

SOMMAIRE

FICHE SIGNALÉTIQUE DU LÉMAN ET DE SON BASSIN VERSANT	7
SYNTHÈSE 1997	11
CONCLUSIONS GÉNÉRALES	13

RAPPORTS SUR LES ÉTUDES ET RECHERCHES ENTREPRISES DANS LE BASSIN LÉMANIQUE

1. MÉTÉOROLOGIE	21
1. Introduction	21
2. Température de l'air	22
3. Pluviométrie	22
4. Insolation	25
5. Rayonnement	27
6. Vent	27
7. Conclusions	32
2. ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN	33
1. Méthodes	34
2. Régime thermique et influence sur la stratification ou le mélange des eaux	35
3. Evolution saisonnière dans les couches superficielles	37
4. Evolution saisonnière dans les couches profondes	43
5. Evolution interannuelle des principaux paramètres	47
6. Métaux et micropolluants organiques	52
7. Conclusions	55
- Bibliographie	56
- Annexes	57
3. ÉVALUATION DE L'ÉTENDUE DE LA ZONE DÉSOXYGÉNÉE DANS LA PLAINE CENTRALE DU GRAND LAC	61
1. Introduction	61
2. Méthode	61
3. Résultats	62
4. Conclusions	66
- Bibliographie	66

4.	ÉVOLUTION DE LA PRODUCTION PHYTOPLANCTONIQUE DANS LE LÉMAN	67
1.	Introduction	67
2.	Méthodes	68
3.	Résultats	68
4.	Conclusions	74
-	Bibliographie	74
5.	ÉVOLUTION DU PHYTOPLANCTON DU LÉMAN	75
1.	Méthodes	75
2.	Richesse spécifique du phytoplancton	76
3.	Variations saisonnières de la biomasse	76
4.	Biomasse et succession des principaux taxons à l'échelle annuelle	79
5.	Evolution interannuelle de la biomasse	82
6.	Conclusions	84
-	Bibliographie	84
6.	ÉVOLUTION DU ZOOPLANCTON DU LÉMAN	85
1.	Introduction	85
2.	Méthodologie	86
3.	Biovolume sédimenté	86
4.	Composition de la biocénose zooplanctonique	89
5.	Biomasse zooplanctonique	98
6.	Etat du Léman déterminé par les rotifères	98
7.	Conclusions	101
-	Bibliographie	102
7.	MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES POISSONS ET LES MOLLUSQUES DU LÉMAN	103
1.	Introduction	103
2.	Echantillonnage	104
3.	Méthodologie	105
4.	Résultats	106
5.	Conclusions	115
-	Bibliographie	116
8.	BILAN DES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE	117
1.	Généralités	118
2.	Débits des affluents principaux et de l'émissaire	120
3.	Apports annuels et composition de l'eau des affluents	121
4.	Etude des affluents secondaires	128
5.	Bassin versant du Rhône de Genève à Chancy	129
6.	Conclusions	131
-	Bibliographie	131
-	Tableaux récapitulatifs	132

9.	QUALITÉ BIOLOGIQUE DES AFFLUENTS VAUDOIS DU LÉMAN INDIQUÉE PAR LES COMMUNAUTÉS D'INVERTÉBRÉS	135
1.	Introduction	135
2.	Stations et méthodes	136
3.	Résultats	137
4.	Discussion	137
-	Bibliographie	140

<i>RAPPORT TECHNIQUE</i>

10.	CONTRÔLE DES STATIONS D'ÉPURATION	143
1.	Introduction	145
2.	Nombre de STEP, capacité et populations raccordées	145
3.	Fréquence des contrôles	147
4.	Rendement d'épuration	150
5.	Bilan des flux annuels de pollution liés aux STEP contrôlées	154
6.	Conclusions	158
-	Bibliographie	159
-	LISTE DES AUTEURS	161

S Y N T H È S E 1997

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE

CIPEL, CP 80, CH - 1000 LAUSANNE 12

Etat de santé du Léman

Les principaux points positifs relevés sont les suivants :

- reprise de la baisse des teneurs en phosphore,
- stabilisation des teneurs en azote total et nitrique depuis huit ans,
- diffusion limitée du phosphore depuis les sédiments,
- amélioration de la qualité biologique des eaux de baignade,
- pour toutes les substances analysées (métaux, phytosanitaires, NTA, EDTA), les eaux au centre du lac satisfont pleinement aux exigences requises pour l'eau potable,
- confirmation de la baisse des teneurs en métaux et PCB dans la chair des poissons.

Mais la situation n'est pas encore satisfaisante :

- biomasse algale, principalement due à des algues filamenteuses, trop importante,
- instabilité sur le plan biologique,
- teneurs en oxygène trop faibles dans les eaux profondes,
- concentrations en métaux relativement élevées dans la chair des moules dans certaines zones riveraines.

Rendement des stations d'épuration (STEP)

- amélioration du rendement moyen d'élimination du phosphore (86.3 %) dans les STEP du bassin versant du Léman.

Qualité biologique des affluents vaudois du Léman

- l'impact des diverses activités humaines fait que la qualité biologique des affluents se dégrade d'amont en aval. Aux embouchures, la qualité biologique n'est convenable que dans un tiers des cas.

EN BREF

De nombreux indices, au niveau de la qualité chimique des eaux et de certains organismes benthiques, prouvent une restauration progressive de l'état du Léman.

En ce qui concerne le plancton, il subsiste toujours des problèmes d'équilibre au sein des populations (zooplancton et phytoplancton).

L'objectif à atteindre, une concentration moyenne annuelle de 20 à 30 microgrammes de phosphore par litre d'eau dans le Léman, demeure une condition nécessaire afin de sortir de la période d'instabilité biologique.

CONCLUSIONS GÉNÉRALES

Campagne 1997

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE

CIPEL, CP 80, CH - 1000 LAUSANNE 12

LAC

Evolution physico-chimique

Une météorologie défavorable au brassage hivernal

Pour la onzième année consécutive, un hiver relativement doux n'a pas permis une homogénéisation thermique de l'ensemble des eaux du Grand Lac. On peut estimer que la circulation hivernale des eaux n'a atteint que 100 mètres de profondeur et par conséquent la réoxygénation des eaux profondes n'a pas été réalisée. Conséquence de cette situation, la concentration maximale des eaux du fond du Grand Lac en oxygène, en février 1997 est d'environ 2.25 mgO₂/l et chute à 0.20 mgO₂/l en fin d'année (figure 1), mais n'entraîne pas d'augmentation importante des teneurs en phosphore dans les zones de fond.

Contrairement aux eaux du Grand Lac, celles du Petit Lac, du fait de sa faible profondeur (moins de 80 m), sont homogénéisées chaque année. Les teneurs en oxygène y sont donc toujours élevées.

Une étude de la délimitation des zones les moins oxygénées du Léman a permis de confirmer que, dans la majeure partie de la plaine centrale, la zone désoxygénée à moins de 1 mgO₂/l se maintient en dessous de 305 mètres de profondeur. Un doute subsiste concernant le comportement de l'oxygène dans la zone des grands fonds, parallèlement à la rive vaudoise, où l'on a observé des teneurs en oxygène plus faibles.

L'évolution des teneurs en nutriments

En 1996, il n'était pas relevé de diminution significative du stock de phosphore dans les eaux du lac. Par contre, en 1997, on retrouve l'évolution nette à la baisse (- 8 % par rapport à 1996). Le stock, dans le Grand Lac, est de 3'230 tonnes de phosphore total contre 3'505 tonnes l'année précédente. Les concentrations moyennes annuelles sont de 38 µgP/l pour le phosphore total et de 34 µgP/l pour les orthophosphates (figure 2). Ces teneurs restent encore trop élevées pour éviter les proliférations algales.

Les concentrations en azote nitrique sont stables depuis 1989. Le stock pour 1997 est de 48'250 tonnes d'azote nitrique (0.56 mgN/l). Exprimée en ion nitrate, la concentration moyenne est de 2.5 mgNO₃/l.

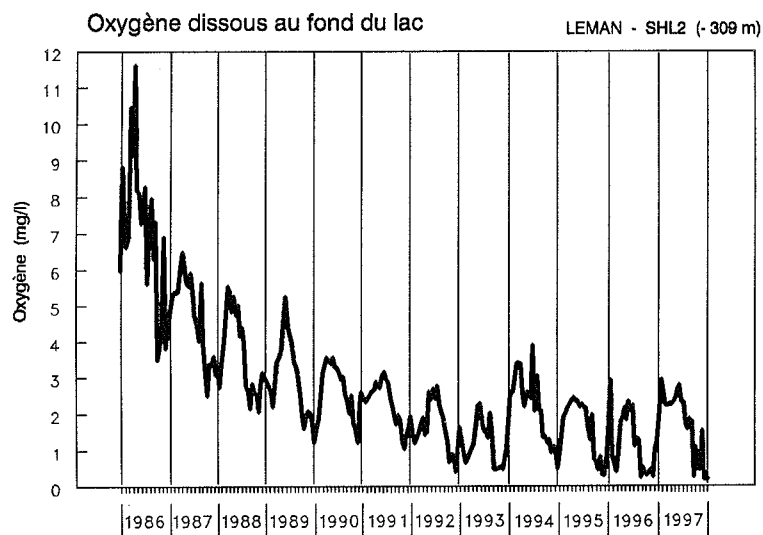


Figure 1

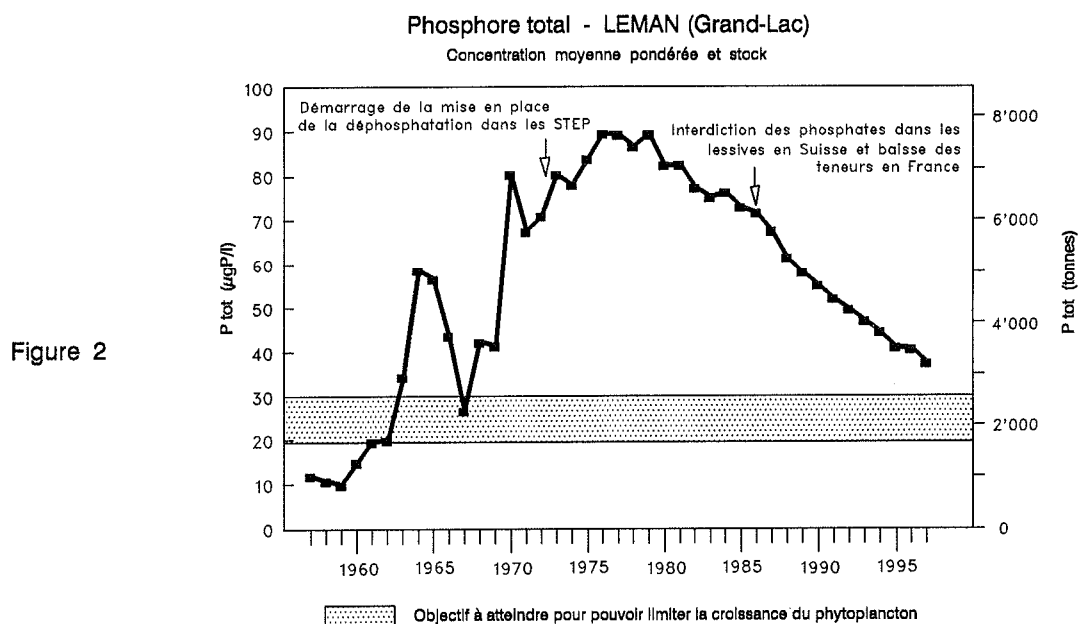


Figure 2

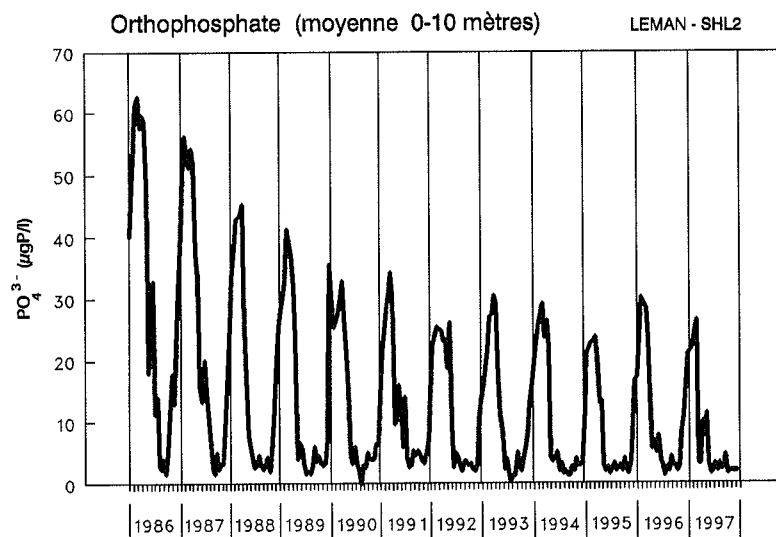


Figure 3

Evolution de la biologie

Le phytoplancton

La production de matière organique par le phytoplancton, qui exprime la vitesse de renouvellement de la biomasse, s'est maintenue à des valeurs relativement faibles.

Cette limitation intervient en particulier en fin d'été et en automne, lorsque les orthophosphates sont pratiquement épuisés dans les couches supérieures du lac (figure 3).

A cette période toutefois, se développent des algues filamenteuses (*Tribonema* et *Mougeotia*) qui, du fait de leur grande taille, ne sont pas consommées par le zooplancton (daphnies). Elles s'accumulent et représentent alors des biomasses considérables qui n'affectent guère la transparence des eaux, car cette accumulation a lieu en dessous de 10 mètres, mais elles gênent la pêche professionnelle en se fixant sur les filets des pêcheurs. La campagne 1997 confirme la tendance observée depuis quelques années.

Le zooplancton

L'étude du zooplancton met en évidence en 1997 une diminution du biovolume sédimenté, de l'abondance globale des entomostracés et de la biomasse zooplanctonique par rapport à l'année précédente. Ces données confortent le diagnostic de l'amélioration progressive de l'état du Léman (oligotrophisation) depuis plus d'une décennie.

Toutefois, le fonctionnement du réseau trophique a été perturbé, cette année encore, par le développement important de ces algues filamenteuses, *Tribonema* en particulier. Une partie de la végétation phytoplanctonique surabondante, non consommée par les entomostracés herbivores, a permis l'apparition saisonnière d'une importante population de protozoaires, surtout abondants en été et en automne.

Au vu des relations existant entre le phosphore et le biovolume sédimenté du zooplancton, il est logique d'admettre que si l'amélioration du Léman se poursuit, ce n'est pas un phénomène régulier au cours du temps.

De 1963 à 1969, lorsque les teneurs en phosphore ont dépassé 30 $\mu\text{gP/l}$, le peuplement zooplanctonique du Léman a témoigné de nets signes d'instabilité passagère. Puis, de 1970 à 1982, pour des teneurs en phosphore de l'ordre de 80 $\mu\text{gP/l}$, le Léman a atteint un niveau important d'eutrophie.

Le retour à une qualité globale proche, mais probablement quelque peu différente, de celle des années antérieures à 1960 est marqué d'une nouvelle phase d'instabilité (depuis 1989) d'une durée plus importante que la précédente.

On peut s'attendre à ce que ce déséquilibre cesse lorsque la concentration moyenne des eaux en phosphore total retrouvera la gamme des 20 à 30 $\mu\text{gP/l}$.

La qualité sanitaire des eaux littorales pour la baignade

En 1997, l'étude de la qualité hygiénique des eaux littorales et des plages, suivies par les services compétents, a montré que pour 71 % des 92 points de contrôle cette qualité est bonne, qu'elle est moyenne pour 26 % des cas, que dans 2 % des stations l'eau peut être momentanément polluée et qu'une seule station est qualifiée de mauvaise qualité (une carte de l'état sanitaire des eaux de baignade a été publiée dans *La Lettre du Léman* No 17 - juin 1998).

L'évolution au cours de ces dernières années montre une nette amélioration de la situation. En effet, en 1992, les plages de qualité bonne ne représentaient que 52 % et pour les plages dont la qualité des eaux étaient momentanément polluées, la proportion était de 12 %.

Micropolluants

Dans les eaux

Pour le mercure, le plomb, le cadmium, le chrome, le cuivre, le manganèse et le fer, déterminés dans les eaux du Léman à différentes profondeurs, les teneurs demeurent faibles et satisfont pleinement aux exigences requises pour l'eau potable et la vie piscicole.

Des recherches et dosages de différentes familles de phytosanitaires, d'acide nitrilo-triacétique (NTA) et d'acide éthylène-diamine-tétracétique (EDTA) ont également été effectués. Des traces d'herbicides, atrazine, simazine et terbutylazine sont observées. Les concentrations mesurées sont inférieures aux exigences requises pour l'eau potable. Les concentrations en NTA et EDTA des eaux du lac demeurent faibles, sans évolution significative depuis 1988.

Dans les poissons

L'amélioration observée ces dernières années pour la contamination par le mercure se confirme et les teneurs sont faibles. L'omble chevalier présente une contamination plus élevée en PCB et DDE que les lottes.

Toutefois, les concentrations en mercure et PCB dans la chair de poisson sont parfaitement acceptables en regard des textes en vigueur sur les denrées alimentaires.

Dans les moules

Sur la base d'une grille de qualité (MERSCH) pour l'appréciation des concentrations métalliques observées dans les moules (Dreissènes), les points suivants peuvent être relevés :

- cadmium : pollution pour les zones côtières proches du Bouveret, de la Dranse, de Thonon, de Meillerie et de l'Hermance, et situation intermédiaire pour les autres sites,
- chrome, cuivre, zinc et nickel : situation intermédiaire sur l'ensemble des sites avec quelques points proches du seuil de pollution, méritant une surveillance accrue (Meillerie et Thonon pour le cuivre et la Promenthouse pour le nickel),
- plomb : situation intermédiaire pour la Versoix, la Promenthouse, la Venoge, Vidy, Lutry et Thonon et absence de pollution pour les autres sites.

BASSIN VERSANT DU LÉMAN

Le bilan des apports au lac par les rivières

Du fait d'une pluviosité moyenne, les débits moyens annuels sont proches de la moyenne de ces quinze dernières années.

Les apports en phosphore total sont d'environ 1'160 tonnes, pour les quatre rivières principales, ce qui correspond bien à une année de pluviosité moyenne.

Pour ces mêmes affluents, les apports en phosphore dissous sont pour la première fois inférieurs à 50 tonnes (47 t).

Les apports en chlorures par l'ensemble des rivières contrôlées continuent de croître et dépassent pour la première fois le total de 58'000 tonnes.

L'épuration des eaux usées

Les problèmes principaux sont liés à la nature et à l'état des réseaux qui véhiculent trop d'eaux propres qui ne devraient pas s'y trouver. Plus de la moitié des eaux arrivant aux stations d'épuration (STEP) sont des eaux parasites qui perturbent leur bon fonctionnement. De plus, celles-ci provoquent des déversements d'eaux non traitées par l'intermédiaire des déversoirs d'orage.

Sur les 159 STEP du bassin hydrographique du Léman, 136 sont équipées pour la déphosphatation (99.2 % de la capacité nominale des installations; 98.6 % de la population raccordée). La population raccordée à ces 159 STEP est de 821'000 habitants permanents, 502'000 habitants saisonniers et 740'000 équivalents-habitants industriels.

Le nombre de STEP contrôlées au moins quatre fois par année (contrôle sur 24 heures) est de 132 (83 % du nombre de STEP et 97.7 % de la population raccordée).

Pour le bassin versant strict du Léman et pour les STEP contrôlées, les apports en phosphore total sont de 700 tonnes et les charges rejetées après traitement de 94 tonnes. Le rendement moyen d'élimination est de 86.3 % sur les eaux traitées et la concentration moyenne de sortie est de 0.55 mgP/l. Globalement, ces valeurs sont en nette amélioration par rapport à 1996 et proches de celles de 1995.

Pour la matière organique exprimée par la Demande Biochimique en Oxygène (DBO₅), le rendement moyen d'abattement des STEP est de 93.7 % sur les eaux traitées et la concentration moyenne de sortie (pondérée par les débits) est de 11.2 mgO₂/l. Ces valeurs sont similaires à celles de 1995 et 1996.

La qualité biologique des affluents vaudois

Vingt-deux affluents ont été étudiés entre 1995 et 1997 par le Service cantonal vaudois des forêts et de la faune. La caractérisation de la qualité biologique a été effectuée à partir de la composition des communautés d'invertébrés benthiques.

La qualité biologique des affluents se dégrade d'amont en aval. Cette dégradation est due à l'augmentation des impacts d'origine humaine. Ceux-ci deviennent de plus en plus multiples et diffus. Si certaines atteintes, dues aux apports excessifs de matière organique et de nutriments, perdent de l'importance grâce à l'épuration des eaux, d'autres les remplacent : les phytosanitaires, l'alluvionnement, l'altération des débits de crue et d'étiage et la dégradation de la végétation riveraine, par exemple.

Au niveau des embouchures, la qualité n'est convenable que dans le tiers des affluents vaudois étudiés. Cependant, dans les trois quarts des affluents, il existe tout de même un ou plusieurs secteurs où la qualité biologique est satisfaisante. Ceux-ci se situent pour la plupart dans le cours supérieur des affluents. A partir de ces stations, les invertébrés pourraient recoloniser le cours inférieur des affluents si l'état du milieu s'améliorait.

BASSIN VERSANT DU RHÔNE AVAL ***(du lac jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy)***

Le bilan des apports

Pour le bassin versant du Rhône en aval, du lac jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy, les analyses effectuées sur les différentes rivières donnent une indication de la contribution des divers bassins versants à l'enrichissement en éléments fertilisants.

La charge du Rhône en éléments fertilisants à la frontière franco-suisse (Chancy) est doublée pour les nitrates, quadruplée pour le phosphore total et multipliée par 5 pour le phosphore dissous par rapport à celle mesurée à la sortie du lac. La totalité du bassin versant en aval du lac apporte au Rhône environ 255 tonnes de phosphore dissous. Cela représente plus de 5 fois les apports au Léman des treize rivières étudiées de son bassin versant.

Par rapport aux charges à Chancy, l'Arve représentent 18 % pour les nitrates et 36 % pour le phosphore dissous. Pour le bassin dit "genevois", les charges obtenues par soustraction des charges entrantes mesurées (sortie du lac, Arve et Allondon) de la charge à Chancy représentent 33 % pour les nitrates et 42 % pour le phosphore dissous. Il faut cependant signaler que ces évaluations obtenues par calcul représentent la charge résiduelle à l'aval de la retenue de Verbois et non la charge réelle.

L'épuration des eaux usées

Sur les 60 STEP du bassin versant du Rhône aval, seules 17 ont fait l'objet d'un minimum de 4 contrôles sur 24 heures par année (14 genevoises et 3 françaises). Ces 17 stations correspondent à 67 % de la population raccordée.

Il convient d'augmenter la couverture de ces contrôles, en particulier sur la partie française de ce bassin versant.

Pour les stations contrôlées, le rendement pour l'élimination de la matière organique (exprimée par la DBO₅) atteint 91.7 % pour les eaux traitées et la concentration moyenne de sortie (pondérée par les débits) est de 17.1 mgO₂/l.

MÉTÉOROLOGIE

Campagne 1997

PAR

Alain ORAND et Jean GAGNAIRE

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

RÉSUMÉ

Genève-Cointrin, Changins, Pully, Montreux-Clarens et Thonon-INRA sont les cinq stations météorologiques dont les résultats sont pris en compte dans ce rapport. Les paramètres climatiques examinés sont la température de l'air, la pluviométrie, l'insolation, le rayonnement global et le vent.

La température moyenne annuelle de l'air en 1997 est de 11.1 °C. A la station de Thonon-INRA elle s'élève à 11.3 °C. Sur la période 1951-1997, la température moyenne annuelle de l'air a dépassé les 11 °C à 10 reprises dont 7 fois depuis 1988. Au plan mensuel, après un hiver assez clément, les températures des mois de juin et juillet ont été assez nettement inférieures aux moyennes de la période 1951-1997.

La moyenne interstations des précipitations est de 1'057.3 mm en 1997. On peut considérer que l'année 1997 est une année de pluviométrie moyenne; d'ailleurs le total des précipitations atteint, à la station de Thonon, 1'012 mm ce qui place l'année 1997 au 19^e rang de la chronique 1951-1997. Le mois le plus pluvieux a été sans conteste celui de juin (record de la pluviométrie de juin depuis 1951) et le mois le plus sec celui de mars (17 mm).

Concernant l'insolation, les résultats 1997 sont moyens. L'année 1997 se place d'ailleurs au 25^e rang de la chronique 1954-1997. Par rapport à la moyenne mensuelle de la période 1954-1997, les mois de janvier, juin et juillet sont déficitaires en particulier le premier cité. Les mois du printemps et le mois de septembre sont, par contre, fortement excédentaires. Les mêmes constatations valent pour le rayonnement global et c'est au 7^e rang des 25 dernières années que se place l'année 1997. Les mois de février à mai ainsi que le mois de septembre sont excédentaires.

En ce qui concerne le vent dont l'activité a été, en 1997, plutôt faible, les mois les plus actifs sont ceux d'avril et mai (moyenne mensuelle supérieure à 3 m/s).

1. INTRODUCTION

Pas de modifications du réseau de mesures toujours constitué des stations climatologiques de l'Institut Suisse de météorologie de Genève-Cointrin, Changins, Pully, Montreux-Clarens et du laboratoire de l'INRA à Thonon-les-Bains. Les paramètres pris en compte dans ce rapport sont la température de l'air, la pluviométrie, l'insolation, le rayonnement global et le vent.

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

La température moyenne annuelle interstations est, en 1997, de 11.1 °C. Pully est la station la plus chaude et Changins la station la plus froide. L'écart entre les deux stations est de 0.8 °C.

A la station de Thonon, la moyenne annuelle de l'année 1997 est de 11.3°C. Elle se situe au 4^e rang de la période 1951-1997.

Les températures moyennes mensuelles des mois de février, mars, août, septembre, novembre et décembre sont supérieures aux moyennes mensuelles de la période 1951-1997. Les mois de janvier, juin, juillet ont des températures inférieures aux moyennes mensuelles de la période de référence. Par ailleurs, il faut remonter à janvier 1987 pour trouver une moyenne mensuelle inférieure à 0°C.

TABLEAU 1 - Température de l'air (°C) - 1997

	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon	Thonon 1951-1997
Janvier	0.7	0.1	1.8	1.8	1.5	1.9
Février	5.2	4.9	5.8	5.6	5.9	3.0
Mars	7.9	8.0	8.8	8.3	8.1	6.1
Avril	9.7	9.6	9.7	9.5	9.4	9.3
Mai	14.5	14.0	14.6	14.2	14.3	13.7
Juin	16.9	16.2	17.0	16.6	16.6	17.1
Juillet	18.3	17.7	18.4	17.8	18.3	19.8
Août	20.9	20.3	21.1	20.9	21.3	19.3
Septembre	16.7	16.2	17.4	17.1	17.3	16.2
Octobre	10.8	10.3	11.2	11.1	11.5	11.3
Novembre	6.1	5.7	7.2	6.7	6.9	6.2
Décembre	3.6	3.3	4.5	4.4	4.4	3.2
MOYENNE	10.9	10.5	11.5	11.2	11.3	10.6

3. PLUVIOMÉTRIE (figures 2.1 et 2.2)

La station dont les résultats annuels se rapprochent le plus de la moyenne interstations (1'057.3 mm) est celle de Thonon.

Avec un total annuel de 932.1 mm de pluie, Genève est la station la moins arrosée et Montreux (1'194.9 mm) celle où les précipitations sont les plus importantes.

La station de Thonon a reçu 1'012 mm d'eau, total qui permet de qualifier l'année 1997 comme une année moyenne. Par ailleurs elle se caractérise par un mois de mars particulièrement sec et un mois de juin très pluvieux dont le total représente le record pour un mois de juin depuis 1951.

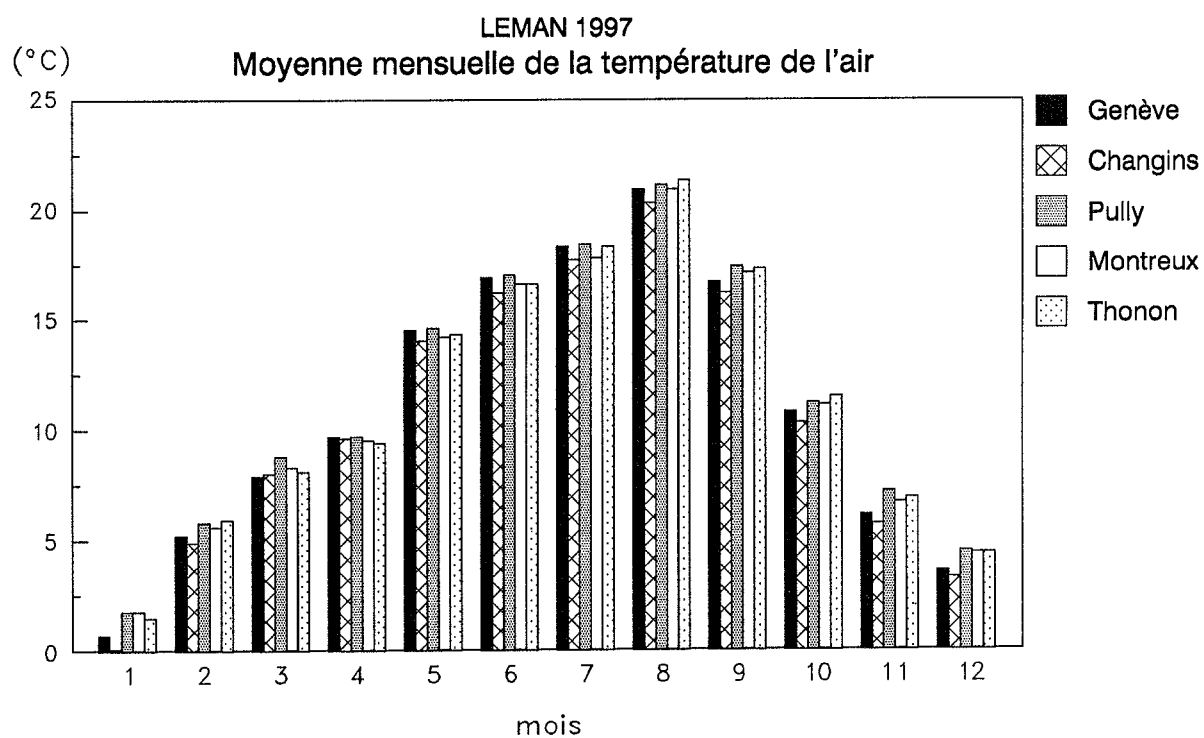


Figure 1.1

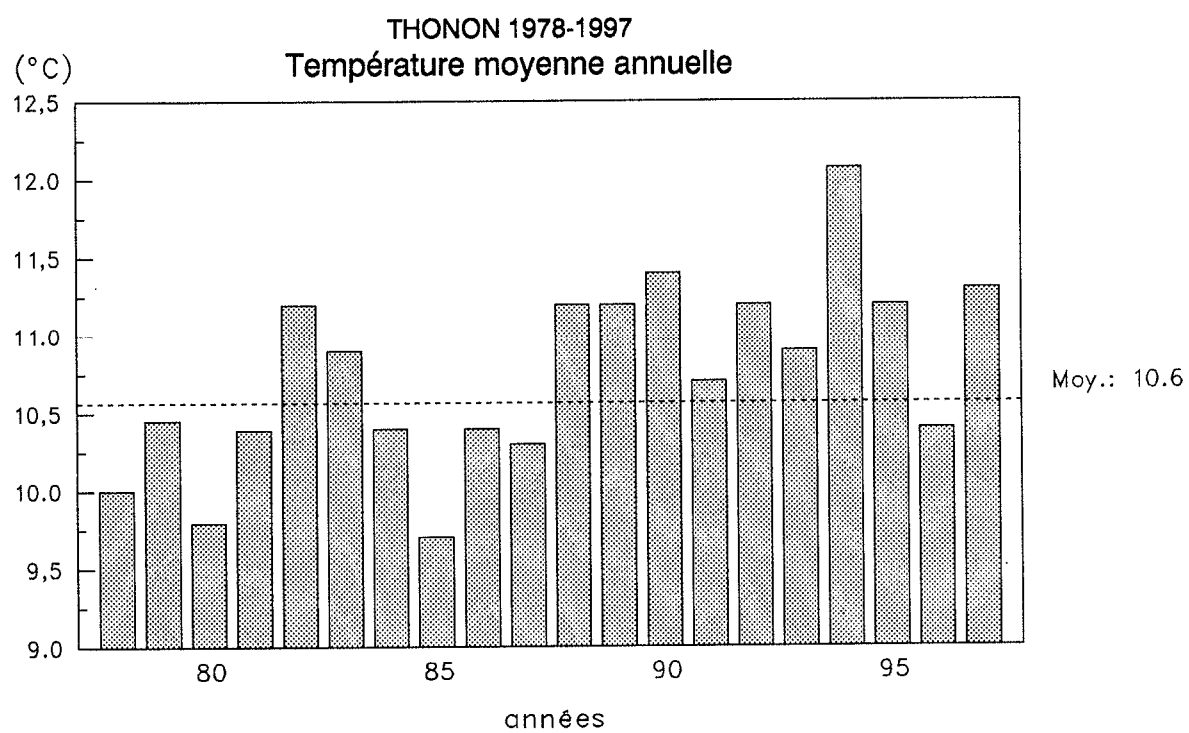


Figure 1.2

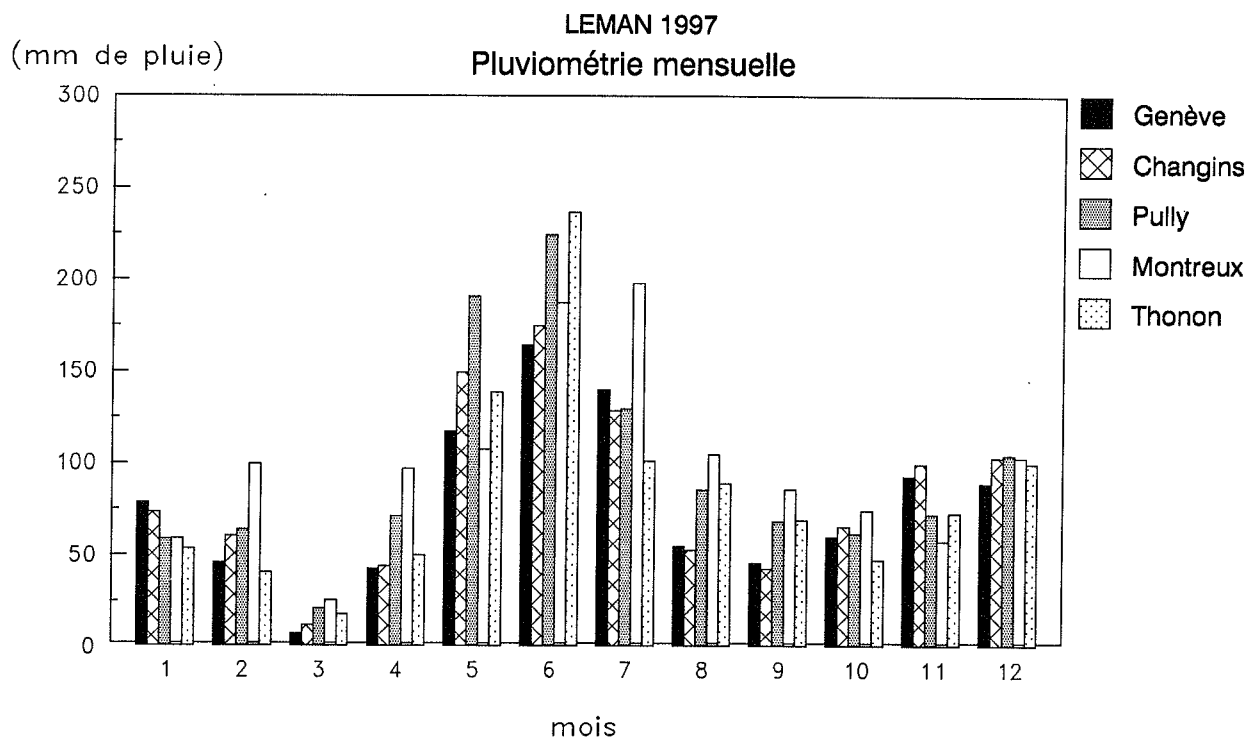


Figure 2.1

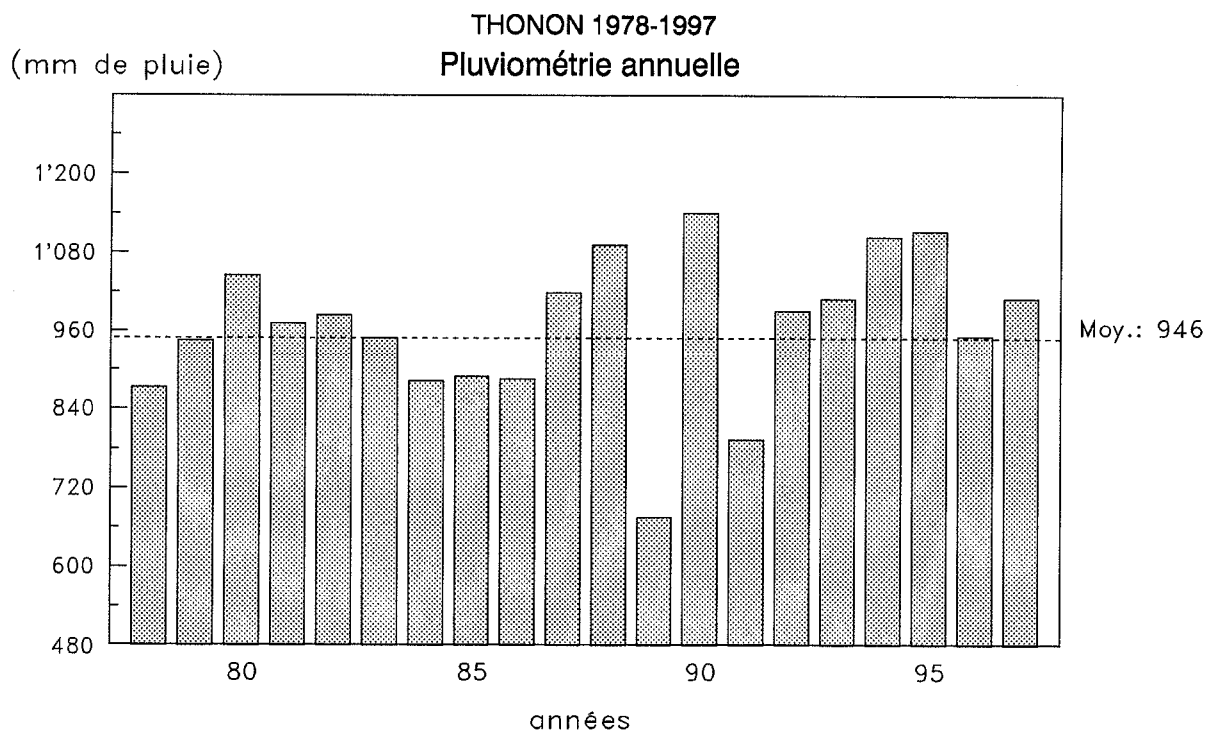


Figure 2.2

TABLEAU 2 - Pluviométrie (mm) -1997

	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon	Thonon 1951-1997
Janvier	78.2	72.8	58.1	58.4	53.0	63.1
Février	45.0	59.7	63.4	99.1	40.0	57.8
Mars	6.4	11.2	20.3	24.9	17.0	63.1
Avril	42.1	43.4	70.7	96.6	49.5	66.1
Mai	116.9	149.5	190.7	107.1	138.5	91.0
Juin	164.0	174.5	224.6	187.3	237.0	104.0
Juillet	139.7	128.4	129.5	98.0	101.0	73.3
Août	54.2	52.2	85.0	104.4	88.5	98.8
Septembre	45.3	41.9	68.0	85.5	68.5	93.3
Octobre	59.4	65.0	61.3	73.8	47.0	81.9
Novembre	92.4	99.1	71.7	57.0	72.5	82.5
Décembre	88.5	102.5	104.1	102.8	99.5	71.0
TOTAL	932.1	1'000.2	1'147.4	1'194.9	1'012.0	946.4

4. INSOLATION (figures 3.1 et 3.2)

L'insolation n'a été mesurée qu'aux stations de Genève, Changins, Pully et Thonon. La moyenne interstations est de 1'948.4 h en 1997. Le total annuel enregistré à Thonon est égal à la moyenne établie à cette station sur 43 ans. C'est une année moyenne sur le plan de l'insolation, dont le total annuel est assez comparable aux totaux des années 1990 et 1991. Depuis le début des mesures en 1954 à la station de Thonon, l'année 1997 se place au 25e rang.

Thonon est la station la moins ensoleillée du bassin lémanique et Genève celle qui est la plus ensoleillée. A Thonon, janvier est le mois dont le total d'insolation est le plus faible depuis 1954, par ailleurs sont aussi déficitaires les mois de juin et juillet; par contre les mois de février, mars, avril et septembre ont des totaux sensiblement plus élevés que la moyenne établie sur 43 ans.

TABLEAU 3 - Insolation (heures) - 1997

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Thonon 1954-1997
Janvier	2.4	7.5	20.5	2.4	42.6
Février	119.0	118.9	115.5	91.2	81.0
Mars	215.5	208.0	203.5	189.9	151.1
Avril	290.6	280.2	270.3	258.0	192.6
Mai	241.3	245.5	245.5	239.2	222.5
Juin	158.2	163.0	158.5	184.9	237.7
Juillet	239.5	219.0	225.0	217.9	269.0
Août	253.6	244.0	253.5	234.3	235.3
Septembre	235.2	239.2	237.8	195.1	178.0
Octobre	141.3	149.5	130.1	101.0	111.0
Novembre	56.7	62.0	77.3	57.9	54.4
Décembre	46.4	51.9	56.0	39.7	37.9
TOTAL	1'999.7	1'988.7	1'993.5	1'811.5	1'813.1

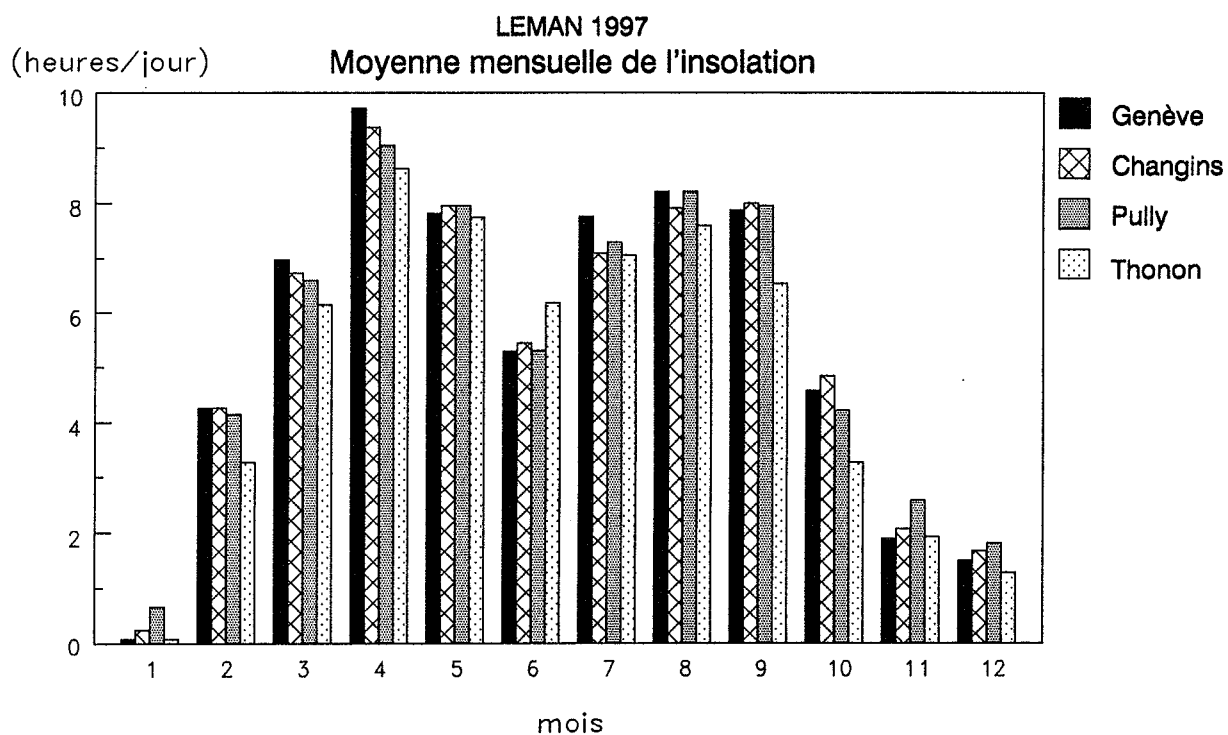


Figure 3.1

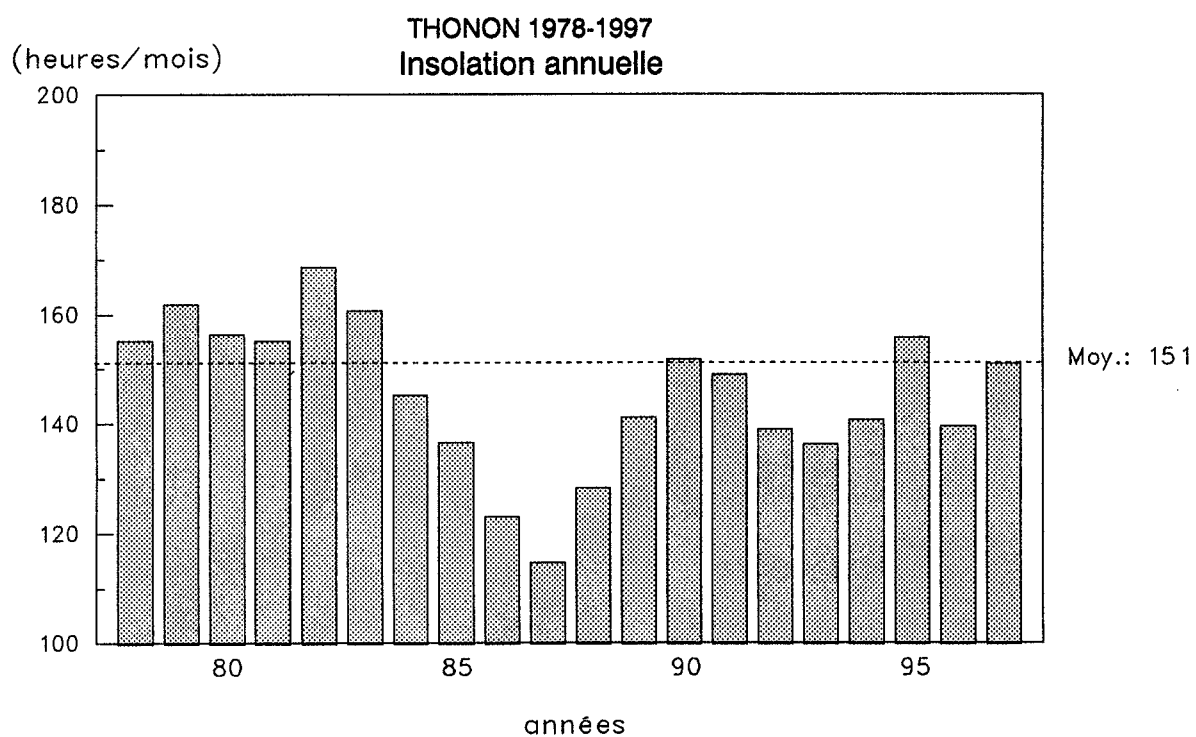


Figure 3.2

5. RAYONNEMENT (figures 4.1 et 4.2)

La station de Montreux-Clarens n'est pas équipée pour la mesure du rayonnement global. Les commentaires sont donc basés sur les résultats de 4 stations : Genève-Cointrin, Changins, Pully et Thonon.

