observe deux grandes périodes dans l'évolution saisonnière des flux de calcite : une période hivernale avec des flux très faibles de janvier à avril et de septembre à décembre, une période estivale caractérisée par des flux importants entre avril et septembre. Ces différences d'une saison à l'autre sont particulièrement prononcées ici puisque les flux enregistrés à 60 m en début d'année sont 50 fois inférieurs à ceux de la période mai-août. Les disparités s'atténuent en profondeur; à 300 m on passe de 280 $\text{mg/m}^2\cdot\text{j}$ en janvier à 3'028 $\text{mg/m}^2\cdot\text{j}$ en mai, soit un rapport de 1 à 11 environ.

On voit sur les figures 15 et 16 que trois pics caractérisent le cycle annuel de la calcite. En 1986, les deux premiers pics sont décalés d'une profondeur à l'autre; le premier maximum apparaît en mai à 60 m, entre mai et juin à 200 et 300 m. Le pic du mois d'août n'est pas décalé.

Ces constatations - à savoir décalage uniquement pour les premiers pics et absence de décalage entre 200 et 300 m - ont déjà été établies pour les formes du phosphore.

Notons qu'en 1987 les pics sont synchrones à toutes les profondeurs.

La présence systématique du décalage en 1986 et son absence en 1987 soulèvent à nouveau un problème d'interprétation. Il est en effet difficile d'invoquer ici le hasard, comme cela a été fait pour le phosphore particulaire. On pourrait penser plutôt à une nature différente des particules de calcite avec des grains de taille plus petite en 1986, dont la vitesse de chute serait plus lente et qui, par conséquent, ne seraient pas piégées au même moment à 60, 200 et 300 m.

b. Comparaison des flux en 1986 et 1987

L'année 1986 est considérée comme exceptionnelle de par la prolifération du nanoplancton (PELLETIER et al., 1987) qui entraîne une précipitation de la calcite.

Il apparaîtrait donc logique que les deux années étudiées diffèrent considérablement or, il s'avère que cela n'est pas le cas, du moins si l'on compare les moyennes annuelles. En effet, les flux moyens calculés par année s'élèvent à 1'030 mg/m².j en 1986 et 1'000 mg/m².j en 1987 à 60 m (tableau 1).

A cette profondeur, les flux correspondant à la période mai-août (durant laquelle s'est produite la plus forte explosion planctonique) sont néanmoins de 25 % supérieurs en 1986, tandis qu'en fin d'année c'est en 1987 que les flux sont plus forts : + 44 % à 60 m, + 34 % à 300 m.

Les différences sont bien visibles sur les graphiques (fig. 15). Ainsi, le pic enregistré au mois de mai dans les trappes supérieures culmine à 4'783 mg/m².j en 1986 contre seulement 2'225 en 1987.

3.5

FLUX DE CARBONE TOTAL

a. Variations saisonnières des flux

Les flux moyens de C total en 1986 (figures 17 et 18) s'élèvent à 231, 232 et 269 mg/m².j respectivement à 60, 200 et 300 m. On note donc une légère augmentation avec la profondeur.

Il y a une différence très marquée entre les flux minima et les maxima. Par ailleurs, on observe l'existence de trois pics et non de deux comme cela est le cas pour les autres nutriments en 1986. A 60 m, le premier pic se situe début mai, le deuxième entre juin et juillet, le troisième au mois d'août. Les deux premiers pics sont décalés d'une profondeur à l'autre, tandis que le pic du mois d'août apparaît simultanément à 60, 200 et 300 m.

Notons qu'en 1987 il y a toujours trois maxima, mais ils sont synchrones.

b. Comparaison des flux en 1986 et 1987

La comparaison des flux de carbone total en 1986 et 1987 révèle des différences assez sensibles, surtout en début d'année. A 60 m, les flux sont de 10 % inférieurs en 1986 au cours de la période janvier-avril et de 5 % inférieurs entre mai et août.

Il convient de souligner que les flux plus forts la deuxième année à 60 et 200 m sont à l'inverse plus élevés à 300 m en 1986.

Le carbone total représente à la fois le C organique et le C inorganique; le tableau 4 montre la part relative de ces deux formes de carbone par rapport au carbone total. Ainsi que nous l'avons souligné dans le paragraphe sur la méthodologie, le carbone total est dosé par chromatographie et n'est donc pas nécessairement égal à la somme C org. + CaCO₃. Le pourcentage relatif de C org est calculé par rapport au carbone total dosé, le pourcentage CaCO₃ est la différence du pourcentage de C org. à 100 %. Prépondérant de janvier à avril (jusqu'à 97 %) le pourcentage relatif de C org. diminue en période estivale avec seulement 48 % à 60 m.

TABLEAU 4 - Comparaison des pourcentages relatifs de carbone organique et de calcite en 1986 et 1987

	Profond. m	1986	1986	1987	1987
		C org %	CaCO ₃ %	C org %	CaCO ₃ %
Janvier-Avril	60	97	3	93	7
	200	88	12	69	31
	300	81	19	74	26
Mai-août	60	48	52	43	57
	200	47	53	56	44
	300	56	44	59	41
Sept.-décembre	60	85	15	89	11
	200	80	20	90	10
	300	76	24	90	10
Année	60	56	44	50	50
	200	55	45	59	41
	300	63	37	63	37

Lors des périodes de très forts pourcentages : janvier-avril, septembre-décembre, ce pourcentage décroît avec la profondeur de 20 % environ. Au contraire, de mai à août la proportion de C org. reste relativement stable.

On constate que la calcite représente un pourcentage faible du flux de carbone en hiver et en automne alors qu'elle domine au moment des fortes croissances planctoniques de mai et août.

Par ailleurs, l'examen comparé des figures 13 à 18 permet de remarquer la nature différente des 3 maxima observés. On voit clairement en effet que le premier et le deuxième pic peuvent être attribués essentiellement à la calcite puisqu'ils n'apparaissent pas sur les graphiques relatifs aux flux de C org. A l'inverse, le pic du mois d'août est dû à la fois à la calcite et au C org.

Notons encore que, en 1986 les deux premiers pics sont décalés en profondeur, tout comme les deux premiers pics de calcite, tandis que le troisième pic reste stable, à l'image du C org.

Cette constatation s'avère quelque peu surprenante dans la mesure où la calcite a une vitesse de chute supérieure à celle des autres particules (STABEL, 1987). C'est là une preuve que la vitesse n'est pas le seul phénomène jouant un rôle dans le décalage des pics d'une profondeur à l'autre.

3.6 TAUX DE SEDIMENTATION

a. Variations saisonnières

Le taux de sédimentation moyen en 1986 dans la plaine centrale au point SHL 2 est de 2.40 g/m².j à 60 m, 2.68 g/m².j à 200 m et 3.36 g/m².j à 300 m. Exprimés en g/cm².an ces flux s'élèvent respectivement à 0.088, 0.098, 0.123 à 60, 200 et 300 m.

De même que pour l'ensemble des nutriments considérés précédemment, des différences très nettes se manifestent en fonction des saisons. Les valeurs minimales de mars et décembre sont 7 fois plus faibles qu'en été (tableau 1, figures 19 et 20).

L'augmentation du taux de sédimentation avec la profondeur est attribuée aux apports latéraux provenant du Rhône et, dans une moindre mesure, peut-être de la Dranse, ainsi qu'à des remises en suspension du sédiment au fond du lac.

b. Comparaison des taux de sédimentation en 1986 et 1987

Si l'on compare les flux en 1986 et 1987, on constate que durant les trois premiers mois ils sont en moyenne 2 fois plus élevés pendant la première année. Par exemple, on a 0.90 g/m².j en 1986 et 0.45 en 1987, ceci à 60 m. A 300 m, le taux de sédimentation passe de 2.99 g/m².j en 1986 à 1.63 g/m².j en 1987.

L'écart entre les deux années est moins important en période estivale (4 à 6 % seulement) et proche de celui observé sur l'ensemble de l'année.

4. CONCLUSIONS

Il convient d'insister, au terme de cette étude des flux de nutriments mesurés à l'aide de trappes à sédiments dans la plaine centrale lémanique, sur l'intérêt d'un programme d'échantillonnage de deux ans au minimum. Cette étude étendue sur 1986 et 1987 s'avérait d'autant plus nécessaire que 1986 a été une année très particulière, avec une prolifération des chlorelles en mai, entraînant une précipitation exceptionnellement importante de calcite.

De plus, on a noté en 1986 la persistance d'une abondance de nanoplancton jusqu'à l'automne, fait inhabituel. Cette situation se répercute en profondeur.

Remarquons aussi que, de par son extension dans le temps, un tel projet présente un caractère tout à fait remarquable.

Les trente campagnes, étalées sur 1986 et 1987, ont permis de vérifier les tendances générales ou de souligner les variations.

Dans l'ensemble, les divers nutriments analysés ont une évolution saisonnière similaire, reflet de la production planctonique dans l'épilimnion, et se traduisant par des flux minima en mars et décembre, des maxima au mois d'août.

On note cependant des différences parfois importantes dans les flux d'une année à l'autre. Ces disparités peuvent être masquées si l'on considère des moyennes annuelles et non des moyennes saisonnières.

L'augmentation quasi systématique des flux avec la profondeur traduit l'importance des apports latéraux (Rhône et Dranse).

Seuls les flux de phosphore organique et de carbone organique subissent une légère décroissance due à une dégradation de la matière organique entre 60 et 200 m. Ces diminutions sont cependant minimes car les transformations majeures se produisent en surface, dans la zone euphotique; elles sont donc déjà réalisées lorsque les particules atteignent 60 m. De plus, elles ne sont pas décelables toute l'année et surtout, n'apparaissent qu'en 1986.

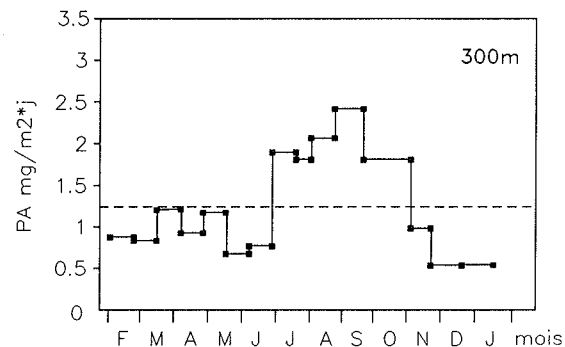
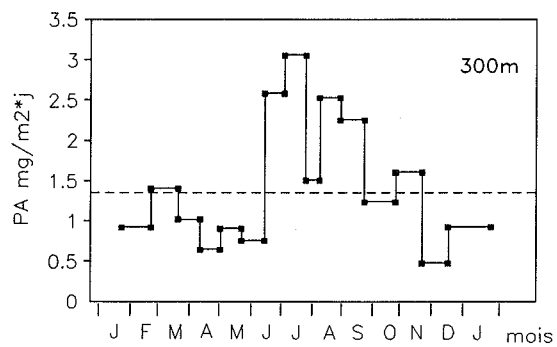
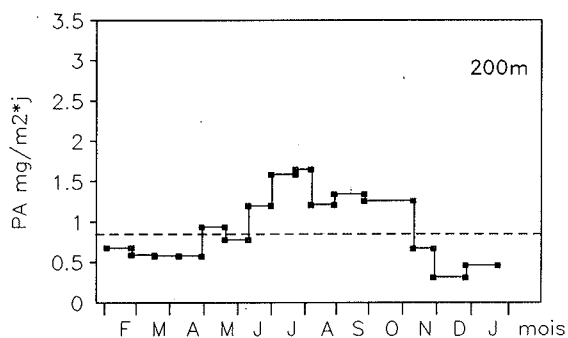
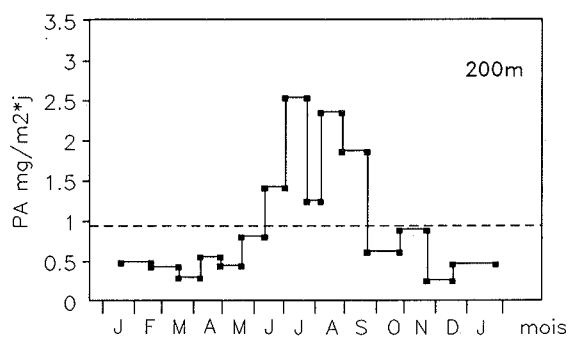
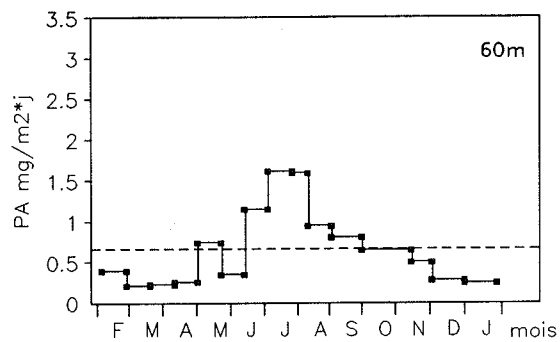
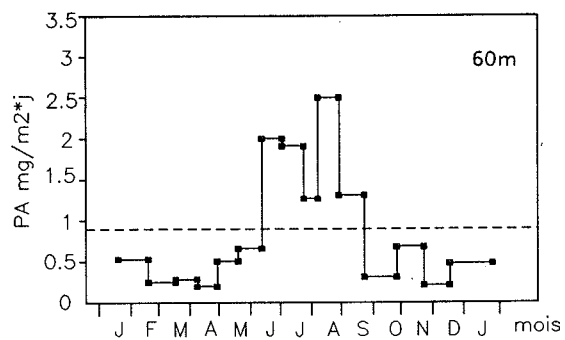
Il faut noter également que ces résultats de flux d'éléments particuliers à quinze périodes différentes de l'année seront utilisés dans le cadre d'un projet plus vaste visant notamment à une modélisation du cycle phosphore dans le lac. Le calcul des flux permet, entre autres, une première estimation des quantités de phosphore total transitant à différentes profondeurs. Ces quantités sont de, pour l'année 1986, 1'125, 690 et 550 tonnes respectivement à 60, 200 et 300 m. On obtient, pour l'année 1987, des valeurs un peu plus faibles (sauf à 200 m) 1'034, 736 et 494 tonnes. Il faut cependant relever que ces estimations sont simplement obtenues en multipliant le flux annuel de phosphore total (exprimé en mg P/m².an) par la surface du plan d'eau aux profondeurs choisies (60 - 200 - 300 m).

De plus, la comparaison entre les flux dans la colonne d'eau - déterminés à partir des trappes - et les flux dans le sédiment - estimés dans des carottes prélevées au point SHL 2 - permettra de calculer la quantité de nutriments recyclée.

Enfin, soulignons qu'il sera intéressant d'interpréter l'analyse des éléments majeurs du sédiment des trappes afin de mettre en évidence des marqueurs géochimiques et de faire la part entre matériel autochtone et matériel allochtone; ce travail est actuellement l'objet d'une thèse de doctorat.

BIBLIOGRAPHIE

- BLOESCH, H.P. et BURNS, N.M., (1980) : A critical review of the sediment trap technique. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 42, 15-25.
- CORVI, C., MACRI, G. et VOGEL, J., (1988) : Les polychlorobiphényles :
a) dans les poissons; b) détermination de leurs flux dans le lac à l'aide
de trappes à sédiments. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.*,
Campagne 1987.
- DOMINIK, J., VIEL, M. et VERNET, J.P., (1982) : Evolution des formes du phosphore dans
les sédiments. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.*, Campagne 1981,
187-202.
- FAHRNI, H.P., RAPIN, F., (1986) : Modélisation du cycle du phosphore dans le Léman.
Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1985, 154-189.
- JAQUET, J.M., VERNET, J.P. et FERRARI, J.M., (1971) : Détermination quantitative par
volumétrie de la calcite et de la dolomite dans les roches. *Arch. Sc. Genève*,
24/2, 259-284.
- JAQUET, J.M., FAVARGER, P.Y., PETER, A. et VERNET J.P., (1983) : Premières données sur la
matière en suspension dans le Léman. *Rapp. interne Inst. F.-A. Forel, Univ.*
Genève, 83 p.
- PELLETIER, J., BALVAY, G., DRUART, J.C. et REVACLIER, R., (1987) : Evolution du
plancton du Léman. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.*, Campagne 1986,
47-75.
- RAPIN, F., DOMINIK, J., GIOVANOLI, F., EL GOBARY, H., FAVARGER, P.Y. et VERNET J.P.,
(1985) : Evolution du phosphore dans l'eau interstitielle et dans les sédiments.
Chronologie de la pollution mercurielle. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre
pollut.*, Campagne 84, 81-96.
- RATHKE, D.E., BLOESCH, J., BURNS, N.M. et ROSA, F., (1980) : Settling fluxes in Lake Erie
(Canada) measured by traps and settling chambers.
Verh. inter. Verein. Limnol., 21, 381-388.
- SHOLKOVITZ, E.R. et COPLAND, D., (1982) : The chemistry of suspended matter in Esthwaite
water, a biologically productive lake with seasonally anoxic hypolimnion.
Geochim. Cosmochim. Acta, 46, 394-410.
- STABEL, H.H., (1987) : Settling velocity and residence time of particles in lake
Constance. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 49/3, 284-293.
- STABEL, H.H., (1986) : The role of plankton biomass in controlling the fluctuations of
suspended matter in Lake Constance. *Hydrobiologia*, 140, 173-181.
- WILLIAMS, J.D.H., MAYER, T. et NRIAGU, J.O., (1980) : Extrability of phosphorus from
phosphate minerals common in soils and sediments. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44, 462-465.
- WILLIAMS, J.D.H., SYERS, J.K., HARRIS, R.F. et ARMSTRONG, D.E., (1971) : Extrability of
phosphorus from phosphate in calcareous lake sediments. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 35,
250-255.
- WRIGHT, R.F., MATTER, A., SCHWEINGRUGER, M. et SIEGENTHALER U. (1981) : Sedimentation in
Lake Biel, an eutrophic, hard water lake in North-West Switzerland.
Schweiz. Z. Hydrol., 42/1, 101-126.

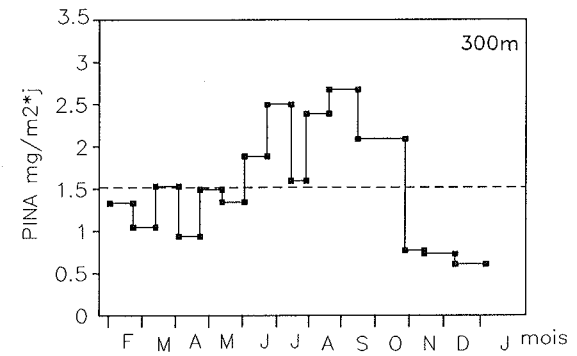
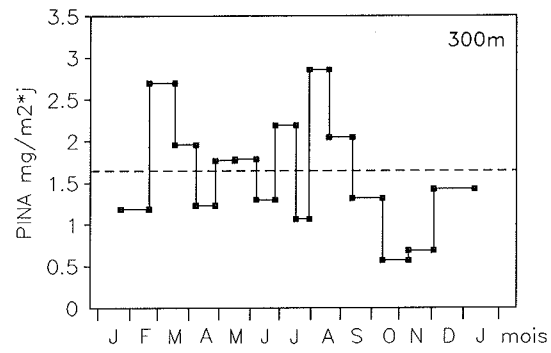
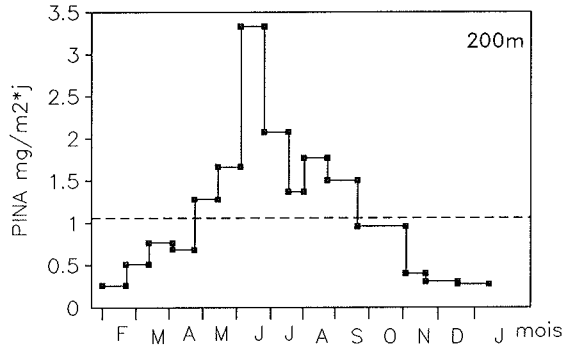
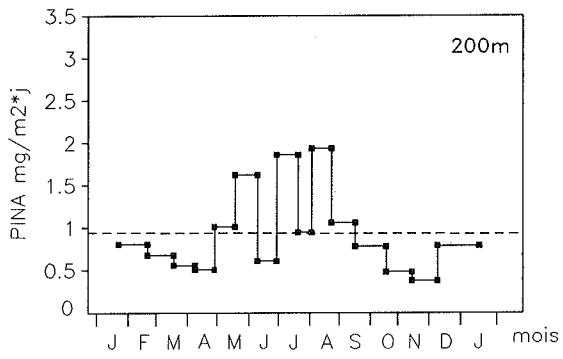
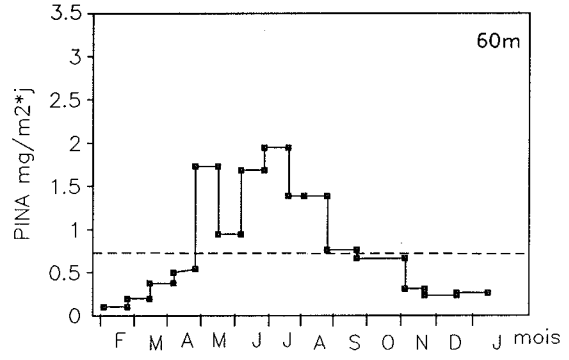
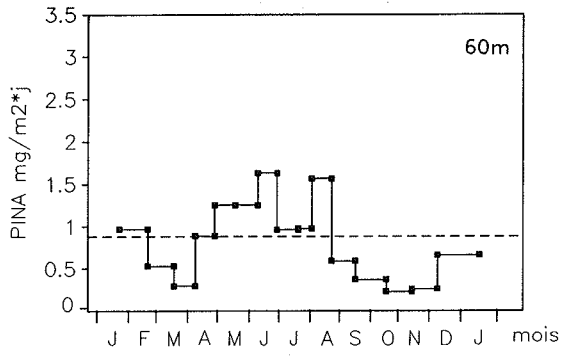


— — — flux moyen

Léman - SHL2 : flux de phosphore apatitique.

Fig.2 : 1986

Fig.3 : 1987

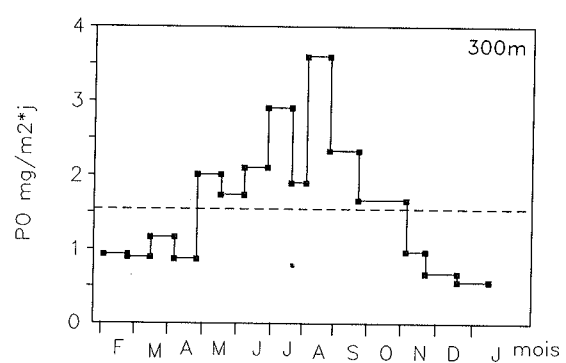
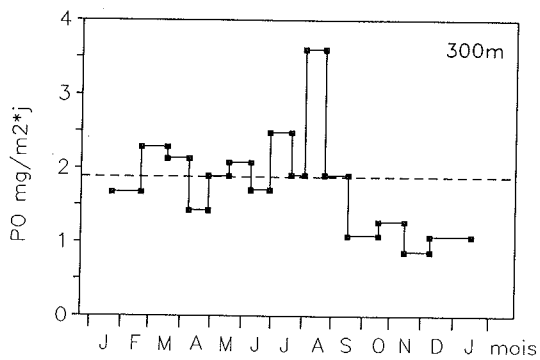
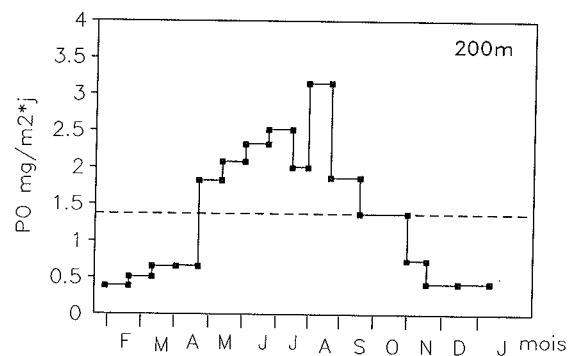
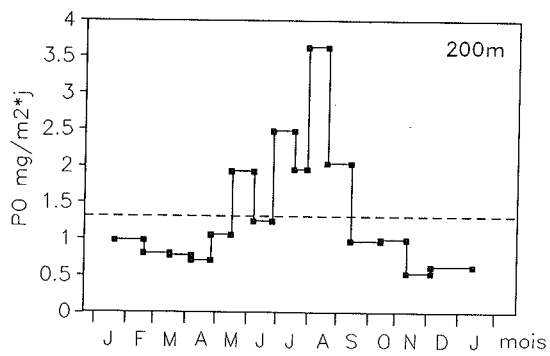
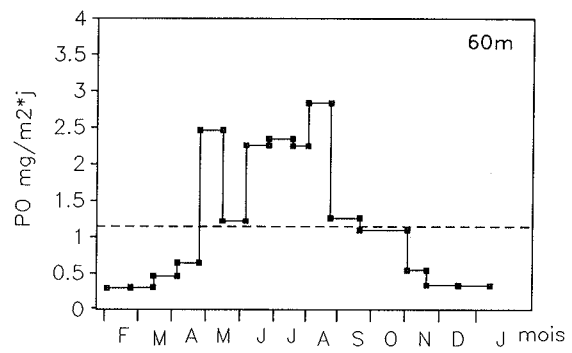
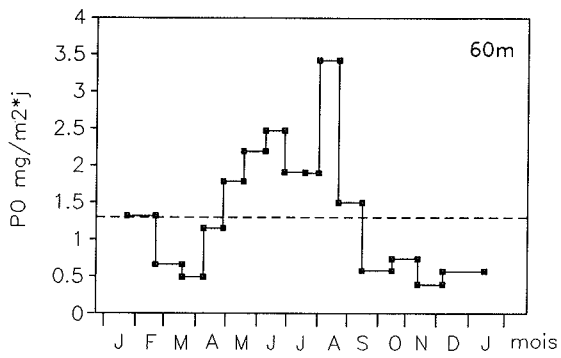


— — — flux moyen

Léman - SHL2 : flux de phosphore inorganique non apatitique

Fig.4 : 1986

Fig.5 : 1987

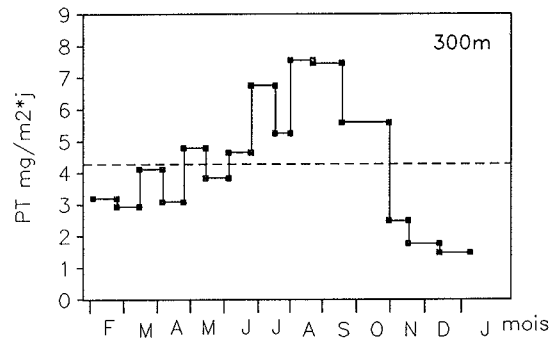
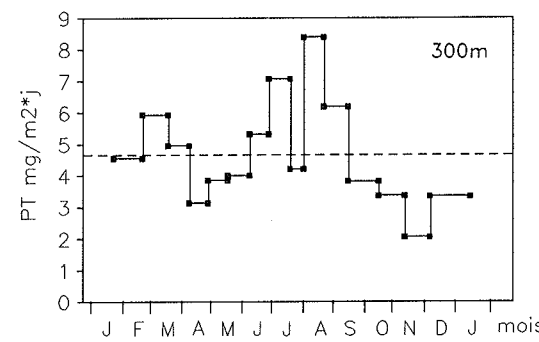
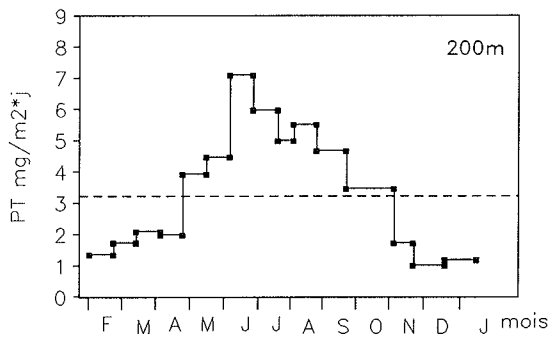
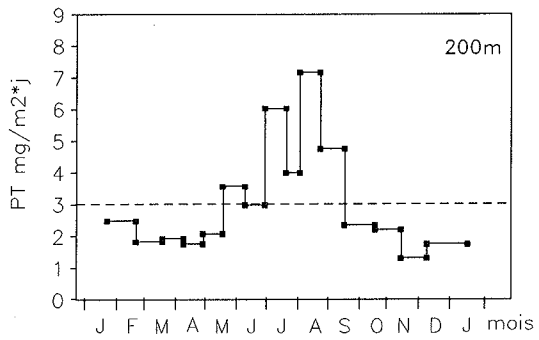
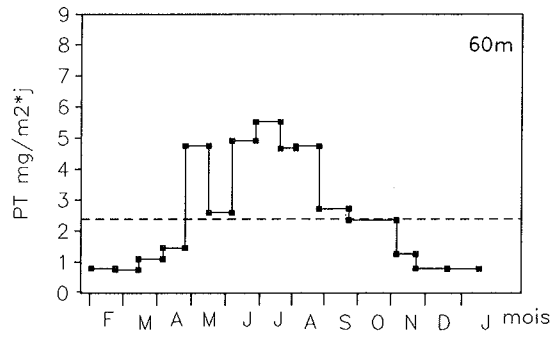
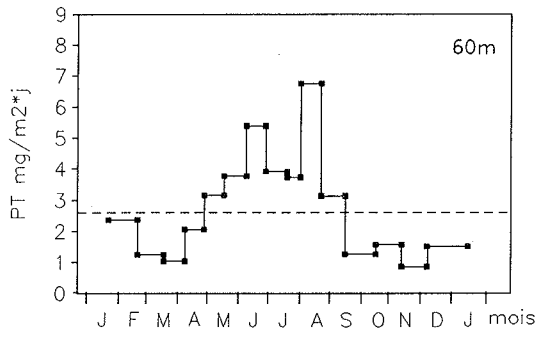


— — — flux moyen

Léman - SHL2 : flux de phosphore organique.

Fig.6 : 1986

Fig.7 : 1987

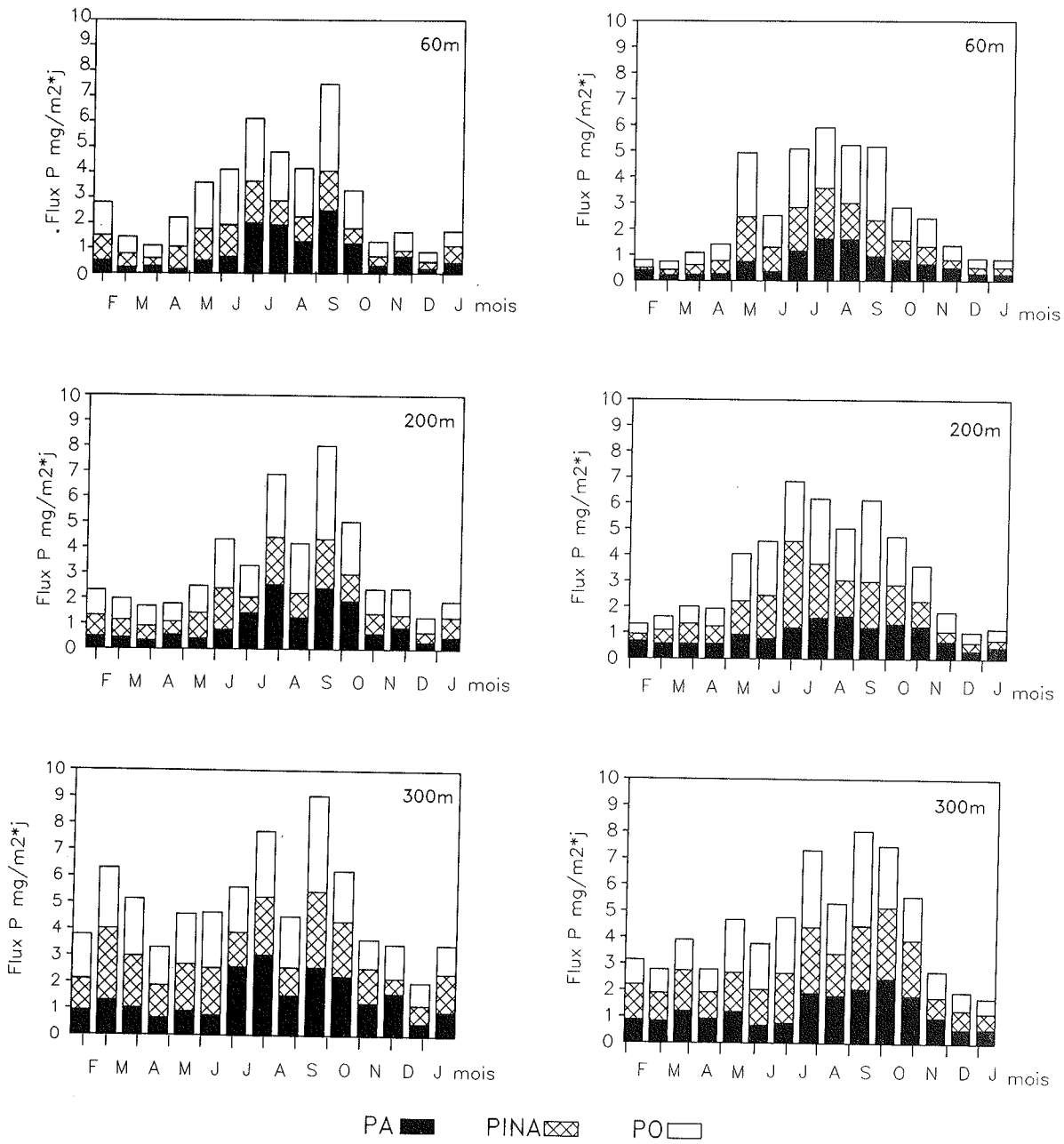


— — — flux moyen

Léman - SHL2 : flux de phosphore total.

Fig.8 : 1986

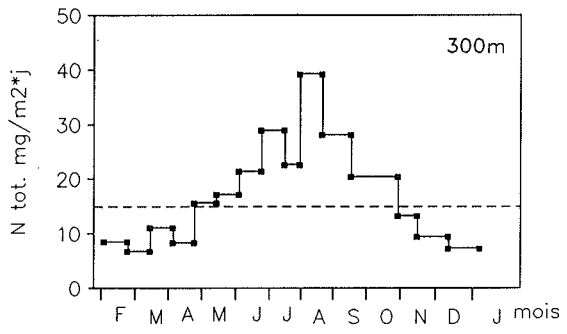
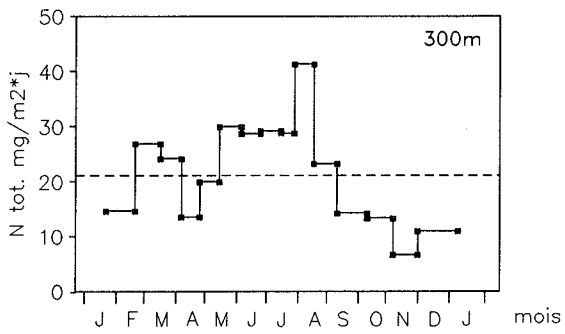
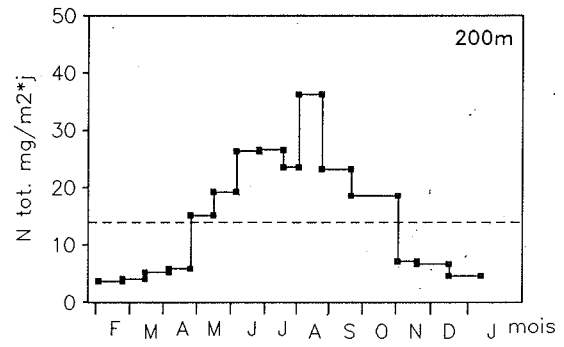
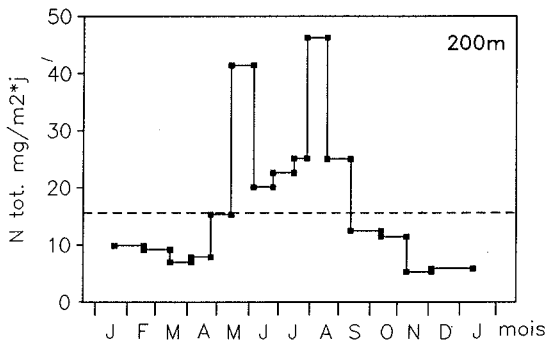
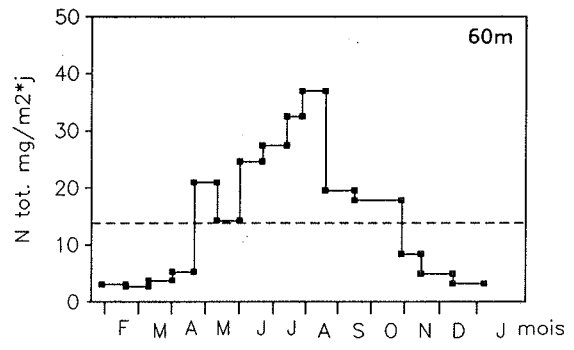
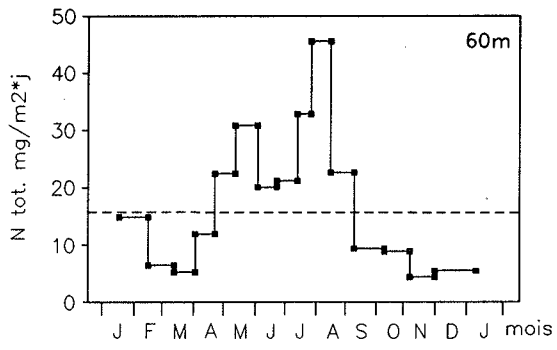
Fig.9 : 1987



Léman - SHL2 : flux de phosphore particulaire.

Fig.10a : 1986

Fig.10b : 1987

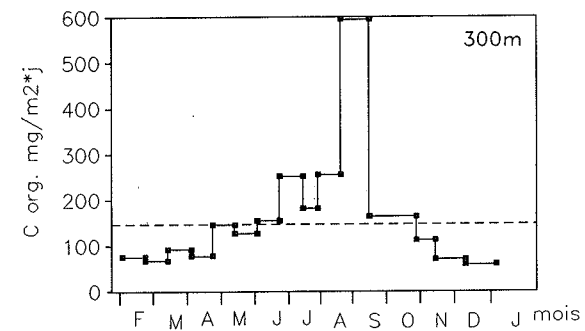
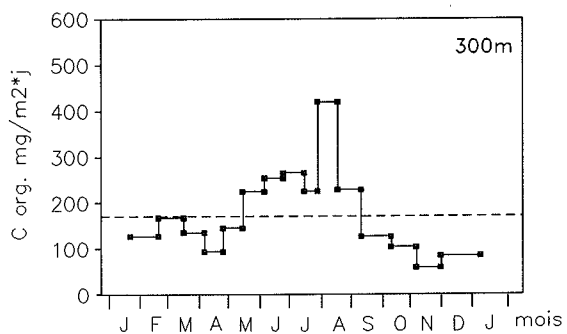
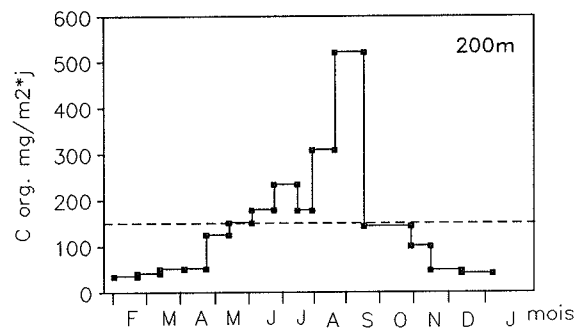
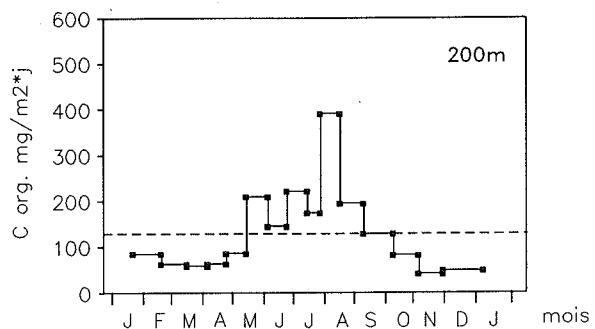
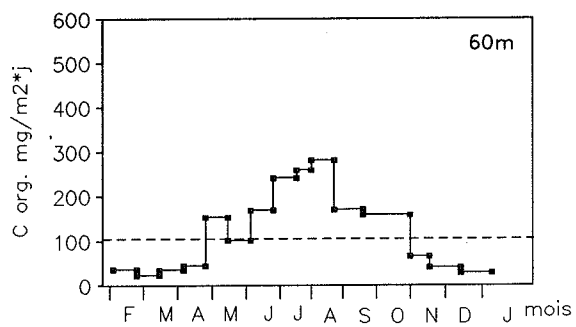
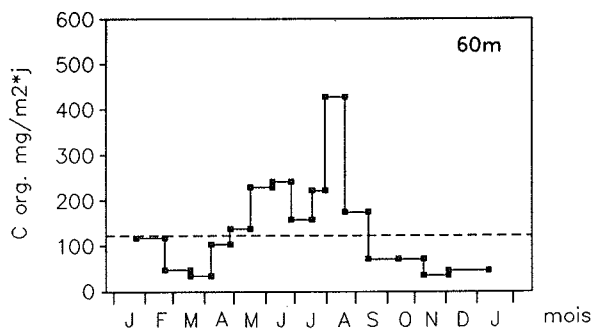


--- flux moyen

Léman - SHL2 : flux d'azote total.

Fig. 11 : 1986

Fig. 12 : 1987

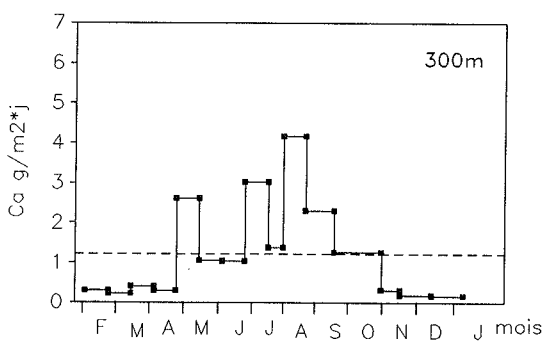
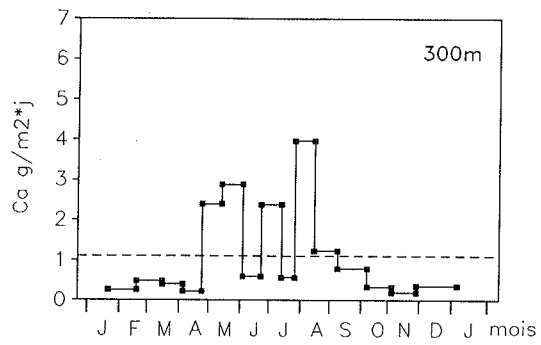
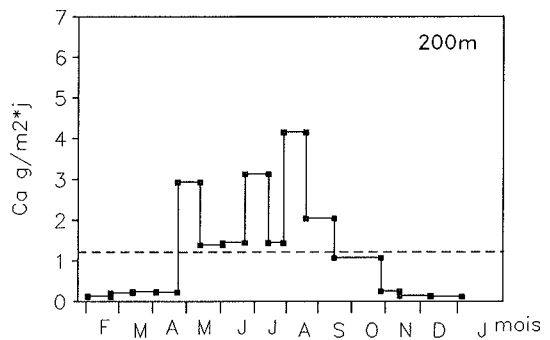
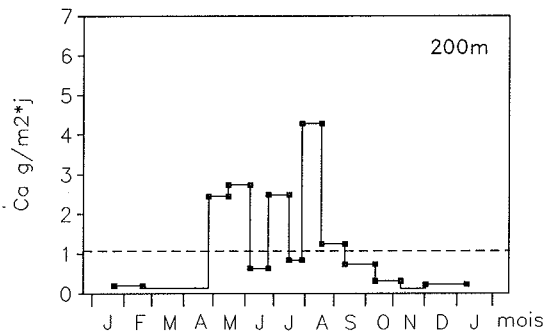
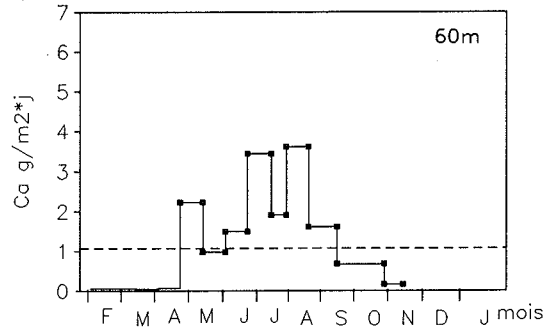
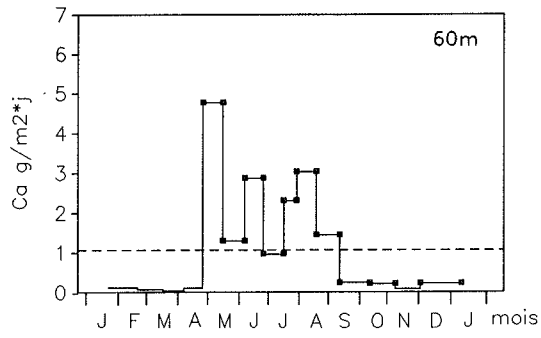


--- flux moyen

Léman - SHL2 : flux de carbone organique

Fig.13 : 1986

Fig.14 : 1987

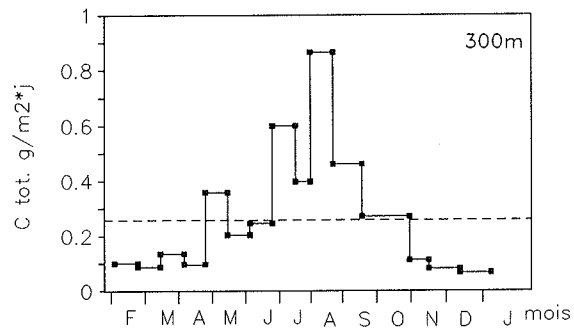
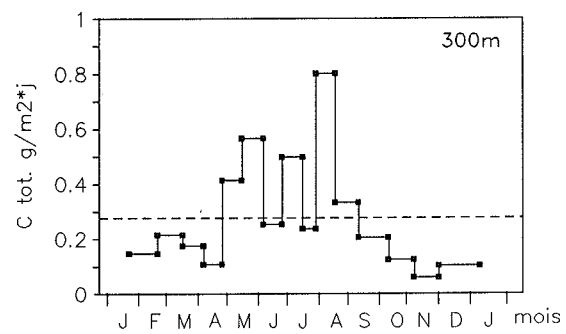
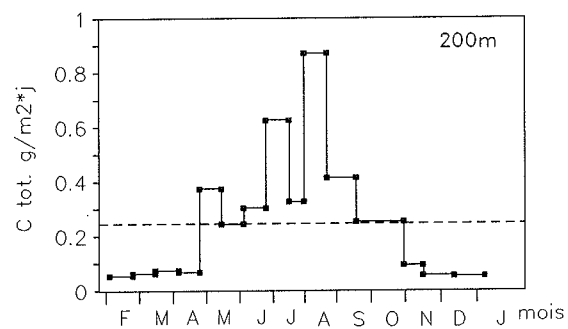
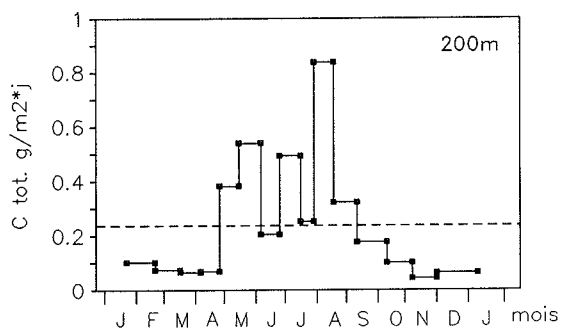
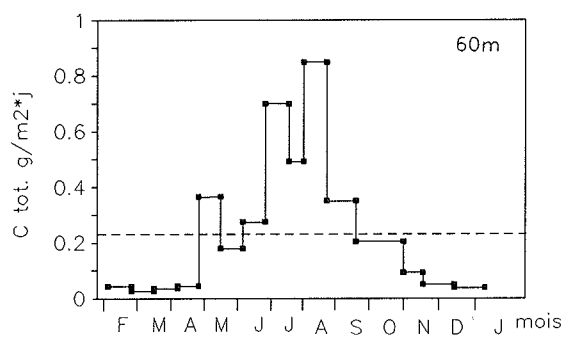
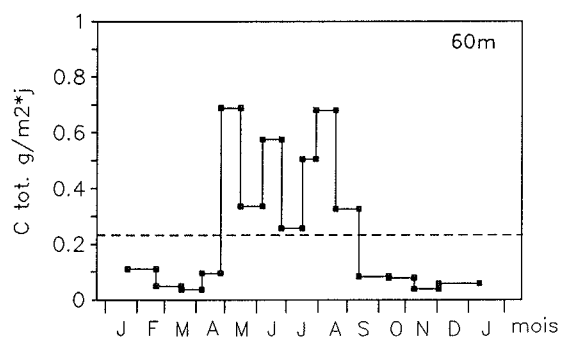


— — — flux moyen

Léman - SHL2 : flux de calcite.

Fig.15 : 1986

Fig.16 : 1987

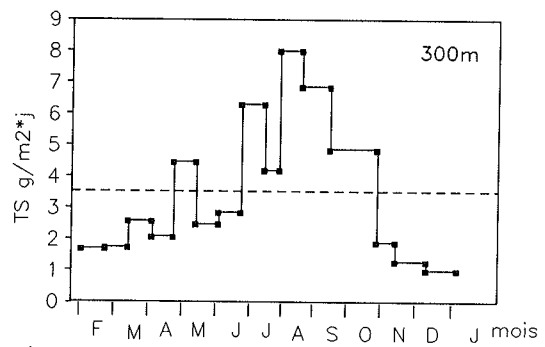
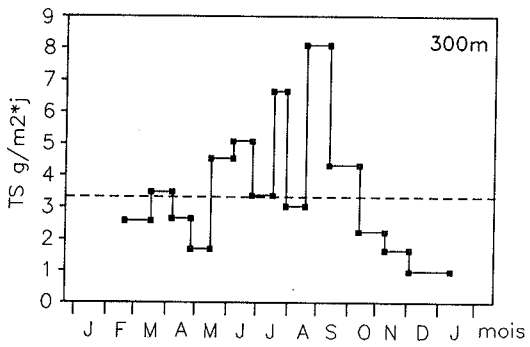
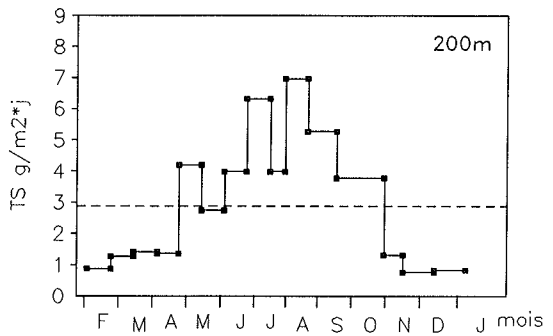
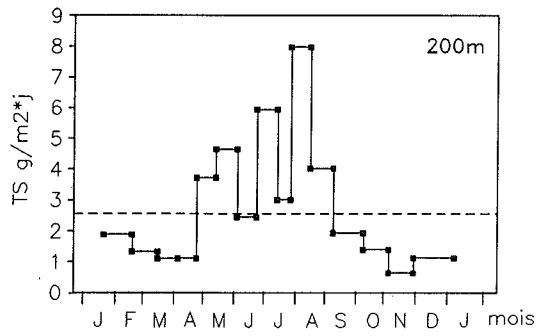
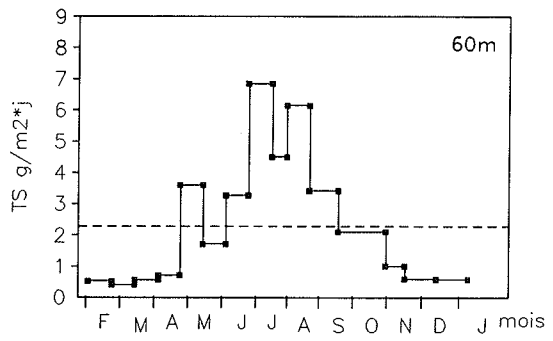
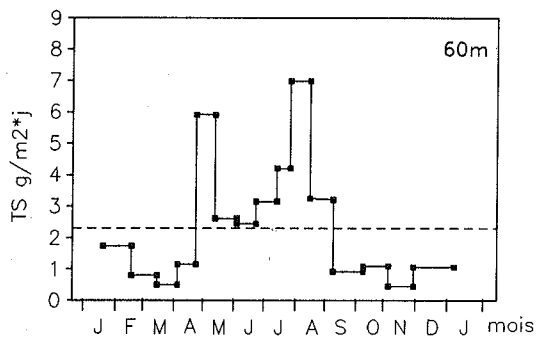


— — — flux moyen

Léman - SHL2 : flux de carbone total

Fig. 17 : 1986

Fig. 18 : 1987



--- flux moyen

Léman - SHL2 : taux de sédimentation.

Fig.19 : 1986

Fig.20 : 1987

LES POLYCHLOROBIPHENYLES

A) DANS LES POISSONS DU LEMAN

B) DETERMINATION DE LEUR FLUX DANS LE LAC A L'AIDE DE TRAPPES A SEDIMENTS

PAR

CLAUDE CORVI, GAETANA MACRI ET JACQUES VOGEL

LABORATOIRE CANTONAL DE CHIMIE, GENEVE

RESUME

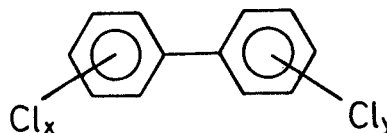
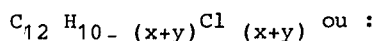
Les polychlorobiphényles ont été recherchés dans les perches et les lottes du Léman ainsi que dans la matière sédimentant dans la colonne d'eau.

Les concentrations mesurées dans les poissons sont faibles, bien inférieures aux normes requises pour l'alimentation. Nous observons une nette amélioration de la situation en comparant les résultats de cette campagne à ceux de campagnes antérieures.

L'analyse du contenu de trappes à sédiments met en évidence une contamination toujours actuelle de l'écosystème lémanique par ce type de composés.

1. INTRODUCTION

Les polychlorobiphényles ou PCB sont des composés organochlorés de formule brute :



En théorie, il peut exister 209 congénères possibles selon le nombre et la position des atomes de chlore sur les cycles benzéniques. Les produits commerciaux ne renferment, en réalité, qu'une centaine de ces congénères. Les formulations les plus répandues sont les PCB 1242, 1254 et 1260, c'est-à-dire des mélanges renfermant respectivement 42, 54 ou 60 % de chlore (noms commerciaux : Pyralène, Arochlor, Kanéchlor, Chlophen,...). Ces produits, utilisés dans l'industrie électrique ou comme adjuvants dans les peintures, plastiques, etc..., sont rapidement devenus des polluants ubiquistes, du fait d'une utilisation intensive et de leur propriété (stabilité chimique, liposolubilité, bioaccumulation dans les organismes vivants...).

Dès 1971, diverses législations nationales ont limité leur emploi dans des systèmes clos tels les transformateurs.

Fabrication, vente, importation et utilisation de ces composés sont aujourd'hui interdites en Suisse par l'Ordonnance sur les substances dangereuses pour l'environnement du 9 juin 1986.

2. ETUDES ANTERIEURES

2.1 RAPPEL BIBLIOGRAPHIQUE

Les premières analyses de PCB dans le Léman ont été effectuées sur diverses espèces de poissons en 1973 (CORVI, 1980). Depuis, les recherches sur différents composants de l'écosystème : sédiments, mollusques ou poissons ont été intensifiées (ASWALD et al., 1979; BURGERMEISTER et TARRADELLAS, 1980; BURGERMEISTER et al., 1981; MOWRER et al., 1982; MONOD, 1983; BURGERMEISTER et al., 1983; TARRADELLAS, 1984; HONSBERGER et ROSSEL, 1985; DEVAUX et MONOD, 1986; ROSSEL et al., 1987).

Des études concernant les sédiments de la rive suisse furent conduites par BURGERMEISTER et al., en 1982. Plus généralement, les sédiments du bassin ont été analysés par THOMAS et al., en 1984 sur des échantillons collectés en 1978. Une nouvelle campagne sur les sédiments superficiels du lac et de ses affluents fut entreprise par CORVI et al. en 1986. Pour terminer cette revue bibliographique, il faut également citer les travaux de BURGERMEISTER et TARRADELLAS, (1980) et ceux de MONOD (1984) sur la teneur ou les apports en PCB des boues de certaines stations d'épuration riveraines du lac.

2.2 CONTAMINATION DES POISSONS PAR LES PCB

Les polychlorobiphényles sont bioaccumulés dans les écosystèmes aquatiques de même que d'autres composés organochlorés comme le DDT et surtout son métabolite, le DDE. Les principales espèces de poissons analysées antérieurement sont la truite, la perche et la lotte. Les analyses ont été effectuées, selon les auteurs, sur la partie comestible du poisson (filet et peau) ou sur un mélange broyé et homogénéisé du poisson entier. Dans ce cas, l'échantillon analysé renferme également des organes : cerveau, branchies, foie qui présentent, en général, des concentrations en PCB très nettement supérieures à celles du muscle (FISHBEIN, 1972). De ce fait, il n'est pas toujours aisé de comparer entre eux les résultats publiés dans la littérature. Il faut également signaler que cette difficulté est accrue par l'utilisation de méthodologies différentes selon les auteurs. Les tableaux 1 à 3 résument les travaux antérieurs réalisés sur les espèces les plus étudiées de la faune piscicole lémanique.

Les principales caractéristiques de la contamination des poissons par les PCB peuvent être rappelées :

- . elle augmente avec l'âge et le poids des individus analysés. Les mécanismes de bioaccumulation diffèrent selon le degré de chloration des congénères
- . les variations inter-individuelles dans une même espèce sont importantes
- . les concentrations mesurées, rapportées au poids frais, augmentent plus ou moins avec le niveau trophique
- . l'élimination des PCB par l'organisme du poisson est lente
- . les concentrations en PCB et DDE sont corrélées.

3. LES PCB DANS LES POISSONS DU LEMAN

3.1 ECHANTILLONNAGE

Nous avons contrôlé 59 perches et 43 lottes pêchées dans la région d'Allaman en septembre 1987. Seule la partie comestible des poissons a été analysée. Le poids de ceux-ci a été déterminé sur l'individu non éviscéré. Les poids moyens et extrêmes apparaissent dans les tableaux 2 et 3.

Dans le cadre d'un programme intercantonal d'analyses complémentaires au programme CIPEL, nous avons effectué en 1984 et 1985 des recherches de PCB sur 42 perches et 22 lottes. Les résultats de ces recherches sont traités également dans ce rapport.