L'évolution des résultats du rayonnement global mensuels et annuels sont similaires à ceux de l'insolation. Les moyennes annuelles enregistrées à Genève, Changins et Pully sont très voisines voire légèrement supérieures à celle de Thonon.

Par rapport à l'année moyenne établie sur la période 1971-1997, les mois de février à mai sont excédentaires ainsi que septembre et novembre. Les mois de janvier, juin et juillet sont les plus déficitaires. En particulier, le total atteint au cours du mois de janvier est, comme en 1996, le plus faible observé depuis 1971.

TABLEAU 4 - Rayonnement global ($\text{MJ.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$) - 1997

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Thonon 1971-1997
Janvier	2.05	2.66	2.68	1.50	3.00
Février	6.96	6.82	6.84	6.40	5.50
Mars	13.19	12.75	12.62	12.60	10.30
Avril	19.63	19.22	18.68	19.10	15.30
Mai	19.63	19.82	19.87	19.50	18.10
Juin	16.91	17.10	17.73	17.60	20.20
Juillet	18.84	18.84	19.07	18.80	21.10
Août	17.99	18.32	18.31	18.20	18.10
Septembre	14.92	15.51	15.08	14.00	12.90
Octobre	8.05	8.55	7.78	7.10	7.00
Novembre	3.98	4.20	4.53	3.90	3.60
Décembre	2.70	2.94	3.01	2.50	2.40
TOTAL	12.00	12.20	12.20	11.80	11.50

6. VENT (figures 5.1, 5.2 et 5.3)

La station de Thonon dispose d'un enregistrement continu de la direction et de la vitesse du vent. Dans les autres stations, la vitesse instantanée du vent est mesurée à heures fixes à 1 h, 7 h, 13 h et 19 h (G.M.T).

Au plan mensuel, les mesures à 13 h de la vitesse du vent sont les plus fortes des quatre mesures journalières (tableau 6). Par ailleurs, les stations de Changins et de Genève présentent des résultats toujours plus élevés que ceux de Pully, Montreux et Thonon (tableau 5). Basée donc sur l'examen des résultats mensuels de Changins à 13 h, l'activité du vent a été plutôt faible en 1997. Les mois les plus actifs dont la moyenne mensuelle dépasse 3 m/s sont ceux d'avril et mai. Les mois de janvier et de novembre sont les mois de plus faible activité (resp. 1.2 et 2.0 m/s).

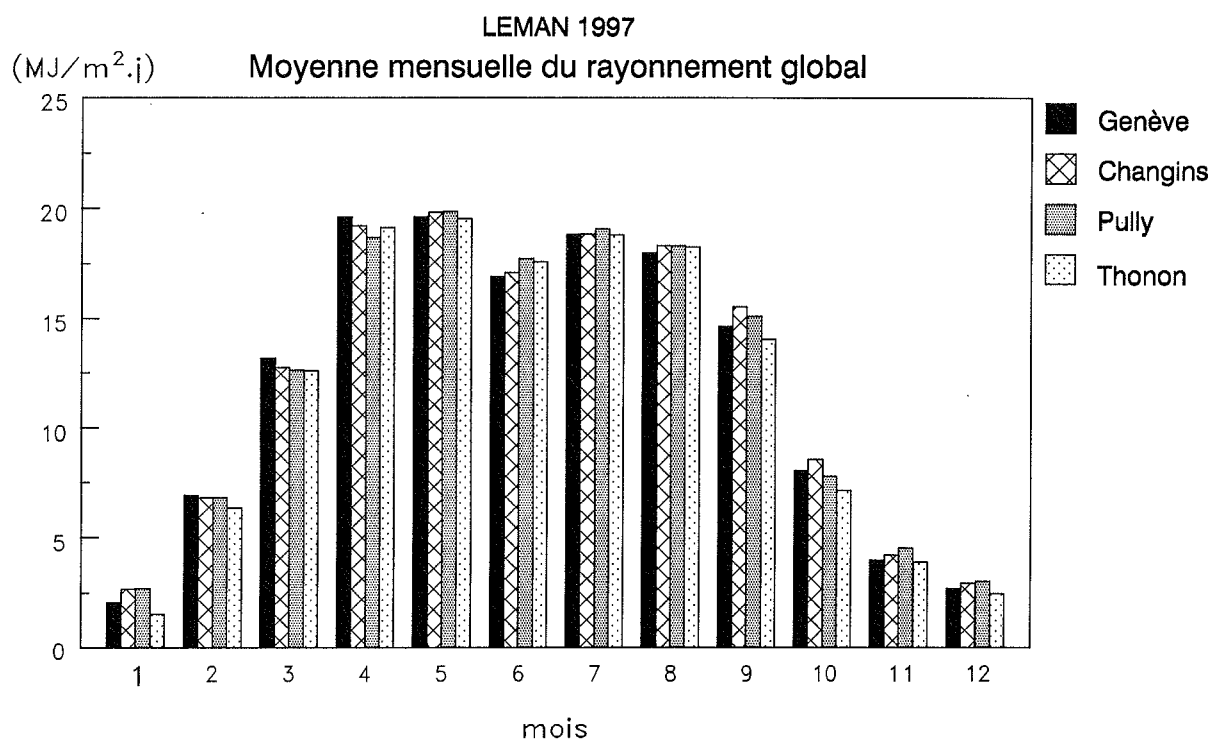


Figure 4.1

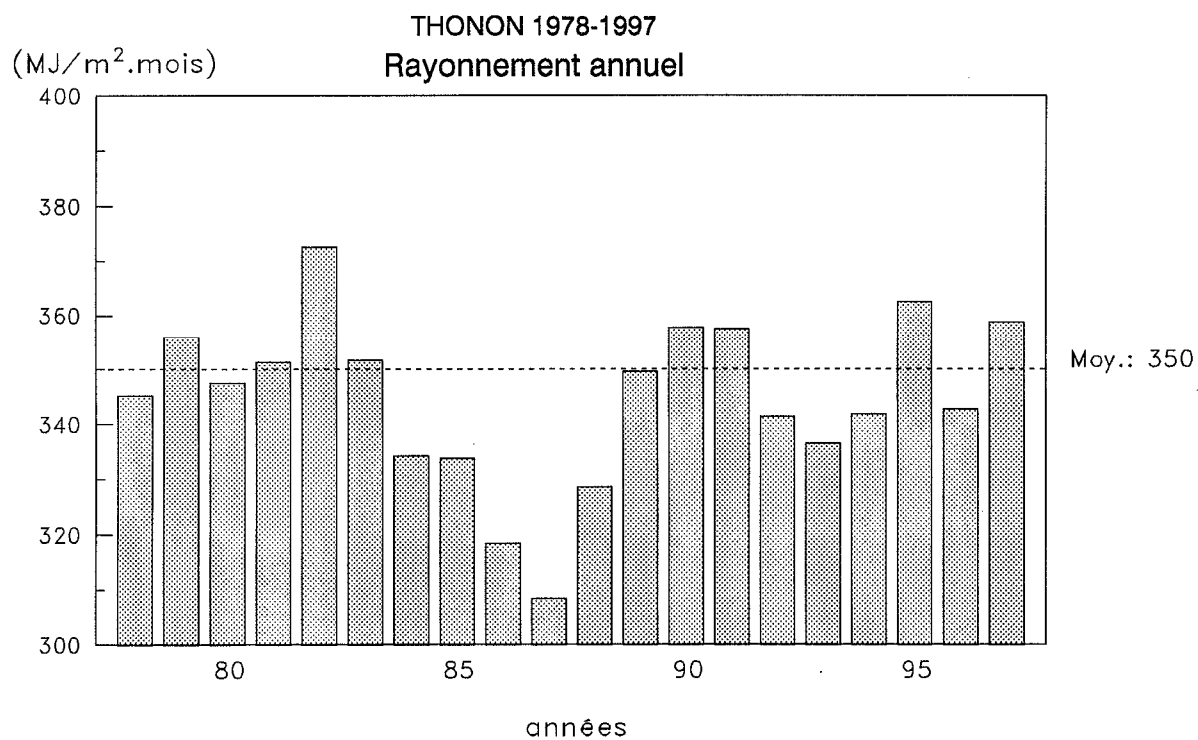


Figure 4.2

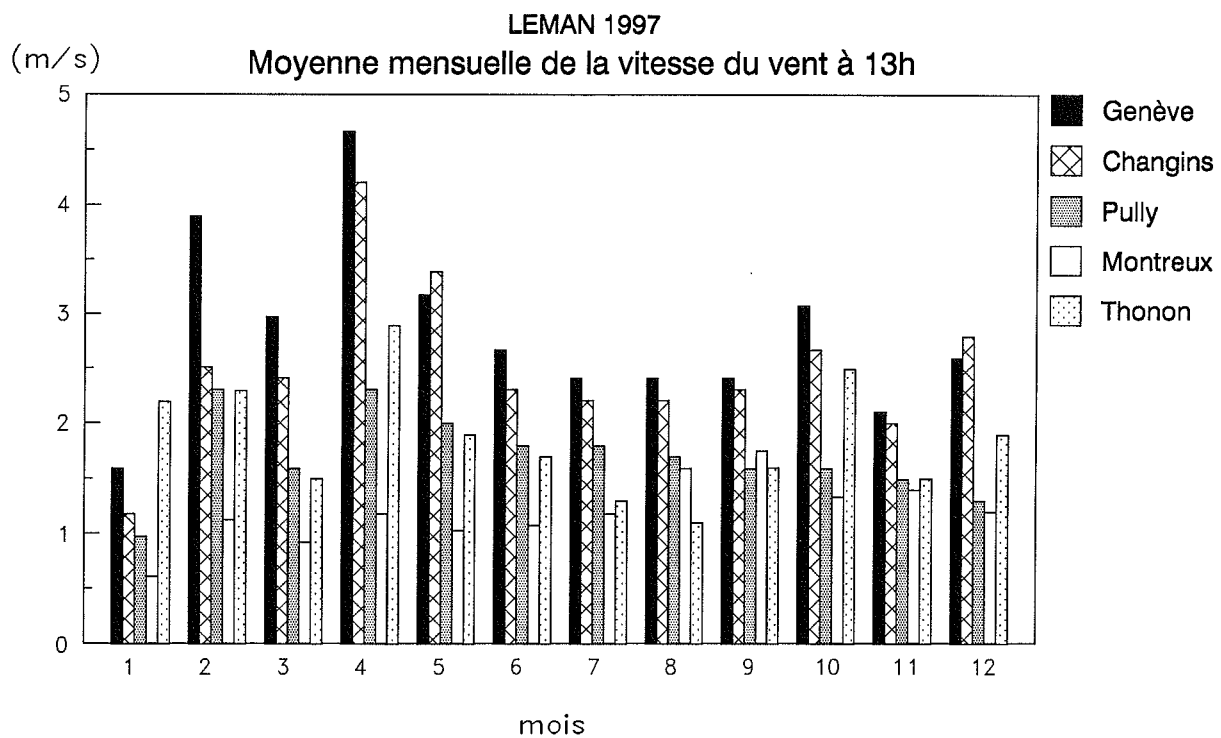


Figure 5.1

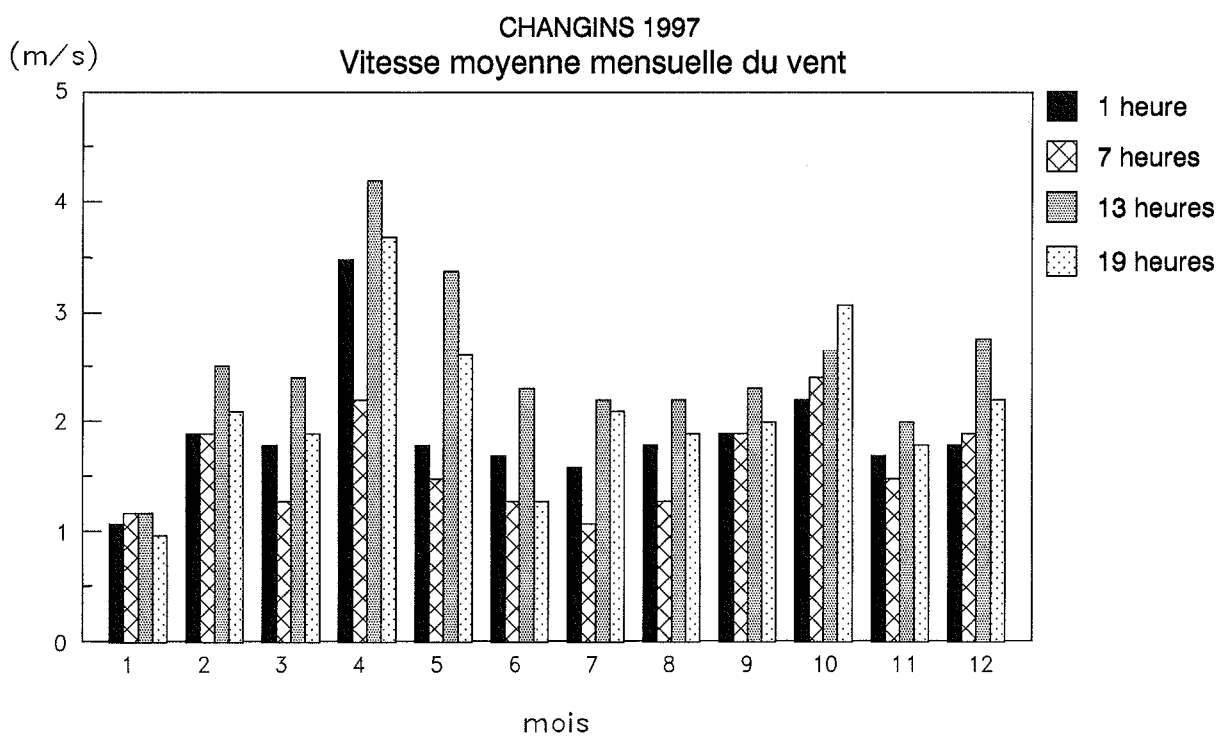


Figure 5.2

TABLEAU 5 - Moyenne mensuelle de la vitesse du vent à 13h (m/s) - 1997

	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon
Janvier	1.6	1.2	1.0	0.6	2.2
Février	3.9	2.5	2.3	1.1	2.3
Mars	3	2.4	1.6	0.9	1.5
Avril	4.7	4.2	2.3	1.2	2.9
Mai	3.2	3.4	2.0	1.0	1.9
Juin	2.7	2.3	1.8	1.1	1.7
Juillet	2.4	2.2	1.8	1.2	1.3
Août	2.4	2.2	1.7	1.6	1.1
Septembre	2.4	2.3	1.6	1.7	1.6
Octobre	3.1	2.7	1.6	1.3	2.5
Novembre	2.1	2	1.5	1.4	1.5
Décembre	2.6	2.8	1.3	1.2	1.9
MOYENNE	2.8	2.5	1.7	1.2	1.9

TABLEAU 6 - Vitesse moyenne du vent à Changins (m/s) -1997 (G.M.T.)

Mois	1 heure	7 heures	13 heures	19 heures
Janvier	1.1	1.2	1.2	1.0
Février	1.9	1.9	2.5	2.1
Mars	1.8	1.3	2.4	1.9
Avril	3.5	2.2	4.2	3.7
Mai	1.8	1.5	3.4	2.6
Juin	1.7	1.3	2.3	1.3
Juillet	1.6	1.1	2.2	2.1
Août	1.8	1.3	2.2	1.9
Septembre	1.9	1.9	2.3	2.0
Octobre	2.2	2.4	2.7	3.1
Novembre	1.7	1.5	2.0	1.8
Décembre	1.8	1.9	2.8	2.2
MOYENNE	1.9	1.6	2.5	2.1

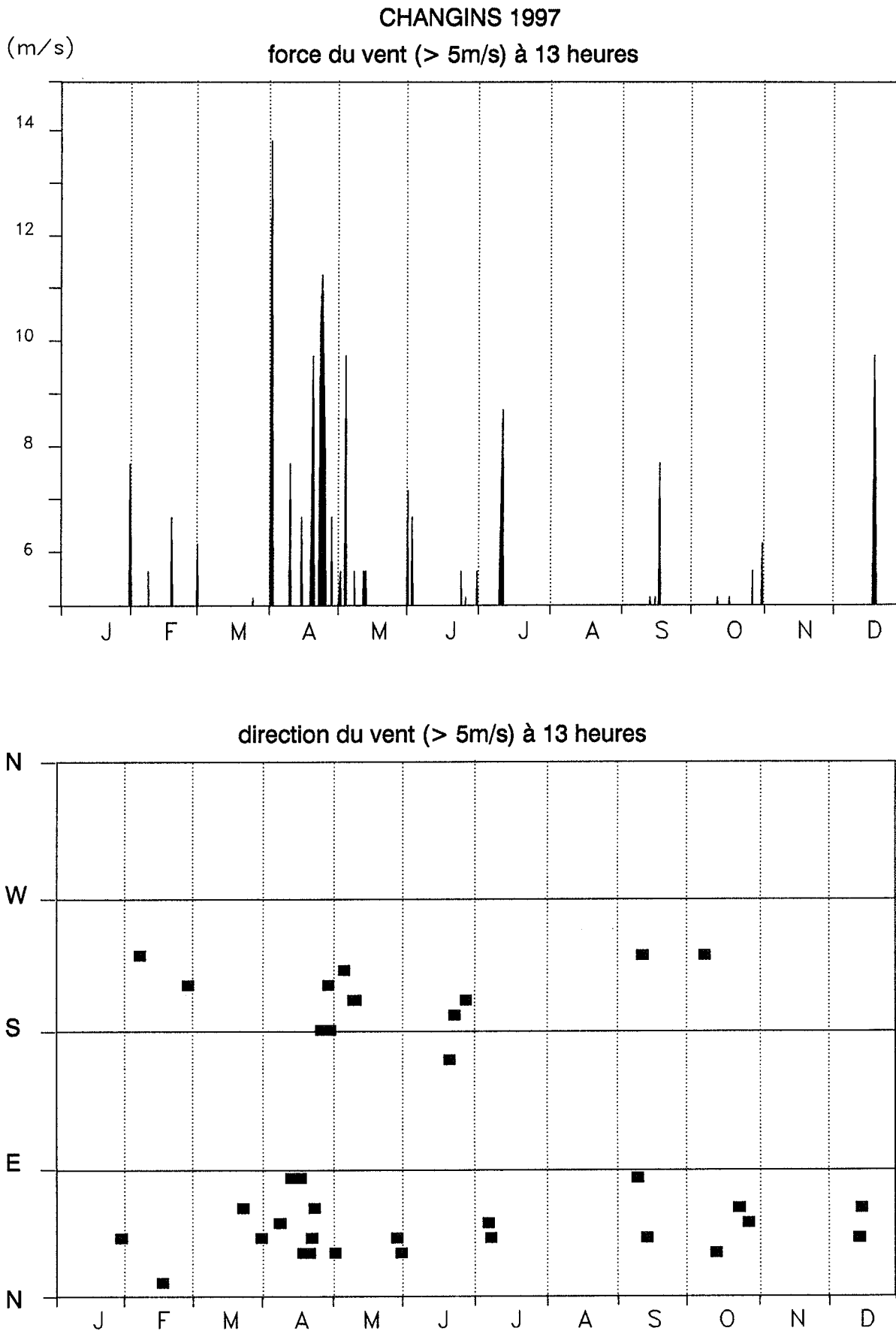


Figure 5.3

7. CONCLUSIONS

L'année 1997 a été une année dont la température de l'air a dépassé une nouvelle fois le seuil des 11°C, par ailleurs, elle a été une année de pluviométrie moyenne. Les résultats annuels de l'insolation et du rayonnement global sont moyens.

La température moyenne annuelle de l'air est, à la station de Thonon, supérieure à la moyenne interannuelle de la période 1951-1997. Les températures des mois de juin et juillet sont inférieures aux normales saisonnières. L'année 1997 a été aussi une année de pluviométrie moyenne avec un mois de mars particulièrement sec et un mois de juin exceptionnellement pluvieux. Les résultats de l'insolation et du rayonnement global sont moyens et voisins des moyennes de la période 1992-1997. L'activité du vent est plutôt faible si l'on excepte les mois d'avril et mai.

ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN

Campagne 1997

PAR

Paul BLANC

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

Claude CORVI et Sophal KHIM-HEANG

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

François RAPIN

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

RÉSUMÉ

Pour la onzième année consécutive, un hiver relativement doux n'a pas permis une homogénéisation thermique de l'ensemble des eaux du Grand Lac. On peut estimer que la circulation hivernale des eaux n'a atteint que 100 mètres de profondeur et par conséquent la réoxygénation totale des eaux profondes n'a pas été réalisée. Conséquence de cette situation défavorable, la concentration maximale en oxygène des eaux du fond du Grand Lac en février 1997 est d'environ 2.25 mgO₂/l et chute à 0.20 mgO₂/l en fin d'année, mais n'entraîne pas, comme dans les années 70, d'augmentation importante des teneurs en phosphore dans les zones de fond.

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

Une transparence de 17.5 mètres est mesurée en février, cette valeur est la plus élevée observée depuis 1990.

L'activité biologique a débuté fortement dès mi-mars. La consommation importante des orthophosphates (phosphore dissous) a concerné la couche 0-20 m dès début mai. Il faut souligner que le phosphore dissous est à des teneurs presque nulles dans les 30 premiers mètres de juin jusqu'à mi-décembre, ce qui est exceptionnel. Ceci est à mettre en relation avec le développement d'algues filamenteuses dans la 2e partie de l'année.

En 1996, il n'était pas relevé de diminution significative du stock de phosphore dans les eaux du lac. Par contre, en 1997, on retrouve l'évolution nette à la baisse (- 8 % par rapport à 1996). Le stock, dans le Grand Lac, est de 3'230 tonnes de phosphore total contre 3'505 tonnes l'année précédente. Les concentrations moyennes annuelles sont de 38 µgP/l pour le phosphore total et de 34 µgP/l pour les orthophosphates. Ces teneurs restent encore trop élevées pour éviter les proliférations algales.

La stabilité des teneurs en azote nitrique se poursuit depuis quelques années.

Les concentrations de mercure, plomb, cadmium, chrome, cuivre, manganèse et fer ont été déterminées, à différentes profondeurs, dans les eaux du Léman après brassage hivernal et pendant la période de stagnation. Les teneurs demeurent faibles et satisfont pleinement aux exigences requises pour l'eau potable et la vie piscicole.

Des recherches et dosages de différentes familles de phytosanitaires, d'acide nitrilo-triacétique (NTA) et d'acide éthylène-diamine-tétracétique (EDTA) ont également été effectués. Des traces d'herbicides, atrazine, simazine et terbutylazine sont observées. Les concentrations mesurées sont inférieures aux exigences requises pour l'eau potable. Les concentrations en NTA et EDTA des eaux du lac demeurent faibles, sans évolution significative depuis 1988.

1. MÉTHODES

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

- SHL 2 au centre du Grand Lac entre Evian et Lausanne (coord. : 534.70/144.95) et correspond à la partie la plus profonde du lac (- 309.7 m),
- GE 3 au centre du Petit Lac dans la fosse de Chevreus entre Coppet et Chevreus (coord. : 506.10/128.04) (- 71 m).

La station SHL 2 est admise comme représentative du Grand Lac au point de vue physico-chimique quant à l'évolution à long terme (BLANC et al., 1993).

- ***Profondeurs et fréquence d'échantillonnage - station SHL 2 (Grand Lac)***

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

0, 2.5, 5, 7.5, 10, 15, 20, 30, 50, 100, 150, 200, 250, 275, 290, 300, 305 et 309 m.

La fréquence des prélèvements est adaptée au cycle biologique du lac. Elle est prévue : mensuelle de décembre à février, mois pendant lesquels l'activité biologique est réduite; bimensuelle de mars à novembre, lorsque l'activité est intense et subit de fortes et rapides fluctuations. Il y a eu 21 campagnes de prélèvements en 1997.

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

Les échantillons sont prélevés en double et analysés séparément, pour les paramètres les plus importants, dans deux laboratoires : Institut de Limnologie de Thonon-les-Bains (INRA) et Service des Eaux et de la Protection de l'Environnement à Epalinges (SEPE). La validité des résultats est périodiquement testée par des analyses interlaboratoires auxquelles participent environ 20 laboratoires. En 1997, les résultats analytiques sont concordants.

De plus, lors de chaque campagne, des profils verticaux (mesures à chaque mètre) de température, oxygène dissous, conductivité électrique, pH, turbidité et chlorophylle *in vivo* sont réalisés à l'aide d'une sonde multiparamètres immergeable (BLANC et al., 1994).

Les micropolluants sont recherchés, à certaines profondeurs, après circulation des eaux (mars) et en période de stratification (septembre). Les éléments suivants ont été dosés : fer, manganèse, plomb, cadmium, chrome, cuivre et mercure.

La recherche d'herbicides décelés antérieurement dans les eaux du Léman ainsi que quelques dosages d'EDTA et de NTA ont également été effectués. Nous avons également recherché d'autres produits phytosanitaires : des insecticides et fongicides chlorés, des insecticides organophosphorés et d'autres herbicides du type triazine ou des dérivés de l'urée. La liste des produits recherchés est donnée en annexe 1. La méthodologie analytique est décrite dans CORVI et KHIM (1996).

- ***Profondeurs et fréquence d'échantillonnage - station GE 3 (Petit Lac)***

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

0 - 2.5 - 5 - 7.5 - 10 - 15 - 20 - 30 - 50 et 70 m.

La fréquence des prélèvements est mensuelle.

Les prélèvements et les analyses sont effectués, également selon des techniques uniformisées, par le Service cantonal d'écotoxicologie de Genève.

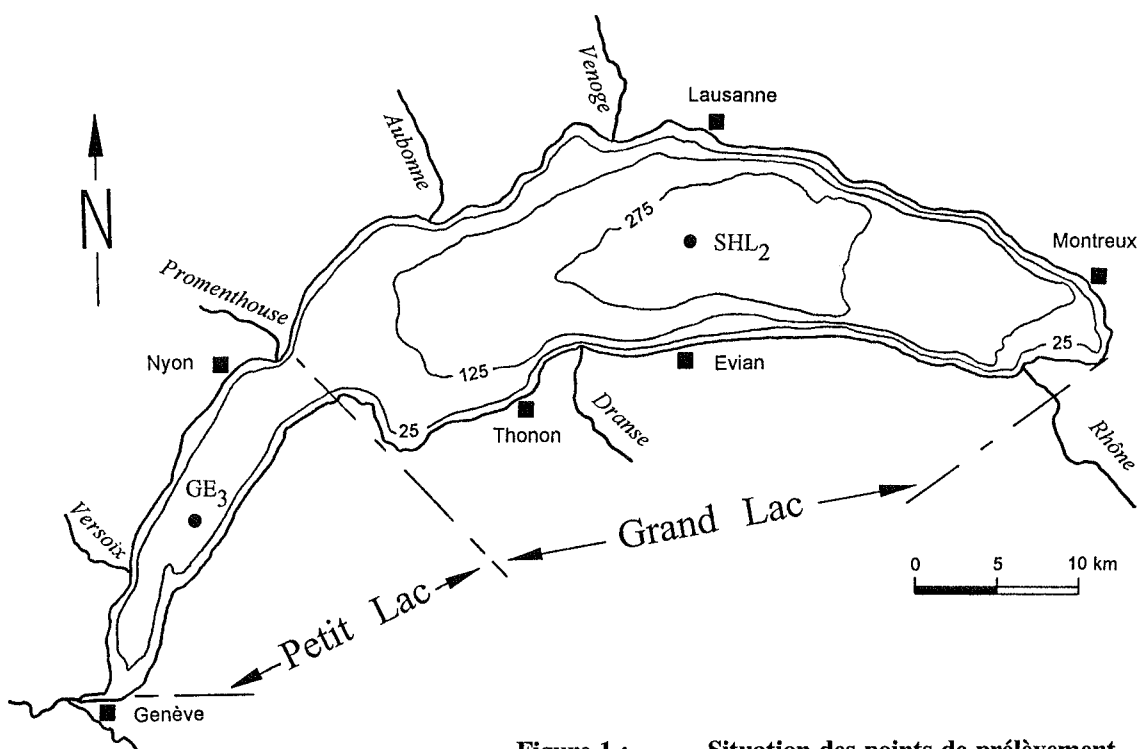


Figure 1 : Situation des points de prélèvement

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

Les températures moyennes de l'air des mois de janvier à mars 1997 (figure 2) (ORAND et GAGNAIRE, 1998) sont particulièrement élevées. Le brassage hivernal du lac n'a concerné que la zone 0 à 100 m de profondeur environ en fin février-début mars 1997. L'oxygène des eaux du fond reste durant cette période à environ 2.25 mgO₂/l.

Dans la couche profonde, le réchauffement amorcé depuis 1987 se poursuit (figure 4).

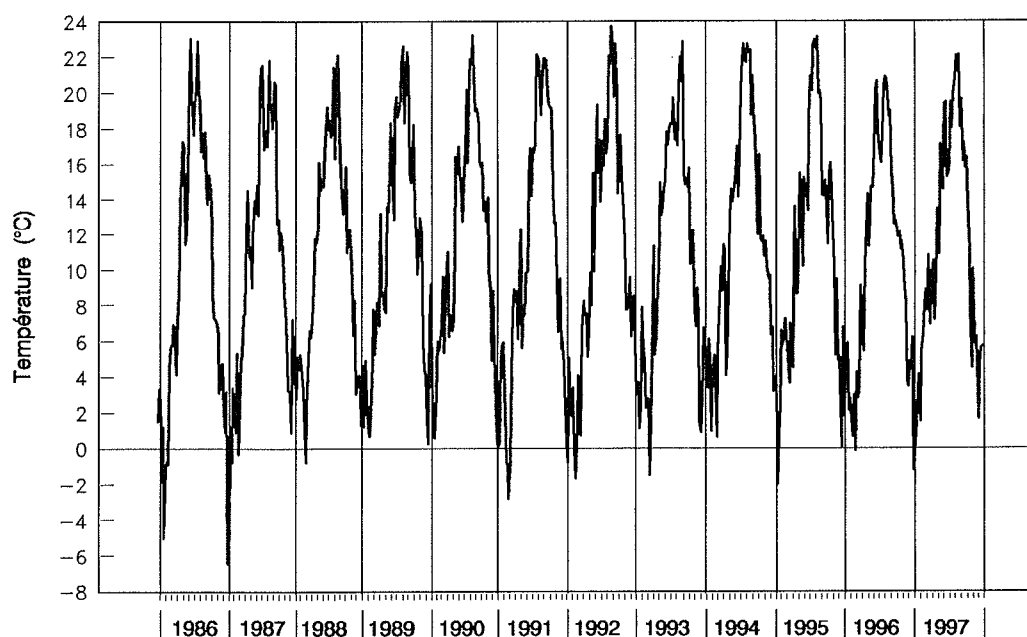


Figure 2 : Température moyenne hebdomadaire de l'air (à la station de Pully)

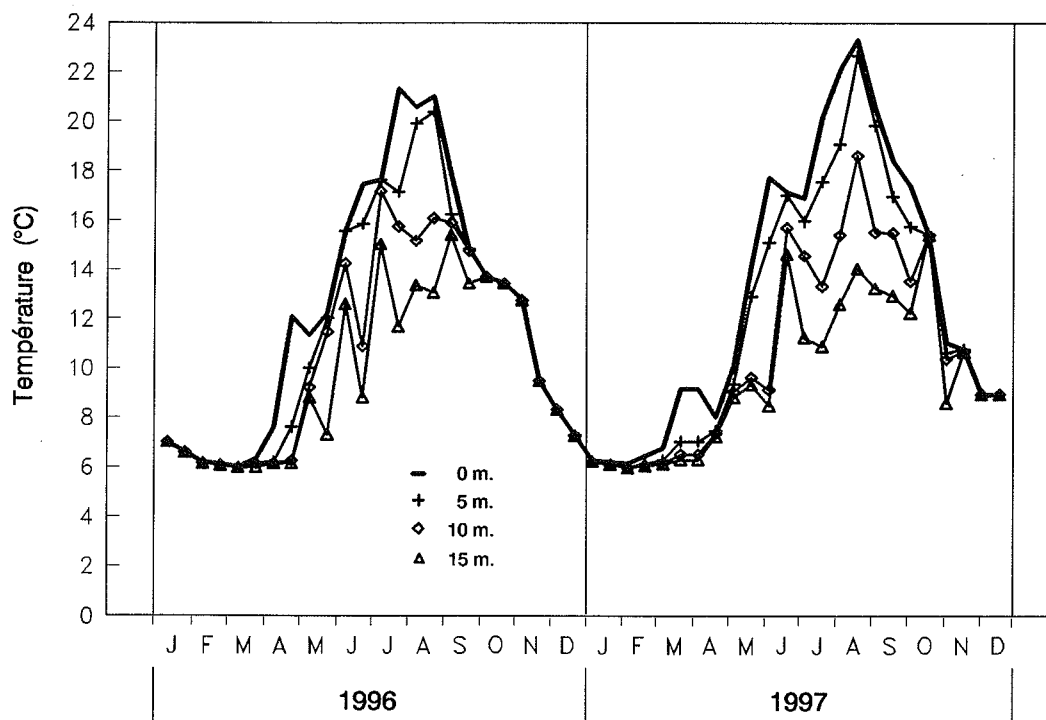


Figure 3 : Température de l'eau des couches superficielles Léman - Grand Lac (SHL 2)

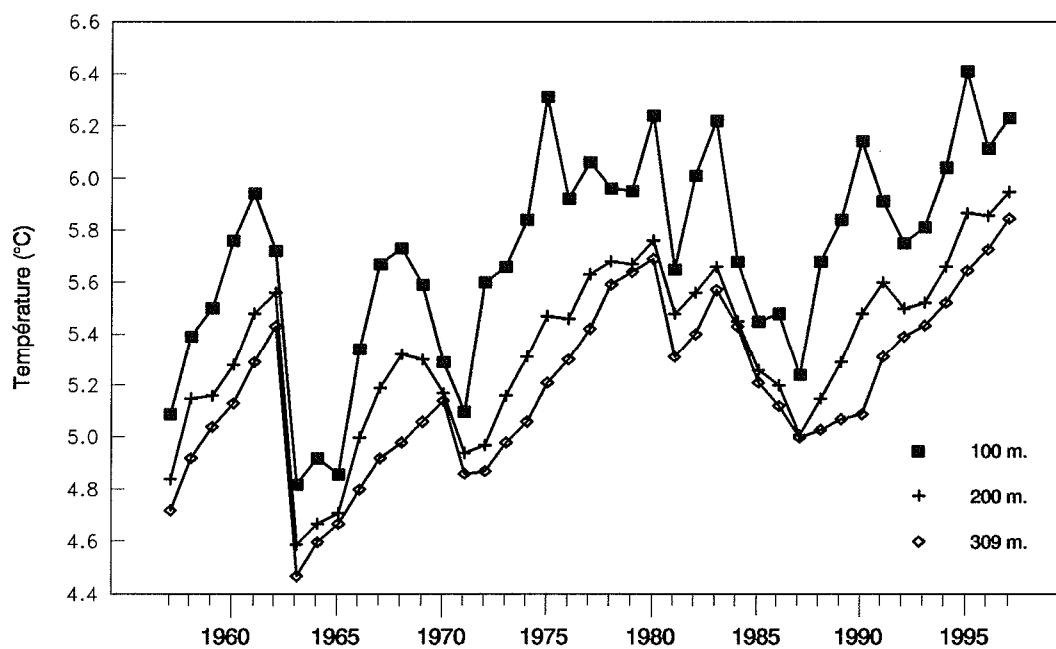


Figure 4 : Evolution de la température moyenne annuelle de l'eau du Léman - Grand Lac à 100, 200 et 309 mètres de profondeur

3. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES

- *Reprise de l'activité photosynthétique au printemps*

La conséquence du brassage hivernal limité cette année est un renouvellement moindre des nutriments, en provenance de la zone profonde.

La transparence maximale de 17.5 m en février 1997 est la plus élevée observée depuis 1990.

La reprise de l'activité photosynthétique a été très précoce (lors de la 2e quinzaine de mars 1997). La transparence a chuté à 2.1 m le 17 mars, s'accompagnant dans la couche 0-5 m de la consommation quasi-totale du phosphore dissous (PO_4^{3-}) et de la silice dissoute, ainsi que d'une baisse notable des nitrates à $300 \mu\text{gN/l}$ (figures 5, 6, 7 et 8).

Un refroidissement avec brassage superficiel lors de la 2e quinzaine d'avril (figure 3) a permis un réapprovisionnement en nutriments des couches superficielles. Il faut attendre le début mai pour observer un réchauffement notable dans ces couches.

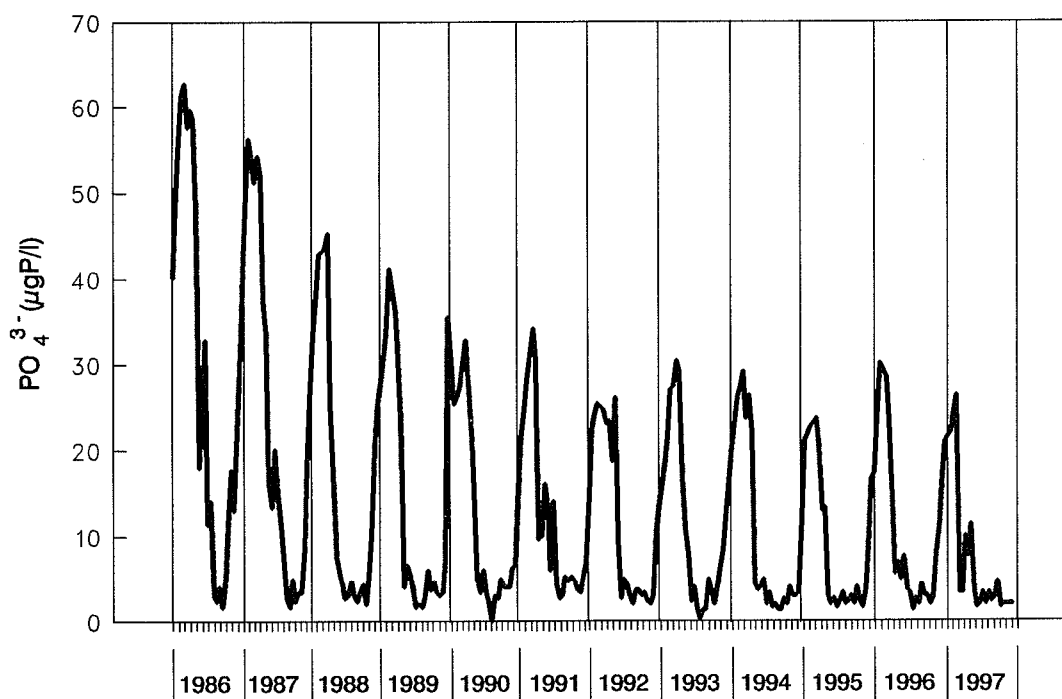


Figure 5 : Concentration en phosphore dissous (PO_4^{3-}) des eaux de la couche superficielle (moyenne 0-10 m), Léman - Grand Lac (SHL 2)

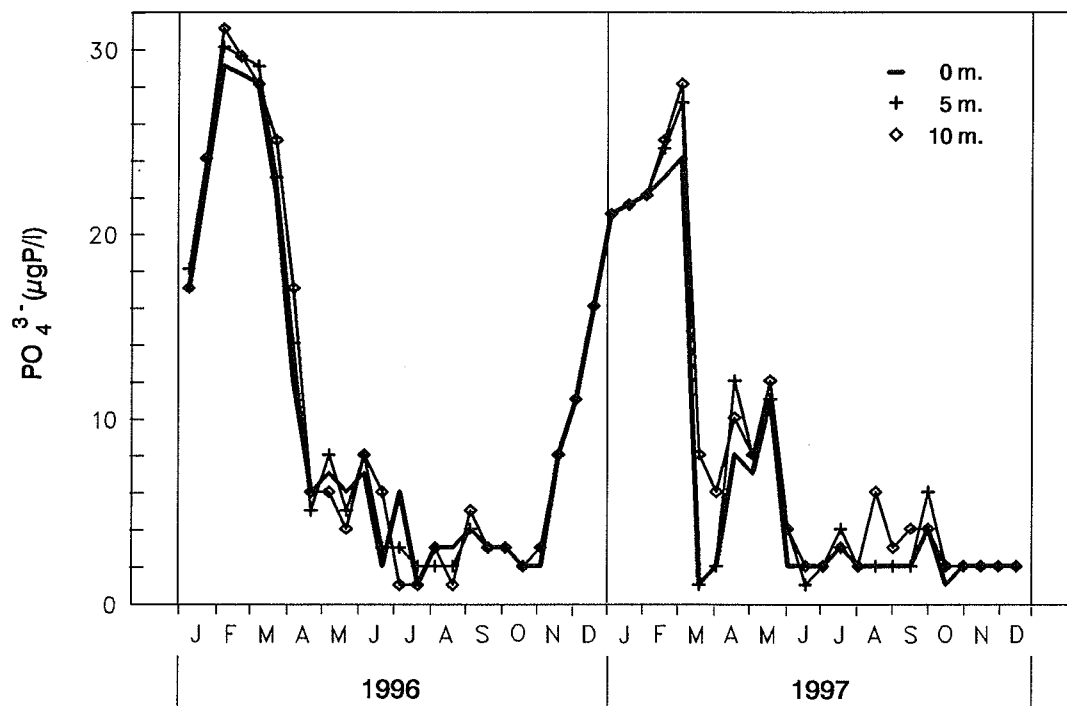


Figure 6 : Concentration en phosphore dissous (PO_4^{3-}) des eaux des couches (0, 5 et 10 m), Léman - Grand Lac (SHL 2)

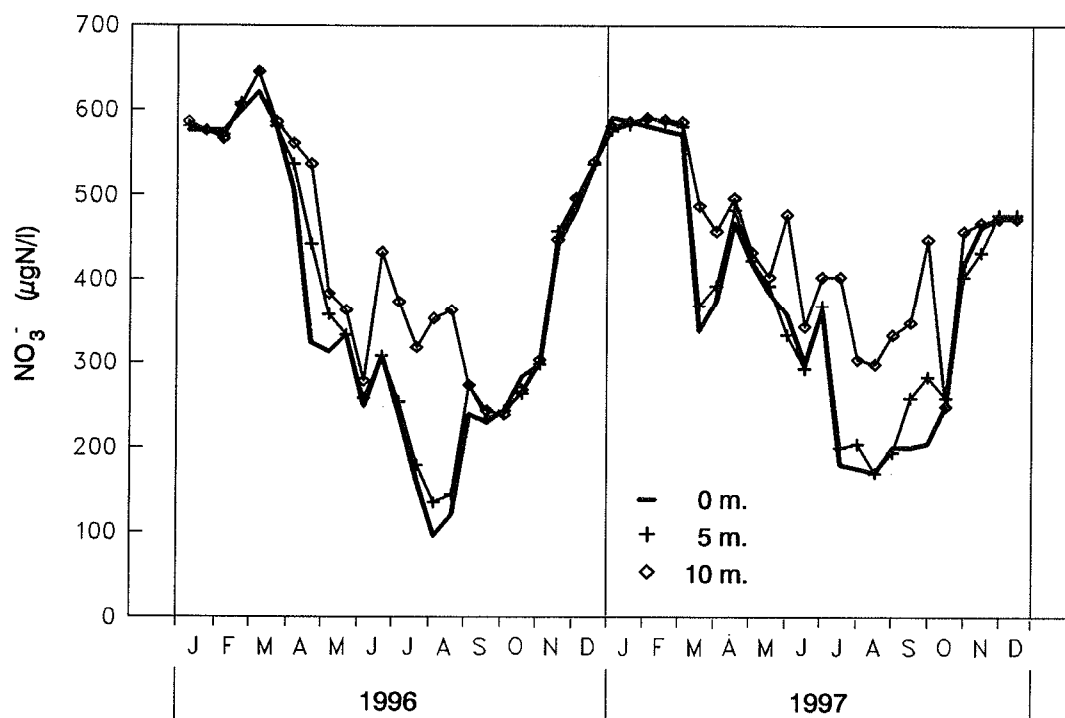


Figure 7 : Concentration en nitrates (NO_3^-) des eaux des couches (0, 5 et 10 m), Léman - Grand Lac (SHL 2)

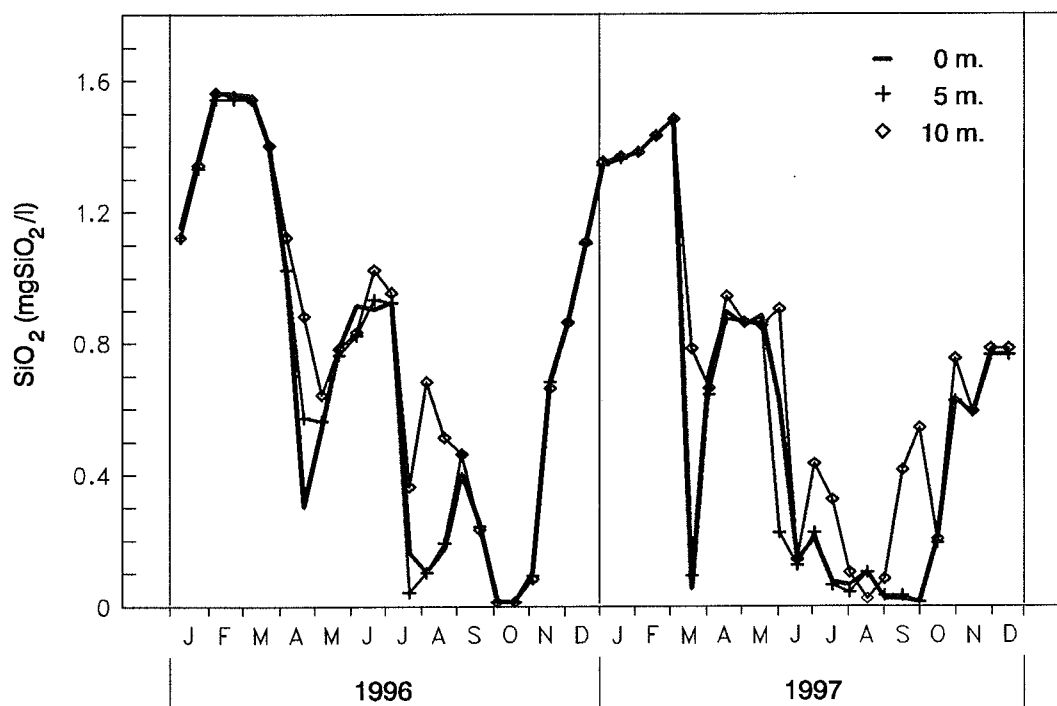


Figure 8 : Concentration en silice dissoute (SiO_2) des eaux des couches superficielles (0, 5 et 10 m), Léman - Grand Lac (SHL 2)

- **Reste de l'année**

Dès le mois de mai 1997 on constate une nette augmentation de la transparence (7.5 m, le 13 mai et 11.7 m, le 21 mai) correspondant à la période des "eaux claires" qui s'est donc maintenue pendant tout le mois de mai (figure 9). On observe, lors de cette période, des concentrations en azote ammoniacal relativement importantes et homogènes dans la couche 0-50 m (figure 10) provenant des excréments du zooplancton.

Début juin 1997, le phosphore dissous (PO_4^{3-}) a à nouveau beaucoup baissé (figure 6), ainsi que la silice dissoute (figure 8). Pour les nitrates par contre, l'appauvrissement est plus limité qu'en 1996 (figure 7). Il faut souligner que le phosphore dissous est à des teneurs presque nulles dans les 30 premiers mètres de juin jusqu'à mi-décembre, ce qui est exceptionnel. Ceci est à mettre en relation avec la présence d'algues filamenteuses pendant la deuxième partie de l'année (cf. REVACLIER et al., 1998).

La consommation des nitrates a, quant à elle, été beaucoup plus modérée dans les mêmes couches.

La figure 11 montre l'évolution des teneurs en carbone organique particulaire (COP) dans les couches superficielles du lac (0-100 m). Il est relevé que les teneurs en COP sont un peu plus élevées en profondeur cette année, ce qui est lié au développement des algues filamenteuses de plus grande taille (*Tribonema*) (cf. REVACLIER et al., 1998).

La figure 12 montre l'évolution du carbone organique, de l'azote et du phosphore particuliers dans la couche 0-10 m. On constate que le rapport N particulaire / P particulaire tend à augmenter ces deux dernières années, ce qui traduit une carence en phosphore plus importante au niveau cellulaire.

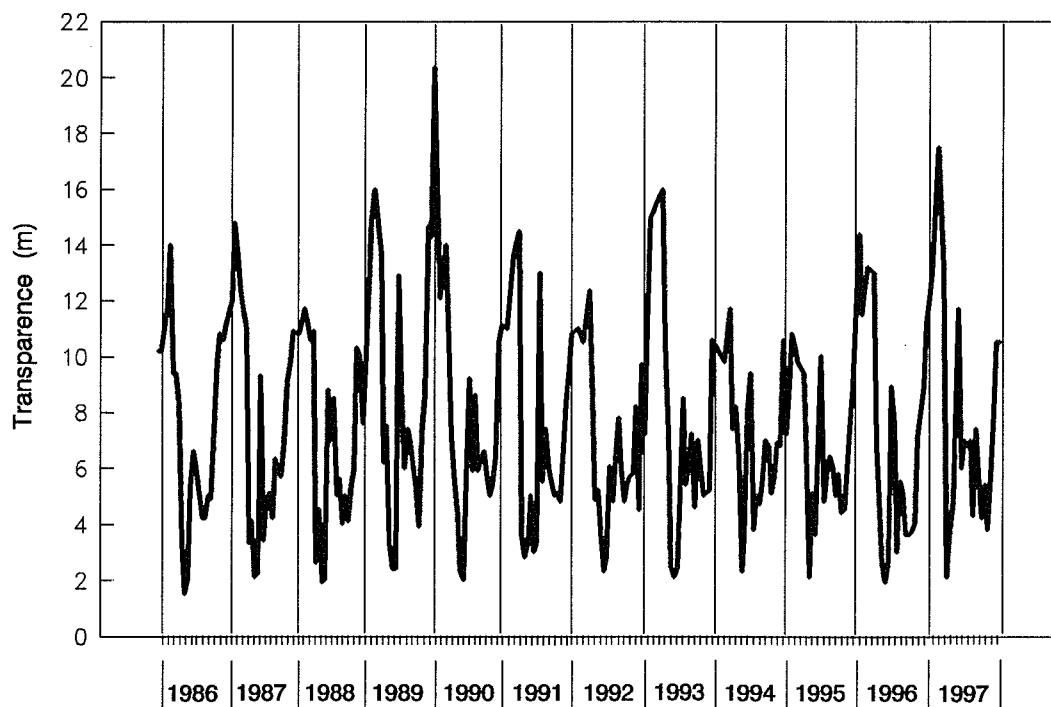


Figure 9 : Transparence mesurée avec le disque de Secchi, Léman - Grand Lac (SHL 2)

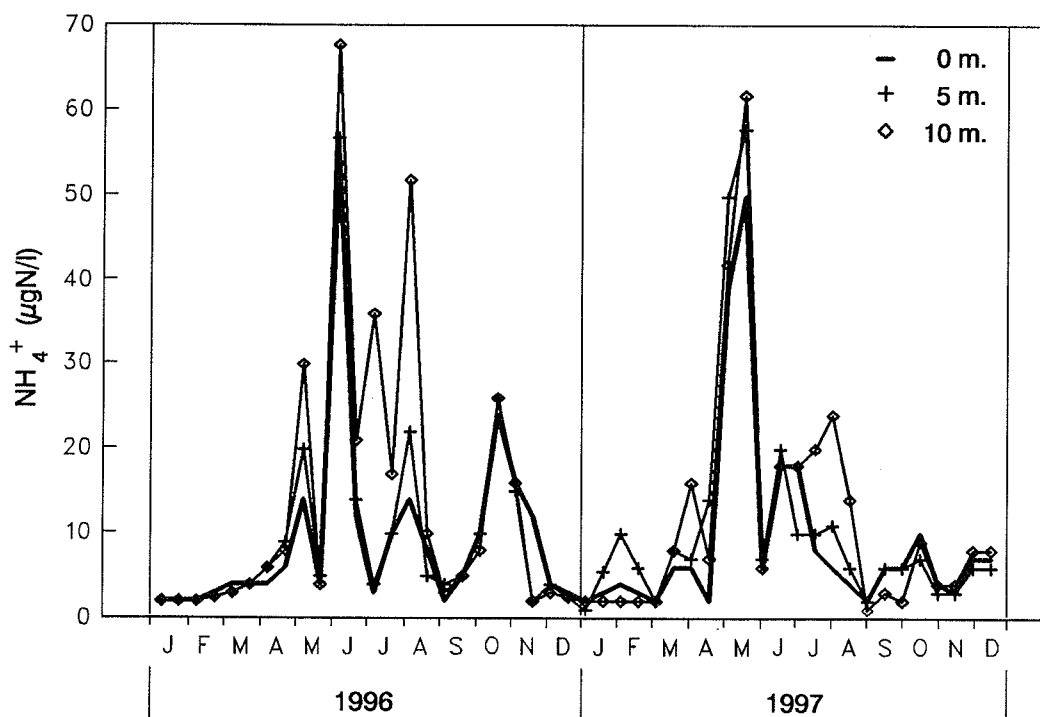


Figure 10 : Concentration en azote ammoniacal des eaux des couches superficielles, Léman - Grand Lac (SHL 2)

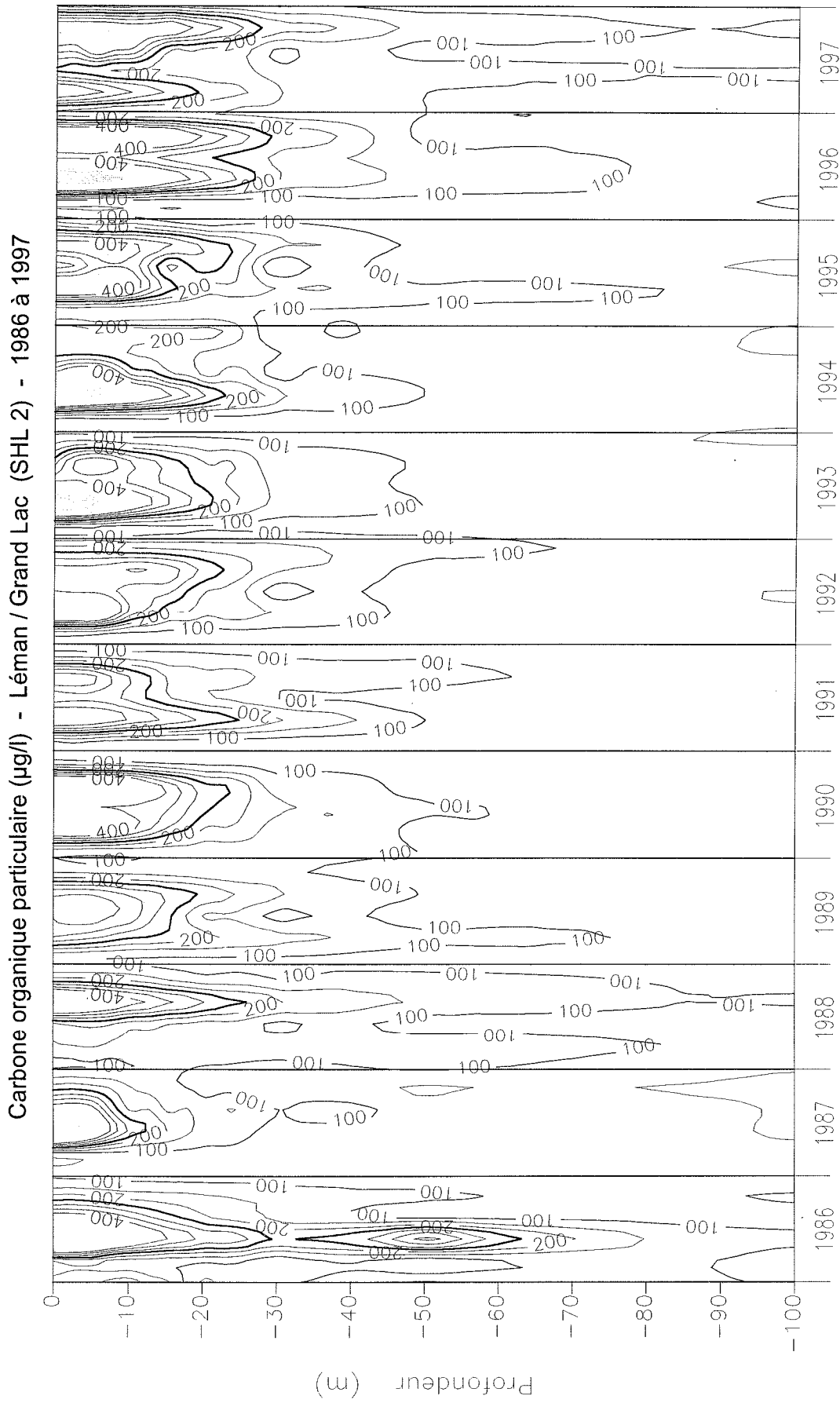


Figure 11 : Concentration en carbone organique particulaire (COP) des eaux superficielles du Léman (de 0 à 100 m - SHL2)

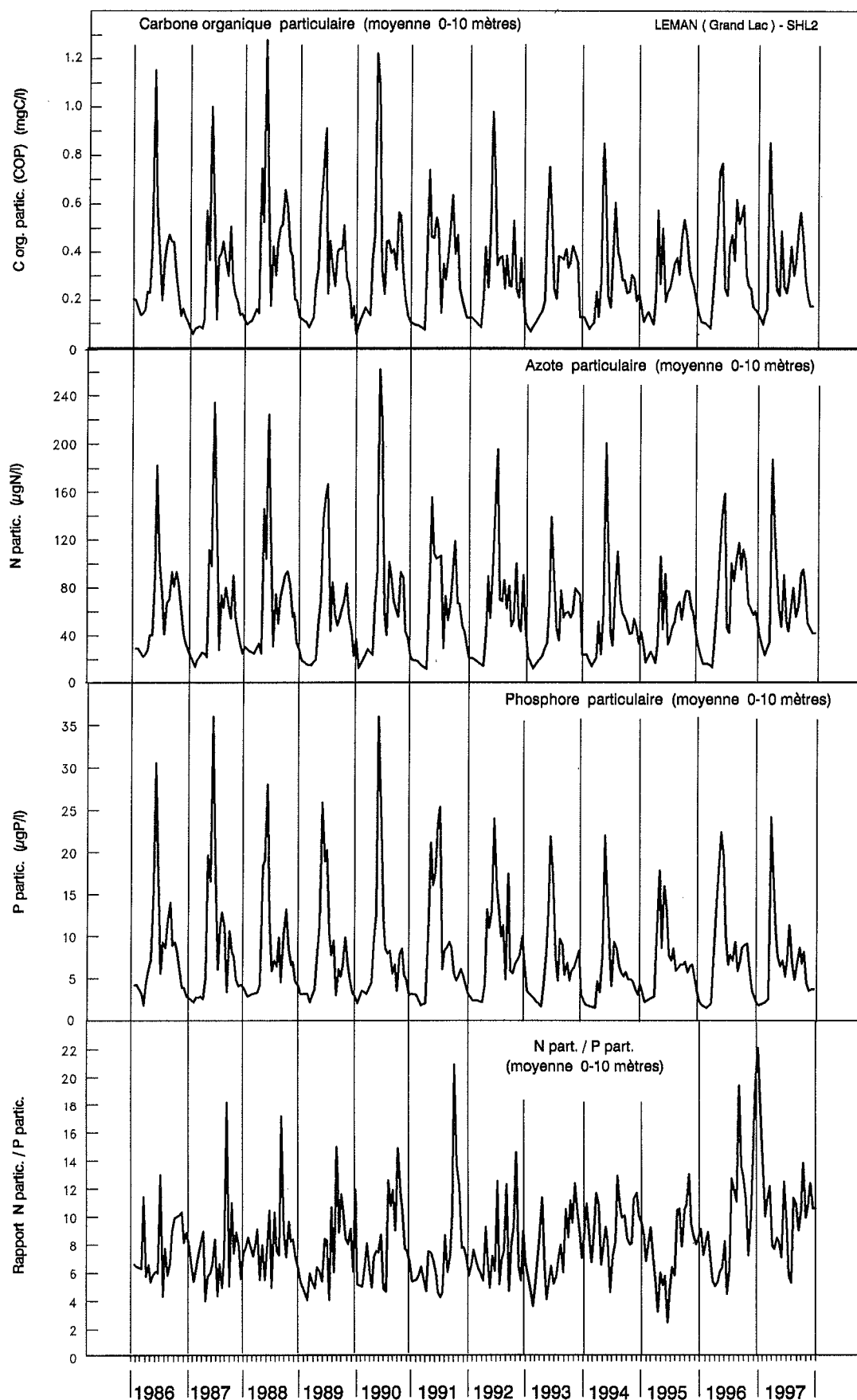


Figure 12 : Concentration en carbone organique, azote et phosphore particulaires des eaux de la couche superficielle (0-10 m). Rapport N particulaire / P particulaire, Léman - Grand Lac (SHL 2)

4. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES PROFONDES

Les onze hivers consécutifs relativement doux de ces dernières années ne permettent pas un brassage hivernal complet des eaux du Grand Lac, brassage qui n'affecte cette année que les 100 premiers mètres environ. Divers paramètres confirment cette absence d'homogénéité : température, conductivité, oxygène (figures 13 et 14), orthophosphates, silice, etc.; ils ne sont pas uniformes dans la colonne d'eau.

Le déficit en oxygène des couches profondes du Grand Lac est toujours élevé comme le montrent les figures 13 et 14. La zone concernée (hachurée, figure 14) où la concentration en oxygène est inférieure à 4 mgO₂/l est importante et, comme ces dernières années, cette situation persiste durant toute l'année. A la fin de l'hiver, la teneur en oxygène demeure très basse, n'atteignant qu'environ 2.25 mgO₂/l en février-mars 1997 (figure 13). Une teneur inférieure à 1 mgO₂/l est observée de début septembre à fin décembre avec un minimum de 0.20 mgO₂/l à fin novembre et en début décembre.

Simultanément, la concentration en phosphore dissous dans les eaux du fond augmente (figure 16). Cependant, bien que les concentrations en oxygène soient voisines de celles observées à la fin des années 70, les teneurs en orthophosphates n'atteignent pas les valeurs très élevées de cette époque.

La désoxygénation des couches profondes dans le Grand Lac est suffisante pour réduire les sels de manganèse et assurer leur diffusion à partir des sédiments (figure 17) avec des valeurs particulièrement élevées en fin d'année (611 µg/l le 08.12.97). Cette désoxygénation ne permet pas de réduire les sels de fer : à aucun moment ceux-ci n'apparaissent dans l'eau.

Simultanément à cette forte désoxygénation au fond, on observe une réduction des nitrates en ammonium, particulièrement lors de la 1^{ère} campagne de septembre (09.09.97) et dès fin octobre.

L'évaluation de l'étendue de la zone désoxygénée a été réalisée en octobre et novembre 1997. Cette étude (BLANC, 1998) montre que pratiquement seule la zone de profondeur supérieure à 305 m est concernée (concentrations inférieures à 1 mg O₂/l).

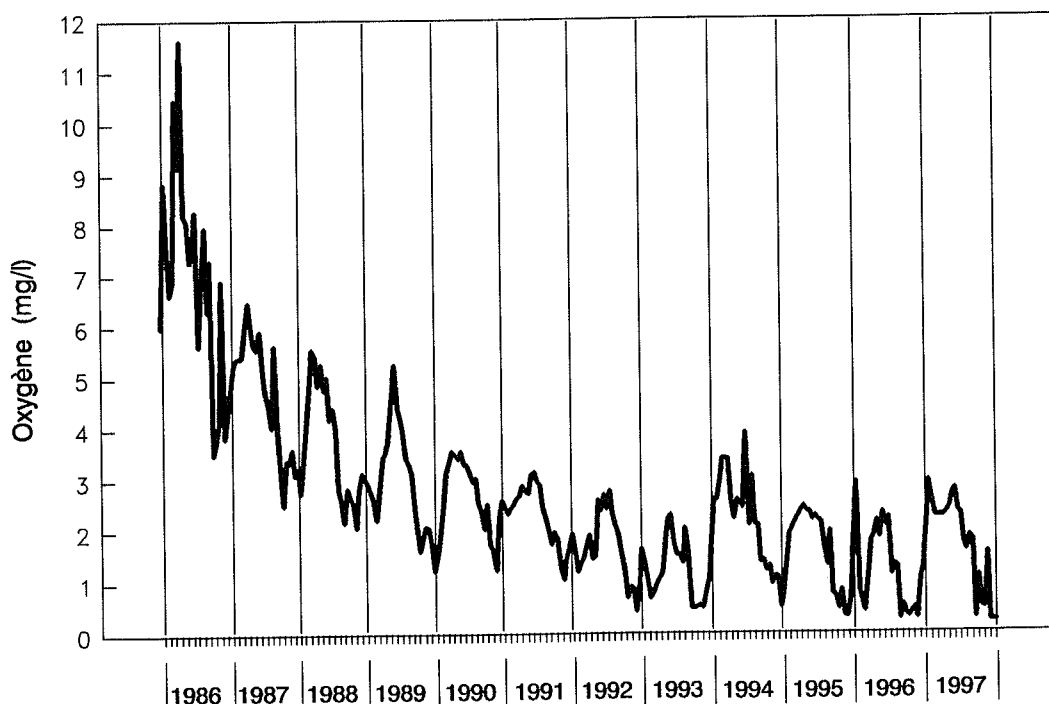


Figure 13 : Concentration en oxygène dissous des eaux du fond, Léman - Grand Lac (SHL 2)

Oxygène (mg/l) - Léman / Grand Lac (SHL 2) - 1986 à 1997

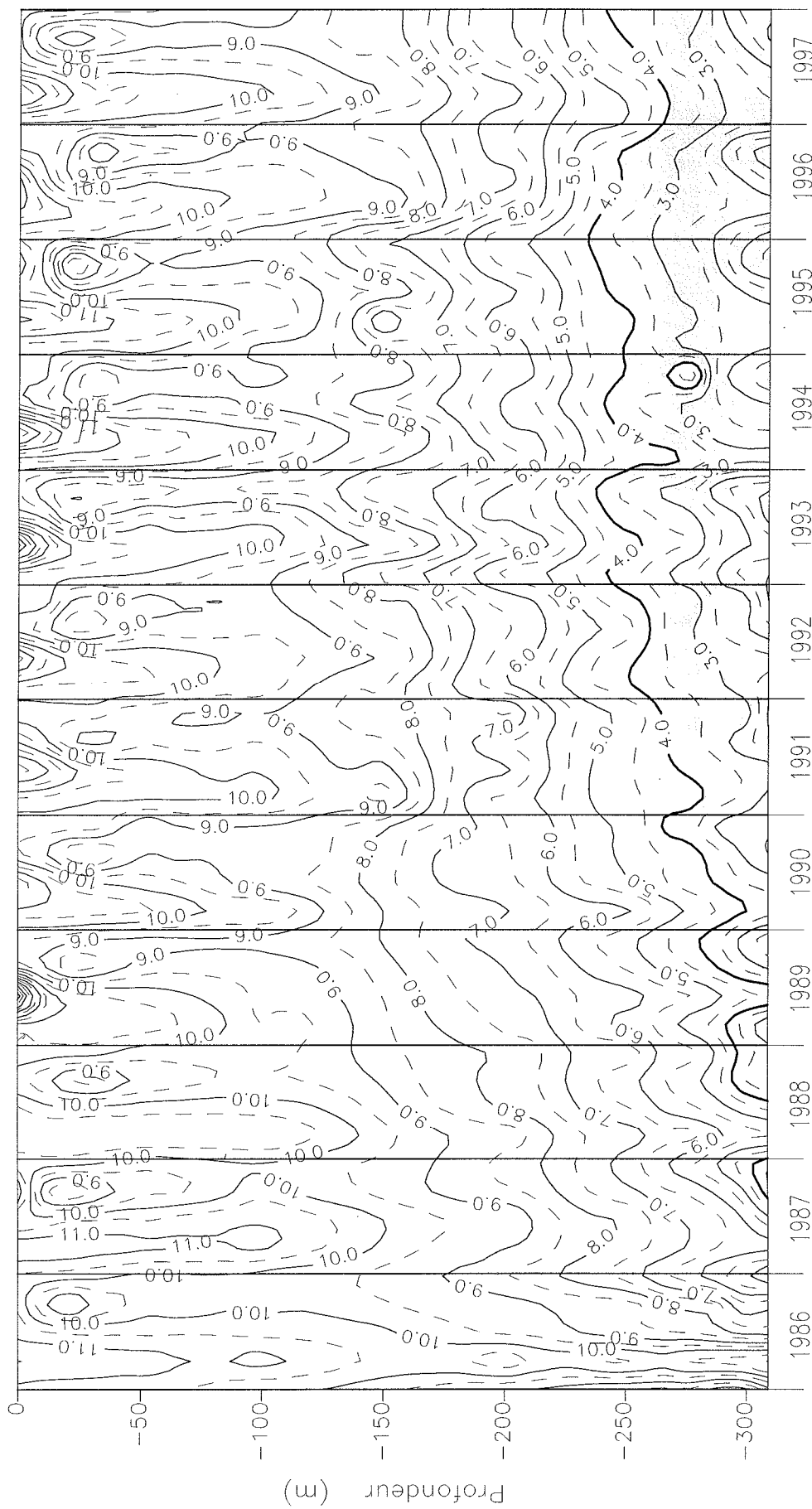


Figure 14 : Concentration en oxygène dissous des eaux du Léman (SHL 2) (zone grisée = concentration inférieure à 4 mgO₂/l)

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

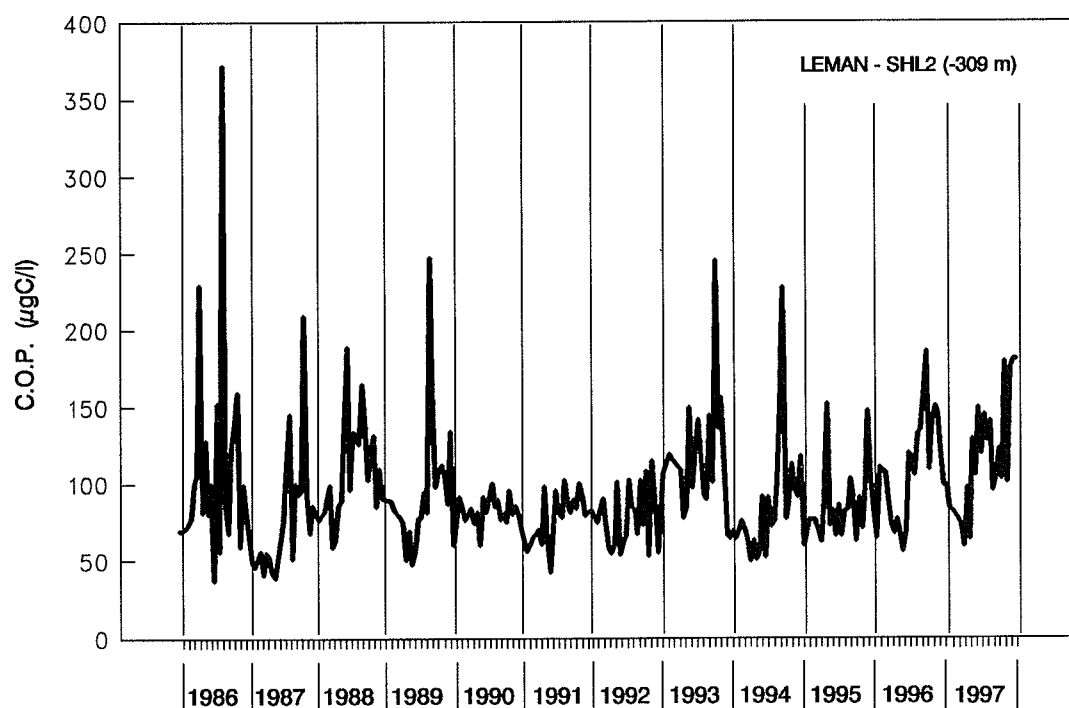


Figure 15 : Concentration en carbone organique particulaire des eaux au fond du Léman - Grand Lac (SHL 2)

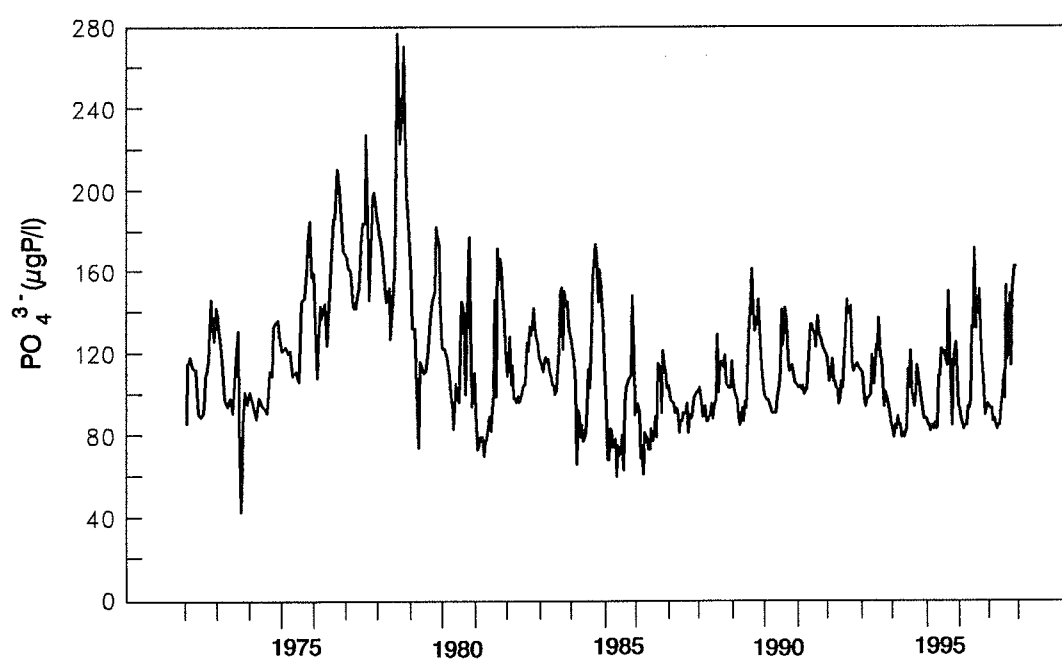


Figure 16 : Concentration en phosphore dissous (PO_4^{3-}) des eaux au fond du Léman - Grand Lac (SHL 2)

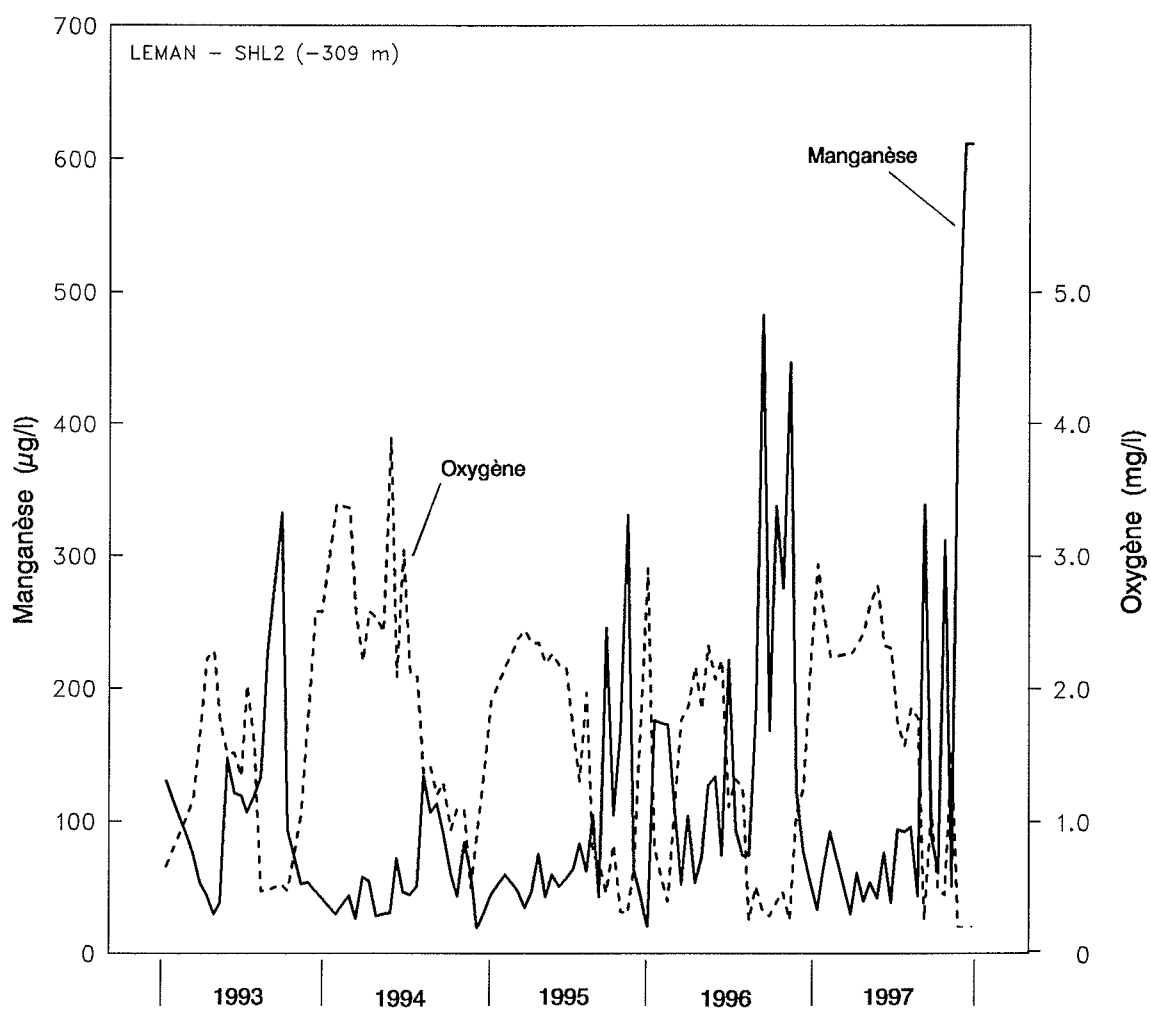


Figure 17 : Evolution comparée des concentrations en manganèse total et en oxygène dissous dans les eaux du fond du Léman - Grand Lac (SHL2)

5. ÉVOLUTION INTERANNUELLE DES PRINCIPAUX PARAMÈTRES

Les concentrations moyennes pondérées ¹ pour l'ensemble du Grand Lac sont calculées à partir des mesures et des analyses effectuées sur les échantillons prélevés au centre du lac entre Lausanne et Evian (Grand Lac, point SHL 2, figure 1) (cf. annexes).

- *Oxygène dissous (figures 13, 14 et 18)*

La concentration moyenne des couches en dessous de 200 mètres (figure 14) est toujours faible et ceci depuis plusieurs années. Ce phénomène est dû aux brassages incomplets des eaux durant ces derniers hivers. La figure 18 montre l'évolution de la teneur au fond du lac depuis 1957.

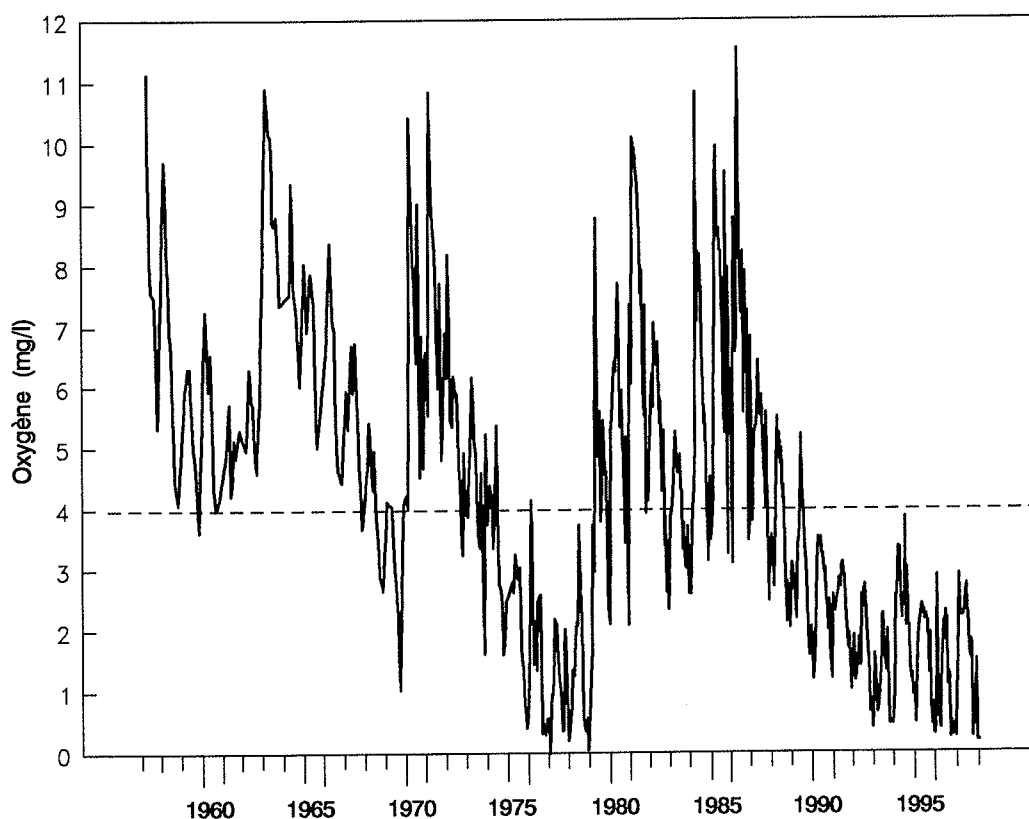


Figure 18 : Concentration en oxygène dissous des eaux au fond du Léman - Grand Lac (SHL 2)

Sur la figure 18, la limite indiquée à 4 mgO₂/l correspond à l'objectif à atteindre quant à la qualité des eaux des lacs fixée dans l'Ordonnance suisse du 8 décembre 1975 sur le déversement des eaux usées : "Sous réserve de conditions naturelles défavorables, la concentration d'oxygène dans les lacs ne devra jamais être inférieure à 4 mgO₂/l à quelque profondeur que ce soit".

¹ Les concentrations moyennes pondérées sont calculées de la façon suivante :

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

- **Phosphore total (figure 19)**

En 1996, nous n'avions pas relevé de diminution significative du stock de phosphore dans les eaux du lac. Par contre, en 1997, on retrouve l'évolution nette à la baisse (- 8 % par rapport à 1996).

Les concentrations moyennes annuelles sont en 1997 de 38 $\mu\text{gP/l}$ pour le phosphore total et de 34 $\mu\text{gP/l}$ pour le phosphore dissous, ce qui correspond à une quantité de phosphore total contenu dans le Grand Lac de 3'230 tonnes.

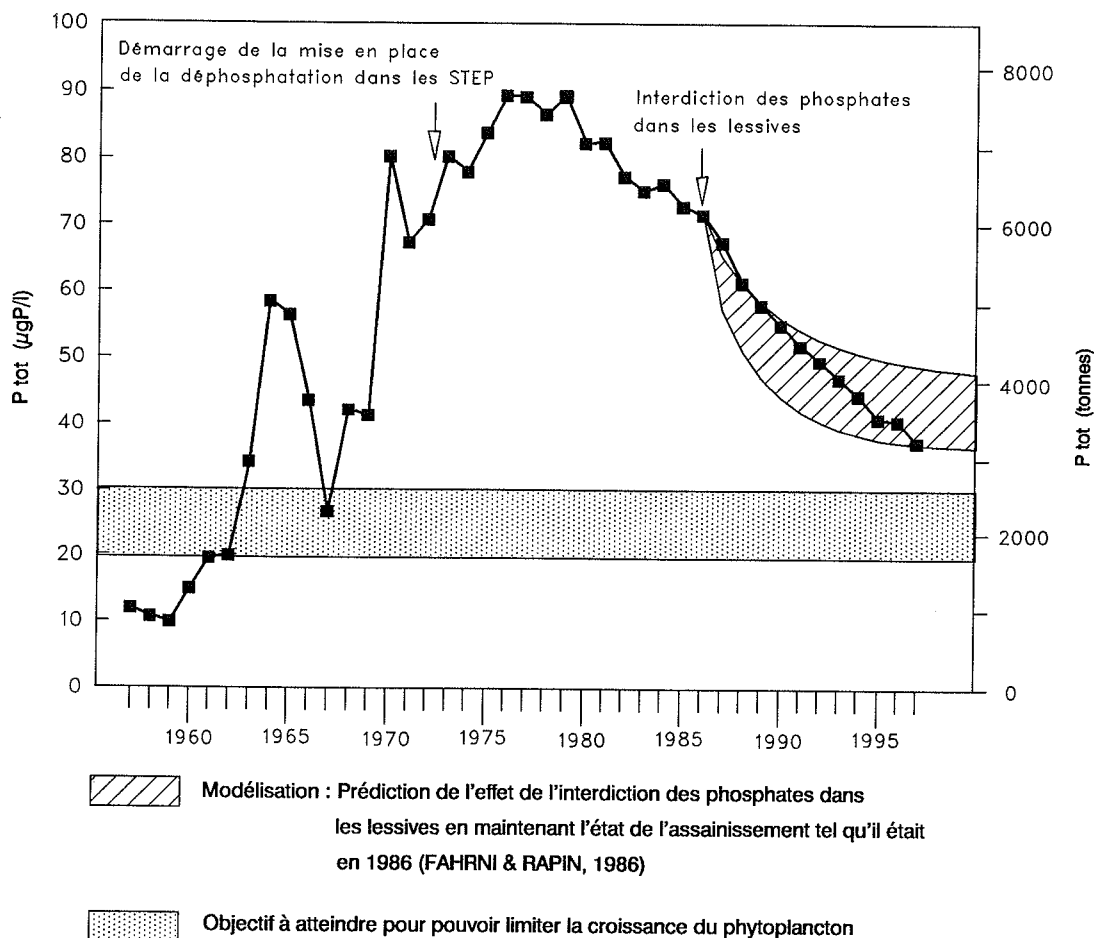


Figure 19 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et du stock de phosphore total contenu dans le Grand Lac

La figure 20 montre l'évolution des concentrations en phosphore dissous dans les couches superficielles pour les années 1986 à 1997. On constate, d'année en année, une augmentation de la durée des périodes d'épuisement du phosphore dissous, ainsi que de l'épaisseur des couches concernées par cet appauvrissement. En effet, si la couche isovaleur 20 $\mu\text{gP/l}$ atteint environ 15 à 20 m de profondeur en 1986-1987, elle se trouvait en 1990-1991 à environ 40 m et en 1997 à près de 60 m. Cet appauvrissement se répercute ainsi dans les couches plus profondes.

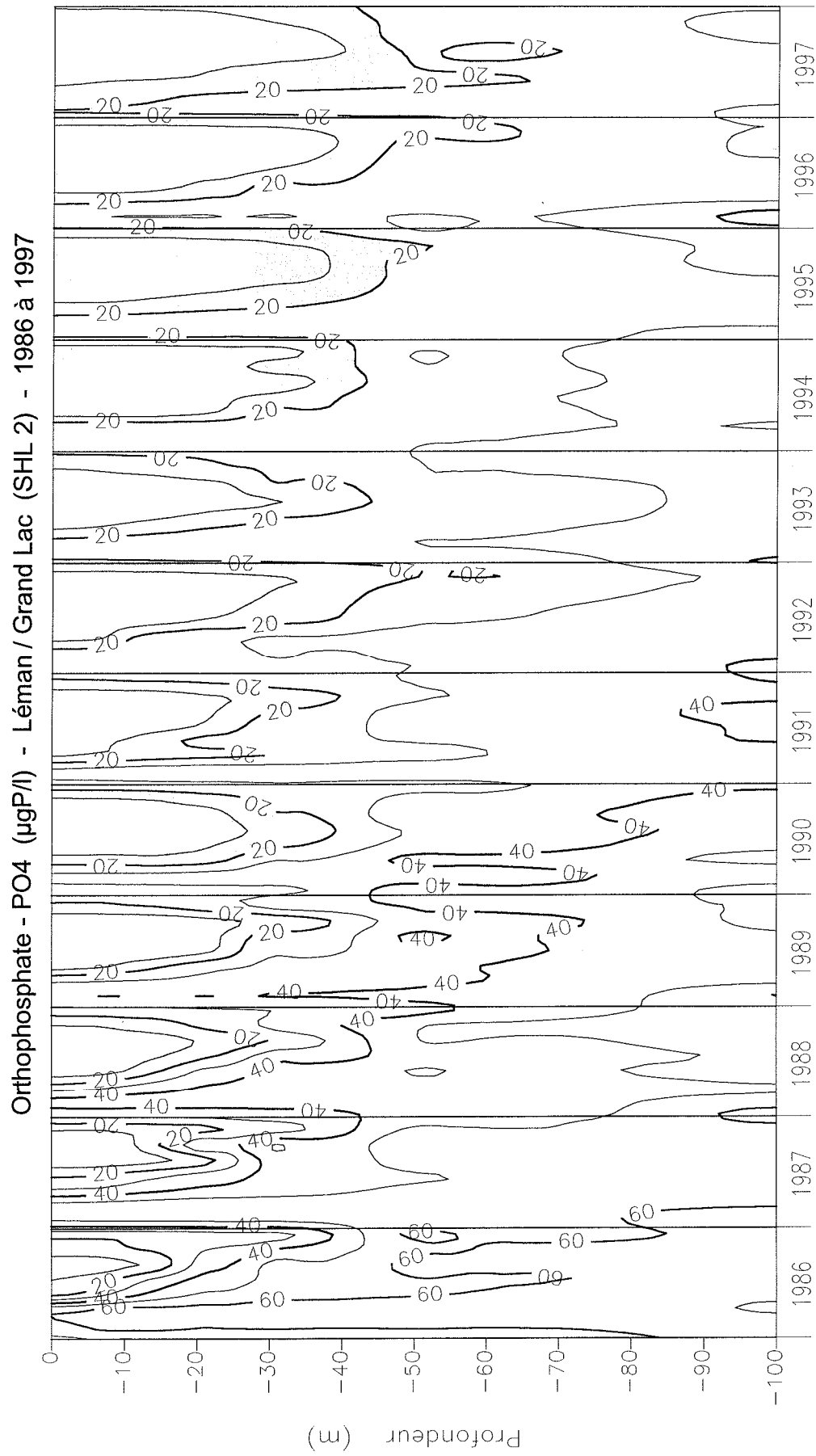


Figure 20 : Concentration en phosphore dissous (PO_4^{3-}) des eaux superficielles du Léman (de 0 à 100 m - SHL2)
(Zone grisée = concentrations inférieures à 20 µgP/l)

- **Azote nitrique et total (figure 21)**

Les concentrations pour 1997 sont de 0.67 mgN/l pour l'azote total et 0.56 mgN/l pour l'azote nitrique. La stabilité des concentrations se poursuit depuis quelques années.

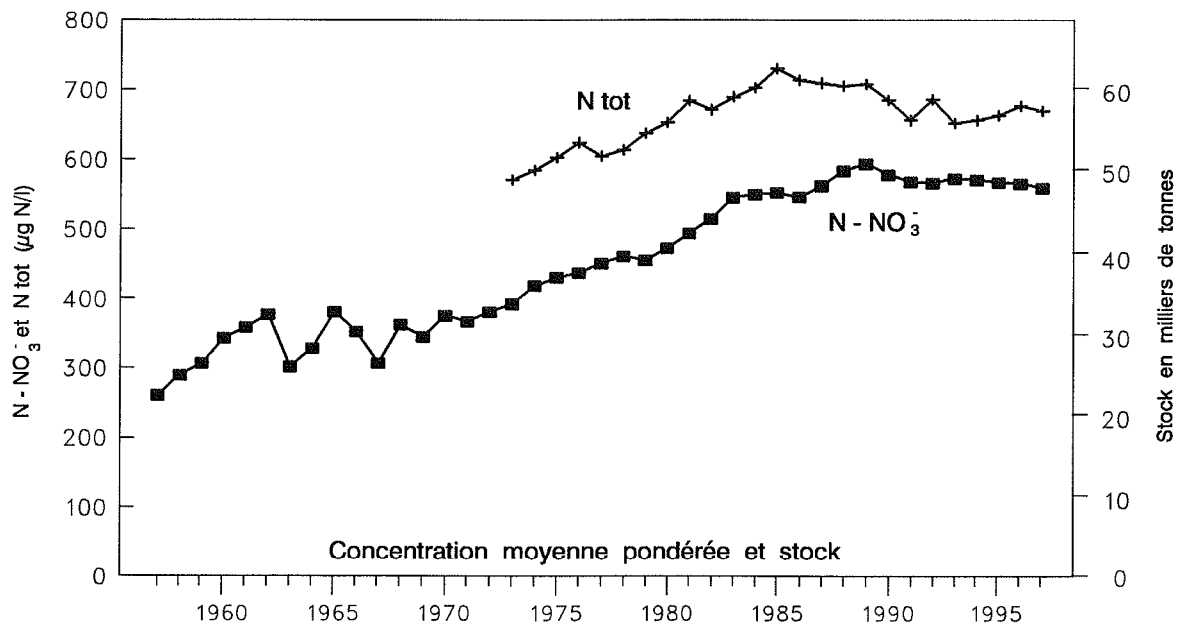


Figure 21 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et du stock d'azote total et d'azote nitrique contenus dans le Grand Lac

- **Chlorure (figure 22)**

Depuis que des mesures régulières de ce paramètre sont effectuées, on constate d'année en année une légère augmentation de la concentration en chlorure. En 1997, la concentration moyenne est de 6.96 mg/l, alors qu'elle n'était que de 2.73 mg/l en 1971. L'augmentation en 1997 a été de 3 % par rapport à 1996.