TABLEAU 1 - Les polychlorobiphényles dans les truites du Léman.
(poids en g; PCB en µg/kg de poids frais (pf) ou poids lipides (pl))

Date de l'étude	Nbre échantillons analysés	Partie analysée	Résultats (extrêmes)			Référence
			Poids moyen	PCB /pf	PCB /pl	
1976	4	filet	1310 (980-2500)	188 (100-250)		CORVI (1980)
1978	3	filet	2083 (1600-2550)	643 (460-900)		CORVI (1980)
1979	2	filet	2530 (1400-3660)	910 (320-1500)		CORVI (1980)
1979	4	poissons entiers mélangés	-	1000	24000	ASWALD et al. (1979)
1981	-	muscle	-	-	22000	MONOD (1983)
1984 1985	17	poissons entiers	-	1450 (370-2320)	10700 (6160-16880)	HONSBERGER et ROSSEL (1985) ROSSEL et al. (1987)
	15	poissons entiers	-	2200 (1200-2900)	23610 (16580-30710)	
1985	-	poissons entiers	99	140	6500	DEVAUX et MONOD (1985)
	17	poissons entiers	746	227	8500	DEVAUX et MONOD (1985)
	6	poissons entiers	2079	575	9700	DEVAUX et MONOD (1985)

TABLEAU 2 - Les polychlorobiphényles dans les perches du Léman.
(poids en g; PCB en µg/kg de poids frais (pf) ou poids lipides (pl))

Date de l'étude	Nbre échantillons analysés	Partie analysée	Résultats (extrêmes)			Référence
			Poids moyen	PCB /pf	PCB /pl	
1974	7	filet	213 (55-470)	99 (50-140)		CORVI (1980)
1975	24	filet	161 (53-1600)	147 (15-1700)		CORVI (1980)
1978	11	filet	156 (52-864)	235 (80-350)		CORVI (1980)
1979	28	filet	63 (36-120)	161 (25-735)		CORVI (1980)
1979	6	poissons entiers	-	880	13000	ASWALD et al. (1979) MOWRER et al. (1982)
1981	-	filet	-	-	20000	MONOD (1983)
1981	10	filet	664 (395-1210)	720 (180-1300)		LEUENBERGER et CORVI (1983)
1984	21	filet	63 (31-83)	60 (28-111)		présente étude
1985	21	filet	108 (88-144)	52 (21-103)		présente étude
1987	59	filet	65 (49-90)	26 (10-79)		présente étude

TABLEAU 3 - Les polychlorobiphényles dans les lottes du Léman.
(poids en g; PCB en µg/kg de poids frais (pf) ou poids lipides (pl))

Date de l'étude	Nbre échantillons analysés	Partie analysée	Résultats (extrêmes)			Référence
			Poids moyen	PCB /pf	PCB /pl	
1973	22	filet	141 (63-300)	88 (10-900)		CORVI (1980)
1974	2	filet	100	50 (50-50)		CORVI (1980)
1975	11	filet	131 (76-246)	22 (10-40)		CORVI (1980)
1978	13	filet	154 (90-397)	309 (90-1400)		CORVI (1980)
1979	11	filet	116 (69-206)	137 (15-400)		CORVI (1980)
1979	8	poissons entiers	-	1500	23000	ASWALD et al. (1979) MOWRER et al. (1982)
1980	23	poissons entiers	113 (84-175)	570	12830	BURGERMEISTER et al. (1981)
1980	7	poissons entiers	123 (75-196)	610	11720	BURGERMEISTER et al. (1981)
1980	8	poissons entiers	93 (74-103)	330	7480	BURGERMEISTER et al. (1981)
1980	3	poissons entiers	157 (74-103)	610	14740	BURGERMEISTER et al. (1981)
1980	6	poissons entiers	95 (91-126)	5580	179720	BURGERMEISTER et al. (1981)
1980	11	poissons entiers	114 (135-91)	1320	32980	BURGERMEISTER et al. (1981)
1980	2	poissons entiers	161 (158-163)	130	2890	BURGERMEISTER et al. (1981)
1980	8	poissons entiers	92 (69-115)	830	18800	BURGERMEISTER et al. (1981)
1980	10	poissons entiers	78 (60-101)	370	7980	BURGERMEISTER et al. (1981)
1980	8	poissons entiers	82 (66-96)	810	19900	BURGERMEISTER et al. (1981)
1981	-	filet	-	-	39000	MONOD (1983)
1981	-	filet	-	-	62000	MONOD (1983)
1982	12	poissons entiers	115	800	25260	TARRADELLAS (1983)
1983	6	poissons entiers	105 (92-116)	610	15620	TARRADELLAS (1983)
1984	4	filet	95 (85-114)	117 (27-193)		Présente étude
1985	19	filet	149 (81-369)	51 (3-146)		Présente étude
1987	43	filet	113 (81-180)	34 (10-170)		Présente étude

3.2 METHODE

La méthode d'extraction et de quantification des PCB utilisée au laboratoire n'a pas subi de modification importante depuis 1984. Le principe en est le suivant :

- 10 g de musculature homogénéisée sont extraits, deux fois, par un mélange hexane-acétone (75 : 25) à l'aide d'un mixer Ultra-Turax. Les extraits, séchés sur sulfate de sodium anhydre, sont purifiés sur florisil. L'éluat est analysé par chromatographie en phase gazeuse à l'aide d'un détecteur à capture d'électrons. La quantification des PCB est réalisée par comparaison des surfaces des pics PCB de l'extrait avec celles des pics de 25 congénères calibrés dans un mélange de standards PCB 1254/1260. Les principaux congénères présents dans l'extrait sont identifiés selon la nomenclature proposée par BALLSCHMITTER et ZELL (1980).

La validité des résultats est assurée par des analyses de contrôle effectuées par l'Institut du Génie de l'Environnement de l'Ecole polytechnique fédérale de Lausanne (Professeur J. TARRADELLAS). Les résultats de ces contrôles sont regroupés dans le tableau 4.

TABLEAU 4 - Analyses comparatives de PCB et DDE sur chair de poisson (résultats en µg/kg)

Echantillon	Résultat du laboratoire de contrôle	Notre résultat
LOTTE N° 10	PCB 17.4	16
	pp'DDE 10.2	8.1
LOTTE N° 12	PCB 53.6	53
	pp'DDE 34.6	28.4
LOTTE N° 18	PCB 19.5	20
	pp'DDE 8.2	6.1

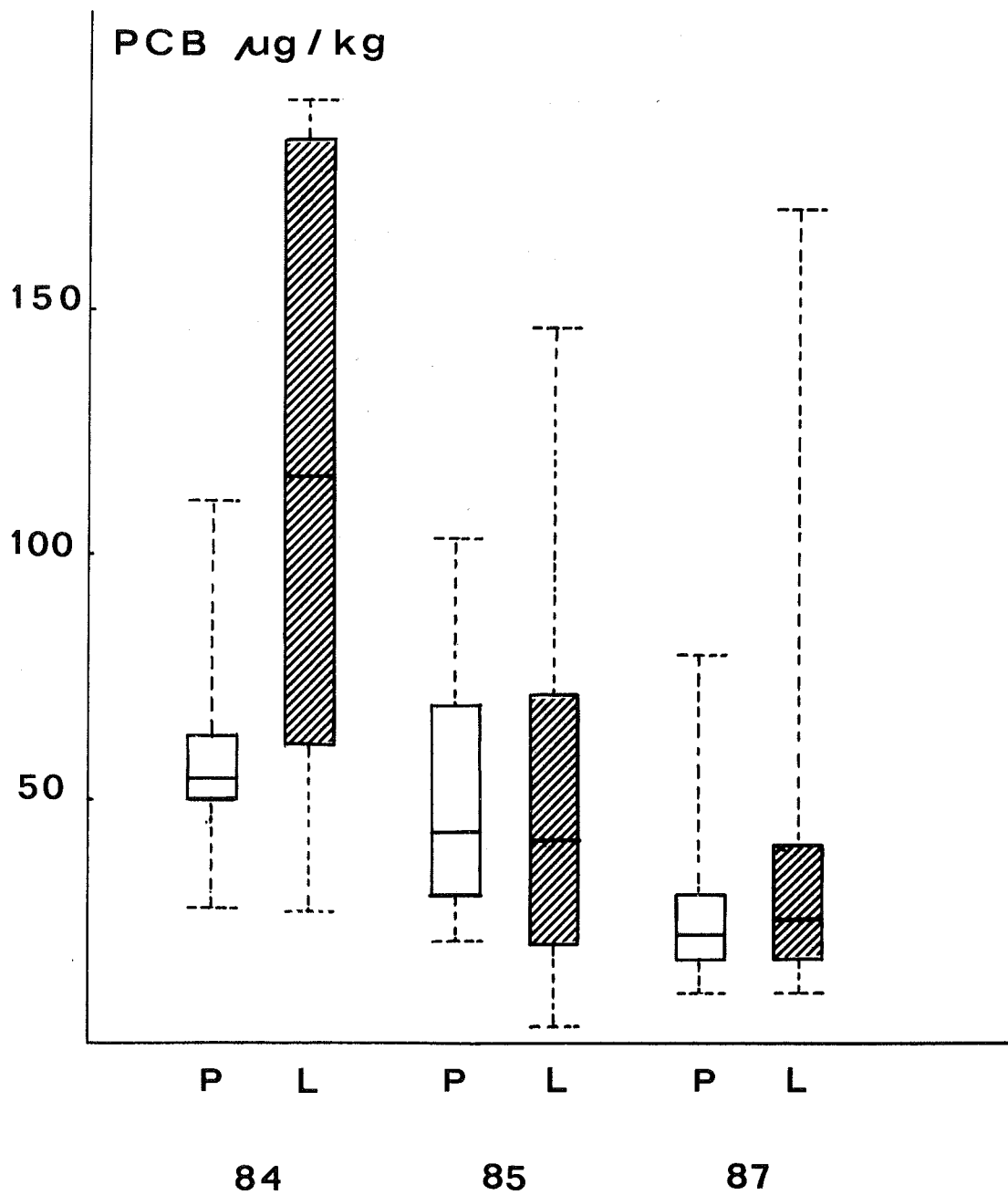
3.3 RESULTATS

L'empreinte chromatographique d'un extrait de poisson correspond à celle d'un standard PCB 1254 avec cependant présence de composés lourds, fortement chlorés, en quantités supérieures à celles observées dans ce standard, mais que nous retrouvons dans les PCB 1260.

Quantitativement, nous avons remarqué dans la plupart des extraits, la prédominance de certains congénères, et plus spécialement les congénères 138 et 153 selon la nomenclature normalisée, c'est-à-dire des hexachlorobiphényles. Les teneurs de ces deux composés sont relativement plus importantes dans la chair de lotte.

La figure 1 schématise l'ensemble des résultats obtenus pour les trois campagnes de mesures. Nous retrouvons des concentrations moyennes en PCB, dans les perches et les lottes, bien inférieures aux concentrations observées les années antérieures, dans des conditions d'analyse similaire, c'est-à-dire sur la musculature. Cette décroissance de la pollution des poissons par le PCB apparaît d'ailleurs très bien sur cette figure pour les trois années analysées et pour les deux espèces considérées. ROSSEL et al. (1987) n'avaient pas encore, quant à eux, observé de diminution nette de la contamination globale chez les truites du lac capturées en 1984. Mais, les teneurs moyennes qui apparaissent dans le tableau 1 sous HONSBERGER et ROSSEL (1985) et ROSSEL et al. (1987) ne sont, toutes proportions gardées, pas très élevées par rapport aux teneurs mesurées antérieurement chez la truite, d'autant plus qu'elles se rapporteraient à des individus de poids élevé et à des analyses effectuées sur le poisson entier.

La teneur en PCB des lottes est, en général, plus élevée que celle des perches.



L E G E N D E

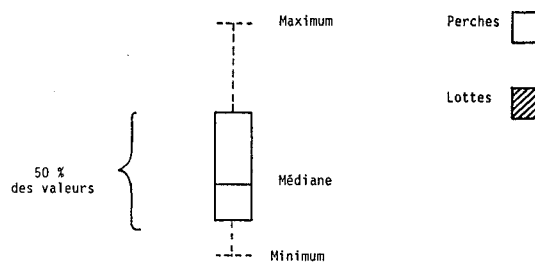


FIGURE 1 : CONCENTRATIONS DES PCB DANS LES PERCHES ET LES LOTTES DU LEMAN DE 1984 A 1987

En plus des PCB, nous observons la présence dans tous les extraits de DDE, métabolite du DDT. Ce dernier est d'ailleurs toujours présent mais à l'état de traces (teneurs inférieures ou voisines du $\mu\text{g}/\text{kg}$).

Nous n'avons pas observé de corrélation nette entre la contamination et le poids. Par contre, il existe, comme le montre la figure 2 représentant la concentration du DDE en fonction de celle des PCB pour les perches et les lottes, une bonne corrélation entre ces deux variables.

La diminution de la contamination est corroborée par la détermination du rapport des concentrations DDE/PCB, rapport qui augmente significativement de 1984 à 1987, ce qui implique une diminution nette de la pollution par les PCB, la concentration moyenne en DDE étant elle-même décroissante (à l'exception de celle des perches de 1987, tableau 5).

Il est intéressant de noter en 1984 et 1985 un rapport DDE/PCB égal à 0.12 pour les perches alors que nous observions un rapport voisin (0.09) dans les sédiments prélevés en 1983 (CORVI, 1986). DEVAUX et MONOD (1985) déterminent pour la truite, une valeur moyenne de 0.19 ce que nous mesurons pour les lottes, la même année.

TABLEAU 5 - Concentrations moyennes du DDE et des PCB des perches et lottes ($\mu\text{g}/\text{kg}$)

Année	PERCHES				LOTTES			
	Nbre*	DDE	PCB	DDE PCB	Nbre*	DDE	PCB	DDE PCB
1984	21	7.2	60	0.12	4	16.2	117	0.14
1985	21	6.5	52	0.12	19	10.1	51	0.20
1987	59	10.6	26	0.41	43	11.8	34	0.35

* nbre = nombre d'échantillons analysés

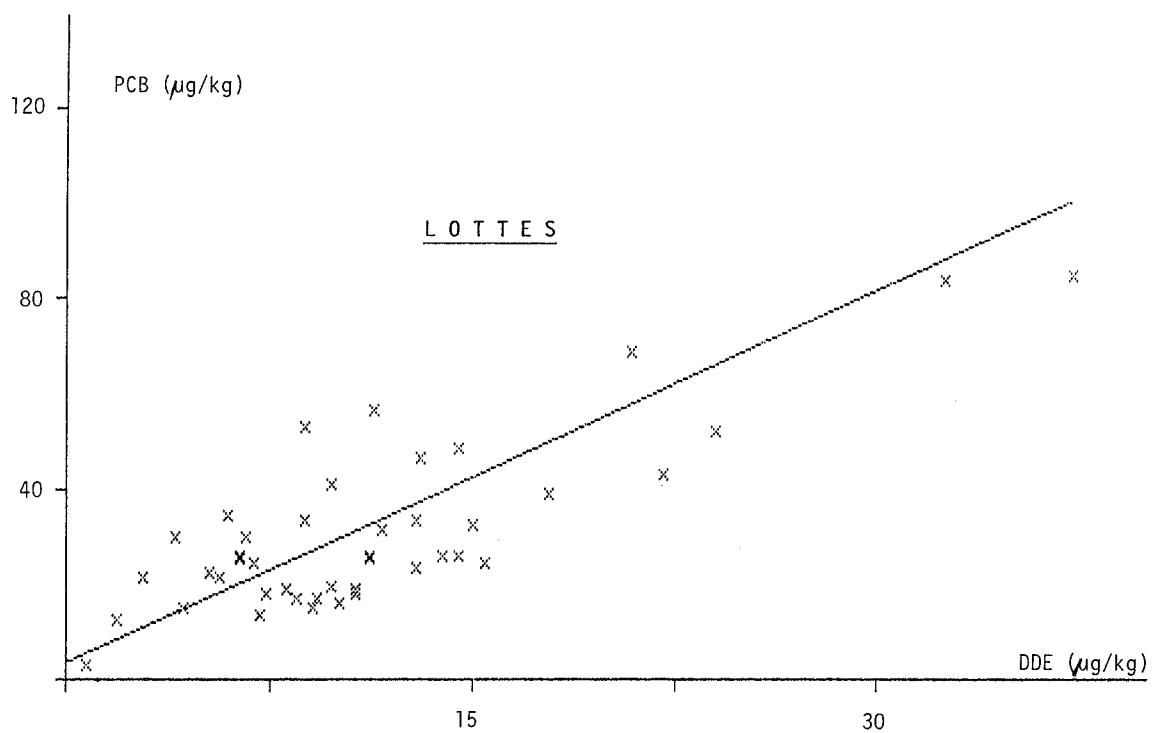
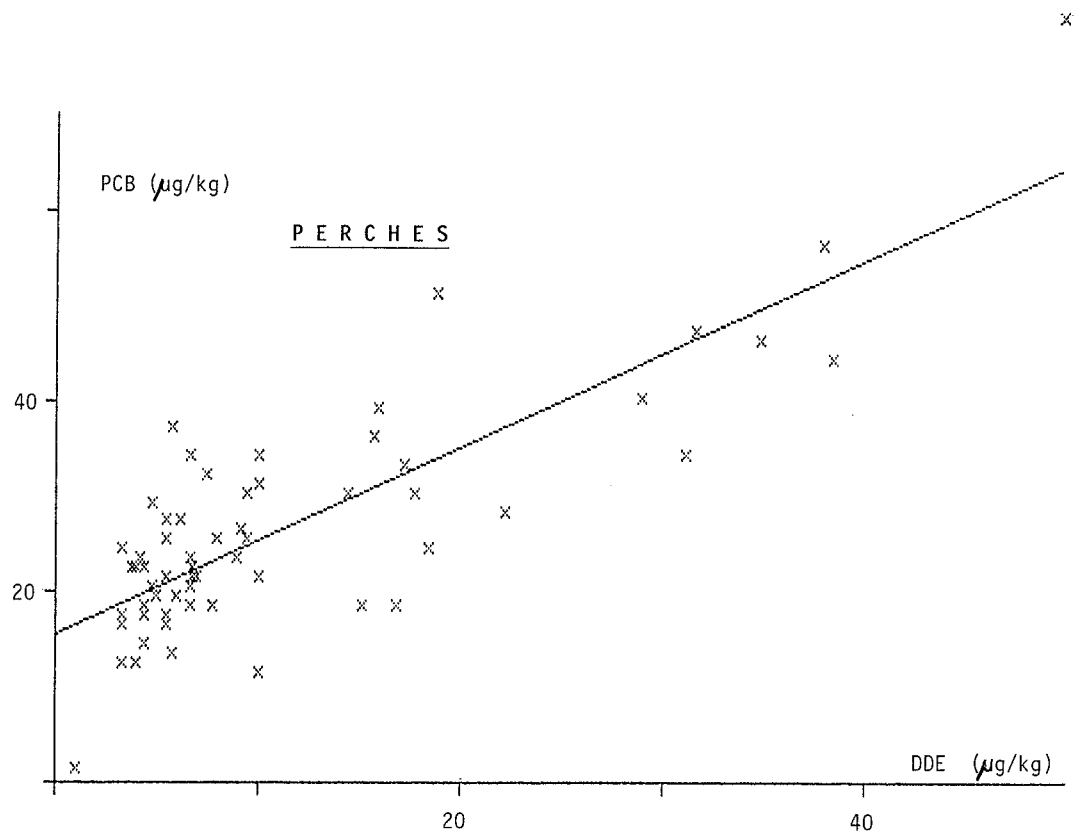


FIGURE 2 : CORRELATION ENTRE LES CONCENTRATIONS DES PCB ET DU DDE POUR LES PERCHES ET LES LOTTES DU LEMAN EN 1987

4. DETERMINATION DES FLUX DES PCB DANS LE LAC A L'AIDE DE TRAPPES A SEDIMENTS

4.1 METHODOLOGIE

Trois trappes à sédiments, disposées à 60, 200 et 300 m de profondeur, récupèrent le flux de matières sédimentant dans la colonne d'eau. Le dispositif utilisé est décrit en détail par GANDAIS et VERNET (1988).

L'échantillonnage effectué à la station SHL 2 située au centre du Grand Lac, est assuré par l'Institut F.A. FOREL de Versoix. Trente campagnes de prélèvements sont réparties sur les années 1986 et 1987. La durée d'une campagne est adaptée à la quantité de matière qui sédimente.

Le matériel nécessaire aux prélèvements a été au préalable testé en vue de déterminer son innocuité pour la mesure de traces de PCB. Par sécurité, de l'eau du lac, restée 50 jours en contact avec un tube à prélèvement, a été analysée. La recherche des PCB dans cette eau s'est avérée négative. Quatre "blancs" complets, du prélèvement jusqu'à la lyophilisation des échantillons, ont été réalisés afin de déterminer la contamination du matériel utilisé par l'Institut FOREL. La valeur moyenne de ces blancs, équivalant globalement à 7 ng de PCB par analyse, a été systématiquement déduite des résultats obtenus.

La durée de vie des PCB dans un écosystème est telle que toute décomposition pendant la période d'une campagne de prélèvement est plus que négligeable.

4.2 RESULTATS

Nous avons mesuré la teneur en PCB et DDE des sédiments récoltés sur les trois niveaux. Le flux journalier de ces organochlorés a été calculé en tenant compte de la section du cylindre de récupération, de la durée de la campagne et de la quantité de sédiment récolté.

Nous observons dans ces sédiments, la présence de PCB 1254 ainsi que certains PCB lourds, fortement chlorés, typiques du 1260. La comparaison des flux journaliers de PCB et DDE fait apparaître une bonne corrélation. La figure 3 illustre cette concordance pour les prélèvements effectués en 1987.

Le tableau 6 regroupe les flux annuels mesurés aux différentes profondeurs : nous observons une augmentation de ce flux en fonction de la profondeur. GANDAIS et VERNET (1988) observent le même phénomène pour les flux de nutriments. Ces auteurs attribuent cette augmentation des flux vers la profondeur à des apports latéraux provenant essentiellement du Rhône. Cette hypothèse serait également compatible avec les résultats obtenus pour les PCB, le Rhône étant une source importante des apports en PCB au lac (NICOUUD et al., 1988). Nous pouvons penser que ce phénomène est accentué par l'effet d'entonnoir, résultant de la morphologie du lac, qui augmente les apports latéraux et par le fait que les trappes les plus basses enregistrent la totalité de la matière sédimentant.

De 1986 à 1987, nous observons des flux annuels de DDE égaux, pour une profondeur donnée, alors que ceux des PCB diminuent. Ceci confirmerait une tendance à la baisse de la contamination de l'écosystème lémanique par ce polluant.

Les figures 4 et 5 représentent les variations saisonnières des flux de PCB en 1986 et 1987. Pour la campagne de juillet 1987, la contamination par les PCB de l'échantillon récolté à 200 m a faussé la mesure. Nous avons extrapolé celle-ci à partir de la détermination du DDE et de la corrélation PCB-DDE de la figure 3. Les échantillons prélevés à 60 m en avril 1986 et en novembre 1987 ont été perdus en cours de manipulation.

Nous observons des flux journaliers nettement plus importants en période estivale et de faibles flux au printemps et en novembre.

Une certaine concordance se dessine si nous comparons les flux journaliers de PCB sédimentés à ceux obtenus par GANDAIS et VERNET (1988) pour les taux de sédimentation à 200 et 300 m en 1987. Ceci signifierait, en l'absence d'autres corrélations (carbone, azote) que les PCB ne sont éliminés que par des phénomènes physiques d'entraînement par adsorption sur des particules et non pas par bioaccumulation dans les organismes.

EADIE et al. (1983) signalent une remise en suspension éventuelle des PCB à partir de sédiments lacustres suite au brassage hivernal. Il est possible que le flux important que nous observons en 1986 dans la trappe située près du fond soit lié à ce type de phénomène. Il faut d'ailleurs signaler que les remises en suspension de PCB à partir des sédiments favorisent l'augmentation du temps de résidence de ces polluants dans les écosystèmes.

TABLEAU 6 - Flux annuels des PCB et DDE ($\text{ng}/\text{m}^2.\text{an}$)

Prof.	1986		1987	
	PCB	DDE	PCB	DDE
60 m	24'200	1'830	19'640	1'880
200 m	30'120	1'980	24'320	2'340
300 m	48'530	3'230	39'490	3'160

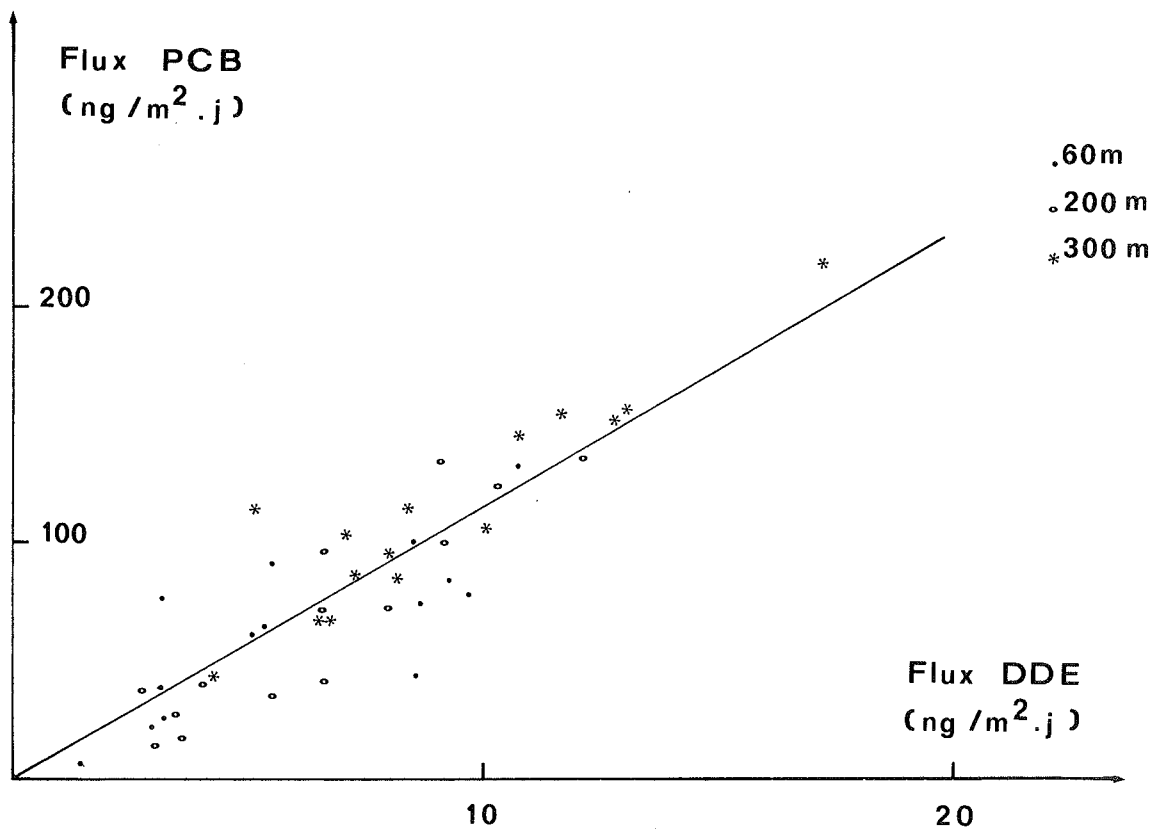


FIGURE 3 : CORRELATION ENTRE LES FLUX DE PCB ET CEUX DU DDE
DANS LES SEDIMENTS RECOLTES DANS LES TRAPPES
A DIFFERENTES PROFONDEURS DANS LE LEMAN EN 1987

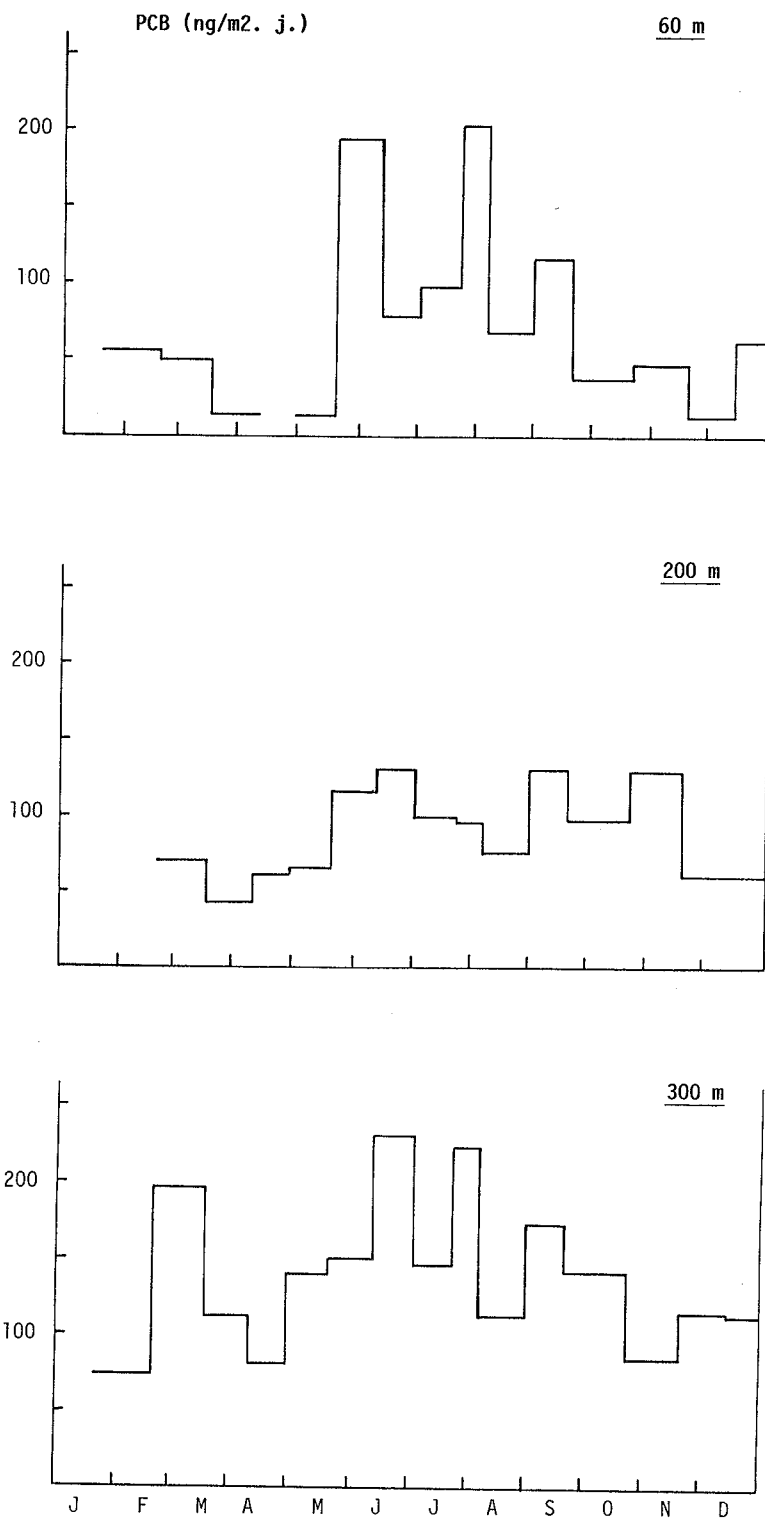


FIGURE 4 : FLUX DES PCB MESURES A DIFFERENTES PROFONDEURS
DANS LE LEMAN EN 1986

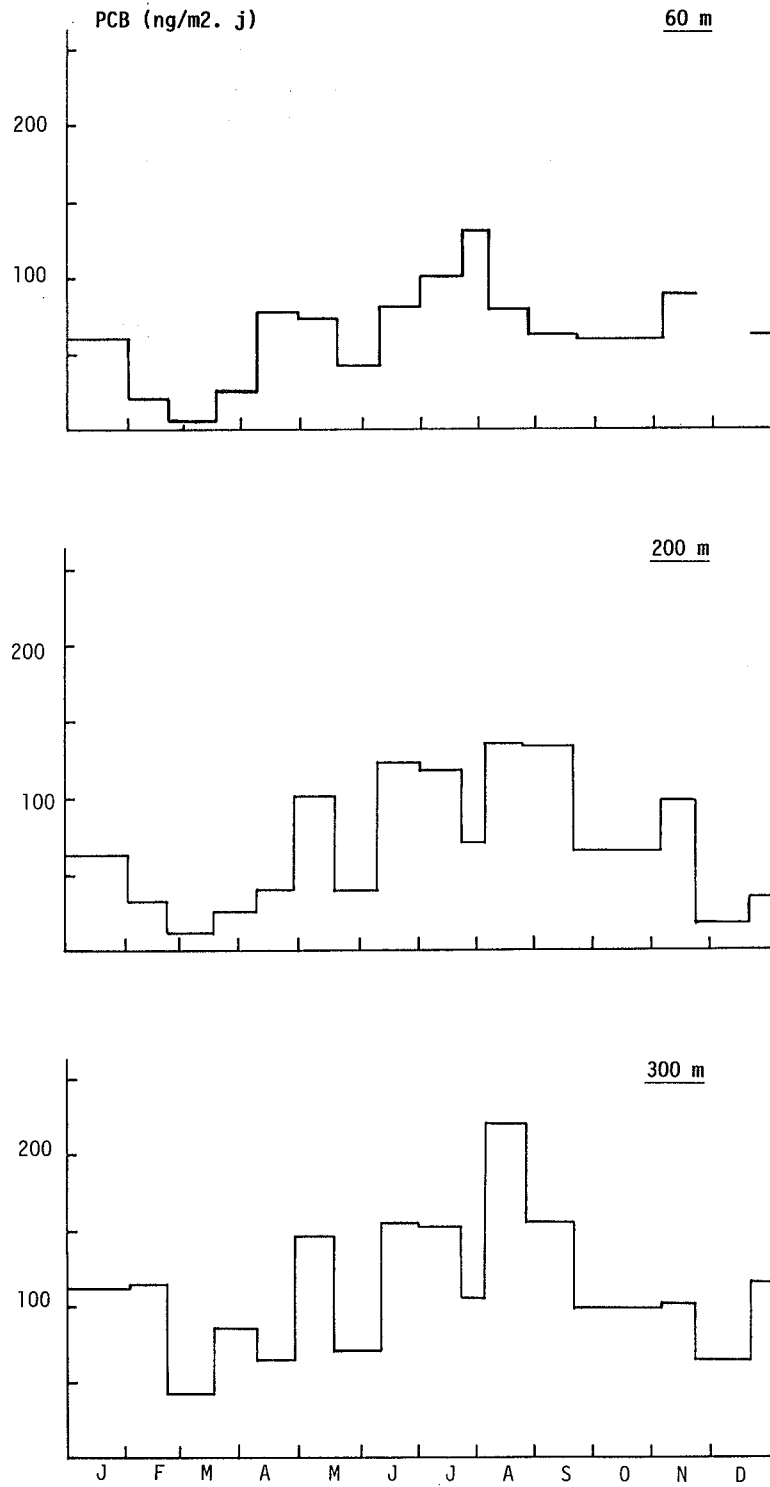


FIGURE 5 : FLUX DES PCB MESURES A DIFFERENTES PROFONDEURS
DANS LE LEMAN EN 1987

5. CONCLUSIONS

La contamination par les PCB des perches et des lottes du Léman diminue nettement de 1984 à 1987, ce qui découle probablement de l'interdiction d'emploi de ces produits dès 1972 et des efforts entrepris pour l'épuration des eaux.

Les teneurs observées sont nettement inférieures, pour les deux espèces analysées, à la teneur limite de 1'000 µg/kg fixée par l'Ordonnance suisse sur les substances étrangères et les composants dans les denrées alimentaires (OSEC du 27.2.1986).

Dans la colonne d'eau, les flux de PCB sont liés à l'importance de la sédimentation. Un calcul basé sur le flux annuel mesuré à 60 m en 1987 permet d'estimer à 8.4 kg par an la quantité de polluant éliminé par cette voie. A 300 m la même année, bien que le flux par unité de surface soit deux fois supérieur, l'élimination ne représente que 2.4 kg de PCB environ, l'aire de la couche considérée étant nettement plus faible (60 km² pour 430 km² à 60 m). Globalement, les PCB ne sont donc que faiblement éliminés par sédimentation ce qui explique, en partie, leur rémanence dans l'écosystème lémanique.

BIBLIOGRAPHIE

- ASWALD, K., BURGERMEISTER, G., MACHADO, L. et MOWRER, J., (1979) : Etude préliminaire de la pollution du Léman par les PCB. Rapport Ecole polytechnique fédérale de Lausanne, Suisse.
- BALLSCHMITTER, K. et ZELL, M., (1980) : Analysis of PCB by glass capillary gas chromatography. Fresenius Z. Anal. Chem., 302, 20-31.
- BURGERMEISTER, G. et TARRADELLAS, J., (1980) : Concentrations en PCB dans le Léman, le Rhône genevois et des boues de quelques stations d'épuration en Suisse. Colloque "Les PCB en Suisse". Ecole polytechnique fédérale de Lausanne, Suisse, 45-73.
- BURGERMEISTER, G., BEDRANI, M. et TARRADELLAS J., (1983) : Utilisation de la lotte comme indicateur de la pollution des eaux continentales par des polluants organochlorés. Eau du Québec, 16, 135-143.
- BURGERMEISTER, G., BEDRANI, M. et TARRADELLAS, J., (1981) : Contamination des lottes de certains lacs et cours d'eau de Suisse par le PCB. Rapport Ecole polytechnique fédérale de Lausanne, Suisse.
- BURGERMEISTER, G., ASWALD, K., MACHADO, L., MOWRER, J. et TARRADELLAS, J., (1983) : Concentrations en PCB et DDT des sédiments superficiels de la rive suisse du lac Léman. Schweiz. Z. Hydrol., 45, 233-245.
- CORVI, Cl., MAJEUX, C., et VOGEL, J., (1986) : Les PCB et le DDE dans les sédiments superficiels du Léman et de ses affluents. Rapport Comm. int. prot. eaux Léman contre Pollut., Campagne 1985, 207-216.
- CORVI, Cl., (1980) : Les analyses de PCB réalisées par l'Institut d'Hygiène du canton de Genève. Colloque "Les PCB en Suisse". Ecole polytechnique fédérale de Lausanne, Suisse, 33-44.
- DEVAUX, A. et MONOD, G., (1985) : Une estimation du coefficient de conversion de la truite du Léman par l'étude de sa contamination et de celle du gardon par les PCB et le DDE. Rapport Ecole nationale vétérinaire de Lyon, France.
- EADIE, B.J., RICE, C.P. et FREZ, W.A., (1983) : The rôle of the benthic boundary in the cycling of PCB in the Great Lakes. Physical Behavior of PCB in the Great lakes, Ann Arbor Sci.
- FISHBEIN, L. (1972) : Chromatography and biological aspect of PCB. J. of Chromatography, 68, 345-426.
- GANDAIS, V. et VERNET, J.P., (1988) : Détermination des flux de nutriments sous forme particulaire dans le Léman à l'aide de trappes à sédiments. Rapport Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., (Campagne 1987).
- HONSBERGER, P. et ROSSEL, D., (1985) : La bioaccumulation des PCB par la truite du Léman. Rapport Ecole polytechnique fédérale de Lausanne, Suisse.
- LEUENBERGER, N. et CORVI, Cl., (1983) : Etude de la contamination des perches du Léman par les PCB et son impact éventuel sur la reproduction. Rapport laboratoire cantonal, Genève.
- MONOD, G., (1983) : Etude de la contamination chimique du lac Léman par les résidus organochlorés : Polychlorobiphényles et DDT. Thèse Université Claude Bernard, Lyon, France.
- MONOD, G., (1984) : Apports de PCB dans le Léman par les eaux usées collectées sur la rive française de ce lac. Revue française des sciences de l'eau, 3, 183-196.
- MOWRER, J., ASWALD, K., BURGERMEISTER, G., MACHADO, L. et TARRADELLAS, J., (1982) : PCB in lake Geneva ecosystem. Ambio, 11, 355-358.
- NICOUD, S., HUMBERT, B., DE ALANCASTRO, L.P. et TARRADELLAS, J., (1988) : Micropolluants organiques dans les effluents de stations d'épuration, les eaux du Rhône et les eaux du Léman. Rapport Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., (Campagne 1987).
- ROSSEL, D., HONSBERGER, P. et TARRADELLAS, J., (1987) : Bioaccumulative behaviour of some PCB congeners in lake Geneva brown trout. Intern. J. Environ. Anal. Chem., 31, 219-233.
- SCHWEIZER, C. et TARRADELLAS J., (1980) : Etat des recherches sur les biphényles polychlorés en Suisse. Chemia, 34, 509-519.
- TARRADELLAS, J., (1983) : PCB dans les lottes du Léman. Communication personnelle.
- THOMAS, R.L., VERNET, J.P. et FRANK, R., (1984) : DDT, PCBs and HCB in the sediments of lake geneva en upper Rhône river". Environmental Geology, 5, 103-113.

POLLUANTS METALLIQUES DANS LA FAUNE PISCICOLE

Campagne 1987

PAR

CLAUDE CORVI

LABORATOIRE CANTONAL DE CHIMIE, GENEVE

RESUME

Les teneurs en plomb, cadmium, chrome, mercure et zinc de la faune piscicole ont été déterminées sur 363 échantillons de perches et lottes.

Les concentrations mesurées sont faibles et bien inférieures aux valeurs maximales admissibles pour les denrées alimentaires.

1. INTRODUCTION

La surveillance de la contamination des poissons du Léman par les métaux lourds est effectuée, tous les deux ans, sur environ 300 échantillons de perches et de lottes. En effet, l'amélioration observée ces dernières années dans ce domaine a permis d'alléger le programme quinquennal de la Commission et de réduire la fréquence des campagnes à une tous les deux ans.

La mesure de la contamination métallique des poissons permet d'apprécier la qualité de leur chair et l'impact du rejet de métaux dans les eaux du Léman.

2. ECHANTILLONNAGE ET METHODES

Les teneurs en polluants des poissons pouvant varier de façon importante d'un individu à l'autre, en fonction de l'espèce, du poids, de l'âge, etc..., il est impératif, pour une étude statistique représentative, d'analyser un nombre élevé de poissons et de limiter au mieux l'influence de certains critères. A cet effet, seules deux espèces sont régulièrement analysées : la perche (*Perca fluviatilis*) et la lotte (*Lota lota*).

Dans le même but, les classes de poids des poissons analysés sont réduites afin d'avoir le maximum d'individus par classe.

L'étude a porté sur 220 perches et 143 lottes. Trois laboratoires ont participé aux recherches : l'Institut de Limnologie de Thonon et les laboratoires cantonaux de Vaud et Genève.

Le poids du poisson est déterminé sur l'animal non éviscéré. Les dosages sont effectués sur la partie comestible (filet et peau). Deux analyses sont réalisées pour chaque individu et chaque métal dosé.

Le mercure a été déterminé par tous les laboratoires. Par contre, plomb, cadmium et chrome ne sont dosés que par les laboratoires cantonaux. Le zinc a également été recherché sur certains échantillons par le laboratoire cantonal vaudois.

Pour le dosage du mercure, les trois laboratoires utilisent des méthodes analytiques similaires : après minéralisation du poisson par un mélange acide-oxydant, les teneurs en polluant sont déterminées par absorption atomique sans flamme selon le principe de la méthode décrite dans le Manuel suisse des denrées alimentaires (1983). Plomb, cadmium et chrome sont mesurés par absorption atomique-four graphite sur un minéralisat obtenu par digestion de l'échantillon en milieu acide nitrique concentré et selon la méthode des ajouts dosés.

Le zinc est quant à lui déterminé, également par absorption atomique, par injection dans une flamme air-acétylène.

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

Pour l'exploitation des résultats, les poissons sont regroupés selon l'espèce et le poids.

Afin d'assurer la validité des résultats, six séries d'analyses comparatives interlaboratoires ont été organisées en 1986 et 1987. Le groupe de travail "Méthodologie" a, par ailleurs, préparé un échantillon de référence de truite lyophilisée dont la teneur en polluants a été déterminée par huit laboratoires, à plusieurs reprises. Par la suite, cet échantillon a été mis à la disposition des trois services effectuant la campagne de mesures afin d'introduire un système d'auto-contrôle en cours de campagne.

Les valeurs quartiles, le maximum et le minimum observés et la répartition des individus sont présentés selon des graphiques proposés par TUKEY (1977).

3.1 MERCURE (Figures 1 à 3)

Les principaux résultats sont regroupés et schématisés sur la figure 1 :

- pour les classes les plus représentées dans l'échantillonnage, la teneur moyenne en mercure varie de 66 à 72 $\mu\text{g}/\text{kg}$.
- les écarts-types caractérisant la dispersion des mesures ne sont pas trop importants.
- nous n'observons pas d'augmentation nette de la contamination mercurielle moyenne des individus en fonction du poids. Cette augmentation apparaît mieux pour la valeur médiane.
- les concentrations maximales mesurées sont relativement faibles.

Pour les lottes, nous mesurons des contaminations supérieures à celles des perches, comme par le passé. La teneur en mercure des individus plus âgés est plus élevée. Les concentrations moyennes sont, respectivement pour les trois classes de poids, de 145, 167 et 210 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

Pour ces deux espèces, les concentrations mesurées sont, en moyenne bien inférieures à la tolérance des denrées alimentaires (500 $\mu\text{g}/\text{kg}$) requise pour les poissons. Seules quelques lottes présentent une contamination voisine ou supérieure à 400 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

Les figures 2 et 3 illustrent l'évolution de la pollution mercurielle dans les deux espèces considérées : l'amélioration observée les années précédentes se confirme. NISIMURA (1974) a démontré que la contamination des espèces sédentaires était proportionnelle à la contamination du sédiment. Si cette relation est applicable à l'écosystème lémanique, l'amélioration observée pour la lotte, poisson benthique, est en accord avec la diminution de la contamination des sédiments observée ces dernières années par MONDAIN-MONVAL et al. (1984).

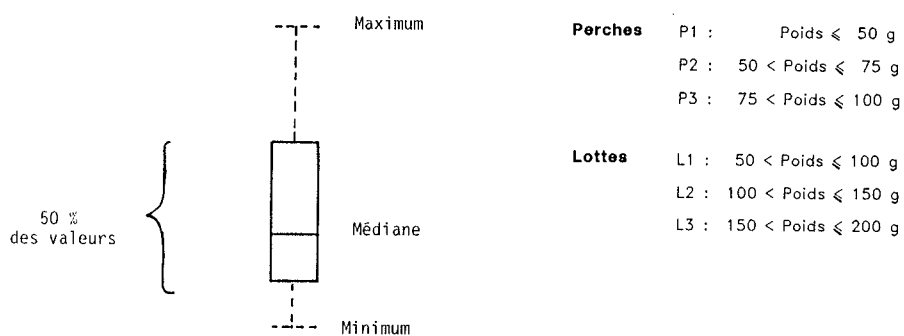
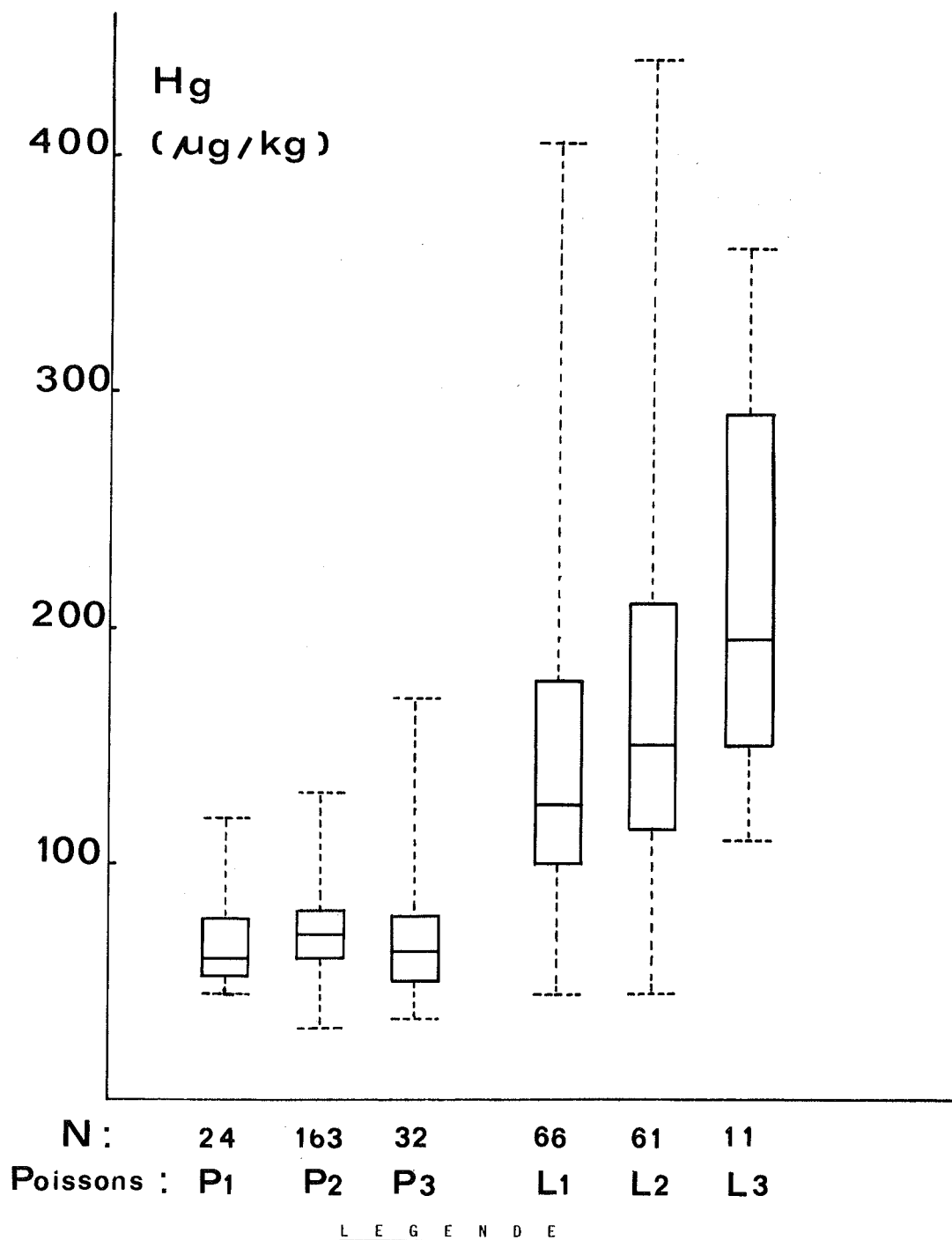


FIGURE 1 : CONCENTRATION DU MERCURE DANS LES POISSONS DU LEMAN EN 1987

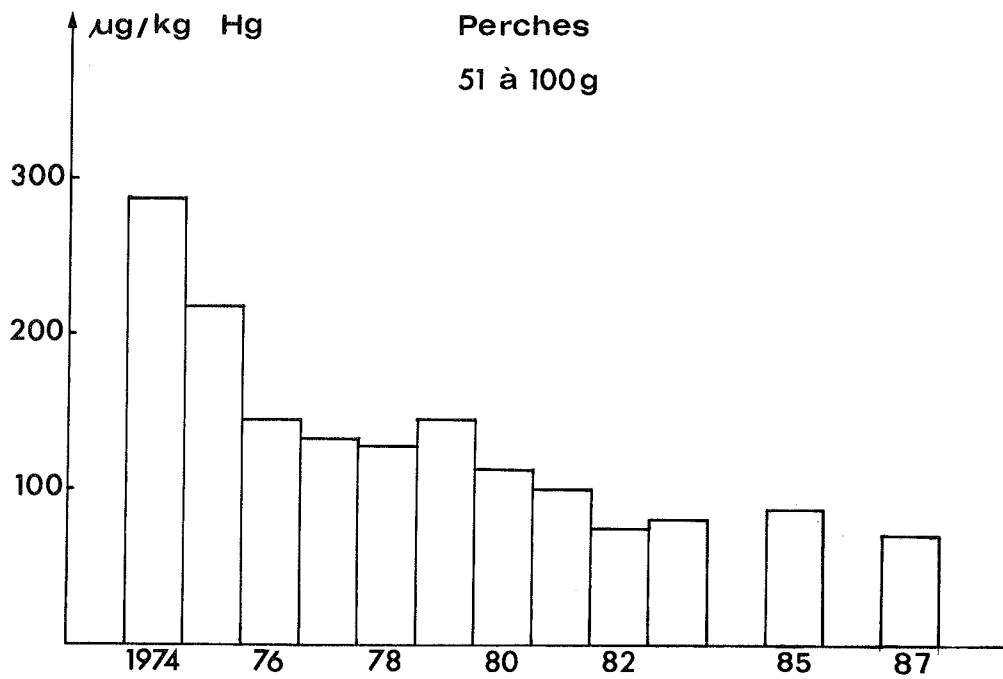


FIGURE 2 : EVOLUTION DE LA TENEUR EN MERCURE DES PERCHES
DU LEMAN (MOYENNE ARITHMETIQUE)

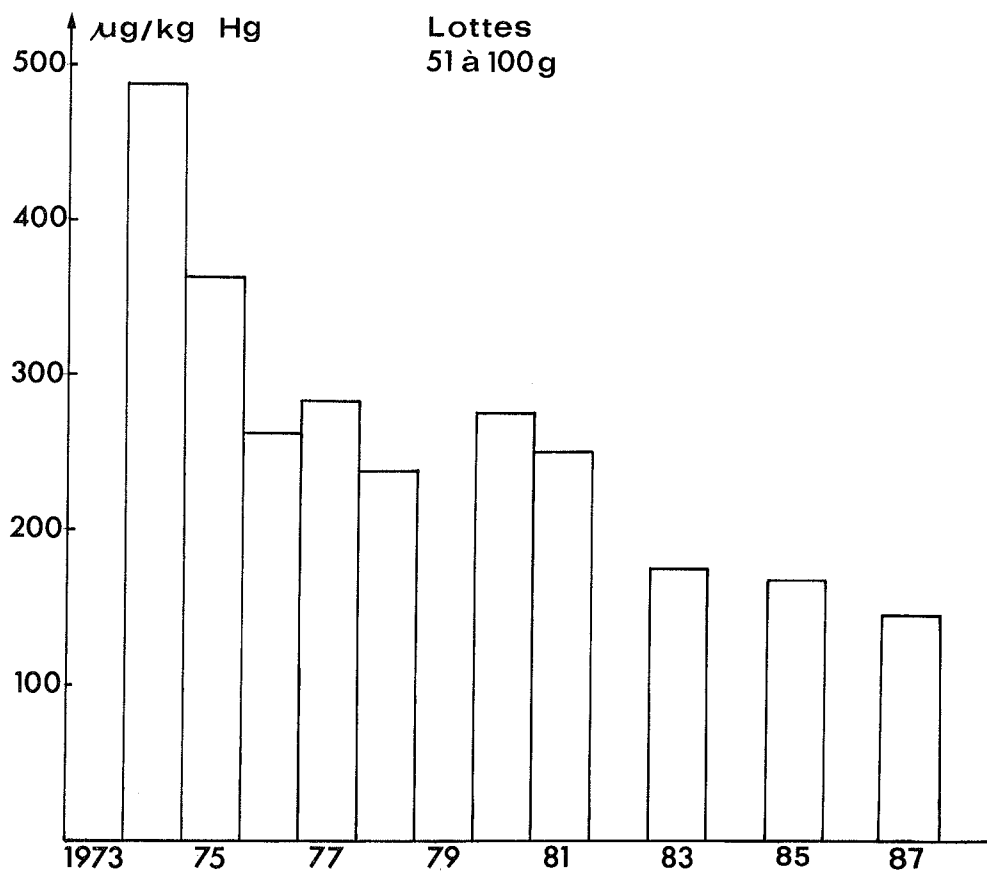


FIGURE 3 : EVOLUTION DE LA TENEUR EN MERCURE DES LOTTES
DU LEMAN (MOYENNE ARITHMETIQUE)

3.2 PLOMB (Figure 4)

La contamination saturnine des poissons du Léman demeure très faible. Les concentrations moyennes mesurées dans les perches et les lottes sont de l'ordre de 23 à 31 $\mu\text{g}/\text{kg}$, c'est-à-dire très voisines de la limite de détection de la méthode utilisée.

La répartition des échantillons en fonction de leur teneur en plomb montre que la plupart des individus analysés ont une teneur inférieure à 25 $\mu\text{g}/\text{kg}$, c'est-à-dire inférieure à cette limite de détection, ce qui rend impossible la représentation graphique, ceux-ci étant trop écrasés.

L'amélioration observée par rapport aux années précédentes se confirme (figure 4).

Les concentrations moyennes dans les deux espèces sont bien inférieures à la valeur limite de 1'000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ édictée par l'Office vétérinaire fédéral suisse.

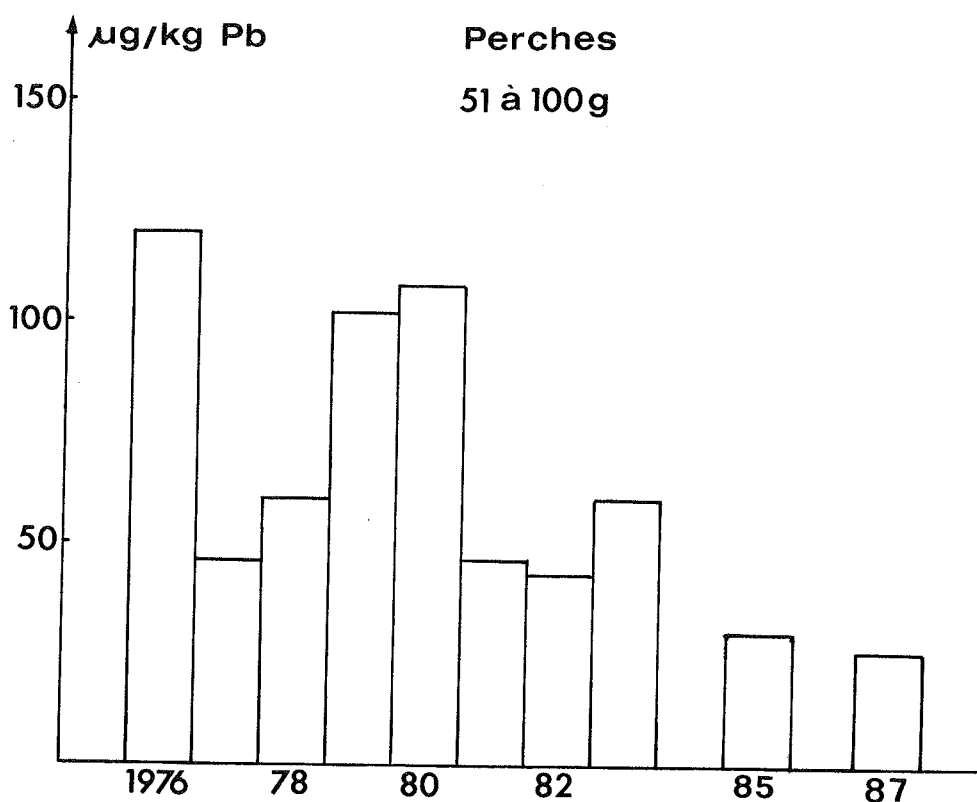


FIGURE 4 : ÉVOLUTION DE LA TENEUR EN PLOMB DES PERCHES DU LEMAN (MOYENNE ARITHMÉTIQUE)

3.3 CADMIUM (Figures 5 et 6)

Cet élément très toxique n'est présent qu'en très faibles concentrations dans la chair des espèces analysées. Les valeurs mesurées sont souvent proches de la limite de détection. La concentration moyenne observée est, pour toutes les classes, de l'ordre de 6 $\mu\text{g}/\text{kg}$, très inférieure à la limite suisse de 100 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Quelques individus présentent des teneurs plus élevées (figure 5).

La figure 6 montre que depuis quelques années, la teneur en cadmium des perches se stabilise autour de 5 à 6 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

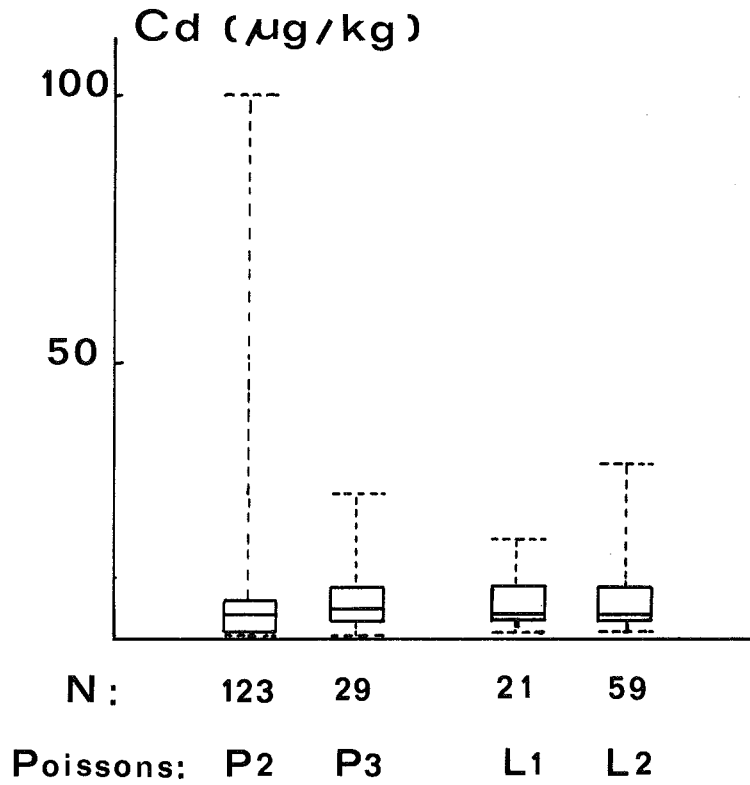


FIGURE 5 : CONCENTRATION DU CADMIUM DANS LES POISSONS DU LEMAN EN 1987

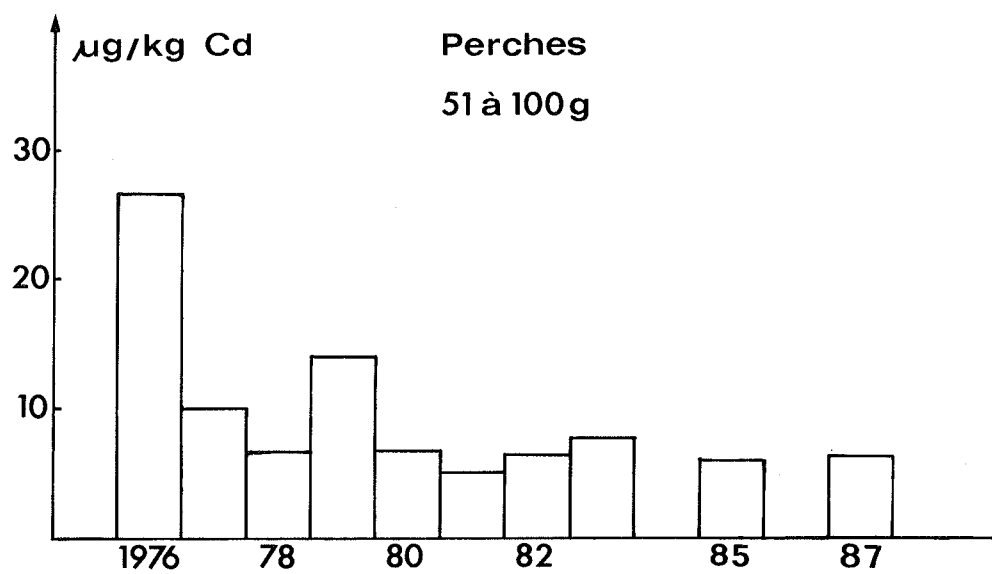


FIGURE 6 : EVOLUTION DE LA TENEUR EN CADMIUM DES PERCHES DU LEMAN (MOYENNE ARITHMETIQUE)

3.4 CHROME ET ZINC (Figures 7 et 8)

Les concentrations de chrome mesurées dans les poissons du lac varient beaucoup d'un individu à l'autre (écart-type élevé) mais demeurent, en moyenne, faibles (figure 7). La concentration moyenne des perches est de 35 $\mu\text{g}/\text{kg}$; celle des lottes varie de 53 à 77 $\mu\text{g}/\text{kg}$ selon la classe de poids considérée.