On peut toutefois s'attendre à ce que cette hausse se stabilise lorsque les concentrations dans le lac seront voisines de celles observées dans les affluents (y compris les rejets des STEP directs au lac), soit inférieures à 10 mg/l en moyenne pondérée, mais, ceci pour autant que les apports en chlorure des affluents restent stables.

Les chlorures proviennent principalement de l'industrie et l'artisanat, des sels de déneigement, des produits utilisés pour éliminer le phosphore dans les STEP, des rejets domestiques, des précipitations et du lessivage/érosion des sols (CORVI, 1984a).

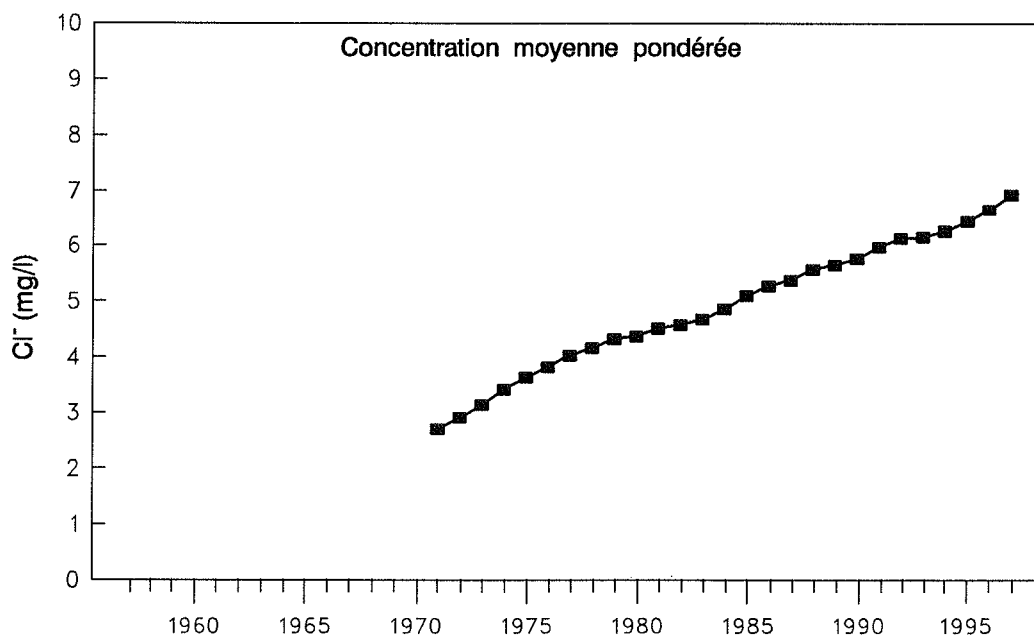


Figure 22 : Evolution de la concentration moyenne annuelle en chlorure, pondérée pour l'ensemble de la masse d'eau du Grand Lac

6. MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES

6.1 Métaux (tableaux 1 et 2)

Les teneurs en éléments métalliques toxiques (mercure, plomb, cadmium et chrome) demeurent faibles, voire inférieures aux limites de détection (tableaux 1 et 2) et ne posent aucun problème en regard des valeurs recommandées pour les eaux de boisson. Elles sont également du même ordre de grandeur que les teneurs métalliques observées dans d'autres eaux douces exemptes de pollutions métalliques (CORVI, 1984b; SIGG, 1992).

Les valeurs du fer et du manganèse, bien que non toxiques, sont données à titre indicatif.

Les concentrations toxiques pour le poisson citées dans la littérature (REICHENBACH-KLINKE, 1966; DIETRICH, 1995) varient pour chaque espèce, selon la nature et la forme chimique du métal mais sont bien supérieures aux concentrations observées dans les eaux du lac.

6.2 Phytosanitaires (tableau 3)

Bien que leur utilisation soit en nette régression, les herbicides, atrazine, simazine et terbutylazine sont décelables, en toutes saisons et presque à toutes les profondeurs, dans les eaux du lac, mais en très faibles teneurs. Il est possible que les concentrations observées soient la conséquence de la forte utilisation de ces produits à la fin des années 80 et de leur stabilité dans les eaux.

Toutes les concentrations mesurées répondent aux exigences requises pour une eau de boisson (0.1 µg/l par composé selon la Directive du Conseil des Communautés européennes - 1980 et l'Ordonnance suisse sur les substances étrangères et les composants, OSEC - 1995).

Les produits cités dans l'annexe 1 n'ont pas été décelés lors des différentes analyses multi-résidus effectuées par chromatographie en phase gazeuse.

La limite de détection varie notablement selon le type de détecteur utilisé ainsi que la nature et la réponse du produit. Dans nos conditions de travail, cette limite peut être estimée à :

.	0.05	-	0.1 µg/l	pour les insecticides chlorés
.	0.1	-	0.5 µg/l	pour les fongicides
.	0.1	-	0.5 µg/l	pour les organophosphorés
.	5.0	-	10.0 µg/l	pour les dérivés de l'urée
.	0.01	-	0.02 µg/l	pour les triazines.

6.3 NTA-EDTA (tableau 4)

Les concentrations de NTA, un des produits de substitution des phosphates dans les lessives avec les citrates ou les zéolithes, sont bien inférieures à la tolérance de 3 µg/l fixée pour les eaux de boisson en Suisse (OSEC, 1995) et nous n'observons aucune augmentation des teneurs depuis 1988.

En 1994, seules 1'000 tonnes de NTA ont encore été utilisées pour l'ensemble de la Suisse (ALDER et al., 1996). Sur la base de l'harmonisation internationale en Europe, on peut s'attendre à ce que le recours au NTA pour remplacer les phosphates diminue encore.

Les concentrations en EDTA dans les eaux lémaniques sont faibles, voisines de celles observées dans d'autres lacs suisses (HOURIET, 1996) et également bien inférieures à la valeur de tolérance fixée, pour la Suisse, à 5 µg/l (OSEC, 1995).

TABLEAU 1 - Campagne du 17 mars 1997

Léman - Grand Lac (Station SHL 2)

Profondeur m	Manganèse µg/l	Fer µg/l	Plomb µg/l	Cadmium µg/l	Chrome µg/l	Cuivre µg/l	Mercuré µg/l
0	< 1	1	nd*	nd*	nd*	2.2	nd*
1	< 1	1	nd	nd	nd	2.4	nd
5	< 1	2	nd	nd	nd	3.7	nd
7.5	< 1	3	nd	nd	nd	3.1	nd
10	< 1	6	nd	nd	nd	3.7	nd
30	1	2	nd	nd	nd	5.3	nd
100	1	2	nd	nd	nd	5.3	nd
305	5	2	nd	nd	nd	2.9	nd
fond	12	2	nd	nd	nd	5.3	nd

TABLEAU 2 - Campagne du 23 septembre 1997

Léman - Grand Lac (Station SHL 2)

Profondeur m	Manganèse µg/l	Fer µg/l	Plomb µg/l	Cadmium µg/l	Chrome µg/l	Cuivre µg/l	Mercuré µg/l
1	< 1	6	nd*	nd*	nd*	3.0	nd*
30	< 1	2	nd	nd	nd	2.0	nd

RÉFÉRENCES POUR L'EAU POTABLE :

	Manganèse µg/l	Fer µg/l	Plomb µg/l	Cadmium µg/l	Chrome µg/l	Cuivre µg/l	Mercuré µg/l
OMS (1)	500	10	300	5	50	2'000	1
CEE (2) A	20	-	50	-	-	100	-
B	50	50	200	5	50	3'000	1
OSEC(3) C	50	-	300	-	-	1'500	-
D	-	50	-	5	** 20	-	1

* = non décelé (Plomb < 0.5 µg/l; cadmium < 0.02 µg/l; mercure < 0.1 µg/l;
chrome < 0.1 µg/l; cuivre < 0.5 µg/l)

** = chrome VI

(1) = Organisation Mondiale de la Santé, "Guidelines for drinking water quality", Vol. I, EFP/82.39 (1984) et "Guidelines values for chemicals in drinking water" (1993).

(2) = Directive 80/778/CEE - Journal officiel des Communautés européennes du 30.08.1980, pages 11-30

A = niveaux guides (valeurs devant être considérées comme satisfaisantes)

B = concentrations maximales admissibles

(3) = Ordonnance sur les Substances Etrangères et les Composants (1995) (Office central fédéral des imprimés et du matériel, 3003 Berne)

C = Valeur de tolérance (concentration maximale au-delà de laquelle l'eau est considérée comme souillée ou diminuée d'une autre façon dans sa valeur intrinsèque)

D = Valeur limite (concentration maximale au-delà de laquelle l'eau est jugée impropre à la consommation)

TABLEAU 3 - Phytosanitaires décelés

Léman - Grand Lac (Station SHL2)

Profondeur (m)	17 mars 1997			23 septembre 1997		
	Simazine $\mu\text{g/l}$	Atrazine $\mu\text{g/l}$	Terbutylazine $\mu\text{g/l}$	Simazine $\mu\text{g/l}$	Atrazine $\mu\text{g/l}$	Terbutylazine $\mu\text{g/l}$
0	0.026	0.035	0.017	-	-	-
1	0.024	0.039	0.017	0.014	0.040	nd*
5	0.024	0.035	0.020	-	-	-
7.5	0.028	0.039	0.018	-	-	-
10	0.023	0.039	0.017	-	-	-
30	0.022	0.017	0.019	0.010	0.023	nd
100	0.045	0.073	0.032	-	-	-
305	0.033	0.046	0.019	-	-	-
fond	0.015	0.022	0.010	-	-	-

* = non décelé < 0.01 $\mu\text{g/l}$

- = non analysé

TABLEAU 4 - NTA et EDTA

Léman - Grand Lac (Station SHL2)

Profondeur (m)	NTA ($\mu\text{g/l}$)		EDTA ($\mu\text{g/l}$)	
	17 mars 97	23 septembre 97	17 mars 97	23 septembre 97
0	0.1	-	1.0	-
1	0.1	0.6	1.0	0.5
5	0.2	-	0.8	-
7.5	0.2	-	1.1	-
10	0.1	-	0.3	-
30	0.1	0.2	0.9	0.4
100	0.2	-	0.8	-
305	0.1	-	1.3	-
fond	0.1	-	0.9	-

- = non analysé

7. CONCLUSIONS

L'évolution durant l'année 1997 est assez similaire à celle observée ces dernières années.

Les principales observations sont les suivantes :

- le brassage hivernal des eaux est limité aux 100 premiers mètres dans le Grand Lac; par contre, le Petit Lac, qui a une profondeur maximum inférieure à 80 m, a été entièrement brassé comme chaque année,
- la faible profondeur du brassage hivernal dans le Grand Lac a limité le réapprovisionnement brusque en nutriments (au début du printemps) des couches superficielles à partir des couches profondes,
- l'activité biologique a fortement démarré dès la mi-mars. Dès cette époque, la teneur en phosphore dissous des couches superficielles a été très faible jusqu'en décembre. Après une légère augmentation dans ces couches au cours du mois de mai, les teneurs en phosphore sont quasi-nulles de juin jusqu'en décembre,
- les faibles teneurs en oxygène des couches profondes du Grand Lac persistent, entraînant de fréquentes diffusions du manganèse en cours d'année, particulièrement importantes le dernier trimestre. Cependant, on ne note pas de diffusion de fer ni de remobilisation importante du phosphore à partir des sédiments,
- simultanément à la forte désoxygénation au fond, on observe une réduction partielle des nitrates en ammonium.

Pour les stocks de phosphore contenu dans le lac, l'évolution nette à la baisse a repris en 1997 (- 8 % par rapport à 1996).

- Pour le Grand Lac, le stock de phosphore total est de 3'230 tonnes en 1997, contre 3'505 en 1996,
- pour le Grand Lac, le stock d'azote nitrique (48'250 tonnes) s'est stabilisé depuis quelques années.

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

La présence d'herbicides triaziniques est toujours décelée, mais les concentrations demeurent faibles.

Les teneurs en NTA et EDTA des eaux du lac respectent les tolérances requises pour les eaux de boisson.

BIBLIOGRAPHIE

- ALDER, A.C., GIGER, W. et SCHAFFNER, C. (1996) : Phosphatersatzstoffe in Wasch- und Reinigungsmitteln. EAWAG news, 42D, 6-8.
- BLANC, P. (1998) : Evaluation de l'étendue de la zone désoxygénée dans la plaine centrale du Grand Lac, en automne 1997. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1997.
- BLANC, P., CORVI, C. et RAPIN, F. (1994) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993, 37-64.
- BLANC, P., CORVI, C., NIREL, P., REVACLIER, R. et RAPIN, F. (1996) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 37-80.
- BLANC, P., PELLETIER, J.P. et MOILLE, J.P. (1993) : Variabilité spatiale et temporelle des paramètres physico-chimiques et biologiques dans l'eau du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1992, 113-162 et 162b-162p.
- CORVI, C. (1984a) : Chlorures. In : Le Léman, Synthèse 1957-1982. Ed. par Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., 183-191.
- CORVI, C. (1984b) : Métaux en traces. In : Le Léman, Synthèse 1957-1982 Ed. par Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Chapitre 3.2.11, page 207, tableau 3.
- CORVI, C. et KHIM-HEANG, S. (1996) : Recherche de quelques métaux et micropolluants organiques. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 81-89.
- DIETRICH, D. (1995) : Kritische Beurteilung der Ökotoxikologischen Aussagekraft von Schwermetallanalysen in Fischen aus schweizerischen Gewässern. Mitt. Gebiete Lebensm. Hyg., 86, 213-225.
- DIRECTIVE DU CONSEIL DES COMMUNAUTES EUROPEENNES du 15 juillet 1980 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (80/778/CEE). Journal officiel des Communautés européennes, numéro L 229, pages 11 à 29 du 30 août 1980.
- 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.
- HOURIET, J.-P. (1996) : NTA dans les eaux. Cahier de l'environnement, série protection des eaux, No 264 et Annexes : Données de mesure. Documents environnement, série protection des eaux, No 54. Ed. par OFEFP, Berne.
- ORAND, A. et GAGNAIRE, J. (1998) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1997.
- OSEC (1995) : Ordonnance sur les Substances Etrangères et les Composants, du 26 juin 1995.
- REVACLIER, R., DRUART, J.-C. et PELLETIER, J.P. (1998) : Evolution du phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1997.
- REICHENBACH-KLINKE, H.-H. (1966) : Krankheiten und Schädigungen der Fische. Gustav Fischer Verlag, page 288.
- SIGG, L. (1992) : Les métaux lourds dans les cours d'eau. Nouvelles de l'EAWAG, 32, 32-35.

ANNEXE 1 : PRODUITS PHYTOSANITAIRES RECHERCHÉS

I. INSECTICIDES ET FONGICIDES CHLORÉS

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

II. HERBICIDES AZOTÉS

II. 1 Triazines :

ATRAZINE	AZIPROTRYNE
SIMAZINE	TERBUTRYNE
PROPAZINE	TERBUTHYLAZINE
DESMETRYNE	AMETRYNE
PROMETRYNE	

II. 2 Dérivés de l'urée :

CHLORBROMURON	METOBROMURON
FENURON	CHLOROXURON
METHABENZTHIAZURON	LINURON
MONOLINURON	DIFENOXURON
CYCLURON	

III. INSECTICIDES PHOSPHORÉS

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

ANNEXE 2

Concentrations moyennes pondérées - Lac Léman (Grand Lac)

Année	Oxygène mg/l	P tot. µgP/l	PO4 µgP/l	N tot. µgN/l	Nmintot µgN/l	NH4 µgN/l	NO2 µgN/l	NO3 µgN/l	Cl mgCl/l	C.O.P µgC/l	Npartic µgN/l	Ppartic µgP/l	Transpar 12 mois (en m)	Transpar mai-sept (en m)
1957	9.66	12.4			266	0.3	1.0	265					10.80	6.74
1958	10.32	11.2			297	0.9	1.7	294					9.50	5.20
1959	9.59	10.4			312	0.3	1.1	311					9.70	6.74
1960	9.57	15.4			349	1.2	1.1	347					11.10	10.46
1961	9.36	20.0			366	3.4	0.9	362					9.50	8.06
1962	10.33	20.4			392	9.0	1.5	381					9.70	6.80
1963	10.30	34.7			314	6.0	1.5	306					9.80	6.26
1964	10.21	58.8			342	8.8	1.3	332					9.50	7.30
1965	10.25	56.8			391	4.4	1.3	385					9.50	7.10
1966	10.44	43.9			362	4.8	1.4	356					8.10	5.74
1967	9.72	27.0			314	2.1	1.0	311					9.80	6.30
1968	9.43	42.5			372	5.4	0.7	366					10.30	6.52
1969	9.01	41.7			354	4.2	1.1	349					9.60	7.24
1970	9.69	80.5	50.5		383	2.9	1.3	379					8.63	4.86
1971	9.69	67.6	45.6		382	9.0	1.6	371	2.73				9.49	6.02
1972	9.25	71.1	56.3		401	14.6	1.6	385	2.93				8.45	6.88
1973	9.36	80.5	66.1	574	412	13.8	2.4	396	3.16				9.33	5.48
1974	9.12	78.2	63.2	588	438	13.8	1.9	422	3.44				8.46	5.98
1975	8.96	84.0	66.1	606	447	10.6	1.9	434	3.66				7.30	3.78
1976	8.36	89.6	72.3	628	454	11.7	1.4	441	3.84				8.18	4.00
1977	8.31	89.4	74.0	608	468	11.2	1.8	455	4.05				7.95	5.18
1978	8.55	86.8	73.4	617	474	7.0	1.8	465	4.18				7.27	5.64
1979	8.93	89.5	74.0	641	466	5.5	1.5	459	4.35				10.42	5.86
1980	9.06	82.5	71.5	657	485	7.4	1.9	476	4.39				8.88	6.04
1981	9.32	82.6	71.6	688	507	8.0	1.1	498	4.53				8.10	5.80
1982	9.24	77.5	69.5	675	529	8.4	1.2	519	4.60				7.54	5.52
1983	9.19	75.4	67.3	693	560	10.2	1.2	549	4.70				8.23	6.04
1984	9.46	76.4	67.6	706	566	11.2	1.0	554	4.88				7.59	5.55
1985	9.54	73.1	65.0	734	571	14.0	0.6	556	5.12				8.44	4.94
1986	9.83	71.8	61.9	718	558	6.8	1.0	550	5.30	106.7	19.0	3.1	7.50	4.31
1987	9.62	67.7	58.3	713	573	6.6	0.8	566	5.40	72.9	14.0	2.9	8.00	4.70
1988	9.33	61.7	54.5	709	594	5.4	0.9	588	5.60	115.3	17.2	2.5	7.18	5.19
1989	8.65	58.3	51.7	712	605	5.6	0.9	598	5.68	93.3	14.2	2.1	8.85	6.22
1990	8.33	55.3	48.3	689	589	5.8	0.9	582	5.79	101.7	16.4	2.4	7.82	6.08
1991	8.49	52.3	45.3	660	580	5.9	0.9	572	6.00	91.5	15.1	2.5	7.79	5.86
1992	8.42	49.9	40.8	690	577	5.4	1.2	570	6.16	91.2	17.7	2.8	6.77	5.19
1993	8.29	47.3	40.4	656	581	3.2	0.9	577	6.18	88.1	13.3	2.3	8.24	5.42
1994	8.33	44.8	39.4	660	580	3.9	1.1	575	6.29	83.6	14.0	2.2	7.10	5.87
1995	8.22	41.3	37.0	667	576	3.5	1.2	571	6.47	90.1	13.1	2.3	7.47	5.89
1996	8.27	40.9	36.0	681	575	4.5	1.1	569	6.68	107.4	22.3	2.3	7.17	4.56
1997	8.41	37.7	33.7	673	568	4.2	1.1	563	6.96	107.4	23.1	2.2	8.82	6.73

C.I.P.E.L. : 14/04/98

Remarques :

Les méthodes de calcul pour les concentrations moyennes pondérées et les stocks, ainsi que les volumes d'eau des différentes couches du Léman sont indiqués dans BLANC et al., 1996.

ANNEXE 3

Stocks en tonnes - Lac Léman (Grand Lac)

Année	Oxygène	P tot.	P-PO4	N tot.	Nmintot	N-NH4	N-NO2	N-NO3	Cl	C.O.P.	P partic	N partic
	Tonnes	Tonnes	Tonnes	Tonnes	Tonnes	Tonnes	Tonnes	Tonnes	Tonnes	Tonnes	Tonnes	Tonnes
1957	827 900	1 150			22 824	25	109	22 690				
1958	883 900	960			25 370	75	145	25 150				
1959	822 000	890			26 733	30	93	26 610				
1960	819 800	1 320			29 931	105	96	29 730				
1961	802 000	1 720			31 370	290	80	31 000				
1962	885 200	1 750			37 527	770	127	36 630				
1963	883 100	2 970			26 839	510	129	26 200				
1964	874 900	5 050			29 275	750	115	28 410				
1965	878 500	4 870			33 459	375	114	32 970				
1966	894 400	3 760			31 071	415	116	30 540				
1967	823 700	2 320			26 887	180	87	26 620				
1968	808 300	3 640			31 888	465	63	31 360				
1969	772 100	3 580			30 403	360	93	29 950				
1970	830 600	6 920			32 804	245	109	32 450				
1971	830 500	5 790	3 910		32 668	770	138	31 760	237 000			
1972	792 400	6 090	4 830		34 426	1 255	141	33 030	251 000			
1973	801 900	6 900	5 660	49 180	35 306	1 185	201	33 920	271 000			
1974	781 700	6 700	5 420	50 350	37 544	1 180	164	36 200	295 000			
1975	767 500	7 200	5 670	51 970	38 292	905	167	37 220	314 000			
1976	716 800	7 670	6 200	53 820	38 916	1 000	116	37 800	329 000			
1977	712 100	7 660	6 340	52 140	40 115	960	155	39 000	347 000			
1978	732 300	7 440	6 290	52 860	40 558	595	153	39 810	358 000			
1979	765 500	7 670	6 340	54 970	39 929	470	129	39 330	372 000			
1980	776 200	7 070	6 130	56 270	41 574	635	159	40 780	376 000			
1981	798 600	7 080	6 130	58 970	43 490	680	90	42 720	388 000			
1982	791 600	6 640	5 950	57 830	45 274	720	104	44 450	394 000			
1983	787 600	6 460	5 760	59 360	48 000	875	105	47 020	403 000			
1984	810 200	6 550	5 790	60 500	48 488	965	83	47 440	418 000			
1985	817 600	6 260	5 570	62 970	48 855	1 205	50	47 600	439 000			
1986	842 600	6 150	5 300	61 500	47 812	580	72	47 160	454 000	9 138	262	1 630
1987	824 200	5 800	5 000	61 130	49 169	570	69	48 530	462 000	6 247	249	1 203
1988	799 940	5 290	4 665	60 750	50 882	458	74	50 350	480 200	9 882	217	1 472
1989	741 520	4 995	4 430	61 020	51 776	482	74	51 220	486 300	7 993	179	1 220
1990	714 200	4 740	4 145	59 000	50 460	493	77	49 890	496 200	8 715	209	1 400
1991	727 600	4 480	3 880	56 540	49 670	509	81	49 080	514 000	7 840	218	1 292
1992	721 550	4 275	3 495	59 150	49 389	464	105	48 820	528 300	7 811	241	1 515
1993	710 190	4 050	3 460	56 210	49 814	274	80	49 460	529 700	7 548	197	1 142
1994	714 185	3 835	3 380	56 550	49 701	334	92	49 275	538 930	7 166	185	1 203
1995	704 075	3 535	3 170	57 140	49 348	302	101	48 945	554 670	7 722	193	1 123
1996	708 680	3 505	3 085	58 350	49 205	382	93	48 730	572 410	9 205	198	1 913
1997	721 005	3 230	2 885	57 690	48 701	357	94	48 250	596 140	9 207	185	1 981

ÉVALUATION DE L'ÉTENDUE DE LA ZONE DÉSOXYGÉNÉE DANS LA PLAINE CENTRALE DU GRAND LAC, EN AUTOMNE 1997

PAR

Paul BLANC

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

RÉSUMÉ

En automne 1997 et pour évaluer l'étendue de la zone à faible teneur en oxygène, deux campagnes de mesures à l'aide d'une sonde multiparamètres ont été effectuées dans la plaine centrale. Dans la majeure partie du pourtour de celle-ci, la zone désoxygénée à moins de 1 mgO₂/l ne remonte pas sur les bords au-dessus de 305 mètres de profondeur. Un doute subsiste concernant le comportement de l'oxygène dans la zone des grands fonds parallèlement à la rive vaudoise où l'on a observé des teneurs en oxygène plus faibles.

1. INTRODUCTION

Depuis 1986, la répétition d'hivers insuffisamment froids pour permettre une réoxygénation annuelle efficace des couches profondes du Grand Lac, en hiver, conduit à une désoxygénation très marquée des eaux, depuis la fin de l'été jusqu'au début de l'hiver. Depuis 1992, les concentrations minimales en oxygène observées lors des campagnes d'auscultation sont descendues chaque année en dessous de 1 mg/l dans les échantillons prélevés au point SHL2, à 1 mètre au-dessus du sédiment.

Cette désoxygénation s'accompagne de phénomènes de réduction qui se manifestent par une transformation partielle des nitrates en ammonium et par la remise en solution de sels de manganèse depuis le sédiment (BLANC et al., 1998). Parallèlement, on assiste à une augmentation modérée des concentrations en phosphates.

Pour évaluer l'étendue de cette zone désoxygénée, il a été décidé d'effectuer une prospection à une période où la désoxygénation est la plus marquée. En 1997, cette période a commencé début septembre. Une première campagne de prospection a été effectuée le 1er octobre. Une deuxième campagne a été effectuée le 21 novembre pour compléter l'information dans la partie est de la plaine centrale.

2. MÉTHODE

Les stations de mesure ont été choisies en fonction de la topographie de la plaine centrale (figure 1) et deux campagnes ont été effectuées :

- la première, le 1er octobre sur la longitudinale passant par le point SHL2 et sur la transversale Evian-Lausanne (Vidy) passant aussi par le point SHL2. Outre le point SHL2, les points de profondeurs voisines de 305 et 290 m ont été sélectionnés pour voir si la désoxygénation en dessous de 1 mg/l atteint les zones de moindre profondeur sous l'influence de la proximité du sédiment,
- la seconde, le 21 novembre quatre points situés sur la transversale Petite Rive-Paudex et un cinquième dans le coin sud-est de la plaine ont été prospectés.

Le relevé des profils d'oxygène a été effectué à l'aide d'une sonde multiparamètres (BLANC et al., 1998) avec contrôle de l'étalonnage par des mesures sur échantillons ponctuels par la méthode chimique de Winkler. La vitesse de descente de la sonde est de 20 cm/s.

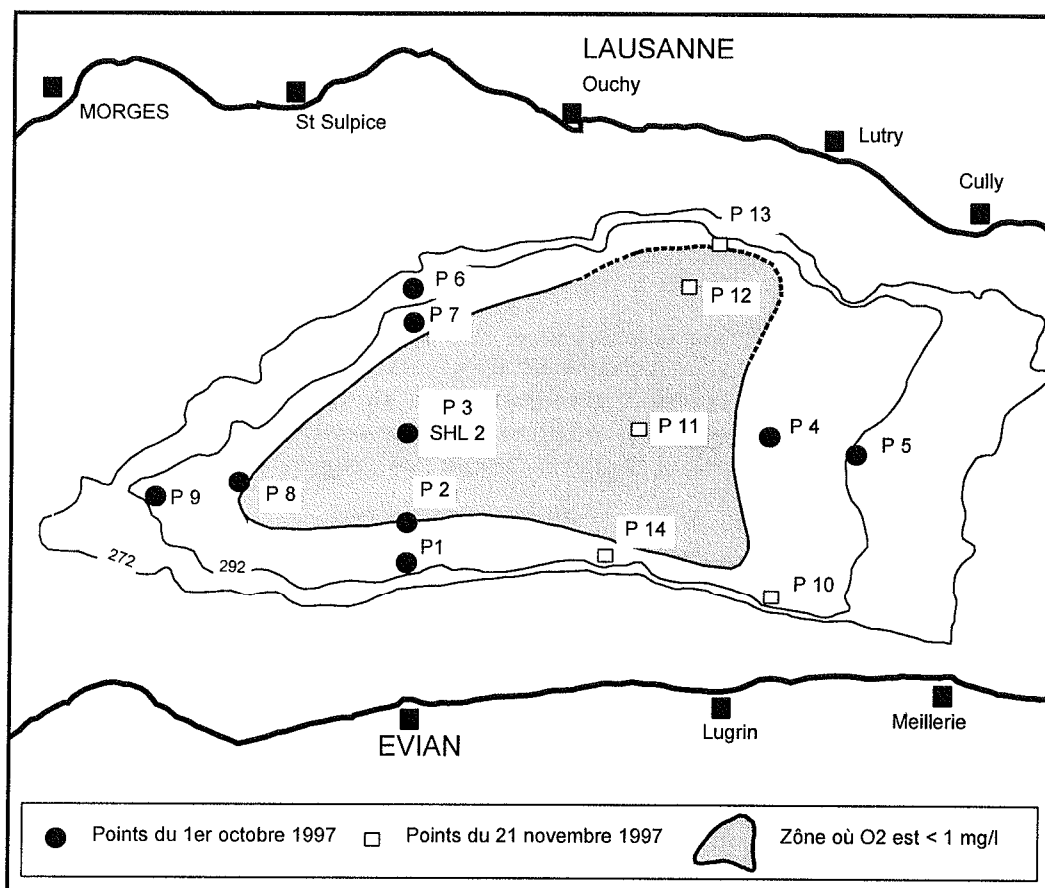


Figure 1 : Position des points d'observation lors des campagnes de relevé des profils d'oxygène et estimation de l'étendue de la zone où l'oxygène s'abaisse en dessous de 1 mgO₂/l

3. RÉSULTATS

La figure 2 présente les profils relevés le 1er octobre pour les couches en dessous de 250 mètres. On constate que seul le point 3 (SHL2) avec 0.69 mg/l présente une teneur en oxygène inférieure à 1 mg/l. Les points à 305 m (2, 7 et 8) et le point à 301 m (4) sont nettement moins déficitaires avec des concentrations de 1.86 à 2.49 mg/l. De plus, pour les points 2, 7 et 8, le gradient de chute de l'oxygène, au lieu de suivre une courbe parallèle à celle observée au point 3 (SHL2), a tendance à s'infléchir dans le sens d'une meilleure oxygénation. Il ne semble donc pas que pour ces points le sédiment ait une influence négative sur l'oxygénation des fonds.

Pour les points aux environs de 290-295 mètres, l'oxygénation est proche de celle observée aux mêmes profondeurs qu'au point 3 (SHL2).

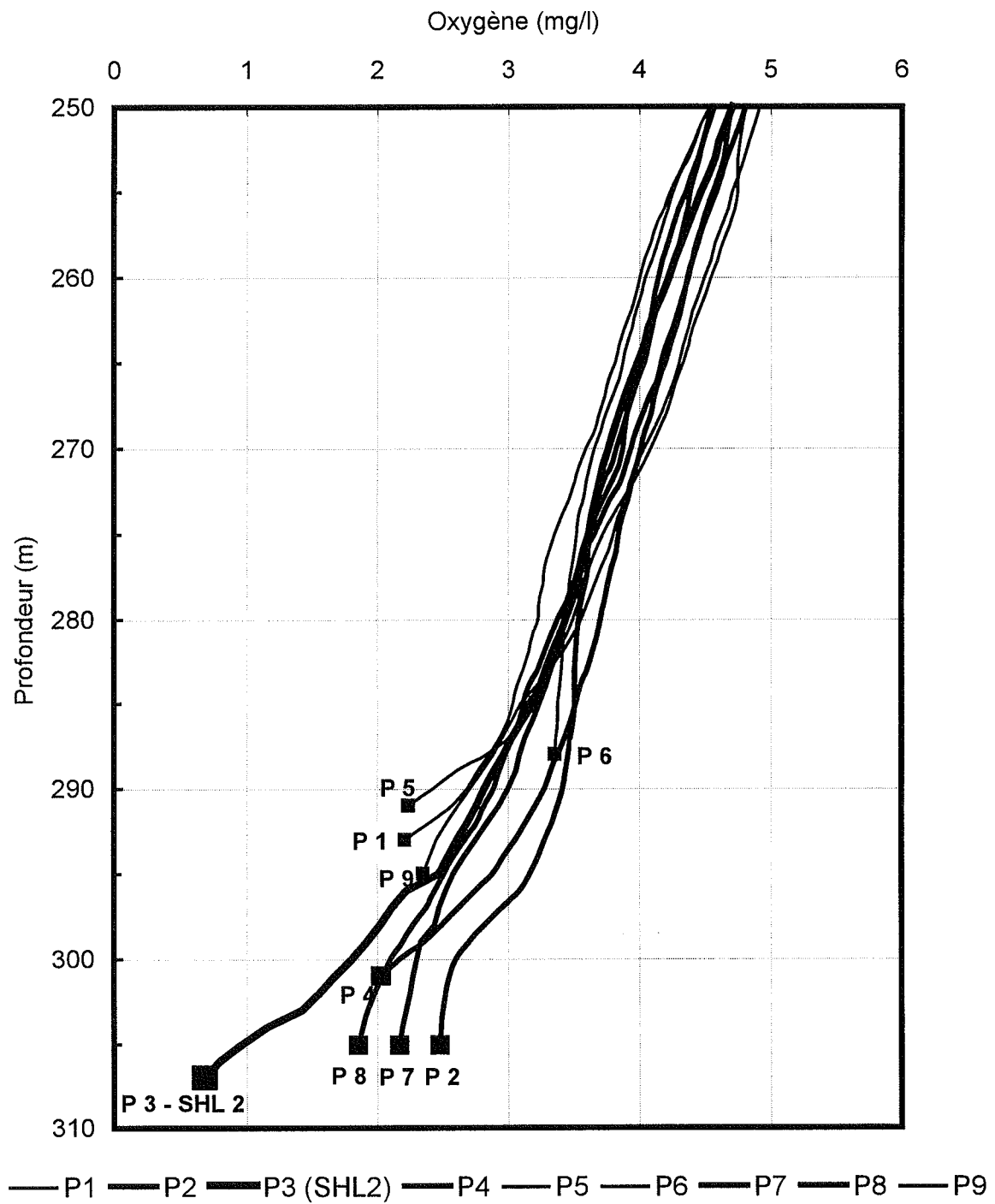


Figure 2 : Oxygène dans le fond de la plaine centrale le 1er octobre 1997

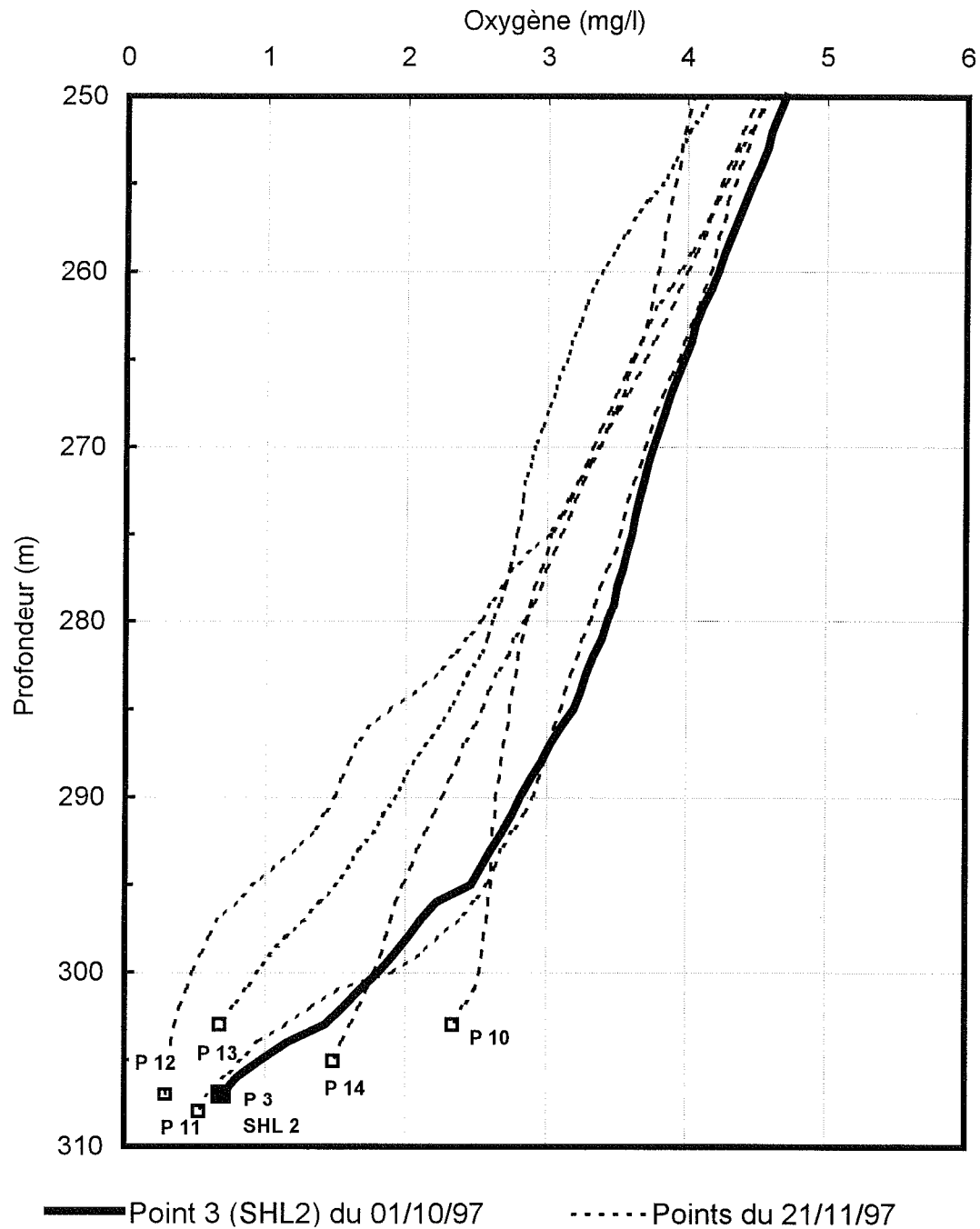


Figure 3: Oxygène dans le fond de la plaine centrale le 21 novembre 1997, avec pour mémoire le profil relevé au point SHL2 (P3) le 1er octobre 1997

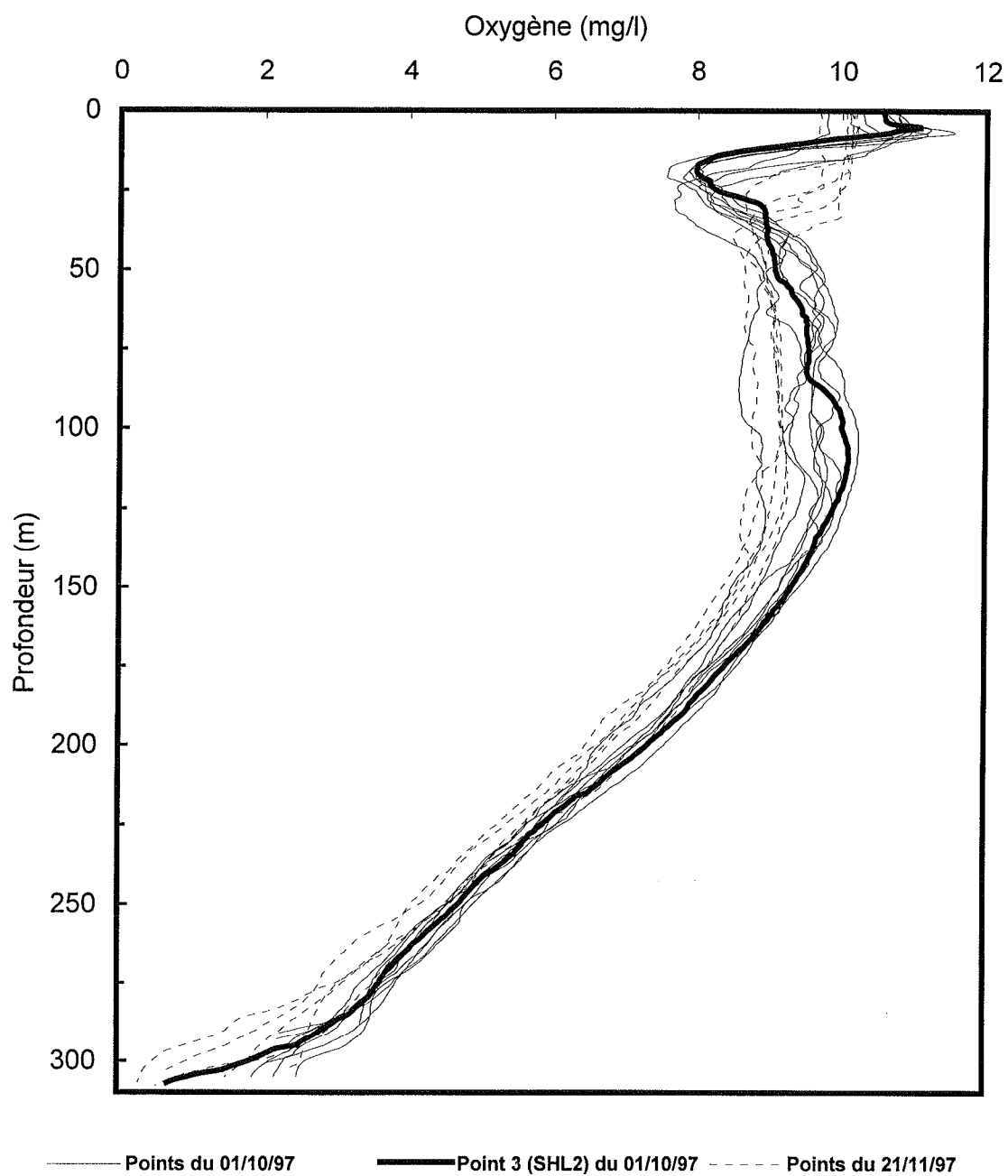


Figure 4 : Oxygène dans le fond de la plaine centrale les 1er octobre et 21 novembre 1997

La figure 3 présente les profils relevés le 21 novembre dans la partie est du Grand Lac pour les couches en dessous de 250 mètres. Les points 11 et 12 ainsi que le point 13 présentent des teneurs en oxygène inférieures à 1 mg/l. Le point 11 situé sur l'axe longitudinal présente un profil d'oxygène très proche de celui observé au point 3 (SHL2) relevé le 1er octobre. Par contre, les profils 12 et 13 situés près de la côte vaudoise, montrent un appauvrissement en oxygène plus marqué dans les 30 derniers mètres. Le point 14, par 305 mètres près de la côte française, a encore une teneur en oxygène supérieure à 1 mg/l.

Sur la figure 4 est représentée la totalité des profils des 1er octobre et 21 novembre. Cette figure met en évidence la bonne homogénéité horizontale des teneurs en oxygène dans les couches profondes entre 50 et 250 mètres : mêmes gradients et, à profondeurs égales, teneurs comprises dans un intervalle ne dépassant pas 1 mg/l. Dans les couches superficielles on observe une forte stratification le 1er octobre, avec un léger déficit dans la couche de 15 à 40 mètres, déficit à mettre en relation avec le phénomène de minéralisation des organismes planctoniques morts au cours de leur sédimentation. Le 21 novembre, les couches superficielles sont homogènes jusqu'à des profondeurs variant de 15 à 30 mètres suivant les points.

La figure 1 présente un essai de délimitation de la couche où la concentration en oxygène descend au-dessous de 1 mg/l en automne. Si l'on se base sur les données de la campagne du 1er octobre, on est tenté de limiter cette zone aux fonds en dessous de 305 mètres. Cependant cette campagne laissait dans l'ombre une grande partie du Grand Lac, notamment les grands fonds au long des rives nord et sud du lac, ainsi que la partie est de la plaine centrale car le point SHL2 n'est en fait pas au centre de cette plaine mais à l'ouest.

La campagne du 21 novembre a tenté de combler ces lacunes. Si les conclusions de la première campagne se trouvent confortées au vu des résultats des points 10, 11 et 14, il n'en est pas de même en ce qui concerne les résultats des points 12 et 13 qui se trouvent plus désoxygénés que les autres à profondeurs similaires. Il est donc possible que dans le secteur nord-est de la plaine centrale la désoxygénation soit plus marquée et atteigne des profondeurs moindres.

4. CONCLUSION

Cette première tentative de délimitation des zones les plus désoxygénées de la plaine centrale du Léman nous a permis de confirmer que, dans la majeure partie du pourtour de la plaine centrale, la zone désoxygénée à moins de 1 mg/l ne remonte pas sur les bords de la plaine au-dessus de 305 mètres. Un doute subsiste concernant le comportement de l'oxygène dans la zone des grands fonds parallèlement à la rive vaudoise où l'on a observé des teneurs en oxygène plus faibles.

BIBLIOGRAPHIE

BLANC, P., CORVI, C. et RAPIN, F. (1998) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 1997.

ÉVOLUTION DE LA PRODUCTION PHYTOPLANCTONIQUE DANS LE LÉMAN

Campagne 1997

PAR

Jean Pierre PELLETIER

avec la collaboration technique de

Jean-Paul MOILLE et Pascal CHIFFLET

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

RÉSUMÉ

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

Particulièrement élevée l'année précédente, la concentration en chlorophylle dans la couche supérieure retombe en 1997 à des valeurs plus couramment observées (5.76 mg/m^3 en moyenne annuelle dans la couche 0-10 mètres). La production primaire annuelle diminue également de façon sensible ($249 \text{ gC/m}^2 \cdot \text{an}$).