Nous n'observons pas de différences importantes par rapport aux années antérieures.

Rappelons que LOWMANN et al., (1971) ont montré qu'il n'y avait pas de bioaccumulation dans la chaîne alimentaire pour ce métal.

Les valeurs de zinc mesurées par le laboratoire cantonal vaudois dans les perches et lottes sont identiques à celles observées en 1985. Pour les perches, la concentrations moyenne est de 9 $\mu\text{g}/\text{g}$ et pour les lottes, elle atteint 9.8 $\mu\text{g}/\text{g}$. Les valeurs médianes sont proches de 8 $\mu\text{g}/\text{g}$ (figure 8).

Ces teneurs sont voisines de celles citées dans la littérature pour les poissons d'eau douce (FÖRSTNER et WITTMANN, 1979).

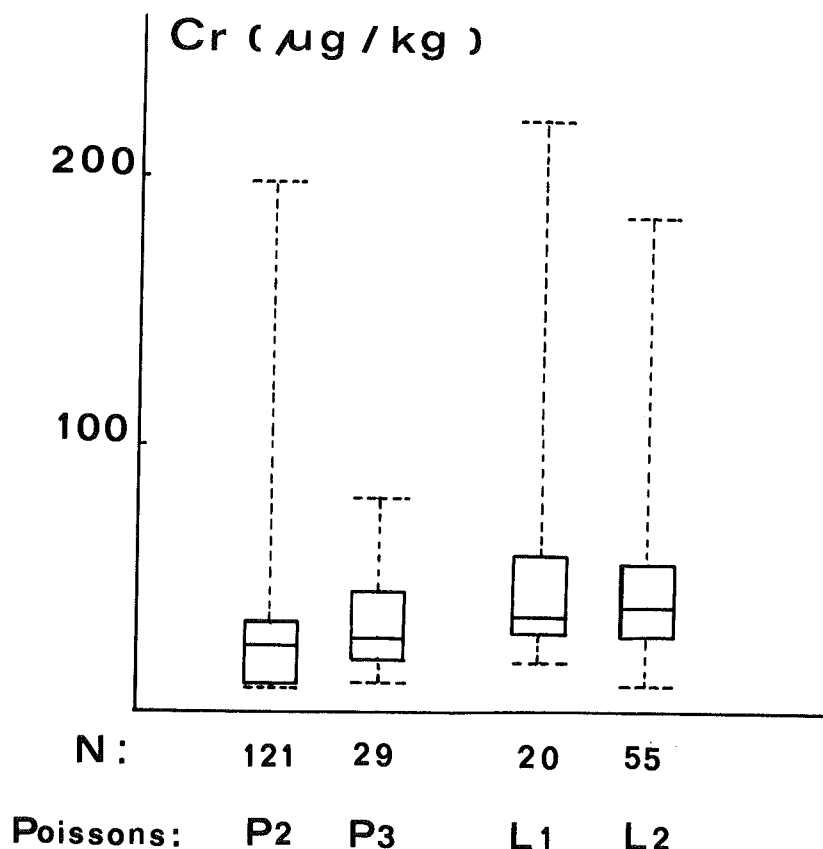
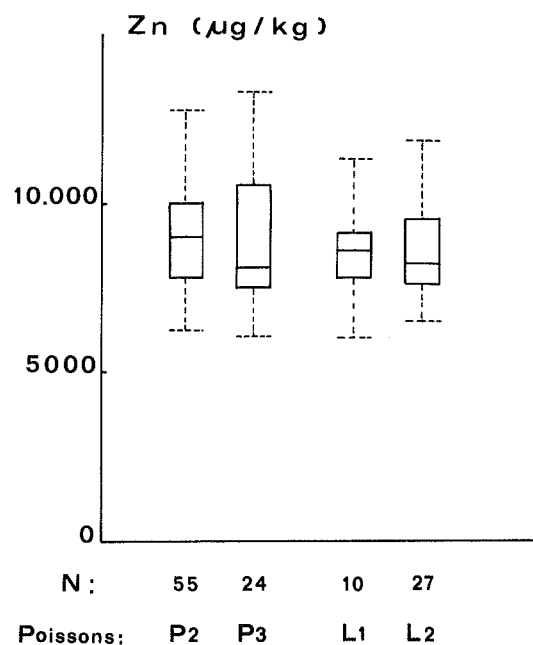


FIGURE 7 : CONCENTRATION DU CHROME DANS LES POISSONS DU LEMAN EN 1987



**FIGURE 8 : CONCENTRATION DU ZINC DANS LES POISSONS
DU LEMAN EN 1987**

4. CONCLUSIONS

Bien que la musculature ne soit pas l'élément idéal pour déterminer la contamination globale de l'individu, l'analyse de la chair de poisson est intéressante comme méthode indicatrice de pollution et pour l'aspect toxicologique lié à sa consommation.

Les teneurs en métaux lourds dans les perches et lottes du lac demeurent basses, bien inférieures aux exigences requises pour les denrées alimentaires.

L'amélioration observée ces dernières années, corroborée par la diminution de la contamination des sédiments, se confirme : les teneurs en plomb et cadmium approchent actuellement la limite de détection et la teneur en mercure des perches tend vers une valeur asymptotique qui pourrait être attribuée à l'impact du mercure d'origine naturelle.

BIBLIOGRAPHIE

- 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 DENREES ALIMENTAIRES (MSDA) (1983) : chapitre 45, méthode 31, 67-68.
- MONDAIN-MONVAL, J.Y., DONARD, O., FAVARGER, P.Y. et VERNET, J.P., (1984) : Etude de la pollution des sédiments du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1983, 77-95.
- FÖRSTNER, U., et WITTMANN, G.T.W., (1979) : Metal pollution in the aquatic environment. Springer-Verlag, Berlin, 486 p.
- NISIMURA, H., (1974) : Mercury in fish and sediments in Tokuyama Bay. Université Tokyo.
- TUKEY, J.W. (1977) : Exploratory data analysis. Addison-Wesley Publishing company, Reading, 688 p.

ETUDE DES AFFLUENTS DU LEMAN ET DE SON EMISSAIRE
Campagne 1987

PAR

ALAIN ORAND ET MICHEL COLON

INSTITUT DE LIMNOLOGIE, INRA, THONON-LES-BAINS

RESUME

Le rapport 1987 porte sur l'examen des bilans annuels des quatre plus importants affluents du Léman (le Rhône amont, la Dranse, la Venoge et l'Aubonne) et sur l'émissaire du lac : le Rhône à Genève.

La somme des débits à l'entrée du lac est en légère augmentation. En conséquence les bilans des apports sont égaux ou légèrement supérieurs à ceux de 1986. Il n'en est pas ainsi pour tous les éléments, en particulier dans le Rhône où le plomb a quintuplé depuis 1984, et l'azote organique est en augmentation de 25 % de 1986 à 1987.

D'autre part quelques bilans sont en régression, parmi ceux-ci celui des orthophosphates dont le tonnage annuel est passé au-dessous des 100 tonnes et celui du carbone organique dissous qui est revenu au niveau des années 1984-1985, après la forte hausse de 1986.

La proportion du phosphore dissous dans le phosphore total ne cesse de diminuer et atteint cette année 7 %. Les apports en phosphore total dans le Rhône amont, pendant la période estivale, représentent 70 % des apports annuels de cet affluent et sont constitués, pour la plus grande part, de phosphore particulaire lequel est à 85 % biologiquement inerte.

1. GENERALITES

Les résultats des bilans calculés sur les quatre affluents principaux du Léman et sur son émissaire sont consignés dans ce présent rapport. Ainsi que les années précédentes la qualité des eaux a été suivie dans le Rhône à la Porte du Scex, dans la Dranse au pont de Vongy, dans l'Aubonne et la Venoge ainsi que dans l'émissaire du Léman le Rhône à Genève.

Pour l'émissaire, les débits journaliers à Genève sont déduits de ceux du Rhône à Chancy en appliquant la formule :

$$Q_g = 0.97 * Q_c - Q_a$$

avec Q_a = débit de l'Arve
et Q_c = le débit du Rhône à Chancy.

Un préleveur automatique a été placé cette année sur le Rhône aval à l'usine de la Coulouvrenière. Les prélèvements ont été doublés (manuel et automatique) pour la première année de fonctionnement. Compte tenu des écarts importants entre les deux modes de mesures au début de l'année et avant l'indispensable calibrage, les bilans 1987 s'appuient comme par le passé sur les seuls prélèvements manuels bimensuels, ce qui peut présenter des problèmes sur la représentativité de ces mesures.

Sur le Rhône amont, à la Porte du Scex, les analyses d'azote nitreux et ammoniacal n'ont pas été réalisées à cause de la trop grande évolution des échantillons dans les tuyaux du préleveur automatique.

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

2. DEBITS DES AFFLUENTS ET DE L'EMISSAIRE (FIGURE 1)

La somme des débits moyens annuels des quatre affluents principaux est de 235.7 m³/s contre 229 m³/s en 1986.

Ce débit se répartit de la façon suivante :

Rhône	201.1 m ³ /s
Dranse	23.3
Aubonne	6.7
Venoge	4.6

Le débit moyen annuel du Rhône à Genève est de 276.6 m³/s contre 259.1 m³/s en 1986.

Répartition du débit des affluents en %

	1983	1984	1985	1986	1987
Rhône amont	86.0	83.9	86.8	86.6	85.3
Dranse	9.1	10.2	9.4	9.3	9.9
Venoge	2.2	2.8	1.6	1.7	1.9
Aubonne	2.7	3.1	2.2	2.4	2.9

Les débits dans le Rhône amont sont en augmentation constante depuis 1984 (+ 20 %). Il faut relever la crue exceptionnelle du Rhône le 25 août 1987 avec des débits de 1010 m³/s (le maximum mesuré jusqu'à ce jour est de 1100 m³/s en 1947).

DEBITS MOYENS ANNUELS

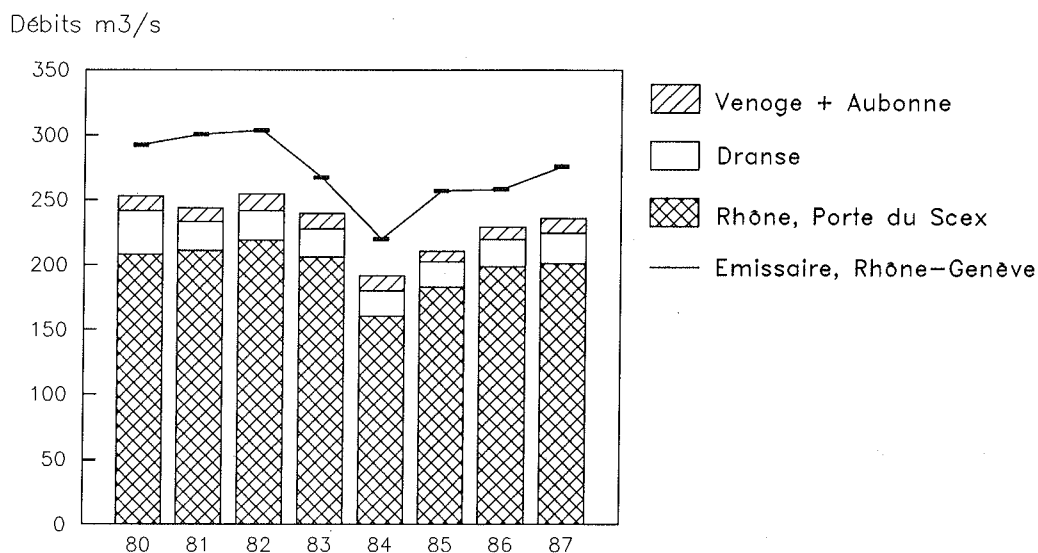


FIGURE 1

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

3.1 AZOTE MINERAL ET ORGANIQUE (figures 2 à 4)

En 1987, seules les analyses de l'azote nitrique ont été faites sur les prélèvements du Rhône-amont. Les apports en azote minéral total sont donc sous-estimés d'environ 10 %. En faisant abstraction des apports en azote ammoniacal et nitreux du Rhône-amont, le total 1987 de 5608 t est en augmentation de 13 % par rapport à 1986 et représente le total le plus élevé depuis 1980. Les apports provenant des autres affluents restent dans la moyenne des 10 dernières années.

Apports en azote minéral total

	1983	1984	1985	1986	1987
Apports en tonnes	4887	5111	4477	4946	5608
<u>Apport en %</u>					
Rhône amont	76.6	75.7	77.7	76.3	77.9
Dranse	6.7	6.8	7.8	7.7	7.2
Venoge	10.7	12.1	9.9	10.3	10.4
Aubonne	6.0	5.4	4.6	5.6	4.5

Si nous examinons à présent les concentrations pondérées par les débits, nous avons peu de changements par rapport aux années précédentes et un classement inchangé : la Venoge 4.05 mg/l, l'Aubonne 1.18 mg/l, le Rhône-amont 0.69 mg/l et la Dranse 0.54 mg/l. Les exportations augmentent elles aussi, mais dans une moindre proportion (+ 9 %).

Exportations en azote minéral total en tonnes

	1983	1984	1985	1986	1987
exportations	3725	2864	3072	3556	3885

Bilan des 3 formes de l'azote en tonnes

	somme	nitreux	nitrique	Ammoniac.
Venoge	584.9	9.6	546.6	25.7
Aubonne	250.5	2.9	234.1	13.5
Dranse	399.2	7.1	370.1	22.0
Rhône-amont	4373.5	-	4373.5	-
total	5608.1	-	5524.3	-
Rhône-émis.	3885.2	37.0	3513.3	334.8

C'est l'azote nitrique qui prend la plus grande part de l'augmentation globale des apports en azote minéral total. Pour les rivières où cette augmentation est la plus sensible, elle est surtout une conséquence de l'accroissement des débits, les moyennes pondérées ne présentant pas d'évolution notable.

L'azote organique n'est dosé que dans les prélèvements de la Dranse et du Rhône-amont. Ces apports, qui oscillaient autour des 2000 t par an depuis 1980, frisent en 1987 la barre des 4000 t. La Dranse apporte pour sa part 167.8 t soit la même quantité qu'en 1986. Le Rhône-amont (3662 t) amène 1600 t de plus qu'en 1986, résultat surestimé d'environ 10 % puisque l'azote minéral total est sous-estimé comme on l'a vu plus haut. On retrouve cette surestimation dans la proportion d'azote organique dans l'azote total qui dans le Rhône-amont atteint 40.6 % contre 35.7 % l'année passée. En tonnage cela se traduit par une augmentation spectaculaire de 25 %. Cette augmentation est directement liée aux crues importantes pendant l'année 1987. Pour la Dranse, la proportion d'azote organique dans l'azote total n'évolue pas avec 29.6 % contre 30.4 % en 1986.

Apports annuels en azote organique en tonnes de N

Année	Rhône	Dranse
1977	1704	203
1978	3180	165
1979	2618	189
1980	2688	165
1981	2396	179
1982	1621	155
1983	1942	123
1984	2314	175
1985	2115	149
1986	2094	167
1987	3662	168

Proportion d'azote organique dans l'azote total en %

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
1986	35.7	30.4
1987	40.6	29.6
Moyenne	38.9	30.7

APPORTS ET PERTES EN AZOTE NITRIQUE

Tonnes de N/an

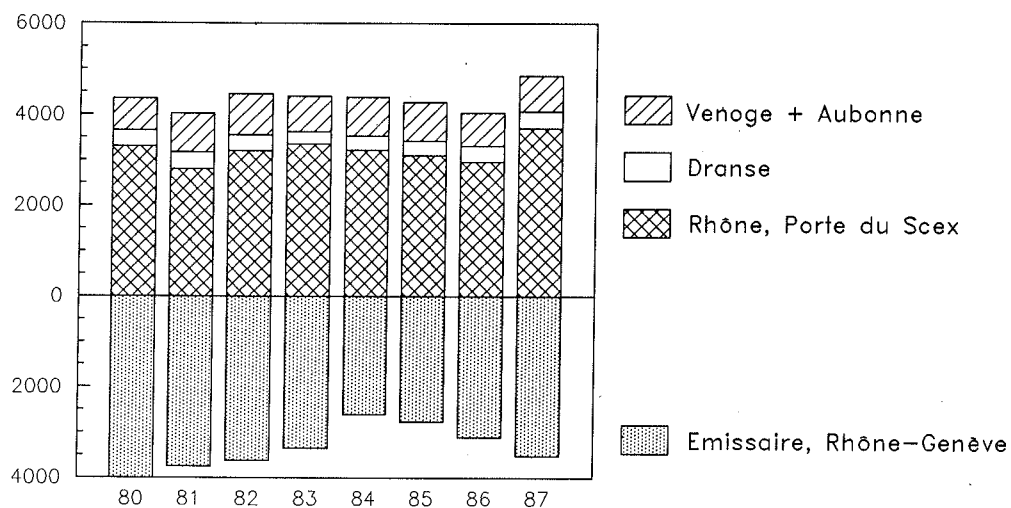


FIGURE 2

APPORTS EN AZOTE ORGANIQUE

Tonnes de N/l

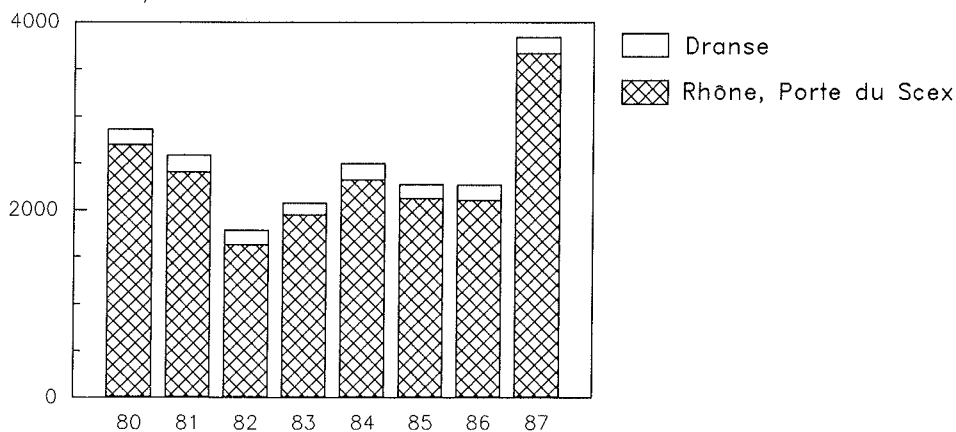


FIGURE 3

APPORTS EN AZOTE TOTAL

Tonnes de N/l

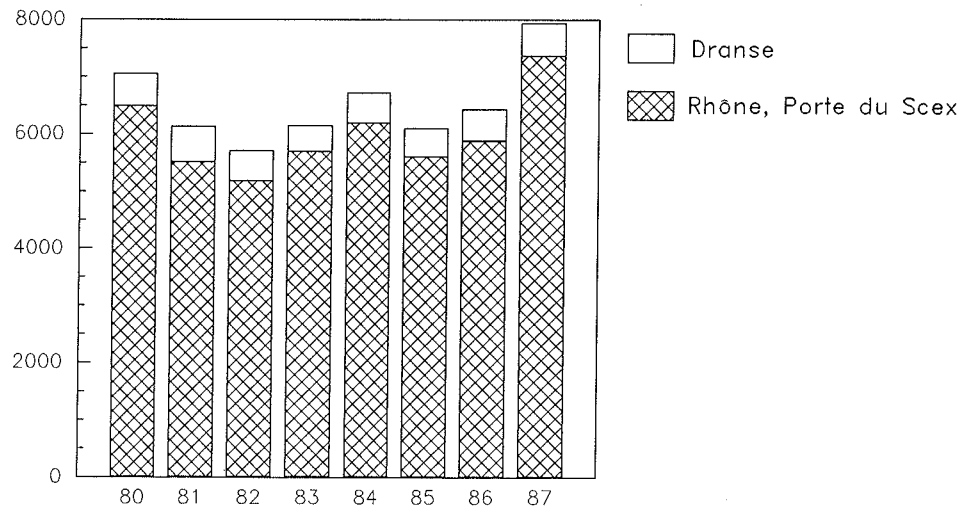


FIGURE 4

3.2 ORTHOPHOSPHATES (PHOSPHORE DISSOUS) ET PHOSPHORE TOTAL (figures 5 à 8)

Les apports en phosphore total par les quatre affluents principaux du Léman sont en 1987 de 1390 t. C'est la valeur maximum de ces quinze dernières années. Ces apports sont en augmentation pour le Rhône-amont et la Dranse, stables pour l'Aubonne et en diminution pour la Venoge par rapport à 1986. Pour le Rhône-amont les apports en phosphore total pendant la période du 22 juin au 31 août représentent 70 % des apports annuels soit 868 t. Les exportations (387.8 t) n'ont que peu évolué (1986 : 397 t).

Cette augmentation des apports en phosphore total dans le Rhône et la Dranse est due aux crues importantes qui ont entraîné de fortes quantités de matières solides en suspension et par conséquent de phosphore particulaire. Il faut relever que le phosphore particulaire dans les quatre affluents principaux représente en 1987 le 93 % du phosphore total.

Bilan annuel du phosphore total en tonnes de P

	1983	1984	1985	1986	1987
Rhône-amont	713.4	471.4	733.0	1065.3	1261.2
Dranse	118.0	70.5	48.6	72.6	95.2
Venoge	33.8	40.0	25.2	29.4	20.0
Aubonne	17.3	15.5	12.2	13.6	13.7
total	882.5	597.4	819.0	1180.9	1390.1
Exportation	526.2	440.5	423.5	396.9	387.8
Solde	356.3	156.9	395.5	784.0	1002.3

Au plan des moyennes pondérées deux faits marquants sont à relever : l'augmentation dans le Rhône-amont et dans la Dranse, et la baisse, tout aussi significative, dans l'Aubonne et la Venoge. Pour cette dernière la concentration annuelle pondérée est passée de 0.33 mg/l en 1982 à 0.14 mg/l en 1987. (- 42 % pour cette dernière année).

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

	1983	1984	1985	1986	1987
Rhône amont	0.110	0.093	0.127	0.170	0.199
Dranse	0.173	0.114	0.078	0.109	0.129
Venoge	0.206	0.238	0.236	0.241	0.139
Aubonne	0.084	0.082	0.084	0.080	0.065
Rhône émis.	0.055	0.063	0.052	0.049	0.044

Les apports en orthophosphates des quatre principaux affluents ont considérablement diminué depuis 1983. Cette baisse dans les 5 dernières années est de plus de 30 %. La part du phosphore soluble dans le phosphore total ne représente cette année que 7 % alors qu'elle était de 22 % en 1984. Les exportations en cet élément diminuent de la même façon depuis 1983 et atteignent cette année 205 t.

Bilan annuel du phosphore soluble en tonnes de P

	1983	1984	1985	1986	1987
Rhône amont	93.4	86.9	89.3	73.3	67.0
Dranse	38.0	23.9	15.1	18.8	20.7
Venoge et Aubonne	16.1	22.4	12.0	11.9	10.4
Total	147.5	133.2	116.4	104.0	98.1
Exportations	426.2	333.6	255.3	269.9	205.5
Solde	278.7	200.4	138.9	165.9	107.4

APPORTS ET PERTES EN PHOSPHORE TOTAL

Tonnes de P/an

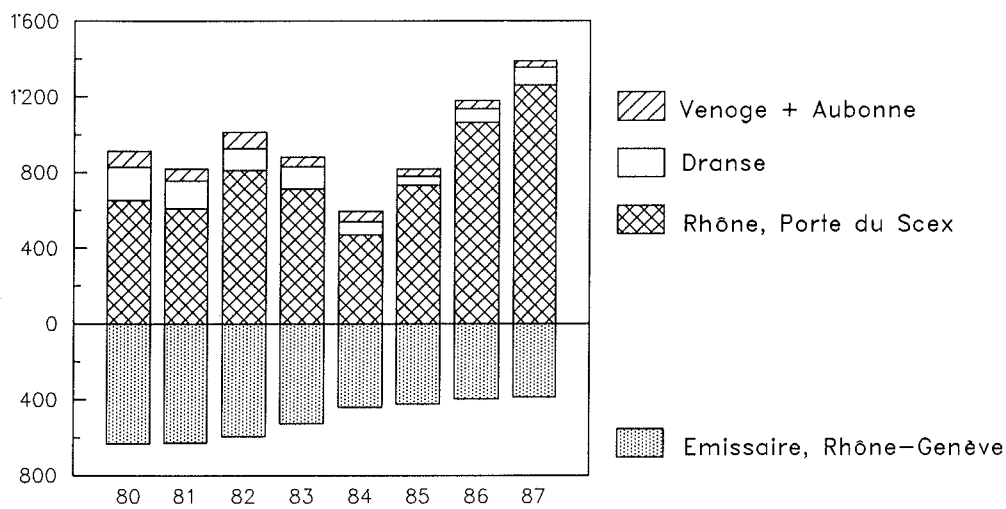


FIGURE 5

APPORTS ET PERTES EN PHOSPHORE PARTICULAIRE

Tonnes de P/an

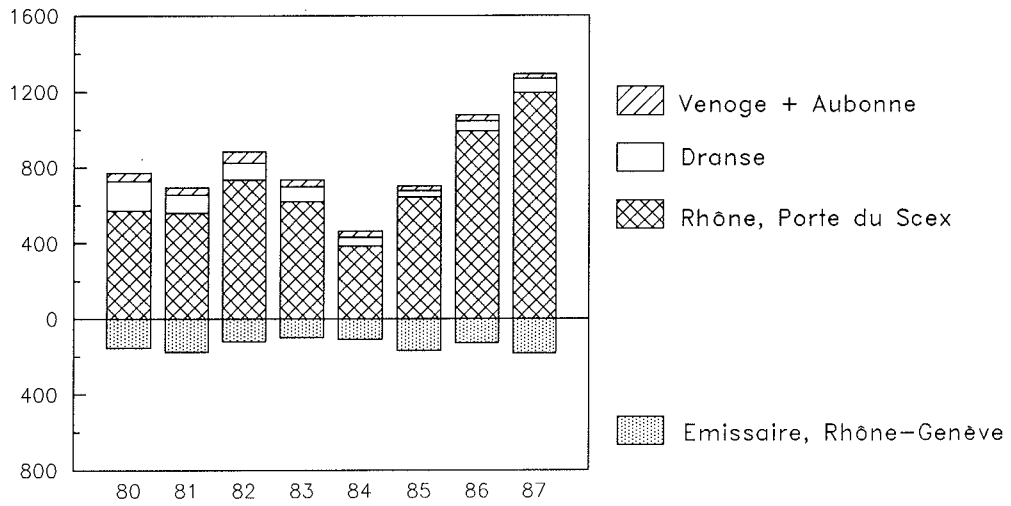


FIGURE 6

APPORTS ET PERTES EN PHOSPHORE DISSOUS

Tonnes de P/an

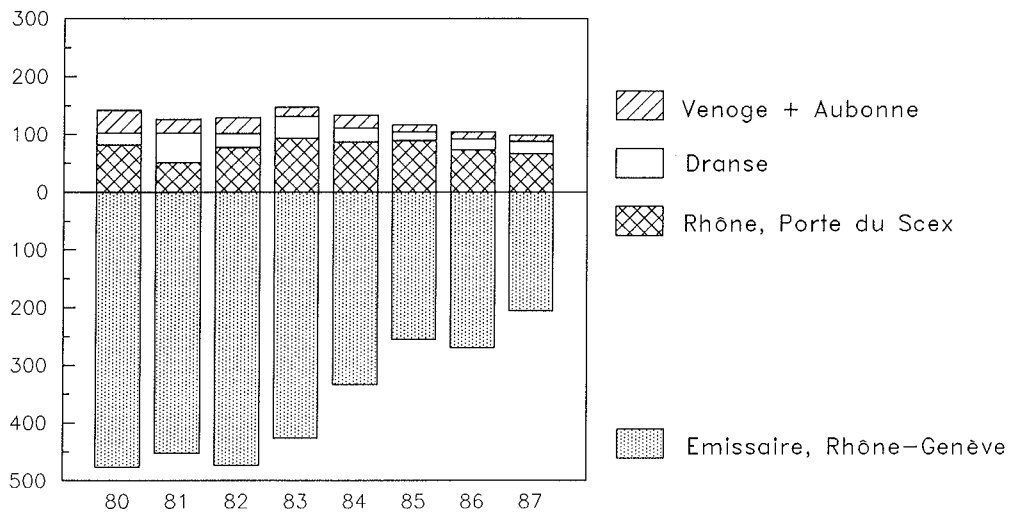


FIGURE 7

Solde des bilans annuels (Phosphore total)

(Apports des 4 rivières moins l'émissaire)

Tonnes de P/an

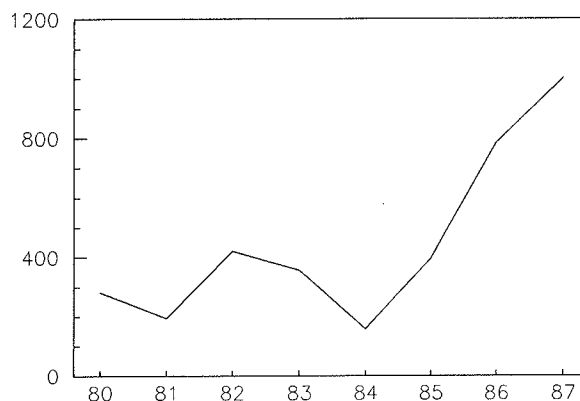


FIGURE 8

3.3 CHLORURES (figure 9)

Les concentrations moyennes annuelles pondérées sont légèrement inférieures à celles de l'année 1986 en particulier pour l'Aubonne et la Venoge

Concentrations moyennes annuelles pondérées en mg Cl/l

	1985	1986	1987
Rhône amont	5.7	6.1	5.9
Dranse	3.2	3.6	3.6
Aubonne	4.7	5.5	4.2
Venoge	18.3	19.8	17.7
Rhône émis.	5.0	5.2	5.3

Les apports de l'année 1987 sont égaux à ceux de 1986. Ils atteignent 44000 t. Le bilan est équilibré puisque les exportations s'élèvent à 45700 t. Les valeurs atteintes ces deux dernières années sont les plus fortes depuis 1976.

Bilan des chlorures en tonnes de Cl

	1983	1984	1985	1986	1987
apports	37300	39000	37400	44100	44000
émissaire	39100	33100	40800	42500	45800

APPORTS ET PERTES EN CHLORURE

Tonnes de Cl/an

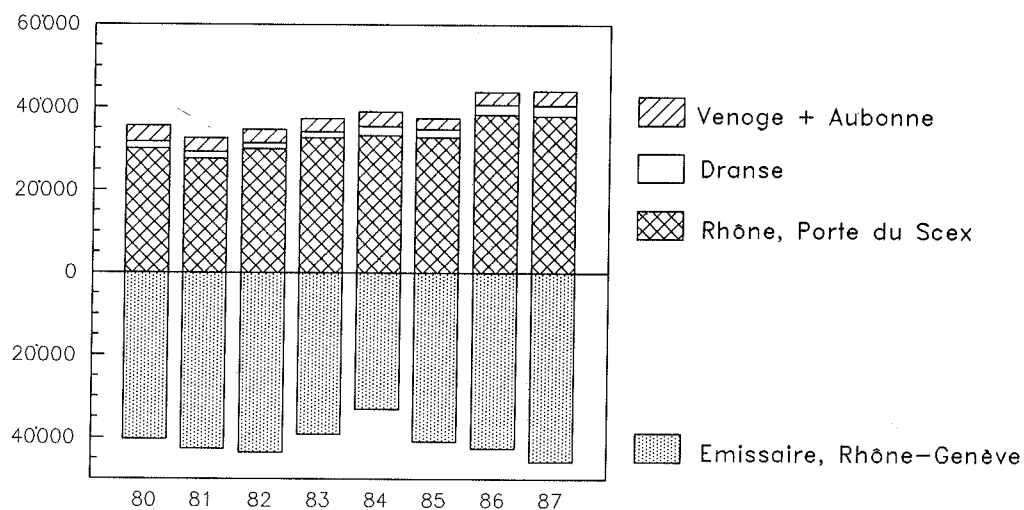


FIGURE 9

3.4 POTASSIUM (figure 10)

Ces apports ne sont mesurés que pour deux des quatre affluents principaux du Léman, le Rhône-amont et la Dranse, ainsi que pour l'émissaire. Ils sont de 7970 t en 1987 soit 100 t de plus qu'en 1986. Les exportations se montent à 5560 t. Exprimées en mg K/l, les concentrations moyennes annuelles pondérées atteignent 0.81 pour la Dranse, 1.16 pour le Rhône amont et 0.64 pour le Rhône à Genève.

APPORTS ANNUELS EN POTASSIUM

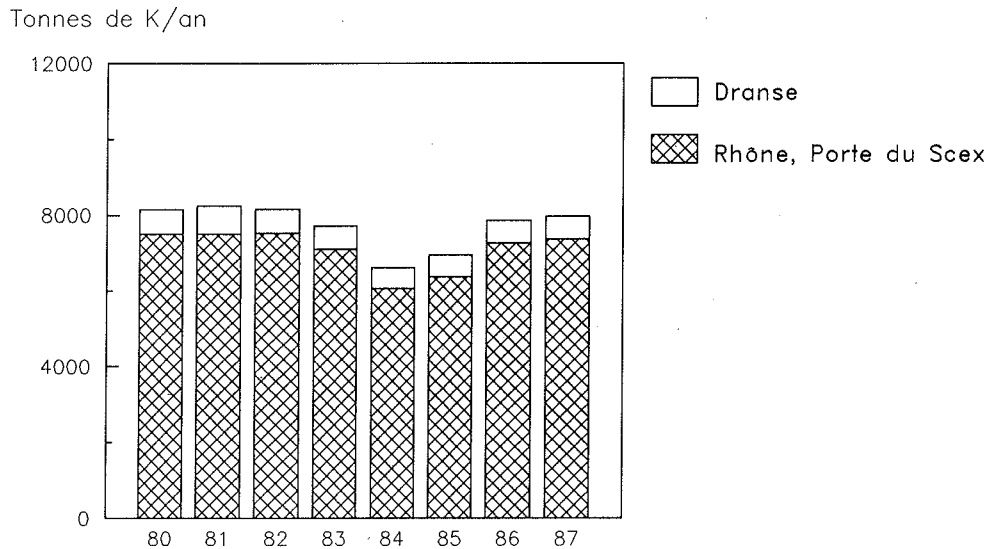


FIGURE 10

3.5 CARBONE ORGANIQUE

Trois affluents du Léman font l'objet cette année d'analyse de carbone organique : le Rhône-amont, la Venoge et l'Aubonne. En ce qui concerne le carbone organique total, seuls les prélèvements du Rhône à la Porte du Scex et du Rhône à Genève sont analysés. Si l'on considère les moyennes annuelles pondérées par les débits, on relève cette année des valeurs inférieures aux valeurs moyennes interannuelles après la forte hausse de 1986.

Concentrations moyennes annuelles pondérées par les débits en mg C/l

	1983	1984	1985	1986	1987
<u>Carbone organique dissous</u> Rhône-amont	1.06	0.97	0.94	1.46	0.78
<u>Carbone organique total</u> Rhône-amont	2.87	2.56	2.73	3.00	2.64

En carbone organique dissous l'Aubonne et la Venoge, avec respectivement 2.18 et 2.60 mg C/l, atteignent les concentrations en carbone organique total du Rhône amont. La concentration moyenne du Rhône à Genève (émissaire) (1.30 mg C/l) est la moitié de celle du Rhône-amont.

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

	1983	1984	1985	1986	1987
<u>Carbone organique</u> Rhône-amont	6800	4900	5430	9150	4950
<u>Carbone organique total</u> Rhône-amont	18650	13000	15730	18780	16780

En terme de bilans nous sommes revenus, après la forte hausse constatée en 1986, aux valeurs antérieures de 1984 et 1985

3.6

SILICE

Exprimées en mg de SiO_2/l , les moyennes annuelles pondérées par les débits sont d'une très grande stabilité y compris pour la Venoge dont la concentration en cet élément est revenue au niveau de l'année 1985 après la baisse de l'année 1986.

Concentrations moyennes annuelles en silice mg SiO_2/l

	1983	1984	1985	1986	1987
Rhône amont	3.12	3.30	2.90	3.06	3.02
Dranse	3.57	3.21	3.30	3.29	3.31
Venoge	3.90	4.69	4.30	3.46	4.27
Aubonne	2.54	2.83	2.40	2.25	2.29
Rhône émis.	0.88	0.77	0.70	0.82	0.67

La baisse des concentrations annuelles pondérées pendant ces cinq dernières années dans le Rhône émissaire est très nette.

Apports annuels de silice en tonnes de SiO_2

	1983	1984	1985	1986	1987
Rhône amont	20260	16770	16840	19130	19170
Dranse	2440	1990	2040	2200	2435
Venoge	640	790	460	420	617
Aubonne	520	530	360	380	487
Total affluents	23860	20080	19700	22130	22709
Emissaire	7480	5360	5690	6700	5825

3.7 SULFATES

Les analyses de sulfates ne sont faites que dans deux des quatre affluents principaux du Léman : le Rhône-amont et la Dranse. Les fluctuations depuis 1983 suivent l'hydraulicité.

Apports annuels en sulfates en tonnes de SO_4

	1983	1984	1985	1986	1987
Rhône amont	308500	269800	272500	280200	296100
Dranse	35400	30800	33800	35100	32700

Concentrations moyennes pondérées de sulfates en $mg SO_4/l$

	1983	1984	1985	1986	1987
<u>Rhône amont</u>					
moyenne	47.5	53.2	47.3	44.8	46.7
minimum	28.0	30.0	31.0	26.0	25.0
maximum	92.0	85.0	78.0	83.0	81.0
<u>Dranse</u>					
moyenne	51.7	49.8	54.4	52.5	44.4
minimum	22.0	19.5	20.0	22.0	19.6
maximum	158.0	160.0	260.0	170.0	145.0

3.8 CALCIUM

Peu de variations interannuelles dans les apports en calcium qui ne sont mesurés que dans le Rhône-amont, la Dranse et le Rhône à Genève. Les concentrations moyennes annuelles pondérées par les débits sont d'une remarquable stabilité avec 40 $mg Ca/l$ pour le Rhône-amont et de 66.4 $mg Ca/l$ pour la Dranse. L'émissaire du Léman exporte 190000 t de Ca en 1987.

Apports annuels en tonnes de Ca

Année	1983	1984	1985	1986	1987
Rhône-amont	240000	208000	215000	243000	253000
Dranse	46000	41000	42200	44000	48900

3.9 MAGNESIUM

La stabilité des apports en magnésium est une constante au même titre que celle des apports en calcium. Avec 7.9 mg Mg/l pour le Rhône et 4.6 mg Mg/l pour la Dranse les moyennes annuelles pondérées sont très comparables à celles de 1986. Les exportations par le Rhône sont de 23400 t et la concentration moyenne annuelle de 2.7 mg/l.

Apports annuels de magnésium en tonnes de Mg

Année	1983	1984	1985	1986	1987
Rhône amont	28600	27000	26300	27800	29400
Dranse	5600	5100	5250	5400	5830

3.10 SODIUM

Les variations interannuelles des flux de sodium sont assez faibles et les apports en cet élément sont de l'ordre de 30000 t pour le Rhône-amont et 2000 t pour la Dranse. L'émissaire évacue 16750 t en 1987. Les concentrations annuelles moyennes pondérées sont en baisse par rapport à 1986 avec 2.4 mg/l pour la Dranse et 4.1 mg/l pour le Rhône amont.

Apports annuels de sodium en tonnes de Na

Année	1983	1984	1985	1986	1987
Rhône amont	24100	24200	25000	27000	26300
Dranse	1340	1330	1570	1740	1800

3.11 CUIVRE, ZINC ET PLOMB

Ces métaux ne sont analysés que sur les prélèvements du Rhône à la Porte du Scex. La moyenne des apports des dix dernières années est de 27.3 t de cuivre, 147.9 t de zinc et de 21.6 t de plomb. Par rapport à ces moyennes les apports 1987 représentent presque le double pour le cuivre et le zinc et plus du double pour le plomb. Pour des conditions d'hydrologie assez peu différentes entre 1983 et 1987, l'augmentation des apports est encore plus nette surtout en ce qui concerne le plomb avec une augmentation de 237 % par rapport à 1983.

Apports annuels en cuivre, zinc et plomb en tonnes

Année	1983	1984	1985	1986	1987
Cuivre	24.5	20.2	22.4	24.7	44.9
Zinc	182.5	217.3	141.9	181.8	226.7
Plomb	14.6	10.0	20.6	31.6	49.2

4. CONCLUSIONS

L'année 1987 a été sensiblement plus pluvieuse que les années précédentes. Les débits des apports contrôlés sont de ce fait légèrement supérieurs à ceux de 1986. Il faut relever d'importantes crues dont celle du Rhône le 25 août 1987 avec un débit de 1010 m³/s. Cette augmentation des débits explique certaines variations à la hausse que nous avons constatées comme celles du phosphore total (augmentation du phosphore particulaire), de l'azote organique, du magnésium, du sodium et du potassium. L'augmentation des débits n'explique pas tout, en particulier l'augmentation des apports en plomb, lesquels ont été multipliés par 5 en quatre ans.

Dans un sens plus positif, il faut signaler l'importante baisse des apports en orthophosphates (- 26 % depuis 1984) lesquels sont passés au-dessous de la barre des 100 tonnes/an. Cette diminution est importante, car c'est cette forme du phosphore qui est directement disponible pour les algues. Un autre point positif est la baisse des apports en carbone organique dissous dont le tonnage annuel est redescendu à 5000 t après les 9000 t, un peu surprenantes, de 1986.

Evolution des apports pour les affluents principaux
(Rhône, Dranse, Venoge, Aubonne) depuis 1984 (en tonnes)

	1984	1985	1986	1987
Débits (m ³ /s)	191	210	229	236
Azote minéral total	5111	4477	4946	5608
Azote organique	2489	2264	2261	3830
Phosphore total	597	819	1181	1390
orthophosphates	133	116	103	98
Chlorures	39000	37400	44100	44000
Carbone organique total *	13000	15730	18780	16780
Carbone organique dissous *	4900	5430	9150	4950
Sulfates **	300600	306300	315300	328800
Silice	20080	19700	22130	22700
Calcium **	249000	257200	287000	301900
Sodium **	25530	26570	28740	28100
Potassium **	6719	6950	7860	7970
Magnésium **	32100	31550	33200	35230
Cuivre *	20	22	25	45
Zinc *	217	142	182	227
Plomb *	10	21	32	50

* uniquement Rhône

** uniquement Rhône et Dranse

FLUX PARTICULAIRES DE QUELQUES NUTRIMENTS ET METAUX
DANS LES SUSPENSIONS DE QUATRE AFFLUENTS EN LEMAN

PARTIE A

RHONE A LA PORTE DU SCEX

PAR

PIERRE-YVES FAVARGER ET JEAN-PIERRE VERNET

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

PARTIE B

VENOGE, AUBONNE ET PROMENTHOUSE

PAR

ZHANG LI, DENNIS J. GREGOR, PIERRE-YVES FAVARGER ET JEAN-PIERRE VERNET

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

PARTIE A

RHONE A LA PORTE DU SCEX

RESUME

Les flux hebdomadaires et annuels du phosphore (particulièrement de ses formes potentiellement disponibles), des autres nutriments et des principaux métaux lourds ont été estimés dans les sédiments en suspension du Rhône, à partir de six échantillons ponctuels.

La proportion du phosphore total qui est sous forme facilement disponible (PINA, soit phosphore inorganique non apatitique) est toujours faible (6.6 % contre 6.0 % en 1986), mais elle a une grande importance qualitative. Les résultats montrent que la présence du PINA est liée à l'activité humaine. Cette forme, potentiellement utilisable par les algues, peut être un facteur essentiel d'eutrophisation. L'ensemble des résultats du phosphore permettront de compléter utilement les études en cours de modélisation du cycle du phosphore dans le Léman.

Les flux de carbone organique montrent une augmentation importante en été 1987, qui est à mettre en relation avec les crues exceptionnelles du mois d'août.

En ce qui concerne les autres éléments analysés, les flux en mercure et cadmium présentent un intérêt particulier et permettent le suivi des résultats obtenus durant plusieurs années, soit en solution dans l'eau, soit dans les sédiments du Rhône ou du Léman. Le flux en mercure lié aux particules, mesuré par cette méthode, a augmenté : + 160 % par rapport à 1986. Les autres métaux présentent des variations moindres : cadmium - 15 %, zinc + 33 % et plomb + 60 %. Le cuivre et le chrome ne varient pas.

1. INTRODUCTION

Rappelons que l'eutrophisation du Léman, qui a pour conséquence l'appauvrissement progressif de ses eaux en oxygène au cours de ces dernières décades, résulte principalement d'un excès de phosphore. Cet excès provoque un développement exagéré de certains organismes (notamment les différentes formes de phytoplancton) et un déséquilibre écologique du milieu lacustre.

Seul le phosphore biodisponible, c'est-à-dire assimilable par les organismes vivants, joue un rôle important dans les mécanismes de l'eutrophisation. Le degré de biodisponibilité des différentes formes de phosphore que l'on rencontre dans l'eau et les sédiments peut être mis en évidence par des techniques d'analyse particulières. Ainsi, pour le sédiment, on distingue trois formes principales (WILLIAMS et al., 1976, BURRUS, 1984) qui sont, par ordre d'importance :

- **PINA, phosphore inorganique non-apatitique.** Cette forme est extrêmement importante car très réactive et potentiellement utilisable par les organismes vivants (biodisponibilité élevée). Son origine est surtout liée aux activités humaines.
- **PO, phosphore organique.** La biodisponibilité de cette forme est faible, située entre celles des deux autres formes. En effet, la matière organique particulaire est constituée pour l'essentiel de résidus (matière morte) peu solubles et dans lesquels le phosphore a atteint son niveau d'énergie le plus bas.
- **PA, phosphore apatitique (inorganique).** Cette forme, contenue dans le minéral apatite, est la plus importante en quantité, mais présente une biodisponibilité quasi-nulle. Elle provient essentiellement de l'érosion des roches cristallines (origine détritique naturelle) et ne joue aucun rôle dans les phénomènes d'eutrophisation par le fait de sa solubilité extrêmement réduite.

Les études de modélisation du cycle du phosphore dans le Léman, effectuées récemment (FAHRNI et RAPIN, 1985a, 1985b et 1986), ont exploité un nombre considérable de données de provenances diverses; elles se sont cependant heurtées à quelques difficultés dues à certaines lacunes dans les données disponibles, lacunes que les études sur le phosphore particulaire dans les apports devraient contribuer à combler, permettant ainsi d'améliorer la précision des modèles.

Ce présent travail est la suite de l'étude commencée l'an dernier (FAVARGER et VERNET, 1987a), et constitue l'un des préliminaires à une nouvelle tentative affinée de modélisation du cycle du phosphore dans le Léman. Il se propose donc de déterminer la composition chimique des flux solides (suspensions) charriés par le Rhône en 1987, en utilisant un nombre restreint, mais suffisant, d'analyses de sédiments obtenus par pompage et centrifugation de l'eau brute. Les résultats de ces analyses sont mis en relation avec la teneur de l'eau en matière solide (en suspension dans l'eau), obtenue hebdomadairement à partir de l'échantillonneur automatique de la Porte du Scex.

Parallèlement, nous avons profité de l'occasion pour mesurer et calculer, en plus du phosphore, d'autres paramètres chimiques, en particulier les flux de métaux lourds.

2. METHODOLOGIE

Les analyses chimiques ont été effectuées sur six échantillons de sédiments en suspension prélevés à raison de trois pendant chacun des deux régimes caractéristiques du Rhône : hautes eaux et basses eaux. Les matières en suspension varient peu à l'intérieur de ces deux groupes saisonniers (BURRUS, 1984). En 1987, le régime des hautes eaux du Rhône a débuté trois semaines plus tard et a duré une semaine de plus qu'en 1986 (figure 1).

Certaines des opérations qui suivent sont décrites plus en détail dans la partie "B" de ce rapport (ZHANG L. et al., 1988). Pour chacun de ces six prélèvements, on a utilisé, selon la concentration des matières en suspension, de 57 à 456 litres d'eau. Les suspensions sont isolées par centrifugation en continu au fur et à mesure du pompage. Les analyses chimiques, effectuées sur la fraction fine inférieure à 63 µm après séchage par lyophilisation, sont les suivantes :

- formes du phosphore par colorimétrie (WILLIAMS et al., 1976) : PINA, PO et PA (voir ci-dessus pour la signification de ces formes).
- mercure et cadmium par absorption atomique.
- carbone inorganique et organique (titrations acide-base et par oxydo-réduction).
- azote organique (chromatographie).
- analyse multiélémentaire par émission atomique de plasma (ICP).

Nous avons utilisé en outre 25 valeurs de concentrations en matières particulaires dans l'eau, déterminées par filtration à l'Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux (EAWAG) (moyennes sur deux semaines), qui proviennent des échantillons hebdomadaires d'eau brute prélevée en continu par l'échantillonneur automatique assujéti au débit de la Porte du Scex. La concentration moyenne hebdomadaire en matières en suspension dans l'eau a pu ainsi être établie; mise en relation avec les mesures de débits journaliers moyens indiqués par le Service hydrologique national, cette concentration a permis d'estimer le flux hebdomadaire en tonnes de sédiments en suspension transitant par la Porte du Scex pour 52 semaines.

Par ailleurs, les résultats d'analyses pour les 6 échantillons obtenus par pompage/centrifugation ont été utilisés pour calculer les flux hebdomadaires selon le schéma de la figure 2 (flèches horizontales). Ce report tient compte, autant qu'il est possible, des deux régimes distincts de basses et de hautes eaux. L'extrapolation des concentrations en mg/kg sur les semaines proches des 6 dates de pompage permet de calculer le flux annuel et les flux saisonniers pour chaque élément ou forme chimique.

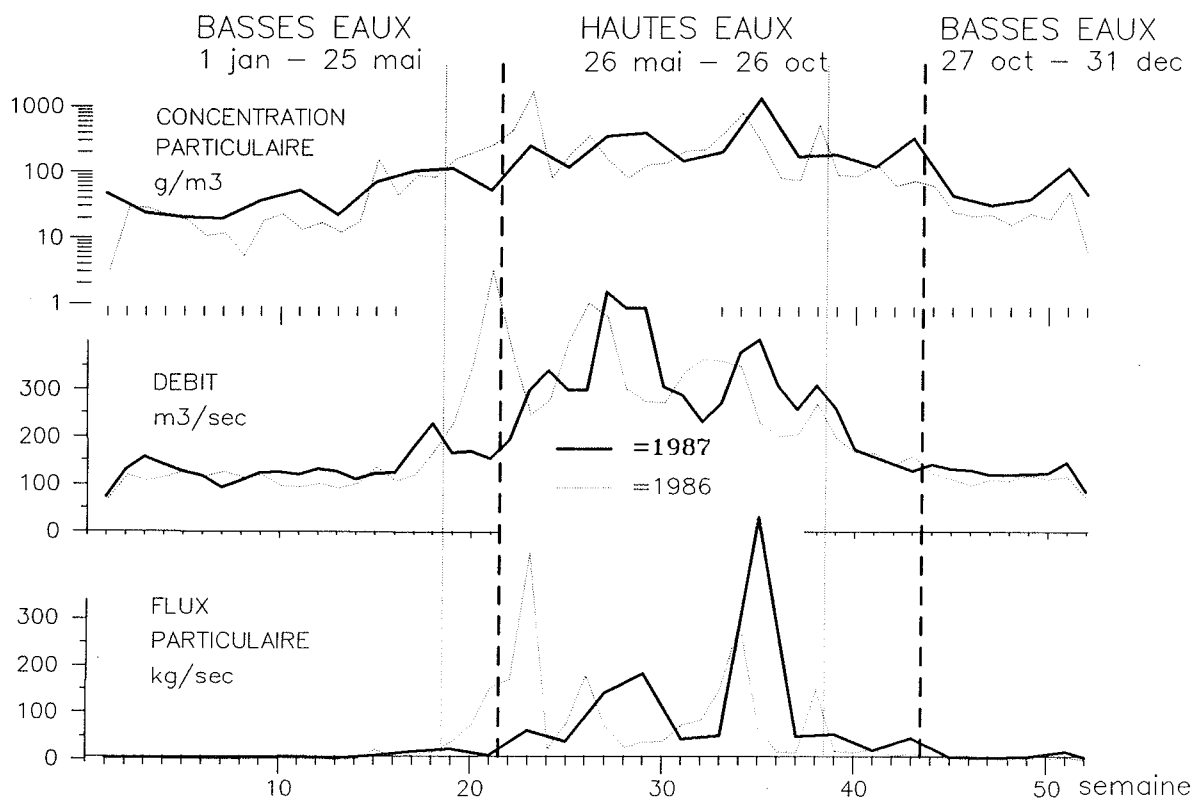


FIGURE 1 : FLUX PARTICULAIRE ET DEBIT MOYENS
PORTE DU SCX 1987

3. RESULTATS

Le tableau 1 présente l'estimation des différents flux pour 1987.

Les chiffres de "flux annuels" (totaux pour l'année et chacune des périodes basses eaux - hautes eaux) et "flux, moyenne quotidienne" (moyennes par jour pour les périodes considérées) ont été obtenus en additionnant les flux hebdomadaires. Les chiffres de l'année 1986 ont été rappelés, ainsi que les concentrations obtenues dans les sédiments déposés sur le lit du Rhône en 1986 (moyenne des 5 stations avant l'embouchure : Monthey, Illarsaz, Porte du Scex, Noville, Le Bouveret; FAVARGER et VERNET, 1987b), permettant de faciliter les comparaisons. La figure 3 donne une représentation graphique de l'évolution des flux hebdomadaires.

3.1 PHOSPHORE (Figures 2 et 3, tableau 1)

Les flux de PA, phosphore apatitique détritique provenant de l'érosion des roches, varient parallèlement à ceux de la matière particulaire, les concentrations en PA restant remarquablement constantes (entre 478 et 533 mg/kg) pour les deux années, quelle que soit la saison et ceci malgré des flux en matière particulaire qui varient jusqu'à un facteur 18 entre les basses et les hautes eaux. Rappelons que cette forme inerte du phosphore ne joue aucun rôle dans l'eutrophisation du lac.

Pour le PINA (phosphore inorganique non-apatitique), la situation est différente : le flux de matière particulaire en 1986 en hautes eaux était 18 fois plus élevé qu'en basses eaux, alors que le flux de PINA estival n'augmentait que de 1.3 fois; en 1987, ces chiffres sont moins spectaculaires : 16 et 3.9, respectivement. Les concentrations sont toujours très supérieures en hiver (basses eaux) qu'en été (hautes eaux) : 8.4 fois plus en hiver qu'en été 1986, ce rapport étant de 2.7 en 1987. Cela est dû au caractère essentiellement artificiel de cette forme du phosphore, produite surtout par les diverses activités de l'homme, contrairement au PA dont l'origine est naturelle.

En effet, les flux de PINA, relativement indépendants des conditions climatiques et hydrographiques, subissent nécessairement d'autres influences.

Les apports par le Rhône de cette forme de phosphore (PINA) se montent à 69 tonnes en 1987, contre 54 tonnes en 1986. Cette augmentation de 28 % ne peut pas être considérée comme significative compte tenu des conditions hydrologiques particulières de 1987. Quant à la proportion de PINA par rapport au phosphore total, elle est de 6.6 %, soit similaire à celle de 1986 (6.0 %).

Les chiffres concernant le PO, phosphore organique moyennement mobile, sont, comme en 1986, compris entre ceux des deux autres formes du phosphore.

3.2 CARBONE ET AZOTE ORGANIQUES (Figure 3, tableau 1)

Les flux de carbone organique, semblables en 1986 et 1987 pour la période de basses eaux, ont plus que doublé entre les hautes eaux de 1986 et celles de 1987 (facteur 2.2), à la suite des crues et inondations de l'été dernier. A cette exception près, ce paramètre chimique se comporte un peu comme le phosphore organique (PO) et son origine peut être considérée comme mixte (érosive et anthropogène).

L'azote organique présente des flux relativement constants pour les deux régimes saisonniers, en 1986 et en 1987. Comme le phosphore biodisponible (PINA) son origine est donc essentiellement anthropogène. Il est à noter que l'azote, nécessaire à la vie comme le phosphore, n'est pas le facteur limitant essentiel pour le développement des algues dans le Léman.

3.3 MERCURE, CADMIUM ET AUTRES METAUX LOURDS (Figure 3, tableau 1)

Comme cela a déjà été noté pour les sédiments du lit du Rhône (RAPIN et al., 1986 et études précédentes), les concentrations mesurées en basses eaux sont très supérieures à celles des hautes eaux (tabl. 1). Elles sont du même ordre de grandeur que celles mesurées habituellement dans ce type d'études, malgré le fait que les méthodes utilisées soient complètement différentes.

Pour le mercure, comme ci-dessus pour la forme anthropogénique du phosphore le PINA, on constate que ces chiffres de concentration sont assez différents en basses et en hautes eaux (respectivement 320 et 55 mg/tonne en 1986; 301 et 167 mg/tonne en 1987). Ces différences sont donc moins marquées en 1987 qu'en 1986. Quant aux flux de mercure, ils ont largement doublé entre 1986 (109 kg) et 1987 (285 kg) par suite de la concentration plus élevée mesurée dans les matières particulaires en été (hautes eaux).

Comme il n'est pas possible que le mercure d'origine purement détritique ait triplé entre l'été 1986 et l'été 1987 (concentrations : respectivement 55 et 167 mg/tonne), il se peut qu'il s'agisse de mercure lié à des particules fixées dans les sols depuis plusieurs années, puis érodées et entraînées par les pluies exceptionnelles de l'été 1987 (comme le carbone organique, voir chapitre 3.2). Mais on devrait alors s'attendre à ce que le même phénomène se produise pour d'autres métaux lourds, ce qui n'est pas le cas : 9 des 11 autres concentrations particulaires estivales en métaux trace diminuent ou restent constantes, seules celles du plomb et du zinc semblent augmenter légèrement (respectivement 1.5 et 1.3 fois). Par malchance, nous n'avons aucun résultat du lit du Rhône (sédiment du fond) pour 1987, cette étude ne se faisant plus désormais que tous les deux ans alors qu'elle fut annuelle de 1971 à 1986; de tels résultats auraient certainement permis de comprendre le pourquoi de cette contradiction entre le comportement du mercure et celui des autres métaux lors de cette période de hautes eaux exceptionnelles. Il faut également relever que la méthode utilisée, basée sur six échantillons ponctuels par année, qui se justifie très bien pour les nutriments, est beaucoup plus délicate pour les métaux lourds dont l'origine peut être due à des pollutions ponctuelles (dans le temps).

Les chiffres du cadmium montraient déjà en 1986 que les flux de cet élément chimique étaient davantage influencés par les différents régimes d'érosion que ceux du mercure. En 1987 la concentration moyenne en basses eaux (148 mg/tonne) est identique à celle des hautes eaux (156 mg/tonne) ce qui indique que la contamination en cadmium du Rhône a peut-être plus baissé que ne l'indique la faible différence des flux annuels (278 kg en 1986, 237 en 1987).

On constate une augmentation des valeurs de flux pour le zinc (+ 33 %) et pour le plomb (+ 60 %), alors que le chrome et le cuivre ne changent pas.

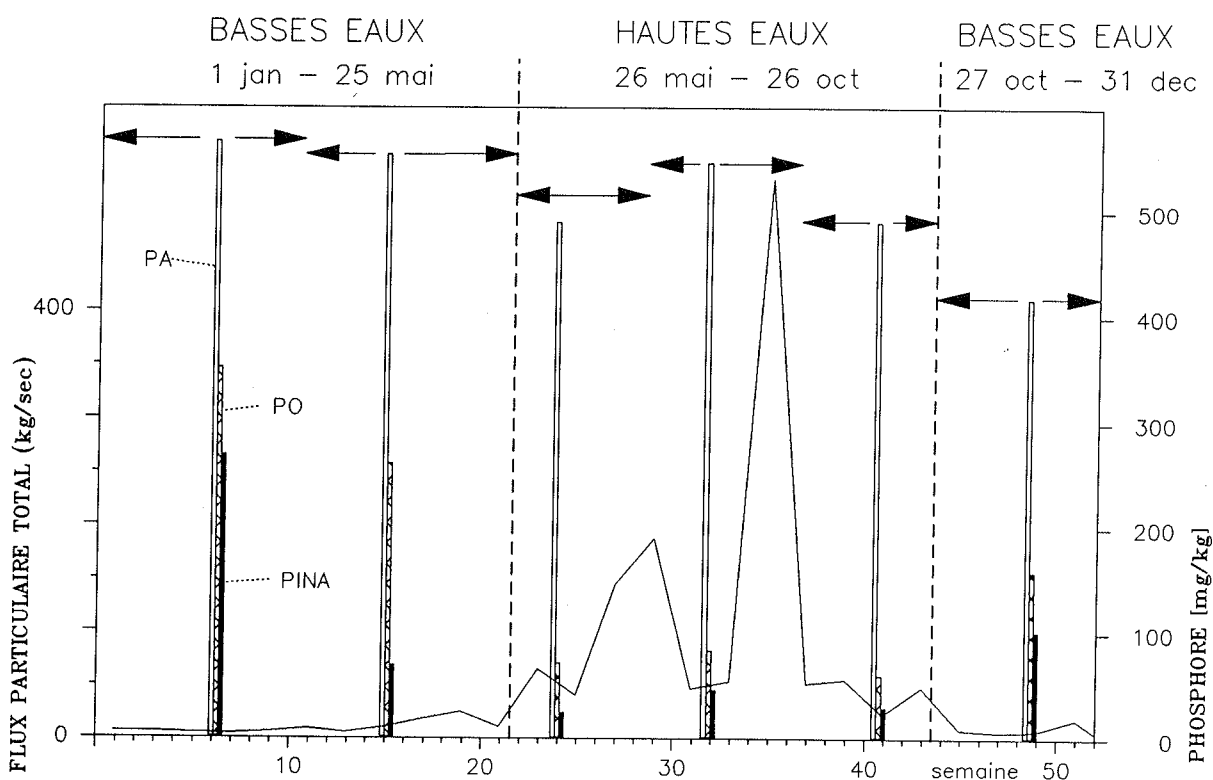


FIGURE 2 : CALCUL DU FLUX EN PHOSPHORE PARTICULAIRE EN 1987
SCHEMA D'APPLICATION AUX TROIS FORMES (PINA, PO, PA)

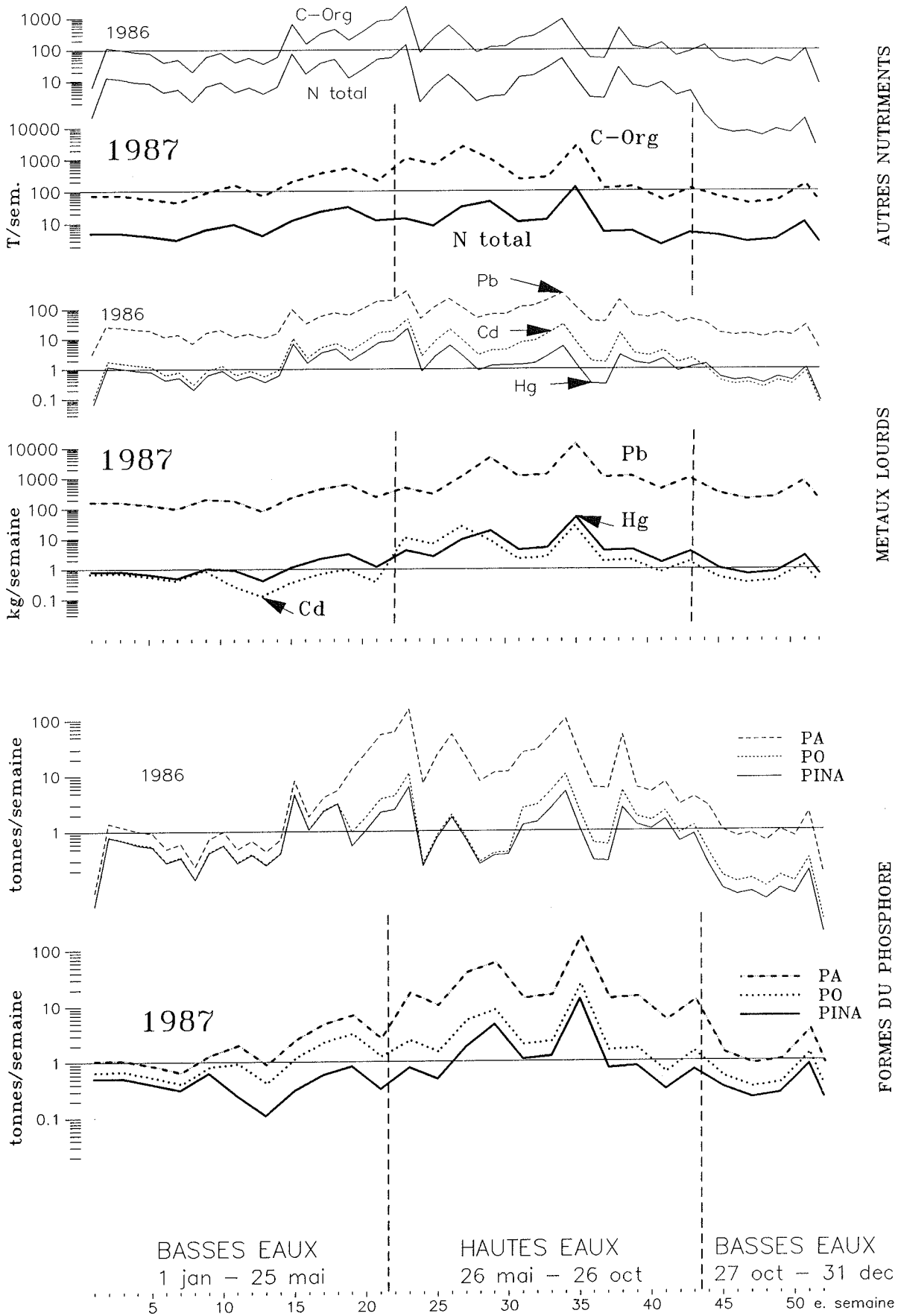


FIGURE 3 : FLUX D'ELEMENTS CHIMIQUES LIES AU PARTICULES

TABLEAU 1 - Flux et concentrations liés à la matière particulaire mesurés à la porte du Scex.
Chiffres annuels (BE+HE) et saisonniers (basses eaux : BE hautes eaux : HE)

Régime des eaux :	F L U X (Tonnes cumulées)		A N N U E L S HE		FLUX, MOYENNE QUOTIDIENNE		CONCENTRATIONS MOYENNES		
	B+H	BE	B+H	HE	kg/j B+H	kg/j BE	mg/kg B+H	mg/kg BE	mg/kg HE
MATIERE PARTICULAIRE	1'432'000	114'000	1'318'000		3'945'000	510'000	9'417'000		
	1'596'000	133'000	1'463'000		4'384'000	632'000	9'952'000		
PINA, MP	54	23	31		150	103	225	38	201
PINA, MP	69	14	55		190	65	377	43	103
PO, MP	83	26	57		228	118	404	58	231
PO, MP	144	32	112		395	153	759	90	241
PA, MP	758	54	703		2090	244	5020	529	478
PA, MP	839	68	770		2300	326	5240	525	515
C-org, MP	11600	3230	8370		31200	14500	59800	8100	28400
C-org, MP	22900	4470	18400		62900	21300	125000	14400	33600
N-org, MP	799	312	487		2201	1400	3480	558	2740
N-org, MP	888	295	593		2440	1400	4040	557	2220
Hg, lit R.									
Hg, MP	0.109	0.036	0.073		0.301	0.163	0.521	0.241	0.301
Hg, MP	0.285	0.040	0.245		0.782	0.190	1.660	0.076	0.320
								0.178	0.301
Cd, lit R.									
Cd, MP	0.278	0.054	0.224		0.766	0.241	1.600	0.230	0.343
Cd, MP	0.237	0.021	0.216		0.651	0.099	1.470	0.194	0.473
								0.149	0.156
Cr, lit R.									
Cr, MP	179	19	160		493	85	1140	81	88
Cr, MP	194	18	176		533	85	1200	125	167
								122	135
Cu, lit R.									
Cu, MP	55.4	8.7	46.7		153	39	333	29.7	32.5
Cu, MP	60.0	8.6	51.5		165	41	350	38.7	76.5
								37.8	65.4
Pb, lit R.									
Pb, MP	42	7	36		117	31	254	37	32
Pb, MP	67	9	57		183	44	391	30	60
								42	69
Zn, lit R.									
Zn, MP	198	33	165		546	148	1180	98	108
Zn, MP	264	31	233		726	148	1590	139	290
								166	234

LEGENDE : PINA : Phosphore potentiellement disponible Hg : Mercure Cd : Cadmium Cr : Chrome
 PO : Phosphore peu mobile Cu : Cuivre Pb : Plomb Zn : Zinc
 PA : Phosphore détritrique insoluble MP : Matière particulaire en suspension
 C-org : Carbone organique lit R : sédiments du fond du lit du Rhône
 N-org : Azote organique

4. CONCLUSIONS

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

Les flux en mercure estimés ont fortement augmenté entre 1986 et 1987. Malheureusement, l'étude annuelle des sédiments du lit du Rhône a été interrompue précisément en 1987 et aucune comparaison des deux méthodes n'est possible.

Réunis avec ceux d'autres affluents du Léman (ZHANG et al., 1988) ces résultats vont permettre de mieux connaître et de tenter de prévoir avec une plus grande précision l'évolution du lac qui constitue, rappelons le, la plus grande masse d'eau douce d'Europe occidentale.

BIBLIOGRAPHIE

- BURRUS, D., (1984) : Contribution à l'étude du transport du phosphore dans le Rhône alpin. Thèse No 2135, Fac. Sci., Univ. Genève, 100 p.
- FAVARGER, P.-Y. et VERNET, J.-P., (1987a) : Flux particulaires de quelques nutriments et métaux dans les suspensions du Rhône à la Porte du Scex. Rapp. comm. intern. protec. eaux du Léman contre pollut., Campagne 1986, 91-96.
- FAVARGER, P.-Y. et VERNET, J.-P., (1987b) : Métaux lourds dans les sédiments des rivières du bassin suisse du Rhône. Rapp. Comm. intern. protec. eaux du Léman contre pollut., Campagne 1986, 135-147.
- FAHRNI, H.P., et RAPIN, F., (1985a) : Modélisation du cycle du phosphore dans le Léman. (Rapport intermédiaire, septembre 1984). Rapp. Comm. intern. protec. eaux du Léman contre pollut., Campagne 1984, 207-233.
- FAHRNI, H.P., et RAPIN, F., (1985b) : Modélisation du cycle du phosphore dans le Léman. (Rapport final). Rapp. interne Comm. intern. protec. eaux du Léman contre pollut., Lausanne, 90 p.
- FAHRNI, H.P., et RAPIN, F., (1986) : Modélisation du cycle du phosphore dans le Léman. Rapp. Comm. intern. protec. eaux du Léman contre pollut., Campagne 1985, 153-189.
- RAPIN, F., et VERNET, J.-P., (1986) : Métaux lourds dans les sédiments du Rhône, de ses affluents et de la Venoge. Rapp. Comm. intern. protec. eaux du Léman contre pollut., Campagne 1985, 105-118.
- WILLIAMS, J.D., JAQUET, J.-M., et THOMAS, R.L., (1976): Forms of Phosphorus in the Surficial Sediments of Lake Erie. J. Fish. Res. Board Canada, 33, 462-465.
- ZHANG L., GREGOR D.J. et VERNET, J.-P., (1988) : Flux particulaires de quelques nutriments et métaux dans les suspension de quatre affluents du Léman. Partie B : Venoge, Aubonne et Promenthouse. Rapp. Comm. intern. protec. eaux du Léman contre pollut., Campagne 1987.

PARTIE B

VENOGE, AUBONNE ET PROMENTHOUSE

RESUME

Une étude géochimique détaillée des eaux de trois affluents du Léman : la Venoge, l'Aubonne et la Promenthouse a été effectuée en 1986 et 1987. Elle a été axée sur les formes dissoutes et particulaires du phosphore et traite également d'autres nutriments et de quelques métaux associés au sédiment en suspension.

La méthode de prélèvement est, pour des raisons logistiques, de type discontinu, les systèmes automatiques de prélèvement en continu ne convenant pas à l'étude détaillée des matières dissoutes et en suspension. Pour permettre cependant une bonne représentativité de l'échantillonnage, un très grand soin a été apporté à l'examen des variations du régime hydrologique et de leurs conséquences sur la composition des eaux. Ainsi, pour la Venoge, de nombreux épisodes de crues ont été suivis par un échantillonnage continu effectué manuellement.

Les résultats montrent que, comme l'avait prévu BURRUS (1984), les trois rivières étudiées sont très différentes du Rhône amont en ce qui concerne la répartition des différentes formes de phosphore, la part des formes réactives y étant beaucoup plus importante. Ainsi, la forme PINA, la plus réactive des formes particulières qui ne constitue que 6.3 à 6.6 % du phosphore particulaire total du Rhône, atteint 13 % dans l'Aubonne, 14 % dans la Promenthouse et 19 % dans la Venoge.

1. AVANT-PROPOS

La modélisation du cycle du phosphore dans le Léman a montré que des informations complémentaires à celles déjà recueillies jusqu'à maintenant étaient nécessaires pour mieux connaître les apports fluviaux au lac. La thèse de doctorat de BURRUS (1984) a précisé que pour l'affluent principal, le Rhône en 1982, plus de 80 % de la charge en phosphore provenait de la phase particulaire et que dans cette dernière 15 % se trouvait sous forme potentiellement biodisponible. Dès lors, il devenait nécessaire de savoir s'il en était de même pour les autres affluents importants lémaniques, dont les eaux ne sont turbides que lors des crues.

Pour répondre à cette question il fut décidé d'entreprendre, dans le cadre d'un programme intercantonal suisse, une étude subdivisée en 2 parties :

- a. un suivi avec échantillonnage mensuel des rivières importantes de la Côte, soit la Venoge, l'Aubonne et la Promenthouse.
- b. un échantillonnage de quelques crues de la Venoge.

Cette étude porte essentiellement sur le flux en phosphore dissous et en phosphore particulaire potentiellement disponible que l'on distingue par attaque fractionnée du phosphore total selon la méthode de WILLIAMS (1976) modifiée et résumée dans le schéma de la figure 2.

Rappelons enfin que dès 1979, la CIPEL a étudié les apports en nutriments des principaux affluents du Léman, dont la Venoge et l'Aubonne, ceci au moyen d'un échantillonnage en continu proportionnel aux débits et intégré sur une semaine.

2. INTRODUCTION

La Venoge, l'Aubonne et la Promenthouse ont des sources vaclusiennes au pied du karst jurassien. Toutes trois traversent le bassin molassique (figure 1) érodant les grès et les marnes de la molasse ainsi que les formations morainiques qui les recouvrent. Les bassins versants de ces rivières ont les caractéristiques principales suivantes :

BASSIN VERSANT :	VENOGE	AUBONNE	PROMENTHOUSE
Etendue en km ²	235	92	102
Débit moyen annuel en m ³ /sec (1979-1987)	4.76	6.26	1.67
Nombre de STEP*	15	4	2

* = station d'épuration

Les stations hydrographiques où l'échantillonnage a eu lieu (figure 1) sont proches du lac :

Venoge	: Ecublens	à 4.7 km du lac
Aubonne	: Allaman	à 2.2 km
Promenthouse	: Route Suisse	à 2.5 km

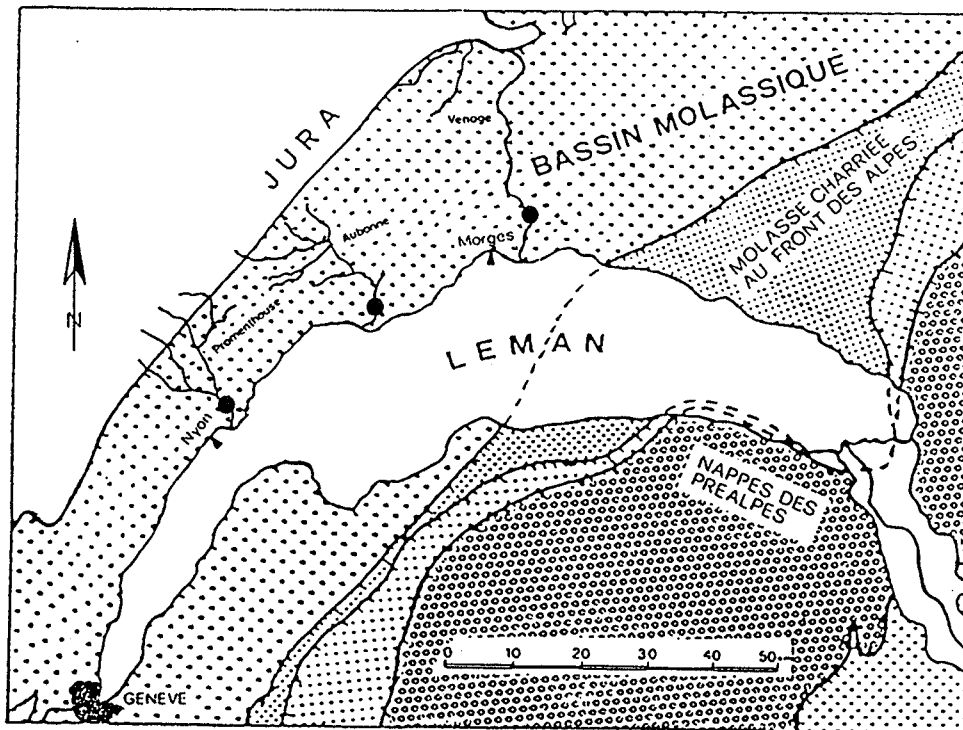


FIGURE 1 : CARTE GEOLOGIQUE SCHEMATIQUE AVEC LOCALISATION DE LA VENOGUE DE L'AUBONNE DE LA PROMENTHOUSE ET DES STATIONS HYDROLOGIQUES (●)

3. METHODES

Les échantillons mensuels ont été récoltés à l'aide d'une pompe immergée, filtrés sur une toile de nylon de $63 \mu\text{m}$ d'ouverture de toile et centrifugés au débit continu de 5 litres/minute, selon une technique proposée par ALLAN (1979) et BURRUS (1984). En période d'étiage c'est plus de 600 litres d'eau qu'il a fallu ainsi traiter pour obtenir la quantité de matière en suspension nécessaire aux différentes analyses.

Les crues furent échantillonnées partiellement par cette méthode et par un préleveur automatique (ISCO modèle 2700) qui récolte un litre d'eau brute à intervalles réguliers.

La conservation des échantillons obtenus par l'une ou l'autre des méthodes se fit à la température de 4°C .

Les méthodes d'analyses chimiques sont celles des laboratoires travaillant pour la CIPEL.

Une modification de la méthode de WILLIAMS (1976) permet la séparation du phosphore particulaire total en 5 formes distinctes (figure 2) dont la concentration est déterminée dans la matière particulaire.

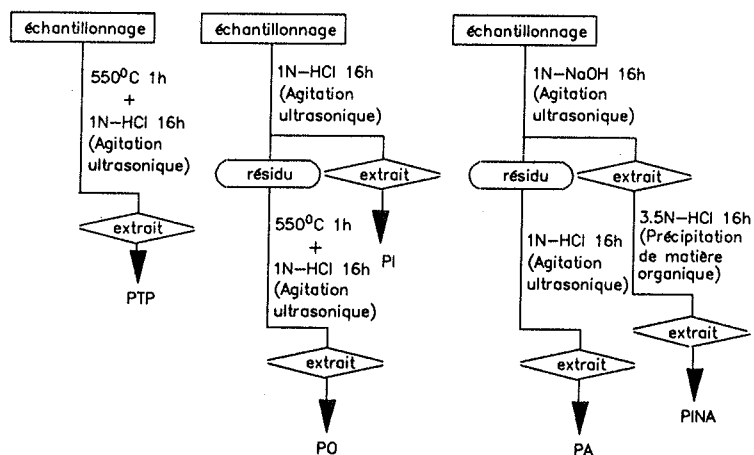


FIGURE 2 : METHODE ANALYTIQUE POUR LA SPECIATION DES FORMES DU PHOSPHORE PARTICULAIRE

Ces formes du phosphore particulaire sont désignées comme suit :

PTP	phosphore total particulaire
PO	phosphore organique
PI	phosphore inorganique
PA	phosphore apatitique
PINA	phosphore inorganique non apatitique

L'eau surnageante de centrifugation ou filtrée permet le dosage de :

PTD	phosphore total dissous
PRD	phosphore réactif dissous

Les autres abréviations utilisées sont :

PBD	phosphore potentiellement bio-disponible (= PRD + PINA)
PT	phosphore total (= PTP + PTD)
MES	matière en suspension (= matière particulaire)
C-org	oxydabilité particulaire (exprimée en carbone organique)
C-CaCO ₃	carbone inorganique (exprimé en carbonate de calcium)
N-tot	azote total particulaire
Q	débit instantané
L	charge (= débit multiplié par concentration)

4. HYDROLOGIE

L'évolution des débits annuels moyens qui ont été mesurés depuis 1979 est la suivante (en m³) :

ANNEE	VENOGE	AUBONNE	PROMENTHOUSE	
1979	5.24	6.87	-	
1980	4.70	6.49	-	
1981	5.31	6.38	-	
1982	5.68	7.41	-	MAXIMA
1983	5.16	6.69	-	
1984	4.41	5.78	-	
1985	3.86	4.63	-	MINIMA
1986	3.87	5.36	1.61	
1987	4.57	6.74	1.73	
	4.76	6.26	1.67	MOYENNE

Sur cette base on peut affirmer que l'année 1986, sur ces bassins versants, fut une année sèche très proche des minima et que 1987 fut au contraire une année relativement humide.

Les courbes hydrographiques des débits journaliers (figure 3) démontrent clairement les différences essentielles entre les deux années étudiées. En effet, l'année 1986 peut être considérée comme normale quant à la répartition période de crues/période d'étiage avec une saison printanière de crues et une longue période d'étiage qui s'étend de la fin du printemps au début de l'hiver. Par contre 1987 est marquée par une succession de crues de même ampleur que celles du printemps réparties plus ou moins uniformément durant toute l'année avec simplement en plus un fort débit au printemps dû à la fonte des neiges sur le relief jurassien. En conclusion, il s'agit de rivières à régime pluvio-nival.

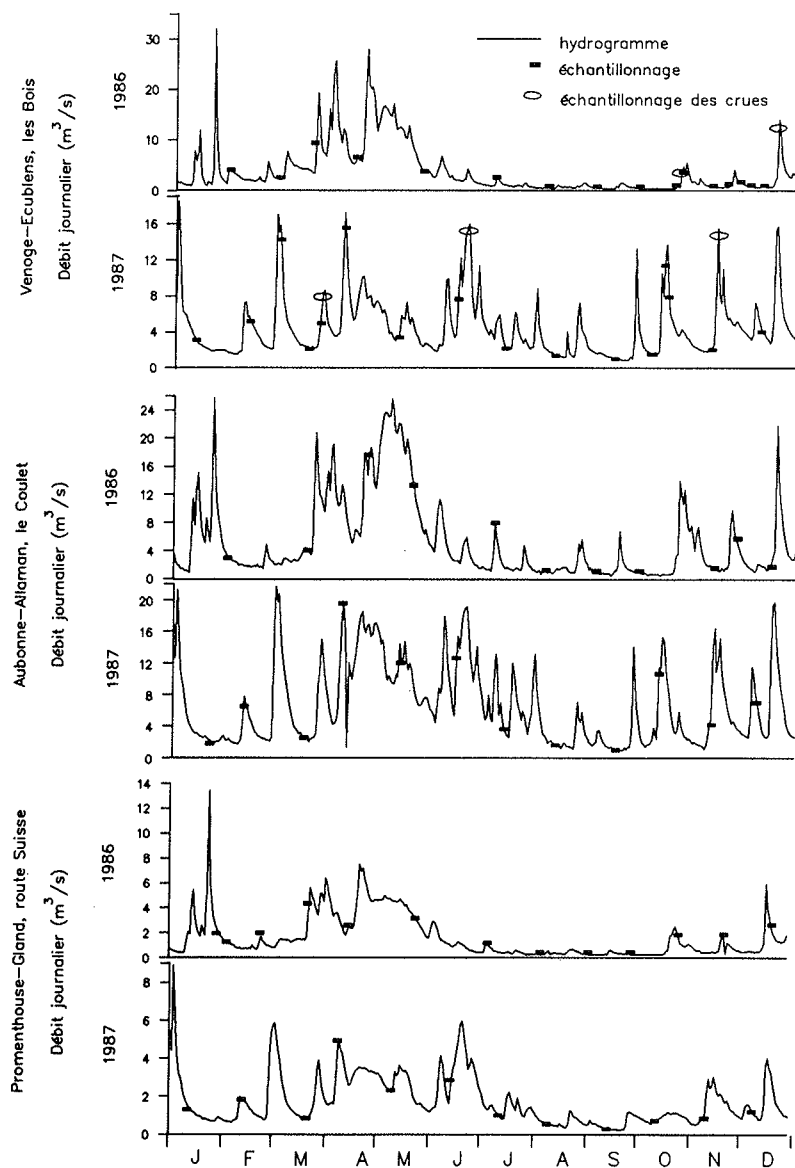


FIGURE 3 : DEBITS JOURNALIERS DE LA VENOGES DE L'AUBONNE ET DE LA PROMENTHOUSE

5. REPRESENTATIVITE DE L'ECHANTILLONNAGE

La représentativité de l'échantillon est importante pour une étude de la qualité des eaux d'une rivière dont les paramètres sont en grande partie dépendants des débits. Cette représentativité est correcte si l'on dispose d'un système de prélèvement continu asservi au débit, mais ces systèmes conviennent surtout aux analyses d'eau brute et non aux études détaillées de la phase particulaire. En effet, la quantité de matières en suspensions qu'ils permettent d'obtenir pendant un temps raisonnablement court est beaucoup trop faible. En outre, ils ne sont en général relevés qu'une fois par semaine, et on peut craindre que la répartition des formes du phosphore des phases dissoute et solide changent pendant un temps aussi long.

L'échantillonnage non continu, qui nous est imposé pour des raisons logistiques, doit correspondre autant que possible aux variations du régime hydrologique. La figure 4 montre qu'en 1986 plus de 50 % des apports d'eau se font durant une période d'environ 60 jours (de mi-mars à mi-mai environ).

En 1987, au contraire, les crues se sont réparties sur toute l'année, ce qui a permis, par rapport à 1986, une meilleure représentativité de l'échantillonnage et une optimisation de notre travail.

Pour une analyse et une interprétation valable des résultats, il faut aussi tenir compte de nombreux autres facteurs, tel le fait que le prélèvement d'un échantillon peut avoir lieu au début ou à la fin d'une crue. Même si le débit est identique dans les deux cas, la concentration en matières en suspension de l'eau brute récoltée sera très différente (figure 5). Les relations débit/concentration sont complexes et spécifiques à chaque rivière qu'il faut bien connaître pour interpréter les résultats d'un échantillonnage mensuel.

Or, cet échantillonnage est indispensable pour étudier correctement la phase particulaire, celle-ci n'étant présente qu'en quantité infinitésimale

6. DISCUSSION DES RESULTATS

6.1 ENSEMBLE DES ELEMENTS

Les valeurs données dans le tableau 1 sont les moyennes des résultats obtenus lors des campagnes d'échantillonnage effectuées à intervalles réguliers. La fréquence des prélèvements est approximativement mensuelle, sauf dans le cas de la Venoge où, respectivement, 16 et 17 prélèvements ont été effectués en 1986 et 1987.

Le tableau 1 traite des paramètres autres que le phosphore et ses formes; il reflète la variation du régime hydrologique. En effet, si la teneur en matières en suspension (MES) et son corollaire, celle en carbonate de calcium ($C-CaCO_3$) croissent, les autres diminuent par effet de dilution, à l'exception du mercure.

Cependant, ces généralités ne s'appliquent pas complètement à la Promenthouse qui semble avoir ses règles propres.

L'augmentation de la charge en mercure entre 1986 et 1987 est nette pour l'Aubonne où elle passe de 1.1 à 3.3 kg et considérable pour la Promenthouse (0.1 à 1.8 kg), mais elle est stable pour la Venoge (4.9 à 5.0 kg). Ces estimations, sont obtenus en multipliant les teneurs du tableau 1 par la quantité de MES (tableau 3). Quant aux charges en cadmium, elles n'augmentent pas et tendent même à baisser dans la plupart des cas. Il est à noter que, pour ces deux éléments, les mesures des suspensions du Rhône à la Porte du Scex traduisent les mêmes tendances.

6.2 PHOSPHORE

Le tableau 2 présente les résultats des formes du phosphore, exprimées en pourcentages du phosphore annuel total. Ils sont calculés à partir de moyennes effectuées en tenant compte du nombre de jours de régimes de basses et de hautes eaux. Ces régimes sont eux-mêmes déterminés par les mesures de débits journaliers (figure 3). Ce tableau prouve clairement que l'essentiel du phosphore est transporté en période de hautes eaux, sauf pour le phosphore réactif dissous de l'Aubonne en 1986. Comme l'échantillonnage 1986 de cette rivière a souvent eu lieu pendant la deuxième partie de la crue au moment où les charges sont très faibles, il en est également résulté une sous-estimation de la phase particulaire et bien entendu de la charge en phosphore total. Cette dernière constatation est aussi valable pour la Promenthouse.

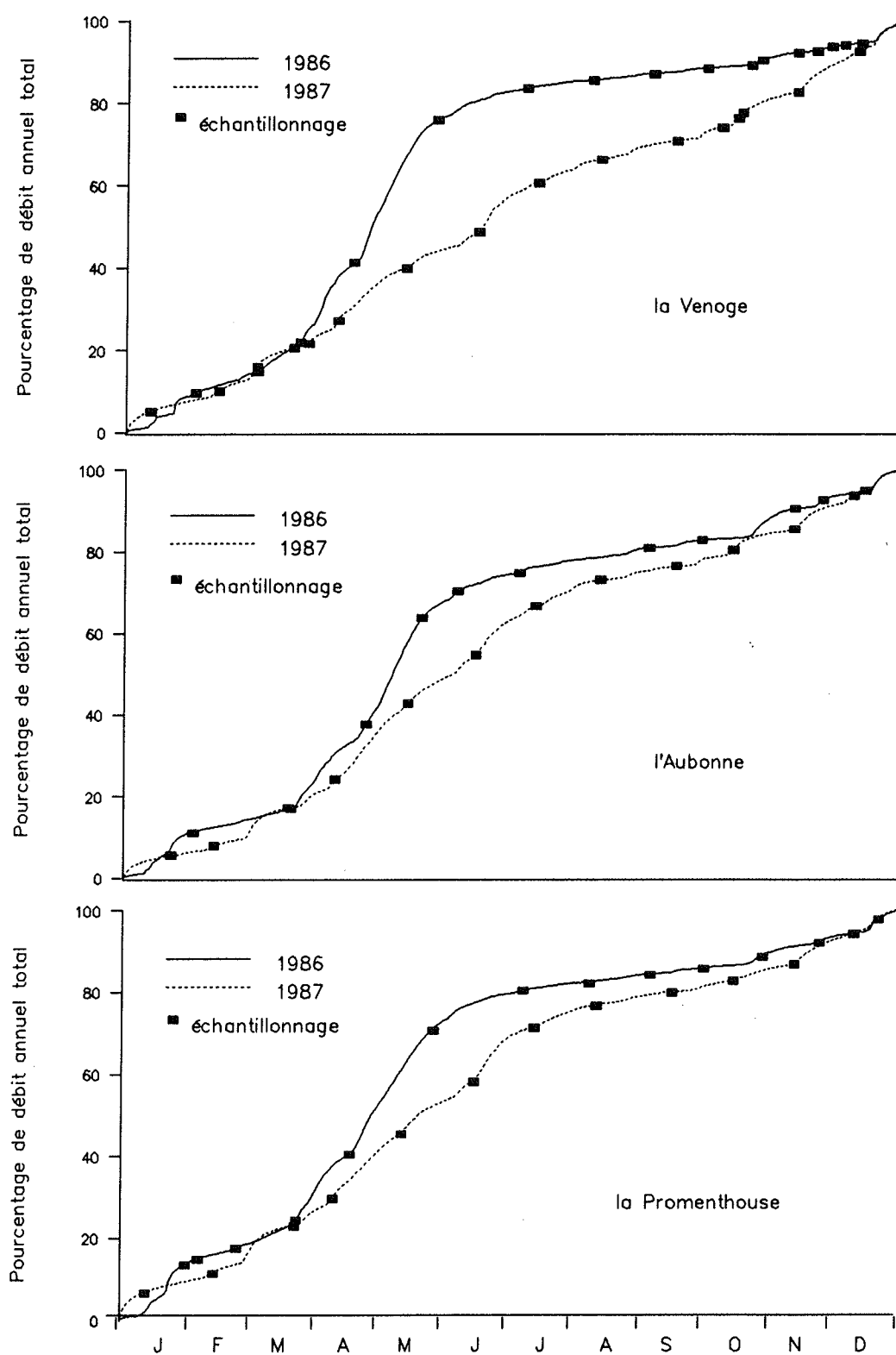


FIGURE 4 : COURBES CUMULATIVES DES DEBITS POUR
LES TROIS RIVIERES EN 1986 ET 1987

Tableau 1 - Moyennes annuelles des paramètres mesurés

	Venoge		Aubonne		Promenthouse	
	* 1986 n=16	1987 n=17	1986 n=11	1987 n=12	1986 n=13	1987 n=12
pH	8.17	8.01	8.36	8.15	8.31	8.12
MES-tot (mg/kg)	22.4	42.3	13.0	29.6	9.9	57.9
PTP (mg/kg)	1990	1570	1292	1088	1030	1175
C-org (%)	7.10	6.17	5.15	5.45	6.26	6.39
C-CaCO ₃ (%)	22.7	30.5	20.2	27.2	31.2	20.6
N-tot (%)	0.78	0.61	0.50	0.39	0.52	0.52
Hg (mg/kg)	0.29	0.31	0.20	0.29	0.16	0.34
Cd (mg/kg)	3.11	0.69	0.50	0.22	0.57	0.21

* n = nombre d'échantillons

L'introduction de l'étude des crues sur la Venoge en automne 1986 nous permet de compléter nos connaissances et de serrer la réalité de plus près. A notre point de vue, les meilleures estimations des valeurs de hautes eaux du tableau 3 sont celles basées sur les échantillons de crues (valeurs b). En les ajoutant aux valeurs des basses eaux, on obtient des valeurs annuelles qui sont probablement plus correctes. On obtient ainsi pour la Venoge 29.5 tonnes de phosphore total pour 1986 et 26.8 tonnes pour 1987.

Si l'on examine la relation qui existe entre les teneurs en phosphore total particulaire et celles du phosphore inorganique, on obtient toujours une relation linéaire. Même les échantillons provenant des crues se soumettent à cette règle (figure 6). Les autres formes du phosphore suivent également ce type de relation.

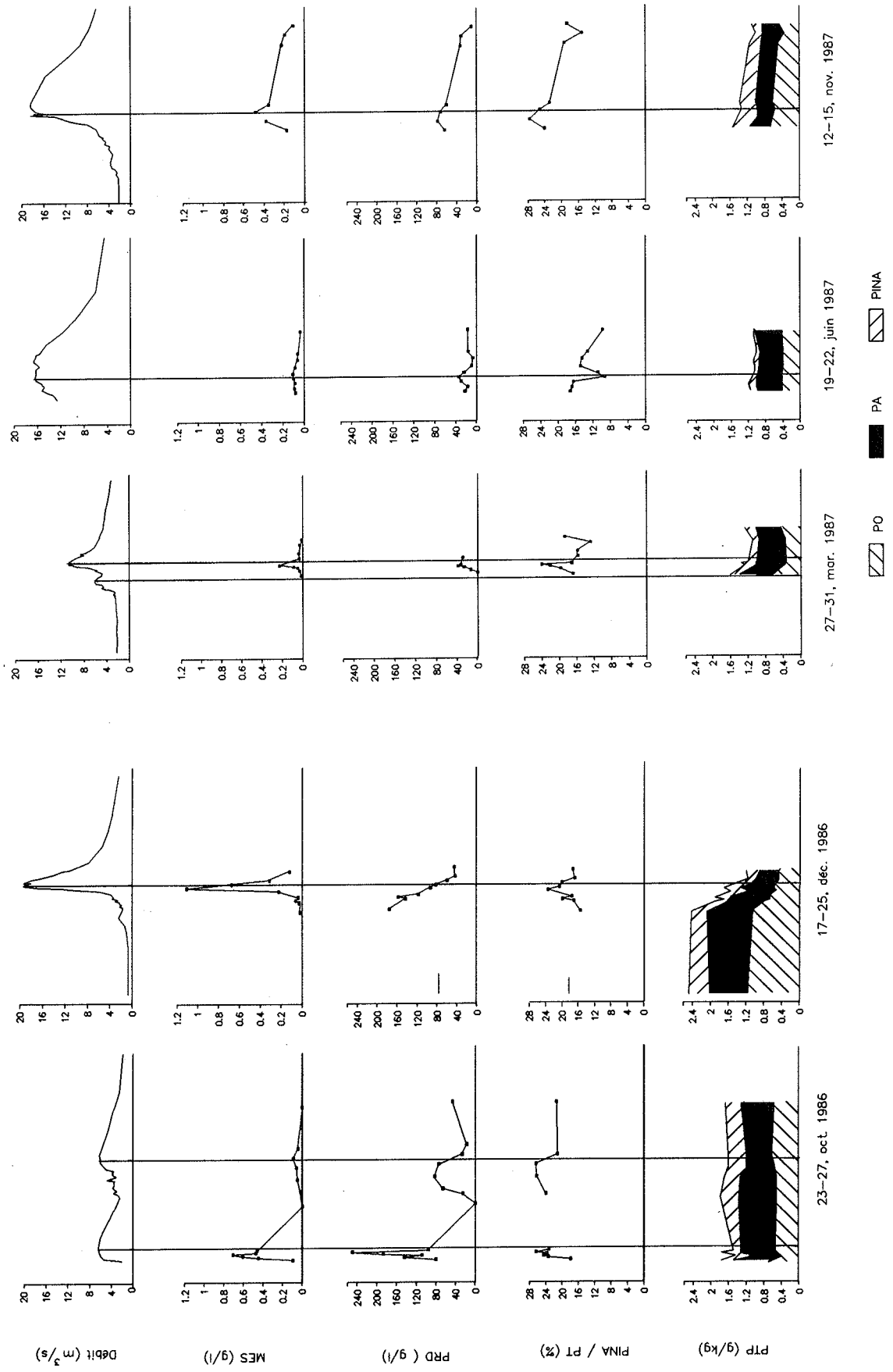


FIGURE 5 : EVOLUTION DE QUELQUES PARAMETRES LORS DE CRUES DE LA VENOGÉ EN 1986 ET 1987

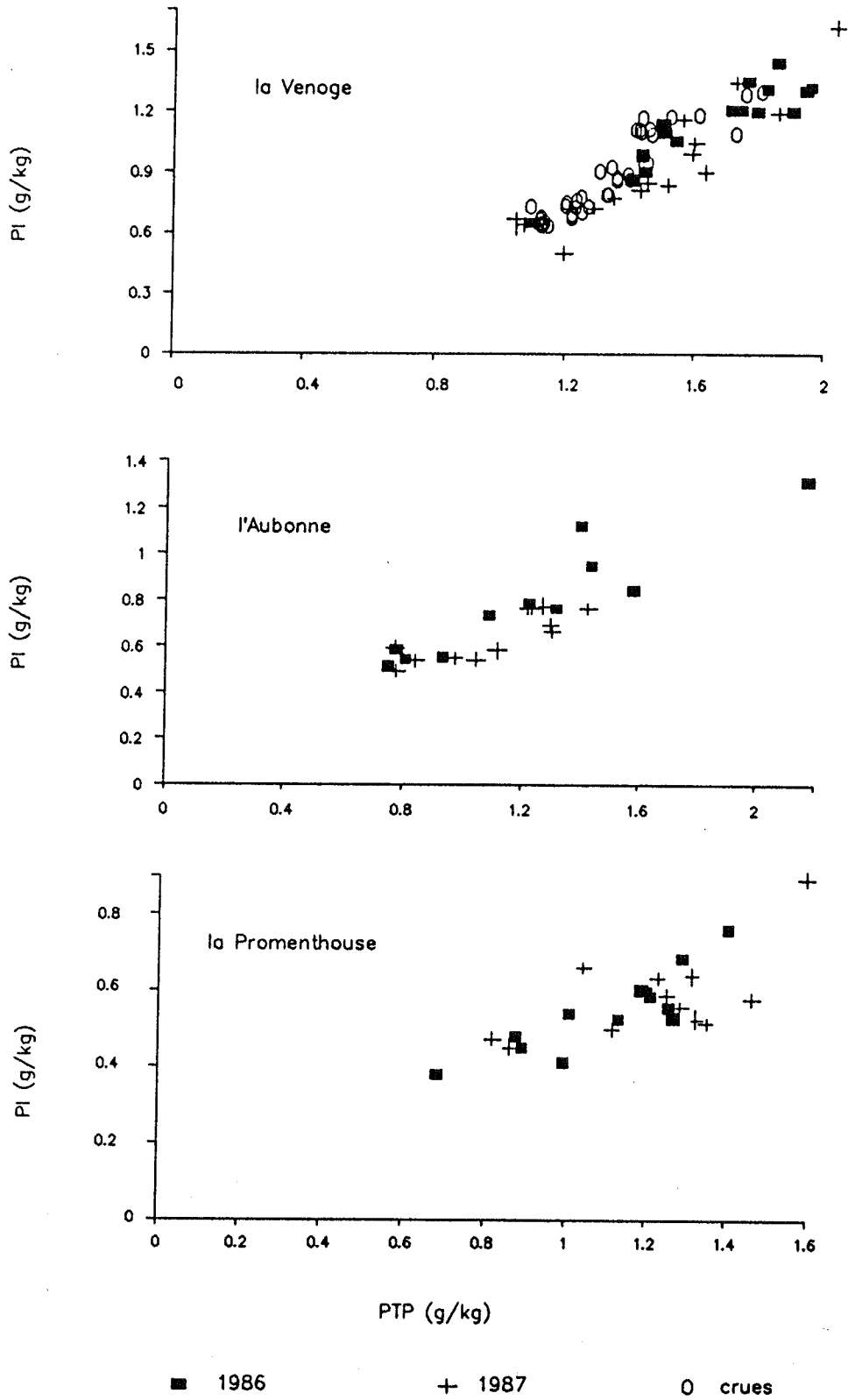


FIGURE 6 : RELATIONS ENTRE PHOSPHORE INORGANIQUE PARTICULAIRE (PI) ET PHOSPHORE TOTAL PARTICULAIRE (PTP)

Tableau 2 - Pourcentage de la part de phosphore biodisponible dans les échantillons mensuels (dans tous les pourcentages, le dénominateur représente la charge annuelle).

		1986					1987				
		L-PT kg (%)	L-PRD/L-PT %	L-PINA/L-PT %	L-PT %	L-PRD/L-PT %	L-PINA/L-PT %	L-PT kg (%)	L-PRD/L-PT %	L-PINA/L-PT %	L-PT %
La Venoge											
année	(365j)	21560	40	12	51	77		31954	27	8	35
basses eaux	(212j)	4278 (20)	13	< 1	14	26		2963 (9)	5	< 1	5
hautes eaux	(153j)	17282 (80)	26	11	38	52		28991 (91)	23	8	30
L'Aubonne											
année	(365j)	6442	31	5	36	86		15525	16	9	28
basses eaux	(171j)	1874 (29)	21	< 1	22	59		714 (5)	2	< 1	4
hautes eaux	(194j)	4568 (71)	10	5	14	27		14811 (95)	15	9	24
La Promenthouse											
année	(365j)	1554	40	5	45	89		6498	16	7	23
basses eaux	(244j)	652 (42)	16	1	18	36		980 (15)	5	< 1	6
hautes eaux	(121j)	902 (58)	24	4	28	53		5518 (85)	10	7	17

* : L-PRD = L-PRD + L-PINA dans tableau 3.

Tableau 3 - Apports annuels de la Venoge, de L'Aubonne et de La Promenthouse.

		1986										1987									
		L-MES tonnes	L-PT kg	L-PRD kg	L-PTP kg	L-PO kg	L-PA kg	L-PINA kg	L-MES tonnes	L-PT kg	L-PRD kg	L-PTP kg	L-PO kg	L-PA kg	L-PINA kg						
La Venoge																					
basses eaux	(212j)	316	4278	2839	479	185	196	98	279	2963	1488	439	175	205	60						
a : hautes eaux	(153j)	5830	17282	5708	10582	4210	3974	2398	11789	28991	7251	14054	5417	6194	2444						
b : hautes eaux	(153j)	16274	25194	5647	18523	7088	7953	3609	15823	23823	4402	14095	5598	5840	2657						
L'Aubonne																					
basses eaux	(171j)	153	1874	1372	202	80	93	29	90	714	242	103	36	58	10						
a : hautes eaux	(194j)	5204	4568	641	2792	695	1805	292	11426	14811	2271	8770	3144	4240	1386						
La Promenthouse																					
basses eaux	(244j)	262	652	252	191	79	94	21	213	980	335	193	83	77	32						
a : hautes eaux	(121j)	498	902	376	417	173	186	57	5031	5518	677	2751	1084	1229	438						

a : estimation basée sur les échantillons mensuels.

b : estimation basée sur les échantillons de crues.

Tableau 4 - Proportions et pourcentages relatifs des formes du phosphore.

	PRD/PT %	PTP/PT %	PINA/PT %	PINA+PO/PT %	PINA/PTP %	PINA+PO/PTP %
Venoge :						
1986	28.8	64.5	12.6	32.3	19.5	57.8
1987	22.0	54.3	10.1	31.7	18.7	58.4
Aubonne :						
1986	31.3	46.5	5.0	17.0	10.7	36.6
1987	16.2	57.2	9.0	29.5	15.7	51.6
Promenthouse :						
1986	40.4	39.1	5.0	21.2	12.8	54.3
1987	15.6	45.3	7.2	25.2	16.0	55.6
MOYENNE	25.7	51.2	8.2	27.0	15.6	52.5
Rhône : (BURRUS, 1984)						
1982	18.5	81.5	4.7	12.7	5.7	15.5
Rhône :						
1986+1987	6.0*	94.0*	5.3	15.0	6.3	17.8

* PRD et PT d'après CRAN et COLON (1988)

7. CONCLUSIONS

Il est essentiel d'échantillonner un certain nombre de crues si l'on veut obtenir un bilan correct des apports. Il est tout aussi important d'échantillonner plus fréquemment dans la phase initiale que dans celle de décrue lors de ces épisodes.

La proportion relative des différentes formes du phosphore particulaire ne change pas durant l'année entre les périodes de basses et de hautes eaux. En cela ces affluents lémaniques diffèrent du Rhône (BURRUS, 1984, p. 68) lequel présente deux types de sédiments, celui d'été riche en PA et un autre en hiver dans lequel dominant PO et PINA.

Le tableau 4 résume les principales proportions des différentes formes de phosphore, en utilisant pour la Venoge les résultats des crues (tirés du tableau 3, lettre b). Il présente également les chiffres correspondants concernant le Rhône alpin en 1982 et en 1986-1987.

Pour le Rhône en 1986-1987, plus de 90 % de la charge en phosphore est transportée sous forme particulaire, alors que cette proportion fluctue entre 54 et 64 % pour la Venoge, 46 à 57 % pour l'Aubonne et 39 à 45 % pour la Promenthouse. On peut en déduire que, pour ces trois rivières contrairement au Rhône, les apports dus à la phase particulaire sont en gros équivalents à ceux de la phase soluble.

Une autre comparaison tirée du tableau 4 permet également de montrer combien ces affluents sont différents du Rhône. Rappelons-nous que BURRUS (1984) avait montré pour le Rhône que 15 % du phosphore particulaire était constitué des formes réactives: phosphore inorganique non apatitique (PINA) et phosphore organique (PO). Dans les affluents étudiés, cette proportion est de 52 à 58 % (à l'exception de la Venoge en 1986 qui donne 37 %). Si on se limite à la phase la plus mobile PINA, on constate qu'elle constitue les 11 à 20 % du phosphore particulaire total pour les trois affluents, alors que cette proportion n'est que de 6.3 à 6.8 % dans le Rhône.

Enfin, si l'on considère l'ensemble des formes réactives: phosphore dissous (PRD), phosphore inorganique non apatitique (PINA) plus phosphore organique (PO), par rapport au phosphore total (PT), on obtient pour la moyenne des trois affluents une proportion de 53 % environ. En comparaison, cette proportion n'est que de 36 % pour le Rhône.

BURRUS (1984, page 84) avait donc parfaitement raison lorsque dans ses conclusions il prévoyait une influence du Rhône sur les apports globaux de phosphore biodisponible au Léman comme étant équivalente à celle des trois autres affluents réunis (Dranse de Thonon, Aubonne et Venoge).

BIBLIOGRAPHIE

ALLAN, R. L., (1979) : Sediment-related fluvial transmission of contaminants : some advances by 1979. Environment Canada, Scientific series No. 109, 24 p.

BURRUS, D., (1984) : Contribution à l'étude du phosphore dans le Rhône alpin. Thèse No. 2135, Fac. Sci., Univ. Genève, 100 p.

ORAND, A., et COLON, M., (1988) : Etude des affluents du Léman et de son émissaire. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987.

WILLIAMS, J. D. H., JAQUET, J.-M et THOMAS, R. L., (1976) : Forms of Phosphorus in the Surficial Sediments of Lake Erie. J. Fish. Res. Board Canada., 33, 413-429.

CONTROLES DES STATIONS D'EPURATION

Campagne 1987

PAR

PHILIPPE VIOGET, JEAN-JACQUES FIAUX ET GILBERT BEE

LABORATOIRE DE L'OFFICE CANTONAL VAUDOIS DE LA PROTECTION DES EAUX, EPALINGES

FRANÇOIS RAPIN

COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION
DES EAUX DU LEMAN, LAUSANNE

BERNARD MERCIER

DIRECTION DEPARTEMENTALE DES AFFAIRES SANITAIRES ET SOCIALES
DE LA HAUTE-SAVOIE, ANNECY

RESUME

En 1987, six nouvelles stations d'épuration (STEP) ont été mises en service sur l'ensemble du bassin (Léman + Rhône aval) qui en comprend actuellement 192. La population ainsi raccordée (le contrôle des raccordements effectifs n'est pas systématique) s'élève à 1'704'564 habitants.

Sur les 136 STEP du bassin hydrographique du lac Léman, 99 sont équipées pour la déphosphatation, traitant les eaux mixtes (eaux usées + eaux parasites) d'une population raccordée annoncée de 1'095'292 habitants.

Il est à signaler qu'une augmentation de la fréquence des contrôles est observée, permettant de mieux cerner le fonctionnement des STEP.

Pour les matières organiques rejetées, les normes (20 mg O₂/l et 85 % d'élimination) sont respectées en moyenne pour les bassins du Rhône amont, du "Léman" (rejets directs au lac + petits sous-bassins cf. chap. 2), de la Venoge et de l'Aubonne. Par contre, pour les bassins de la Dranse et du Rhône aval, en moyenne elles ne le sont pas. De même pour le phosphore, le rendement d'élimination de 80 % est respecté en moyenne pour tous les bassins, sauf Rhône aval, bassin pour lequel la déphosphatation des eaux usées n'est pas exigée.

D'une façon plus générale, cette remarque s'applique également à l'ensemble du bassin pour les composés azotés.

Les quantités de matière organique rejetées après traitement sont en augmentation par rapport à 1986 (+ 720 tonnes; + 30 %), vraisemblablement en raison de la pluviosité importante en 1987. Pour le phosphore, les charges rejetées après traitement sont en baisse de 22 %. La mise en place d'une réglementation interdisant les phosphates dans les produits de lessive mis en vente en Suisse explique certainement cette diminution. En effet, les STEP pratiquant la déphosphatation ont traité leurs eaux mixtes de façon similaire en 1986 et 1987 (rendement d'élimination du phosphore de 82.8 et 82.6 %; demande de subvention genevoise aux frais de déphosphatation environ identique). Il est intéressant de constater que par rapport à 1985, nous assistons à une baisse de 39 % des charges rejetées après traitement dans le bassin hydrographique du lac Léman.

Cette interdiction a conduit à réduire de 33 % les charges d'entrée en phosphore dans les STEP de la partie suisse du bassin lémanique comparativement à 1985 (pour celles ayant fait l'objet de quatre contrôles sur 24 heures), alors que ces mêmes charges sont restées stables dans les STEP des départements français.

1. AVANT-PROPOS

Apprécier l'assainissement réel d'une région est difficile.

Adhérer à un consensus général qui veut que population raccordée égale population assainie est dangereux; c'est donner aux décideurs un argument allant vers un relâchement des efforts à consentir, efforts qui, compte tenu de la meilleure connaissance des problèmes de l'assainissement en général que l'on a aujourd'hui, s'avèrent gigantesques (plus de 1.2 milliards de francs suisses à investir dans le bassin ces dix prochaines années), notamment dans la restauration des réseaux de canalisation et celle des stations d'épuration obsolètes, deux causes majeures des problèmes rencontrés dont nous allons parler dans ce rapport.

Certains services de contrôle ont en effet observé (OCPE 1987), que dans des régions considérées comme assainies, de mauvais branchements, des rejets ponctuels consécutifs à un traitement inefficace à la STEP, marquaient fortement certains cours d'eau, l'état qualitatif de ceux-ci pouvant même être très dégradé après le rejet de la STEP par rapport à l'amont de celle-ci (observations découlant de l'appréciation de la qualité biologique de la rivière). Presque toujours, ces situations sont en contradiction avec les cartes départementales d'objectifs de qualité des rivières élaborées par les services départementaux français ou avec l'article 1 de l'Ordonnance fédérale suisse du 8 décembre 1975 sur le déversement des eaux usées.

En effet, le déversement d'eaux usées dans les eaux superficielles (rivières et lacs) ne devrait pas altérer l'appréciation visuelle et olfactive de celles-ci par rapport à l'état naturel.

Ces déversements ne devraient pas non plus produire de prolifération d'algues et de plantes aquatiques qui provoque le développement de colonies de bactéries, de champignons ou de protozoaires.

Ce constat résulte de la manière dont l'assainissement a été conçu dans les années 1960-1970 où il n'a pas été tenu suffisamment compte de l'impact des rejets sur les récepteurs, donc sur l'état qualitatif de ceux-ci.

2. INTRODUCTION

Comme pour le rapport 1986, les STEP ont été classées par entités géographiques en tenant compte des principaux bassins versants étudiés dans le cadre du programme quinquennal 1986-1990 de la Commission internationale.

Ces bassins versants récepteurs sont :

1. STEP rejetant dans le bassin du Rhône amont
2. STEP rejetant dans le bassin de la Dranse (en amont du Pont de Vongy, donc sans Thonon)
3. STEP rejetant dans le bassin de la Venoge
4. STEP rejetant dans la bassin de l'Aubonne
5. STEP rejetant directement dans le lac ou dans le bassin d'une rivière non étudiée dans le programme CIPEL, ci-après "Léman".
6. STEP rejetant dans le bassin du Rhône aval, y compris le bassin de l'Arve.

Toutes les STEP se trouvant dans le bassin étudié par la CIPEL (bassin hydrographique du lac Léman + Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse) ont été répertoriées, même celles qui n'ont pas été contrôlées en 1987.

Pour le calcul des charges d'entrée, des charges rejetées et des rendements, n'ont été prises en considération que les STEP qui sont contrôlées par des échantillonnages en continu sur 24 heures et proportionnels au débit, et il n'est tenu compte que des eaux arrivant et traitées dans ces stations. Cette année encore, nous avons eu recours, aussi souvent que possible, à une représentation graphique des résultats analytiques.

3. POPULATION RACCORDEE, CAPACITE DES STEP ET FREQUENCE DES CONTROLES PAR BASSIN VERSANT

3.1 CAPACITE ET POPULATION RACCORDEE ANNONCEE (figure 1 - tableau 1)

Les populations raccordées annoncées et la capacité des STEP sont reportées pour les bassins versants spécifiques pris en compte à la figure 1 et au tableau 1.

Le nombre d'habitants raccordés annoncés est celui retenu par les services compétents des différents cantons et départements. Ces estimations sont à prendre avec précaution, les autorités de contrôle ne disposant pas toujours des moyens nécessaires à la vérification de ces chiffres.

En ce qui concerne les stations d'épuration industrielles recevant les eaux usées des communes où elles sont implantées, à savoir CIBA-MONTHEY (Valais) et LONZA-VIEGE (Valais), les habitants raccordés ont été calculés sur la base de la charge annuelle moyenne divisée par le charge spécifique journalière (75 g O₂/hab.jour en Suisse pour la DBO₅).

Fin décembre 1987, 192 STEP étaient en service sur le territoire relevant de la CIPEL. Avec une capacité théorique de 2'734'523 équivalents-habitants, celles-ci traitent les eaux mixtes d'une population raccordée annoncée de 1'704'564 habitants. Il est utile de signaler que bien que six nouvelles stations aient été mises en service en 1987, les habitants raccordés annoncés sont en baisse par rapport à 1986 du fait que les charges annuelles calculées de CIBA-MONTHEY et LONZA-VIEGE sont inférieures en 1987 à celles de 1986.

Pour le bassin hydrographique du lac Léman, 136 STEP étaient en exploitation, dont 99 sont équipées d'un système permettant le traitement du phosphore. La capacité théorique de ces stations est de 1'867'948 équivalents-habitants. Elles traitent les eaux mixtes d'une population raccordée annoncée de 1'095'292 habitants.

Stations d'épuration du bassin versant du lac Léman (plus Rhône aval)

Nombre de stations, capacité et habitants raccordés annoncés

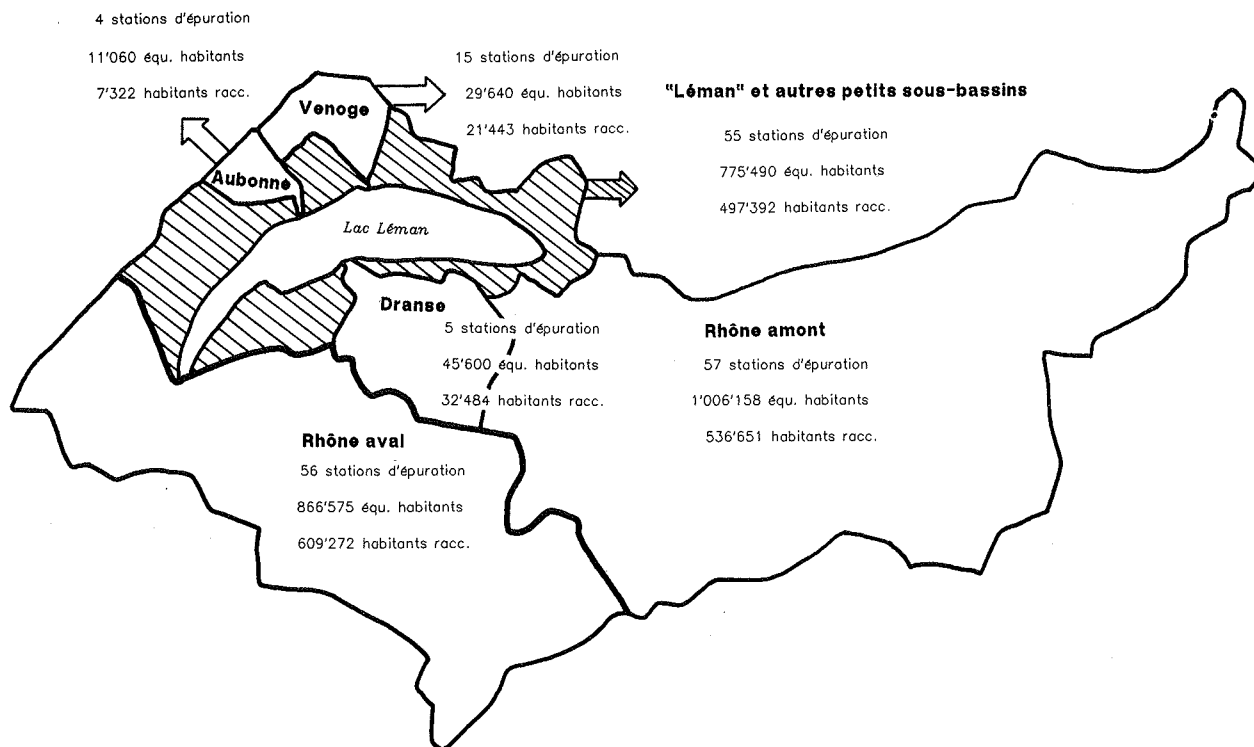


FIGURE 1 : PAR BASSIN VERSANT : NOMBRE DE STATIONS D'EPURATION, CAPACITE DES STATIONS ET NOMBRE D'HABITANTS RACCORDES

TABLEAU 1 - Nombre de STEP avec leur capacité (équiv.hab.) et nombre d'habitants raccordés pour les différents bassins versants. Situation à fin 1987.