Le pic de chlorophylle printanier est observé particulièrement tôt, à la mi-mars, alors qu'il se manifeste habituellement en mai. Il est toutefois modéré (21.6 mg/m^3 dans la couche 0-10 mètres). La transparence tombe à 2.10 mètres. La production plafonne au printemps en dessous de $2'000 \text{ mgC/m}^2 \cdot \text{jour}$, alors qu'elle atteignait une valeur presque deux fois plus élevée au début du mois de mai de l'année précédente. La phase des eaux claires se développe précocement en mai, la concentration en chlorophylle tombe à 1.2 mg/m^3 dans les 10 premiers mètres, par suite de l'activité de filtration d'un zooplancton herbivore particulièrement abondant; en conséquence, la transparence remonte à 11.7 mètres. De juin à août, la concentration en chlorophylle reste faible et la production est basse pour la saison (maximum : $2'276 \text{ mgC/m}^2 \cdot \text{jour}$). Ce n'est qu'en septembre et octobre que la concentration en chlorophylle augmente, en particulier en dessous de 10 mètres, du fait de l'accumulation d'algues filamenteuses non consommées par le zooplancton. La production automnale est néanmoins limitée, en dépit de la forte biomasse. Le phosphore, pratiquement épuisé dans une grande partie de la couche supérieure, joue le rôle de facteur limitant.

Le stock initial de phosphore, qui se constitue au moment du brassage de fin d'hiver, permet un développement encore trop important du phytoplancton au cours de l'année, en dépit de la faible profondeur affectée par ce brassage en 1997.

1. INTRODUCTION

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

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

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

2. MÉTHODES

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

La production primaire est évaluée par des mesures *in situ* de l'intensité de la photosynthèse réalisée par les algues planctoniques. Nous utilisons la méthode de STEEMANN NIELSEN (1952) qui doit sa grande sensibilité à l'emploi du ^{14}C comme traceur. Les prélèvements d'eau sont effectués à 9 niveaux échelonnés dans la zone euphotique, jusqu'à 20 mètres de profondeur. Chaque échantillon, réparti dans 3 flacons, est enrichi en carbonate de sodium marqué au ^{14}C , puis immergé à la profondeur à laquelle il a été prélevé. L'incubation *in situ* est réalisée pendant le tiers médian de la période diurne. L'extrapolation de ces résultats à la journée entière est obtenue en multipliant la production globale mesurée par le coefficient 2.22, déterminé expérimentalement au cours de journées à ensoleillement standard. Après incubation, le phytoplancton contenu dans chaque flacon est recueilli sur une membrane filtrante de 0.8 micromètres de porosité et la quantité de ^{14}C incorporé dans le phytoplancton est mesurée par scintillation en milieu liquide. La connaissance du taux d'incorporation du ^{14}C d'une part et de la concentration du carbone minéral dissous dans l'eau d'autre part permet de calculer la quantité de carbone assimilé par photosynthèse (PELLETIER, 1983).

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

3. RÉSULTATS

Profils verticaux

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

Très basse de janvier à début mars, la concentration en chlorophylle dans la zone euphotique atteint son maximum printanier à la mi-mars, alors que ce pic est habituellement observé en mai. Cette valeur maximale est relativement faible : 21.6 mg/m^3 dans la couche 0-10 mètres. Le pic correspondant de production primaire est également réduit : $1'991 \text{ mgC/m}^2 \cdot \text{jour}$, soit guère plus de la moitié du maximum mesuré au début du mois de mai de l'année précédente. Le maximum d'assimilation (A_{max}) relevé dans le profil de production du 17 mars atteint $196 \text{ mgC/m}^3 \cdot \text{incubation}$, à 2 mètres de profondeur. Cette valeur ponctuelle, mesurée près de la surface, est la plus élevée des valeurs enregistrées au cours de la campagne 1997, mais elle reste très en deçà du maximum ponctuel mesuré au début du mois de mai de l'année précédente ($549 \text{ mgC/m}^3 \cdot \text{incubation}$).

La phase des eaux claires se développe précocement en mai. Le 21 mai, la concentration en chlorophylle tombe à 1.24 mg/m^3 et, en conséquence, la transparence remonte à 11.7 mètres. Parallèlement, on observe à cette époque une abondance particulièrement grande du zooplancton herbivore, essentiellement des daphnies et des bosmines (BALVAY, 1998) dont l'activité de filtration est déterminante dans la clarification des eaux.

TABLEAU 1 - Paramètres de production primaire (Léman, SHL 2, 1997)

Date	ΣA mgC/m ² .inc	PPj mgC/m ² .j	A_{max} mgC/m ³ .inc	Chl A_{max} mg/m ³	Chl 0-10 mg/m ²	Chl 0-30 mg/m ²	T _{DS} m
15.01	55	121	4.8	0.7	6.7	20.8	13.00
10.02	126	280	7.3	0.9	8.7	27.1	17.50
03.03	318	707	22.5	2.1	17.2	50.6	13.20
17.03	897	1'991	196.4	24.5	216.3	293.6	2.10
09.04	886	1'968	158.4	14.2	111.8	148.0	3.80
24.04	789	1'752	70.3	5.5	55.8	150.0	4.80
13.05	210	466	62.3	4.6	17.7	39.9	6.75
21.05					12.4	24.0	11.70
09.06	898	1'994	114.5	12.0	81.3	106.0	6.00
25.06	618	1'372	46.3	2.7	31.8	102.3	7.00
09.07	888	1'972	80.8	5.5	56.9	120.9	6.80
22.07	1'025	2'276	77.9	3.8	47.3	95.2	7.00
04.08	932	2'069	136.8	3.1	47.0	109.9	4.25
19.08	724	1'606	75.7	5.8	48.8	101.5	7.40
09.09	514	1'142	78.4	11.5	72.8	206.5	5.40
23.09	605	1'343	59.5	14.1	109.5	251.6	4.20
06.10	703	1'562	72.8	9.8	86.6	196.8	5.40
20.10	420	932	90.7	12.3	126.9	289.7	3.80
03.11	359	797	41.4	8.2	75.6	117.3	5.70
17.11	161	358	21.2	3.1	31.6	68.1	8.00
08.12	159	354	17.2	2.2	21.6	60.0	10.50

Symboles utilisés :

- ΣA : Production intégrale, exprimée en mg de C assimilé par mètre carré pendant la période d'incubation. Cette valeur correspond à l'aire délimitée par le profil vertical et les axes
- PPj : Production primaire journalière calculée : $PPj = 2.22 \Sigma A$
- 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) correspondant à A_{max}
- Chl 0-10 : Concentration en chlorophylle *a* (mg/m²) dans la couche surface - 10 mètres
- Chl 0-30 : Concentration en chlorophylle *a* (mg/m²) dans la couche surface - 30 mètres
- T_{DS} : Transparence exprimée en mètres, mesurée à l'aide du disque de Secchi.

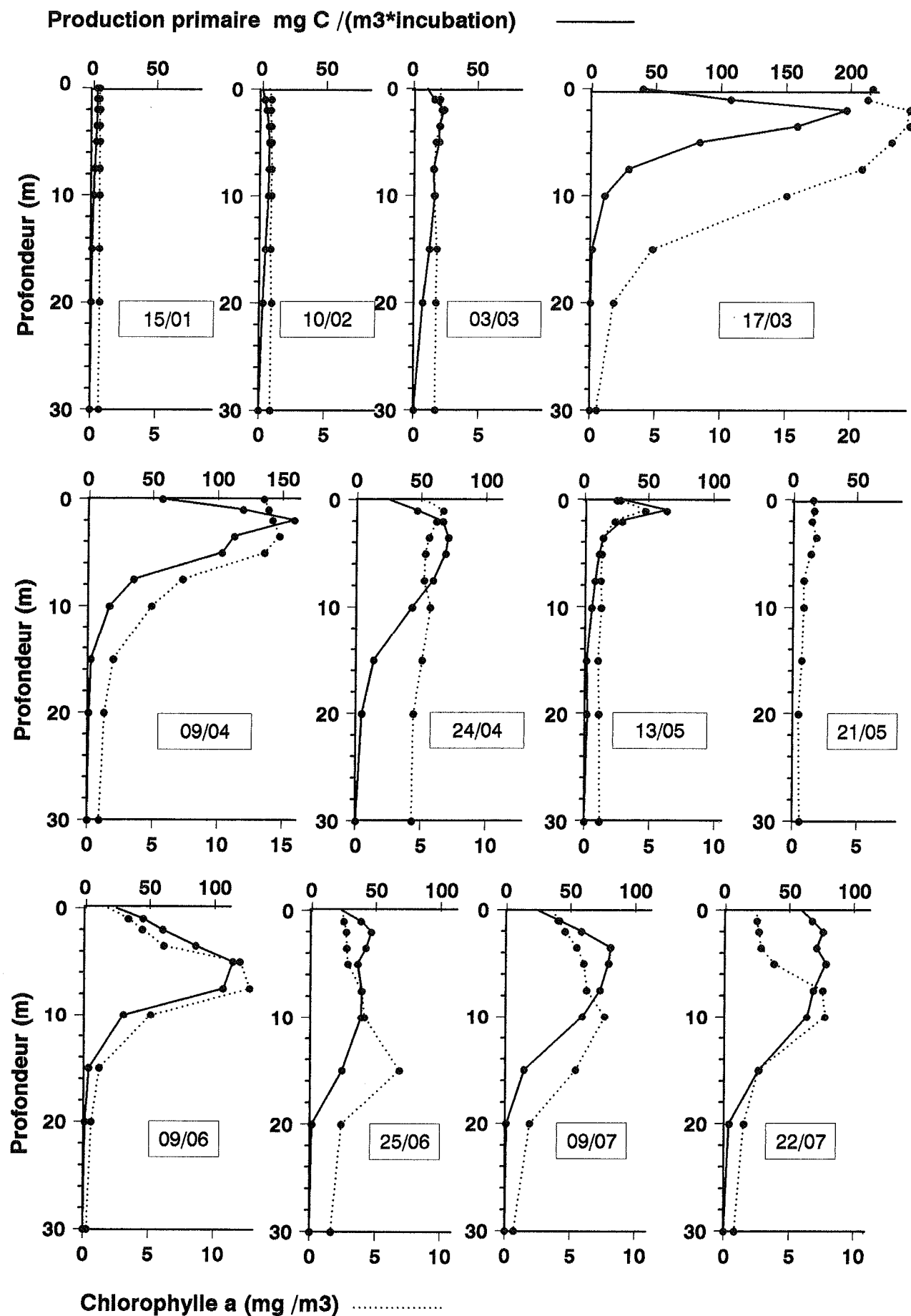


Figure 1 : Profils verticaux de production primaire (trait plein, échelle supérieure) et de chlorophylle *a* (pointillés, échelle inférieure). La période d'incubation est le tiers médian de la période diurne. (Léman, SHL 2, de janvier à juillet 1997)

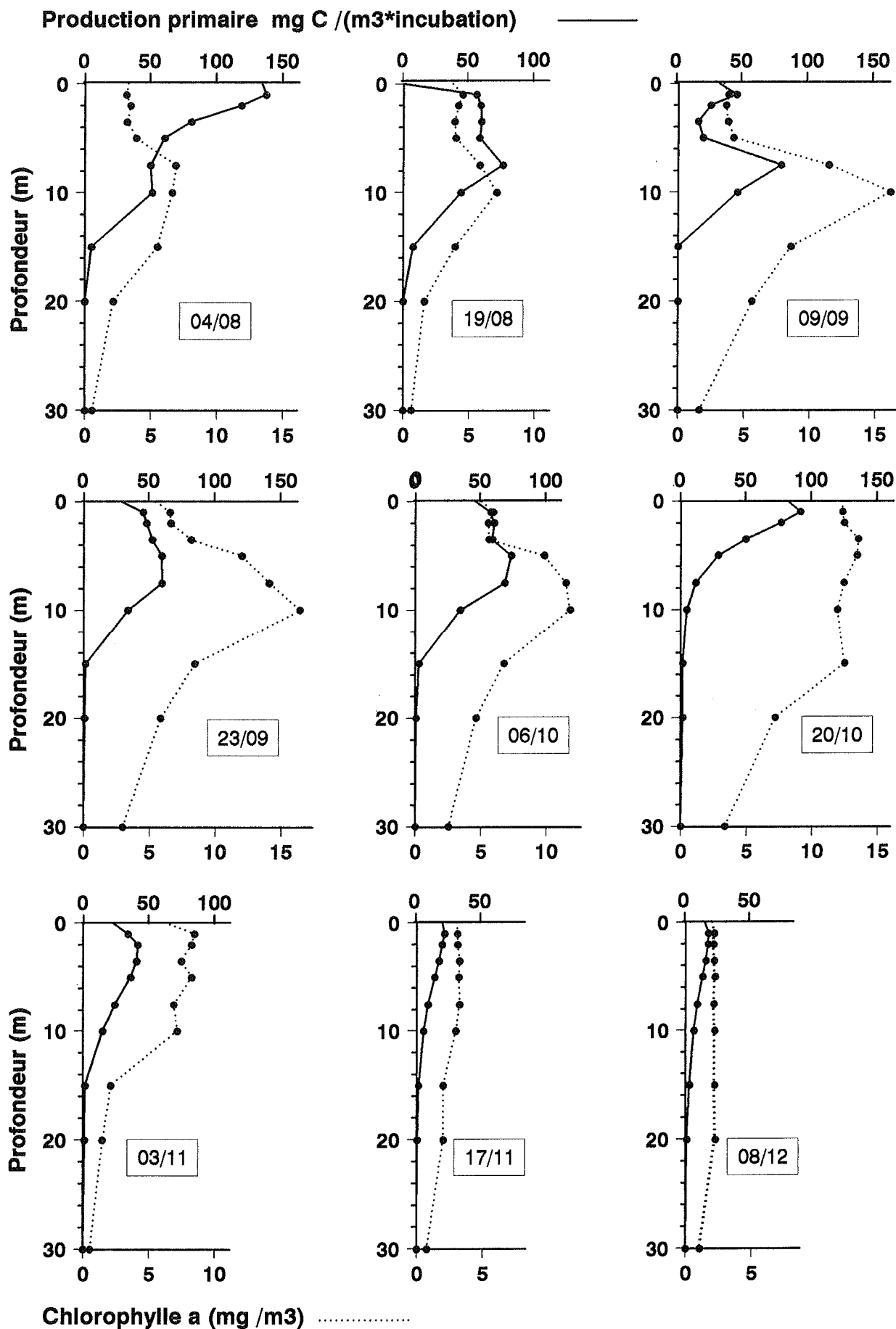


Figure 2 : Profils verticaux de production primaire (trait plein, échelle supérieure) et de chlorophylle *a* (pointillés, échelle inférieure). La période d'incubation est le tiers médian de la période diurne. (Léman, SHL 2, de juillet à décembre 1997)

De début juin à fin août, la concentration en chlorophylle reste basse et il faut attendre septembre et octobre pour observer une augmentation importante de la biomasse phytoplanctonique, exprimée en chlorophylle. Cet accroissement est plus marqué à partir de 10 mètres, en dessous de la zone de forte production. Il s'agit en effet essentiellement d'algues filamenteuses qui, non consommées par le zooplancton, s'accumulent dans le milieu tout en sédimentant progressivement. En automne, la biomasse phytoplanctonique calculée à partir des biovolumes cellulaires atteint des valeurs extrêmement élevées ($10\,300 \text{ mg/m}^3$), dues au fort développement de la conjugée *Mougeotia*, puis de la xanthophycée *Tribonema* (REVACLIER et al., 1998). La production primaire mesurée en septembre et octobre confirme que le taux de renouvellement du phytoplancton est en diminution; la forte biomasse observée résulte donc bien essentiellement d'un processus d'accumulation d'une biomasse non consommée au niveau de la chaîne alimentaire directe. Cette biomasse sédimente lentement et est finalement dégradée par les bactéries, elles-mêmes consommées par des protozoaires qui deviennent la proie des organismes plus gros du zooplancton (entomostracés, rotifères); l'ensemble de ces processus constitue la boucle microbienne. D'autre part, à cette époque les orthophosphates sont pratiquement épuisés dans une couche superficielle qui devient de plus en plus épaisse (BLANC et al., 1998) et jouent le rôle de facteur limitant du développement algal. L'accumulation de ces algues en dessous de la couche superficielle ne provoque pas de nuisance spectaculaire car elle affecte peu la transparence des eaux qui ne descend pas en dessous de 3.5 mètres. Néanmoins, comme l'année précédente, ces algues filamenteuses engluent les filets (grands pics) des pêcheurs professionnels et les rendent alors totalement inefficaces. L'accumulation de ces algues sur le fond pourrait affecter la nature du sédiment et la faune benthique.

Variations saisonnières

La figure 3 représente les variations au cours de la campagne 1997 de 4 paramètres globaux : la production primaire intégrée verticalement et exprimée par unité de surface, la teneur moyenne en chlorophylle dans les 10 et 30 premiers mètres, également exprimée par unité de surface, ainsi que la transparence. Ces courbes résument l'analyse des variations saisonnières des profils verticaux.

La campagne 1997 se caractérise par un développement très précoce du phytoplancton et par un établissement également précoce de la phase des eaux claires, bien marquée en mai. Les maxima printaniers et estivaux ou automnaux de concentration en chlorophylle et de production sont très réduits par rapport aux années précédentes. Les mois de septembre et d'octobre sont caractérisés par l'accumulation de la biomasse dans les 30 premiers mètres, alors que le taux de renouvellement de la biomasse, exprimé par la production primaire, se ralentit.

Production annuelle

La production annuelle brute est obtenue par intégration des valeurs journalières sur l'année. La production nette, directement utilisable par les herbivores, détritivores et décomposeurs, est calculée en retranchant 40 % à la production brute; cet abattement correspond aux pertes de carbone par respiration. La production primaire annuelle nette ainsi calculée pour la campagne 1997 s'établit à $249 \text{ gC/m}^2 \cdot \text{an}$ (tableau 2). Cette valeur de production accuse une diminution sensible par rapport à l'année précédente.

La moyenne pondérée annuelle de la concentration en chlorophylle dans les 10 premiers mètres atteint 5.76 mg/m^3 , valeur légèrement inférieure à celle de l'année précédente et qui se rapproche des valeurs les plus couramment enregistrées (tableau 2).

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

Année	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	96	97
Production primaire annuelle nette ($\text{gC/m}^2 \cdot \text{an}$)	185	279	299	295	293	258	359	268	295	223	282	249
Chlorophylle <i>a</i> (0 - 10 m) moyenne annuelle (mg/m^3)	6.4	5.5	6.1	5.8	4.4	4.8	5.6	5.1	5.0	5.2	6,7	5,8

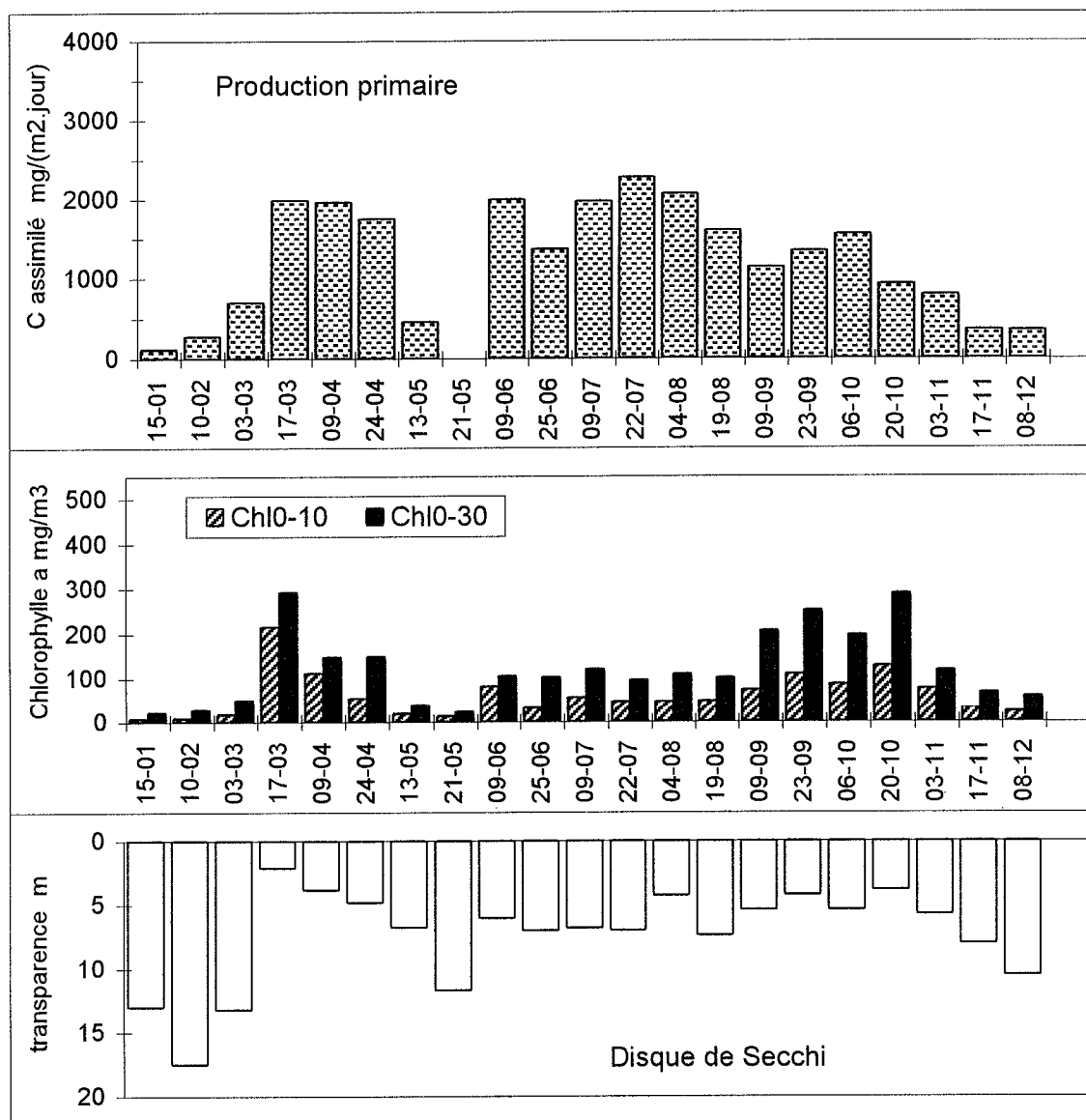


Figure 3 : Variations saisonnières de la production primaire journalière, de la teneur en chlorophylle *a* dans les couches 0-10 et 0-30 mètres, et de la transparence mesurée au disque de Secchi. (Léman, SHL 2, 1997)

4. CONCLUSIONS

Par rapport à l'année précédente, la campagne 1997 se caractérise globalement par une légère réduction de la production primaire annuelle et par une diminution plus marquée de la concentration en chlorophylle. Le pic de chlorophylle de printemps, très modéré, est particulièrement précoce (mi-mars) alors que le pic unique d'été-automne est très tardif (mi-octobre). Ce dernier est dû comme l'année précédente à l'accumulation d'algues filamenteuses (*Mougeotia* et *Tribonema* en particulier) non consommées par le zooplancton herbivore. En dépit d'une biomasse extrêmement élevée évaluée à partir des biovolumes cellulaires (REVACLIER et al., 1998), la production primaire reste modérée en automne : le développement du phytoplancton est en effet limité par la disparition des orthophosphates dans la couche supérieure; l'épaisseur de cette couche dépourvue d'orthophosphates tend d'ailleurs à augmenter d'année en année (BLANC et al., 1998). Mais la présence de ces algues filamenteuses engendre une gêne sérieuse pour la pêche professionnelle. Le stock initial de phosphore qui se met en place à la fin de l'hiver au cours de la période de brassage permet un développement encore trop important du phytoplancton. Ce stock est influencé par l'importance de ce brassage, lui-même dépendant des conditions climatiques hivernales. Le dernier brassage complet du lac remonte à 1986; le prochain " retournement " du lac provoquera inéluctablement un accroissement du stock de nutriments dans la couche supérieure, ce qui augmentera le potentiel de développement du phytoplancton.

Les résultats de la campagne 1997 confirment les tendances observées au cours des trois dernières années, à savoir l'établissement d'une forte biomasse associée à une production faible. Cette situation résulte d'une très forte prépondérance du microphytoplancton (filamenteuses en particulier), peu consommé. En outre, la dynamique des populations des poissons planctonophages (perche et surtout corégones) est susceptible d'avoir des répercussions considérables sur le développement du phytoplancton, via la cascade trophique, et mériterait une étude plus approfondie.

BIBLIOGRAPHIE

- BALVAY, G. (1998) : Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1997.
- BLANC, P., CORVI, C., KHIM-HEANG, S. et RAPIN, F. (1998) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1997.
- PELLETIER, J.P. (1983) : Mesure de la production primaire en milieu aquatique; problèmes méthodologiques et éléments d'interprétation. Revue française des sciences de l'eau, 2, 339-366.
- REVACLIER, R., DRUART, J-C. et PELLETIER, J.P. (1998) : Evolution du phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1997.
- STEEMANN NIELSEN, E. (1952) : The use of radioactive carbon (^{14}C) for measuring organic production in the sea. J. Cons. Int. Exploit. Mer, 18, 117-140.
- STRICKLAND, J.D.H. and PARSONS, T.R. (1968) : A practical handbook of sea water analysis. Bull. Fish. Res. Bd Canada, 167, 311 p.

ÉVOLUTION DU PHYTOPLANKTON DU LÉMAN

Campagne 1997

PAR

Roger REVACLIER

SERVICE CANTONAL D'ÉCOTOXICOLOGIE, CP 78, CH - 1211 GENÈVE 8

Jean-Claude DRUART et Jean Pierre PELLETIER

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

RÉSUMÉ

*En 1997, la biomasse annuelle moyenne du phytoplancton ($2'800 \text{ mg/m}^3$) est en augmentation de 33 % par rapport à 1996. Comme l'année précédente, cette biomasse élevée est due à la prolifération automnale d'algues filamenteuses non consommées par le zooplancton. La xanthophycée *Tribonema*, dont la réimplantation dans le Léman avait été observée en 1995, est devenue dominante en automne 1997. Comme en 1996, la biomasse printanière est restée faible (804 mg/m^3).*

La part du nanophytoplancton dans la biomasse annuelle moyenne est la plus faible depuis 1988 (15 %).

Les biomasses mesurées dans le Petit Lac, en particulier en automne, sont beaucoup plus faibles que dans le Grand Lac, bien que la composition spécifique du phytoplancton soit très similaire.

1. MÉTHODES

Comme les années précédentes, le phytoplancton est étudié à partir d'échantillons d'eau de la couche 0-10 mètres prélevés à la station SHL2 (Grand Lac) avec un appareil intégrateur et à GE3 (Petit Lac) avec un tuyau lesté de 10 m de longueur. La campagne 1997 a comporté 21 prélèvements répartis sur l'année, à SHL2, et 12 prélèvements mensuels, à GE3. L'échantillon de la mi-avril prélevé à SHL2 n'a pas été intégré dans la série de résultats présentés, car l'examen quantitatif a été biaisé par suite d'un incident technique.

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

2. RICHESSE SPÉCIFIQUE DU PHYTOPLANKTON

La répartition du nombre de taxons appartenant au nanophytoplancton (longueur de la cellule ou de la colonie $< 50 \mu\text{m}$ et volume cellulaire $< 10'000 \mu\text{m}^3$) ou au microphytoplancton (dimensions supérieures) figure dans le tableau 1.

TABLEAU 1 - Nombre de taxons de micro- et nanophytoplancton en 1997

	MICRO	NANO	NBRE TOTAL
Cyanophycées	9	2	11
Dinophycées	4	6	10
Cryptophycées	0	4	4
Chrysophycées	4	3	7
Xanthophycées	1	0	1
Diatomées *	11 (3)	22 (7)	33 (10)
Chlorophycées	14	23	37
Conjuguées	9	1	10
Total 1997	52	61	113

* entre parenthèses () : Diatomées centriques

En 1997, 113 taxons ont été identifiés, soit treize unités de moins qu'en 1996. Cette régression affecte aussi bien le nano- que le microphytoplancton. La richesse spécifique du phytoplancton est l'une des plus faibles enregistrées ces dernières années. Elle n'est pas concomitante avec l'amélioration de la qualité chimique des eaux du lac. Elle varie même de façon inverse. Ce phénomène a déjà été signalé dans les rapports précédents.

En 1997, cinq nouveaux taxons ont été rencontrés dans la Léman : la petite cyanobactérie *Synechococcus elongatus*, un péridinien (*Gymnodinium cf. mitratum*) et deux diatomées (*Cymbella delicatula* et *Tabellaria flocculosa*).

3. VARIATIONS SAISONNIÈRES DE LA BIOMASSE

Comme chaque année, on peut distinguer plusieurs phases dans les variations saisonnières du phytoplancton (figures 1 et 2) :

- la phase hivernale à faible biomasse phytoplanctonique avec une valeur observée de 267 mg/m^3 , valeur assez forte pour la saison et proche de celle de 1995 (280 mg/m^3),
- la phase printanière démarre plus rapidement que les années précédentes (mi-mars) et se termine début avril avec un pic de $1'980 \text{ mg/m}^3$ composé essentiellement d'espèces nanoplanctoniques. Les autres années, cette phase était beaucoup plus longue et se prolongeait jusqu'à la fin mai. Dans le Petit Lac, le pic printanier est observé mi-mars avec une biomasse de $1'160 \text{ mg/m}^3$,
- la phase des eaux claires qui suit est bien marquée cette année (457 mg/m^3 à la mi-mai à SHL2 et 135 mg/m^3 fin mai dans le Petit Lac),
- la phase estivale commence tôt cette année (fin mai) et montre deux pics assez semblables, le premier début juin ($2'440 \text{ mg/m}^3$) et le second début juillet ($2'430 \text{ mg/m}^3$), tous deux dominés par les espèces microphytoplanctoniques.

Dans le Petit Lac, le pic estival est beaucoup plus modeste avec 600 mg/m^3 à la mi-juillet,

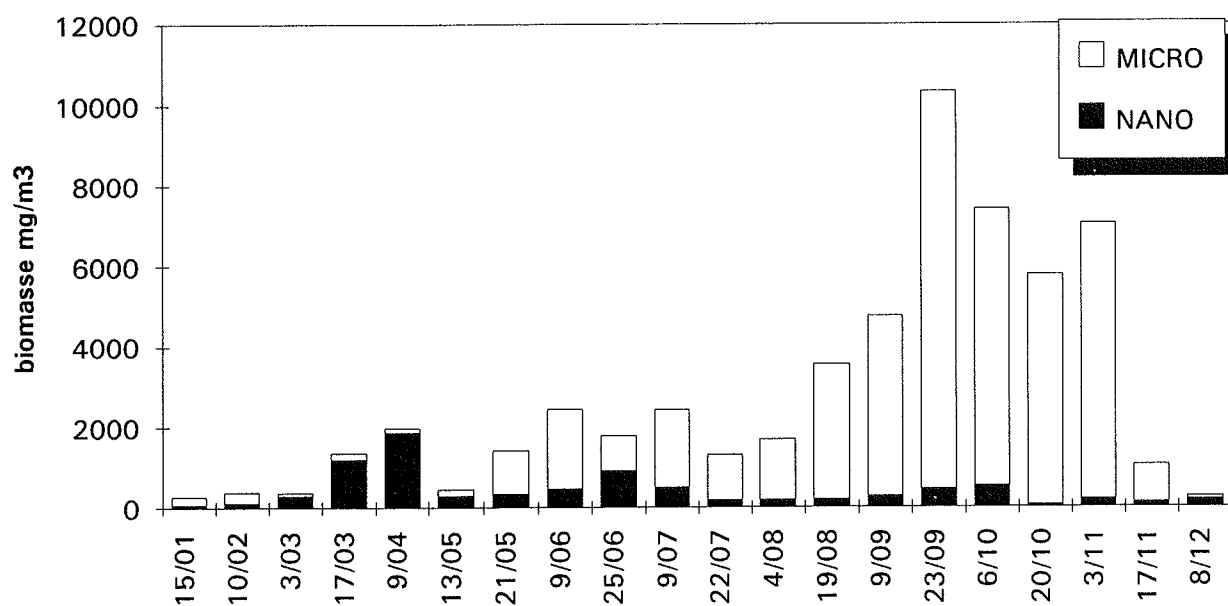


Figure 1 : Variations saisonnières de la biomasse du phytoplancton (matière fraîche) par classes de taille (Léman, SHL 2, 1997)

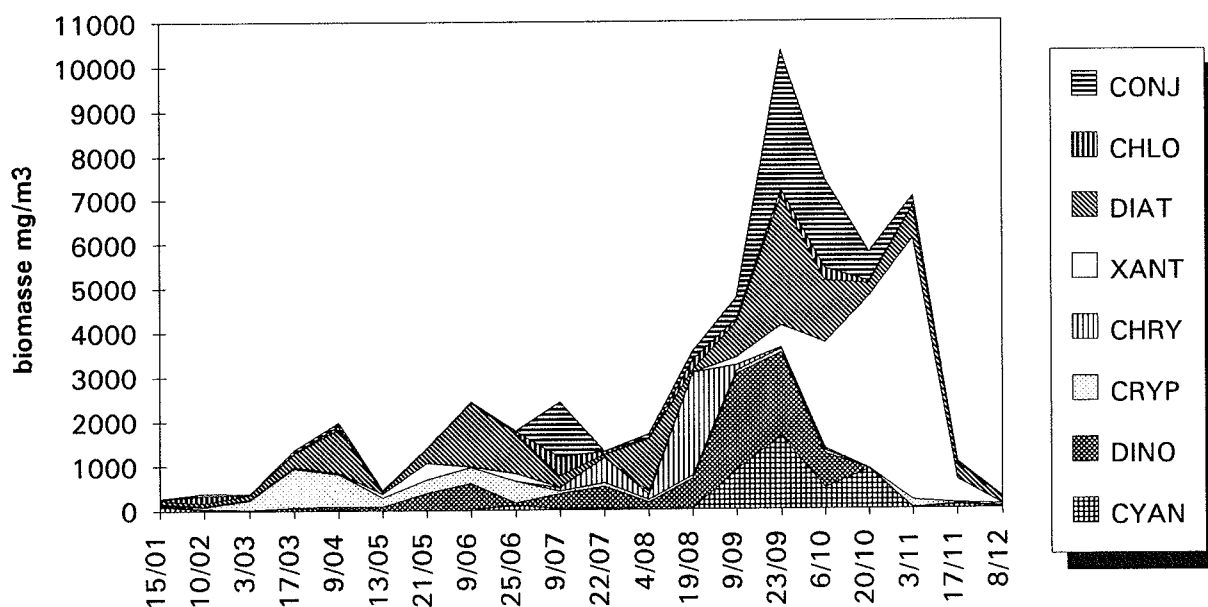


Figure 2 : Variations saisonnières de la biomasse du phytoplancton (matière fraîche) par classes d'algues (Léman, SHL 2, 1997)

- la phase automnale démarre début août et se prolonge jusqu'à début novembre. Elle est marquée par un pic extrêmement important fin septembre ($10'300 \text{ mg/m}^3$), comparable à celui enregistré en 1987 ($11'000 \text{ mg/m}^3$). La biomasse moyenne observée au cours de cette période est forte ($6'480 \text{ mg/m}^3$), bien que les teneurs en nutriments soient en baisse encore cette année (BLANC et al., 1998). Les espèces qui se développent au cours de cette phase, pour la plupart filamenteuses (*Mougeotia gracillima*, *Tribonema ambiguum* et *Oscillatoria rubescens*), ne sont pratiquement pas consommées par le zooplancton herbivore et s'accumulent en provoquant les désagréments habituels constatés depuis quelques années (gène pour la pêche, dépôts d'algues sur le littoral, etc...).

Par la suite, les biomasses décroissent régulièrement jusqu'à la fin de l'année, avec un minimum hivernal très précoce cette année (début décembre),

- dans le Petit Lac, un pic est observé en fin d'été (mi-septembre) avec $2'040 \text{ mg/m}^3$. Cette biomasse est la plus élevée de l'année. Cependant, un pic automnal modeste apparaît début novembre avec une biomasse de 710 mg/m^3 , pic alors largement dominé par *Tribonema ambiguum* (35 % de la biomasse).

De 1995 à 1997, les biomasses et les concentrations en chlorophylle de la couche 0-10 mètres du Petit Lac sont en général moins élevées que dans le Grand Lac (figure 3). Ces différences sont particulièrement flagrantes en automne 1997.

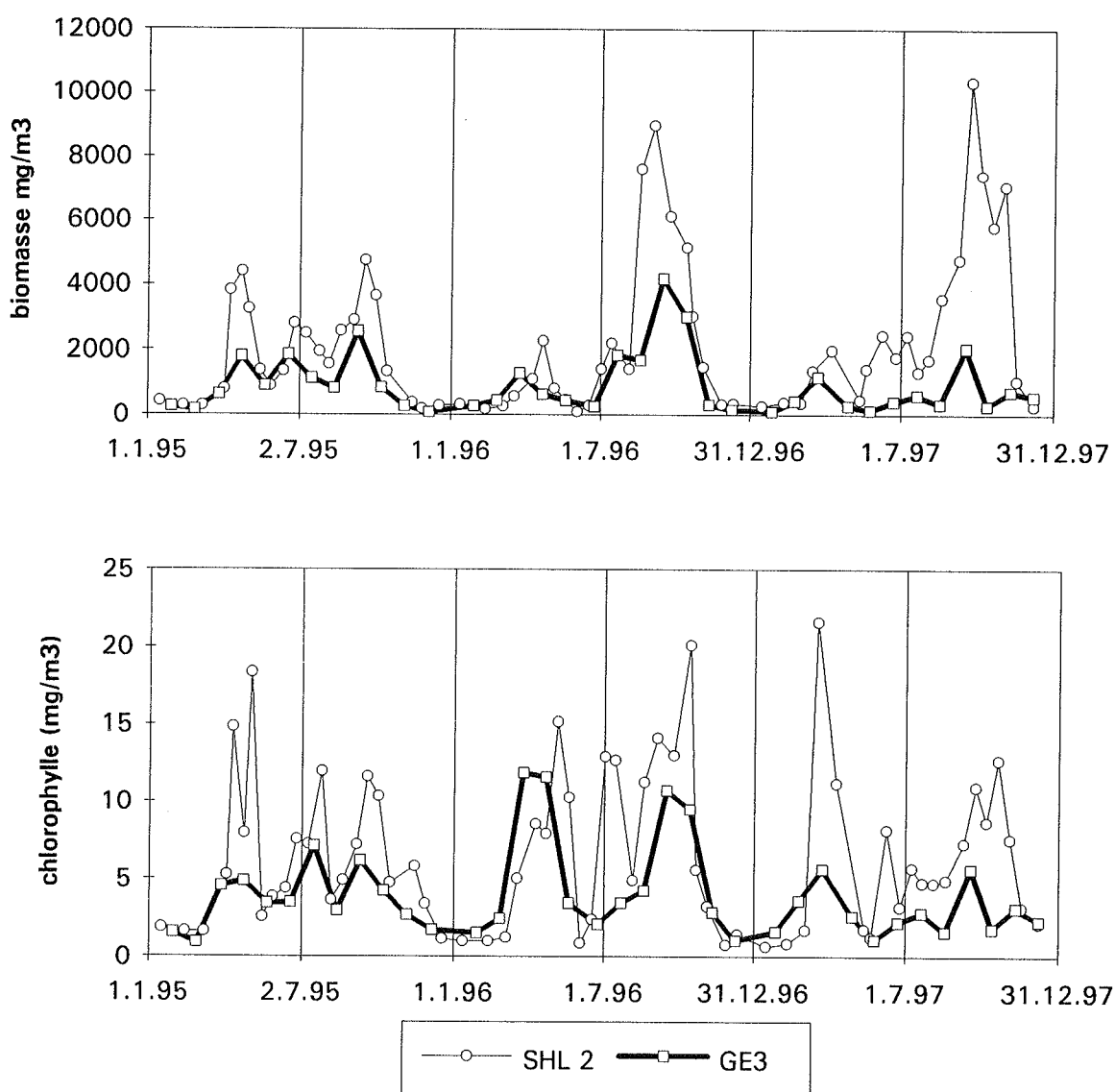


Figure 3: Evolution comparée des biomasses du phytoplancton et des concentrations en chlorophylle *a* de la couche 0-10 mètres à SHL2 et GE3 (Léman, 1997)

4. BIOMASSE ET SUCCESSION DES PRINCIPAUX TAXONS À L'ÉCHELLE ANNUELLE

4.1 Contribution des classes d'algues (figure 2)

En 1997, la biomasse maximale printanière est dominée par la diatomée centrique *Stephanodiscus minutulus* et les petites cryptophycées habituelles. En 1996, l'ordre de succession était inverse. L'été voit les développements importants de la diatomée *Asterionella formosa* et de la conjuguée *Staurastrum sebalzii* var. *ornatum*; généralement cette dernière espèce se développe à l'automne.

Les xanthophycées, les diatomées, les conjuguées, les dinophycées, les cyanobactéries et enfin les chrysophycées se partagent successivement la période automnale.

À l'échelle de l'année et pour la première fois, ce sont les xanthophycées qui représentent le plus fort pourcentage de la biomasse (25.1 %) devant les diatomées (22.2 %), les conjuguées (14.9 %), les dinophycées (14 %), les cyanobactéries (7.7 %) et les cryptophycées (7.1 %). On remarque, cette année, un classement différent de celui observé en 1996 où les conjuguées dominaient largement (42.5 %) devant les diatomées (28.6 %). On constate également une progression importante des dinophycées (14 %), valeur comparable à celle de 1995.

En moyenne annuelle, avec 14.5 %, la part du nanophytoplancton diminue encore (17.4 % en 1996) (figures 1 et 5).

Dans le Petit Lac, la part du nanoplancton est de 46 % (23 % en 1996).

4.2 Contribution des principales espèces

La liste des espèces représentant les plus fortes biomasses en moyenne annuelle figure dans le tableau 2.

Sur les 113 taxons inventoriés en 1997, 16 représentent globalement 92.5 % de la biomasse du phytoplancton (19 taxons en 1996) et 5 espèces représentent 66 % de cette biomasse (*Tribonema ambiguum* 25.1 %, *Diatoma elongatum* 13.8 %, *Mougeotia gracillima* 10.3 %, *Ceratium hirundinella* 10.1 % et *Oscillatoria rubescens* 6.6 %). Ces cinq espèces varient fortement d'une année à l'autre (tableau 2). L'exemple extrême est donné par *Tribonema ambiguum* qui représente en 1996 1 % et en 1997 25 % de la biomasse et *Mougeotia gracillima* (37.9 % en 1996 et 10.3 % en 1997).

4.3 Succession des espèces dominantes (figure 4)

Onze taxons prennent une grande importance dans la constitution de la biomasse à un moment ou l'autre de l'année 1997.

Les petites cryptophycées nanoplanctoniques *Rhodomonas minuta* et sa variété *nannoplanctica* ont occupé une place majeure au printemps. En été, *Ceratium hirundinella*, espèce volumineuse, se signale par deux fois de façon marquée : en juillet et surtout début septembre. La cyanobactérie *Oscillatoria rubescens* est prépondérante principalement en début d'année, mais reprend une place notable en fin d'été pendant le mois de septembre.

La figure 4 montre nettement la phase automnale dominée d'abord par *Dinobryon sociale* var. *americanum* et *Diatoma elongatum*, puis la prépondérance écrasante de *Tribonema ambiguum* qui représente 84 % de la biomasse début septembre.