BASSIN VERSANT	STEP (NOMBRE)	CAPACITE EQU.HAB.	HABITANTS RACCORDES	Proportion en %		
				STEP	CAPACITE EQU.HAB.	HABITANTS RACCORDES
Aubonne	4	11'060	7'322	2.09	0.40	0.43
Dranse	5	45'600	32'484	2.62	1.67	1.91
Léman	55	775'490	497'392	28.80	28.36	29.18
Rhône amont	57	1'006'158	536'651	29.84	36.79	31.48
Rhône aval	56	866'575	609'272	28.80	31.69	35.74
Venoge	15	29'640	21'443	7.85	1.08	1.26
T O T A U X	192	2'734'523	1'704'564	100	100	100

3.2 FREQUENCE DES CONTROLES (figure 2 - tableau 2)

Pour les STEP rejetant dans le bassin hydrographique du lac Léman, nous constatons que :

- **Rhône amont**

18 stations sont contrôlées moins de quatre fois (sur 24 heures) par an. Cela représente 1.5 % de la population raccordée annoncée de ce bassin (8'030 habitants).

- **Dranse**

3 stations sont contrôlées moins de quatre fois (sur 24 heures) par an. Cela représente 12.4 % de la population raccordée annoncée de ce bassin (4'040 habitants).

- **Venoge**

Toutes les stations sont contrôlées plus de quatre fois (sur 24 heures) par an.

- **Aubonne**

Toutes les stations sont contrôlées plus de quatre fois (sur 24 heures) par an.

- **"Léman" (déversements directs au lac + "autres" petits sous-bassins)**

8 stations sont contrôlées moins de quatre fois (sur 24 heures) par an. Cela représente 1.4 % de la population raccordée annoncée de ce bassin (6'937 habitants).

Dans le bassin hydrographique du lac Léman, pour toutes les stations qui sont contrôlées selon les recommandations de la CIPEL, soit 107 (79 % des STEP et 98 % de la population raccordée annoncée), nous avons à disposition au minimum les mesures suivantes :

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

TABLEAU 2 - Nombre des contrôles (24 heures) effectués en 1987 sur les stations d'épuration et population raccordée annoncée

BASSIN VERSANT	plus de 52	de 12 à 51	de 5 à 11	égal à 4	de 1 à 3	sans ou * instantané
Aubonne STEP Population		4 7'322				
Dranse STEP Population				2 28'444	1 1'900	2 2'140
Léman STEP Population	8 380'247	20 53'169	11 32'309	8 24'730	4 1'547	4 5'390
Rhône amont STEP Population		6 36'038	5 16'112	28 476'471	12 6'750	6 1'280
Rhône aval STEP Population		2 303'942	11 77'541	3 60'150	13 114'521	27 53'118
Venoge STEP Population		5 2'555	10 18'888			
TOTAL STEP Population	8 380'247	37 403'026	37 144'850	41 589'795	30 124'718	39 61'928

* = sans contrôle ou contrôle instantané

Bassin versant du lac Léman (plus Rhône aval)

Fréquence des contrôles en fonction
des habitants raccordés annoncés

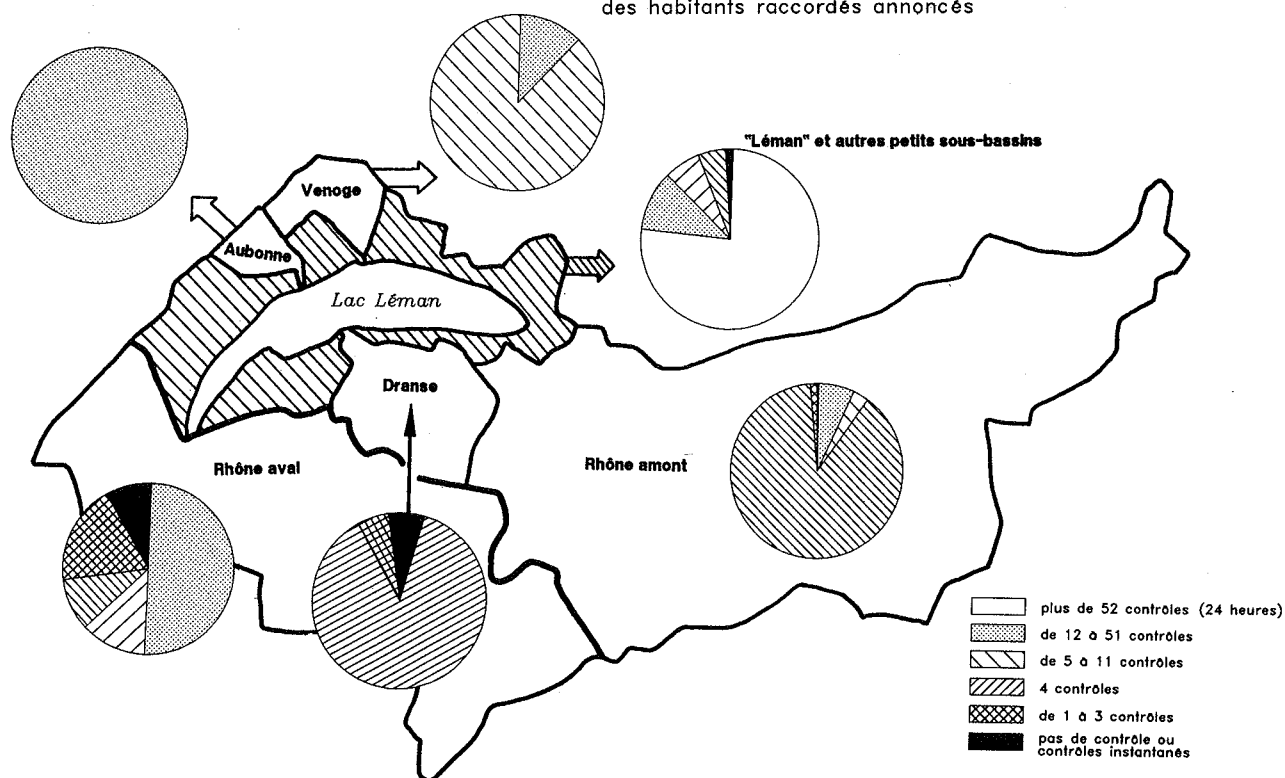


FIGURE 2 : PAR BASSIN VERSANT : FREQUENCE DES CONTROLES DES STATIONS D'EPURATION EN FONCTION DES HABITANTS RACCORDES

Pour les STEP rejetant en aval du lac Léman (Rhône aval), nous constatons que sur les 56 stations de ce bassin, 16 sont contrôlées suivant les recommandations de la CIPEL, 12 de 1 à 3 fois (sur 24 heures), et 27 ne sont pas contrôlées (ou ne le sont qu'avec des mesures instantanées). Pour 23 stations, représentant 393'763 habitants raccordés annoncés, nous ne disposons d'aucune mesure de phosphore total, même instantanée.

L'évolution du nombre de stations contrôlées selon les recommandations de la CIPEL est stable en 1987 par rapport à 1986 (voir tableau 3). Par contre, nous remarquons que le pourcentage de la capacité théorique de ces STEP contrôlées est supérieur en 1987 à 1986, du fait que ce sont plutôt des "petites STEP" qui n'ont pas été suffisamment suivies cette année.

Il convient néanmoins de garder à l'esprit, que sur l'ensemble du bassin, pour treize stations représentant 22 % de la capacité théorique des STEP, le phosphore total n'est pas mesuré lors des contrôles effectués selon les recommandations de la CIPEL (plus de quatre par an sur 24 heures). Cette situation ne se justifie guère compte tenu de la relative simplicité de l'analyse chimique comparativement au prélèvement et à la difficulté de la représentativité de celui-ci.

TABLEAU 3 - Evolution du nombre et de la capacité des stations contrôlées, selon les normes

Année	Nombre de stations	%	Capacité	%
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
1986	117	64	2'250'000	83
1987	123	64	2'433'083	89

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

N'ont été prises en compte que les stations contrôlées sur 24 heures.

4.1 DEMANDE BIOLOGIQUE EN OXYGENE - DBO₅ (figure 3 - tableaux 4 et 5)

Les normes suisses de rejet pour la DBO₅ sont de 20 mg O₂/l et 85 % de rendement d'épuration (Ordonnance fédérale du 8 décembre 1975 sur le déversement des eaux usées). Pour la France, ces normes dépendent notamment du type de station (Circulaire du 4 novembre 1980 relative aux conditions de détermination de la qualité minimale d'un rejet d'effluents urbains) et n'ont pas de critères de rendement DBO₅.

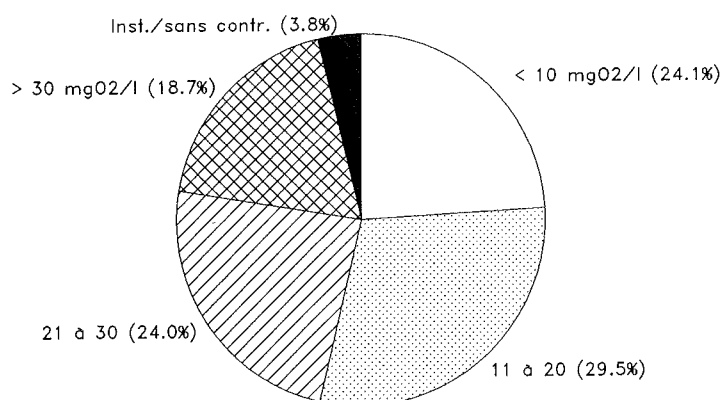
D'une façon générale, nous constatons que les concentrations de sortie (9 à 19 mg O₂/l) et les rendements (84 à 93 %) sont respectés en moyenne pour les bassins du Rhône amont, du "Léman", de la Venoge et de l'Aubonne. Pour les bassins de la Dranse et du Rhône aval, les concentrations de sortie (29 à 37 mg O₂/l) et les rendements (74 à 82 %) sont moins bons. En effet, dans les bassins de la Dranse et de la Vallée de l'Arve, un certain nombre de stations importantes (Morzine, Châtel, Chamonix) sont dotées d'installations de traitement type physico-chimique (coagulation - pré-floculation - floculation - filtration) afin de répondre aux problèmes posés par les variations de charges caractéristiques des collectivités à vocation touristique saisonnière. Ce type de traitement permet une bonne élimination de la charge organique particulaire et peut avoir une incidence sur la charge organique dissoute si la chaîne de traitement comprend un filtre (biolite, charbon actif,...) sur lequel peut se développer une biomasse aérobie.

Pour les autres stations, les problèmes de dilution des eaux d'entrée par les eaux parasites (eaux claires permanentes ECP + eaux de ruissellement), de perturbations de la décantation secondaire en raison d'un dimensionnement des décanteurs ne prenant pas en compte tous les facteurs nécessaires à ce travail, comme le relève un rapport de travail de l'ATV (1973) et ses compléments (ATV, 1976), ainsi que l'exploitation en général (manque d'outils de gestion de l'"entreprise STEP"), peuvent expliquer en grande partie les rendements moindres observés.

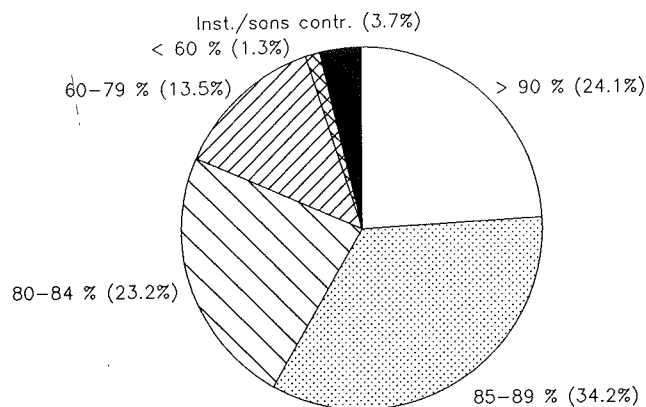
Pour l'ensemble du bassin (hydrographique du lac Léman + Rhône aval), en prenant pour base la législation suisse, nous constatons qu'une concentration inférieure à 20 mg O₂/l dans les eaux mixtes restituées après traitement n'est respectée que pour 54 % de la population raccordée annoncée et le rendement de 85 % que pour 58 % de cette même population, ce qui représente tout de même une augmentation légère par rapport à 1986 (figure 3). De plus, le nombre plus important de contrôles et la meilleure représentativité de ceux-ci renforcent ce constat.

Demande biologique en oxygène (DBO₅) en fonction des habitants raccordés

Concentration de sortie en mg O₂/l



Rendement d'élimination en %



**FIGURE 3 : MATIERES ORGANIQUES MESUREES PAR LA DEMANDE BIOLOGIQUE EN OXYGENE (DBO₅).
CONCENTRATION DANS LES REJETS TRAITES ET RENDEMENT DES STATIONS D'EPURATION.
REPRESENTATION EN FONCTION DES HABITANTS RACCORDES POUR L'ENSEMBLE DU BASSIN
(AVEC RHONE AVAL)**

4.2 PHOSPHORE TOTAL (figure 4 - tableaux 4 et 5)

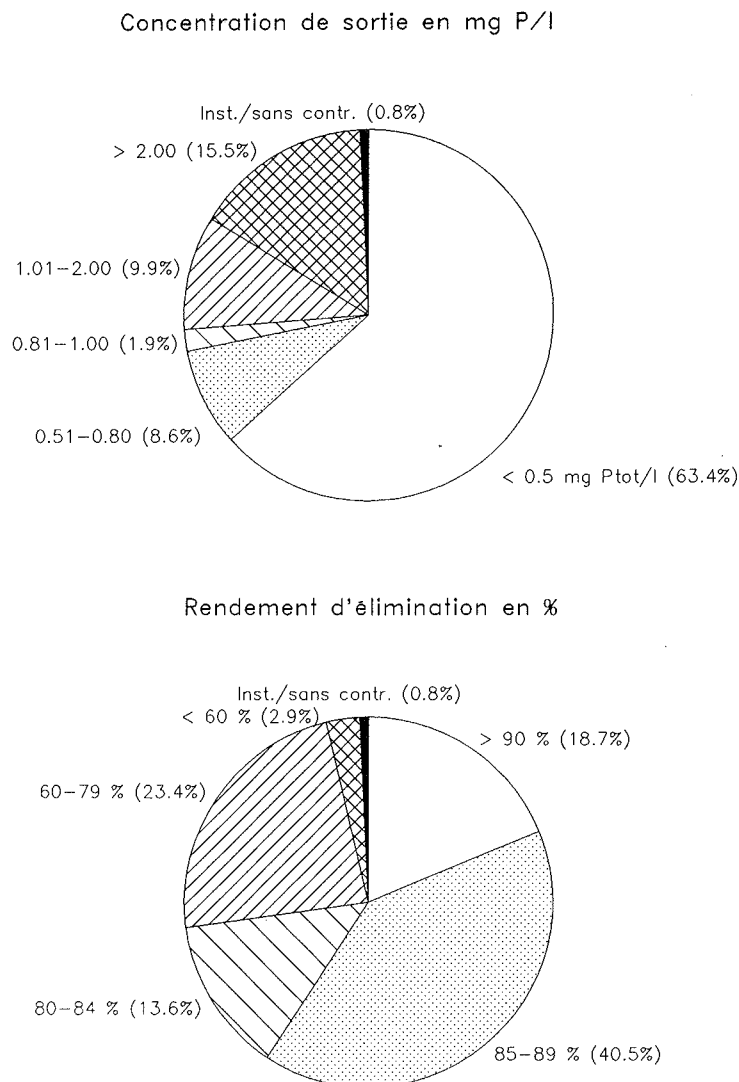
Du fait de l'absence de mesures de phosphore total dans beaucoup de stations rejetant dans le bassin du Rhône aval, nous n'avons considéré que les STEP rejetant dans le bassin hydrographique du lac Léman pour ce bilan.

En moyenne, pour celles-ci, le rendement d'élimination du phosphore de 80 % (sur les eaux traitées) est respecté (81 à 93 % - tableau 4).

La figure 4 montre que pour 73 % de la population raccordée, l'élimination du phosphore dépasse 80 %. Pour 19 % de cette même population, ce rendement dépasse 90 %.

Nous relevons également que pour 72 % de la population raccordée annoncée la limite suisse de 0.8 mg P/l à la sortie des STEP est respectée.

Phosphore total (P tot) en fonction des habitants raccordés



**FIGURE 4 : PHOSPHORE TOTAL (PTOT).
CONCENTRATION DANS LES REJETS TRAITES ET RENDEMENTS DES STATIONS D'EPURATION.
REPRESENTATION EN FONCTION DES HABITANTS RACCORDES POUR LE BASSIN
HYDROGRAPHIQUE DU LAC LEMAN (SANS RHONE AVAL)**

TABLEAU 4 - Charges et rendements moyens (DBO₅ et P tot)
pour les stations d'épuration des différents bassins versants en 1986

Bassin versant	DBO ₅ (kg/jour)			P total (kg /jour)				Rendements (%)		
	Entrée	Sortie	Éliminé	Entrée	Sortie	Éliminé	Traité + dév.	DBO5	P tot traité	P tot T + D*
Aubonne	687	51	636	22	3	19	3.8	93	84	83
Dranse	1'268	336	932	66	5	62	17.0	74	93	74
Léman	27'892	4'344	23'548	833	137	695	261.1	84	84	69
Rhône amont	39'503	3'591	35'912	745	144	601	281.7	91	81	62
Venoge	1'266	174	1'092	46	7	38	11.3	86	85	75
Rhône aval	(49'569)	(8'948)	(40'621)	(677)	(458)	(218)	-	(82)	(32)	-
TOT. LEMAN (sans Rhône aval)	70'616	8'496	62'120	1'711	296	1'415	575.0	88	83	66

* T + D = traité + déversé

TABLEAU 5 - Concentrations moyennes en DBO₅ et P tot
des eaux de sortie traitées des différents bassins

Bassin versant	DBO ₅ (mg O ₂ /l)	P tot (mg P/l)
Aubonne	8.62	0.85
Dranse	36.51	0.52
Léman	15.45	0.47
Rhône amont	19.29	0.78
Venoge	10.48	0.4
Rhône aval *	28.66	2.44

* Une partie des stations ne sont pas contrôlées ou non contrôlées selon les normes de la CIPEL.

En intégrant les résultats de l'étude des charges transitant par les déversoirs d'orage des principales STEP vaudoises de l'OCPE (VIOGET et al., 1988) à notre bilan, nous avons estimé les quantités de phosphore déversées avec ou sans traitement (réseau + entrée STEP + décanteur primaire + sortie traitée) et avons extrapolé ces résultats à l'ensemble des STEP du bassin hydrographique du lac Léman, y compris Thonon qui a fait l'objet d'une autre étude allant dans le même sens (ALLAIN, 1987). Ainsi les charges déversées totales (réseau + entrée STEP + DP + sortie traitée) sont d'environ 25 % des charges d'entrée "théoriques" des STEP (population raccordée annoncée multipliée par la charge spécifique de l'élément pris en considération).

La charge de sortie (rejetée traitée) de la STEP représente le tiers à la moitié de ces 25 % en moyenne. En tenant compte de ces estimations, le "rendement réel" moyen d'élimination du phosphore est alors de 66 % pour les différents bassins (tableau 4).

Un certain nombre de STEP, dont plusieurs sont importantes, ont des rendements d'élimination du phosphore trop faibles (sans tenir compte des charges déversées). Ce sont :

- . CIBA-MONTHEY (VS) (160'471 hab. raccordés calculés)
- problèmes d'exploitation
- . THONON-LES-BAINS (Haute-Savoie) (59'063 hab. raccordés annoncés)
- panne technique. Hors service dernier trimestre 1987
- . FERNEY-VOLTAIRE (Ain) (11'500 hab. raccordés annoncés)
- problèmes de réseau
- . VERBIER-BAGNES (VS) (3'980 hab. raccordés annoncés)
- problèmes liés aux variations de population saisonnière
- . CRANS (VD) (1'511 hab. raccordés annoncés)
- problèmes de réseau et d'exploitation
- . VEIGY-FONCENEX (Haute-Savoie) (1'500 hab. raccordés annoncés)
- problèmes d'exploitation, entre autres de dosage de réactif
- . PORT VALAIS (VS) (1'240 hab. raccordés annoncés)
- problèmes d'exploitation
- . RANDA/BRIGGERMATTE (VS) (1'210 hab. raccordés annoncés)
- problèmes liés aux variations de population saisonnière
- . MONTRICHER (VD) (623 hab. raccordés annoncés)
- problèmes de réseau (ECP)
- . COLOMBIER (VD) (581 hab. raccordés annoncés)
- problèmes de réseau (ECP)
- . VIONNAZ/TORGON (VS) (390 hab. raccordés annoncés)
- problèmes liés aux variations de population saisonnière
- . ALLAMAN (VD) (375 hab. raccordés annoncés)
- problèmes de réseau, de décantation secondaire et d'exploitation
- . ICOGNE (VS) (320 hab. raccordés annoncés)
- problèmes de réseau (ECP)
- . MOIRY (VD) (300 hab. raccordés annoncés)
- problèmes de réseau (ECP)

Nous constatons de plus que d'importantes stations (> 1'000 habitants raccordés annoncés) n'ont toujours pas introduit la déphosphatation et ont par conséquent des rendements médiocres d'élimination du phosphore. Ces communes ou associations de communes participent ainsi activement à l'eutrophisation du lac. Ce sont :

- | | |
|--------------------------------------|--|
| . ROLLE (VD) | 12'500 hab. racc. annoncés |
| . DIVONNE-LES-BAINS (Ain) | 10'000 hab. racc. annoncés |
| . SAUVERNY (Ain) | 3'000 hab. racc. annoncés |
| . VACHERESSE (Haute-Savoie) | 1'930 hab. racc. annoncés |
| . ST-PAUL-EN-CHABLAIS (Haute-Savoie) | 1'900 hab. racc. annoncés |
| . CUGY (VD) | 1'500 hab. racc. annoncés |
| . BONS-EN-CHABLAIS (Haute-Savoie) | 1'200 hab. racc. annoncés |
| . CONTHEY ERDE (VS) | 1'130 hab. racc. annoncés |
| . ISERABLES (VS) | 1'030 hab. racc. annoncés |
| . ECLEPENS (VD) | 800 hab. racc. annoncés +
le centre de récolte et d'iden-
tification des déchets du canton
de Vaud (CRIDEC) |

5. FLUX DE POLLUTION ET APPORTS AU LEMAN PAR LES STEP ET LEURS RESEAUX

Les flux ont été calculés à partir des résultats des stations contrôlées sur 24 heures. Pour le phosphore, nous avons également calculé les flux en tenant compte de l'estimation des charges déversées (sans traitement ou avec traitement partiel).

5.1 MATIERES ORGANIQUES (tableau 6)

Nous constatons une légère diminution des apports aux STEP en DBO₅ (- 830 tonnes; - 3.2 %) et une augmentation des rejets au Léman après traitement (+ 720 tonnes; + 30 %) par rapport à l'année précédente. Ainsi, le rendement d'élimination qui était de 91 % en 1986 descend à 88 %, principalement en raison de l'augmentation des charges rejetées dans le bassin du Rhône amont (+ 85 %), accessoirement en raison de celles rejetées dans les bassins de la Dranse (+ 47 %) et de la Venoge (+ 47 %).

L'augmentation des charges rejetées ainsi du reste que la diminution des apports s'expliquent vraisemblablement par la pluviométrie plus importante de l'année 1987 et la répartition de celle-ci dans l'année, avec, comme le signale le rapport 1987 de l'Institut Suisse de Météorologie (1988), les mois de février, mai, juin, juillet et octobre très pluvieux.

5.2 PHOSPHORE TOTAL (tableaux 6 et 7)

Les charges d'entrée de l'ensemble des STEP du bassin hydrographique du Léman (France + Suisse) ont baissé en 1987 de 22 à 23 % par rapport à 1986. Comparé à 1985, nous observons une diminution de 30 % de ces mêmes charges. Cette évolution résulte de l'interdiction des phosphates dans les produits de lavage des textiles en Suisse, effective au 1er juillet 1986 et dont les premiers effets s'étaient déjà faits sentir en 1986 (baisse de 9 à 10 % des charges d'entrée par rapport à 1985). L'impact de cette mesure sera étudié plus en détail au chapitre 7.

Les charges rejetées sont en baisse de 22 % par rapport à 1986. Elles atteignent 109 tonnes de phosphore total. Le rendement d'élimination de cet élément dans les eaux mixtes traitées est de 82.6 % pour l'ensemble du bassin hydrographique du lac Léman en 1987.

Comparé à 1985, les charges rejetées sont en baisse de 39 %, avec un rendement d'élimination similaire de cet élément dans les STEP en 1985 et cette année (80 % contre 82.6 %) et ceci pour l'ensemble du bassin hydrographique du lac y compris la partie française non soumise à cette interdiction. Aux différences de rendement d'élimination du phosphore près, nous pouvons dire que ce qui est rejeté traité en moins en 1987 comparativement à 1985 correspond à ce qui arrive en moins à l'entrée des STEP suite à une action à la source.

En tenant compte de l'estimation de charges transitant par les déversoirs, le rendement de déphosphatation chute à 66 % et les apports directs au lac pour l'ensemble du bassin hydrographique sont de 210 tonnes de phosphore total.

Il est intéressant de constater que ce phosphore total déversé participe activement au phénomène d'eutrophisation du lac, 82 % de celui-ci étant potentiellement disponible (PO₄ + PINA + POP)¹, 60 % très disponible (PO₄ + PINA) (RAPIN, 1988).

Sans l'interdiction des phosphates dans les lessives en Suisse, 120 tonnes* (voir tableau 7) de phosphore potentiellement disponible arriveraient en plus directement au lac via les déversoirs.

* = En appliquant aux années précédentes l'estimation des charges transitant par les déversoirs d'orage établies cette année (VIOGET et al., 1988), cette valeur serait de 154 tonnes.

¹ PO₄ = orthophosphates
 PINA = phosphore particulaire inorganique non apatitique
 POP = phosphore particulaire organique

TABLEAU 6 - Bilan des apports en DBO₅ et P tot par les stations d'épuration du bassin du Léman en 1987

Bassin versant	DBO ₅ (tonnes/an)			P tot (tonnes/an)			
	Entrée	Sortie	Éliminé	Entrée	Sortie	Éliminé	Traité + dévers.
Aubonne	251	19	232	8.0	1.2	6.8	1.4
Dranse	462	122	340	24.2	1.7	22.5	6.2
Léman	10'181	1'586	8'595	304.0	50.0	254	95.3
Rhône amont	14'419	1'311	13'108	272.0	53.0	219	102.8
Venoge	462	63	399	16.5	2.5	14	4.1
Rhône aval *	(18'093)	(3'266)	(14'827)				
TOTAL BASSIN LEMAN (sans Rhône aval)	25'575	3'101	22'674	624.8	108.5	516.2	209.9

* = une partie des stations ne sont pas contrôlées ou non contrôlées selon les normes de la CIPEL

TABLEAU 7 - Evolution des bilans annuels du phosphore total pour les stations d'épuration du bassin hydrographique du lac Léman

Année	Tonnes/an	Tonnes/an	Tonnes/an	Tonnes/an	Rendements en %	
	Entrée	Sortie traitée	Éliminé	Traité + déversé	Traité	Traité + déversé
1981	911	224	687	448	75	51
1982	900	186	714	372	79	59
1983	862	206	656	412	76	52
1984	878	170	708	340	81	61
1985	889	178	711	356	80	60
1986	807	139	668	278	83	66
1987	625	109	516	210	83	66

5.3 APPORTS DIRECTS AU LAC DES SIX PRINCIPALES STEP DU BASSIN HYDROGRAPHIQUE DU LAC LEMAN (tableaux 8 et 9)

Le tableau 8 présente les charges annuelles rejetées (déversées mesurées entrée STEP ou DP + rejetées traitées) des six principales STEP du bassin rejetant directement au lac. Ces charges ont été calculées sur la base des analyses et mesures fournies par les exploitants des STEP, valeurs dont la qualité est régulièrement contrôlée par des analyses interlaboratoires avec le canton ou le département.

Ont ainsi été prises en compte :

- . 296 analyses pour Lausanne
- . 348 analyses pour Vevey
- . 348 analyses pour Montreux
- . 346 analyses pour Morges
- . 344 analyses pour Pully
- . 109 analyses pour Thonon

Les charges annuelles ont été calculées sur la base de la somme des produits de la concentration moyenne pondérée mensuelle et des débits moyens mensuels.

Nous observons une relative stabilité des rejets MES, N min. total et chlorures pour l'ensemble de ces STEP. Lausanne, Pully et Thonon présentent également peu ou pas de variations pour la DCO et la DBO₅. Nous constatons cependant une augmentation importante des rejets DCO et DBO₅ pour Montreux et Morges (+ 47 % DCO; + 138 % DBO₅) et pour Vevey (+ 86 %) par rapport à 1986. Ce constat est probablement lié à la qualité des réseaux de canalisations de ces associations, réseaux qui, compte tenu de la pluviosité plus importante en 1987 et sa répartition dans l'année, ont perturbé les STEP et donc leurs rendements.

Pour le phosphore total, une diminution des charges rejetées est observée à Lausanne (- 43 %) et à Vevey (- 22 %). Statu quo pour Morges et Pully, alors que Thonon, en raison d'une panne technique le dernier trimestre 1987 augmente ses rejets de 21 %.

En ce qui concerne Montreux (+ 45 %), l'augmentation des charges rejetées est vraisemblablement due à la conjonction de la forte proportion d'eaux claires parasites (liée également à une pluviosité plus importante en 1987) et aux perturbations hydrauliques de la décantation. Une meilleure gestion de la déphosphatation n'est pas à exclure a priori.

Le tableau 9 présente l'évolution des rejets (rejeté traité) en phosphore total (t/an) de ces six STEP. Nous remarquons que ces rejets sont en baisse de 22 % par rapport à 1986.

Si l'on tient compte que des 5 STEP suisses, la baisse est de 38 % par rapport à 1986 et 44 % par rapport à 1985.

TABLEAU 8 - Apports directs au lac
par les six principales stations d'épuration du bassin

Paramètres	LAUSANNE	VEVEY	MONTREUX	MORGES	PULLY	THONON
Phosphore total * t/an	19.5	4.0	9.0	1.3	0.6	18.2
Phosphore réactif soluble * t/an	5.9	-	-	0.2	0.1	7.0
DCO * t/an	2'799	328	444	245	145	1'419
DBO ₅ * t/an	979	181	212	95	26	411
Matières en suspension * t/an	-	65	47	-	-	1'101
Azote minéral * total ** t/an	531	134	99	76	46	132
Chlorures * t/an	3'970	352	365	-	228	420
Boues t/an MS	8'617	1'100	972	652	486	2'300
Débit m ³ traités	51'537'452	7'299'800	6'915'600	4'630'512	3'194'571	5'708'600
Déversé m ³	50'729'982	61'300?	2'912'600	107'858	-	1'935'960

* = Déversé après traitement + déversé entrée station ou décanteur primaire
(sans les déversements des réseaux)

** = Azote minéral total = NH₄ + NO₂ + NO₃

TABLEAU 9 - Evolution des rejets en phosphore total (tonnes/an)
uniquement eaux traitées

	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987
Lausanne	20.8	19.5	11.8	19.0	21.7	23.7	12.1
Vevey	4.7	3.4	2.3	3.6	5.2	3.8	4.0
Montreux	8.7	4.2	2.5	4.7	6.8	4.2	2.7
Morges	4.0	3.9	3.7	1.5	2.1	1.0	1.1
Pully	1.8	1.2	0.8	1.2	0.9	0.6	0.6
Thonon	26.9	17.8	11.8	16.8	12.0	11.3	14.1*
TOTAL	66.9	50.0	32.9	46.8	48.7	44.6	34.6

* = Panne durant le dernier trimestre 1987

6. CHARGES SPECIFIQUES JOURNALIERES

6.1 CHARGE HYDRAULIQUE (tableau 10)

Comme les années précédentes, nous observons des charges hydrauliques spécifiques trop élevées qui mettent en évidence l'importance des eaux parasites (eaux claires permanentes + eaux de ruissellement). Les charges spécifiques moyennes varient, selon les bassins, de 302 à 823 l/hab.jour. Nous relevons plusieurs stations qui reçoivent plus de 2'000 l/hab.jour et même un cas extrême à 2'469 l/hab.jour.

En système séparatif avec une hydraulique étudiée empêchant les dépôts (chasses ?), la charge spécifique hydraulique ne dépasse pas 200 à 300 l/hab.jour. En moyenne, ce sont donc la moitié voire les 3/4 des eaux arrivant aux STEP qui sont des eaux parasites.

Cette situation perturbe non seulement l'état qualitatif des cours d'eau et des lacs (déversements), mais aussi le bon fonctionnement des STEP (dilution des eaux d'entrée, temps de rétention trop courts, perturbations hydrauliques de la décantation avec temps de sédimentation trop courts, etc...).

Les faibles charges relevées dans le bassin de la Dranse demandent une vérification du nombre d'habitants effectivement raccordés, vérification difficile et dépendante du poids que l'on donne à la population touristique saisonnière.

6.2 CHARGES EN MATIERE ORGANIQUE ET EN PHOSPHORE (tableau 10)

Les charges spécifiques moyennes en matière organique (mesurée par DBO₅), varient selon les bassins, de 42 à 94 g O₂/hab.jour. Nous observons des cas extrêmes à 5 et 1'121 g O₂/hab.jour. Les charges très faibles calculées sont dues à la conjonction d'une population raccordée annoncée surestimée par rapport à la réalité et une dilution avec déversements des eaux mixtes arrivant à la STEP. Les charges élevées sont logiquement la conséquence du phénomène inverse, à savoir la conjonction d'une population raccordée annoncée sous-estimée par rapport à la réalité (population saisonnière) avec raccordement de différents effluents d'origine industrielle et un réseau sans trop d'eaux parasites (ce qui est bien), donc ne provoquant que peu de déversements.

Les charges spécifiques moyennes en phosphore varient, par bassin, de 1.2 à 3 g P/hab.jour. Ces charges sont encore en diminution (- 35 % en moyenne arithmétique) en 1987, suite certainement à l'interdiction des phosphates dans les produits de lavage textiles, effective durant toute l'année 1987 (contrairement à 1986; entrée en vigueur au 01.07.1986).

Les faibles charges relevées dans les bassins de la Dranse et du Rhône aval sont liées aux incertitudes sur la population réellement raccordée, aux déversements sur les réseaux et à l'insuffisance, voire l'absence de contrôles sur 24 heures (Rhône aval).

TABLEAU 10 - Charges hydrauliques, en phosphore et en DBO₅ en 1986

Bassin versant	Charges par habitant et par jour								
	Débit litres			P total grammes			DBO ₅ grammes		
	Moy.	Mini	Maxi	Moy.	Mini	Maxi	Moy.	Mini	Maxi
Aubonne	823	484	2'075	3.0	2.3	5.0	94	52	183
Dranse	302	70	340	2.2	0.3	2.6	42	5	52
Léman	584	89	2'469	1.7	0.4	7.4	57	8	127
Rhône amont	344	67	2'463	1.4	0.3	51.7	74	12	1'121
Venoge	801	397	2'177	2.1	1.2	3.3	59	19	80
Rhône aval *	562	64	1'668	1.2	0.9	18.2	89	11	508

* Une partie des stations n'est pas contrôlée ou non contrôlée selon les normes de la CIPEL

7. EVOLUTION DES CHARGES EN PHOSPHORE A L'ENTREE DES STEP SUITE A L'INTERDICTION DES PHOSPHATES DANS LES PRODUITS DE LAVAGE TEXTILES EN SUISSE

N'ont été retenues, pour ce chapitre, que les stations faiblement influencées par l'industrie et pour lesquelles nous disposons de résultats d'analyse très fréquents, analyse dont la qualité est, rappelons-le, régulièrement contrôlée par des campagnes interlaboratoires. Ce sont (en nombre d'analyses 24 par an) :

Montreux (348), Vevey (348), Morges (346), Lausanne (296) et Thonon (109)

Afin de suivre l'évolution des charges entre 1985 et 1987, nous avons calculé la charge spécifique en phosphore par habitant et par jour en moyenne mensuelle. Les résultats des quatre stations de Montreux, Vevey, Morges et Lausanne sont reportés à la figure 5.

Comme en 1986, nous observons une nette diminution de la charge en phosphore total arrivant dans ces STEP suisses, recevant les eaux mixtes d'une population d'environ 300'000 habitants, alors qu'une stabilité de tendance est observée à Thonon.

Nous avons, cette année encore, étudié l'évolution des charges organiques DBO₅ (calculées de manière analogue) et constatons, que comparativement, ces charges diminuent aussi pendant l'été (vacances et période sèche avec prélèvement en fonction du temps sous-estimant les charges) pour cependant augmenter à nouveau dans le courant de l'automne et l'hiver, ce qui n'est pas le cas du phosphore.

Nos constatations confirment donc les premiers résultats obtenus en 1986, à savoir une diminution des charges d'entrée en phosphore. Celle-ci est proche de 50 % en 1987 par rapport à 1985 pour ces quatre "grandes STEP" et rejoint ainsi des observations faites en Allemagne (LUX, 1988), où le recours volontaire à des produits lessiviels exempts de phosphore a fait baisser les charges en phosphates des eaux superficielles de 50 %.

Il convient d'autre part de rappeler que l'acide nitrilotriacétique (NTA), dont les sels sont un des substituts possibles des polyphosphates dans les produits lessiviels, est certainement un des voire le produit qui a été le mieux étudié de tous les produits de synthèse quant à sa biodégradabilité, voir notamment l'ouvrage de GIBSON (1984). Une publication récente de l'EAWAG (KUHN et al., 1987) montre que dans les conditions environnementales typiques rencontrées en Suisse, seules de très petites concentrations résiduelles (< 2 µg/l) de NTA peuvent être présentes tout au long de l'année dans les eaux souterraines, après seulement quelques mètres d'infiltration, et ceci même si les concentrations en NTA dans les rivières atteignent 0.6 - 0.8 mg/l. Pour ce qui touche la remobilisation de métaux piégés dans des sédiments, une publication de l'Université Technique de Hamburg-Harburg (DEHNAD et al., 1987) indique qu'une concentration de NTA de 200 µg/l est chélatée à 95 % par le zinc, le nickel et le cuivre (pour 83 %) et le calcium (pour 12 %). Des valeurs de 200 µg/l semblent hautement improbables dans le lac Léman, où comme le montre une publication de l'OFPE (HOURIET, 1988) et références ci-incluses, la concentration en NTA ne pose pas de problèmes au niveau de la protection des eaux. L'acide éthylènediaminetétraacétique (EDTA) peut, quant à lui, en poser certains.

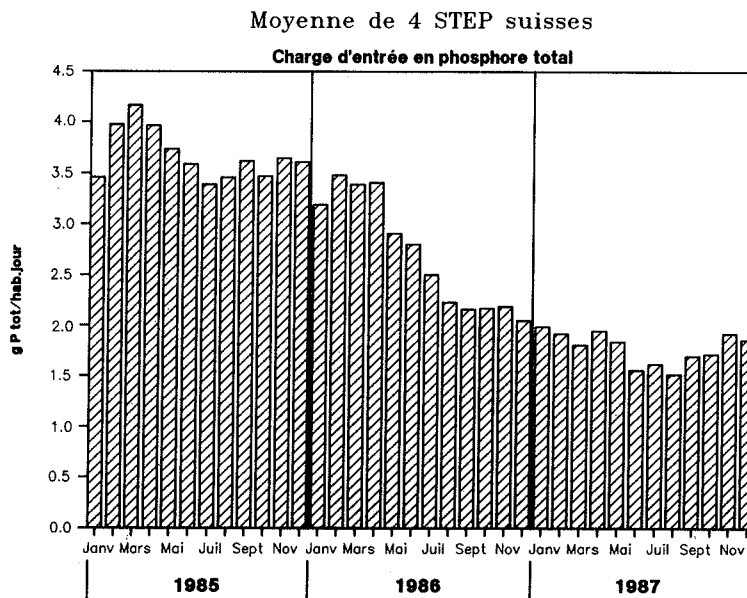


FIGURE 5 : CHARGE EN PHOSPHORE TOTAL A L'ENTREE DES STATIONS D'EPURATION, EXPRIMEE EN GRAMMES DE PHOSPHORE PAR HABITANT RACCORDE ET PAR JOUR. MOYENNE DE QUATRE STATIONS SUISSES (LAUSANNE, MONTREUX, MORGES ET VEVEY)

8. CONCLUSIONS

Bien que six nouvelles STEP soient en service en 1987, la population raccordée atteint 1'704'564 habitants, en raison de charges calculées plus faibles pour MONTHEY-CIBA et VIEGE-LONZA en 1987 qu'en 1986.

Sur les 136 STEP du bassin hydrographique du lac Léman, 99 sont équipées pour la déphosphatation et traitent les eaux mixtes d'une population raccordée annoncée de 1'095'292 habitants.

Le nombre de stations contrôlées selon les recommandations de la CIPEL est de 123 et représente 89 % de la capacité théorique totale de celles-ci. Cette proportion est en hausse réjouissante (+ 34 %) par rapport à 1985. Il existe malheureusement toujours d'importantes lacunes pour une grande partie des STEP déversant et rejetant en aval du lac Léman (Rhône aval). Un gros effort doit être consenti dans ce bassin.

Pour les matières organiques rejetées, les normes de rejet sont respectées en moyenne pour les bassins du Rhône amont, du "Léman", de la Venoge et de l'Aubonne (9-19 mg O₂/l et 84 à 93 % rendement). Ces valeurs sont "moins bonnes" (29-37 mg O₂/l et 74 à 82 % rendement) pour les bassins du Rhône aval et de la Dranse (en partie peut-être en raison d'une législation différente). Les quantités rejetées après traitement sont en augmentation (+ 720 tonnes; + 30 %) par rapport à 1986.

Pour le phosphore, le rendement de 80 % est en moyenne respecté pour tous les bassins (excepté Rhône aval qui ne déphosphate pas). Les charges rejetées traitées sont en baisse de 22 % par rapport à 1986. Une diminution de 39 % de ces mêmes charges est observée comparativement à 1985, suite à l'interdiction des phosphates dans les produits de lavage textiles en Suisse, effective au 1er juillet 1986.

Pour la partie suisse du bassin lémanique, cette mesure a conduit à réduire de 33 % les charges d'entrée en phosphore des STEP. Après traitement, la réduction des charges rejetées est de 42 %. La différence entre ces deux valeurs provient du fait que de meilleurs rendements de déphosphatation sont observés en 1987 et 1986 comparativement à 1985.

Il convient enfin de signaler que, si comme nous le préconisons la STEP est considérée comme une entreprise, la gestion de celle-ci au niveau du phosphore rabattu peut être interprétée par certains comme un encouragement à se limiter au respect strict des normes et non pas de retenir au maximum le phosphore. Cette interprétation peut amener des charges supplémentaires importantes au lac.

A titre d'exemple, un habitant ayant une charge spécifique hydraulique de 600 l/hab.jour (≈ moyenne arithmétique du bassin), "déphosphaté" à 80 % (norme), rejette 0.73 mg P/l. En déphosphatant à 90 %, cette même concentration de sortie s'établit à une valeur de 0.37 mg P/l.

Ainsi, comme la population raccordée annoncée déphosphatant correspond à 1'095'292 habitants, la charge annuelle rejetée avec 80 % de rendement et 0.73 mg P/l sortie représente 175 tonnes de phosphore. En passant à 90 % de rendement (ce qui est concevable pour la majorité des STEP), ce ne sont plus que 87 tonnes qui sont rejetées au lac.

Il y a là matière, nous semble-t-il, à reconsidérer les normes de rejets dans le bassin lémanique.

L'interprétation détaillée de tous les résultats à disposition montre :

- que l'on commence à comprendre que la règle minimaliste de quatre contrôles (24 heures) par an est insuffisante si l'on veut avoir une assez bonne représentation du fonctionnement des STEP durant l'année. Les contrôles des stations à variation saisonnière de population (tourisme) doivent aussi s'effectuer durant la période touristique, au moment où l'on a le maximum de charge. Le contrôle des habitants réels raccordés doit se faire plus systématiquement, soit "sur le terrain", soit sur la base de charges spécifiques calculées obtenues dans un système séparatif idéal de référence.
- que les STEP dont le fonctionnement est peu satisfaisant sont en général celles qui ont les contrôles les moins fréquents. Nous répétons qu'elles doivent être suivies plus assidûment par les responsables cantonaux et départementaux afin de corriger les défauts constatés. Elles sont d'autre part à considérer, par les communes et associations de communes, comme des entreprises qu'il faut gérer.
- qu'un outil de gestion nécessaire est la mesure du débit qui doit se faire à l'entrée et à la sortie des STEP, avec prélèvement proportionnel au débit (à l'entrée du moins).

- qu'il convient de jauger régulièrement les seuils de mesure des débits pour s'assurer de la bonne représentativité de ces valeurs.
- que les auto-contrôles sont à mettre en place pour les STEP $\geq 10'000$ équiv. hab., afin notamment de mieux gérer la qualité des produits (eau épurée) de ces entreprises.

Il va de soi que les organismes officiels doivent s'assurer de la bonne qualité de ces auto-contrôles par des analyses interlaboratoires fréquentes et régulières (3 x par année au moins).

Les résultats des contrôles, qui rappelons-le, sont en augmentation, mettent en évidence les problèmes suivants :

- La majorité des réseaux sont du type "le tout à l'égout" (composé d'un seul tuyau qui collecte toutes les eaux à évacuer d'un bassin et les dirige à la STEP avec un, ou plusieurs, déversoirs d'orage) souvent faussement appelé unitaire², illégaux au sens de l'article 4.3 de l'Ordonnance fédérale suisse du 8 décembre 1975 sur le déversement des eaux usées. Il faut donc améliorer ces réseaux en gardant à l'esprit que, comme le précise un rapport de l'EPFL (JUNKER, 1988) sur la relation coût/avantage des systèmes séparatif et unitaire, il ne faut pas conclure que le séparatif (composé de deux canalisations, l'une amenant les eaux usées à la STEP et l'autre conduisant les ECP et les eaux de ruissellement dans les eaux de surface) doit être dans tous les cas imposé. La situation d'une commune déjà équipée d'un réseau et d'une STEP mécano-biologique n'est pas comparable à celle d'une commune qui ne possède que quelques tronçons de canalisations pour évacuer toutes ses eaux dans le cours d'eau le plus proche. La définition des objectifs à atteindre, le fonctionnement du réseau existant et le choix de méthodes "d'assainissement" du réseau doivent faire l'objet d'études préliminaires. L'acheminement le plus rapidement possible dans les eaux superficielles de toutes les eaux de ruissellement a considérablement perturbé les cours d'eau. Des méthodes telles que l'infiltration des eaux de ruissellement dans les propriétés privées mêmes ne doivent pas être encore ignorées si l'on ne veut pas créer à moyen terme de graves inondations.
- la mise en service de la déphosphatation dans toutes les STEP rejetant dans le bassin lémanique, conjuguée à une réduction maximale du phosphore à sa source, en étendant notamment l'interdiction des phosphates aux produits de vaisselle et de nettoyage industriel dans tout le bassin, est hautement souhaitable.

Ceci requiert un contrôle permanent de l'efficacité de la déphosphatation (effort qui est de mise avec la gestion de l'entreprise STEP). Il convient d'autre part de ne pas se limiter strictement aux normes, le surcroît de dépenses engendré par l'utilisation supplémentaire de flocculant étant très minime dans le bilan d'exploitation.

De plus nous maintenons qu'il faut promouvoir l'approche du contrôle de la population raccordée aux STEP et du bon fonctionnement de celles-ci par des bilans de boues. Actuellement nous n'avons presque aucune information sur la qualité, la quantité et la destination de ces boues (comme exigé en Suisse par l'Ordonnance sur les boues d'épuration (OBE) du 8 avril 1981).

Il faut de plus, par la suite, ne pas se débarrasser de ces boues, mais les valoriser (si possible) en agriculture en les épandant à des périodes et dans des conditions bien déterminées, ou leur assurer une destination compatible avec la protection de l'environnement.

Enfin, avant d'entreprendre des réparations ou transformations d'installations, une planification judicieuse des travaux à exécuter est à prévoir par les communes ou associations de communes (en tenant les autorités de contrôle suffisamment tôt au courant de cette planification), afin de réduire au maximum le temps d'arrêt de la station.

Nous pensons également que des journées techniques d'information sur les bilans annuels des STEP et les problèmes rencontrés sont à organiser par les cantons ou départements, en invitant non seulement les surveillants des exploitations mais aussi leurs responsables politiques.

² un réseau unitaire est constitué de deux canalisations dont un tuyau récolte les eaux usées et les eaux de ruissellement (qui sont alors considérées comme polluées) et d'un autre tuyau qui récolte les ECP et les achemine dans les eaux de surface (les ECP peuvent aussi être infiltrées ou séparées du reste des eaux sans l'emploi d'un 2ème tuyau).

Nous tenons à remercier les services gestionnaires des stations d'épuration qui nous ont fourni leurs résultats d'analyses :

- Service intercommunal pour l'épuration des eaux usées de Vevey-Montreux (SIEG),
- Association intercommunale pour l'épuration des eaux de la région morgienne (ERM)
- Station d'épuration des eaux de la Commune de Pully
- Station d'épuration des eaux de la Commune de Lausanne
- Syndicat d'épuration des régions Thonon-Evian.

BIBLIOGRAPHIE

- ALLAIN, P., (1987) : Apports polluants au lac Léman en provenance des déversoirs d'orage, première partie. Rapp. Comm. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1986, 119-133.
- ATV - Arbeitsbericht vol. 20, (1973) : Die Bemessung der Nachklärbecken von Belebungsanlagen. Korrespondenz Abwasser, Heft 8, 193-198.
- ATV - Arbeitsbericht vol. 23, (1976) : Die Bemessung der Nachklärbecken von Belebungsanlagen. Korrespondenz Abwasser, Heft 8, 231-235.
- DEHNAD, F., WISSER, K. et RIECK, M., (1987) : Zur Remobilisierung von Komplexbildnern. Z. Wasser-Abwasser-Forsch., 20, 114-117.
- GIBSON, D.T., (1984) : Microbiol Degradation of Organic Compounds. Ed. by M. DEKKER, N-Y, 461-462.
- HOURIET, J.P., (1988) : Evaluation de la concentration de produit de remplacement des phosphates dans les lessives (NTA) dans les eaux. Bull. O.F.P.E., 1/88, 42-52.
- INSTITUT SUISSE DE METEOROLOGIE, (1988) : Rapport climatologique annuel - 1987.
- JUNKER, C., (1988) : Assainissement des communes de Pampigny et de Sévery - Relation coût/avantage des systèmes séparatifs et unitaires. Rapp. IGE-EPFL, Lausanne, 120 p.
- KUHN, E., VAN LOOSDRECHT, M., GIGER, W. et SCHWARZENBACH, R.P., (1987) : Microbiol degradation of NTA during River Water/Groundwater infiltration : Laboratory column studies. Wat. Res., 21/10, 1237-1248.
- LUX, K., (1988) : Phosphateintrag seit 1985 halbiert. Chemisch. Rundschau Nr 8, 41 Jahrganz, 26 Februar 1988.
- OCPE, (1987) : Etat qualitatif des rivières de communes considérées comme assainies. Rapp. interne Off. cant. prot. des eaux, Vaud, 5 p.
- RAPIN, F., (1988) : Apports au Léman des formes disponibles du phosphore. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987.
- VIOGET, P., FIAUX, J.J. et BEE, G., (1988) : Apports polluants au lac Léman en provenance des déversoirs d'orage, deuxième partie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987.

APPORTS POLLUANTS AU LAC LEMAN EN PROVENANCE DES DEVERSOIRS D'ORAGE

deuxième partie

ETUDE REALISEE SUR LES RESEAUX D'ASSAINISSEMENT DE
LAUSANNE, VEVEY-MONTREUX, MORGES ET PULLY

PAR

PHILIPPE VIOGET, JEAN-JACQUES FIAUX ET GILBERT BEE
LABORATOIRE DE L'OFFICE CANTONAL DE LA PROTECTION DES EAUX, EPALINGES

RESUME

Cette étude dont le but principal est de mettre en évidence l'ordre de grandeur des charges transitant par les déversoirs d'orage a été effectuée sur les réseaux d'assainissement de Lausanne, Vevey-Montreux, Morges et Pully.

L'estimation de ces charges a été conduite selon deux approches :

- A. Défaut par rapport à un flux temps sec*
- B. Défaut par rapport à la population raccordée annoncée*

Les deux méthodes ont donné des valeurs comparables. La charge phosphore total déversée (réseau + décanteur primaire + sortie) est en moyenne de 25 % de la charge d'entrée annuelle.

Pour les matières organiques (DCO), cette valeur est de 39 %.

Une étude parallèle menée selon une approche tout à fait différente a montré des résultats similaires pour le réseau de Lausanne (BOILLAT, 1988).

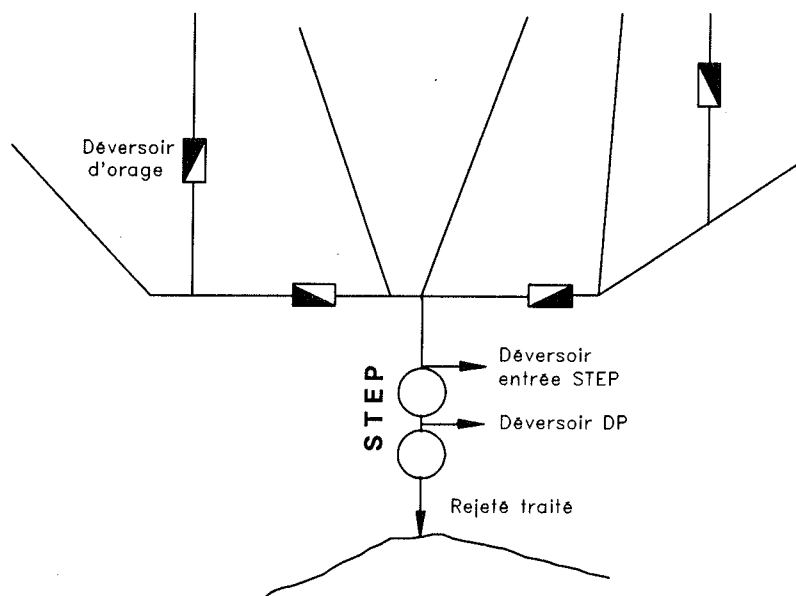
1. PREAMBULE

L'approche des apports polluants au lac Léman en provenance des déversoirs d'orage a fait l'objet d'une première étude menée sur les réseaux d'assainissement de Thonon-Evian (Haute-Savoie). Cette étude de ALLAIN (1987) a été publiée dans le rapport de la campagne 1986 de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution. Elle a montré que pour le phosphore total les charges rejetées par les déversoirs d'orage du réseau étaient de l'ordre de grandeur du rejeté traité par les STEP.

Le présent rapport constitue l'exploitation des données recueillies sur les réseaux alimentant les principales stations d'épuration (STEP) vaudoises.

2. INTRODUCTION

L'établissement d'un bilan aussi exhaustif que possible des apports de phosphore et autres éléments au lac Léman fait apparaître les rejets des réseaux d'assainissement comme une contribution non négligeable. Une partie de ces rejets est issue des STEP (charge rejetée traitée) et est donc directement mesurable. L'autre passe par les déversoirs d'orage au sens large (déversement sur le réseau + déversement entrée STEP + déversement décanteur primaire (DP)) et est beaucoup moins aisément quantifiable.



Nous avons donc procédé à l'évaluation de celles-ci selon diverses approches sur les cinq importants réseaux de LAUSANNE, VEVEY-MONTREUX, MORGES et PULLY qui représentent à eux seuls une grosse partie des apports directs au lac (~ 30 % de la population raccordée annoncée du bassin hydrographique du lac Léman).

Bien que la plupart des études traitant de ce sujet procèdent par une approche liée à l'intensité de la pluie et aux surfaces ruisselées, auxquelles on associe un débit, comme ALLAIN (1987), COTTIER (1984), RIBI (1980), voire même pour une partie de son rapport JUNKER (1988), notre approche a été conduite, pour différentes raisons, selon des méthodes indirectes.

Le présent rapport constitue l'exploitation des mesures et analyses effectuées en 1985, 1986 et 1987, soit plus de trois cents prélèvements DP ou entrée et sortie par STEP et par année avec analyse de tous les paramètres "classiques".

Nous sommes restés très prudents dans l'interprétation de ces valeurs, tant il est vrai que beaucoup de résultats suscitent plus de questions qu'ils n'en résolvent.

Ainsi donc, la manière dont on traite les résultats peut avoir une incidence non négligeable sur les charges déversées et donc sur les moyens à mettre en oeuvre pour remédier à ces pertes.

Nous avons dès lors décidé de donner des fourchettes de charges déversées qui nous paraissent "raisonnables" compte tenu de l'ensemble des impondérables qui subsistent, de notre connaissance des réseaux et ouvrages, ainsi que nos discussions avec les responsables techniques concernés.

3. BREVE DESCRIPTION DES RESEAUX

3.1 LAUSANNE

Du plan d'ensemble intercommunal des canalisations, il ressort que ce réseau, d'environ 70 km de canalisation, comporte, à sa périphérie, une vingtaine de déversoirs communaux limitant les débits entrant d'une population d'environ 35'000 habitants dans le réseau intercommunal, qui est en majorité du type "le tout à l'égout" (composé d'un seul tuyau qui collecte toutes les eaux à évacuer d'un bassin et les dirige à la STEP avec un, ou plusieurs déversoirs d'orage) et recense 15 déversoirs, plus un certain nombre de collecteurs EU (récultant les eaux usées) à trop-plein déversant dans les eaux de surface (avec une fréquence de déversement inconnue).

Le Service d'assainissement de la Commune de Lausanne, en collaboration avec l'Ecole Polytechnique fédérale de Lausanne, a étudié un certain nombre de ces ouvrages (BIRRER et al., 1986), dont l'intensité critique de déversement a pu être établie pour des pluies d'une durée de 30 minutes.

La STEP (mécano-biologique et physico-chimique) dispose d'un déversoir d'entrée et d'un déversoir DP.

3.2 VEVEY-MONTREUX

Du plan de situation général des collecteurs de concentration S.I.E.G. (Service Intercommunal d'épuration des Eaux et traitement des Gadoues), il ressort que l'ensemble de ce réseau d'environ 60 km de tuyau compte 75 déversoirs (38 lames déversantes, 37 lippping weir), ainsi que 31 stations de pompage et un certain nombre de collecteurs EU à trop-plein déversant directement dans les eaux de surface. Les hauts du réseau sont en général en système séparatif (pour les zones villa), alors que les villes et villages sont du type "le tout à l'égout" tel que défini sous 3.1.

Une seule étude hydro-météorologique (BERNOUD-CHERBUIN, 1986) a été menée sur un point bien précis du réseau.

Les STEP (mécano-biologiques) disposent d'un déversoir d'entrée ainsi que d'un déversoir DP.

3.3 MORGES

L'ensemble du réseau intercommunal d'assainissement de l'ERM (Epuration de la Région Morgienne) comporte 39 déversoirs, trop-pleins de collecteurs EU compris et 13 stations de relevage. L'ensemble du réseau est en majorité du type "le tout à l'égout" tel que défini sous 3.1 avec des zones en séparatif.

L'aspect biologique des cours d'eau de la région morgienne, qui est une réponse du milieu aux déversements tout au long de l'année, a été étudié par BEE (1988).

La STEP (mécano-biologique) présente un déversoir d'entrée pouvant être perturbé en cas de fortes eaux, ainsi qu'un déversoir après le DP.

3.4 PULLY

Le réseau communal des collecteurs, long d'environ 30 km, comprend 8 déversoirs d'orage, 2 stations de relevage et 1 station de pompage.

Il n'existe actuellement aucune étude interne d'un point du réseau.

La nature du réseau est ici aussi essentiellement du type "le tout à l'égout" comme défini sous 3.1.

La STEP (mécano-biologique) dispose d'un déversoir d'entrée et d'un déversoir DP.

4. APPROCHE

Compte tenu du fait qu'un réseau d'assainissement peut comporter plus de 100 déversoirs,

- que selon les endroits, les situations locales, les époques de construction et les bureaux d'ingénieurs qui les ont conçus, ceux-ci peuvent être de types extrêmement différents
- que les débits y transitant s'échelonnent sur un spectre très large (0 à 40 m³/s à Lausanne)
- que l'essentiel de la charge polluante des eaux qui s'en échappe se trouve sous forme particulaire, voire même de macrodéchets et donc qu'un prélèvement représentatif exige une dilacération préalable
- que ceux-ci sont rarement situés à des endroits accessibles, propices à des mesures de débit ou à des prélèvements d'échantillons proportionnels au débit et n'offrent le plus souvent aucune sécurité à l'opérateur appelé à travailler sur le site lors d'épisodes intéressants,

étant donné toutes ces contraintes, une mesure directe n'est pas envisageable et c'est pourquoi notre approche de l'estimation des charges transitant par les déversoirs d'orage a été conduite selon des méthodes de mesure indirectes.

Il est de plus difficilement pensable de choisir un site représentatif ne présentant justement pas toutes les difficultés énumérées.