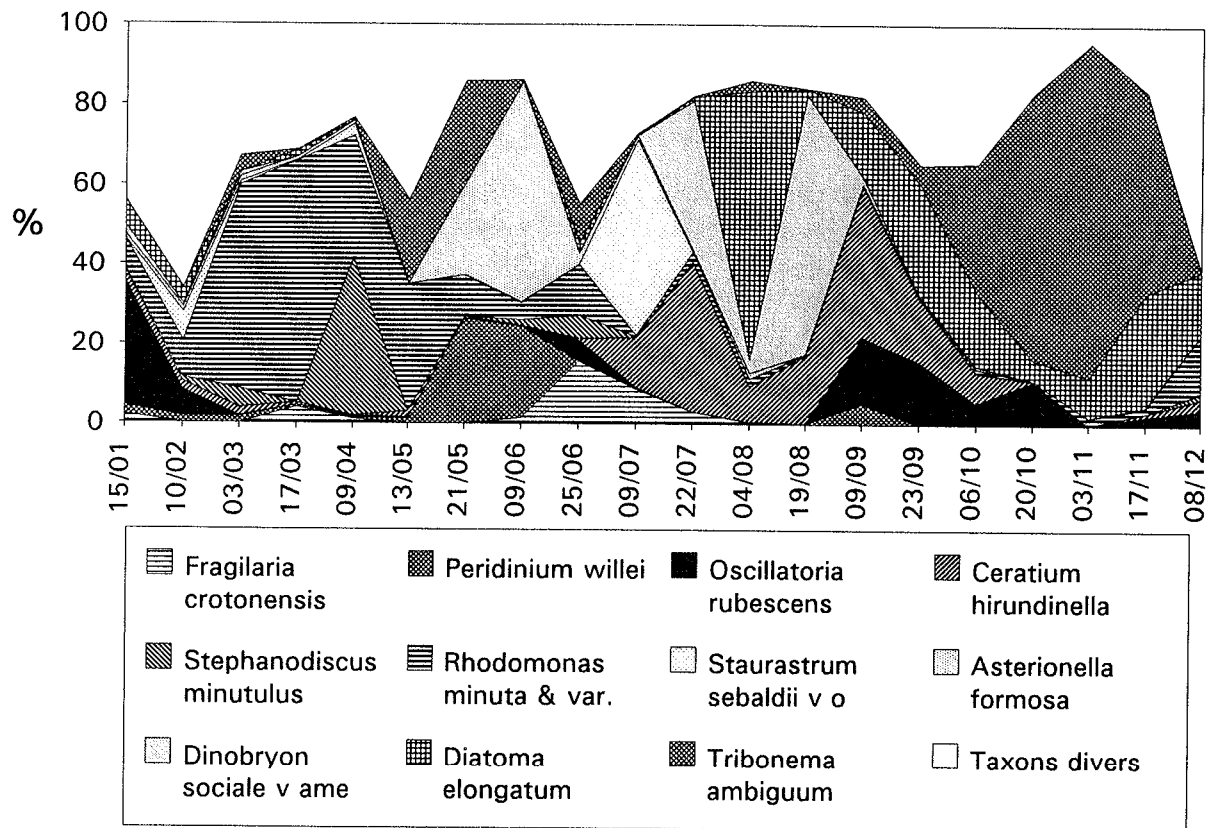


Figure 4 : Succession des taxons dominants de la biomasse du phytoplancton (Léman, SHL 2, 1997)

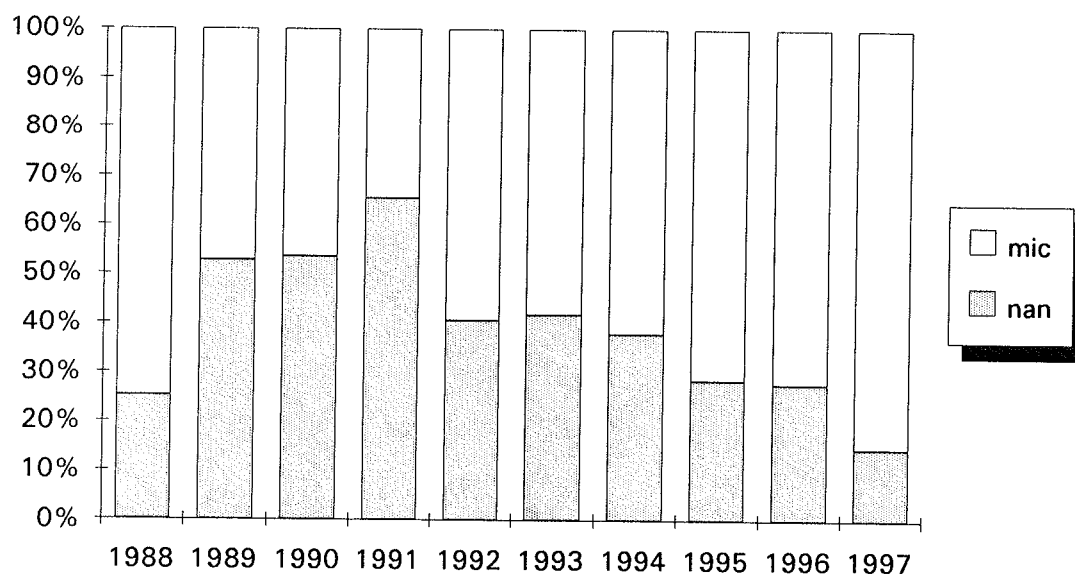


Figure 5 : Evolution de la biomasse relative du nanophytoplancton (nano) et du microphytoplancton (mic) (Léman, SHL 2, 1988-1997)

TABLEAU 2 - Biomasse relative des espèces les plus abondantes (Léman SHL 2, 1993 à 1997)

	1993	1994	1995	1996	1997
CYANOBACTÉRIES					
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	2.3*	1.3*	0.7	1.1*	0.3
<i>Oscillatoria rubescens</i>	4.9*	4.5*	3.3*	2.7*	6.6**
<i>Oscillatoria limnetica</i>		1.0*	0.3	1.2*	0.2
DINOPHYCÉES					
<i>Gymnodinium helveticum</i>	1.1*	1.1*	1.1*	1.0*	1.0*
<i>Peridinium willei</i>	1.6*	1.6*	1.0	0.5	2.2*
<i>Ceratium hirundinella</i>	8.7**	6.0**	13.3**	2.0*	10.1**
CRYPTOPHYCÉES					
<i>Cryptomonas spp</i>	2.5*	10.9**	4.7*	5.4*	2.3*
<i>Rhodomonas minuta</i>	15.2**	6.2**	5.1*	2.9*	2.7*
<i>Rhodomonas minuta</i> v.	6.7**	3.4*	3.1*	2.6*	2.1*
CHRYSTOPHYCÉES					
<i>Dinobryon sociale</i>	6.8**	2.1*	0.7	1.8*	5.4*
<i>Erkenia subaequiciliata</i>	1.3*	0.4	0.3	0.8	0.2
DIATOMÉES					
<i>Aulacoseira islandica subsp.</i>	1.1*	1.0*	5.7**	0.7	0.3
<i>Stephanodiscus neoastraea</i>	1.0*	5.0*	0.3	0.6	0.2
<i>Stephanodiscus minutulus</i>	1.2*	0.5	3.2*	1.0	1.7*
<i>Diatoma elongatum</i>	1.9*	14.3**	8.1**	19.1**	13.8**
<i>Fragilaria crotonensis</i>	2.8*	3.1*	8.7**	3.9*	1.2*
<i>Asterionella formosa</i>	2.2*	3.1*	2.7*	1.1*	3.2*
<i>Synedra acus</i> v. <i>angustissima</i>	0.8*	6.5**	0.8	1.2*	0.1
<i>Cyclotella radiosa</i>	7.1**	2.3*	0.3	0.4	0.9
<i>Cyclotella cyclopuncta</i>		1.3*	4.5*	0.2	0.0
<i>Stephanodiscus alpinus</i>		2.3*	0.2	0.0	0.4
CHLOROPHYCÉES					
<i>Chlamydomonas sp</i>		1.0*	3.9*	0.4	0.9
<i>Pediastrum boryanum</i>	4.1*	0.7	0.3	0.2	0.3
XANTHOPHYCÉES					
<i>Tribonema ambiguum</i>				1.0*	25.1**
CONJUGUÉES					
<i>Mougeotia gracillima</i>	6.4**	1.9*	8.8**	37.9**	10.3**
<i>Closterium aciculare</i>	4.6*	1.8*	1.6*	1.6*	1.4*
<i>Staurastrum cingulum</i>	1.6*	1.4*	1.8*	1.3*	0.5
<i>Staurastrum johnsonii</i>		2.7*		0.3	0.3
<i>Staurastrum sebalii</i> v. <i>o</i>			0.4	0.0	2.3*

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

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

5. ÉVOLUTION INTERANNUELLE DE LA BIOMASSE (tableau 3 et figure 6)

La biomasse annuelle moyenne du phytoplancton en 1997 (2'800 mg/m³) est de nouveau en forte augmentation (2'110 mg/m³ en 1996). Mis à part l'année 1994 (1'170 mg/m³), les valeurs augmentent régulièrement chaque année depuis 1991 (près de 300 % en 7 ans). Les valeurs de la biomasse annuelle moyenne en 1997 ne suivent pas celles de la production primaire et de la chlorophylle qui sont en légère réduction par rapport à 1996 (PELLETIER et al., 1998).

La biomasse moyenne printanière (804 mg/m³) est assez proche de celle de 1996 (676 mg/m³). La faible biomasse printanière que l'on constate depuis quelques années est essentiellement liée à la diminution régulière, chaque année, des espèces nanophytoplanctoniques.

Après une très forte augmentation de la biomasse estivale moyenne en 1996 (3'190 mg/m³), l'année 1997 montre à nouveau des valeurs encore supérieures (3'660 mg/m³), tout comme la biomasse estivale maximale, qui atteint 10'350 mg/m³ en septembre (8'980 mg/m³ en 1996), alors que la concentration en chlorophylle et la production restent relativement faibles (PELLETIER et al., 1998).

La valeur du rapport BP/BE (0.22) est comparable à celui de 96 (0.21); cette faible valeur montre une fois encore la très forte différence entre le développement printanier du phytoplancton et celui se produisant en été et en automne, phénomène qui est très marqué et qui perdure depuis 1992 (tableau 3).

Dans le Petit Lac, la biomasse annuelle moyenne en 1997 est 4.6 fois plus faible que dans le Grand Lac avec 580 mg/m³ (1'210 mg/m³ en 1996). La biomasse printanière est de 414 mg/m³ (550 mg/m³ en 1996) et la biomasse estivale de 697 mg/m³ (1'850 mg/m³ en 1996).

La différence de biomasse moyenne annuelle est surtout due aux faibles biomasses moyennes estivales et automnales observées. Ces valeurs de biomasses sont proches de celles observées en 1991 (moyenne 672 mg/m³, printanière 480 mg/m³ et estivale 620 mg/m³) (REVACLIER, 1996).

TABLEAU 3 - Biomasse annuelle moyenne, biomasses saisonnières et biomasses maximales (mg/m³) à SHL 2 de 1992 à 1997

	1992	1993	1994	1995	1996	1997
Biomasse annuelle moyenne	1'213	1'646	1'168	1'897	2'114	2'804
Biomasse printanière moyenne (BP)	848	1'489	799	1'722	676	804
Biomasse estivale moyenne (BE)	1'438	1'760	1'353	2'018	3'192	3'662
BP / BE	0.59	0.85	0.59	0.85	0.21	0.22
Biomasse printanière maximale (mois)	2'181 (5)	3'316 (4)	2'139 (4)	4'400 (4)	2'271 (4)	1'977 (4)
Biomasse estivale maximale (mois)	3'334 (8)	3'685 (7)	3'213 (8)	4'736 (9)	8'978 (9)	10'347 (9)

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

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

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

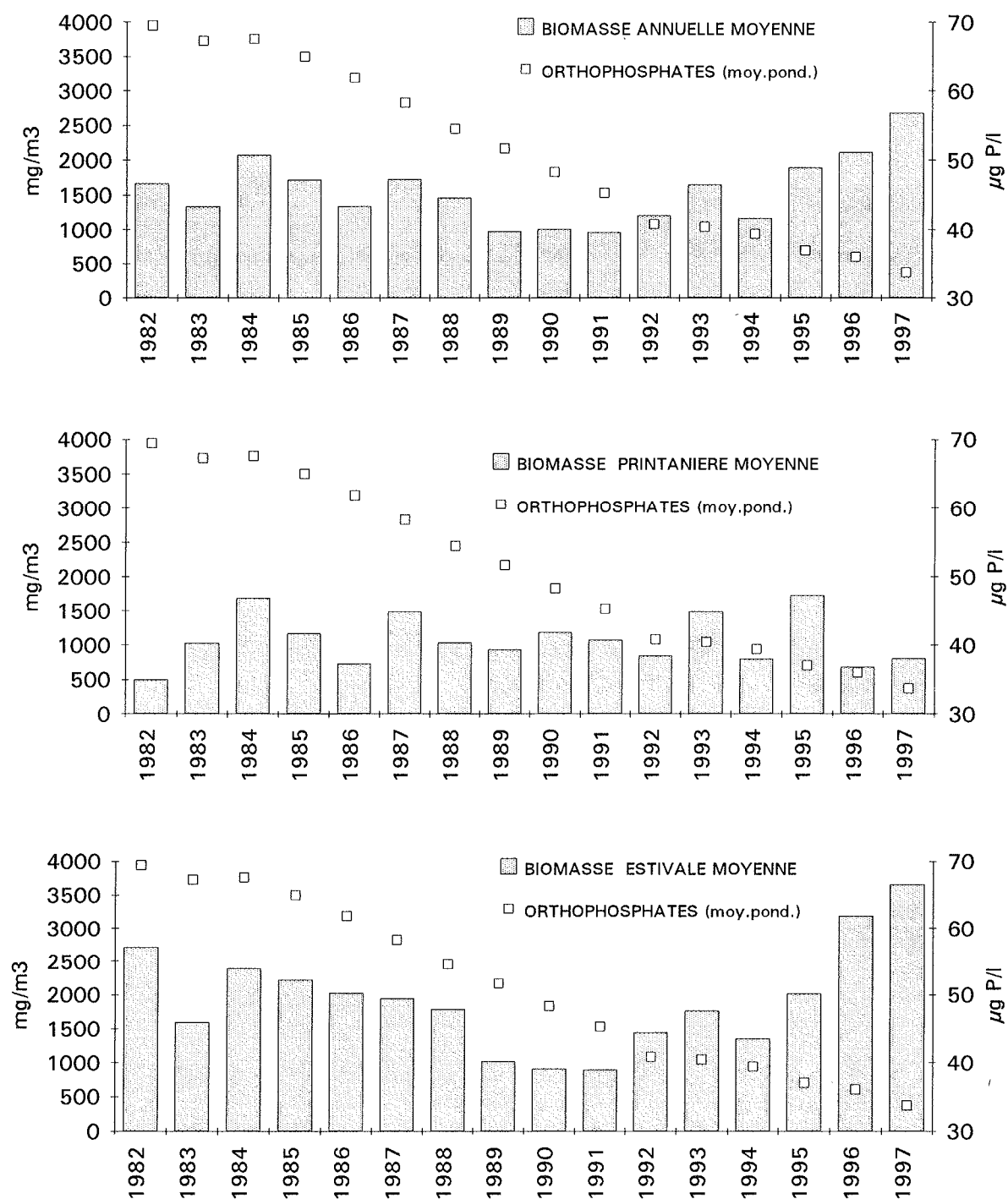


Figure 6 : Evolution comparée des biomasses (moyennes annuelle, printanière et estivale) du phytoplancton et des concentrations en orthophosphates (moyenne pondérée) (Léman, SHL 2, 1983-1997)

6. CONCLUSIONS

Les observations concernant le phytoplancton du Léman en 1997 corroborent et amplifient les constats de la campagne 1996. La tendance à l'augmentation des biomasses dans la seconde partie du cycle phytoplanctonique annuel, notée depuis 1994, se confirme.

La prépondérance des algues de grande taille et plus précisément la prolifération des algues filamenteuses par rapport aux algues nanoplanctoniques en général monocellulaires, amorcée en 1994, s'accroît encore. La forte biomasse moyenne annuelle est due à la prolifération automnale d'algues non consommées par le zooplancton et qui manifestent une tendance marquée à l'accumulation. Cependant, malgré ces fortes biomasses automnales, la production primaire, qui exprime le taux de renouvellement de la biomasse, reste relativement basse (PELLETIER, 1998). Cette limitation résulte de l'épuisement presque complet des orthophosphates dès la fin du mois de mai dans les couches de 0 à 20 m (BLANC et al., 1998).

Le brassage de la fin de l'hiver n'a affecté en 1997 que les 100 premiers mètres superficiels (BLANC et al., 1998). Il faut envisager que le prochain brassage complet du lac ramènera en surface les nutriments qui s'accumulent depuis 1986 (année du dernier brassage complet) dans les couches profondes. Il en résultera alors inévitablement un accroissement de la concentration en phosphore dans les eaux superficielles, et donc une augmentation du potentiel de production du phytoplancton.

Les fortes biomasses signalées en automne dans le Grand Lac ne sont pas observées dans le Petit Lac, même si les espèces les plus abondantes qui peuplent les deux bassins sont les mêmes. Ainsi, le Petit Lac paraît moins eutrophe que le Grand Lac. Cette situation s'explique par le fait que Le Petit Lac est alimenté essentiellement par les eaux superficielles du Grand Lac (ZAHNER et al., 1984), très appauvries dès le mois de mai en phosphore disponible pour les algues.

BIBLIOGRAPHIE

- BALVAY, G. (1998) : Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1997.
- BLANC, P., CORVI, C., KHIM-HEANG, S. et RAPIN, F. (1998) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1997.
- PELLETIER, J.P., (1998) : Evolution de la production phytoplanctonique dans le Léman. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1997.
- REVACLIER, R. (1996): Le phytoplancton du Petit Lac : Evolution de 1986 à 1995. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 133-152.
- ZAHNER, P. et VERNET, J.-P. (1984): Dynamique du système lacustre. In : Le Léman, synthèse 1957-1982, éd. par Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Lausanne, 55-63.

ÉVOLUTION DU ZOOPLANCTON DU LÉMAN

Campagne 1997

PAR

Gérard BALVAY

avec la collaboration technique de Geneviève CHAPUIS

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

RÉSUMÉ

Dans le Léman, où le stock de nutriments continue à décroître, l'étude du zooplancton met en évidence en 1997 une diminution du biovolume sédimenté, de l'abondance globale des entomostracés et de la biomasse zooplanctonique par rapport à l'année précédente. Ces données confortent le diagnostic de l'amélioration progressive de l'état du Léman depuis plus d'une décennie.

La communauté zooplanctonique est dominée durant la majeure partie de l'année par les organismes herbivores mais ceux-ci, en raison de leur comportement alimentaire et de leur faible abondance en été et en automne, ne peuvent malheureusement pas exploiter et contrôler les algues filamenteuses durant la seconde partie de l'année.

La situation actuelle montre que le Léman se trouve toujours dans une période d'instabilité biologique, dans une certaine mesure similaire à celle observée de 1963 à 1969 lors de la phase d'eutrophisation croissante du lac. Cette instabilité sur le plan biologique se prolonge malheureusement depuis plus d'une décennie.

L'objectif à atteindre, une concentration moyenne annuelle de 20-30 $\mu\text{gPtot/l}$ de l'eau du Léman, demeure une condition nécessaire afin de sortir de cette période actuelle d'instabilité biologique mise en évidence par les études phytoplanktoniques et zooplanctoniques.

1. INTRODUCTION

Le zooplancton joue un rôle essentiel dans le fonctionnement du réseau trophique lacustre, par la prédation exercée sur le phytoplancton et comme ressource nutritive pour les poissons. Etroitement soumis aux conditions environnementales physico-chimiques et biologiques, ce compartiment de la biocénose pélagique peut servir à apprécier les tendances globales de l'évolution du Léman, en complément des informations obtenues à partir des analyses de la composition chimique des eaux, du phytoplancton et de certains organismes benthiques.

2. MÉTHODOLOGIE

L'étude du zooplancton à la station SHL2 a été poursuivie en 1997 selon les mêmes procédures que précédemment. Le zooplancton est recueilli avec deux filets jumelés à vide de maille de 0.064 mm (rotifères) ou de 0.200 mm (entomostracés) lors de traits verticaux effectués depuis 50 mètres de profondeur jusqu'en surface.

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

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

3. BIOVOLUME SÉDIMENTÉ

3.1 Variations saisonnières

Le cycle d'abondance du zooplancton, exprimé à partir des biovolumes sédimentés, montre des variations saisonnières importantes. Au début du printemps, l'augmentation progressive du biovolume sédimenté entraîne un accroissement de la transparence. Le pic printanier (301 ml/m², le 21 mai) est lié à l'essor saisonnier et simultané des divers entomostracés; les cladocères représentent 31 % des individus, les cyclopidés 39 % et les calanides 30 %. Comme les années précédentes, ce pic coïncide avec la période de transparence maximale des eaux au printemps (11.7 m) liée à la forte réduction d'abondance du phytoplancton due au broutage exercé par les cladocères herbivores (*Daphnia* et *Bosmina*, figure 1); en 1996, ce pic était nettement plus important (1'013 ml/m²) bien que la période d'abondance maximale du zooplancton ait été relativement brève.

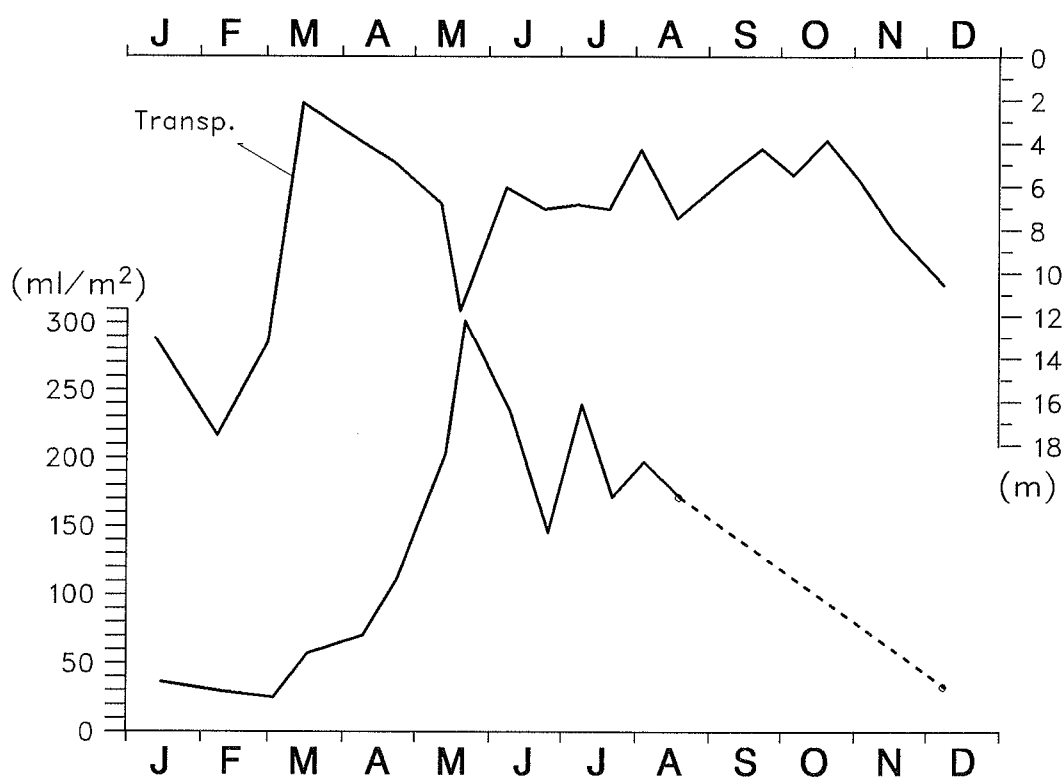


Figure 1 : Evolution de la transparence des eaux (m) et de l'abondance du zooplancton (biovolume sédimenté en ml/m²) (Léman, SHL 2, 1997)

3.2 Evolution à long terme

Le maximum absolu du biovolume sédimenté a été observé en 1981 lorsque le Léman était à la fin de sa phase d'état trophique maximum. A partir de 1982, une tendance globale à la diminution est apparue, bien qu'interrompue par des phases d'accroissement passager de ce biovolume.

En 1997, le biovolume sédimenté moyen est de 115 ml/m², en diminution par rapport à celui de 1996 (137 ml/m²). Mais cette valeur ne représente malheureusement qu'un ordre de grandeur car les biovolumes n'ont pu être mesurés de septembre à novembre en raison de l'abondance extraordinaire des algues filamenteuses comme *Tribonema* (xanthophycée) et *Mougeotia* (conjuguée) recueillies par le filet à zooplancton.

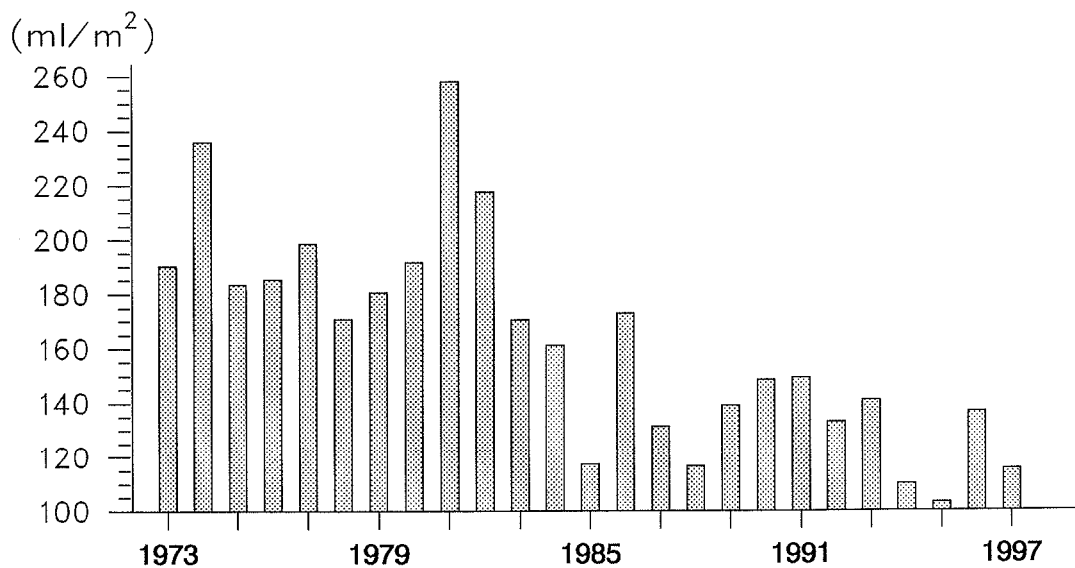


Figure 2 : Evolution à long terme du biovolume sédimenté du zooplancton (ml/m²) (Léman, SHL 2)

3.3 Relation phosphore total - zooplancton

L'évolution de l'abondance du biovolume sédimenté du zooplancton a été comparée aux variations au cours des années de la teneur moyenne annuelle des eaux en phosphore total (mg P/m³). Les variations simultanées de ces deux paramètres montrent un parallélisme important ($r = 0.76$; $N = 39$).

La figure 3 montre les différentes phases de l'évolution de ces deux paramètres, avec une première crise d'eutrophisation (1963-1969), la période d'eutrophisation maximale et la phase couvrant la période actuelle (1989-1997). Cette dernière phase, qui coïncide relativement bien avec la première crise d'eutrophisation, nous amène à penser que le retour à des conditions antérieures n'est pas simple; l'évolution actuelle du Léman passe par une phase de déséquilibre prolongé révélé par les études sur le phytoplancton (DRUART et al., 1997; REVACLIER et al., 1998) et le zooplancton (BALVAY, 1997).

La structure, le fonctionnement et le rendement du réseau trophique dépendent de nombreux facteurs :

- les ressources alimentaires disponibles, assurant un contrôle ascendant (contrôle par les ressources),
- l'intensité de la prédation, ou contrôle descendant,
- la compétition interspécifique.

Toute modification qualitative ou quantitative affectant un compartiment quelconque du réseau trophique (augmentation ou diminution des éléments fertilisants par exemple) se répercute de proche en proche sur l'ensemble du système. Cette réaction du réseau trophique à toute intervention de quelque nature que ce soit, a depuis longtemps été mise à profit, à des fins aussi contradictoires que l'accroissement de la production de poissons en étang ou la restauration de la qualité des plans d'eau.

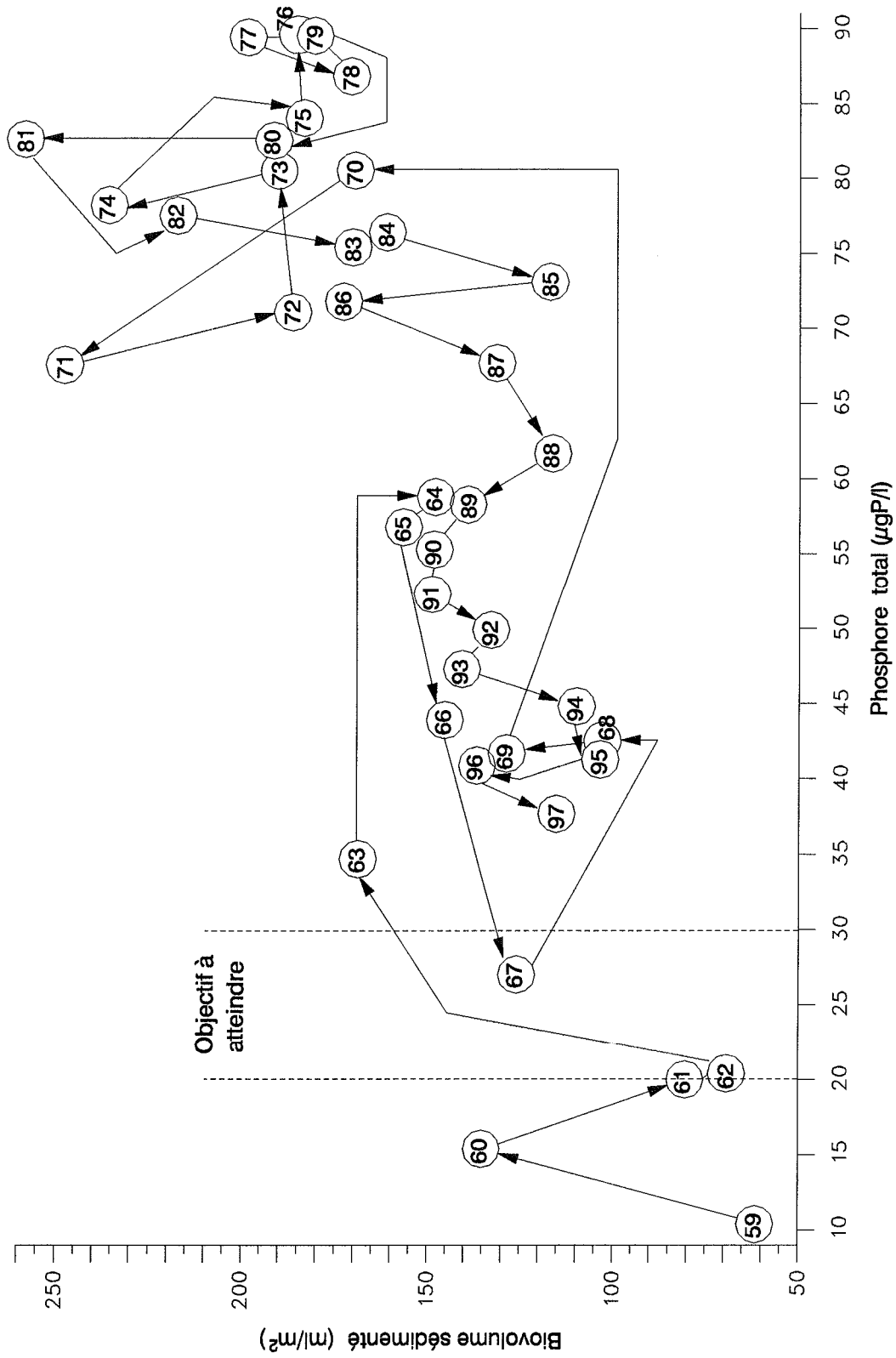


Figure 3 : Evolution comparée de la teneur en Ptot et du biovolume sédimenté du zooplancton (moyennes annuelles pondérées) (Léman, SHL 2)

L'eutrophisation des plans d'eau, fertilisation accrue du milieu par un apport exagéré en éléments nutritifs, en phosphore en particulier, augmente la biomasse phytoplanctonique. L'abondante nourriture algale ainsi présente permet, par consommation directe ou après fragmentation par les décomposeurs, un accroissement de la biomasse zooplanctonique. Dans le Léman, l'abondance moyenne annuelle du zooplancton, exprimée par la biomasse sédimentée, a augmenté en même temps que le stock moyen annuel du phosphore total contenu dans les eaux (BALVAY, 1984).

Depuis le début des années 80, le stock de phosphore total (Ptot) diminue régulièrement dans le Léman par suite notamment de l'amélioration de la déphosphatation des eaux résiduaires et de la limitation des sources de pollution. Durant la même période, on observe une tendance globale à la diminution de l'abondance concomitante du zooplancton (BALVAY, 1997).

Il n'existe pourtant pas de relation directe entre la teneur des eaux en Ptot et l'abondance du zooplancton. Les éléments fertilisants permettent d'assurer la production de la biomasse du phytoplancton qui, selon sa composition spécifique, est plus ou moins utilisé par le zooplancton herbivore.

4. COMPOSITION DE LA BIOCÉNOSE ZOOPLANCTONIQUE

La composition de la biocénose zooplanctonique est pratiquement identique à celle de 1996. Tout au plus peut-on signaler le remplacement de *Notholca squamula* par *N. labis* et l'absence dans les comptages de *Trichocerca porcellus* et *Ploesoma truncatum*. D'autre part, *Alona quadrangularis* est une espèce littorale qui a été observée accidentellement en zone pélagique (tableau 1). La diversité spécifique reste toujours plus importante chez les rotifères que chez les entomostracés.

4.1 Rotifères

L'abondance moyenne annuelle des rotifères est en progression par rapport à l'année précédente (tableau 2), en raison surtout de l'importance de ces organismes durant le second semestre. Le pic de printemps (*Synchaeta lakowitziana* et *S. oblonga*) est moindre qu'en 1996 alors que le pic d'été (*Keratella cochlearis* et *Polyarthra* spp) double d'intensité; le pic d'automne multispécifique ne montre qu'une faible progression.

Après une première phase de développement au début du printemps qui culmine le 9 avril, les rotifères subissent une réduction d'abondance à la fin du mois d'avril en particulier à cause du refroidissement des eaux superficielles. L'essor des rotifères reprend en mai, atteint son maximum le 25 juin et perdure pendant tout l'été. Cette population reste relativement abondante durant le second semestre et ne s'affaiblit qu'à partir de décembre.

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

	1994	1995	1996	1997
Moyenne annuelle	1'501'000	1'224'600	1'137'000	1'528'500
Pic de printemps (date)	12'247'700 (24.05) (pic majeur)	5'116'800 (29.05) (pic majeur)	7'664'800 (03.06) (pic majeur)	3'805'700 (09.04)
Pic d'été	3'354'000 (04.07)	2'748'500 (07.08)	1'497'600 (19.08)	3'872'600 (25.06) pic majeur
Pic d'automne	3'230'400 (22.08)	1'634'500 (15.11)	2'257'400 (21.10)	2'550'700 (20.10)

TABLEAU 1 - Liste des espèces rencontrées dans le Léman en 1997

ROTIFERES**BRACHIONIDAE**

Keratella cochlearis
K. cochlearis var. *hispida*
K. cochlearis var. *irregularis*
Keratella hiemalis
Keratella quadrata
Keratella quadrata frenzeli
Keratella tecta
Notholca caudata
Notholca labis
Kellicottia longispina
Anuraeopsis fissa

EUCLANIDAE

Euchlanis dilatata *

NOTOMMATIDAE

Cephalodella sp.

TRICHOCERCIDAE

Trichocerca dixon-nuttalli
Trichocerca pusilla
Trichocerca rousseleti

GASTROPODIDAE

Gastropus stylifer
Ascomorpha ovalis
Ascomorpha saltans

SYNCHAETIDAE

Synchaeta lakowitziana
Synchaeta oblonga
Synchaeta pectinata
Synchaeta stylata
Synchaeta grandis
Polyarthra dolichoptera
Polyarthra major
Polyarthra vulgaris

ASPLANCHNIDAE

Asplanchna priodonta

TESTUDINELLIDAE

Pompholyx sulcata

CONOCHILIDAE

Conochilus unicornis
Conochilus hippocrepis

FILINIIDAE

Filinia terminalis

COLLOTHECIDAE

Collotheca pelagica
Collotheca sp.

PHILODINIDAE

Philodina sp.

ENTOMOSTRACES**CLADOCERES****DAPHNIIDAE**

Daphnia galeata
Daphnia hyalina
D. hyalina var. *pellucida*
D. hybrides hyalina/galeata
Daphnia longispina
Simocephalus exspinosus *

BOSMINIDAE

Bosmina longirostris
Eubosmina coregoni coregoni
Eubosmina longispina
Eubosmina mixta

CHYDORIDAE

Acroperus harpae *
Alona rectangula *
Alona quadrangularis
Eurycercus lamellatus *
Pleuroxus aduncus *
Pleuroxus denticulatus *
Pleuroxus truncatus *
Pleuroxus uncinatus *

POLYPHEMIDAE

Bythotrephes longimanus
Polyphemus pediculus *

LEPTODORIDAE

Leptodora kindtii

CYCLOPIDES

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

CALANIDES

Eudiaptomus gracilis

MOLLUSQUES

Dreissena polymorpha (larves véligères)

* Espèces rencontrées uniquement
 en zone littorale

L'abondance majeure des rotifères est due à *Keratella cochlearis*, avec des effectifs en très forte augmentation, remplaçant *Polyarthra (dolichoptera + vulgaris)* en déclin en 1997. Les 10 taxons dominants en 1997 montrent une progression numérique plus ou moins importante à l'exception de *Polyarthra (dolichoptera + vulgaris)*. Il faut noter l'abondance accrue de *Synchaeta oblonga* et *S. lakowitziana*.

Par rapport à 1996 où un taxon dominait nettement les autres espèces, la composition de la biocénose rotatorienne est plus équilibrée et rejoint celle des années 1994 et 1995.

Cette population accrue des rotifères a certainement joué un rôle complémentaire à celui des daphnies et des bosmines au printemps pour contrôler efficacement l'abondance du nanoplancton.

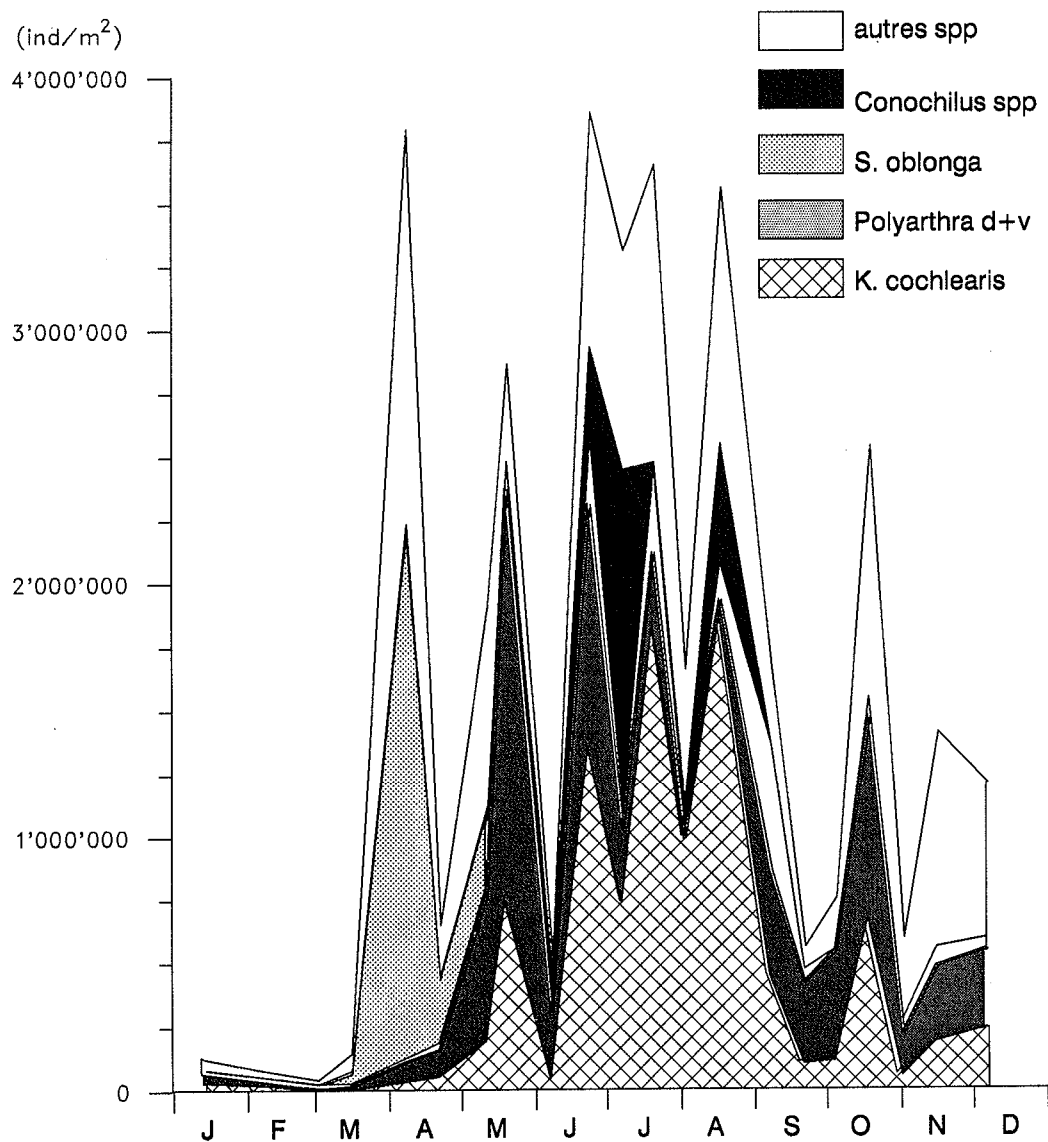


Figure 4 : Evolution de l'abondance saisonnière des rotifères (ind/m²) (Léman, SHL 2, 1997)

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

Espèces	1994		1995		1996		1997	
	ind/m ²	%	ind/m ²	%	ind/m ²	%	ind/m ²	%
<i>Keratella cochlearis</i>	238'900	15.9	330'500	27.0	169'000	14.9	418'900	27.4
<i>Polyarthra dol. + vulgaris</i>	425'300	28.3	275'500	22.5	524'500	46.1	295'900	19.3
<i>Synchaeta oblonga</i>	120'000	8.0	169'600	12.2	102'500	9.0	213'600	13.9
<i>Conochilus</i> spp	405'200	27.0	16'300	1.3	101'600	9.0	128'000	8.4
<i>Synchaeta lakowitziana</i>	44'400	3.0	92'300	7.5	35'900	3.2	117'700	7.7
<i>Polyarthra</i> cf. <i>major</i>	37'600	2.5	34'800	2.8	53'200	4.7	65'100	4.3
<i>Kellicottia longispina</i>	48'000	3.2	66'900	5.5	53'200	4.7	64'300	4.2
<i>Keratella quadrata</i>	21'200	1.4	84'900	6.9	25'100	2.2	47'000	3.1
<i>Synchaeta stylata</i>	24'300	1.6	23'900	1.9	7'900	0.7	37'500	2.5
<i>Notholca caudata</i>	20'900	1.4	13'300	1.1	1'500	0.1	20'400	1.3
<i>Pompholyx sulcata</i>	21'700	1.4	33'300	2.7	5'800	0.5	14'900	1.0
<i>Synchaeta pectinata</i>	15'900	1.1	29'500	2.4	7'000	0.6	12'700	0.8
<i>Ascomorpha ovalis</i>	6'100	0.4	32'200	2.6	3'700	0.3	11'000	0.7
<i>Asplanchna priodonta</i>	9'900	0.7	3'700	0.3	22'200	2.0	4'700	0.3
<i>Gastropus stylifer</i>	2'100	0.1	13'700	1.1	2'500	0.2	300	<0.1

4.2 Entomostracés

4.2.1 Abondance et cycle annuel des entomostracés

L'abondance moyenne annuelle des entomostracés est en diminution en 1997 bien que le pic de printemps soit plus prononcé qu'en 1996. Cette population reste à un niveau relativement faible durant le second semestre à l'exception d'un pic estival de faible intensité (252'900 ind/m² le 19 août).

Les cladocères sont dominés par les différentes espèces de daphnies (*Daphnia hyalina*, *D. galeata*, *D. longispina* et daphnies hybrides). Il convient de souligner le très intense développement des Bosminidés, avec *Eubosmina* en particulier qui représente environ 34 % des cladocères herbivores; cette famille était peu abondante l'année précédente.

Mesocyclops leuckarti, espèce réapparue en très faible abondance en 1996, est restée rare dans les échantillons. *Acanthocyclops robustus* présente toujours des variations annuelles très importantes : rare en 1994, avec un développement marqué en 1995 (15'600 ind/m²) et de nouveau rare en 1996, cette espèce est redevenue relativement abondante en 1997 (10'100 ind/m²), surtout durant la seconde partie de l'année.

Le pic printanier des entomostracés résulte du développement multispécifique intense dû à *Cyclops vicinus* (952'500 ind/m²), *Eudiaptomus gracilis* (753'800 ind/m²), *Eubosmina longispina* + *E. mixta* (323'300 ind/m²) et *Daphnia hyalina* (304'100 ind/m²). Le pic d'automne provient de l'essor d'*Acanthocyclops robustus* (181'000 ind/m²) avec comme espèces accompagnatrices *Eudiaptomus gracilis* (138'000 ind/m²) et *Cyclops prealpinus* (50'200 ind/m²).

TABLEAU 4 - Evolution de l'abondance des entomostracés (ind/m²) (Léman, SHL 2)

	1994	1995	1996	1997
Moyenne annuelle	448'200	331'800	461'300	387'200
Pic de printemps (date)	2'082'000 (09.05)	1'016'400 (29.05)	2'328'200 (03.06)	2'554'900 (21.05)
	(pic majeur)	(pic majeur)	(pic majeur)	pic majeur
Pic d'automne (date)	328'300 (25.10)	321'800 (15.11)	917'300 (04.11)	380'600 (20.10)

En valeur moyenne annuelle, les cyclopides deviennent dominants en 1997 (162'400 ind/m², 41.9 % des individus) devant les calanides en régression (145'100 ind/m², 37.5 %) et les cladocères (79'700 ind/m², 20.6 %) (figure 5).

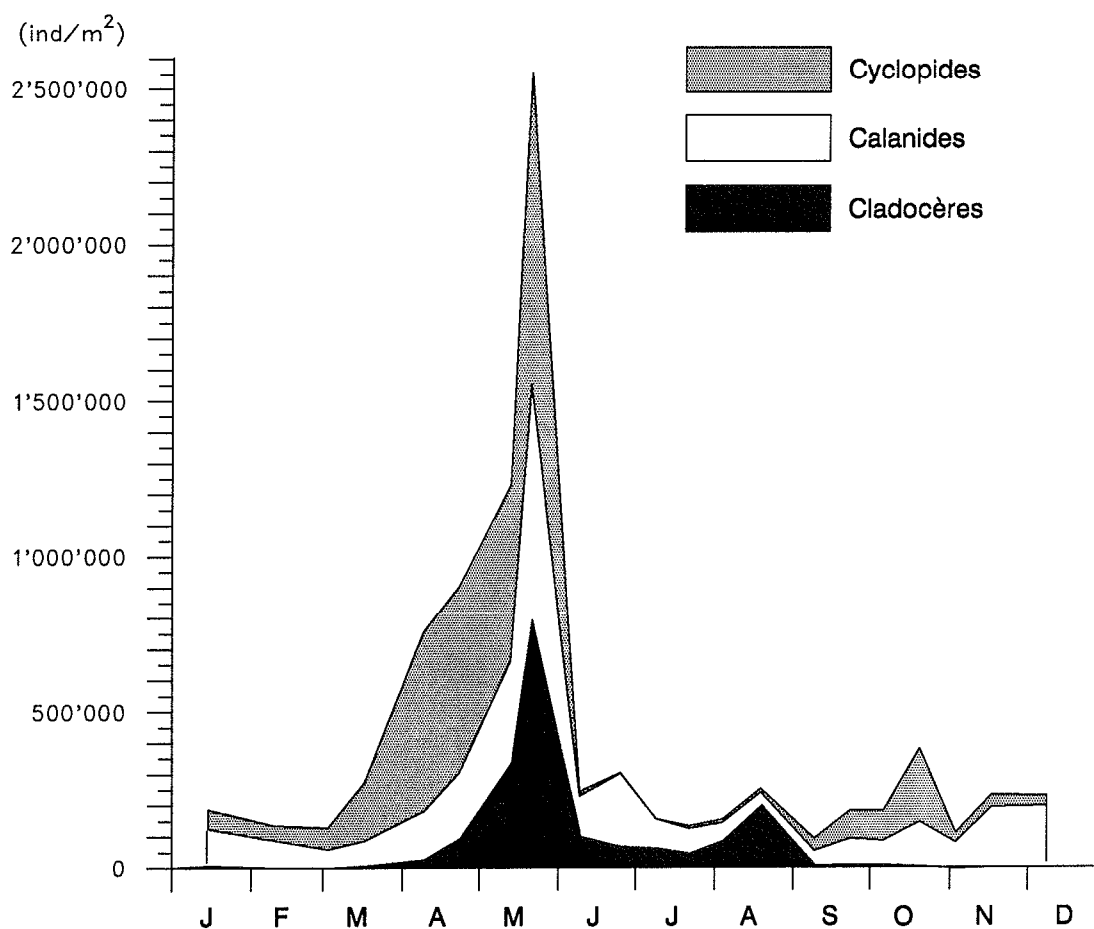


Figure 5 : Variations saisonnières de l'abondance des entomostracés (ind/m²) (Léman, SHL 2, 1997)

4.2.2 Cladocères

Ce groupe renferme des organismes herbivores, Daphniidés (*Daphnia hyalina*, *D. longispina*, *D. galeata*) et Bosminidés (*Bosmina longirostris*, *Eubosmina longispina*, *E. coregoni* et *E. mixta*), ainsi que des prédateurs (*Leptodora kindtii* et *Bythotrephes longimanus*).

Les cladocères herbivores sont en régression par rapport à 1996. Les daphnies représentent toujours l'essentiel des cladocères herbivores mais l'année 1997 est caractérisée par le développement important des Bosminidés au printemps. Ces deux familles interviennent pour un tiers dans le pic de printemps des entomostracés.

Le remplacement d'une partie de la population de *Daphnia* par *Bosmina*, genre de taille plus réduite et phytophage moins efficace que *Daphnia*, est une des causes possibles de l'augmentation de la biomasse annuelle moyenne du phytoplancton et de la prolifération automnale des algues de grande taille (REVACLIER et al., 1998). L'abondance des daphnies en été est comparable à celle observée durant la même période de l'année précédente, mais la population d'automne est très fortement réduite et ne peut contrôler la prolifération algale observée de septembre à novembre.

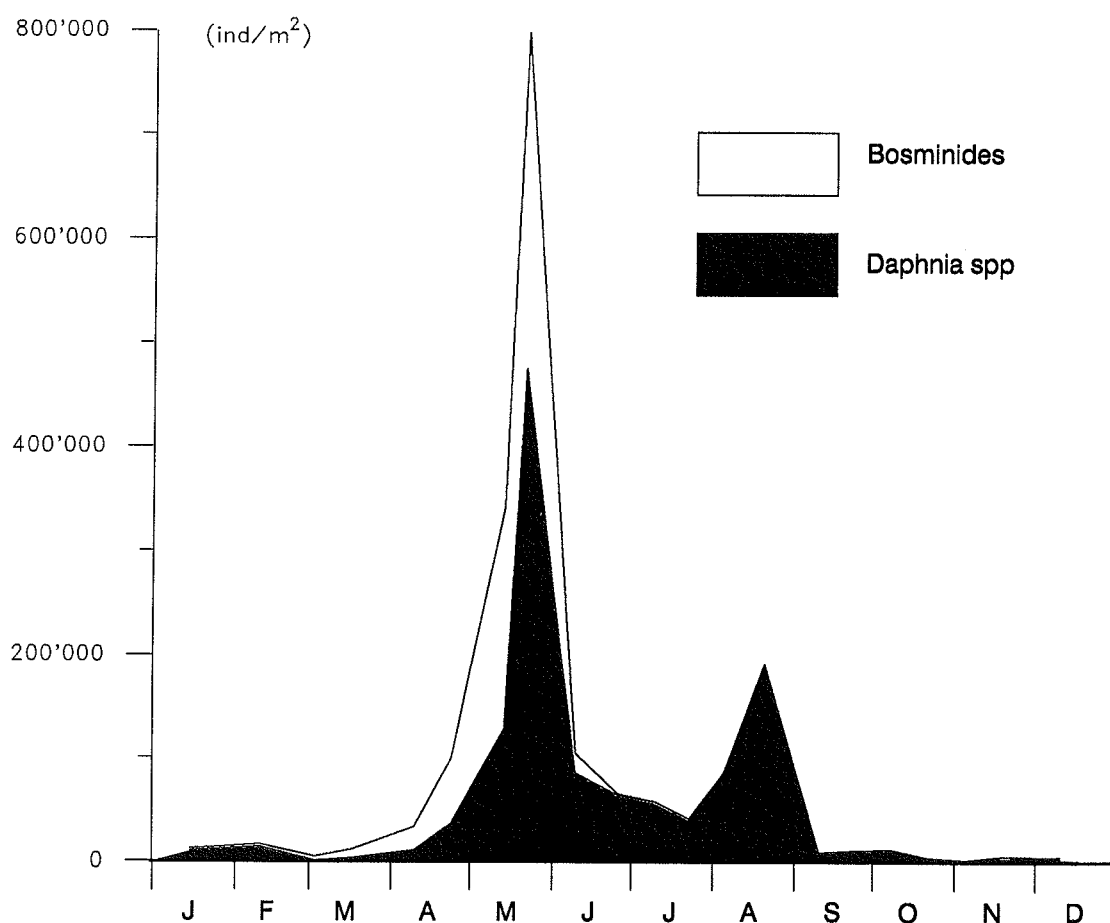


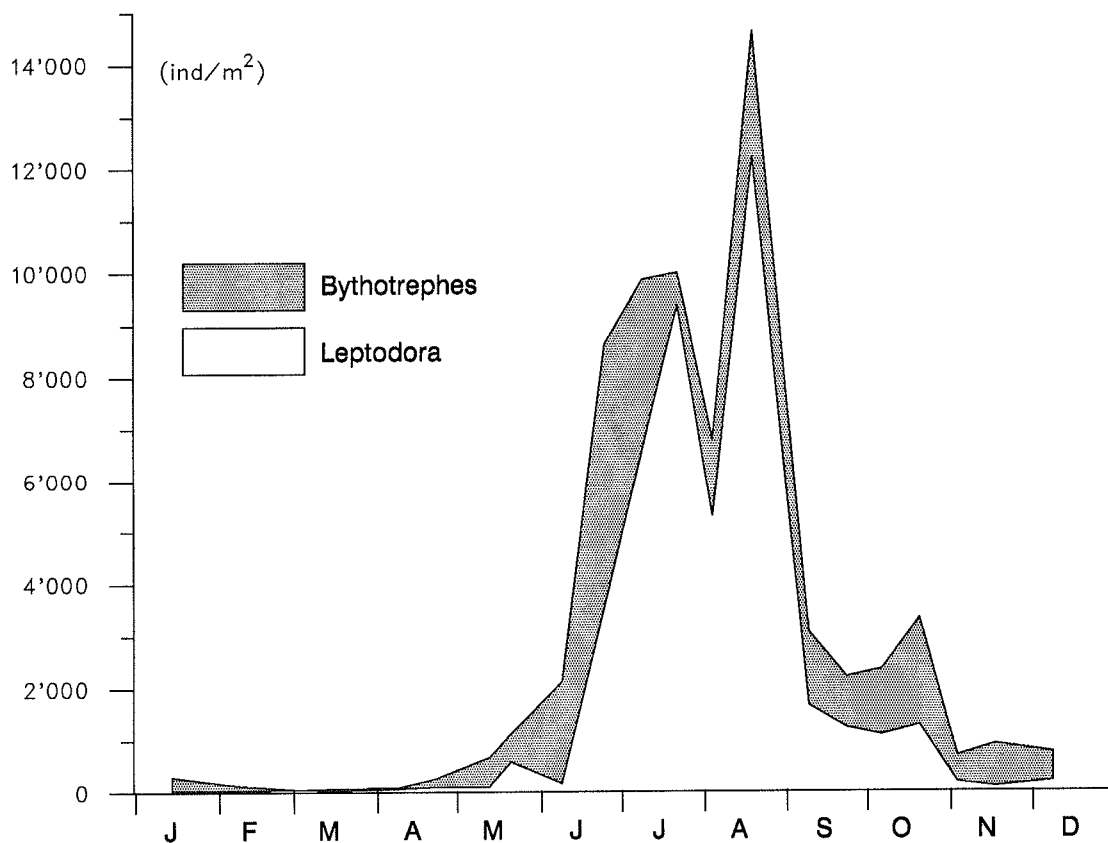
Figure 6 : Evolution saisonnière des cladocères herbivores (ind/m²) (Léman, SHL 2, 1997)

TABLEAU 5 - Evolution de l'abondance des cladocères herbivores (ind/m²) (Léman, SHL 2)

	1994	1995	1996	1997
Moyenne annuelle	95'100	55'800	98'400	76'900
Pic de printemps (date)	718'200 (06.06) (pic majeur)	305'200 (29.05) (pic majeur)	1'541'500 (03.06) (pic majeur)	798'000 (21.05) pic majeur
Pic d'automne (date)	86'900 (25.10)	65'800 (18.12)	185'200 (05.08)	190'100 (19.08)

Toujours moins abondants que les cladocères herbivores, les cladocères prédateurs *Leptodora kindtii* et *Bythotrephes longimanus* présentent en moyenne annuelle des effectifs comparables à ceux des années précédentes. *Leptodora kindtii* est une espèce saisonnière à preferendum estival; elle développe une très importante population à partir de la mi-juin, population qui culmine ensuite à la mi-août (12'200 ind/m²) puis régresse progressivement jusqu'à disparaître en décembre. La présence de *Bythotrephes longimanus* est permanente tout au long de l'année, avec des fluctuations numériques moins importantes que pour *L. kindtii*. Son abondance maximale atteint seulement 5'100 ind/m² en fin juin mais ses effectifs demeurent supérieurs à ceux de *Leptodora* durant le second semestre (figure 7).

L'abondance accrue des cladocères prédateurs durant la phase de stratification des eaux constitue une des causes principales de la chute drastique de la population des cladocères herbivores durant l'été et l'automne.

Figure 7 : Evolution saisonnière des cladocères prédateurs (ind/m²) (Léman, SHL 2, 1997)

4.2.3 Calanides

L'abondance d'*Eudiaptomus gracilis* est en diminution en 1997 bien que le pic de printemps soit très prononcé. Mais cette population n'a pas présenté un développement marqué durant le reste de l'année. Les pics majeurs de printemps et d'automne sont avancés par rapport à 1996, à des dates voisines de celles observées en 1994 et 1995 (tableau 6 et figure 8).

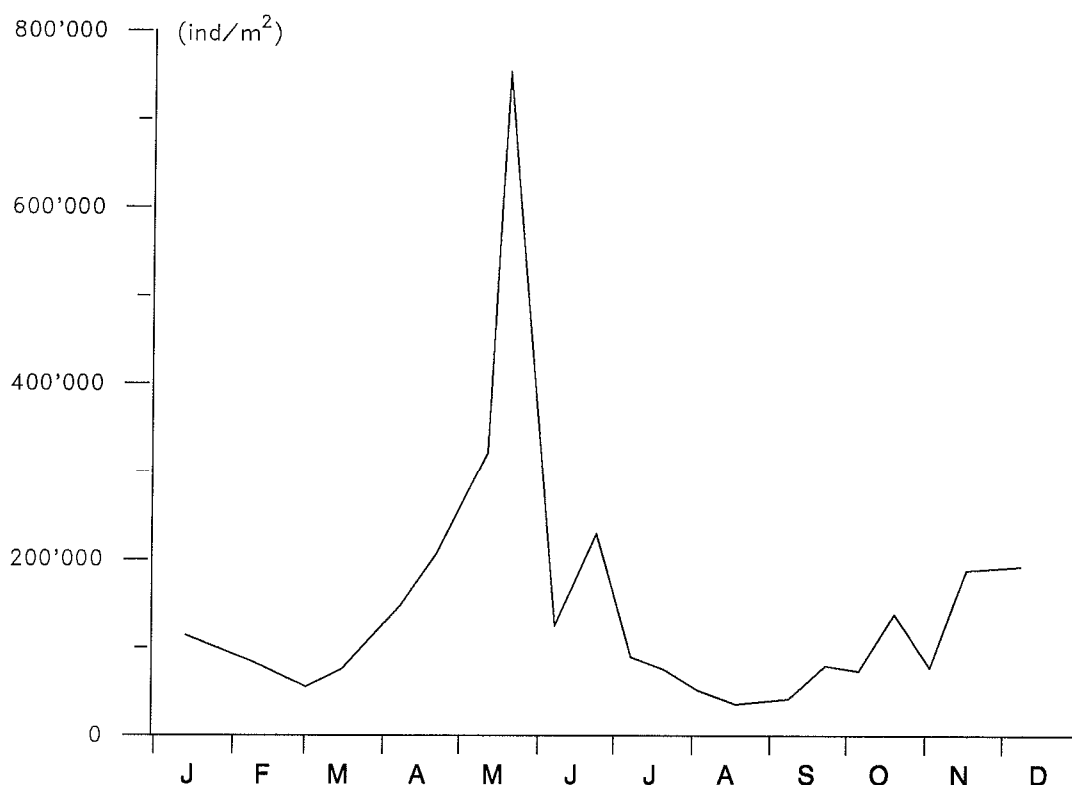


Figure 8 : Evolution saisonnière (ind/m²) de la population des calanides (Léman, SHL 2, 1997)

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

	1994	1995	1996	1997
Moyenne annuelle	152'000	171'900	198'600	145'100
Pic d'hiver (date)	274'100 (12.04)	290'300 (03.04)	241'200 (06.05)	pic absent
Pic de printemps (date)	366'200 (24.05) (pic majeur)	472'600 (29.05) (pic majeur)	405'800 (03.06)	753'800 (21.05) (pic majeur)
Pic d'été (date)	230'400 (5.09)	106'800 (07.08)	94'500 (02.08)	pic absent
Pic d'automne (date)	204'900 (25.10)	183'900 (02.10)	661'100 (04.11) (pic majeur)	138'000 (20.10)

4.2.4 Cyclopides

Les cyclopides sont essentiellement représentés par *Cyclops vicinus*, espèce dominante (79'300 ind/m²) et *C. prealpinus* (24'200 ind/m²), avec trois espèces accompagnantes, l'une redevenue abondante en 1997 (*Acanthocyclops robustus*, 10'300 ind/m²), les deux autres (*Mesocyclops leuckarti* et *Megacyclops gigas*) n'apparaissant dans les prélèvements que de façon épisodique et avec des effectifs très faibles. Les cyclopides sont en progression par rapport à 1996, avec un pic printanier très important et une population automnale également en augmentation (tableau 7 et figure 9).

Espèce dominante jusqu'en mai, *Cyclops vicinus* se raréfie très fortement en été et cède la place à *C. prealpinus* durant le reste de l'année, cette dernière espèce entrant en compétition avec *A. robustus* de septembre à novembre.

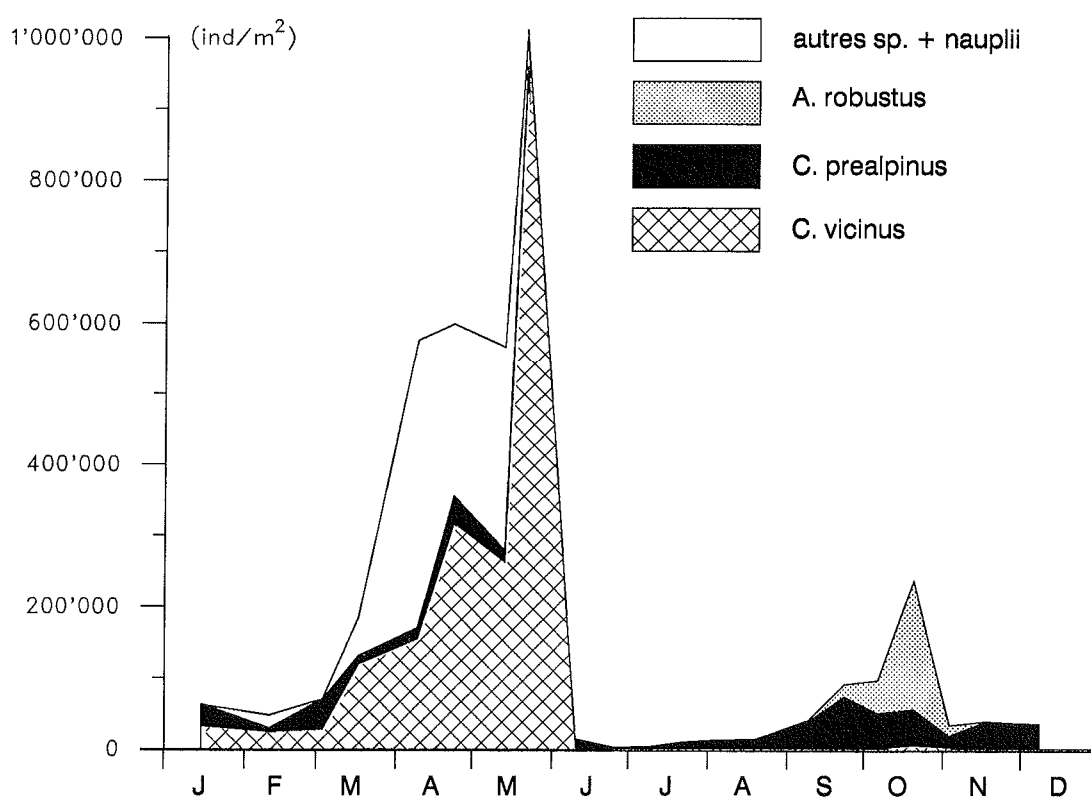


Figure 9 : Abondance saisonnière des principales espèces de cyclopides (ind/m²) (Léman, SHL 2, 1997)

TABEAU 7 - Evolution de l'abondance des cyclopides (ind/m²) (Léman, SHL 2)

	1994	1995	1996	1997
Moyenne annuelle	197'100	100'500	140'700	162'400
Pic de printemps	1'807'400 (09.05) (pic majeur)	254'600 (16.05) (pic majeur)	783'200 (06.05) (pic majeur)	1'002'200 (21.05) (pic majeur)
Pic d'automne	78'500 (09.08)	164'500 (27.11)	187'900 (14.10)	235'200 (20.10)

5. BIOMASSE ZOOPLANCTONIQUE

Les calculs de biomasse du zooplancton (poids frais en g/m²) ont été effectués selon la procédure décrite antérieurement (BALVAY, 1992). La figure 10 présente la répartition de la biomasse zooplanctonique entre les différentes classes de tailles et son évolution saisonnière.

De même que l'effectif des entomostracés et le biovolume sédimenté sont en régression en 1997, la biomasse du zooplancton (poids frais en g/m²) présente également une valeur moindre en 1997, voisine de celle observée avant 1996.

La plus forte biomasse est logiquement observée lors du pic de printemps (21 mai). Cette biomasse est encore due pour l'essentiel aux organismes de la classe 5 (1-2 mm) correspondant surtout aux stades âgés d'entomostracés qui ont cependant une importance moindre qu'en 1996 alors que la classe 3 (0.25-0.50 mm) a un impact plus marqué en raison de l'abondance accrue des stades juvéniles d'*Acanthocyclops robustus* en 1997.

TABLEAU 8 - Répartition et évolution de la biomasse zooplanctonique (poids frais g/m²)
(Léman, SHL 2)

Classes et limites de tailles	1994 g/m ² (%)	1995 g/m ² (%)	1996 g/m ² (%)	1997 g/m ² (%)
1 (0.06-0.12 mm)	0.32 (1.0)	0.25 (0.9)	0.40 (1.0)	0.28 (0.9)
2 (0.12-0.25 mm)	0.49 (1.5)	0.34 (1.2)	0.32 (0.8)	0.47 (1.6)
3 (0.25-0.50 mm)	0.73 (2.2)	1.66 (5.7)	0.54 (1.4)	1.35 (4.4)
4 (0.50-1 mm)	7.21 (21.9)	5.42 (18.8)	7.04 (17.9)	6.59 (21.7)
5 (1-2 mm)	18.79 (57.1)	16.88 (58.4)	24.88 (63.1)	17.02 (56.0)
6 (2-4 mm)	2.11 (6.4)	2.05 (7.1)	2.98 (7.6)	2.94 (9.7)
7 (4-8 mm)	2.46 (7.5)	1.50 (5.2)	2.90 (7.3)	1.32 (4.3)
8 (> 8 mm)	0.80 (2.4)	0.78 (2.7)	0.36 (0.9)	0.42 (1.4)
Biomasse totale	32.91	28.88	39.42	30.39

Les rotifères sont toujours les organismes numériquement les plus abondants, mais leur faible biomasse individuelle entraîne une biomasse totale peu importante des classes 1 et 2 en particulier, alors que *Leptodora* et *Bythotrephes*, peu nombreux mais à biomasse individuelle élevée, donnent une importance saisonnière marquée aux classes 6 et 7.

6. ÉTAT DU LÉMAN DÉTERMINÉ PAR LES ROTIFÈRES

Les rotifères sont toujours représentés par des espèces oligo-mésotrophes nettement dominantes qui, bien qu'en augmentation numérique, diminuent quelque peu en pourcentage (figure 11). Les espèces oligotrophes sont en légère augmentation, de même que les espèces méso-eutrophes et eutrophes.

Il est normal que des espèces très différentes du point de vue de leur statut d'indicateur de trophie coexistent dans un même milieu. Cela tient au fait que les calculs sont basés sur les moyennes annuelles alors qu'au fil des saisons, les conditions environnementales changent progressivement. Si en hiver et au début du printemps, le milieu peut être considéré à tendance oligotrophe, la situation empire en automne lorsque l'intense développement des algues et la décomposition de celles-ci créent des conditions propices à un environnement à tendance méso-eutrophe ou eutrophe.

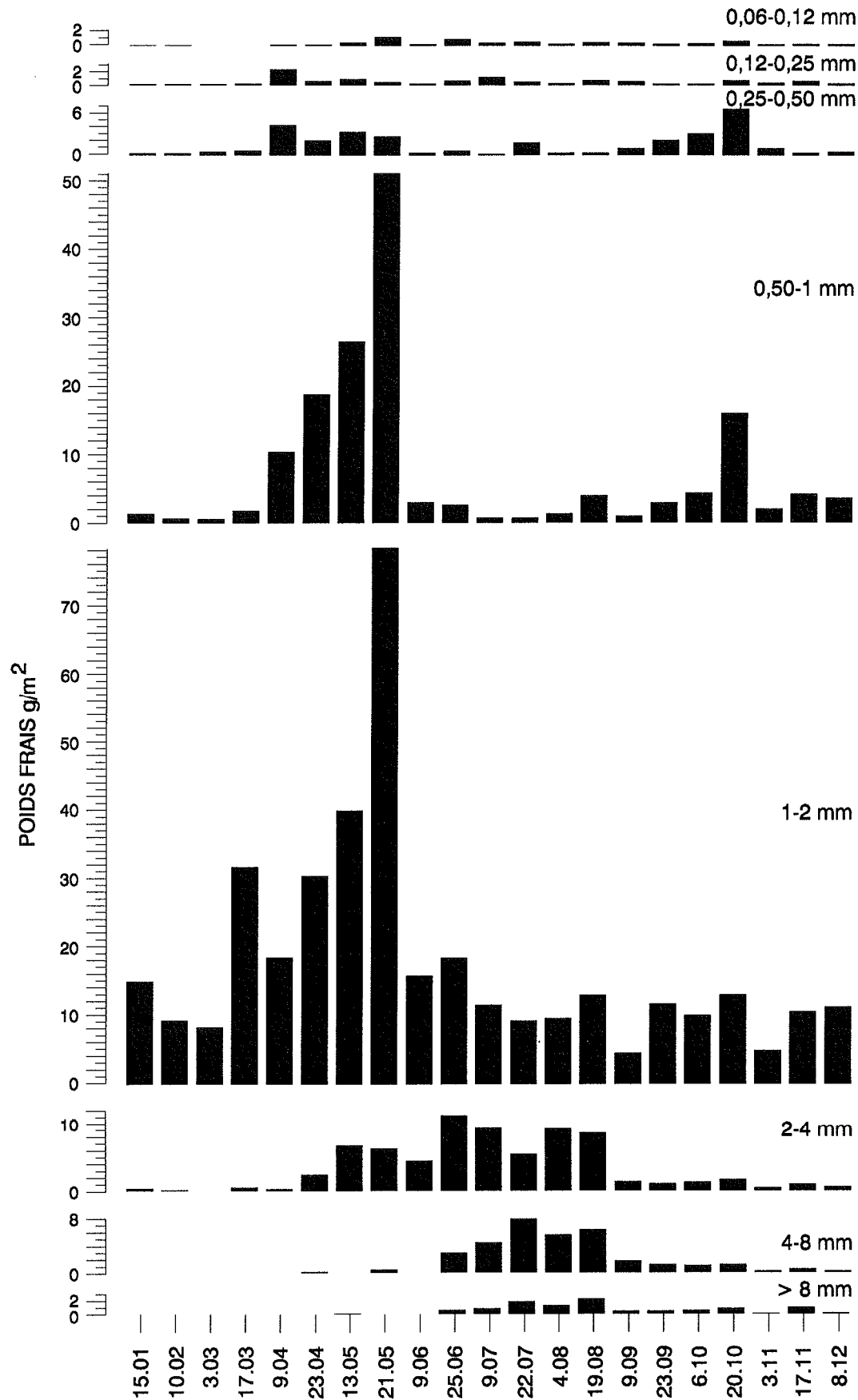


Figure 10 : Répartition de la biomasse totale du zooplancton (poids frais en g/m^2) en fonction des différentes classes de taille (Léman, SHL 2, 1997)

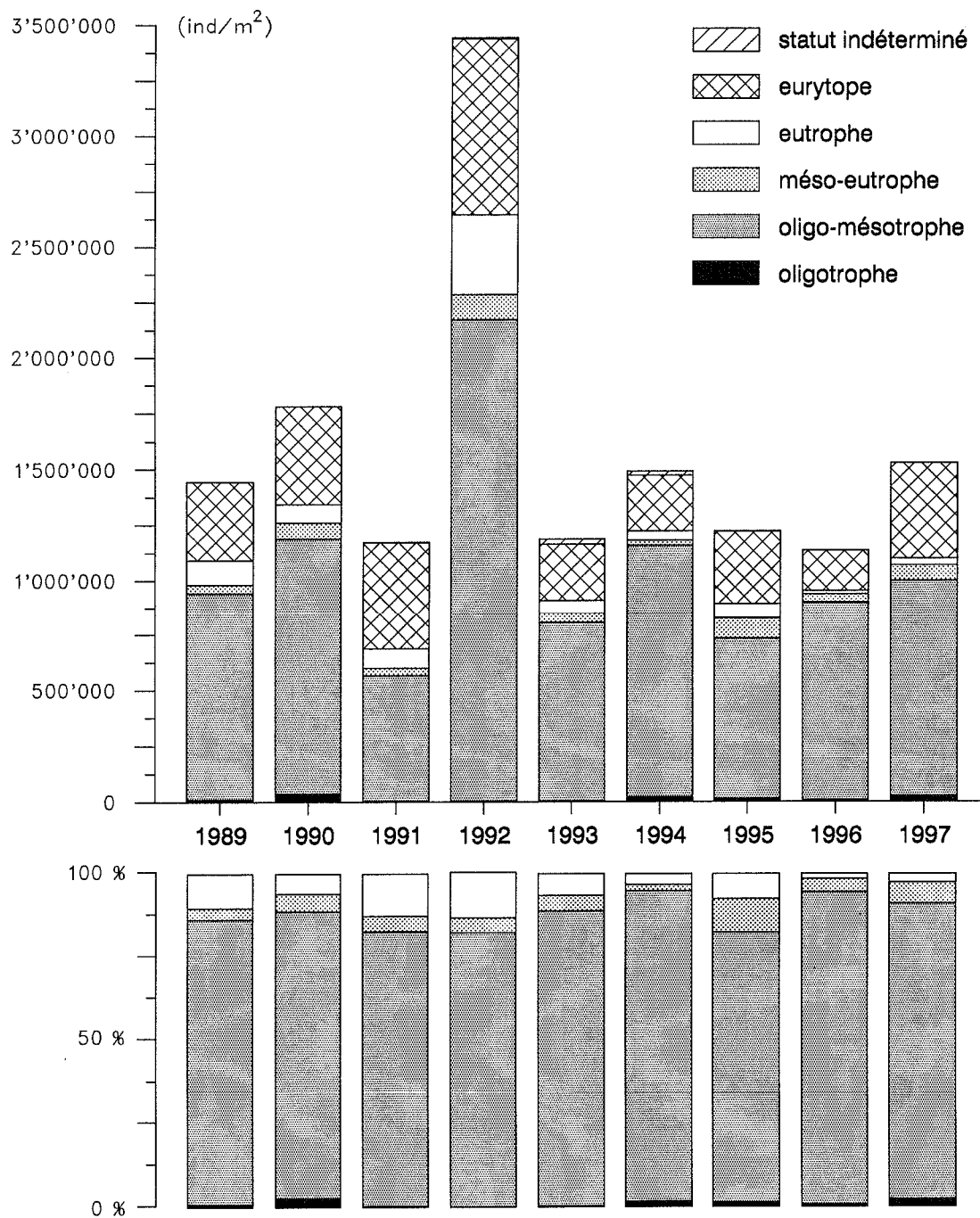


Figure 11 : Répartition des différentes associations de rotifères en fonction de leur statut d'indicateur de trophie (Léman, SHL 2)

7. CONCLUSIONS

L'année 1997 est caractérisée par les critères suivants :

- augmentation de l'abondance moyenne annuelle des rotifères,
- diminution des effectifs des entomostracés, en particulier chez les cladocères et les calanides, alors que les cyclopides prennent de l'importance,
- importance accrue du petit cyclopide *Acanthocyclops robustus* et du petit cladocère *Bosmina*,
- diminution du biovolume sédimenté du zooplancton (ml/m²),
- diminution de la biomasse moyenne annuelle (poids frais g/m²).

Bien que les entomostracés herbivores représentent en général l'élément dominant de la biocénose crustacéenne, le fonctionnement du réseau trophique a été perturbé, cette année encore, par le développement important de certaines algues filamenteuses, *Tribonema* en particulier. Une partie de la végétation phytoplanctonique surabondante, non consommée par les entomostracés herbivores, a permis l'apparition saisonnière d'une importante population de protozoaires (Vorticellidés, Epistylidés et Rhizopodes) surtout abondants en été et en automne.

De nombreux indices au niveau de la qualité chimique des eaux et de certains organismes benthiques tendent à prouver une restauration progressive du Léman. En ce qui concerne la biocénose pélagique, tant végétale qu'animale, il subsiste toujours des problèmes d'adéquation entre la composition du zooplancton et celle du phytoplancton, et dans la stabilité de la structure de ces deux compartiments biologiques.

La diminution des effectifs du zooplancton, du biovolume sédimenté et de la biomasse totale des organismes va dans le sens de l'amélioration progressive observée au cours des années précédentes, à l'exception toutefois de l'année 1996 caractérisée par une abondance passagèrement accrue des entomostracés.

Au vu des relations existant entre le phosphore total (P_{tot}) et le biovolume sédimenté du zooplancton, il est logique d'admettre que si l'amélioration du Léman se poursuit, ce n'est pas un phénomène régulier au cours du temps. Après être passé par une crise d'instabilité précoce et passagère de 1963 à 1969, lorsque les teneurs en P_{tot} ont dépassé 20 µgP/l, le Léman a atteint un niveau important d'eutrophie de 1970 à 1982. Le retour à une qualité globale proche mais probablement quelque peu différente de celle des années antérieures à 1960, est marqué par le passage au travers d'une nouvelle phase de déséquilibre (1989-1997) d'une durée plus importante que la précédente.

Il faut espérer que cette phase de déséquilibre n'est que passagère et cessera lorsque la concentration moyenne des eaux en phosphore total approchera ou atteindra la gamme des 20-30 µgP/l.

BIBLIOGRAPHIE

- BALVAY, G. (1984) : Premières données sur l'évolution quantitative des Entomostracés planctoniques dans le lac Léman. Schweiz. Z. Hydrol., 46, 224-229.
- BALVAY, G. (1992) : Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1991, 99-113.
- BALVAY, G. (1997) : Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1996, 79-97.
- BLANC, P., CORVI, C., NIREL, P., REVACLIER, R. et RAPIN, F. (1996) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 37-80.
- DRUART, J.C., PELLETIER, J.P. et REVACLIER, R. (1997) : Evolution du phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1996, 91-106.
- REVACLIER, R., DRUART, J.C. et PELLETIER, J.P. (1998) : Evolution du phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1997.

MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES POISSONS ET LES MOULES DU LÉMAN

Campagne 1997

PAR

Claude CORVI et Sophal KHIM-HEANG

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

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

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

RÉSUMÉ

Le suivi de la contamination du Léman par les polluants métalliques et les polychlorobiphényles (PCB) est assuré par le dosage de ces derniers ainsi que du mercure dans la chair de poissons et la détermination de divers métaux lourds (plomb, cadmium, chrome, cuivre, nickel et zinc) et des composés organostanniques (dibutylétain et tributylétain) dans la chair de Dreissena polymorpha, provenant de douze sites répartis sur l'ensemble des côtes.

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

La teneur en PCB des ombles chevaliers est nettement supérieure à celle des lottes.

L'intérêt du suivi de la contamination métallique des moules s'affirme et les résultats des études antérieures sont comparés à ceux de cette campagne :

- *pour le zinc, la baie de Vidy et l'embouchure de la Venoge n'apparaissent plus comme particulièrement contaminées,*
- *la forte teneur en nickel observée à Lutry en 1995 n'est pas relevée cette année,*
- *le cadmium et le chrome n'évoluent pas de façon significative. Divers sites de la côte sud présentent une pollution cadmique certaine,*
- *le maintien de la surveillance de certains sites s'avère nécessaire,*
- *les composés organostanniques sont détectés sur un seul site.*

Dans le cas des poissons, les concentrations en mercure et PCB sont parfaitement acceptables en regard de la législation sur les denrées alimentaires.

1. INTRODUCTION

Le programme de surveillance des eaux du Léman adopté par la CIPEL prévoit le suivi des teneurs en mercure et polychlorobiphényles (PCB) de diverses espèces piscicoles ainsi que celui de divers polluants métalliques dans les moules.

L'intérêt économique des espèces piscicoles nobles est manifeste comme le montrent les tonnages des pêches effectuées dans les eaux lémaniques (GERDEAUX et al., 1989; CRETENOTY et al., 1996).

Les études antérieures (CORVI et al., 1993 et 1995) ont mis en évidence une contamination de la chair des ombles chevaliers par les PCB nettement plus élevée que celle des lottes ou des perches.

La moule d'eau douce a, par ailleurs, été utilisée comme bioindicateur de l'accumulation des composés organostanniques (BECKER, 1992, 1994 et 1995) et d'autres études plus récentes (GERDEAUX et al. 1995; CORVI et al., 1996) ont permis de confirmer l'intérêt de cet organisme dans le suivi de certains types de pollution. Les propriétés bioaccumulatrices se traduisent par des concentrations dans la chair, supérieures à celles des poissons pour certains métaux - cadmium, cuivre, plomb, zinc - et du même ordre de grandeur pour les PCB et les organoétains.

L'introduction d'un suivi de certains de ces paramètres dans les moules et les poissons permet d'assurer la surveillance sanitaire de la production piscicole et la surveillance écologique des eaux du lac.

2. ECHANTILLONNAGE

Les ombles chevaliers (*Salvelinus alpinus*) analysés ont été pêchés en décembre 1996 le long de la rive française du lac. Il s'agit de mâles matures âgés de 3 ou 4 ans (24 individus de 3 ans et 16 de 4 ans).

De même, 32 lottes (*Lota lota*) de la même zone capturées en janvier 1997 ont été soumises à examen. L'effectif est composé de 19 individus femelles et 13 mâles, pour la plupart matures et âgés de 1 et 2 ans.

Les moules (*Dreissena polymorpha*) proviennent de 12 lieux retenus pour leur intérêt géographique (couverture des différentes zones côtières) ou presque reconnus comme zones réputées polluées ou, inversement, presque considérées comme propres. Les sites ont été choisis afin de surveiller les affluents. A cet effet, les échantillons ont été prélevés dans le lac, le plus près possible des embouchures.

La situation des points de prélèvement apparaît sur la figure 1 et leur localisation plus précise a été décrite antérieurement (CORVI et al., 1996).

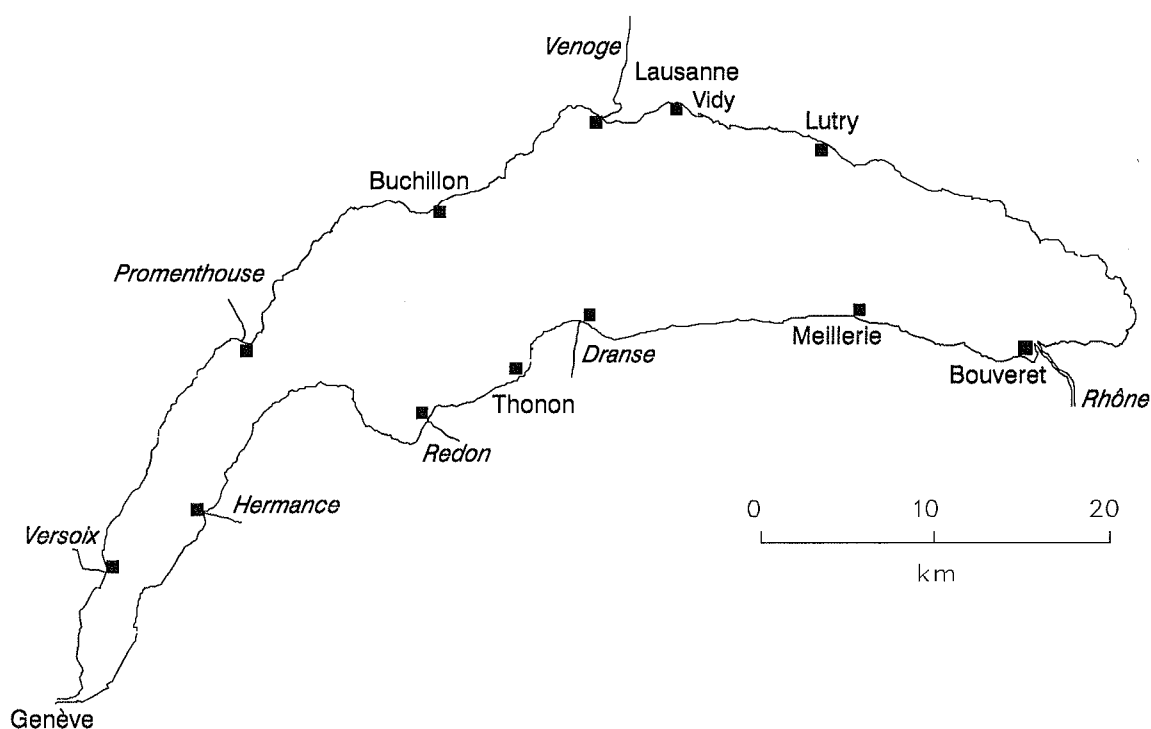


Figure 1 : Situation des points de prélèvement

3. MÉTHODOLOGIE

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

L'âge des individus est déterminé par scalimétrie.

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

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

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

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

- *Analyses chimiques*

Après minéralisation du poisson par un mélange acide-oxydant (acide sulfurique - permanganate de potassium), les teneurs en mercure sont déterminées par absorption atomique sans flamme selon le principe de la méthode décrite dans le Manuel suisse des denrées alimentaires (1994). Les autres métaux sont mesurés par absorption atomique-four graphite sur un minéralisat obtenu par digestion de l'échantillon en milieu acide nitrique concentré à chaud et selon la méthode des ajouts dosés.

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

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

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

- *Contrôles*

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

4. RÉSULTATS

Les concentrations sont exprimées en microgrammes de polluant par kilogramme de poisson frais analysé (filet plus peau).

Dans le cas des moules, les concentrations sont exprimées en microgrammes de polluant par gramme de matière sèche d'échantillon (chair).

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

4.1 Poissons

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

Afin de mieux comparer les résultats obtenus cette année avec ceux de la campagne 1994, certains de ceux-ci sont rappelés dans les figures.

Les valeurs quartiles, le maximum et le minimum observés pour chaque classe d'âge et chaque espèce sont présentés dans les figures 2 et 4 selon des graphiques proposés par TUKEY (1977).

- *Paramètres biologiques*

Les paramètres biologiques moyens sont regroupés dans le tableau 1.

TABLEAU 1 - Paramètres biologiques moyens des poissons analysés

Campagne Espèce	Poids (g)			Taille (cm)		
	1993	1994	1997	1993	1994	1997
Ombles 2 ans	-	234	-	-	298	-
Ombles 3 ans	271	262	224	319	312	289
Ombles 4 ans	-	-	403	-	-	349
Lottes 1 an	229	-	225	302	-	301
Lottes 2 ans	233	-	211	306	-	301

Les ombles de 3 ans capturés en 1997 sont moins lourds que ceux pêchés antérieurement à la même saison (figure 2). De même la taille est plus faible.

Pour les lottes, nous n'observons pas de différence significative des poids et tailles moyennes entre individus pêchés en 1993 et 1997.

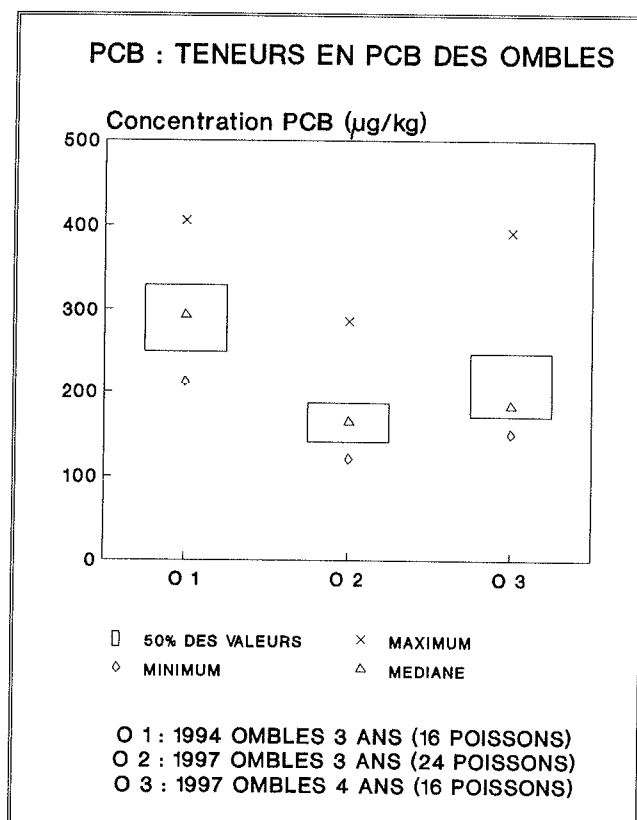
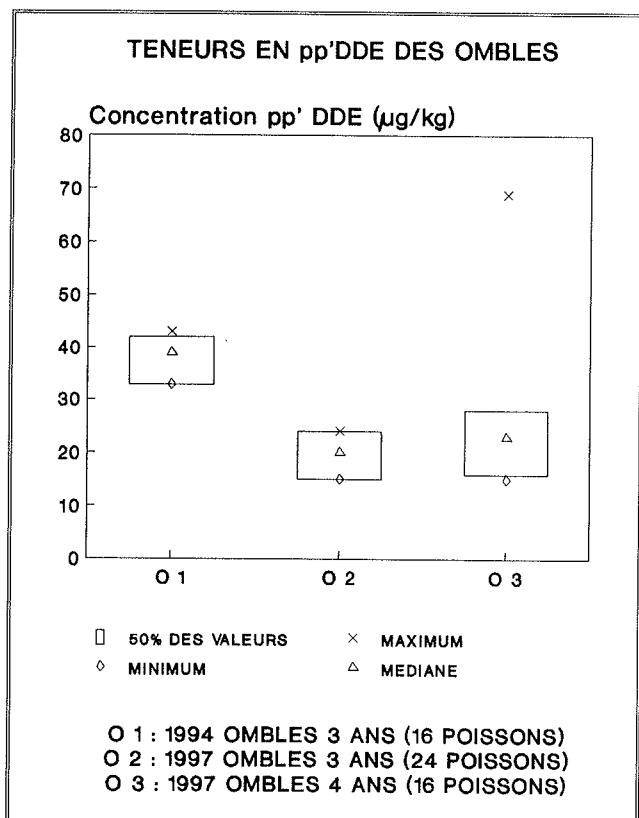
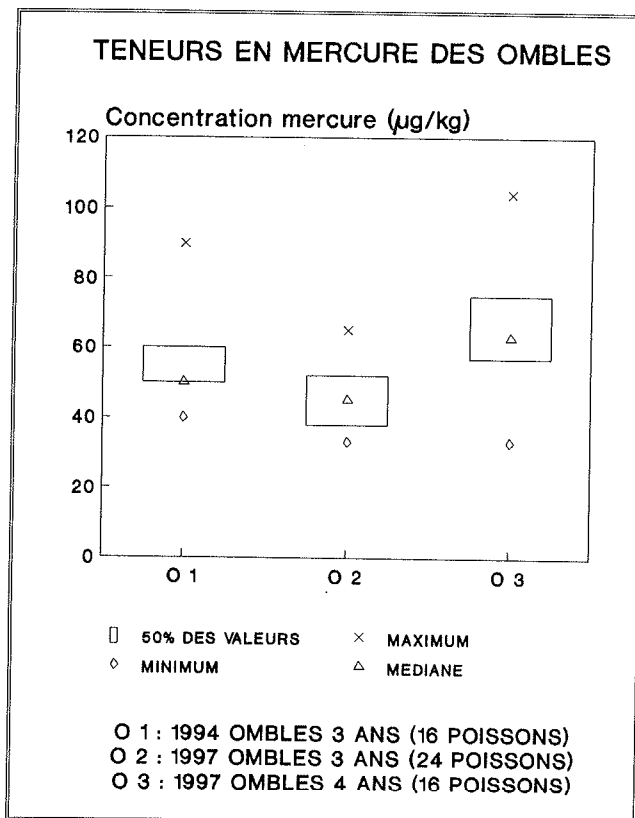
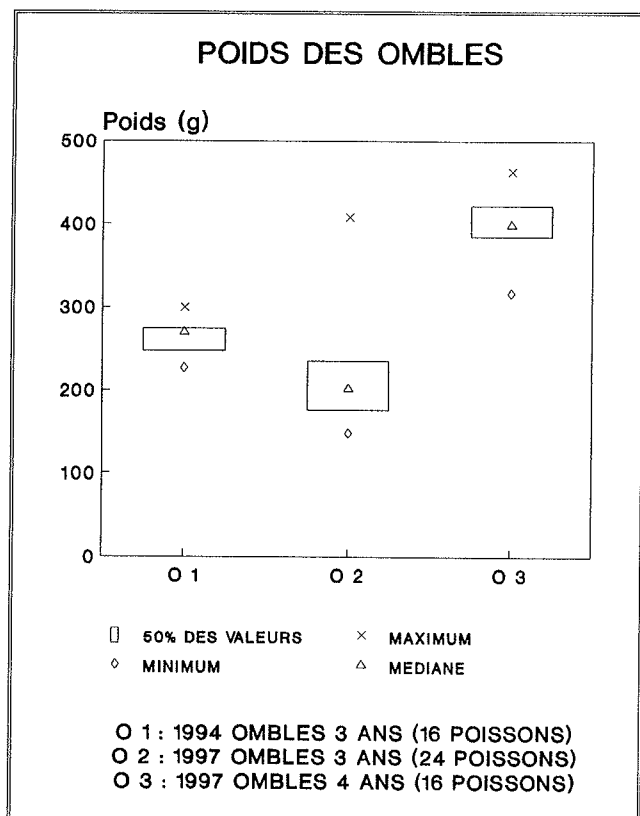


Figure 2 : Les ombles chevaliers

• **Mercur**

Les valeurs moyennes calculées pour les ombles de 3 et 4 ans sont respectivement de 46 et 65 $\mu\text{g/kg}$.