4.1 METHODE A. - DEFAUT PAR RAPPORT A UN FLUX TEMPS SEC

• Postulat 1

Sur un bassin versant (BV) d'une certaine importance, on peut considérer le flux journalier de phosphore comme relativement stable. En effet, cet élément trouve son origine, pour près de 50 % dans les rejets humains naturels et l'autre dans l'utilisation de produits lessiviels, de nettoyage et de rinçage phosphatés (interdiction des phosphates dans les produits de lessive en Suisse dès le 1er juillet 1986). En milieu urbain, d'un volume éliminant toute variation due à l'influence de certains groupes à comportement particulier, la première source de phosphore semble constante tous les jours, alors que la deuxième semble l'être six jours sur sept.

• Postulat 2

En temps sec, et pour autant que les réseaux ne se caractérisent pas par des dépôts "pathologiques", tout le phosphore produit dans le BV aboutit à la STEP. Ceci est bien le cas dans tout réseau un tant soit peu pentu et/ou de type "tout à l'égout", où le flux continu d'eaux claires permanentes (ECP) assure un bon transit des matières solides.

4.1.1 Éléments intervenant dans l'établissement du bilan global

Pour l'ensemble des stations étudiées, nous disposons de plus de trois cents mesures et analyses par STEP et par année sur les paramètres suivants :

- Débit (m³/j) à l'entrée et/ou au DP et à la sortie
- DCO (mg O₂/l) à l'entrée et/ou au DP et à la sortie
- Ptot (mg P/l) à l'entrée et/ou au DP et à la sortie
- Production mensuelle de boues

- Détermination de la charge journalière d'entrée temps sec (TS)

Est calculée ou estimée à partir de la charge journalière DP, multipliée par un facteur 1.6, étant admis que le rendement global du DP sur le phosphore est en moyenne de 30 % (nos mesures dans le canton mettent en évidence des rendements DP allant de 10 à 50 % suivant le débit TS mesuré) et que le prélèvement en fonction du temps sous-estime les concentrations d'environ 30 % par rapport à un prélèvement proportionnel au débit (observation tirée de mesures sur l'ensemble des STEP vaudoises contrôlées en 1986 et 1987).

- Détermination de la charge journalière décanteur primaire (DP)

Est obtenue en faisant le produit du débit enregistré et de la concentration en phosphore d'un échantillon moyen prélevé sur 24 heures au moyen d'une pompe péristaltique à faible débit. La capacité tampon du DP (écrasement des pointes de charge) donne une meilleure représentativité au prélèvement en fonction du temps à cet endroit de la chaîne de traitement des eaux.

- Détermination de la charge journalière de sortie

Est obtenue comme le produit du débit mesuré à la sortie de la STEP et de la concentration en phosphore d'un échantillon moyen prélevé sur 24 heures à la sortie de l'installation. Le prélèvement en fonction du temps est ici tout à fait représentatif.

Il reste donc à définir, pour pouvoir calculer les pertes en phosphore sur l'ensemble du réseau, la production de phosphore du bassin versant. Celle-ci sera supposée égale, dans les limites définies dans le deuxième postulat énoncé, à la charge en phosphore calculée à l'entrée de la STEP en temps sec. Ainsi, tout déficit observé sur le flux journalier en phosphore à l'entrée de la STEP par rapport au flux moyen temps sec est interprété comme ayant transité directement dans l'environnement via les déversoirs d'orage.

La figure 1 représente le cheminement du phosphore dans un système d'assainissement.

Il convient d'expliquer que cette approche, définie en 1983-1984, s'applique uniquement au phosphore.

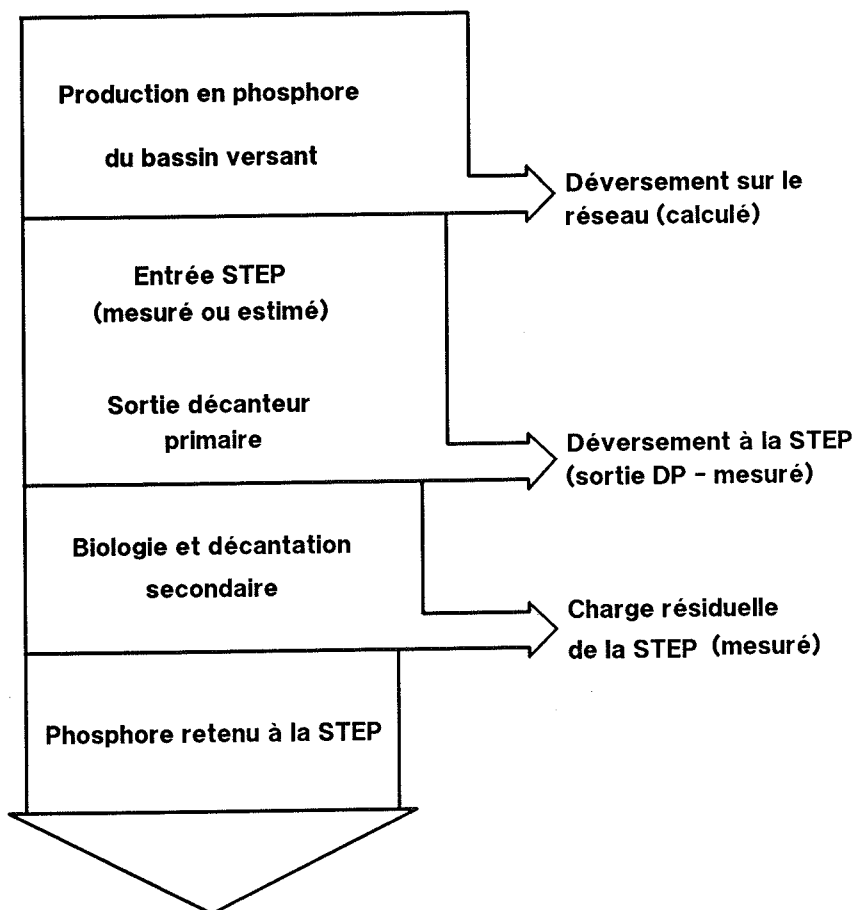


FIGURE 1 : CHEMINEMENT DU PHOSPHORE DANS UN SYSTEME D'ASSAINISSEMENT

En effet, celui-ci étant le facteur limitant de l'eutrophisation des lacs et rivières, il est l'ennemi public No 1. En tant que tel, il est un des paramètres les plus fréquemment analysés. L'analyse est simple et facile en raison notamment de la stabilité relative du phosphore (quasi inexistance de forme gazeuse). La méthode d'analyse est précise et sensible et tient compte, puisque exprimée en phosphore total, du passage d'une forme particulaire à une forme dissoute par exemple.

Enfin, il convient de signaler qu'un contrôle du phosphore retenu à la STEP (charge P entrée - charge P sortie) est possible connaissant la production de boues. En effet, lors de chaque évacuation quantifiée, un échantillon représentatif de celles-ci est prélevé. Les échantillons sont cumulés et le phosphore y est dosé.

4.2 METHODE B. - DEF AUT PAR RAPPORT A LA POPULATION RACCORDEE ANNONCEE

Le produit des débits journaliers mesurés et des concentrations journalières DCO et Ptot, donne une charge journalière. La somme des charges journalières mensuelles divisée par le nombre de mesures donne une charge journalière moyenne, qui, divisée par le débit journalier mensuel moyen, donne une concentration journalière mensuelle pondérée.

La moyenne des douze charges journalières mensuelles moyennes donne une charge journalière annuelle moyenne qui est ensuite divisée par la charge spécifique par habitant de l'élément pris en considération. On calcule ensuite la moyenne des équivalent-habitants (EH) ainsi obtenus pour les paramètres considérés (DCO, Ptot, boues) que l'on soustrait de la population raccordée annoncée par les communes ou associations de communes.

Cette différence est alors rapportée à la population raccordée annoncée et le résultat, exprimé en %, est considéré comme déversé sur l'ensemble du réseau.

5. RESULTATS

5.1 CHARGES EN PHOSPHORE DEVERSEES SELON METHODE "A"

Pour les trois années prises en considération, le temps de pluie (TP) est défini comme l'ensemble des jours de l'année, avec analyses, présentant un événement de plus de 2 mm de hauteur de pluie, ainsi que les deux jours ou le jour (s'il repleut le surlendemain d'un événement) suivant une intensité de pluie supérieure à 2 mm.

La charge journalière annuelle TS (Ch.jTS) est égale à :

$$\sum_{i=1}^i \frac{Q_i \cdot c_i}{i}, \text{ où } i = n\text{-jours TP tels que définis ci-dessus, avec } n = \text{nombre de jours dans l'année avec mesures et analyses}$$

La charge journalière moyenne annuelle (Ch.jma) est égale à :

$$\sum_{n=1}^n \frac{Q_n \cdot c_n}{n}, \text{ où } n = \text{nombre de jours dans l'année avec mesures et analyses}$$

5.1.1 Lausanne

Cette STEP dispose d'une mesure estimée du débit déversé DP (Q_{DP}), d'une mesure du débit de sortie Q_s ainsi que de prélèvements DP et S proportionnels au temps.

	1985	1986	1987
Ch.jTS * (kg)	937	730	466
Ch.jma (kg)	861	707	405
Charge journalière moyenne annuelle déversée (Ch.jmaD) réseau + entrée STEP (kg)	76	23	61
Ch.jmaD en % Ch.jTS	8.1 %	3.2 %	13.1 %
Nbre de kg déversés annuellement réseau + entrée STEP **	27'740	8'365	22'265
Nbre de kg déversés DP (mesuré)	-***	10'700	7'400
Nbre de kg rejetés traités	21'700	23'700	12'100
T O T A L	49'440	42'765	41'765

* = Déjà multipliée par 1.6 selon explications paragraphe 4.1.1

** = Ch.jma x 365

*** = Mesure introduite en 1986

Ainsi, par rapport à la charge d'entrée moyenne annuelle, l'ensemble des déversements (réseau + entrée STEP + DP + rejeté traité) représente, 14.5 % en 1985, 16 % en 1986 et 24.6 % en 1987.

Si 1985 paraît sous-estimé (pas de mesures des débits déversés), 1987 est peut-être surestimé bien que la pluviosité de cette année, comme l'indique le rapport 1987 de l'Institut Suisse de Météorologie (1988) présente des mois de février, mai, juin, juillet et octobre très pluvieux, donc probablement des déversements plus importants.

Il est cependant évident que les cycles internes de la STEP (recirculation notamment) peuvent fausser l'appréciation des concentrations d'entrée, donc notamment de la Ch.jTS.

Enfin, nous constatons que le rejeté traité représente le tiers à la moitié du déversé total.

5.1.2 Vevey

Cette STEP dispose d'une mesure estimée du débit déversé DP (Q_{DP}), d'une mesure de sortie Q_s et de prélèvements DP et S proportionnels au temps.

	1985	1986	1987
Ch.jTS (kg)	184	129	118
Ch.jma (kg)	182	129	114
Charge journalière moyenne annuelle déversée (Ch.jmaD) réseau + entrée STEP (kg)	2	~ 0.4	4
Ch.jmaD en % Ch.jTS	1.1 %	0.3 %	3.3 %
Nbre de kg déversés annuellement réseau + entrée STEP	730	146	1'460
Nbre de kg déversés DP (mesuré)	-*	1'300	280
Nbre de kg rejetés traités	5'200	3'800	4'000
T O T A L	5'930	5'246	5'740

* = mesure introduite en 1986

Par rapport à la charge d'entrée moyenne annuelle, l'ensemble des déversements représente 8.9 % en 1985, 11.1 % en 1986 et 13.8 % en 1987.

Ces valeurs sont certainement sous-estimées, du fait de la nature même du réseau. Il est en effet difficile de caler la Ch.jma et la Ch.jTS, en raison de grosses incertitudes liées à la fonte des neiges, aux eaux claires permanentes (ECP) et la variation des proportions de celles-ci dans l'année. De plus, les drainages amènent vraisemblablement des concentrations importantes en phosphore pendant et après un événement pluvieux et diminuent ainsi encore l'écart entre la Ch.jTS et la Ch.jma, donc l'évaluation du déversement.

Il est évident que par rapport aux incertitudes d'appréciation évoquées, c'est le phosphore rejeté traité qui représente la grosse part du phosphore déversé total (72 % et plus).

5.1.3 Montreux

Cette STEP dispose d'une mesure estimée du débit déversé DP, d'une mesure Q_m ainsi que de prélèvements DP et S proportionnels au temps. Depuis 1987, cette installation dispose d'une mesure du débit d'entrée Q_m avec prélèvement proportionnel au débit.

	1985	1986	1987
Ch.jTS (kg)	183	121	101
Ch.jma (kg)	151	103	84
Charge journalière moyenne annuelle déversée (Ch.jmaD) réseau + entrée STEP (kg)	32	18	17
Ch.jmaD en % Ch.jTS	17.5 %	14.9 %	16.8 %
Nbre de kg déversés annuellement réseau + entrée STEP	11'680	6'570	6'205
Nbre de kg déversés DP (mesuré)	-*	2'000	6'300
Nbre de kg rejetés traités	6'800	4'200	2'700
T O T A L	18'480	12'770	15'205

* = mesure introduite en 1986

Par rapport à la charge d'entrée moyenne annuelle, l'ensemble des déversements représente 27.7 % en 1985, 28.9 % en 1986 et 41.2 % en 1987.

Bien que la valeur 1987 apparaisse comme nettement surestimée, Montreux est certainement, des réseaux considérés, celui qui "souffre" le plus de toute une série de "fatalités". Il est en effet fortement préterité par la fonte des neiges (dénivellation ~ 1'700 m), par les eaux claires permanentes et par le fait que la séparation des eaux qui a pu se faire en amont ne trouve plus d'exutoire pour les eaux claires si bien que certains ruisseaux et cours d'eau sont amenés en aval dans les canalisations. D'autre part, comme signalé par GRAND et al. (1988), la pluviométrie de cette région présente des résultats sensiblement supérieurs aux autres.

La STEP est presque toujours, en temps sec, aux limites hydrauliques de son dimensionnement.

5.1.4 Morges

Cette STEP dispose d'une mesure estimée de Q_m et d'une mesure de Q_m . Les prélèvements proportionnels au temps sont pris à l'entrée, au DP et à la sortie. Les analyses sont peu nombreuses en 1985 et 1986 et quotidiennes en 1987.

	1985	1986	1987
Ch.jTS (kg)	87	73	54
Ch.jma (kg)	93	77	56

Notre approche ne peut s'appliquer à Morges, la Ch.jma étant supérieure à la Ch.jTS.

Une explication de ce constat réside vraisemblablement dans le fait que c'est Morges qui possède, des cinq stations d'épuration prises en considération, le réseau le plus plat. Des dépôts sont donc possibles et même observés. Une pluie d'une certaine intensité entraîne donc un curage des tuyaux et l'arrivée d'une charge importante à la STEP. D'autre part, les drainages des surfaces agricoles et viticoles peuvent amener des quantités de phosphore appréciables à la STEP en temps de pluie.

Enfin, les problèmes de cycles internes de la STEP (recirculation, digestion, déshydratation) ne sont certainement pas négligeables dans l'appréciation des concentrations d'entrée.

5.1.5

Pully

Cette STEP dispose d'une mesure du débit de sortie Q_e . Les prélèvements DP et S sont proportionnels au temps.

	1985	1986	1987
Ch.jTS (kg)	56	52	40
Ch.jma (kg)	53	49	37
Charge journalière moyenne annuelle déversée (Ch.jmaD) réseau + entrée STEP (kg)	3	3	3
Ch.jmaD en % Ch.jTS	5.4 %	5.8 %	7.5 %
Nbre de kg déversés annuellement réseau + entrée STEP	1'095	1'095	1'095
Nbre de kg déversés DP (mesuré)	-*	-	-
Nbre de kg rejetés traités	1'800	1'200	1'200
T O T A L	2'895	2'295	2'295

* = pas de mesure du débit déversé

Par rapport à la charge d'entrée moyenne annuelle, l'ensemble des déversements représente 14.2 % en 1985, 12.1 % en 1986 et 15.7 % en 1987.

Ces résultats sont vraisemblablement sous-estimés du fait de l'absence d'une mesure DP ou E. Compte tenu de cet élément d'appréciation manquant, le rejeté traité représente évidemment plus de la moitié du déversé total.

Nous remarquons que pour l'ensemble de ces STEP, en moyenne arithmétique, la Ch.jTS en phosphore est en diminution de 37 % entre 1985 et 1987. La Ch.jma diminue, quant à elle, de 41 % durant la même période. Ces observations sont en accord avec le constat établi dans notre rapport de contrôle des stations d'épuration 1987 (VIOGET et al., 1988), à savoir une diminution des charges en phosphore à l'entrée des STEP suite à l'interdiction des phosphates dans les produits lessiviels.

Il semble d'autre part raisonnable de dire que "normalement", le rejeté traité représente le tiers à la moitié des charges déversées totales (réseau + entrée STEP + DP + rejeté traité) pour des stations de la capacité de celles de Lausanne ou Thonon.

Le tableau 1 présente la pluviométrie, pour les trois années prises en considération, enregistrée aux cinq STEP considérées.

Des variations importantes sont observées d'une STEP à l'autre sur une même année, en raison peut-être de microclimats, certainement aussi pour cause d'erreurs sur la mesure. Pour Montreux et Vevey, distantes de 6 km environ, il y a en 1987 plus de 200 mm de différence. Ceci semble en accord avec ORAND et al. (1988) déjà cité.

De plus, ces valeurs correspondent à celles mesurées par JUNKER (1988) à Pampigny-Sévery, distantes d'environ 40 km, où les précipitations annuelles valent 1'075 mm/an en 1986 et 1'101 mm/an en 1987.

TABLEAU 1 - Pluviométrie enregistrée aux STEP de LAUSANNE, VEVEY, MONTREUX, MORGES et PULLY en 1985, 1986 et 1987

	LAUSANNE			VEVEY			MONTREUX			MORGES			PULLY		
	1985	1986	1987	1985	1986	1987	1985	1986	1987	1985	1986	1987	1985	1986	1987
Précipitations annuelles (mm/an)	937*	1'191	1'315	1'056*	1'229	1'269	1'133*	1'495	1'474	855*	1'025	1'057	1'149	1'094	1'265
Maximum journalier (mm/j)	55*	44	65	52*	57	61	76*	54	68	44*	40	44	54	46	64
Nombre de jours où il a plu	-	127	140	-	150	161	-	174	150	-	127	144	122	154	145

* = valeurs annuelles incomplètes. Certains mois manquent

5.2 CHARGES DEVERSEES SELON METHODE "B"

Les habitants annoncés raccordés nous sont communiqués annuellement par les communes ou associations de communes et tiennent compte de la capacité touristique des régions concernées, à raison des 2/3 du nombre de lits en sus des habitants permanents. Remarquons que c'est ce nombre d'habitants raccordés annoncés qui est retenu pour la détermination du montant de la subvention genevoise aux frais de déphosphatation, montant auquel la commune ou l'association de communes ont droit compte tenu de leurs résultats annuels d'exploitation sur le phosphore.

La charge journalière annuelle moyenne (Ch.jam) a été calculée comme défini au paragraphe 4.2, en multipliant cette valeur par 1.3 pour tenir compte du rabattement du DP.

La charge spécifique par habitant DCO prise en considération est de 150 g O_2 /hab.j. La charge spécifique par habitant Ptot est de 4 g P/hab.j en 1985, 3 g P/hab.j en 1986 et 2.1 g P/hab.j en 1987. Ces valeurs phosphore sont tirées de VIOGET et al. (1988) et présentent la charge d'entrée en phosphore total, moyenne de quatre STEP suisses de 1985 à 1987 (c.f. figure 2).

La charge spécifique par habitant en boues prise en considération est de 90 g/hab.j.

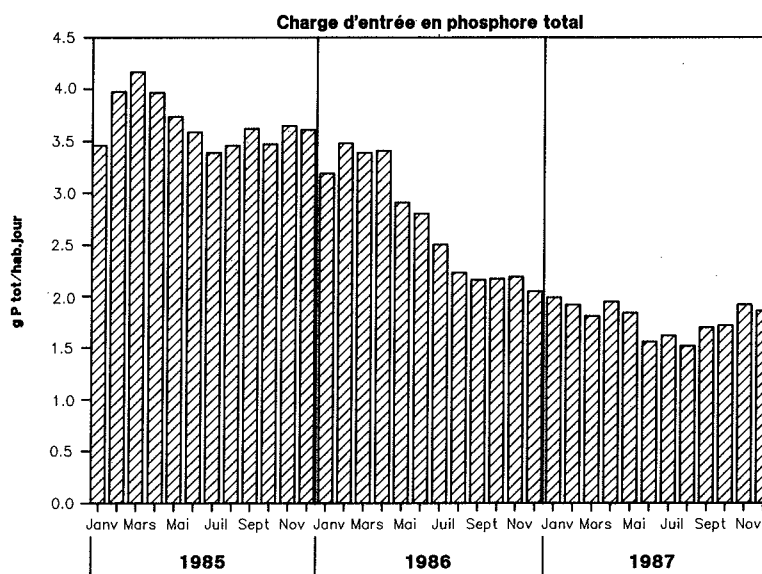


FIGURE 2 : CHARGE EN PHOSPHORE TOTAL A L'ENTREE DES STATIONS D'EPURATION, EXPRIMEE EN GRAMMES DE PHOSPHORE PAR HABITANT RACCORDE ET PAR JOUR. MOYENNE DE QUATRE STATIONS SUISSES (LAUSANNE, MONTREUX, MORGES ET VEVEY)

5.2.1 Lausanne

	1985		1986		1987	
Ch.jam DCO (kg)	35'083		26'425		28'293	
Ch.jam Ptot (kg)	727		601		340	
EH DCO	233'887		176'167		188'620	
EH Ptot	181'750		200'333		161'905	
EH boues	192'816		188'435		262'314	
EH (DCO+Ptot+boues)	187'283*		188'312		204'280	
Population raccor- dée annoncée = PRA	196'636		195'636		210'716	
PRA - EH	8'353		7'324		6'436	
% déversé	4.3 %		3.7 %		3.1 %	
t/an DCO déversées	457		401		352	
t/an Ptot déversées	12.2		8		5	
	DCO	Ptot	DCO	Ptot	DCO	Ptot
t/an déversées réseau + E	457	12.2	401	8	352	5
t/an déversées DP	-**	-	452	10.7	} 2'799	7.4
t/an rejetées traitées	2'314	21.7	2'156	23.7		} 12.1
T O T A U X	2'771	33.9	3'009	42.4	3'151	24.5

* = Moyenne établie sans les EH DCO

** = Mesure introduite en 1986

Le déversé réseau + E est assez stable d'une année à l'autre. Par rapport à la charge d'entrée moyenne annuelle, l'ensemble des déversements DCO représente respectivement 21.6 % (1985), 31.2 % (1986) et 30.5 % (1987).

Pour le phosphore, l'ensemble des déversements représente respectivement 12.7 % (1985), 19.3 % (1986) et 19.7 % (1987). 1985 étant sous-estimé (absence de mesure du débit déversé DP), nous observons que le rejet traité représente également, selon cette approche, environ la moitié du déversé total.

5.2.2 Vevey

	1985		1986		1987	
Ch.jam DCO (kg)	5'746		3'355		3'956	
Ch.jam Ptot (kg)	157		94		83	
EH DCO	38'307		22'367		26'373	
EH Ptot	39'250		31'333		39'524	
EH boues	24'158		25'067		33'443	
EH (DCO+Ptot+boues)	33'905		26'256		29'908***	
Population raccor- dée annoncée = PRA	31'034		37'162** (31'034)		31'034	
PRA - EH	-*		10'906 (4'778)		1'126	
% déversé	-		29.4 % (15.4 %)		3.6 %	
t/an DCO déversées	-		597		62	
t/an Ptot déversées	-		12		0.9	
	DCO	Ptot	DCO	Ptot	DCO	Ptot
t/an déversées réseau + E	-	-	597 (262)	12 (5.2)	62	0.9
t/an déversées DP	-	-	46	1.3)	0.3
t/an rejetées traitées	-	-	302	3.8)	4
			328)	
T O T A U X	-	-	**** 610	10.3	390	5.2

* = PRA < EH

** = Population raccordée annoncée exagérée

*** = Moyenne établie sans EH Ptot

**** = Obtenus avec la population raccordée annoncée 1987 (31'034)

Par rapport à la charge d'entrée moyenne annuelle, l'ensemble des déversements DCO représente respectivement 49.8 % (1986) et 27 % (1987).

Pour le phosphore, l'ensemble des déversements représente respectivement 30 % (1986) et 17.2 % (1987) de la charge d'entrée moyenne annuelle.

5.2.3 Montreux

	1985		1986		1987	
Ch.jam DCO (kg)	3'720		2'547		3'508	
Ch.jam Ptot (kg)	146		98		74	
EH DCO	24'800		16'980		23'387	
EH Ptot	36'500		32'667		35'238	
EH boues	21'287		24'144		29'603	
EH (DCO+Ptot+boues)	27'529		24'597		29'409	
Population raccor- dée annoncée = PRA	33'322		36'190** (33'322)		33'322	
PRA - EH	5'793		11'593 (8'275)		3'913	
% déversé	17.4 %		32 % (24.8 %)		11.7 %	
t/an DCO déversées	317		635		214	
t/an Ptot déversées	8.5		12.7		3	
	DCO	Ptot	DCO	Ptot	DCO	Ptot
t/an déversées réseau + E	317	8.5	***635 (453)	***12.7 (9.1)	214	3
t/an déversées DP	-*	-	50	2	} 444	6.3
t/an rejetées traitées	289	6.8	256	4.2		2.7
T O T A U X	606	15.3	759	15.3	658	12

* = Mesure introduite en 1986

** = Population raccordée annoncée exagérée

*** = Valeur entre parenthèse obtenue avec la pop. racc. ann. 1987 et employée pour le total

Par rapport à la charge d'entrée annuelle, l'ensemble des déversements DCO représente respectivement 44.6 % (1985), 81.6 % (1986) et 51.4 % (1987).

Pour le phosphore, l'ensemble des déversements représente respectivement 28.7 % (1985), 42.8 % (1986) et 44.4 % (1987) de la charge d'entrée moyenne annuelle.

5.2.4 Morges

	1985		1986		1987	
Ch.jam DCO (kg)	3'166		2'648		2'949	
Ch.jam Ptot (kg)	77		64		46	
EH DCO	21'107		17'653		19'660	
EH Ptot	19'250		21'333		21'905	
EH boues	-*		15'283		19'857	
EH (DCO+Ptot+boues)	20'179		18'090		20'474	
Population raccor- dée annoncée = PRA	23'512		23'512		23'512	
PRA - EH	3'333		5'422		3'038	
% déversé	14.2 %		23.1 %		12.9 %	
t/an DCO déversées	182		297		166	
t/an Ptot déversées	4.9		5.9		2.3	
	DCO	Ptot	DCO	Ptot	DCO	Ptot
t/an déversées réseau + E	182	4.9	297	5.9	166	2.3
t/an déversées DP	-**	-	9	0.2	} 245	0.2
t/an rejetées traitées	170	2.1	153	1		} 1.1
T O T A U X	352	7	459	7.1	411	3.6

* = Pas de valeur 1985

** = Mesure introduite en 1986

Par rapport à la charge d'entrée moyenne annuelle, l'ensemble des déversements DCO représente respectivement 30.4 % (1985), 47.5 % (1986) et 38.2 % (1987).

Pour le phosphore, l'ensemble de ces déversements représente respectivement 24.9 % (1985), 30.4 % (1986) et 21.4 % (1987) de la charge d'entrée moyenne annuelle.

5.2.5 Pully

	1985		1986		1987	
Ch.jam DCO (kg)	1'191		1'487		1'830	
Ch.jam Ptot (kg)	43		40		30	
EH DCO	7'940		9'913		12'200	
EH Ptot	10'750		13'333		14'286	
EH boues	9'924		10'699		14'805	
EH (DCO+Ptot+boues)	9'538		11'315		13'764	
Population raccor- dée annoncée = PRA	18'067		18'067		18'067	
PRA - EH	8'529		6'752		4'303	
% déversé	47.2 %		37.4 %		23.8 %	
t/an DCO déversées	467		370		236	
t/an Ptot déversées	12.5		7.4		3.3	
	DCO	Ptot	DCO	Ptot	DCO	Ptot
t/an déversées réseau + E	467	12.5	370	7.4	236	3.3
t/an déversées DP	-*	-	-	-	-	-
t/an rejetées traitées	131	1.8	138	1.2	145	1.2
T O T A U X	598	14.3	508	8.6	381	4.5

* = Pas de mesure du débit déversé

Par rapport à la charge d'entrée moyenne annuelle, l'ensemble des déversements DCO n'est pas traitable en 1985, représente plus de 90 % (1986) et 57 % (1987).

Pour le phosphore, l'ensemble des déversements représente respectivement 91.7 % (1985), 58.9 % (1986) et 28.5 % (1987) de la charge d'entrée moyenne annuelle.

6. CONCLUSIONS

6.1 CONCLUSIONS QUANT A LA METHODOLOGIE UTILISEE

Il convient de garder à l'esprit le caractère empirique des méthodes utilisées, dont la seule prétention est de donner un ordre de grandeur des apports polluants au lac en provenance de déversoirs d'orage.

Des progrès importants sont à réaliser dans les outils à mettre en place pour garantir les mesures et leur représentativité. Comme le signale ALLAIN (1987), quelles que soient les méthodes utilisées pour évaluer la pollution rejetée par les déversoirs d'orage d'un site donné, elles doivent s'appuyer sur une connaissance préalable de l'ensemble du réseau d'assainissement.

Ce n'est qu'à ces conditions que les hypothèses simplificatrices nécessaires à une modélisation pourront être faites en toute connaissance de cause.

6.2 CONCLUSIONS GENERALES

Les charges déversées totales (réseau + E + DP + rejetées traitées) Ptot et DCO pour les trois années prises en considération sont reportées au tableau suivant.

Elles tiennent compte, pour le Ptot déversé réseau + E de la moyenne des deux approches sur les trois ans, excepté Morges qui n'est pas "interprétable" selon la méthode "A". Pour Pully, il n'est pas tenu compte de la valeur aberrante 1985 de l'approche "B".

STEP	LAUSANNE			VEVEY			MONTREUX			MORGES			PULLY		
	Rés+E	DP	S	Rés+E	DP	S	Rés+E	DP	S	Rés+E	DP	S	Rés+E	DP	S
Ptot (t)	41.8	*18.1	57.5	4.2	*1.6	13	20.6	*8.3	13.7	13.1	*0.4	4.2	7	-	4.2
DCO (t)	1210	952	7269	324	96	580	984	100	939	645		406	236	-	145
		*	**		*	**		*	**			**	***		***

* Mesure introduite en 1986

** Tient compte pour 1987 d'une ventilation de la charge déversée à la STEP (DP + rejeté traité)

*** Ne tient compte que de 1987

En ce qui concerne le phosphore, il convient de signaler que les deux approches donnent des résultats assez proches pour Lausanne et Montreux, voire Vevey. La méthode "A" ne donne pas de réponse pour Morges pour les raisons évoquées sous 5.1.4.

Par contre, pour Pully, la méthode "A" donne des valeurs relativement basses alors que la méthode "B" fait ressortir des déversements très élevés.

Les charges en phosphore total déversées totales, exprimées en % de la charge d'entrée moyenne sont reportées dans le tableau ci-après :

	1985		1986		1987		A + B
	A	B	A	B	A	B	
LAUSANNE	14	13	16	19	25	20	18
VEVEY	9	-	11	30	14	17	16
MONTREUX	28	29	29	43	41	44	36
MORGES	-	25	-	30	-	21	26
PULLY	14	92*	12	59	16	41	28

* = Valeur non prise en compte

Ainsi la charge moyenne en phosphore total déversée total est de 25 % de la charge d'entrée annuelle, avec un maximum à 36 % et un minimum à 16 %.

Bien qu'il soit difficile d'établir une tendance générale, nous pouvons relever que pour une station importante comme Lausanne, la charge déversée dans le réseau représente environ la moitié du rejeté traité.

Pour les stations de plus petite capacité, cette proportion est inversée et la charge déversée dans le réseau peut atteindre jusqu'à sept fois le rejeté traité.

Une étude parallèle venant d'être publiée (BOILLAT, 1988) sur le réseau lausannois à partir d'une méthode directe (mesure des volumes écoulés) confirme nos estimations.

Les déversements DCO n'ont été appréciés que selon la méthode "B". La valeur moyenne de la charge déversée totale DCO est de 39 % de la charge d'entrée moyenne annuelle, avec un maximum à 57 % (nous n'avons pas tenu compte de deux valeurs aberrantes pour Pully) et un minimum à 22 %.

La charge DCO déversée dans le réseau est pour Lausanne 5 à 6 fois plus faible que le rejeté traité.

Pour les stations de plus petite capacité, cette proportion s'amenuise et le rejeté traité peut être égal au déversé dans le réseau.

Cette tendance confirme donc les observations faites sur les charges de phosphore total déversées, à savoir une importance grandissante de la charge déversée dans le réseau en fonction de la diminution de la capacité de la STEP.

Le déversé total DCO est sensiblement plus important que le déversé Ptot en raison du fait :

- que l'approche "B" employée présente des incertitudes sur la population raccordée annoncée ainsi qu'en principe une légère surestimation de celle-ci (puisqu'elle prend en compte 2/3 du nombre de lits de la capacité touristique hôtelière).
- qu'il existe des incertitudes sur la représentativité du prélèvement de boues
- que l'incidence des cycles internes de certaines STEP est irrégulière et difficile à cerner
- qu'enfin la valeur DCO présente l'inconvénient de prendre en compte les matières organiques biodégradables et difficilement ou pas dégradables. Cela signifie que le rapport DCO/DBO_5 est très variable en fonction de l'emplacement des prélèvements dans la chaîne de traitement.

Il va en effet plus ou moins de soi, que toutes ces incertitudes étant levées, la charge annuelle d'entrée DCO (pondérée par rapport au débit) doit être environ constante d'une année à l'autre en raison de l'effet tampon du réseau et aussi compte tenu du fait que la population et les habitudes industrielles ne changent pas de façon significative.

Les différents réseaux n'étant pas comparables (pente, nature des surfaces ruisselées, ECP, pluviosité, dénivellation, etc...) nous n'avons pas établi un "hit-parade" des systèmes évalués. Nous dressons, de façon plus constructive, une liste de leurs défauts communs.

Ce sont :

- Beaucoup d'eaux claires permanentes (ECP) (sources, fontaines, etc...) transitent par les canalisations d'eau usée.
- Les réseaux ne sont pas toujours bien entretenus et certains déversoirs peuvent fonctionner même en temps sec. De plus, les débits admis dans certains collecteurs de concentration sont réglés pour ne laisser passer qu'un débit bien défini (2QTS₁₄ par exemple).
- Les agglomérations étant fortement urbanisées au bord du lac, la séparation des eaux qui se fait, ou peut se faire sur les hauts dans les zones villa, est perdue en aval où les eaux claires, voire même les récepteurs naturels, sont réintroduits dans le réseau de type "le tout à l'égout" et amenés à la STEP.
- Des mesures de débit d'une qualité insuffisante (appareils pas toujours bien et régulièrement étalonnés) et des seuils de mesure mal placés dans le système ne permettent pas de mesurer les débits d'entrée à la STEP.
- De plus, le prélèvement proportionnel au temps (et non au débit) sous-estime les concentrations de façon non négligeable en temps sec et préjudicie l'interprétation des résultats.

- La population raccordée réelle (excepté Lausanne) est bien inférieure, sur la base des charges mises en évidence, à celle annoncée par les communes.

Cette étude démontre donc qu'il est indispensable de :

- Contrôler régulièrement les ouvrages du réseau et notamment le déversoir d'entrée de la STEP, de façon à ce que le déversement se fasse en arborescence en remontant dans le réseau, ce qui n'est pas toujours le cas.
- Garantir la représentativité des charges d'entrée par un échantillonnage proportionnel au débit mesuré à l'entrée de la STEP.
- Adapter les ouvrages techniques (dégrilleurs, stations de pompage, de relevage) aux possibilités définies lors du dimensionnement des déversoirs.
- D'employer la totalité des volumes à disposition, les STEP étant généralement surdimensionnées, et de régler les déversoirs en conséquence.
- De séparer le plus rationnellement possible les eaux claires permanentes des eaux usées, en définissant des priorités d'action par des études ponctuelles dans les réseaux.
- Que les responsables politiques et techniques des communes concernées améliorent les conditions de mesures touchant le réseau et oeuvrent à une meilleure gestion de celui-ci.

Il est enfin évident que pour des solutions techniques apportant des améliorations identiques de l'assainissement, il faille tenir compte de l'aspect financier de celles-ci. La définition des objectifs à atteindre, le fonctionnement du réseau existant et le choix des méthodes d'assainissement du réseau doivent faire l'objet d'études préliminaires, afin de définir notamment des priorités d'action. Pendant la période de transition entre la situation existante et l'assainissement du réseau tel que défini, il est important de garantir la qualité des rejets des STEP en consentant des investissements modérés sur l'installation encore soumise aux perturbations hydrauliques des eaux parasites.

L'infiltration des eaux claires permanentes, voire des eaux de ruissellement ne doit pas être ignorée. Dans ce sens, il convient de la prévoir si possible et même de restituer certaines zones urbanisées à cette possibilité d'infiltration, en les équipant de revêtements adéquats.

Nous tenons à remercier les services gestionnaires des stations d'épuration et des réseaux de canalisation avec qui nous avons eu des discussions.

- Station d'épuration des eaux de la Commune de Lausanne
- Service intercommunal pour l'épuration des eaux usées de Vevey-Montreux (SIEG)
- Association intercommunale pour l'épuration des eaux de la région morgienne (ERM)
- Station d'épuration des eaux de la Commune de Pully

BIBLIOGRAPHIE

- ALLAIN, P., (1987) : Apports polluants au lac Léman en provenance des déversoirs d'orage, première partie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1986, 119-133.
- BEE, G., (1988) : OCEP Vaud : dans rapport de gestion ERM 1987, p. 48-52.
- BERNOUX-CHERBUIN, (1986) : Etude hydro-météorologique Glion-Chernex. Commune de Montreux. Rapp. Bernoux-Cherbuin Ingénieurs-Conseils S.A. Montreux/Aigle, 220 p.
- BIRNER, H., BLUM, P., KRAYENBUEHL, L., JUNKER, C., ROTHEN, T., (1986) : Plan d'intervention pour l'élimination des eaux claires dans le réseau d'assainissement lausannois. Rapport IGE-EPFL, Lausanne, 338 p.
- BOILLAT, J.L., (1988) : Le système d'assainissement de la région lausannoise raccordée à la STEP de Vidy. ASPEE, séminaire de formation continue, Grangeneuve, 7 juin 88, 18 p.
- COTTIER, R., (1984) : Etude des sources de pollution du Nant d'Aisy. Rapport IGE-EPFL, Lausanne, 143 p.
- INSTITUT SUISSE DE METEOROLOGIE, (1988) : Rapport climatique annuel - 1987.
- JUNKER, C., (1988) : Assainissement des communes de Pampigny et de Sévery. Relation coût/avantage des systèmes séparatif et unitaire. Rapp. IGE-EPFL, Lausanne, 120 p.
- ORAND, A. et COLON, M., (1988) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987.
- RIBI, A.H., (1980) : Assainissement des eaux pluviales. Inventaire des données. Etude d'un concept général et proposition de réalisation. Ville de Fribourg, direction de la police locale. Rapp. Bureau d'études hydrologiques A.H. Ribi, Fribourg, 136 p.
- VIOGET, P., FIAUX, J.J., BEE, G., RAPIN, F., et MERCIER, B., (1988) : Contrôles des stations d'épuration. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987.

APPORTS AU LEMAN DES FORMES DISPONIBLES DU PHOSPHORE

PAR

FRANÇOIS RAPIN

COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION
DES EAUX DU LEMAN, LAUSANNE

RESUME

L'évolution des apports en phosphore total par les affluents principaux du Léman suit parfaitement les variations de l'hydraulicité, mettant ainsi en évidence l'importance prépondérante de l'érosion dans les apports en phosphore particulaire.

Il est relevé une forte décroissance (- 56 % depuis 1976) des apports en phosphore dissous, liée aux mesures d'assainissement dans le bassin versant. L'interdiction des phosphates dans les produits de lavage textiles en Suisse a permis de faire baisser les rejets des réseaux d'assainissement d'environ 40 % et cette baisse se marque très nettement dans les rivières drainant le bassin versant suisse comme le Rhône, la Venoge ou l'Aubonne.

1. INTRODUCTION

Les diverses études entreprises dans le bassin lémanique par BURRUS (1984) ou FAVARGER et VERNET (1987) ont montré l'importance des différentes formes du phosphore dans les apports du Rhône. FAHRNI et RAPIN (1986) ont indiqué qu'il était indispensable de disposer d'études soignées des formes du phosphore dans les affluents et les rejets directs au lac des réseaux d'assainissement, si l'on voulait pouvoir mettre au point un modèle du cycle du phosphore dans le lac permettant de simuler les réactions de ce dernier à des variations des apports en phosphore. En 1986, TASSIN a, dans une première phase et à l'aide d'un modèle biogéochimique du cycle du phosphore, couplé à un modèle unidimensionnel thermique, montré que le lac ne semblait pas réagir directement à des variations des apports en phosphore total. Enfin, RAPIN et al. (1988) ont montré que la baisse des concentrations en phosphore dans le lac depuis 1980 était à mettre en relation avec une très nette baisse des apports en phosphore dissous par les affluents principaux; baisse liée aux efforts d'assainissement effectués sur le bassin versant par la mise en service de nombreuses stations d'épuration (STEP), par l'introduction de la déphosphatation dans celles-ci et par la suppression des phosphates dans les produits de lavage textiles en Suisse.

2. METHODES

Ce rapport synthétise les résultats de diverses recherches ou de programmes de surveillance effectués dans le cadre de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution ou de programmes intercantonaux suisses.

L'évolution du phosphore dans le Léman est basée sur les mesures au centre du Grand Lac à la station SHL 2 (BLANC et al., 1988).

Les apports sous formes dissoutes du phosphore sont :

- pour les affluents principaux (Rhône, Dranse, Venoge et Aubonne), obtenus à partir des analyses sur les échantillons prélevés en continu proportionnellement au débit (ORAND et COLON, 1988)
- pour les rejets des stations d'épuration, obtenus à partir des contrôles des services cantonaux ou départementaux et des mesures des gestionnaires des stations (VIOGET et al., 1988b)
- pour les déversements des réseaux d'assainissement (déversoirs d'orage), estimés à partir des résultats des études entreprises sur les réseaux Thonon-Evian (ALLAIN, 1987) et sur les réseaux Lausanne, Vevey, Montreux, Morges, Pully (VIOGET et al., 1988a).

Pour les apports en phosphore particulaire, les formes de ce phosphore ont été obtenues par la méthode de WILLIAMS et al. (1978) modifiée d'après VIEL (1983). Les formes qui peuvent être mises en évidence sont, par ordre décroissant de disponibilité potentielle vis-à-vis des végétaux :

1. phosphore particulaire inorganique non apatitique : PINA
2. phosphore particulaire organique : POP
3. phosphore particulaire apatitique : PIA

Les rivières étudiées sont :

- Rhône en 1986 et 1987 (FAVARGER et al., 1987, 1988), Venoge et Aubonne en 1986 et 1987 (ZHANG et al., 1988), Dranse en 1986 (dès décembre) et 1987.
- Pour ces quatre rivières, les valeurs 1985 (et 1986 pour la Dranse) ont été estimées à partir de régressions établies à partir des valeurs 1986 et 1987 entre le débit, les concentrations en phosphore dissous et particulaire et les formes du phosphore particulaire et ceci en fonction des saisons.

Pour les réseaux d'assainissement (stations d'épuration), les stations suivantes ont été étudiées en 1987 : Lausanne, Vevey, Pully, Rolle, Villeneuve et Sévery-Pampigny. Les valeurs relatives obtenues entre les formes du phosphore ont été extrapolées aux mesures du phosphore particulaire total de 1985 à 1987.

3. RESULTATS

Les apports en phosphore total des quatre principaux affluents (Rhône, Dranse, Venoge, Aubonne) ne montrent pas de tendance nette depuis 1973, si ce n'est une nette augmentation ces deux dernières années (1986-1987) (figure 1). Ces augmentations sont à mettre en relation avec l'hydraulicité du Rhône et de la Dranse, rivières pour lesquelles il a été observé de fortes crues pendant les périodes d'été. Par exemple en 1987, on peut relever pour le Rhône la crue du 25 août avec des débits de 1'010 m³/s; le maximum mesuré jusqu'à ce jour est de 1'100 m³/s en 1947. Ces crues ont entraîné de fortes quantités de matières solides en suspension et par conséquent de phosphore particulaire. Il est à relever que le phosphore particulaire dans les quatre affluents principaux représente en 1987 le 93 % du phosphore total (ORAND et COLON, 1988).

La parfaite similitude des courbes du phosphore total et du débit des affluents (figure 1) met en évidence l'importance prépondérante de l'érosion dans les apports en phosphore total.

En revanche, on relève une évolution tout à fait remarquable des apports en phosphore réactif dissous (PO₄), qui pour la même période et les mêmes rivières présente une très forte décroissance. Cette diminution atteint par exemple - 56 % depuis 1976. Comme l'ont montré RAPIN et al. (1988), cette décroissance des apports en phosphore dissous est directement responsable de l'évolution à la baisse des teneurs en phosphore dans le lac ces huit dernières années.

La décroissance du phosphore réactif dissous dans les rivières depuis ces quinze dernières années est à mettre en relation avec les efforts d'assainissement effectués dans le bassin versant, par la mise en service de nombreuses stations d'épuration (STEP) et par l'introduction de la déphosphatation dans celles-ci.

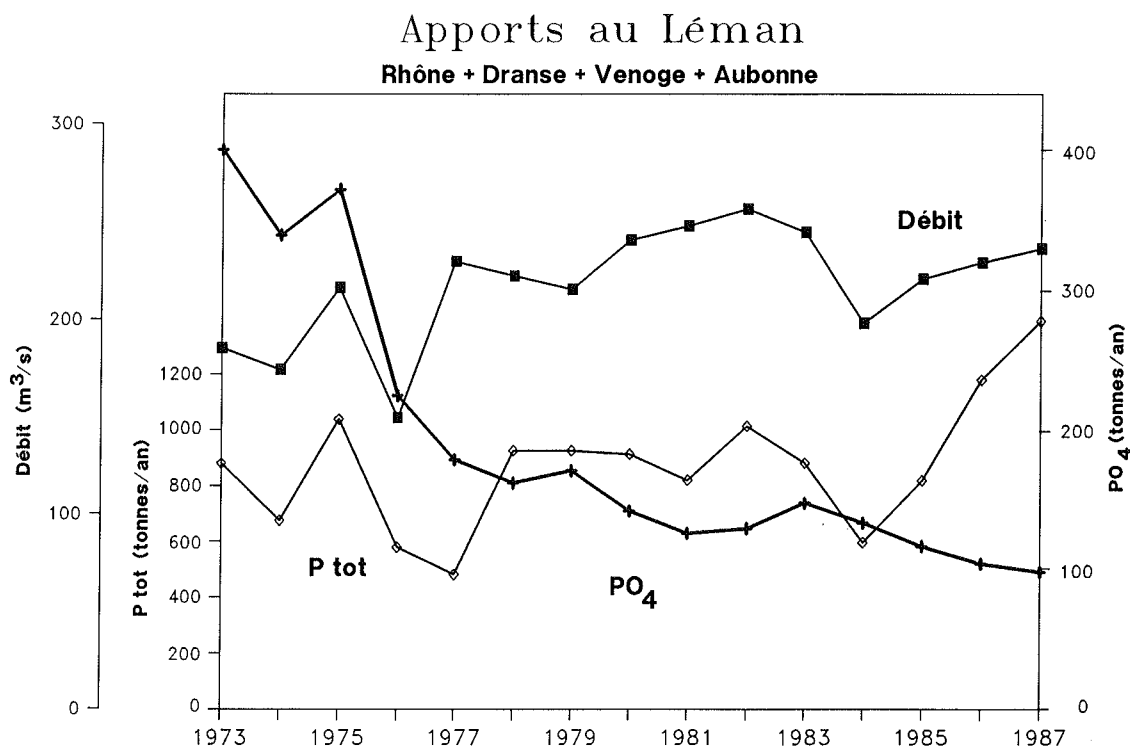


FIGURE 1 : APPORTS AU LEMAN PAR LES QUATRE AFLUENTS PRINCIPAUX

APPORTS PAR LES RESEAUX D'ASSAINISSEMENT

La mesure d'interdiction des phosphates dans les produits de lavage textiles en Suisse (1er juillet 1986), qui a fait décroître les charges en phosphore arrivant dans les stations d'épuration de près de 50 % entre 1985 et 1987 (étude sur quatre grandes STEP vaudoises - VIOGET et al., 1988b), a eu une très grande influence sur les apports au lac par les réseaux d'assainissement (déversoirs d'orage + rejets d'eaux traitées par les STEP).

Les figures 2 à 4 montrent l'évolution des rejets totaux des réseaux d'assainissement de l'ensemble du bassin versant lémanique et pour :

- phosphore réactif dissous (PO₄) : forme directement disponible pour les algues (figure 2)
- phosphore réactif dissous (PO₄) + phosphore particulaire inorganique non apatitique (PINA) : forme directement disponible + forme potentiellement disponible pour les algues (figure 3)
- phosphore total (figure 4)

On constate que, pour l'ensemble du bassin lémanique, les apports de ces formes du phosphore par les réseaux d'assainissement sont en baisse d'environ 40 % entre 1985 et 1987.

Pour la forme réactive dissoute (PO₄) la baisse des rejets annuels entre 1985 et 1987 atteint, pour les réseaux d'assainissement rejetant dans les bassins versants des quatre rivières étudiées (Rhône, Dranse, Venoge, Aubonne), environ 27 tonnes.

**Apports de phosphore réactif dissous (PO₄)
par les stations d'épuration et les déversoirs d'orage
dans le bassin hydrographique du Léman**

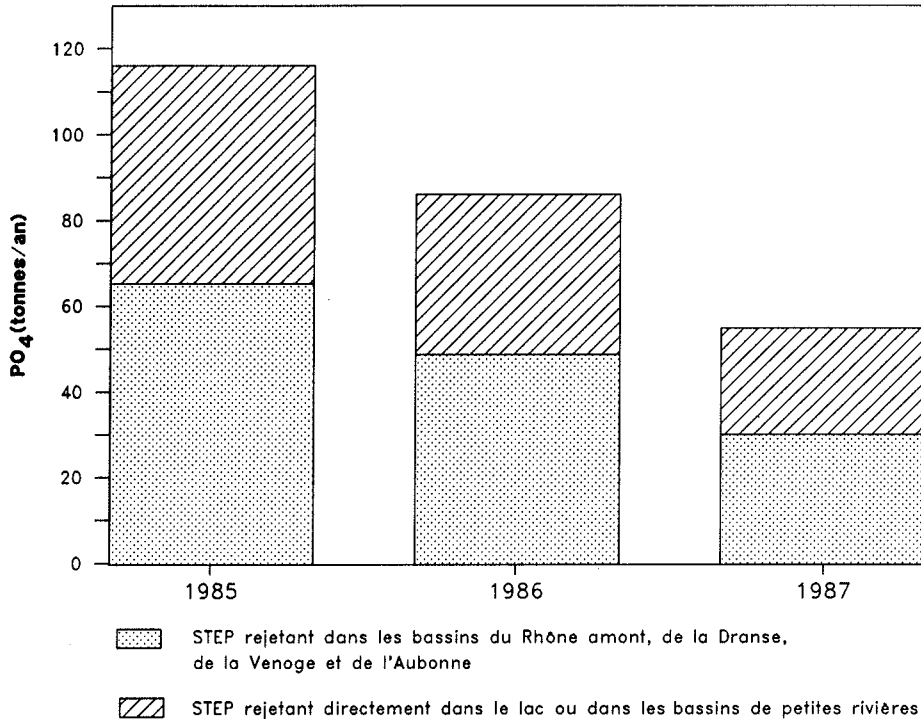


FIGURE 2

**Apports de phosphore dissous (PO₄) + de phosphore particulaire inorganique non apatitique (PINA)
par les stations d'épuration et les déversoirs d'orage
dans le bassin hydrographique du Léman**

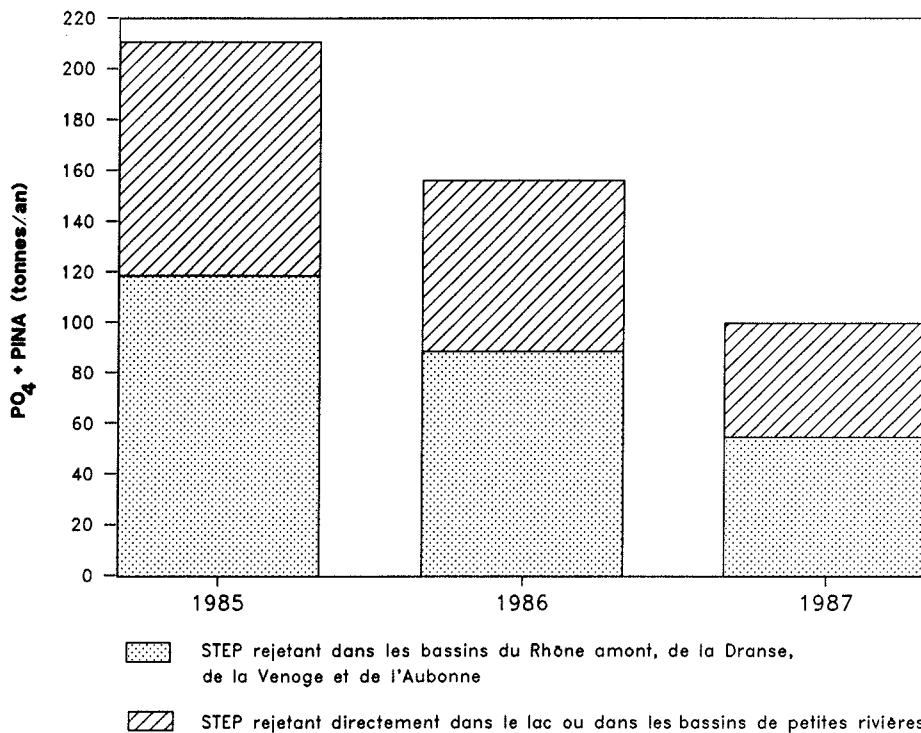


FIGURE 3

**Apports de phosphore total par les stations d'épurations
et les déversoirs d'orage dans le bassin hydrographique
du Léman**

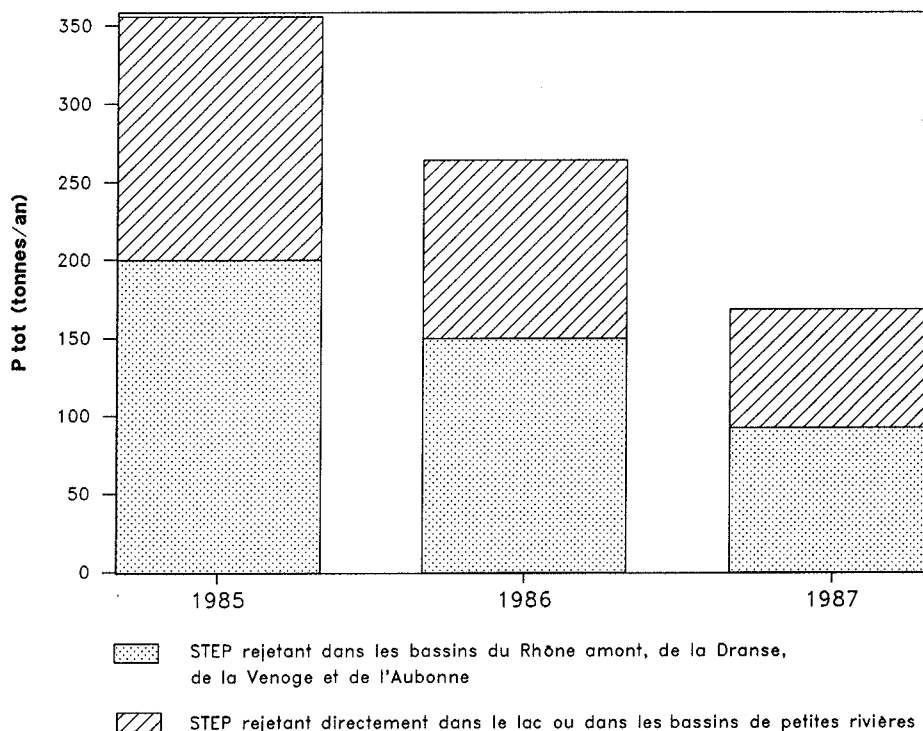


FIGURE 4

APPORTS PAR LES QUATRE RIVIERES PRINCIPALES

Si l'on étudie l'évolution des apports en différentes formes du phosphore pour les quatre affluents principaux (figure 5 à 8) :

- pour les formes dissoutes (PO_4) (figure 5), on constate une très nette baisse des apports pour le Rhône, la Venoge et l'Aubonne et une légère augmentation pour la Dranse.

Pour le Rhône, la Venoge et l'Aubonne, la baisse des apports annuels est d'environ 24 tonnes entre 1985 et 1987.

- pour les formes particulières (PINA, POP, PIA) (figures 6 à 8), on relève une augmentation nette de toutes ces formes pour le Rhône et la Dranse et au contraire une stabilité pour la Venoge et l'Aubonne.

Ce phénomène met très bien en évidence l'origine principalement érosive de ces formes particulières pour le Rhône et la Dranse, rivières alpines torrentielles pour lesquelles on a relevé de fortes crues en 1986 et 1987. La stabilité pour la Venoge et l'Aubonne provient de l'origine karstique de ces deux rivières (résurgences au pied du Jura). En effet, en cas de fortes pluies ou de la fonte des neiges, la partie des eaux sortant des résurgences est très faiblement chargée en éléments particuliers.

Apports en phosphore réactif dissous (PO₄) au Léman par le 4 affluents principaux

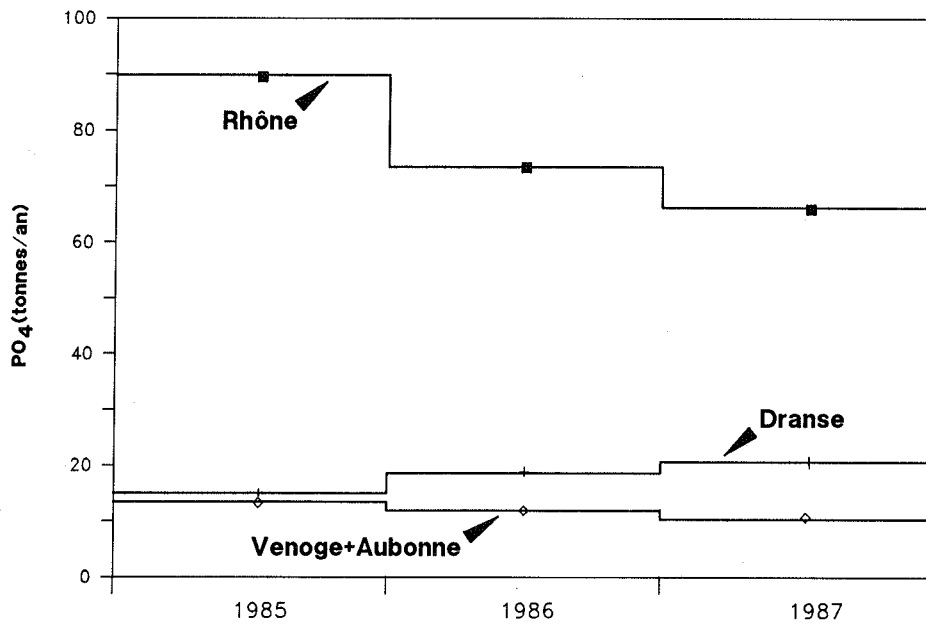


FIGURE 5

Apports en phosphore particulaire inorganique non apatitique (PINA) au Léman par les 4 affluents principaux

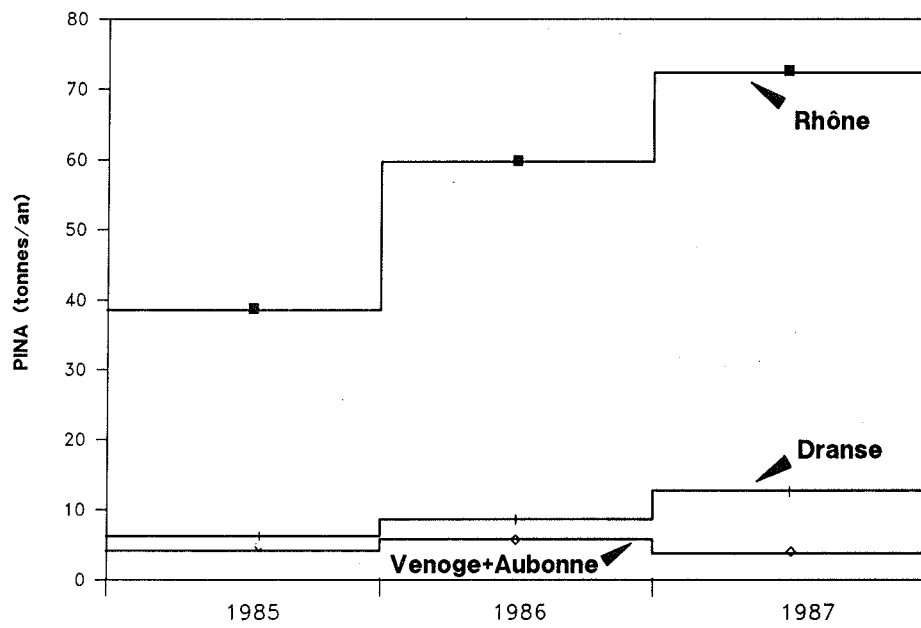


FIGURE 6

**Apports en phosphore particulaire organique (POP)
au Léman par les 4 affluents principaux**

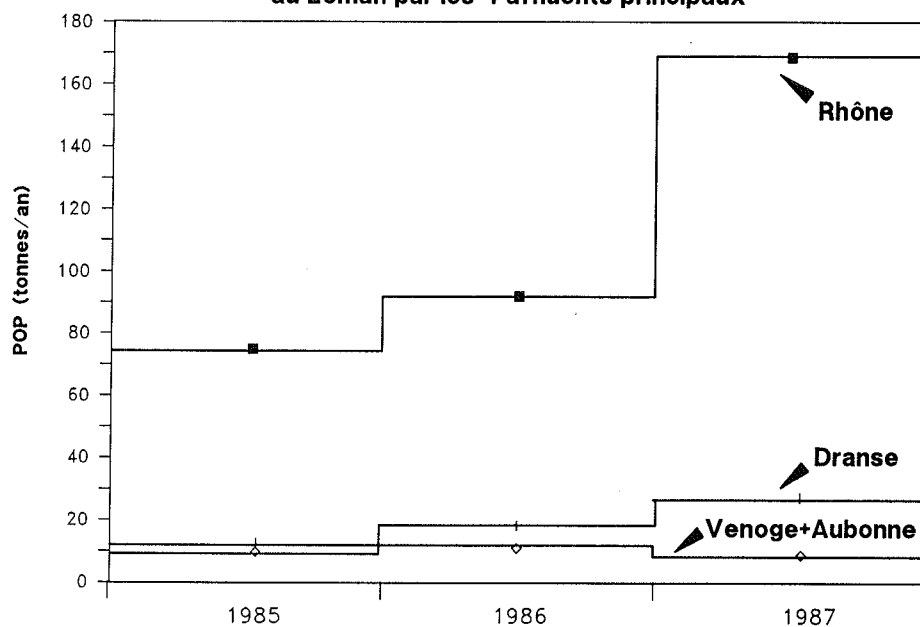


FIGURE 7

**Apports en phosphore particulaire apatitique (PIA)
au Léman par les 4 affluents principaux**

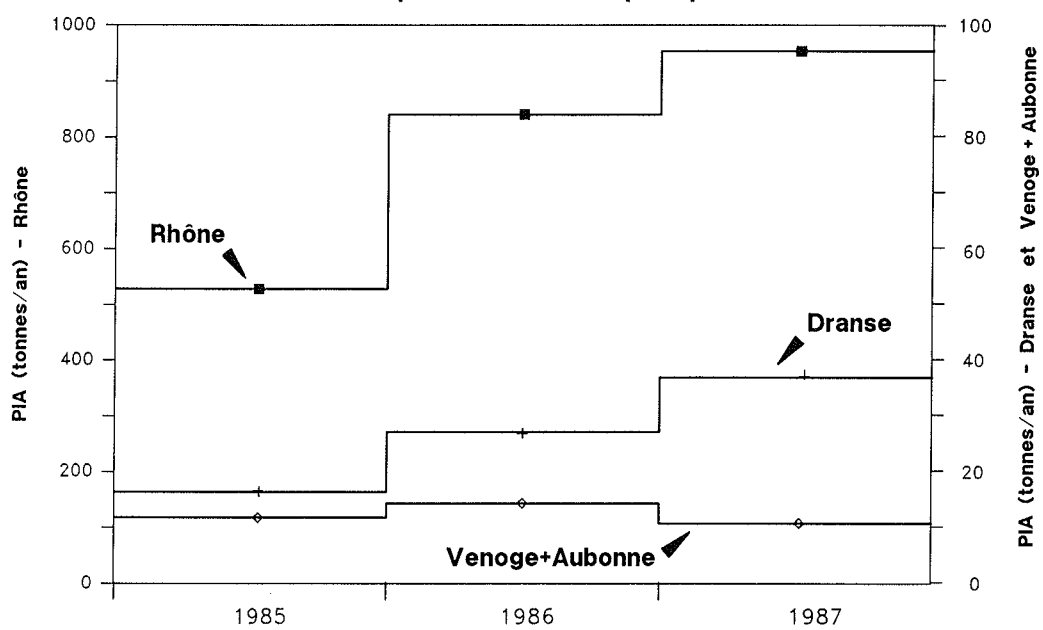


FIGURE 8

4. CONCLUSIONS

L'évolution des apports en phosphore total pour les affluents principaux du Léman, dont 93 % est sous forme de phosphore particulaire en 1987, suit parfaitement les variations de l'hydraulicité. Cette similitude met bien en évidence l'importance prépondérante de l'érosion dans les apports en phosphore total. Les fortes crues de ces deux dernières années dans le Rhône et la Dranse ont apporté une grande quantité de phosphore particulaire supplémentaire.

L'augmentation de 1985 à 1987 des apports des différentes formes du phosphore particulaire (PINA, POP, PIA) par le Rhône et la Dranse montre l'origine principalement érosive pour toutes ces différentes formes; en effet, ces apports suivent bien l'hydraulicité.

Par contre, on note une forte décroissance des apports en phosphore dissous (PO_4), cette diminution atteint - 56 % depuis 1976. Cette diminution est due aux mesures d'assainissement dans le bassin versant. Cette évolution est d'autant plus importante que le lac Léman réagit beaucoup plus aux apports en phosphore réactif dissous (PO_4) qu'aux apports en phosphore particulaire.

L'interdiction au 1er juillet 1986 des phosphates dans les produits de lavage textiles en Suisse a provoqué une diminution d'environ 40 % des rejets par les réseaux d'assainissement qui ont passé, entre 1985 et 1987, de 356 tonnes à 210 tonnes de phosphore total pour l'ensemble du bassin versant lémanique.

Pour les formes dissoutes du phosphore (PO_4), cette mesure d'interdiction a permis de faire baisser d'environ 27 tonnes les rejets annuels des réseaux d'assainissement dans les bassins versants des quatre principaux affluents. Pour les stations d'épuration et réseaux déversant dans les autres petites rivières ou directement au lac, la baisse est d'environ 19 tonnes, toujours pour le phosphore dissous et entre 1985 et 1987.

Cette baisse des rejets des réseaux d'assainissement se marque très bien dans les affluents drainant le bassin versant suisse (Rhône, Venoge, Aubonne), où l'on note une diminution entre 1985 et 1987 d'environ 24 tonnes des apports annuels en phosphore dissous.

BIBLIOGRAPHIE

- ALLAIN, P., (1987) : Apports polluants au lac Léman en provenance des déversoirs d'orage. Etude réalisée sur les réseaux d'assainissement de Thonon-Evian. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1986, 119-133.
- BLANC, P., CORVI, C. et RAPIN, F., (1988) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987.
- BURRUS, D., (1984) : Contribution à l'étude du transport du phosphore dans le Rhône alpin. Thèse N° 2135, Fac. Sci., Univ. Genève, 100 p.
- FAHRNI, H.-P. et RAPIN, F., (1986) : Modélisation du cycle du phosphore dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1985, 153-190.
- FAVARGER, P.Y. et VERNET, J.-P., (1987) : Flux particulières de quelques nutriments et métaux dans les suspensions du Rhône à la Porte du Scex. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1986, 91-96.
- FAVARGER, P.-Y. et VERNET, J.-P. (1988) : Flux particulières de quelques nutriments et métaux dans les suspensions de quatre affluents du Léman : A. Rhône à la Porte du Scex. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987.
- ORAND, A. et COLON, M., (1988) : Etude des affluents du Léman et de son émissaire. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987.
- RAPIN, F., BLANC, P. et CORVI, C., (1988) : Evolution et état de l'eutrophisation du lac Léman. In : IIème conf. int. des Limnologues d'expression française (CILEF 88), Aussois (France), mai 1988.
- TASSIN, B., (1986) : Contribution à la modélisation écologique du lac Léman : modèles physiques et biogéochimiques. Thèse Ecole nationale des Ponts et Chaussées - CERGRENE - Paris.
- VIEL, M., (1983) : Etude sédimentologique et géochimique des dépôts récents du lac Majeur. Thèse N° 2083, Fac. Sci., Univ. Genève, 129 p.
- VIOGET, P., FIAUX, J.-J. et BEE, G., (1988a) : Apports polluants au lac Léman en provenance des déversoirs d'orage. Etude réalisée sur les réseaux d'assainissement de Lausanne, Vevey, Montreux, Morges et Pully. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987.
- VIOGET, P., FIAUX, J.-J., BEE, G., RAPIN, F. et MERCIER, B., (1988b) : Contrôles des stations d'épuration. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987.
- WILLIAMS, J.D.H., JAQUET, J.-M. et VERNET, J.-P., (1978) : Influence des rejets de deux stations d'épuration sur la teneur en phosphore des sédiments côtiers du Léman. Schweiz. Z. Hydrol., 40/2, 361-373.
- ZHANG, L., GREGOR, D.J. et VERNET, J.-P., (1988) : Le flux particulière de quelques nutriments et métaux dans les suspensions de quatre affluents du Léman : B. Venoge, Aubonne et Promenthouse. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987.

MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES EFFLUENTS DE STATIONS D'EPURATION, LES EAUX DU RHONE ET LES EAUX DU LEMAN

Campagne 1987

PAR

SYLVIE NICOUD, BERNADETTE HUMBERT, LUIZ FELIPPE DE ALENCASTRO ET JOSEPH TARRADELLAS

IGE, ECOTOXICOLOGIE, EPFL, LAUSANNE

RESUME

La présence de quelques micropolluants organiques, polychlorobiphényles (PCB), hydrocarbures polycycliques aromatiques (PAH), chlorophénols, esters phosphoriques, atrazine et acide nitrilotriacétique (NTA) dans les eaux du lac a été recherchée à huit profondeurs au point SHL 2. Ces polluants (sauf l'atrazine et le NTA) ont été également étudiés dans les effluents des stations d'épuration des eaux usées de cinq villes au bord du Léman (Nyon, Morges, Lausanne, Vevey et Thonon) ainsi que dans le Rhône à la Porte du Scex. L'atrazine, le NTA et surtout un ester phosphorique (le TEP) ont été décelés dans les eaux du point SHL 2. Les STEP représentent une source de PCB mais également d'esters phosphoriques et de chlorophénols, tandis que le Rhône apporte dans le lac des quantités importantes de PCB.

1. INTRODUCTION

En proposant la recherche des micropolluants organiques, nous avons d'abord voulu connaître l'état de contamination des eaux du Léman et ensuite essayer d'évaluer la participation des effluents des stations d'épuration déversant dans le lac et du Rhône dans une éventuelle pollution par ces produits. En plus des polluants prioritaires dont l'impact sur l'environnement est bien connu (PCB, PAH et chlorophénols), il a été choisi d'examiner trois autres produits organiques : un herbicide très largement utilisé (atrazine), un substituant des polyphosphates dans les lessives (NTA) et les esters phosphoriques qui présentent une toxicité sensible pour le plancton et les poissons et sont des additifs de lubrifiants et de plastiques, des retardateurs de flamme et des produits de substitution des PCB.

2. ECHANTILLONNAGE

2.1 EAUX DU LEMAN

Pour les PCB, PAH, chlorophénols et esters phosphoriques les campagnes de prélèvements ont été effectuées au centre du lac, à la station SHL 2, les 1er avril et 5 octobre 1987. Les échantillons sont prélevés à la surface, à 1, 5, 10, 30, 100, 200 et 309 m de profondeur. Ils sont conservés dans des bouteilles contenant déjà la première dose de solvant d'extraction, afin de limiter les phénomènes d'adsorption sur les parois.

Pour l'atrazine et le NTA l'eau a été prélevée à la station SHL 2 les 17 mars, 22 septembre et 5 octobre 1987, aux profondeurs de 1, 5, 7.5, 10, 30, 100, 200, 305 m et fond.

2.2 EFFLUENTS DE STATIONS D'EPURATION

Quatre campagnes de prélèvements pendant 24 heures, jour férié et jour ouvrable, vacances et rentrée, ont été effectuées. Des préleveurs automatiques, adaptés à la prise d'échantillons pour l'analyse de polluants organiques, recueillent 50 ml par demi-heure. Ils ont été utilisés dans les STEP de :

- VIDY	les 31 juillet et 2 août,	les 18 et 19 septembre
- VEVEY	les 9 et 11 juillet,	les 10 et 12 septembre
- THONON	les 14 et 16 juillet,	les 18 et 19 septembre
- NYON	les 25 et 26 juillet,	les 6 et 7 septembre
- MORGES	les 2 et 5 août,	les 5 et 7 septembre.

2.3 EAUX DU RHONE

Deux campagnes de prélèvements ponctuels ont été effectuées à la Porte du Scex, les 13 août et 18 septembre 1987.

Tous les échantillons sont conservés dans des flacons en verre, sous réfrigération. Les analyses ont été effectuées au plus tard cinq jours après les prélèvements.

3. PRINCIPE DES METHODES ANALYTIQUES

3.1 PCB ET PAH

Les PCB et les PAH sont extraits des eaux brutes par un mélange d'hexane plus 15 % de dichlorométhane (DCM) (de ALENCASTRO et TARRADELLAS, 1983). La purification des extraits est réalisée par chromatographie d'adsorption sur colonne de silicagel et alumine. Les PCB totaux sont identifiés par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur à capture d'électron (ECD) et quantifiés par comparaison avec un mélange d'AROCLORS 1242, 1254, et 1260.

Douze PAH sont séparés et quantifiés par chromatographie liquide couplée à un détecteur à fluorescence (DIERCXSENS et TARRADELLAS, 1983).

3.2. CHLOROPHENOLS ET ESTERS PHOSPHORIQUES

Les chlorophénols et les esters phosphoriques sont extraits par du dichlorométhane après acidification à pH 2.3 - 2.8 avec du H₂SO₄ 50 %. L'identification et la quantification des chlorophénols sont effectuées par chromatographie gazeuse avec détecteur à ionisation de flamme (FID) (BUISSON et al., 1984). L'identité des polluants a été vérifiée sur deux colonnes de différents polarités, SPB-5 et SPB-20. La chromatographie gazeuse avec un détecteur FPD (photométrie de flamme) muni d'un filtre pour le phosphore permet l'identification et la quantification des esters phosphoriques (ISHIKAWA et al., 1985).

3.3 ATRAZINE ET NTA

Ces analyses ont été réalisées par C.CORVI au Laboratoire Cantonal de chimie à Genève. L'atrazine est extraite par agitation de l'eau et de dichlorométhane en milieu basique. Après purification l'herbicide est identifié et quantifié par chromatographie liquide couplée à un détecteur ultra-violet (CORVI, 1988).

Le NTA est d'abord pré-concentré par passage de l'eau sur une résine. Il est ensuite élué avec de l'acide formique et dosé par chromatographie liquide couplée à un détecteur conductimétrique (KHIM-HEANG et al., 1988).

4. RESULTATS

4.1 EAUX DU LEMAN

En plus des PCB, PAH, esters phosphoriques et chlorophénols on a recherché la présence de tributylétain (TBT) dans les eaux du Léman. Nous n'avons pas décelé de TBT dans ces eaux, cela peut être dû, soit à une procédure d'extraction mal adaptée (dérivation sur l'extrait organique au lieu de dérivation sur l'échantillon d'eau, MATTHIAZ et al., 1986), soit à une concentration inférieure à notre limite de détection (100 ng/l).

Les résultats en ce qui concerne les autres polluants organiques dans les eaux de la station SHL 2 se trouvent dans les tableaux 1 à 5.

TABLEAU 1 - Concentration en PCB dans les eaux du Léman

Profondeur (m)	Concentration en PCB ($\mu\text{g/l}$)	
	Printemps	Automne
0	n.d.	n.d.
1	0.009	n.d.
5	n.d.	n.d.
10	0.011	n.d.
30	0.011	n.d.
100	n.d.	n.d.
200	n.d.	n.d.
309	n.d.	n.d.

n.d. = non décelé

TABLEAU 2 - Concentration en triéthylphosphate dans les eaux du Léman

Profondeur (m)	Concentration en TEP ($\mu\text{g/l}$)	
	Printemps	Automne
0	0.11	0.07
1	0.08	0.08
5	0.05	0.04
10	0.10	0.12
30	0.10	0.07
100	0.07	0.07
200	0.09	0.07
309	0.10	0.08

TEP = triéthylphosphate

TABLEAU 3 - Concentration en NTA et en atrazine dans les eaux du Léman (station SHL 2)
Printemps, le 17 mars 1987

Profondeur (m)	Concentration	
	NTA ($\mu\text{g/l}$)	Atrazine ($\mu\text{g/l}$)
1	n.d.	-
5	-	0.05
7.5	n.d.	-
10	-	0.05
30	n.d.	-
100	-	0.05
200	n.d.	-
305	-	0.05
Fond	n.d.	-

n.d. = non décelé, limite de sensibilité 0.5 $\mu\text{g/l}$
(-) = non dosé

TABLEAU 4 - Concentration en NTA et en atrazine dans les eaux du Léman (station SHL 2)
Automne, le 22 septembre 1987

Profondeur (m)	Concentration	
	NTA ($\mu\text{g/l}$)	Atrazine ($\mu\text{g/l}$)
1	0.5	-
5	0.4	-
7.5	0.2.	0.07
10	n.d.	-
30	-	0.05
100	n.d.	-
200	-	n.d.
305	n.d.	-
Fond	-	n.d.

n.d. = non décelé, limite de sensibilité 0.2 $\mu\text{g/l}$ pour le NTA et de 0.05 $\mu\text{g/l}$ pour l'atrazine

(-) = non dosé

TABLEAU 5 - Concentration en NTA dans les eaux du Léman (station SHL 2). Automne, le 5 octobre 1987 (confirmation)

Profondeur (m)	0	1	5	7.5	10
Concentration en NTA ($\mu\text{g/l}$)	0.5	0.5	0.4	0.2	n.d.

n.d. = non décelé, limite de sensibilité 0.2 $\mu\text{g/l}$

L'examen de ces tableaux montre :

- que la teneur en TEP (triéthylphosphate) est élevée. Elle est légèrement plus importante au printemps qu'en automne; cette concentration reste pratiquement constante sur toute la colonne d'eau (tableau 2).
- que la teneur en atrazine est uniforme sur toute la colonne d'eau au printemps tandis qu'à l'automne il apparaît un gradient de concentration dans les 30 premiers mètres. Pour l'ensemble du Léman, cette concentration représente une quantité globale d'environ 4 tonnes d'herbicide (tableaux 3 et 4).
- que la teneur en NTA n'est sensible que dans les 7.5 premiers mètres de profondeur et surtout en automne (tableaux 3 à 5).
- que la teneur en PCB dans les eaux de ce point est, sauf pour trois profondeurs au printemps (1, 5 et 10 m), inférieure à la limite de détection (tableau 1).
- que la teneur en PAH et en chlorophénols est inférieure à notre limite de détection sur toute la profondeur.
- que, en ce qui concerne les esters phosphoriques, seulement le TEP a été décelé dans les eaux du lac à la station SHL 2, ceci à des concentrations supérieures (0.04 - 0.12 ppb) aux concentrations en TBT trouvées en 1982 dans les grands lacs américains (0.0008 - 0.0295 ppb) (WILLIAMS et al., 1982).

4.2 LES EAUX DES STATIONS D'EPURATION (STEP) ET DU RHONE (PORTE DU SCEX)

Les Polychlorobiphényles (PCB)

En ce qui concerne les nuisances dues aux effluents des STEP et du Rhône, on constate que les concentrations en PCB rencontrées sont comprises dans la gamme des concentrations trouvées pour les effluents d'autres STEP suisses (de ALEN-CASTRO et TARRADELLAS, 1983).

TABLEAU 6 - Concentration en PCB dans les effluents des stations d'épuration et dans le Rhône

Echantillon	Jour	Concentration en PCB ($\mu\text{g}/\text{l}$)	
		Vacances	Rentrée
VIDY	férié	0.018	0.022
	ouvrable	0.015	0.032
VEVEY	férié	0.037	0.091
	ouvrable	0.035	0.098
THONON	férié	0.052	0.016
	ouvrable	0.031	0.024
NYON	férié	0.026	0.018
	ouvrable	0.030	0.027
MORGES	férié	0.032	0.042
	ouvrable	0.015	0.024
PORTE DU SCEX	ouvrable	0.013	0.003

Une évaluation approximative montre que cet apport en PCB apparaît comme non négligeable. Si l'on applique la concentration moyenne entre les vacances et la rentrée (5/7 jour ouvrable et 2/7 jour férié) au débit moyen annuel d'eau déversée par chaque STEP, on arrive aux quantités de PCB suivantes présentées sur le tableau 7.

TABLEAU 7 - Flux annuel en PBC provenant les STEP et du Rhône

	Concentr. Moy. en PCB µg/l.jour	Débit d'eau m ³ .jour ¹	Flux en PCB g.an
VIDY	0.0225	132'563	1'089
VEVEY	0.0658	18'334	440
THONON	0.0294	23'935	257
NYON	0.0266	8'232	80
MORGES	0.0245	12'155	109
PORTE DU SCEX	0.0080	200 m ³ /sec	50'454

¹ = selon VIOGET et al. 1987

Les PAH

Les teneurs en PAH pour les effluents étudiés se trouvent au tableau 8. D'une manière générale, ces concentrations sont faibles et étant donné la dégradation relativement rapide des PAH, elles ne présentent pas un risque majeur pour les eaux du lac.

Les effluents de la STEP de Nyon présentent une concentration en PAH légèrement plus importante que les autres. Cependant, lorsque l'on relie les teneurs des deux PAH principaux, naphthalène et phénanthrène, au débit, il apparaît que la STEP de Vidy rejette la plus grande quantité de PAH dans le Léman.

TABLEAU 9 - Flux annuel en naphthalène et phénanthrène provenant des STEP et du Rhône

	Conc.moyenne Nph + Phe µg/l.jour	Débit d'eau m ³ .jour ¹	Flux Nph + Phe g.an
VIDY	0.0353	132'563	1'706
VEVEY	0.0393	18'334	263
THONON	0.0628	23'935	549
NYON	0.1592	8'232	478
MORGES	0.0328	12'155	146
PORTE DU SCEX	0.0438	200 m ³ .sec	275'940

¹ = selon VIOGET et al., 1987

Les Esters Phosphoriques

L'examen du tableau 10 nous révèle une concentration relativement importante des esters phosphoriques, surtout en TEP, TBP et TPhP, dans les eaux des STEP. Elle est plus importante pendant les vacances qu'à la rentrée. La STEP de Vevey présente la plus forte concentration moyenne, mais c'est la STEP de Vidy qui rejette le plus d'esters phosphoriques dans le lac, tableau 11.

L'absence de ces produits dans le Rhône est probablement due à des phénomènes de dégradation et dilution. L'apport en esters phosphoriques par les STEP étudiées représente l'équivalent de 21 kg par année.

TABLEAU 8 - Concentration en PAH dans les effluents des stations d'épuration et dans le Rhône

CONCENTRATION EN µg/l												
VACANCES												
Echantillons		Nph	F	Phe	An	Fr	Pyr	B(e) P	B(b) F	B(k) F	B(a) P	DBA+BP
VIDY	férié	0.060	0.007	0.050	0.003	0.026	0.068	0.009	0.008	0.002	0.004	0.003
	ouvr.	0.080	0.007	0.039	0.003	0.045	0.055	0.010	0.011	0.004	0.006	0.005
VEVEY	férié	0.080	0.012	0.044	0.003	0.033	0.052	0.016	0.008	0.002	0.004	0.002
	ouvr.	0.100	0.009	0.063	0.003	0.005	0.071	0.020	0.013	0.004	0.003	0.005
THONON	férié	0.140	0.008	0.034	0.002	0.022	0.041	0.010	0.005	0.001	0.002	0.003
	ouvr.	0.090	0.009	0.033	0.002	0.021	0.038	0.007	0.005	0.002	0.003	0.002
NYON	férié	0.270	0.022	0.181	0.007	n.d.	0.033	n.d.	n.d.	0.002	0.001	0.002
	ouvr.	0.250	0.023	0.154	0.007	n.d.	0.041	n.d.	0.005	0.002	0.004	0.002
MORGES	férié	n.d.	0.004	0.032	0.002	0.013	0.050	0.011	0.006	0.002	0.003	0.002
	ouvr.	0.040	0.007	0.035	0.002	0.009	0.026	0.007	0.003	n.d.	0.001	0.002
PORTE DU SCEX	ouvr.	0.050	0.018	0.082	0.007	0.071	0.049	0.004	0.005	0.002	0.003	0.002
RENTREE												
VIDY	férié	n.d.	n.d.	0.021	0.002	0.043	0.073	0.012	0.010	0.004	0.006	0.004
	ouvr.	n.d.	0.007	0.026	0.003	0.060	0.091	0.023	0.016	0.006	0.012	0.008
VEVEY	férié	n.d.	0.004	0.018	0.001	0.008	0.026	0.006	0.004	0.002	0.002	0.002
	ouvr.	n.d.	n.d.	n.d.	0.001	0.008	0.026	0.004	0.003	0.001	0.001	0.002
THONON	férié	0.050	0.004	0.013	0.001	n.d.	0.015	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.002
	ouvr.	0.100	n.d.	0.034	n.d.	n.d.	0.017	n.d.	n.d.	n.d.	0.001	0.001
NYON	férié	0.110	0.023	0.095	0.010	0.023	0.020	n.d.	0.002	0.001	0.001	0.001
	ouvr.	0.120	0.028	0.105	0.012	0.038	0.026	n.d.	0.004	0.001	0.001	0.002
MORGES	férié	n.d.	0.011	0.050	0.004	0.010	0.023	n.d.	0.002	0.001	0.001	0.002
	ouvr.	0.040	0.009	0.036	0.003	0.007	0.020	0.007	0.003	0.001	0.001	0.001
PORTE DU SCEX	ouvr.	n.d.	0.006	0.043	0.005	0.046	0.029	0.003	0.003	0.001	0.002	0.002

NpH = naphthalène
 F = fluorène
 Phe = phenanthrène
 An = anthracène
 Ft = fluoranthène
 Pyr = pyrène

B(e)P = benzo (e) pyrène
 B(b)F = benzo (b) fluoranthène
 B(k)F = benzo (k) fluoranthène
 benzo (a) P = benzo (a) pyrène
 DBA + BP = dibenzo (a,h) anthracène + benzo (g,h,i) perylène

N.d. = non décelé
 Férié = jour férié
 Ouvr. = jour ouvrable

TABLEAU 10 - Concentration en esters phosphoriques dans les effluents des stations d'épuration et dans le Rhône

CONCENTRATION EN µg/l						
VACANCES						
Echantillons		TMP	TEP	TBP	TPhP	TCP
VIDY	férié	n.d.	0.20	n.d.	0.14	n.d.
	ouvr.	n.d.	0.76	0.34	0.35	n.d.
VEVEY	férié	n.d.	1.53	0.30	n.d.	n.d.
	ouvr.	n.d.	1.15	0.29	0.04	0.76
THONON	férié	n.d.	0.45	0.63	n.d.	n.d.
	ouvr.	0.06	0.37	0.37	0.12	n.d.
NYON	férié	n.d.	0.81	0.27	0.08	n.d.
	ouvr.	n.d.	0.56	n.d.	0.75	n.d.
MORGES	férié	n.d.	0.30	0.22	n.d.	n.d.
	ouvr.	n.d.	0.13	n.d.	0.35	n.d.
PORTE DU SCEX	ouvr.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
RENTREE						
VIDY	férié	n.d.	0.06	n.d.	0.16	n.d.
	ouvr.	n.d.	0.14	0.33	0.20	n.d.
VEVEY	férié	n.d.	0.32	0.61	n.d.	n.d.
	ouvr.	n.d.	0.64	3.30	n.d.	n.d.
THONON	férié	0.17	0.09	n.d.	n.d.	n.d.
	ouvr.	n.d.	n.d.	0.40	n.d.	n.d.
NYON	férié	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	ouvr.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
MORGES	férié	n.d.	0.13	n.d.	n.d.	n.d.
	ouvr.	n.d.	0.08	0.21	n.d.	n.d.
PORTE DU SCEX	ouvr.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

TMP = triméthylphosphate
 TEP = triéthylphosphate
 TBP = tributylphosphate
 TPhP = triphénylphosphate
 TCP = tricrésylphosphate

férié = jour férié
 ouvr. = jour ouvrable
 n.d. = non décelé

TABLEAU 11 - Flux annuel en esters phosphoriques (TEP + TBP + TPhP) provenant des stations d'épuration et du Rhône

	Conc.moyenne Es. phos. µg/l.jour	Débit d'eau m ³ .jour ¹	Flux Nph + Phe g.an
VIDY	0.2790	132'563	13'502
VEVEY	0.7767	18'334	5'197
THONON	0.2057	23'935	1'797
NYON	0.2112	8'232	635
MORGES	0.1226	12'155	544
PORTE DU SCEX	n.d.	200 m ³ .sec	-

¹ = selon VIOGET et al., 1987
 n.d. = non décelé

Les Chlorophénols

Etant donné le grand nombre de substances extraites présentant un temps de rétention semblable à ceux des chlorophénols, nous avons dû utiliser deux colonnes capillaires de polarités différentes (SPB-5 et SPB-20) afin de confirmer leur identité. Cependant l'identification de certains pics n'ayant pas pu se faire de façon sûre, nous avons renoncé à indiquer au tableau 12 les résultats douteux. Pour cette raison, nous avons aussi renoncé à établir un bilan de la quantité de ces produits arrivant dans le Léman par les STEP étudiées. Les concentrations trouvées sont légèrement plus élevées que celles rapportées par d'autres chercheurs. Ainsi, à la STEP de Dübendorf (CH), GIGER et SCHAFFNER en 1981 ont trouvé 0.1 µg/l de PCP et 0.6 µg/l de 2,4 DCP. D'autre part, à Londres (UK), BUISSON et al., en 1984 ont trouvé 0.1 µg/l de PCP et 0.14 µg/l de 2,4,6 TCP.

TABLEAU 12 - Concentration en chlorophénols dans les effluents des stations d'épuration et dans le Rhône

CONCENTRATION EN µg/l							
		VACANCES			RENTREE		
Echantillons		2,4 DCP	2,4,6 TCP	PCP	2,4 DCP	2,4,6 TCP	PCP
VIDY	férié	-	-	-	-	-	-
	ouvr.	-	-	-	-	-	-
VEVEY	férié	-	-	-	-	-	-
	ouvr.	-	-	-	1.50	n.d.	n.d.
THONON	férié	n.d.	n.d.	n.d.	-	-	-
	ouvr.	n.d.	n.d.	6.55	n.d.	1.40	n.d.
NYON	férié	-	-	-	1.35	2.42	n.d.
	ouvr.	-	-	-	-	-	-
MORGES	férié	-	-	-	-	-	-
	ouvr.	-	-	-	1.23	n.d.	n.d.
PORTE DU SCEX	ouvr.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

PCP = pentachlorophénol
 2,4 DCP = 2,4 dichlorophénol
 2,3,6 TCP = 2,4,6 trichlorophénol
 - = présence ou absence difficile à vérifier exactement

n.d. = non décelé
 férié = jour férié
 ouvr. = jour ouvrable

5. CONCLUSIONS

Les eaux du Léman au point SHL 2 ne présentent pas de concentrations sensibles de PCB, PAH et chlorophénols. La présence de NTA n'est sensible qu'en surface. Les concentrations en TEP et atrazine peuvent être qualifiées d'importantes. En ce qui concerne les sources de micropolluants organiques dans le lac, il est à noter que les apports de PCB dus au Rhône sont importants et que les stations d'épuration étudiées rejettent des quantités élevées de chlorophénols et d'esters phosphoriques. Il nous paraît souhaitable, lors d'une prochaine campagne de mesures de pouvoir établir le bilan (entrées, sorties) des PCB dans le lac en étudiant, en particulier, les autres sources d'apports de ces produits, telles les retombées atmosphériques qui ne doivent pas être négligeables, et en évaluant la quantité qui est exportée par la pêche et l'exutoire rhodanien. Il paraît nécessaire de contrôler désormais avec attention les apports de chlorophénols et d'esters phosphoriques. Les organoétains devraient également faire l'objet de contrôles, tout particulièrement dans les environnements portuaires.

BIBLIOGRAPHIE

- de ALENCASTRO, L.F., TARRADELLAS, J., (1983) : Etude de la concentration en PCB des eaux usées dans les stations d'épuration. *Gaz, Eaux, Eaux usées*, 63, 113-122.
- BUISSON, R.S.K., KIRK, P.W.W., LESTER, J.N., (1984) : Determination of chlorinated phenols in water, wastewater, and wastewater sludge by capillary GC/ECD. *Journal of Chromatographic Science*, 22, 339-342.
- CORVI, C., (1988) : Détermination d'Atrazine dans les eaux. Communication personnelle. Laboratoire Cantonal de Chimie. Contrôle des denrées alimentaires, Genève.
- DIERCXSENS, P., TARRADELLAS, J., (1983) : Soil contamination by some organic micropolluants related to sewage spreading. *Intern. J. Environ. Ana. Chem.* 28. 143-159.
- GIGER, W., SCHAFFNER, C., (1981) : Determination of phenolic water pollutants by glass capillary gas chromatography. In "Advances in the identification & analysis of organic pollutants in water". Vol. 1, Ann Arbor Sciences, Michigan, 479 p.
- ISHIKAWA, S., TAKETOMI, M., SHINOHARA, R., (1985) : Determination of Trialkyl and phosphates in environmental samples. *Water Res.*, 19, 119-125.
- KHIM-HEANG, S., CORVI, C., VOGEL, J., (1988) : Détermination des Nitriлотriacétates (NTA) dans les eaux naturelles et dans les détergents par HPLC. (A paraître).
- MATTHIAS, C.L., BELLAMA, J.M., OLSON, G.J., BRINCKMAN, F.E., (1986) : Comprehensive method for determination of aquatic Butyltin and Butylmethyltin species at ultratrace levels using simultaneous hydridization/extraction with gas chromatography-flame photometric detection. *Environ. Sci. Technol.*, 20, 609-615.
- VIOGET, P., FIAUX, J.J., RAPIN, F., MERCIER, B., (1987) : Contrôles des stations d'épuration. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.*, Campagne 1986, 97-117.
- WILLIAMS, D.T., NESTMANN, E.R., LEBEL, G.L., BENOIT, F.M., OTSON, R., LEE, E.G., (1982) : Determination of mutagenic potential and organic contaminants of Great Lakes drinking waters. *Chemosphere*, 11, 263-276.

RECHERCHE DE NTA ET EDTA DANS L'EAU DU LÉMAN

Campagnes 1985 et 1987

PAR

WALTER GIGER ET CHRISTIAN SCHAFFNER

INSTITUT FEDERAL POUR L'AMENAGEMENT, L'EPURATION
ET LA PROTECTION DES EAUX (E.A.W.A.G.), DUEBENDORF

RESUME

Les deux agents complexants organiques NTA et EDTA présentent, en tant que micropolluants organiques, un comportement différent dans les eaux du lac Léman. Le NTA, produit de remplacement des phosphates dans les produits de lessives, est facilement dégradable, si bien qu'il ne se trouve que dans l'épilimnion et à des concentrations très faibles ($\leq 0.7 \mu\text{g/l}$). L'entrée en vigueur, en Suisse, de l'interdiction des phosphates dans les produits de lavage textiles dans le courant de l'été 1986 n'a eu aucun effet sur les concentrations de NTA dans le Léman. Par contre, l'EDTA, difficilement dégradable, est présent dans l'ensemble du Léman à des concentrations de l'ordre du $\mu\text{g/l}$.

1. INTRODUCTION

En raison de l'entrée en vigueur de l'interdiction des phosphates dans les produits de lavage textiles, en été 1986, il fallait compter avec un apport du produit de remplacement des phosphates, le NTA (nitrilotriacétate), environ quatre fois supérieur dans les eaux usées communales suisses. L'EAWAG s'est chargé d'étudier comment le NTA se comportait lors de l'épuration des eaux, ainsi que dans le milieu aquatique. Sa tâche aura aussi été de déterminer respectivement sa concentration résiduaire dans les eaux suisses en général et dans les eaux de boisson. Après une première phase de mesures où seul le NTA a été déterminé (GIGER, 1984), le second agent complexant organique important, EDTA (éthylènediaminetétraacétate), a aussi fait partie des investigations, à partir de 1986. Si l'on savait que cette substance était difficilement biodégradable, contrairement au NTA, aucune étude analytique dans l'environnement, à notre connaissance, n'avait par contre été effectuée. Les deux composés chimiques se distinguent aussi sur le plan de leur utilisation : alors que le NTA est presque exclusivement utilisé dans les produits de lessive, l'EDTA se rencontre dans des produits très divers employés dans le ménage, l'artisanat et l'industrie (AIS, 1987). L'impact du NTA sur l'environnement, dans l'optique de son recours plus marqué en raison de l'interdiction des phosphates dans les produits de lessive pour textiles, a été étudié à fond (BERNHARDT, 1984; GIGER et CONRAD, 1985).

Le concept de travail suivi par l'EAWAG se fixait comme but de rassembler des connaissances aussi bonnes que possible sur le comportement chimodynamique du NTA dans l'environnement, grâce à des études effectuées dans le terrain, alors qu'une partie des données étaient acquises dans le cadre d'un programme de surveillance réalisé en collaboration avec l'Office fédéral de la protection de l'environnement (HOURIET, 1988; ALDER et al., 1988; GIGER et al., 1988; SIEGRIST et al., 1988).

Des analyses de NTA et d'EDTA ont été effectuées dans le Léman, durant les années 1984, 1985 et 1987. Les résultats de l'année 1984 ont déjà été publiés avec les résultats concernant d'autres micropolluants organiques (GIGER et al., 1985). Ce sont principalement les résultats des années 1985 et 1987 qui font l'objet de la présente contribution, les données de 1984 pour le NTA étant aussi rappelées pour permettre une comparaison.

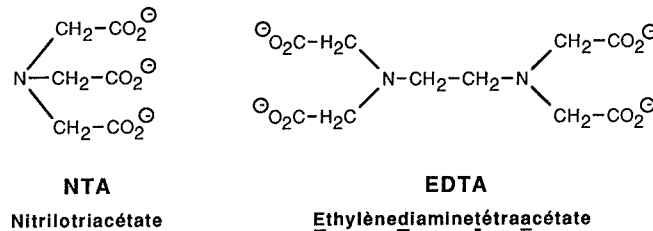
2. ECHANTILLONNAGE

Les 23 septembre et 16 décembre 1985, 13 mai et 5 octobre 1987, des échantillons d'eau ont été prélevés au centre du lac, à la station SHL 2, à des profondeurs comprises entre 0 et 300 mètres.

De plus, en septembre et décembre 1985 ainsi qu'en octobre 1987, des prélèvements ont été effectués à différentes profondeurs dans la Baie de Vidy, sur des fonds de 16 mètres.

3. METHODE

La méthode de détermination du NTA et de l'EDTA utilisée est la méthode initiale de mesure du NTA, adaptée (SCHAFFNER et GIGER, 1984). La figure 1 donne une description succincte de cette méthode analytique qui permet de doser quantitativement le NTA et l'EDTA jusqu'à des concentrations de 0.2 µg/l.



- ↓
1. Enrichissement de NTA et EDTA sur un échangeur anionique
 2. Elution avec de l'acide formique
 3. Addition d'un standard interne (SI)
 4. Estérification pour former les tri-n-propylesters de NTA et EDTA
 5. Chromatographie en phase gazeuse sur colonne capillaire avec détecteur spécifique pour l'azote

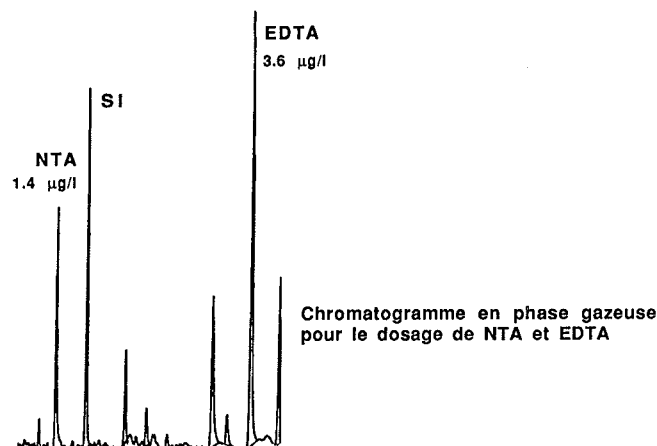


FIGURE 1 : METHODE DE DOSAGE DU NTA ET DE L'EDTA
DANS LES EAUX NATURELLES ET LES EAUX USEES

4. RESULTATS ET DISCUSSION

Dans le tableau 1 sont rassemblées toutes les concentrations de NTA et d'EDTA mesurées dans le Léman y compris les données déjà publiées de l'année 1984. Les valeurs de la série de mesures de 1984 qui se trouvent au-dessous de 1 µg/l doivent être considérées avec prudence étant donné que la méthode de détermination était encore caractérisée par une incertitude importante dans ce domaine des traces. Une série de profils choisis au point le plus profond du Léman (SHL 2) et dans la Baie de Vidy sont donnés dans les figures 2 à 5. Pour SHL 2, ils sont accompagnés de profils de la température afin de donner une information sur l'état correspondant de la stratification du lac.

Les concentrations de NTA mesurées dans le lac sont restées constantes entre 1984 et 1987, c'est-à-dire que l'interdiction des phosphates dans les lessives, entrée en vigueur en été 1986, n'a eu aucun effet sur le Léman, en ce qui concerne la charge de l'environnement lacustre par le substitut des phosphates. La dégradabilité relativement bonne du NTA lors de l'épuration biologique des eaux usées (SIEGRIST et al., 1988) et dans les eaux en général (GIGER et al., 1988) empêche une augmentation de la charge du Léman par cet agent complexant organique. Les valeurs légèrement plus élevées, observées principalement dans l'épilimnion durant la période estivale de stratification sont certainement dues à des apports superficiels (déversements de STEP).

Les concentrations d'EDTA de l'ordre du µg/l en moyenne, rencontrées lors de chaque série de mesures, montrent que ce composé chimique difficilement dégradable est largement répandu dans l'environnement. Sur la base des connaissances sur la persistance biologique de l'EDTA, il faut admettre qu'aucune dégradation non plus n'a lieu dans l'eau du lac. Aucune élimination également ne se fait par sorption sur des particules, puisque l'EDTA est très bien soluble dans l'eau et ne montre qu'une très faible tendance sorptive.

En comparaison avec des résultats de mesures provenant d'autres lacs (GIGER et al., 1988; HOURIET, 1988), les données sur le Léman se situent dans un même ordre de grandeur. L'on observe cependant que chaque lac présente des charges spécifiques de NTA et plus encore d'EDTA, qui sont le résultat de déversements plus ou moins importants d'eaux usées dans les lacs concernés.

Dans l'optique du traitement de l'eau du lac en vue de sa potabilisation, il n'existe aucune menace imminente pour la qualité de l'eau, bien que l'EDTA ne soit que très peu influencé par les procédés de traitement. La valeur de tolérance de 3 µg/l exigée pour le NTA (par l'Ordonnance sur les substances étrangères et les composants dans les denrées alimentaires, OSEC) et la valeur de tolérance provisoire de 5 µg/l pour l'EDTA fixée par l'Office fédéral de la santé publique ne sont en tout cas pas atteintes.

5. CONCLUSIONS

En résumé, l'interdiction des phosphates dans les lessives n'a pas eu pour conséquence une charge plus élevée significative de l'environnement lacustre lémanique, comme des autres eaux suisses, par le produit de substitution des phosphates, le NTA. Par contre, l'EDTA se signale comme étant une substance micropolluante largement répandue dans l'environnement, qui se propage à grande échelle dans les eaux de surface et les eaux souterraines, étant donné qu'elle est très difficilement dégradable et, en même temps, très mobile dans l'eau. Aussi, l'utilité du recours à l'EDTA dans divers domaines devrait être vérifiée et, si nécessaire, des produits de remplacement davantage dégradables devraient être développés.

TABLEAU 1 - Concentrations de NTA et EDTA dans l'eau du Léman

Lieu de prélèvement	Profondeur (m)	NTA µg/l				EDTA µg/l					
		20.08.84	12.12.84	23.09.85	16.12.85	13.05.87	05.10.87	23.09.85	16.12.85	13.05.87	05.10.87
		SHL 2	0	0.8	0.5	0.67	0.47	0.47	0.56	1.1	1.4
	1	0.7		0.68	0.40	0.35	0.49	1.2	1.1	1.3	1.2
	5	0.8		0.79	0.47	0.34	0.70	1.0	1.3	0.5	1.3
	10	0.7	0.3	0.56	0.45	0.25	< 0.20	1.8	1.1	1.0	1.1
	12.5			0.57	0.53	0.25	< 0.20	1.1	1.3	1.1	0.9
	15	0.6	0.5	0.54	0.53	< 0.20	< 0.20	0.8	1.2	1.0	1.0
	17.5	0.5		0.62	0.61	0.26	0.30	1.7	1.3	1.0	1.2
	20	0.6	0.3	0.35	0.53	0.25	< 0.20	0.8	1.0	1.1	1.2
	25			0.24	0.69	0.25	< 0.20	0.9	1.5	1.2	1.0
	30	0.4	0.2	< 0.20	0.62	0.26	< 0.20	0.8	1.0	1.2	1.1
	100	< 0.2	0.3	0.26	< 0.20	0.22	< 0.20	0.8	1.2	1.2	1.3
	300	< 0.2	< 0.2	< 0.20	< 0.20	< 0.20	< 0.20	0.3	1.1	1.1	1.2
Baie de Vidy	0			0.48	1.22		1.43	1.1	1.4		1.9
	1			0.82	1.50		1.41	2.0	2.2		2.0
	5			0.74	1.42		1.34	1.6	2.1		1.4
	7.5			0.96	1.79		1.02	1.8	2.7		1.5
	10			5.80	1.36		1.39	6.2	1.4		3.6
	12.5			1.95	1.27		2.08	3.0	1.7		5.1
	16			1.45	3.41		1.37	1.2	2.2		2.4

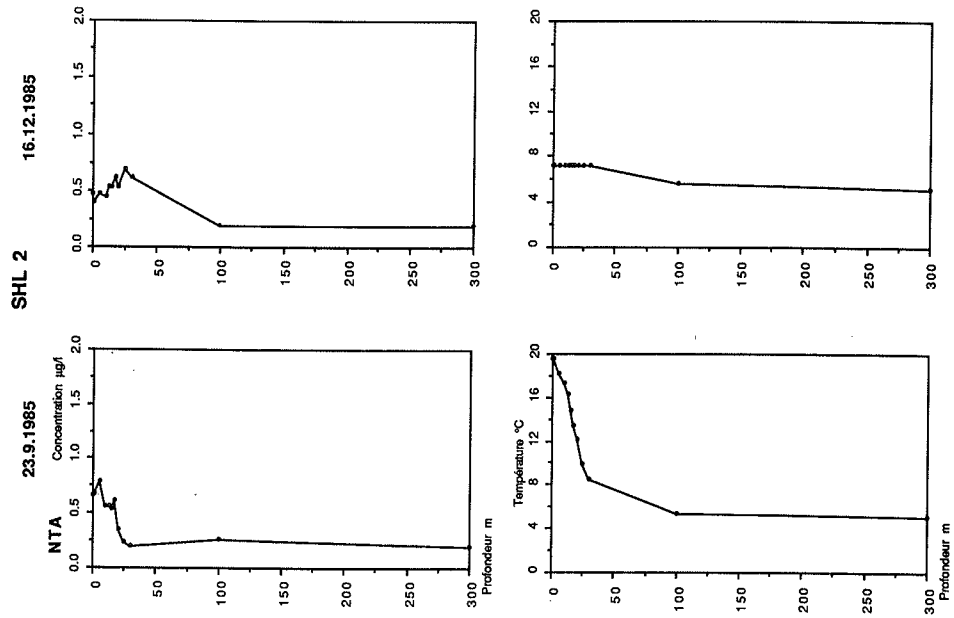


FIGURE 2 : LEMAN POINT SHL 2 - EVOLUTION EN FONCTION DE LA PROFONDEUR DES CONCENTRATIONS DE NTA EN 1985

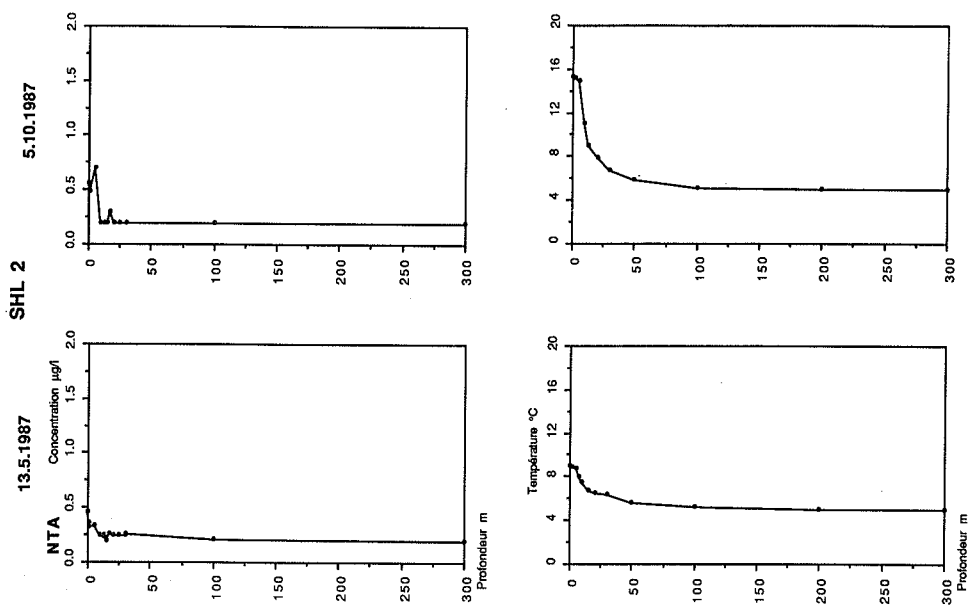


FIGURE 3 : LEMAN POINT SHL 2 - EVOLUTION EN FONCTION DE LA PROFONDEUR DES CONCENTRATIONS DE NTA EN 1987

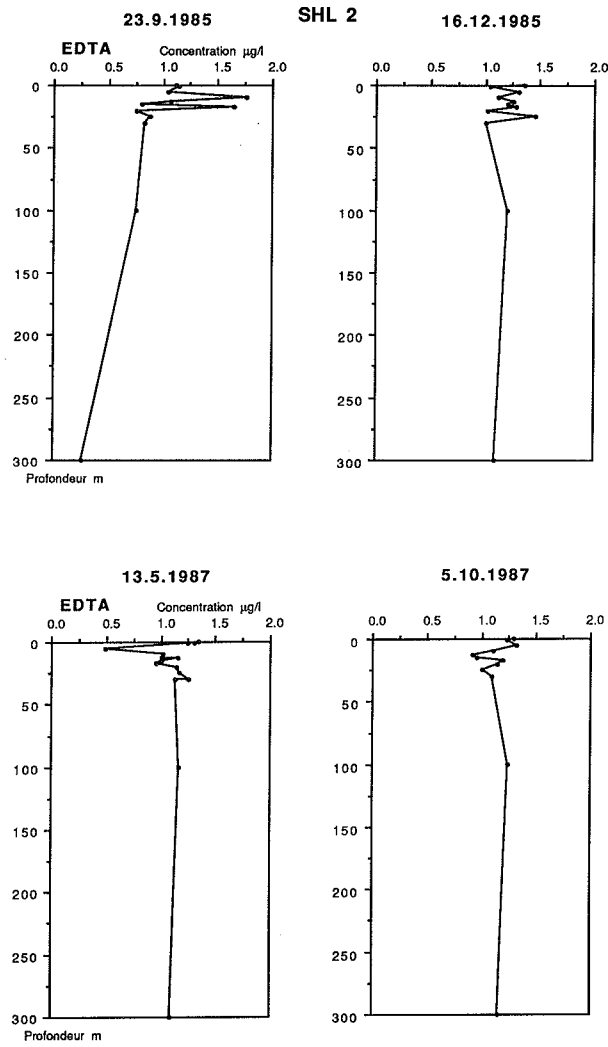


FIGURE 4 : LEMAN POINT SHL 2 - EVOLUTION EN FONCTION DE LA PROFONDEUR DES CONCENTRATIONS D'EDTA EN 1985 ET 1987

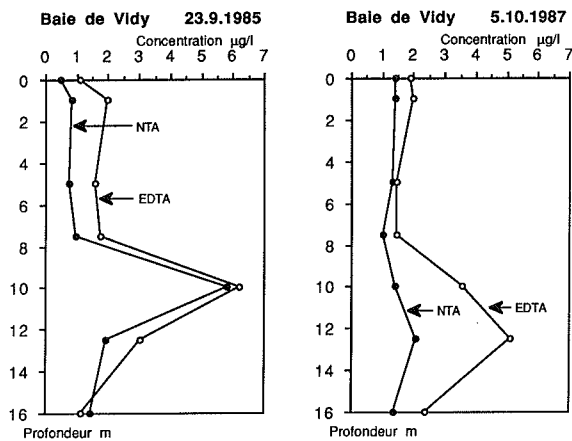


FIGURE 5 : LEMAN, BAIE DE VIDY - EVOLUTION EN FONCTION DE LA PROFONDEUR DES CONCENTRATIONS DE NTA EN 1984 ET 1987

BIBLIOGRAPHIE

- AIS (Association internationale de la savonnerie), (1987) : An assessment of the implications of the use of EDTA in detergent products. Rapp. interne.
- ALDER, A., SIEGRIST, H.R., GIGER, W., PONUSZ, H., RENGGLI, D., LAUBSCHER, H.U., SCHAFFNER, C., GUJER, W. et KUEHNI, M., (1988) : Auftreten und Verhalten von NTA und EDTA in der biologischen Abwasserreinigung. Jahresbericht der EAWAG 1987.
- BERNHARDT, H. E., (1984) : Studie über die aquatische Umweltverträglichkeit von Nitrilotriacetat. Hans Richarz, Sankt Augustin.
- GIGER, W., (1984) : Constituants organiques des détergents : comportement dans les stations d'épuration et dans les eaux. Nouvelles de l'EAWAG, No 18, 1-7.
- GIGER, W., AHEL, M., KUHN, E. et SCHAFFNER C., (1985) : Etude des micropolluants organiques. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1984, 63-74
- GIGER, W., PONUSZ, H., ALDER, A., BASCHNAGEL, D., RENGGLI, D. et SCHAFFNER, C., (1988) : Auftreten und Verhalten von NTA und EDTA in Schweizerischen Gewässern und Trinkwasser. Jahresbericht der EAWAG 1987.
- GIGER, W. et CONRAD T., (1985) : Phosphatersatzstoffe in Wasser und ihre Umweltverträglichkeit. Wasser Berlin '85. Wissenschaftsverlag, Berlin, 362-377.
- GIGER, W., SCHAFFNER, C. et SPRECHER, C., (1988) : Résultats non publiés.
- HOURIET, J.P., (1988) : Evolution de la concentration du produit de remplacement des phosphates dans les lessives (NTA) dans les eaux. Bulletin de l'OFPE, 1/88, 42-52.
- SCHAFFNER, C. et GIGER, W., (1984) : Determination of Nitrilotriacetic Acid in Waters and Wastewaters by High-Resolution Gas Chromatography. J. Chromatogr. 312, 413-412.
- SIEGRIST, H., ALDER, A., GUJER, W. et GIGER W., (1988) : Verhalten der organischen Komplexbildner NTA und EDTA in Belebungsanlagen. Gaz-Eaux-Eaux usées, 68, 101-109.

ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES
Campagne 1987

PAR

FRANÇOIS RAPIN

COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION
DES EAUX DU LEMAN, LAUSANNE

ET

PAUL BLANC

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

RESUME

En 1987, les analyses comparatives ont porté sur deux échantillons d'eau de lac et deux échantillons d'eau de rivière pour les déterminations physico-chimiques. Les dosages de métaux lourds ont été effectués sur une solution standard, sur une solution minéralisée de chair de poisson et sur un échantillon de poisson lyophilisé. Pour la première fois cette année, des analyses comparatives de NTA et d'EDTA ont été réalisées.

Le nombre de laboratoires participant à ces analyses a encore augmenté en 1987 : neuf pour les analyses physico-chimiques d'eau de lac et de rivière; sept pour les métaux lourds et quatre pour le NTA et l'EDTA,

Les résultats d'analyses d'eau confirment la bonne qualité des déterminations effectuées par les laboratoires qui participent au programme de recherches de la Commission internationale.

Pour les analyses de métaux lourds, les résultats sont relativement bons. Un effort doit encore être effectué pour maintenir cette qualité dans les déterminations à des teneurs proches des limites de détection, comme dans certaines chairs de poissons. Concernant les analyses de NTA et d'EDTA, les résultats sont particulièrement satisfaisants.

1. ANALYSES COMPARATIVES D'EAU

1.1 LABORATOIRES AYANT PARTICIPE AUX ANALYSES

- . Laboratoire du Service des eaux des Services Industriels, Genève
- . Service d'Hydrobiologie, Genève
- . Laboratoire de la Protection des Eaux, Genève
- . Service Cantonal de la Protection de l'Environnement, Sion (VS)
- . Office Cantonal de la Protection des Eaux, Epalinges (VD)
- . Institut de Limnologie (INRA), Thonon-les-Bains
- . Service Cantonal de la Protection de l'Environnement, Peseux (NE)
- . Office de la Protection de l'Environnement, Fribourg
- . Laboratoire des Eaux de la Ville de Neuchâtel

Certains laboratoires n'effectuent pas toutes les analyses.

1.2 DEROULEMENT DES ANALYSES

1.2.1 Echantillons

Deux séries d'analyses comparatives ont été effectuées en 1987, la première le 17 mars et la seconde le 22 septembre. Les échantillons des deux séries ont été préparés par l'Institut de Limnologie de Thonon. Pour ces analyses comparatives, les laboratoires ont reçu trois flacons d'eau de lac et trois flacons d'eau de rivière pour chacune des deux séries. Suite à une erreur de manipulation, l'échantillon d'eau de lac du 22 septembre 1987 est en fait l'eau d'une source drainée dans le terrain de l'Institut de Limnologie de Thonon.

1.2.2 Analyses

Elles ont débuté le jour même ou le lendemain de la distribution des échantillons. Les éléments ou les composés analysés sont répertoriés dans les tableaux 1 à 4.

1.2.3 Résultats

Pour les eaux de lac et de rivière, les laboratoires ont transmis trois résultats pour chaque détermination.

L'exploitation statistique des résultats de l'ensemble des laboratoires est reportée dans les tableaux 1 à 4.

Les figures 1 à 10 qui montrent une représentation graphique de l'ensemble des résultats comportent :

- la médiane \bar{m} et la moyenne \bar{M} de l'ensemble des résultats
- la moyenne de chaque laboratoire encadrée par les valeurs extrêmes obtenues par le laboratoire considéré
- les résultats rejetés par le test de "Fischer" sont signalés par la lettre R.

1.3 INTERPRETATION DES RESULTATS

L'examen des tableaux 1 à 4 et des figures 1 à 10 permet, pour chaque détermination, de faire les remarques suivantes :

Conductivité (figure 1)

Les résultats sont très satisfaisants. Les coefficients de variation sont de 2,1 et 6,0 % pour les eaux du lac et de 2,2 et 6,3 % pour les eaux de rivière.

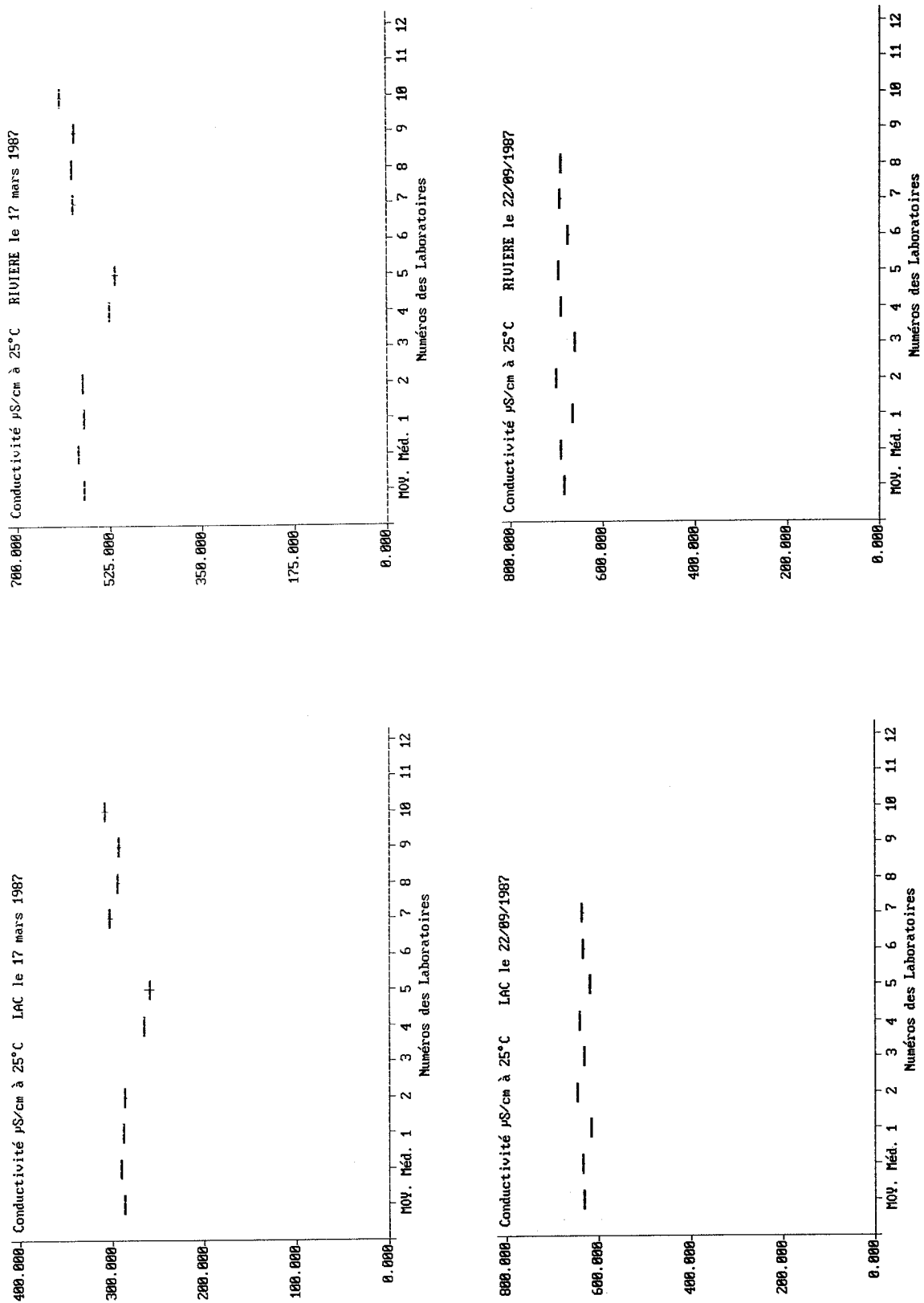


FIGURE 1

Formes de l'azote minéral

Azote ammoniacal (NH₄) (figure 2)

Comme pour les analyses antérieures, les concentrations dans les eaux du lac sont très faibles et proches de la limite de détection des méthodes utilisées. Par conséquent, les écarts sont importants en valeurs relatives. Pour les échantillons de rivière, les coefficients de variation sont de 22.6 et 37.0 %.

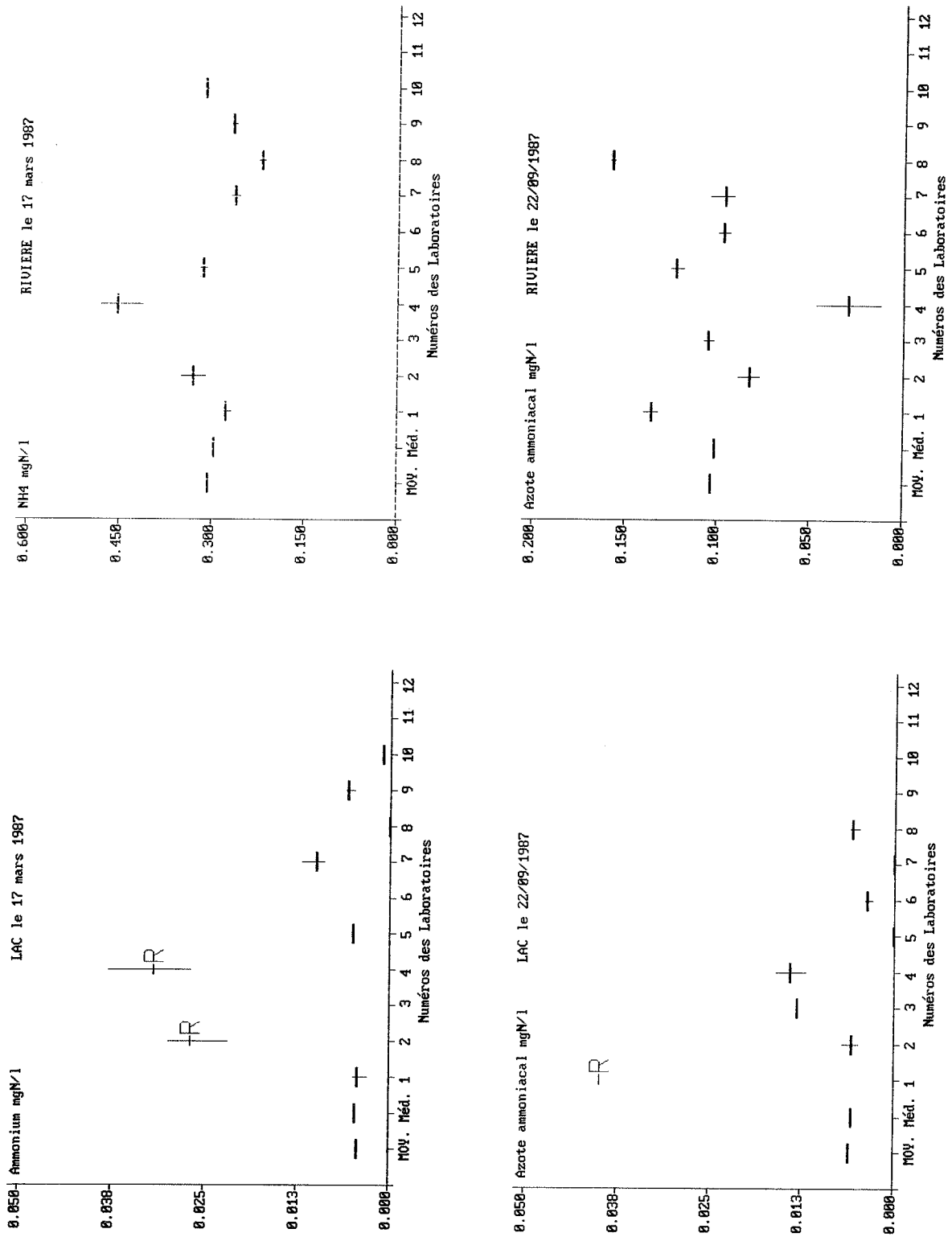


FIGURE 2

Azote nitreux (NO_x) (figure 3)

Les concentrations en azote nitreux sont elles aussi très proches de la limite de détection de la méthode analytique, ce qui explique les forts coefficients de variation observés pour les échantillons d'eau de lac. Par contre, dès que les teneurs sont plus élevées, comme dans les rivières, et en rejetant les résultats (test de Fischer) aberrants, les coefficients de variation diminuent fortement (14.1 et 20.2 %).

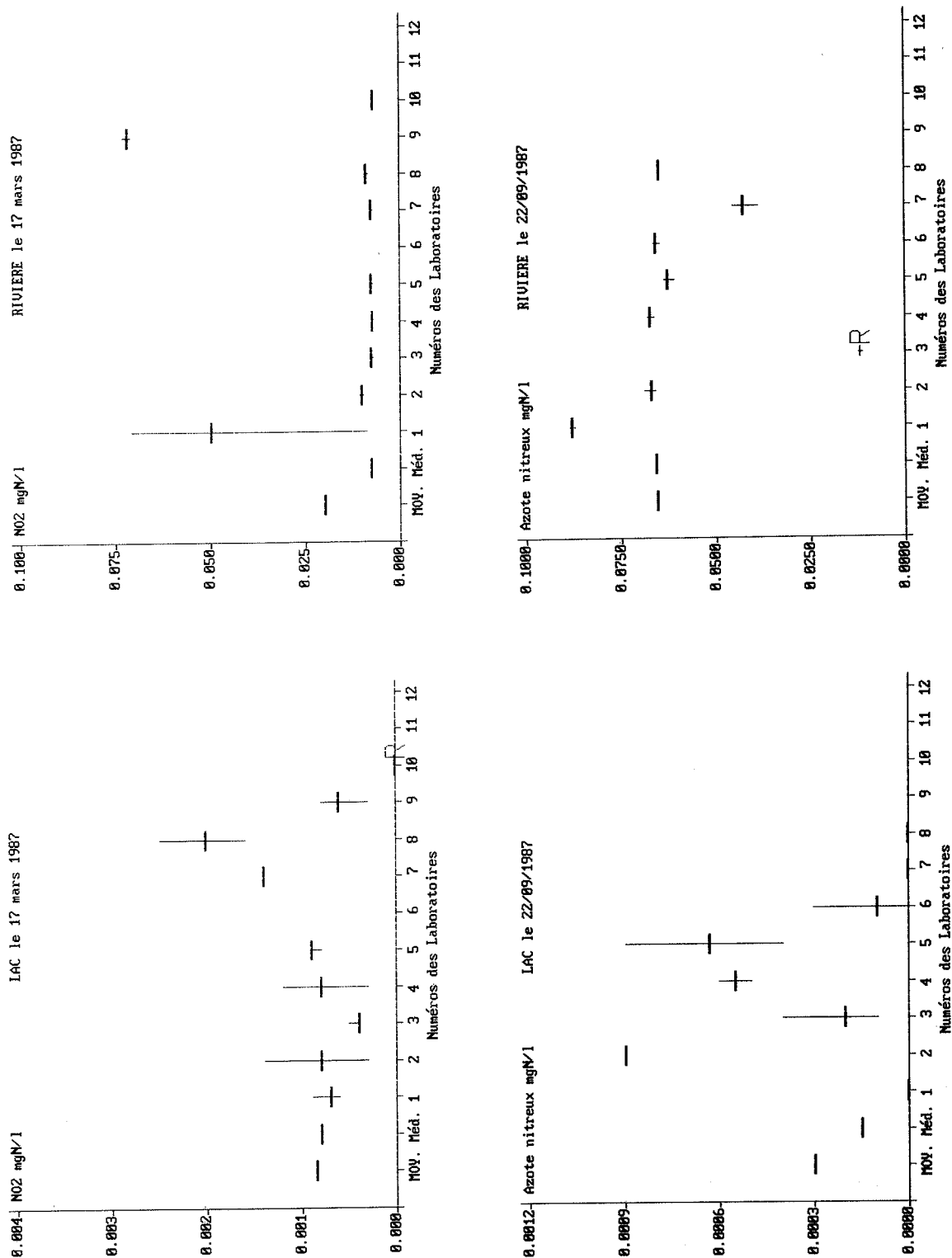


FIGURE 3

Azote nitrique (NO₃) (figure 4)

A l'exception d'un laboratoire, les résultats analytiques sont bons et les coefficients de variation obtenus pour le lac (5.1 et 8.2 %) se situent dans la moyenne observée jusqu'à ce jour.

Pour l'analyse de l'eau de rivière du 22 septembre 1987, les résultats sont quelque peu moins bons (12.6 %).

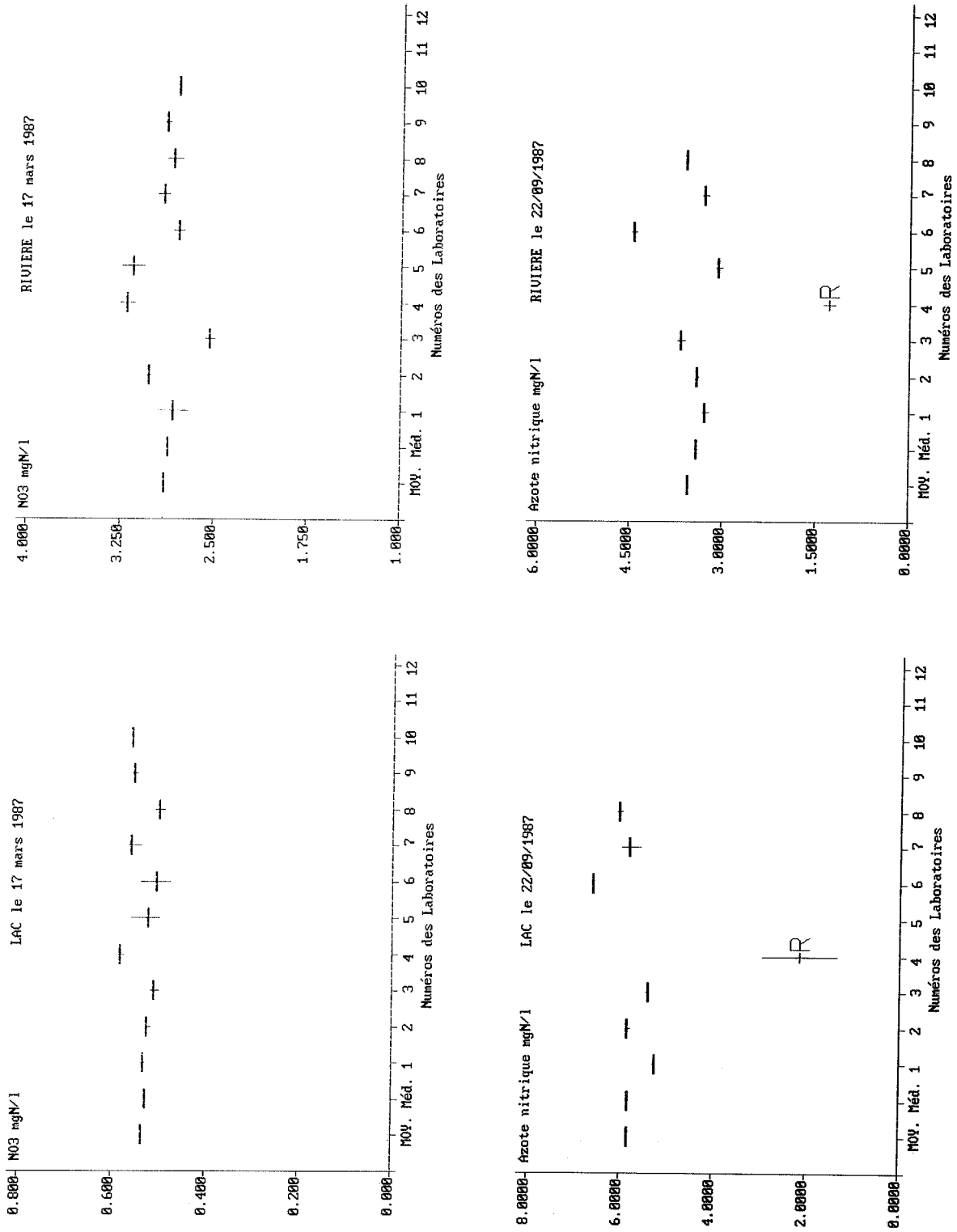


FIGURE 4

Formes du phosphore

Orthophosphates (PO₄) (figure 5)

Les résultats sont très bons lorsque les teneurs sont relativement élevées (0.059 et 0.226 mg P/l), comme pour l'eau du lac du 17 mars et l'eau de la rivière du 22 septembre et l'on obtient des coefficients de variation de 7.7 %. Par contre, pour les échantillons à faible teneur (0.004 et 0.010 mg P/l) on note une forte dispersion des résultats (coefficients de variation 48.8 et 51.0 %).

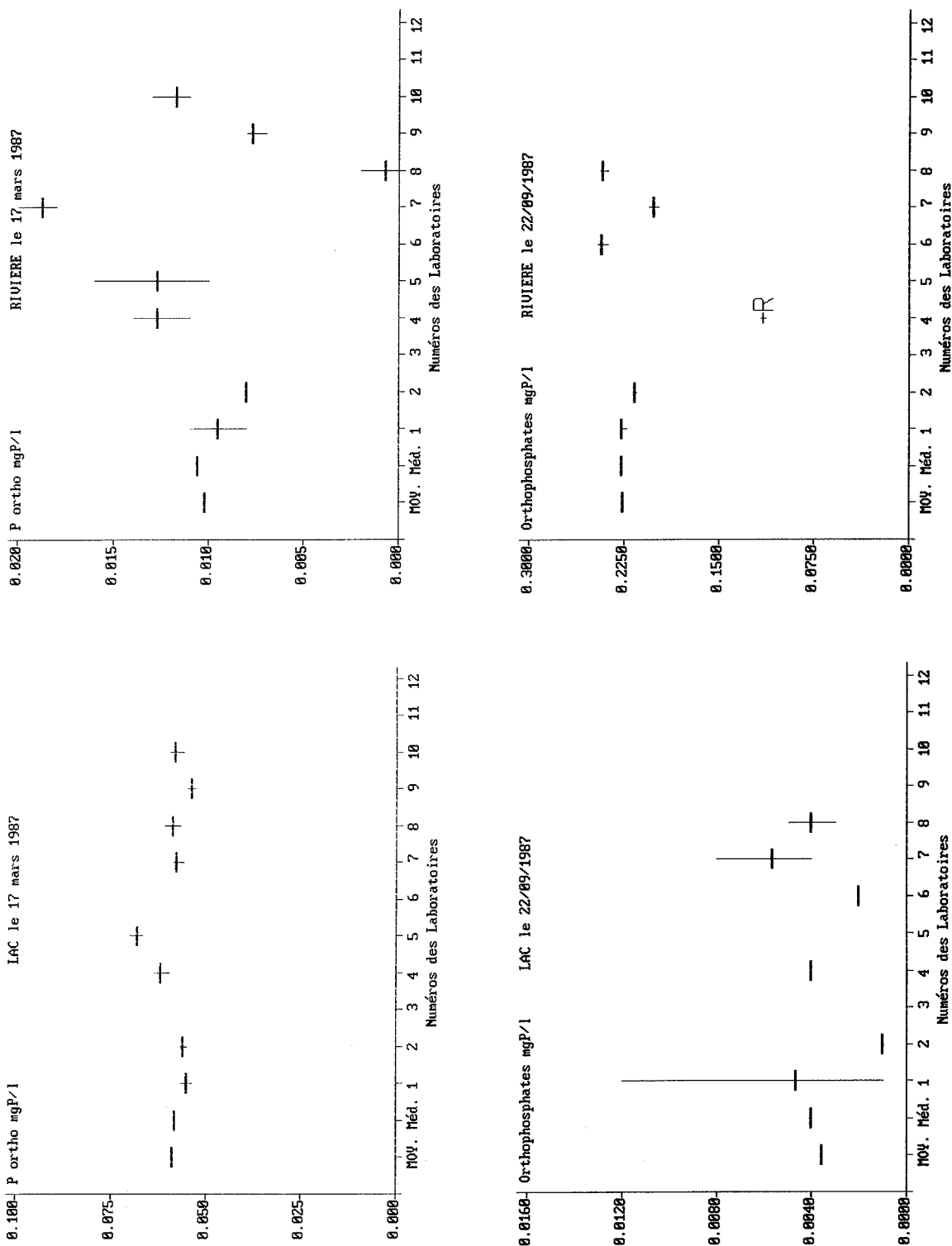


FIGURE 5

Phosphore total (figure 6)

Même remarque que pour les orthophosphates. Pour certains laboratoires, des progrès restent à faire.

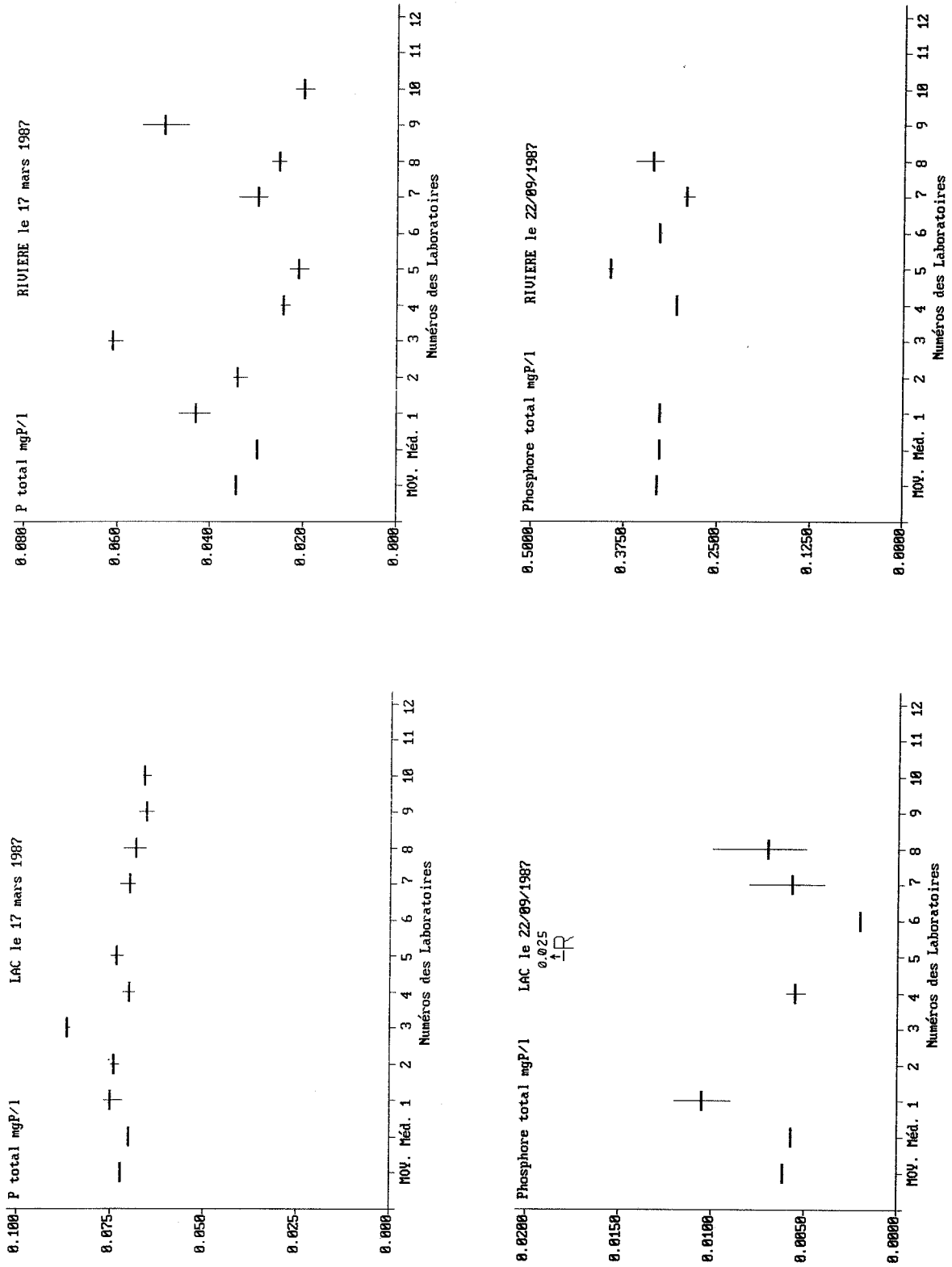


FIGURE 6

- Calcium (figure 7)

Les résultats sont très bons pour l'ensemble des laboratoires.

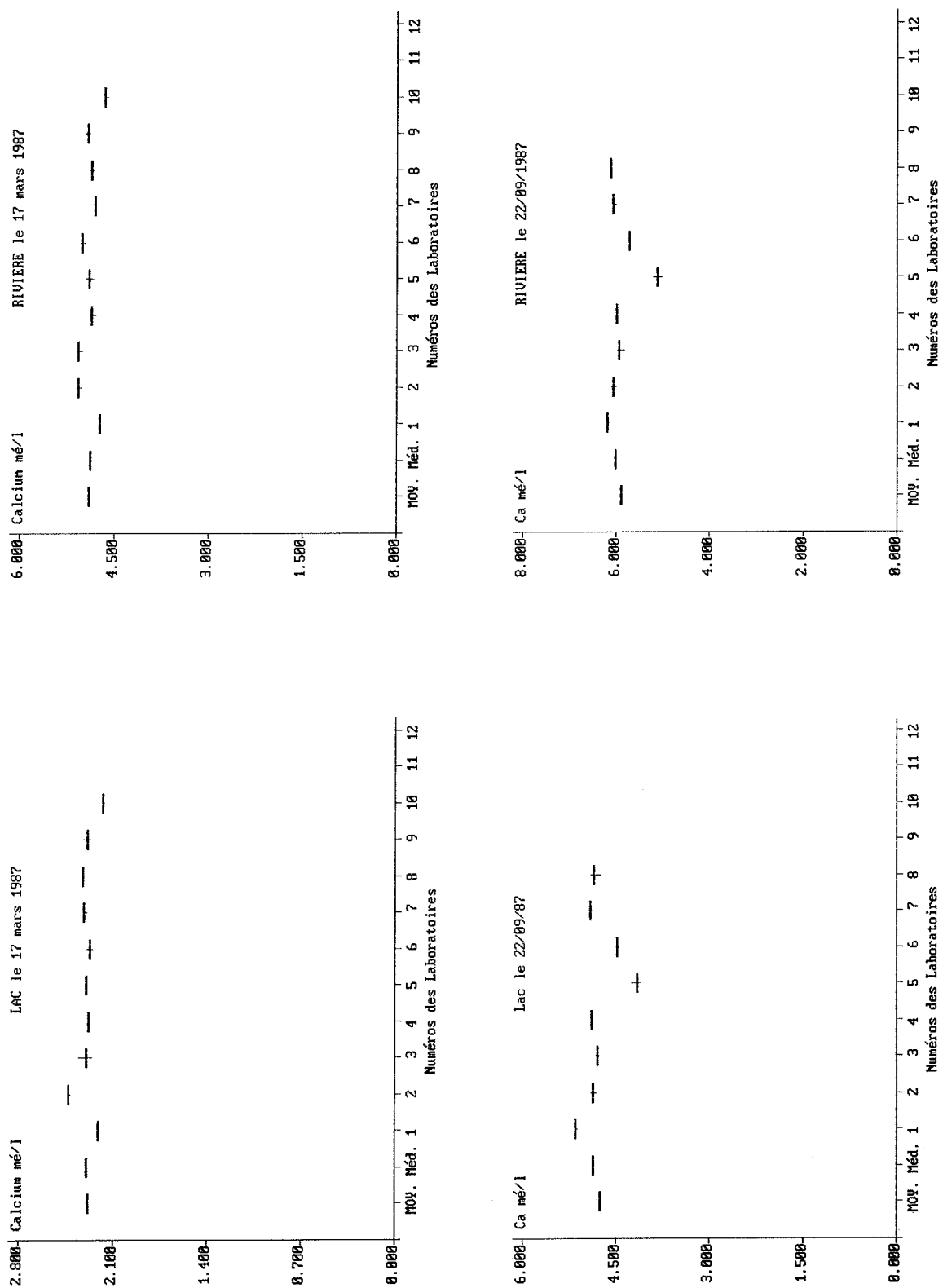


FIGURE 7

Chlorures (figure 8)

A l'exception d'un laboratoire, les résultats sont particulièrement bons (coefficients de variation d'environ 2 %).

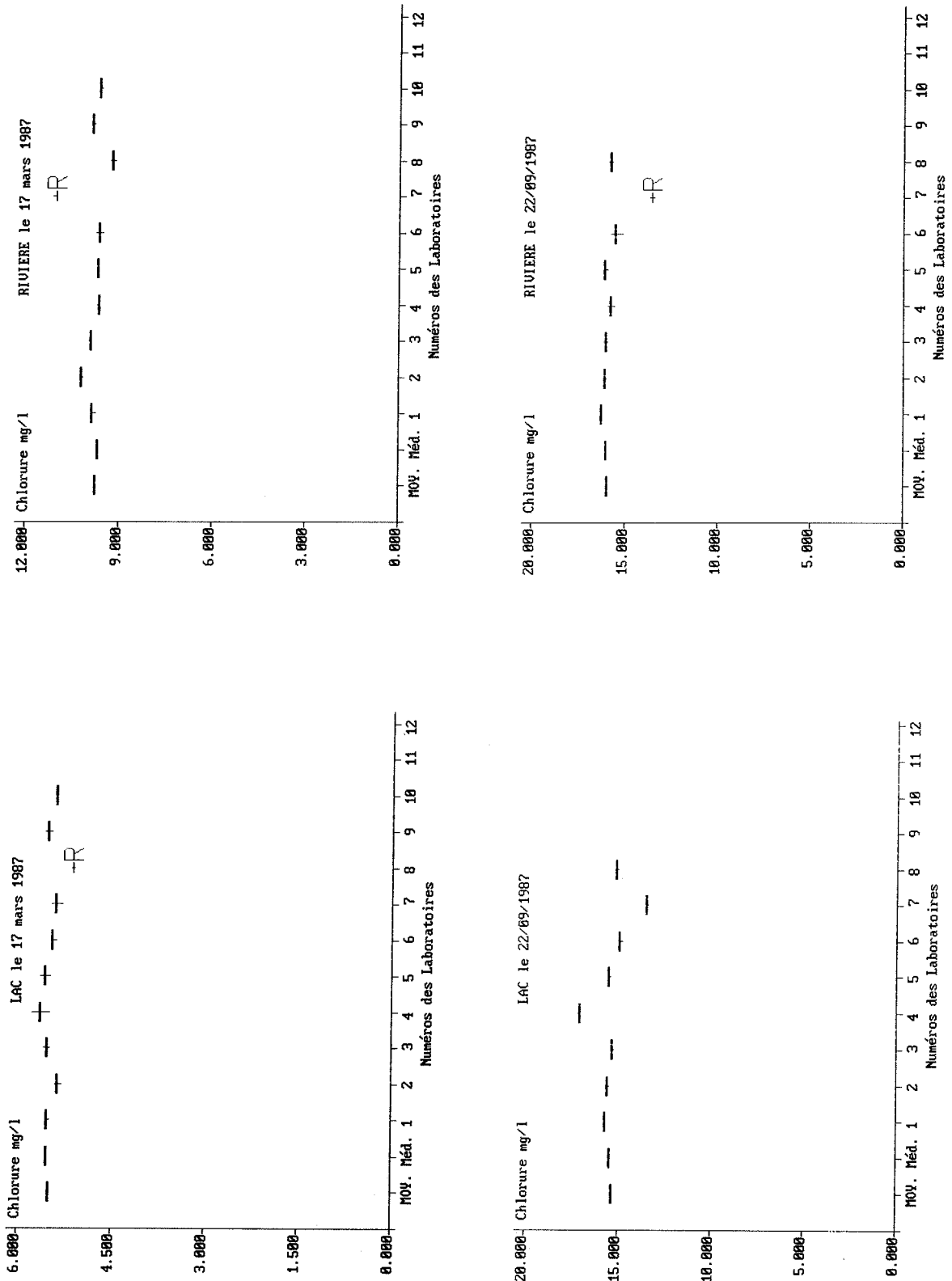


FIGURE 8

- Silice (figure 9)

Après élimination des résultats d'un des laboratoires qui montrent des divergences, on constate des coefficients de variation très faibles (4.3 à 6.4 %).

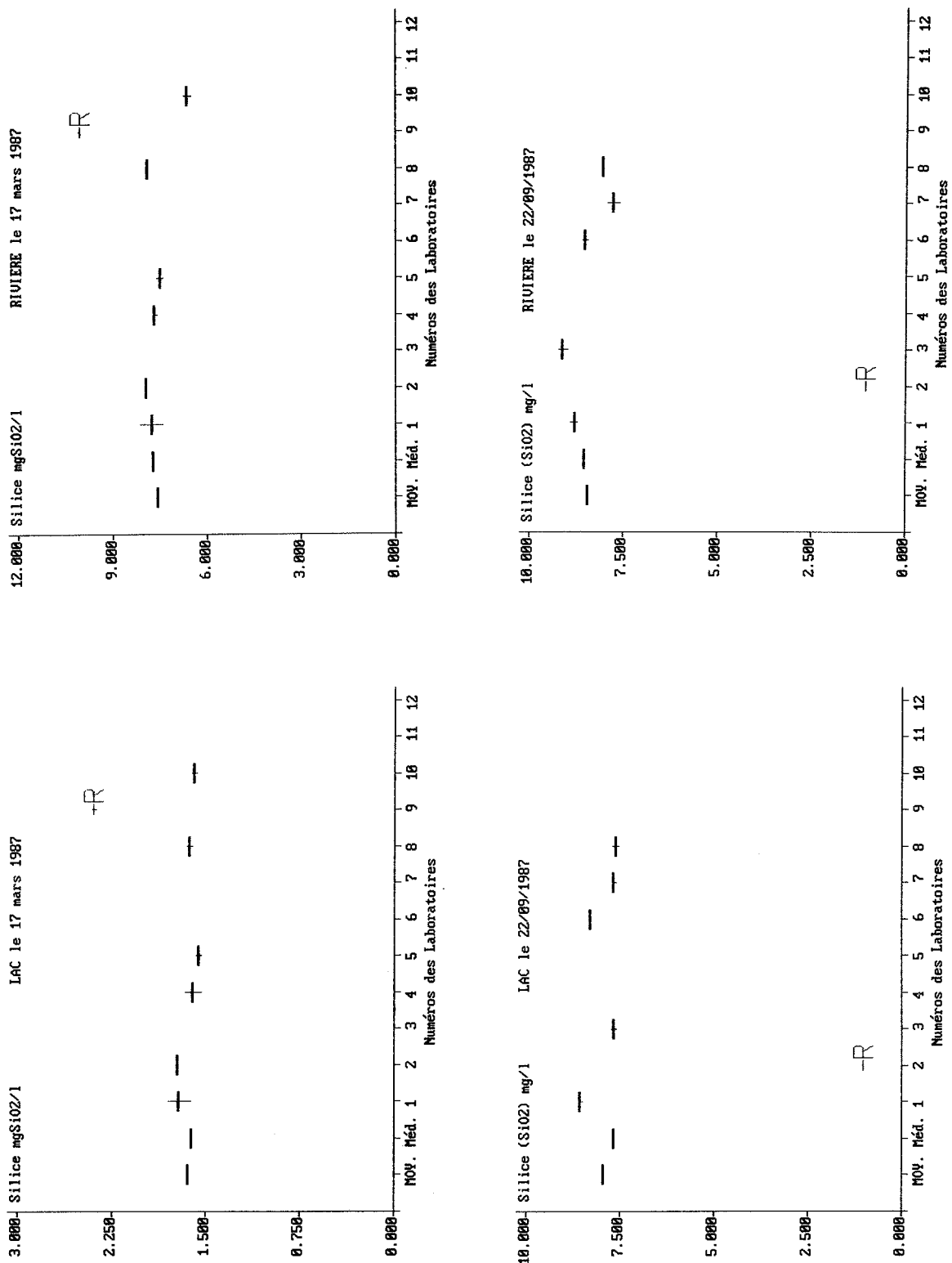


FIGURE 9

- Matières en suspension (figure 10)

A l'exception d'un laboratoire, les résultats obtenus sont satisfaisants. Les variations diminuent nettement lorsque les teneurs sont plus élevées.

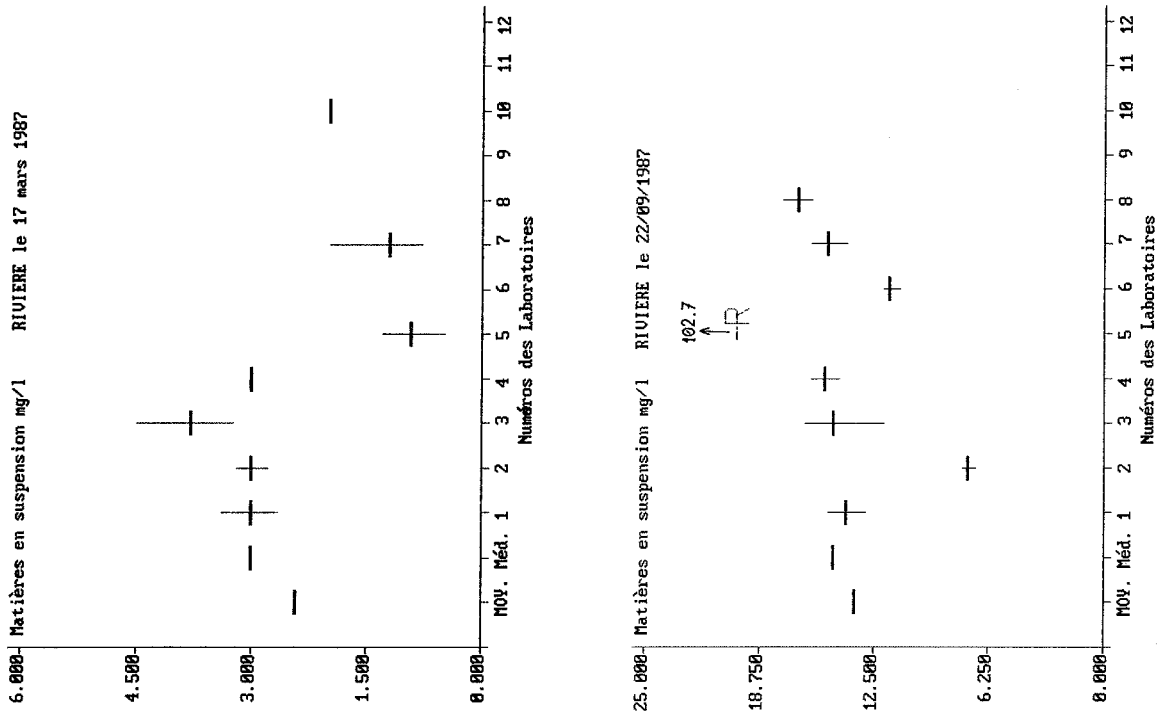


FIGURE 10

TABLEAU 1 - Analyses du 17 mars 1987
Exploitation des moyennes des laboratoires

LAC

Paramètres analysés	Nombre de laboratoires n	Médiane \bar{m}	Moyenne \bar{M}	Ecart-type estimé $\sigma = \frac{\sum (X_i - \bar{M})^2}{n - 1}$	Coefficient de variation $\frac{100\sigma}{\bar{M}}$ %
Conductivité $\mu\Omega^{-1}.cm^{-1}$ à 25 °C	8	290.9	287.4	17.1	6.0
NH ₄ ⁺ mg N/l	8 (5)	0.0054 (0.0047)	0.0106 (0.0052)	0.0121 (0.0032)	114.0 (62.1)
NO ₂ ⁻ mg N/l	9 (8)	0.0008 (0.0008)	0.0008 (0.0010)	0.0006 (0.0005)	68.5 (54.4)
NO ₃ ⁻ mg N/l	10	0.530	0.536	0.028	5.1
P ortho mg P/l	8	0.058	0.059	0.0045	7.7
P total eau brute mg P/l	9	0.070	0.072	0.0063	8.8
Dureté totale mé/l	9	2.82	2.80	0.091	3.3
Alcalinité TAC mé/l	9 (8)	1.74 (1.74)	1.72 (1.75)	0.114 (0.045)	6.6 (2.6)
Dureté permanente mé/l	9	1.06	1.08	0.182	16.8
Ca ⁺⁺ mé/l	10	2.294	2.288	0.068	3.0
Mg ⁺⁺ mé/l	10 (9)	0.527 (0.520)	0.545 (0.531)	0.05 (0.025)	9.2 (4.7)
Na ⁺ mg/l	8	3.95	4.13	0.39	9.4
K ⁺ mg/l	8	1.56	1.50	0.19	12.5
Cl ⁻ mg/l	10 (9)	5.50 (5.53)	5.46 (5.50)	0.14 (0.097)	2.6 (1.8)
SO ₄ ⁻⁻ mg/l	9	48.2	49.2	2.1	4.4
SiO ₂ mg/l	7 (6)	1.63 (1.62)	1.75 (1.64)	0.29 (0.07)	16.8 (4.3)
COT mg/l	5	1.07	1.03	0.16	15.3

Les chiffres entre parenthèses sont ceux obtenus après élimination des résultats aberrants suivants le test de FISCHER pour une probabilité de 95 %

TABLEAU 2 - Analyses du 22 septembre 1987
Exploitation des moyennes des laboratoires

LAC

Paramètres analysés	Nombre de laboratoires n	Médiane \bar{m}	Moyenne \bar{M}	Ecart-type estimé $\sigma = \frac{\sum (X_i - \bar{M})^2}{n - 1}$	Coefficient de variation $\frac{100\sigma}{\bar{M}}$ %
Conductivité $\mu\Omega^{-1}.cm^{-1}$ à 25 °C	8	632.8	628.6	13.3	2.1
NH ₄ ⁺ mg N/l	8 (7)	0.006 (0.006)	0.046 (0.006)	0.114 (0.006)	246.3 (94.0)
NO ₂ ⁻ mg N/l	8	0.002	0.0003	0.00035	117.2
NO ₃ ⁻ mg N/l	7 (6)	5.833 (5.846)	5.317 (5.843)	1.460 (0.480)	27.5 (8.2)
P ortho mg P/l	6	0.004	0.004	0.002	48.8
P total eau brute mg P/l	6 (5)	0.007 (0.006)	0.011 (0.006)	0.010 (0.003)	88.2 (49.0)
Dureté totale mé/l	8	6.376	6.36	0.19	3.0
Alcalinité TAC mé/l	8 (7)	5.46 (5.47)	5.37 (5.48)	0.31 (0.07)	5.8 (1.3)
Dureté permanente mé/l	8 (6)	0.97 (0.97)	1.00 (0.96)	0.40 (0.11)	39.8 (11.9)
Ca ⁺⁺ mé/l	8	4.859	4.761	0.306	6.4
Mg ⁺⁺ mé/l	7	1.650	1.637	0.075	4.6
Na ⁺ mg/l	6	9.50	9.64	0.56	5.8
K ⁺ mg/l	7 (6)	2.55 (2.45)	2.64 (2.53)	0.31 (0.10)	11.6 (4.1)
Cl ⁻ mg/l	8	15.45	15.36	0.99	6.4
SO ₄ ⁻⁻ mg/l	7 (6)	26.4 (26.1)	30.0 (26.5)	9.6 (2.5)	31.9 (9.4)
SiO ₂ mg/l	6 (5)	7.67 (7.68)	6.81 (7.96)	2.85 (0.44)	41.9 (5.5)
COT mg/l	4	1.10	0.88	0.28	31.4

Les chiffres entre parenthèses sont ceux obtenus après élimination des résultats aberrants suivants le test de FISCHER pour une probabilité de 95 %

TABLEAU 3 - Analyses du 17 mars 1987
Exploitation des moyennes des laboratoires

RIVIERES

Paramètres analysés	Nombre de laboratoires n	Médiane \bar{m}	Moyenne \bar{M}	Ecart-type estimé $\sigma = \frac{\sum (X_i - \bar{M})^2}{n - 1}$	Coefficient de variation $\frac{100 \sigma}{\bar{M}} \%$
Conductivité $\mu\Omega^{-1} \cdot \text{cm}^{-1}$ à 25 °C	8	584.7	574.0	36.0	6.3
NH ₄ ⁺ mg N/l	8	0.2965	0.3064	0.0693	22.6
NO ₂ ⁻ mg N/l	9 (7)	0.0077 (0.0083)	0.0198 (0.0081)	0.0239 (0.0011)	120.8 (14.1)
NO ₃ ⁻ mg N/l	10	2.873	2.903	0.194	6.7
P ortho mg P/l	8	0.011	0.010	0.0052	51.0
P total eau brute mg P/l	9	0.030	0.035	0.0142	41.4
Dureté totale mé/l	9	6.29	6.26	0.133	2.1
Alcalinité TAC mé/l	9 (8)	5.37 (5.40)	5.31 (5.42)	0.35 (0.099)	6.6 (1.8)
Dureté permanente mé/l	9 (8)	0.840 (0.872)	0.944 (0.810)	0.434 (0.172)	46.0 (21.3)
Ca ⁺⁺ mé/l	10	4.892	4.897	0.137	2.8
Mg ⁺⁺ mé/l	10 (9)	1.492 (1.507)	1.473 (1.491)	0.073 (0.046)	4.9 (3.1)
Na ⁺ mg/l	8	5.52	5.66	0.39	6.9
K ⁺ mg/l	8	2.35	2.33	0.24	10.2
Cl ⁻ mg/l	10 (9)	9.79 (9.71)	9.89 (9.76)	0.48 (0.27)	4.9 (2.7)
SO ₄ ⁻⁻ mg/l	9 (8)	28.0 (27.9)	28.9 (28.1)	2.6 (0.9)	9.2 (3.0)
SiO ₂ mg/l	7 (6)	7.78 (7.73)	7.95 (7.59)	1.04 (0.49)	13.1 (6.5)
COT mg C/l	5	1.56	1.50	0.57	38.0
Matières en suspension mg/l	7	3.0	2.4	1.06	43.9

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 22 septembre 1987
Exploitation des moyennes des laboratoires

RIVIERES

Paramètres analysés	Nombre de laboratoires n	Médiane \bar{m}	Moyenne \bar{M}	Ecart-type estimé $\sigma = \frac{\sum (X_i - \bar{M})^2}{n - 1}$	Coefficient de variation $\frac{100 \sigma}{\bar{M}} \%$
Conductivité $\mu\Omega^{-1} \cdot \text{cm}^{-1}$ à 25 °C	8	691.0	684.3	15.1	2.2
NH ₄ ⁺ mg N/l	8	0.101	0.104	0.038	37.0
NO ₂ ⁻ mg N/l	8 (7)	0.0653 (0.0657)	0.0587 (0.0654)	0.0225 (0.0132)	38.4 (20.2)
NO ₃ ⁻ mg N/l	8 (7)	3.357 (3.607)	3.267 (3.548)	0.896 (0.447)	27.4 (12.6)
P ortho mg P/l	6 (5)	0.222 (0.227)	0.208 (0.226)	0.048 (0.017)	22.9 (7.7)
P total eau brute mg P/l	6	0.328	0.331	0.035	10.7
Dureté totale mé/l	8	7.26	7.18	0.29	4.0
Alcalinité TAC mé/l	8 (7)	5.61 (5.62)	5.51 (5.62)	0.32 (0.09)	5.8 (1.6)
Dureté permanente mé/l	8 (6)	1.70 (1.70)	1.68 (1.66)	0.47 (0.20)	28.0 (12.0)
Ca ⁺⁺ mé/l	8	6.024	5.895	0.344	5.8
Mg ⁺⁺ mé/l	7	1.353	1.342	0.075	5.6
Na ⁺ mg/l	6	9.80	10.20	1.22	12.0
K ⁺ mg/l	7 (6)	4.33 (4.30)	4.65 (4.32)	0.88 (0.18)	18.8 (4.2)
Cl ⁻ mg/l	8 (7)	15.93 (16.06)	15.65 (15.94)	0.86 (0.26)	5.5 (1.6)
SO ₄ ⁻⁻ mg/l	7	69.3	68.0	7.0	10.3
SiO ₂ mg/l	6 (5)	8.31 (8.53)	7.23 (8.47)	3.06 (0.54)	42.3 (6.4)
COT mg C/l	4	2.14	2.10	0.37	17.5
Matières en suspension mg/l	8 (7)	14.7 (14.9)	24.7 (13.5)	31.7 (3.1)	128.4 (22.9)

Les chiffres entre parenthèses sont ceux obtenus après élimination des résultats aberrants suivant le test de FISCHER pour une probabilité de 95 %.

- Dureté totale et alcalinité (TAC)

A l'exception d'un laboratoire, les résultats sont excellents. Les coefficients de variation obtenus varient de 1.3 à 4.0 %.

- Dureté permanente

Ce paramètre est déterminé par calcul (dureté totale - alcalinité = dureté permanente). Les résultats sont moins bons que les années précédentes.

- Magnésium, Sodium et potassium

Les coefficients de variation obtenus sont très satisfaisants, pour le magnésium et le sodium de 3.1 à 12 % et pour le potassium de 4.1 à 12.5 %.

- Sulfates

A part un laboratoire, les fluctuations obtenues sont du même ordre de grandeur que les autres années (3.0 à 10.3 %).

- Carbone organique total

Peu de laboratoires (4 et 5) effectuent cette analyse. Les résultats sont très dispersés.

2. ANALYSES COMPARATIVES DE METAUX LOURDS ET DE NTA - EDTA

2.1 LABORATOIRES AYANT PARTICIPE AUX ANALYSES

2.1.1 Métaux lourds

- . Institut de Limnologie INRA, Thonon-les-Bains
- . Laboratoire Cantonal, Epalinges (VD)
- . Laboratoire Cantonal de Chimie, Genève
- . Laboratoire du Service des eaux des Services Industriels, Genève
- . Laboratoire de la Protection des Eaux, Genève
- . Service Cantonal d'Ecotoxicologie, Genève
- . Service Cantonal de Protection de l'Environnement, Sion (VS)

2.1.2 NTA - EDTA

- . Laboratoire Cantonal, Epalinges (VD)
- . Laboratoire Cantonal de Chimie, Genève
- . Laboratoire de l'Institut fédéral pour l'aménagement l'épuration et la protection des eaux (EAWAG), Dübendorf
- . Labor. für Hochauflösende Chromatographie, Staldenried (VS)

2.2 DEROULEMENT DES ANALYSES

. 1ère série

Dosage du mercure, du cadmium, du plomb et du zinc dans une solution standard.

. 2ème série

Dosage d'un maximum d'éléments (mercure, cadmium, plomb, chrome, zinc, manganèse, cuivre, fer et nickel) dans un échantillon de chair de truite du Léman. Préalablement, un test d'homogénéité a été effectué sur cet échantillon. Chaque laboratoire a reçu un échantillon en poudre et une solution déjà minéralisée.

. 3ème série

Dosage du NTA et de l'EDTA dans divers échantillons d'eau du lac, d'eau d'une rivière et de solutions standard.

2.3 INTERPRETATION DES RESULTATS

2.3.1 Métaux lourds

. 1ère série

Les résultats de la première série d'analyses comparatives effectuées par sept laboratoires sur une solution standard sont regroupés dans le tableau 5 et sur la figure 11.

A l'exception de trois analyses qui ont été éliminées, les résultats montrent une bonne concordance avec des coefficients de variation de l'ordre de 12 à 14 % pour le mercure, le cadmium et le plomb, et de 3 % pour le zinc. Il faut cependant relever que les concentrations étaient relativement élevées.

TABLEAU 5 - Dosage de métaux dans une solution standard

Laboratoire	Hg (mg/l)	Cd (mg/l)	Pb (mg/l)	Zn (mg/l)
Valeur réelle	0.020	0.030	0.200	4.00
1	0.022	0.038	0.220	4.00
2	0.018	0.029	0.190	4.20
3	0.018	0.034	0.235	4.35
4		0.030	0.180	4.08
5		0.067*	0.332*	4.06
6		0.026	0.165	5.70*
7		0.034	0.226	4.04
Moyenne	0.0193	0.318	0.203	4.12
Ecart-type σ	0.0023	0.0043	0.028	0.13
Coeff. variation (%)	11.9	13.5	13.9	3.2

* Valeurs éliminées sur la base d'un test r_{10} de Dixon, avec une probabilité > 95 %.

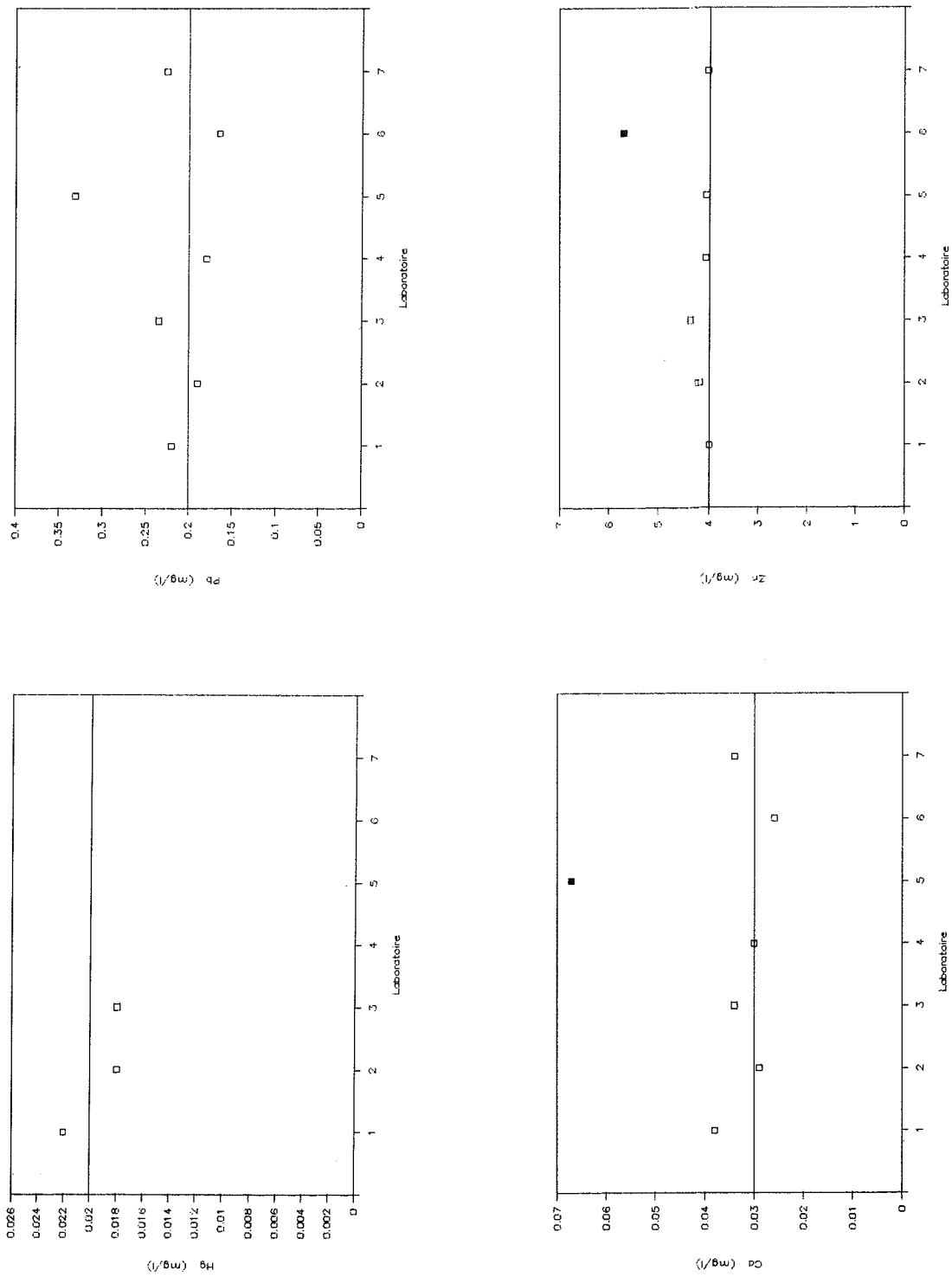


FIGURE 11 : ANALYSES INTERLABORATOIRES DE METAUX
DANS UNE SOLUTION STANDARD

• 2ème série

Les résultats de cette deuxième série sont reportés dans le tableau 6.

Un test préalable, à partir d'analyses du mercure, a montré que l'échantillon avait une bonne homogénéité (variation inférieure à 10 %).

A part quelques résultats aberrants, il est actuellement possible d'estimer les teneurs en mercure, plomb, chrome et zinc dans cette truite lyophilisée qui servira de standard. Pour le cadmium, on se trouve au seuil de sensibilité des divers appareils.

Les valeurs les plus divergentes proviennent de laboratoires participant à ces analyses et qui ne sont pas habitués à travailler avec des concentrations qui correspondent presque aux limites de détection.

2.3.2 NTA et EDTA

3ème série

Quatre laboratoires ont participé à l'analyse de divers échantillons d'eau :

Echantillon 1 :	H ₂ O distillée + rajout NTA et EDTA concentration réelle : 1.64 µg NTA/l 1.52 µg EDTA/l
Echantillon 2 :	H ₂ O distillée + rajout NTA et EDTA concentration réelle : 2.19 µg NTA/l 2.03 µg EDTA/l
Echantillon 3 :	H ₂ O du lac + rajout NTA concentration réelle : ≈ 8.8 µg NTA/l
Echantillon 4 :	Chambotton (petit ruisseau genevois)
Echantillon 5 :	H ₂ O de surface du centre du lac (SHL2 - 0 m)
Echantillon 6 :	H ₂ O de la baie de Vidy (0 m)
Echantillon 7 :	H ₂ O de la baie de Vidy (- 10 m)

Les techniques analytiques des laboratoires sont les suivantes :

• Laboratoire 1

- Préconcentration de l'échantillon par évaporation
- Estérification
- Dosage par GCMS

• Laboratoire 2

- Préconcentration de l'échantillon sur résine échangeuse anionique
- Elution du NTA et EDTA de cette résine
- Dosage par HPLC - détecteur conductimétrique

• Laboratoires 3 et 4

- Préconcentration de l'échantillon sur résine échangeuse anionique
- Elution du NTA et EDTA de cette résine
- Estérification
- Dosage chromatographique en phase gazeuse.

Les résultats sont reportés dans le tableau 7.

A part un échantillon qui semble avoir été contaminé dans un des laboratoires, les résultats sont très satisfaisants et comparables.

Un des laboratoires a stocké les échantillons pendant environ six mois, ces échantillons étaient préservés par addition de formaldéhyde et l'on ne note aucune influence sur les résultats.

TABLEAU 6 - Dosage de métaux dans une chair de truite

A : Solution déjà minéralisée

B : Fourniture d'une poudre et minéralisation par chaque laboratoire

Labo	A : solution déjà minéralisée (mg/kg)										B : Poisson lyophilisé (mg/kg)												
	Pb	Cd	Cr	Zn	Mn	Cu	Fe	Pb	Cd	Cr	Zn	Mn	Cu	Fe	Hg	Pb	Cd	Cr	Zn	Mn	Cu	Fe	Hg
1	1.22	0.004	1.27					0.74	0.01	3.27*													
2	0.50	0.133*	1.20	24.1	1.10	5.77	43.8	0.43	<0.2*						1.22								
3	1.28	0.003	1.37		0.21	3.70	49.9	0.59	0.004	1.18					1.55								
4	0.6	<0.01		16.6				0.5	0.01		14.6												
5	0.76	<0.02	1.13	22.9				0.76	<0.002	1.14	22.9				1.40								
6	0.98	0.065*	1.23	17.3																			
7																							
Moyenne	0.89	<0.01	1.24	20.2		4.74	46.8	0.59	<0.01	1.16	18.8				1.30								
Ecart-type σ	0.29	-	0.08	3.3		1.04	3.1	0.12	-	0.02	4.2				0.19								
Coeff. variation (%)	33.0	-	6.4	16.4		21.8	6.5	20.5	-	1.7	22.1				14.7								

* = Valeurs non-prises en compte pour le calcul de la moyenne

TABLEAU 7 - Dosage du NTA et de l'EDTA dans divers standards, eaux de lac et eaux de rivières

Echant.	Laboratoire	NTA (µg/l)	EDTA (µg/l)
1	valeur réelle	1.64	1.52
	1	2.2	0.9
	2	2.7	< 2
	3	2.1 / < 2.4	2.0 / 2.4
2	valeur réelle	2.19	2.03
	1	-	-
	2	2.7	< 2
	3	7.5 / 8.5*	8.5 / 9.7*
3	H ₂ O lac + 8.3 µg/l (≈ 0.5 µg/l) NTA	≈ 8.8	-
	1	10.2	-
	2	7.9	-
	3	9.7	2.1
4	1	38	-
	2	13	-
	3	13.6	3.1
5	1	0.8	-
	2	0.5	-
	4	0.56	1.29
6	1	1.3	-
	2	1.6	-
	4	1.43	1.88
7	1	1.1	-
	2	1.6	-
	4	1.39	3.56

* Echantillon contaminé

3. CONCLUSIONS

Cette année, neuf laboratoires ont participé aux analyses comparatives d'eau de lac et de rivière. Les résultats obtenus se situent dans la moyenne générale des analyses interlaboratoires effectuées par notre groupe ces dernières années. Les concentrations aberrantes obtenues par certains laboratoires confirment l'absolue nécessité d'effectuer ce type d'analyses comparatives pour détecter des problèmes analytiques éventuels.

Pour les dosages des métaux lourds, les résultats sont très bons lorsque les teneurs sont relativement élevées comme dans l'échantillon standard qui a été analysé. On obtient des variations plus grandes lorsque l'on analyse des chairs de poissons dont les teneurs en métaux lourds sont faibles et proches pour certains éléments des seuils de détection des appareils. Pour les laboratoires qui effectuent régulièrement des analyses de très faibles teneurs, les résultats sont satisfaisants.

Pour la première fois cette année, des analyses comparatives de NTA et d'EDTA ont été effectuées et les résultats sont très satisfaisants.

Aussi bien pour les analyses d'anions et cations, que pour les métaux lourds et certaines substances organiques (NTA, EDTA, etc...), il est très important d'effectuer des analyses comparatives si l'on veut maintenir une qualité suffisante de ces déterminations.