Les valeurs quartiles, maximales et minimales observées pour les ombles du même âge analysés en 1997 sont plus faibles que celles de 1994 (figure 2).

La diminution de la teneur en mercure de la chair des poissons est illustrée par l'évolution des concentrations moyennes des lottes (figure 3). Les concentrations mercurielles sont bien inférieures aux concentrations maximales fixées par la législation (valeur limite fixée à 500 $\mu\text{g/kg}$).

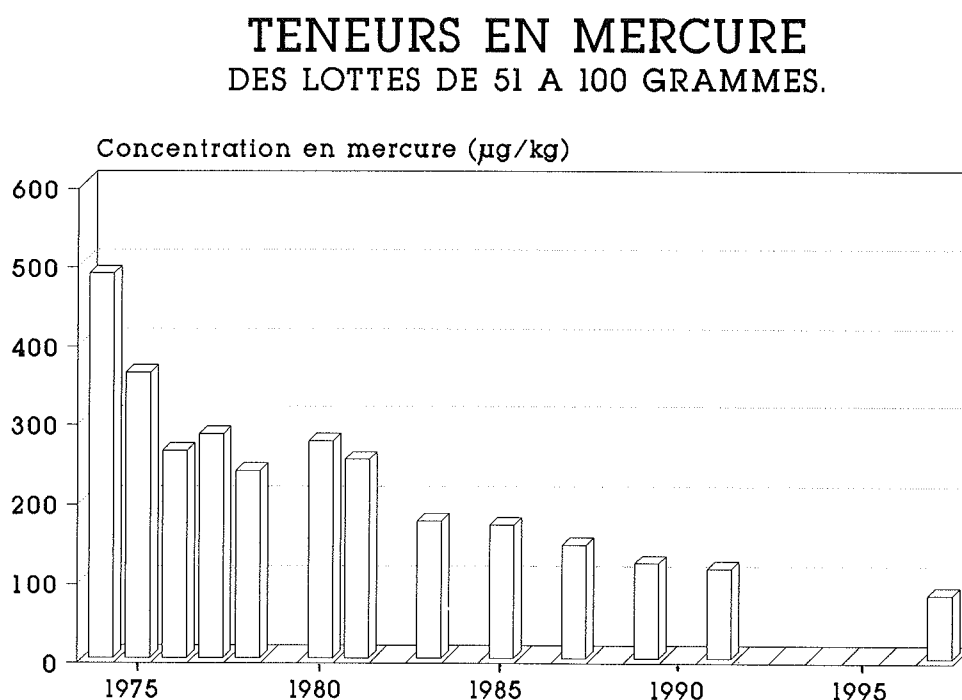


Figure 3 : Evolution de la teneur en mercure des lottes (en 1997, toutes les lottes sont prises en considération pour le calcul de la teneur moyenne, quel que soit leur poids)

• **Organochlorés**

Pour les polychlorobiphényles, les observations antérieures (CORVI et al., 1988; 1995) sont confirmées :

- l'empreinte chromatographique d'un extrait de poisson montre la présence de contaminants du type PCB 1254 et PCB 1260,
- qualitativement, dans la plupart des extraits, certains congénères sont prédominants. Il s'agit des congénères 138 et 153 selon la nomenclature normalisée, c'est-à-dire des composés lourds du type hexachlorobiphényles, et dans une moindre mesure, des congénères 101 et 180,
- les ombles chevaliers sont nettement plus contaminés que les lottes.

La teneur moyenne des ombles de 3 ans est de 177 $\mu\text{g/kg}$ alors qu'elle atteignait 290 $\mu\text{g/kg}$ en 1994 et 319 $\mu\text{g/kg}$ en 1993.

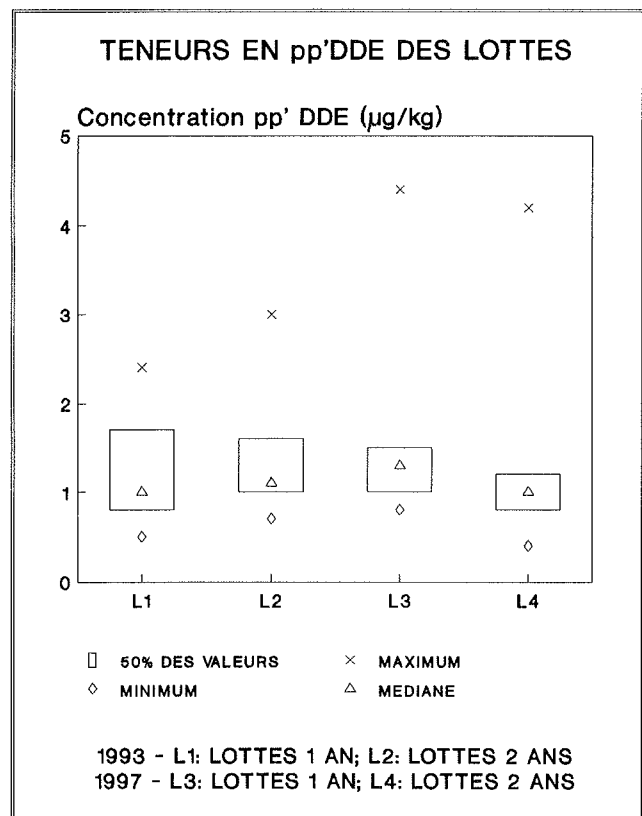
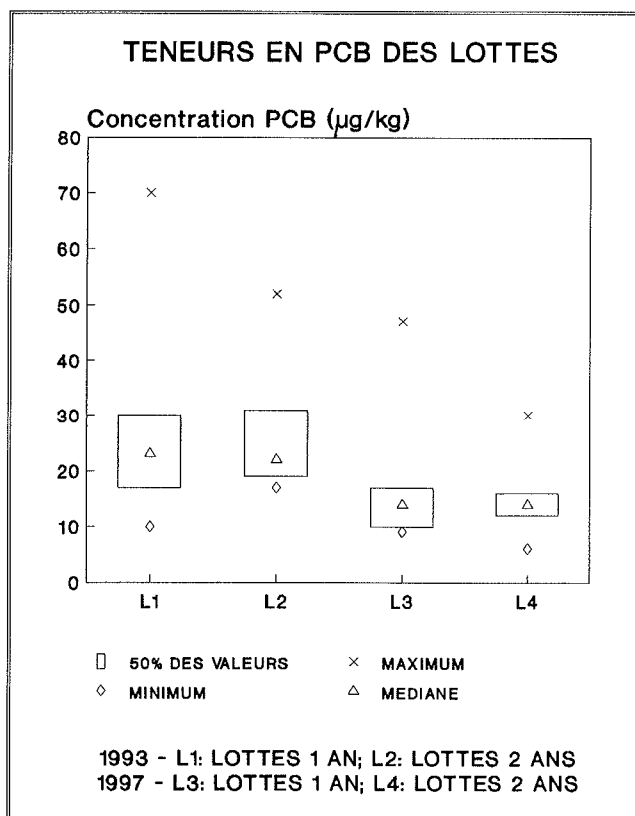
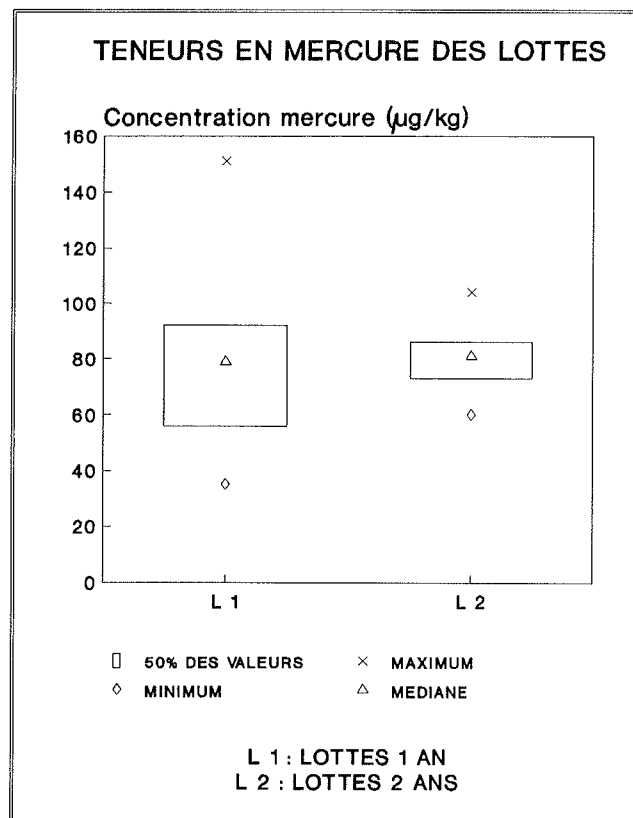


Figure 4 : Les lottes

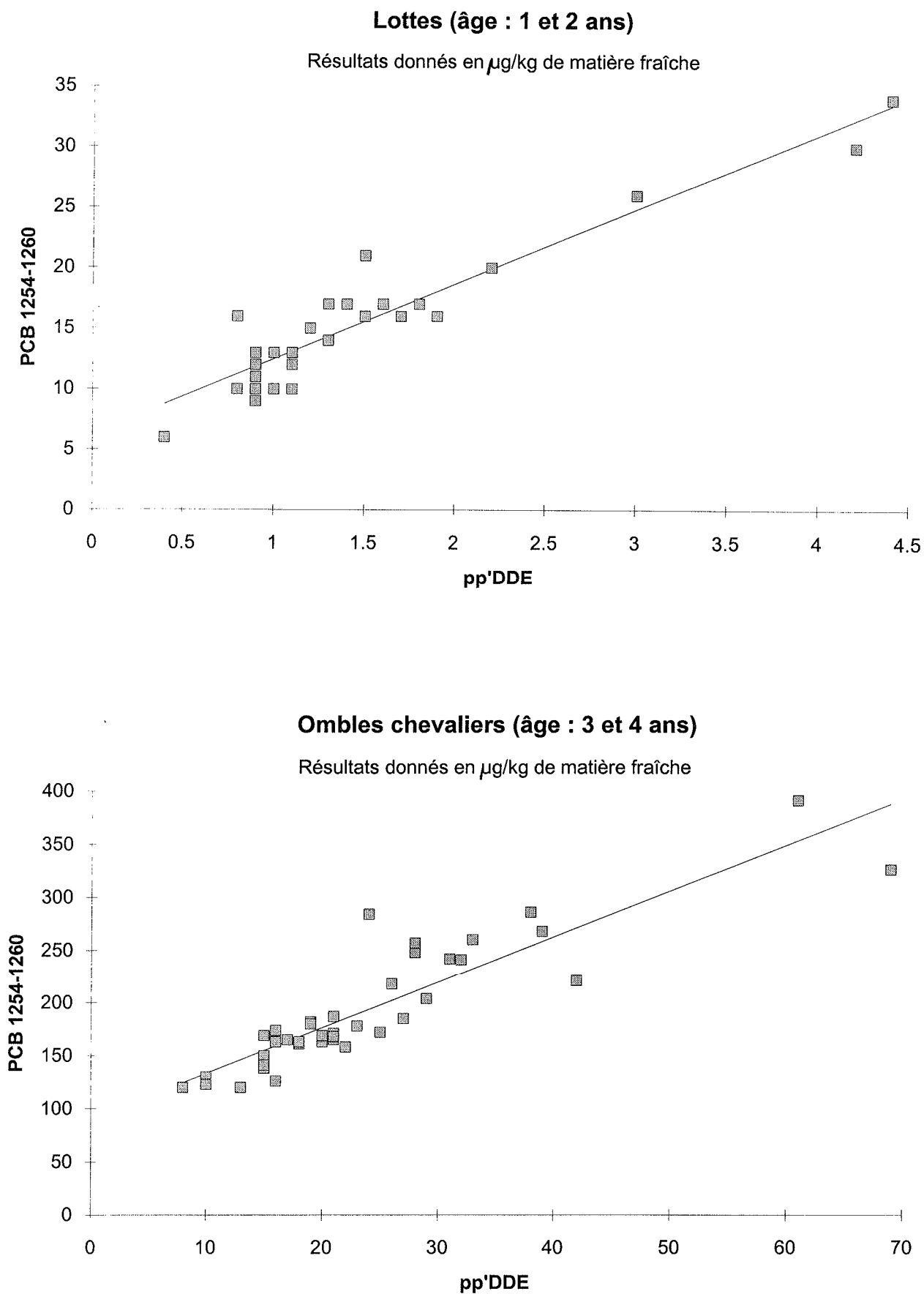


Figure 5 : Corrélation entre les teneurs en PCB et pp'DDE

La diminution de cette concentration moyenne est en partie due au fait que les poissons analysés cette année sont de petite taille (Tableau 1). Mais elle est suffisamment importante pour traduire une amélioration quant à la contamination par les PCB. Celle-ci est d'ailleurs clairement illustrée dans le cas de la lotte par le figure 4 : toutes les concentrations de PCB observées en 1997 sont inférieures à celles de 1993. La taille des poissons, dans ce cas, ne peut être mise en cause puisqu'aucune différence significative dans les poids n'est décelable.

A l'exception de quelques valeurs maximales plus élevées, ce phénomène est également observable dans le cas du pp'DDE. Du fait de sa grande liposolubilité, ce composé s'accumule dans les poissons et, pour les ombles, la forte contamination comparée à la lotte est nettement confirmée (figures 2 et 4).

Une bonne corrélation entre les concentrations de PCB et de DDE est observée dans les deux espèces de poissons analysées (figure 5). Les concentrations en PCB des poissons analysés sont inférieures à la tolérance législative fixée à 1'000 $\mu\text{g/kg}$.

4.2 Moules

- *Métaux lourds*

Les figures 6A et 6 B illustrent les résultats obtenus pour les principaux métaux analysés.

Afin de pouvoir comparer les résultats de cette campagne à ceux de la campagne 1995 (CORVI et al., 1996), les résultats de la campagne 1995 sont intégrés dans ces figures.

Les teneurs en **zinc** des dreissènes varient de 117 à 189 $\mu\text{g/g}$ de matière sèche. Les sites de Vidy et de la Venoge qui présentaient en 1995 les teneurs les plus élevées n'apparaissent plus comme particulièrement contaminés. Par contre, la concentration observée à Meillerie est la plus élevée.

Les teneurs en **cuivre** sont relativement homogènes sur l'ensemble des sites (environ 20 $\mu\text{g/g}$) avec cependant, comme en 1995, une concentration plus élevée observée au large de Thonon (38.8 $\mu\text{g/g}$) et également de Meillerie (42 $\mu\text{g/g}$).

Les valeurs du **nickel** ne varient pas notablement par rapport à 1995. Cependant, la forte teneur observée à Lutry lors de la campagne précédente n'est pas relevée cette année.

Le **cadmium** et le **chrome** n'évoluent pas de façon très significative : la légère amélioration observée devra être confirmée.

Enfin le **plomb**, qui présentait lors de la campagne précédente une grande variabilité spatiale, voit ses concentrations s'homogénéiser sur l'ensemble des sites et les concentrations élevées observées antérieurement sur les prélèvements de la Venoge et de Vidy sont en nette régression.

- *Les PCB et les organoétains*

Les polychlorobiphényles ne sont observés que sur le site de Vidy (0.37 $\mu\text{g/g}$). La contamination marquée de la Venoge lors des campagnes précédentes ne se distingue plus. Dans tous les sites hormis Vidy, les concentrations en PCB sont inférieures à la limite de détection (0.1 $\mu\text{g/g}$).

Parmi les 12 échantillons analysés, seules les moules du Bouveret contiennent des organoétains (TBT et DBT), dans des concentrations supérieures à celles mesurées lors de la précédente campagne de 1995 (0.082 $\mu\text{g/g}$ TBT et 0.041 $\mu\text{g/g}$ DBT). Par manque d'échantillon, l'analyse n'a pas pu être répétée pour confirmer ces valeurs. Le TBT n'étant pas utilisé dans des produits phytosanitaires, et la vente de peintures antifouling contenant ce composé étant interdite, cette contamination reste inexplicée. Le site mérite d'être surveillé.

Dans tous les autres sites, les organoétains ne sont plus détectés.

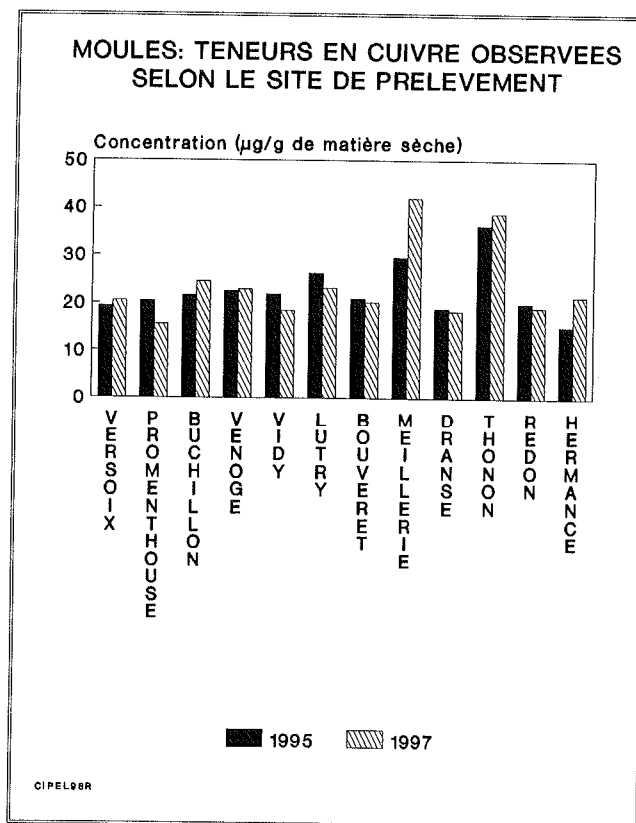
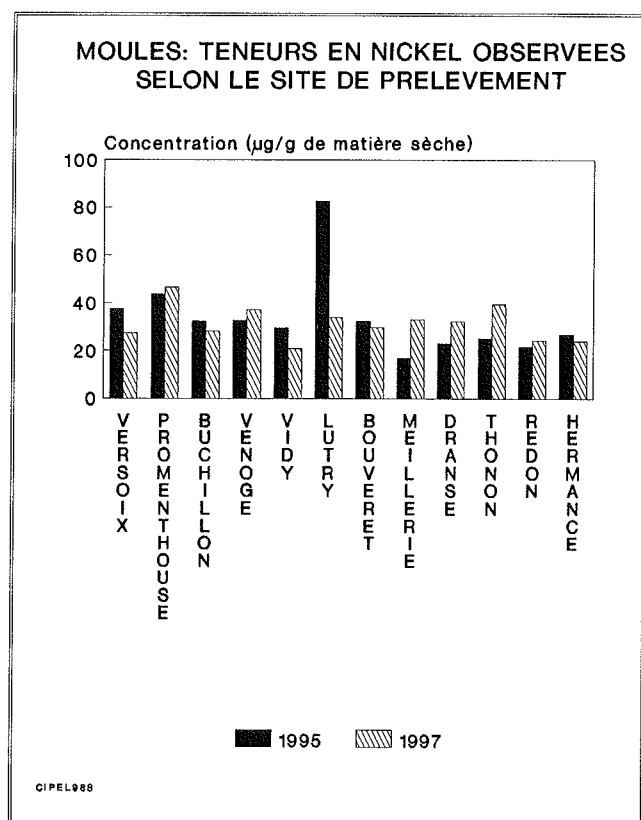
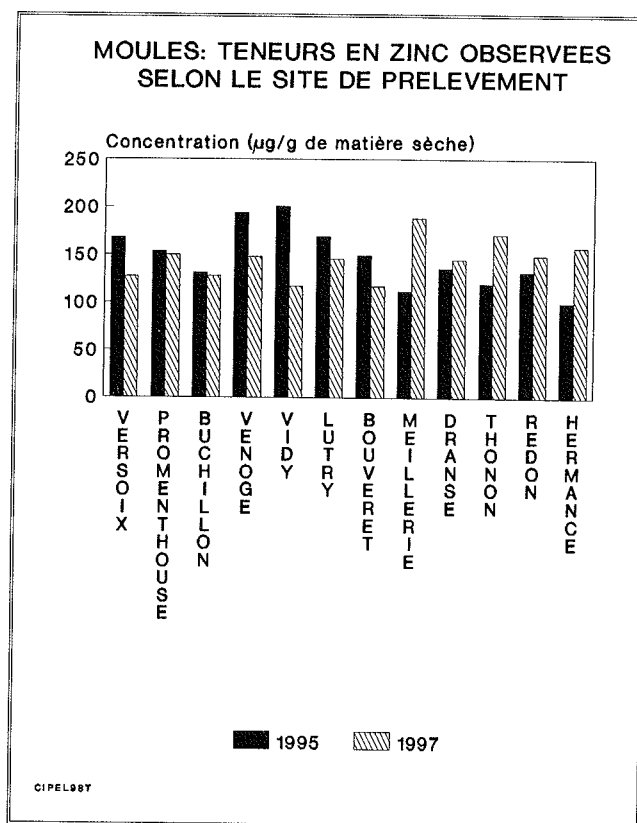


Figure 6A : Teneurs métalliques de *Dreissena polymorpha* pour les différents sites étudiés

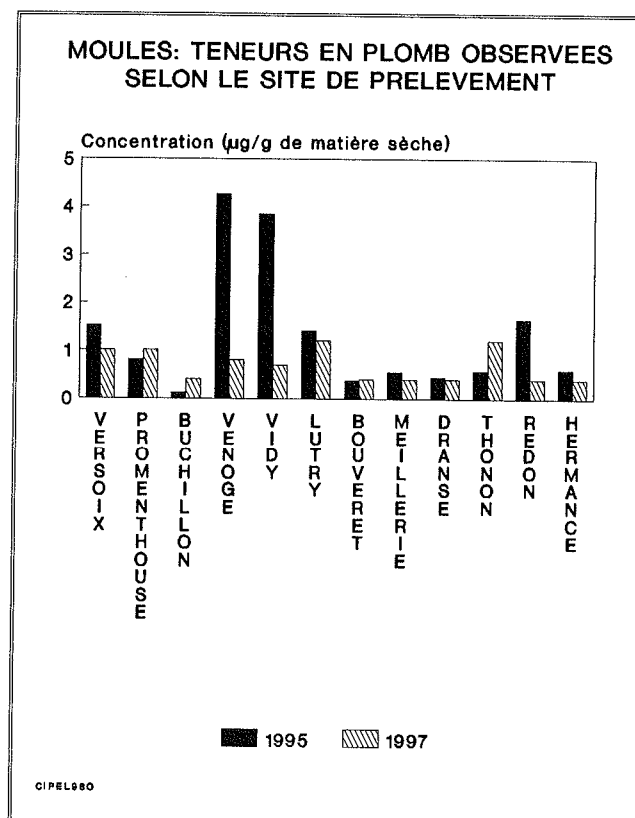
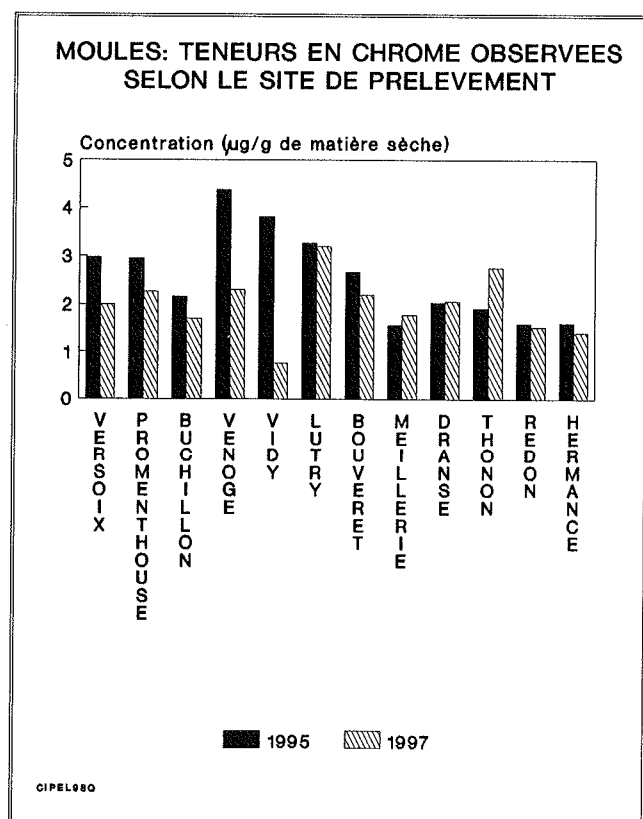
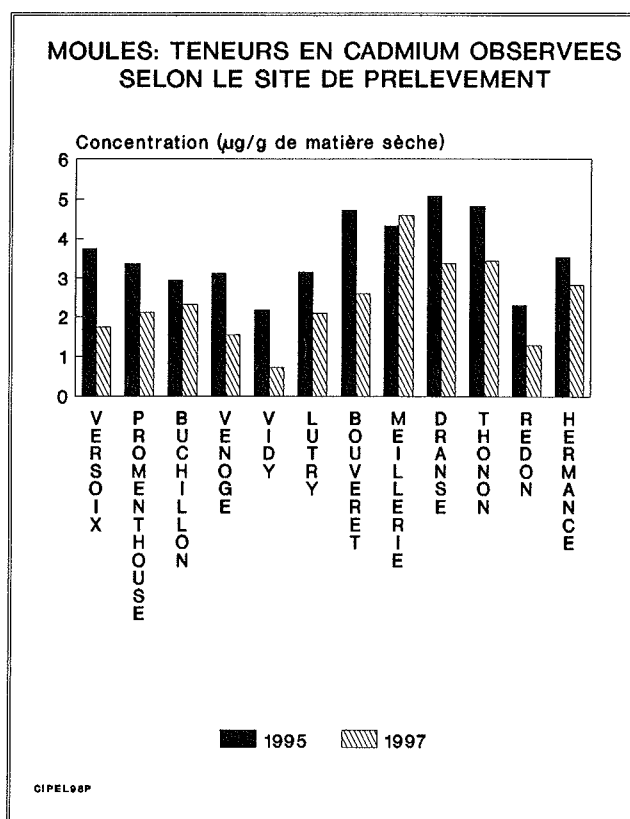


Figure 6B : Teneurs métalliques de *Dreissena polymorpha* pour les différents sites étudiés

TABLEAU 2 - Résultats des organoétains exprimés en $\mu\text{g/g}$
du cation par g de poids sec

Echantillons	TBT	DBT	% poids sec
Bouveret	5.16	0.88	5
Buchillon	nd	nd	6.7
Dranse	nd	nd	6.5
Hermance	nd	nd	6.6
Lutry	nd	nd	6.4
Meillerie	nd	nd	5
Promenthouse	nd	nd	4.8
Redon	nd	nd	6.8
Thonon	nd	nd	4.3
Venoge	nd	nd	6.3
Vidy	nq	nq	8.4
Versoix	nd	nd	7.2

TBT : tributylétain

nd : non détecté

DBT : dibutylétain

nq : non quantifiable

La limite de quantification (10 fois la valeur du bruit de fond) est de :

- 0.27 $\mu\text{g/g}$ TBT
- 0.19 $\mu\text{g/g}$ DBT

La limite de détection (3 fois la valeur du bruit de fond) est de :

- 0.08 $\mu\text{g/g}$ TBT
- 0.06 $\mu\text{g/g}$ BDT.

Les différences de ces limites par rapport à celles de la campagne 1995, sont dues à un changement d'appareillage.

5. CONCLUSIONS

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

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

L'omble chevalier présente une contamination plus élevée en PCB et DDE que les lottes.

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

Sur la base de la grille de qualité proposée par MERSCH (voir annexe) pour l'appréciation des concentrations métalliques observées chez les dreissènes, nous pouvons relever les principaux points suivants :

- **cadmium** : pollution certaine pour le Bouveret, la Dranse, Thonon, Meillerie et l'Hermance,
- **chrome, cuivre, zinc et nickel** : situation intermédiaire sur l'ensemble des sites avec quelques points proches de la classification "pollution certaine" et méritant, pour cela, une surveillance accrue (Meillerie et Thonon pour le cuivre et la Promenthouse pour le nickel),
- **plomb** : situation intermédiaire pour la Versoix, la Promenthouse, la Venoge, Vidy, Lutry et Thonon et absence de pollution pour les autres sites.

Les résultats de cette étude confirment la complémentarité de cette approche poissons/moules par rapport aux autres indicateurs.

ANNEXE

Grille de qualité pour interpréter les concentrations métalliques (en $\mu\text{g/g}$) observées chez *Dreissena polymorpha* (MERSCH, 1993)

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

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

BIBLIOGRAPHIE

- BECKER, K., MERLINI, L., De BERTRAND, N., De ALENCASTRO, L.F. et TARRADELLAS, J. (1992) : Elevated levels of organotins in lake Geneva : bivalves as sentinel organism. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 48 (1), 37-44.
- BECKER VAN SLOOTEN, K. et TARRADELLAS, J. (1994) : Accumulation, depuration and growth effects of tributyltin in the freshwater bivalve *Dreissena polymorpha* under field conditions. Environ. Toxicol. Chem., 13, 755-762.
- BECKER VAN SLOOTEN, K. et TARRADELLAS, J. (1995) : Organotins in Swiss lakes after their ban : Assessment of water, sediment, and *Dreissena polymorpha* contamination over a four-year period. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 29, 384-392.
- CORVI, C., MACRI, G. et VOGEL, J. (1988) : Les polychlorobiphényles dans les poissons du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1987, 119-132.
- CORVI, Cl. et KHIM-HEANG, S. (1994) : Polluants métalliques et polychlorobiphényles dans la faune piscicole. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993, 73-82.
- CORVI, Cl. et KHIM-HEANG, S. (1995) : Polychlorobiphényles et mercure dans les ombles chevaliers. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1994, 79-85.
- CORVI, C., KHIM-HEANG, S., BECKER VAN SLOOTEN, K., STEGMULLER, A.-M. et TARRADELLAS, J. (1996) : Métaux et micropolluants organiques dans les Dreissènes. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 187-197.
- CRETENOY, L., GERDEAUX, D., ANGELI et CARANHAC, F. (1996) : Eléments pour la prise en compte des populations piscicoles dans le fonctionnement trophique du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1996, 173-185.
- GERDEAUX, D., BUTTIKER, B. et PATTAY, D. (1989) : La pêche et les recherches piscicoles en 1988 sur le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1988, 79-87.
- GERDEAUX, D., PERRET, M.-C., CORVI, C., KHIM-HEANG, S., BECKER VAN SLOOTEN, K., TARRADELLAS, J., RIVIERE, J.L. et LARBAIGT, G. (1995) : Caractéristiques des populations de Dreissènes du Léman, évaluation de leur intérêt comme bioindicateur de la qualité des eaux du lac. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1994, 135-165.
- MANUEL SUISSE DES DENREES ALIMENTAIRES, (1994) : Dosage du mercure, Chapitre 45. Ed. Off. féd. de la Santé Berne.
- MERSCH, J., (1993) : Modalités d'utilisation de la moule zébrée *Dreissena polymorpha* en tant qu'indicateur biologique de la contamination des écosystèmes d'eau douce par les métaux lourds - comparaison avec un autre type d'organismes sentinelles, les mousses aquatiques. Thèse de doctorat, Université de Metz, 231 p.
- TUKEY, J.W. (1977) : Exploratory data analysis. Addison-Wesley Publishing Co, Reading, 688 p.

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

Campagne 1997

PAR

Alain ORAND, Jean Marcel DORIOZ et Jean GAGNAIRE

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

RÉSUMÉ

Les apports au Léman par les rivières sont calculés à partir des analyses sur des prélèvements d'eau en continu (proportionnels aux débits) pour les quatre affluents principaux (Rhône amont, Dranse, Aubonne et Venoge) et de prélèvements mensuels (sur 24 heures, proportionnels aux débits) sur neuf affluents secondaires. Les exportations du lac sont contrôlées sur le Rhône émissaire à Genève. Enfin les analyses sur le Rhône aval (à Chancy) et ses principaux tributaires de la région genevoise ont permis de dégager l'importance des apports du bassin versant du Rhône entre sa sortie du Léman et son entrée sur le territoire français.

L'année 1997 est une année de pluviométrie moyenne sur le pourtour du Léman. Les débits moyens annuels sont voisins de la moyenne de la période 1982-1997.

En 1997, les apports en phosphore total au lac par les quatre rivières principales ont été de 1'209 tonnes. Le Rhône amont représente 90 % de ceux-ci et les rivières secondaires 3.9 %.

Les apports en phosphore dissous (47.1 t) sont les plus faibles depuis le début des années 60. Les concentrations moyennes en phosphore dissous sont en dessous de la barre des 30 µgP/l dans les rivières principales. Les concentrations sont plus élevées dans certaines des rivières secondaires telles que la Chamberonne (45 µgP/l), la Morges (44 µgP/l) et le Nant de Braille (51 µgP/l). Pour la Versoix, la situation sur le plan du phosphore dissous semble s'être améliorée dans une large mesure puisque la concentration moyenne de 62 µgP/l en 1996 a été ramenée à 32 µgP/l, toutefois pour cette rivière le suivi se fait seulement sur 12 prélèvements instantanés par année.

Les apports en azote minéral total par le Rhône amont représentent 65 % du total des apports répertoriés (quatre rivières principales et neuf rivières secondaires). Les concentrations en azote minéral total varient de 0.61 mgN/l dans la Dranse à 5.1 mgN/l dans la Morges. Une rivière principale, la Venoge, ainsi que trois rivières secondaires, la Chamberonne, la Morges et la Dullive dépassent la concentration moyenne de 3 mgN/l

La hausse des flux en chlorures est faible mais constante d'une année sur l'autre. Sur une période de quinze ans, l'augmentation des apports par les rivières principales est de 61 %. Ils sont, en 1997, très voisins de 56'000 tonnes. La concentration moyenne annuelle pondérée dans les rivières principales (8.3 mgCl/l) est sensiblement plus faible que celle des rivières secondaires (10.9 mgCl/l).

Les analyses effectuées sur les différentes rivières en aval du lac permettent de faire la part apportée par le bassin versant du Rhône entre sa sortie du Léman et Chancy pour les éléments chimiques tels que les nitrates, le phosphore total et le phosphore dissous. Entre le Rhône émissaire et Chancy, pour des débits multipliés par 1.4, on constate que les nitrates sont multipliés par 2.2, le phosphore total augmente d'un facteur 4.2 et le phosphore dissous d'un facteur 5.2.

1. GÉNÉRALITÉS

En 1997, les apports au Léman ont été mesurés sur les quatre affluents principaux, le Rhône amont à la Porte du Scex, la Dranse au pont de Vongy pour les prélèvements d'eau et au pont de Bioge pour les débits, l'Aubonne et la Venoge. Les prélèvements de la Dranse sont effectués en amont du rejet de la STEP de Thonon et de la zone industrielle de Vongy. Les exportations sont déterminées sur le Rhône à Genève. Pour ces rivières, les prélèvements sont effectués en continu et les analyses réalisées sur des échantillons proportionnels au débit.

Plusieurs affluents secondaires ont été suivis, tous situés sur la côte suisse : la Versoix, le Nant de Braille, le Brassu, le Nant du Pry, la Promenthouse, la Dullive, la Morges, la Chamberonne et la Veveyse. Les résultats des recherches sur les affluents secondaires font l'objet d'un paragraphe en fin de rapport. En effet, il n'est pas possible, pour l'évolution à long terme, de traiter l'ensemble des rivières car les affluents secondaires ne sont analysés, pour certains, que depuis quelques années. Par contre, compte tenu de l'importance relative des rivières secondaires par rapport aux rivières principales (le Rhône amont mis à part), nous avons inclus les flux des rivières secondaires dans les graphiques.

Les analyses sur le Rhône émissaire, le Rhône à Chancy (programme NADUF), l'Arve et l'Allondon permettent de déterminer les bilans des apports de l'agglomération genevoise.

Les prélèvements ainsi que les analyses chimiques sont effectués par les laboratoires suivants :

- Service cantonal d'écotoxicologie, Genève,
- Laboratoire du Service des eaux, sols et assainissement, Epalinges (Vaud),
- Laboratoire du Service de la protection de l'environnement du canton du Valais,
- Institut de Limnologie (INRA), Thonon-les-Bains,
- Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux (IFAEPE), Dübendorf, programme NADUF.

Ces laboratoires participent régulièrement aux calibrations interlaboratoires organisées dans le cadre de la CIPEL.

La plupart des analyses sont effectuées sur des échantillons d'eau filtrée (maille de $0.45 \mu\text{m}$). Par contre, les concentrations de phosphore total, d'azote total et de carbone organique total sont déterminées sur les échantillons d'eau brute. Pour les métaux dans le Rhône amont, les analyses sont effectuées sur les eaux brutes acidifiées.

Le programme de surveillance de la CIPEL comprend le suivi du Rhône amont, de la Dranse, de la Venoge, de l'Aubonne, du Rhône émissaire et de deux affluents secondaires. Toutes les autres rivières sont suivies dans le cadre de programmes cantonaux ou propres aux laboratoires.

TABLEAU 1 - Type de prélèvement

	Proportionnel au débit intégré sur 1 semaine	Proportionnel au débit ou au temps sur 24 h (1 x mois)	Instantané (1 x mois)
Bassin du Léman			
Rhône, Porte du Scex	x		
Dranse	x		
Aubonne	x		
Venoge	x		
Chamberonne	x ¹		
Morges	x ¹		
Veveyse		x	
Promenthouse		x	
Dullive		x	
Eau Froide		x *	
Grand Canal		x *	
Versoix			x
Nant de Braille			x
Brassu			x
Nant de Pry			x
Rhône émissaire (GE)	x ²		
Bassin du Rhône aval			
Arve			x
Allondon			x
Rhône-Chancy	x ²		

¹ = intégré sur 1 semaine, proportionnel au temps² = intégré sur deux semaines

* = pas de mesure de débit

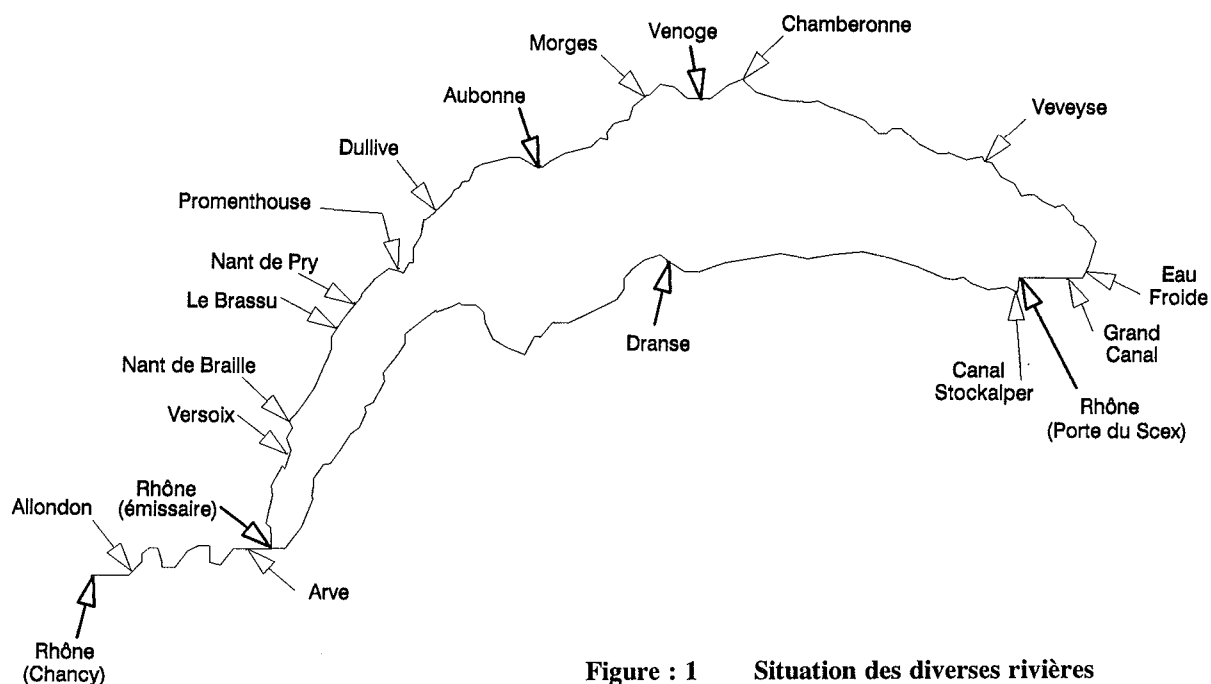


Figure : 1 Situation des diverses rivières

2. DÉBITS DES AFFLUENTS PRINCIPAUX ET DE L'ÉMISSAIRE (figure 2)

L'année 1997 est une année moyenne sur le plan de la pluviométrie avec une lame d'eau précipitée autour du Léman de l'ordre de 1'060 mm (ORAND et GAGNAIRE, 1998). Les débits moyens annuels des rivières principales et de l'émissaire sont très proches de la moyenne interannuelle de 1983 à 1997.

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

Année	Venoge	Aubonne	Dranse	Rhône amont	Rhône émissaire
1983	5.2	6.5	22.7	206.0	268.0
1984	5.3	5.9	19.6	160.2	221.0
1985	3.4	4.6	19.7	182.7	258.0
1986	3.9	5.3	21.4	199.1	259.1
1987	4.7	6.9	23.3	198.2	276.6
1988	5.5	6.7	22.2	206.7	278.9
1989	2.3	2.9	12.1	169.6	207.2
1990	3.0	3.7	18.3	172.2	238.6
1991	3.2	5.9	14.9	173.7	201.5
1992	4.1	7.2	21.3	178.5	224.7
1993	6.6	5.6	17.3	191.2	243.2
1994	4.5	6.1	20.5	216.4	297.4
1995	5.3	6.6	27.2	210.5	303.4
1996	3.5	4.5	15.2	147.2	192.5
1997	3.9	5.8	18.7	184.9	234.0
Moyenne	4.3	5.6	19.6	186.5	246.9

Débits moyens (m³/s)

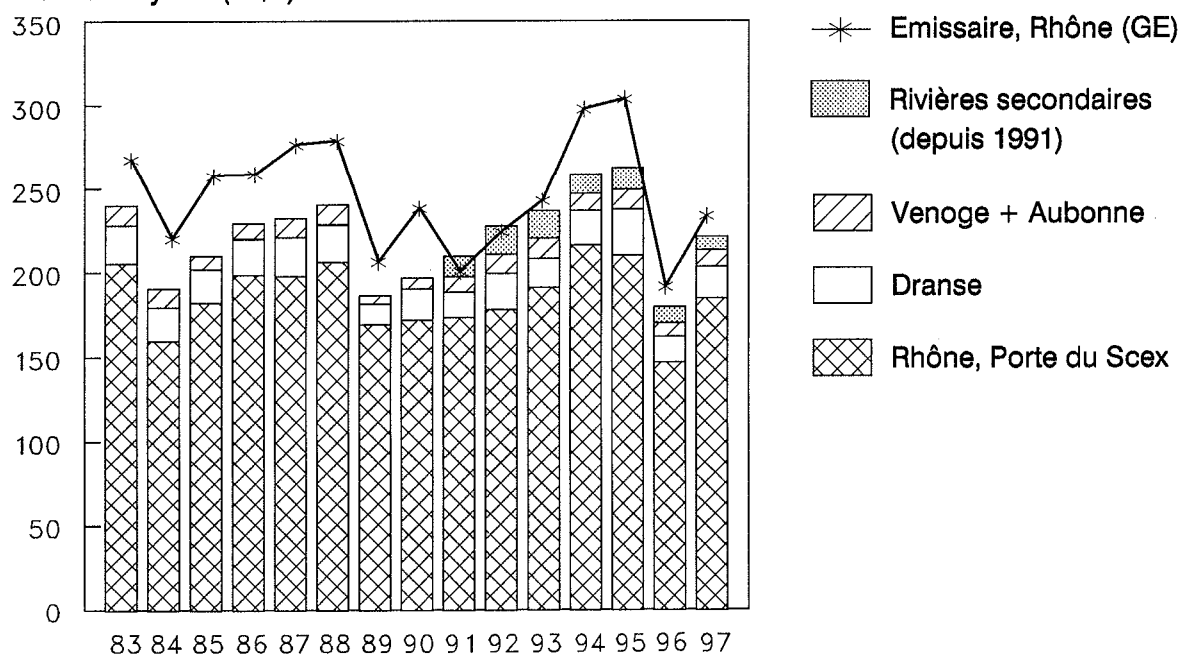


Figure 2 : Débits moyens annuels

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

Les calculs des flux et des concentrations moyennes annuelles pondérées sont effectués de la façon suivante :

- *Pour les rivières échantillonnées en continu*

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

avec Fa = flux annuel
 Ch = concentration de l'échantillon intégré, hebdomadaire (ou bimensuel)
 Qh = volume d'eau de la période correspondante
 s = 52 (échantillonnage hebdomadaire)
 26 (échantillon bimensuel)
 C_{moy} = concentration moyenne annuelle pondérée

- *Pour les rivières à échantillonnage mensuel*

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

avec F_{moy} = flux moyen (g/s)
 Ci = concentration dans l'échantillon prélevé (g/l)
 Qi = débit moyen de la période correspondante (m³/s)
 n = nombre d'échantillons
 Q_{moy} = débit moyen annuel

3.1 Phosphore (figures 3 à 5)

Le phosphore apporté par les affluents peut être subdivisé en :

- *fraction dissoute* :
 orthophosphate (forme prépondérante dans la fraction dissoute), phosphore organique dissous.
- *fraction particulaire* :
 phosphore organique particulaire, phosphore inorganique particulaire (apatitique ou non apatitique).

Rappelons que seul le phosphore directement ou indirectement assimilable par les algues joue un rôle dans le phénomène d'eutrophisation. Les algues ne peuvent assimiler que des formes dissoutes de phosphore (ou se transformant en formes dissoutes).

Fraction dissoute

La fraction dissoute est donc la plus importante au plan biologique : l'orthophosphate (PO_4) est directement biodisponible, de même que certains composés phosphorés provenant d'eaux usées; sous certaines conditions (faible teneur en orthophosphate), les algues peuvent métaboliser la forme organique dissoute du phosphore. En faisant abstraction du phénomène secondaire d'adsorption sur les particules qui sédimentent à travers l'hypolimnion, la majeure partie du phosphore dissous apporté par les affluents est à disposition des algues.

3.1.1 Phosphore total et particulaire

Les apports en phosphore total au lac par les rivières sont constitués par 90 % de phosphore particulaire et 10 % de phosphore dissous. Dans le lac se produit la sédimentation du phosphore particulaire ce qui explique que dans l'émissaire c'est le phosphore dissous qui domine (environ 90 % du phosphore total est du phosphore dissous).

Les apports moyens annuels en phosphore total par les quatre rivières principales sur la période 1980-1997 sont de 1'018 tonnes par an. Ils sont de 1'162 tonnes pour l'année 1997 dont 1'085 tonnes pour le Rhône amont.

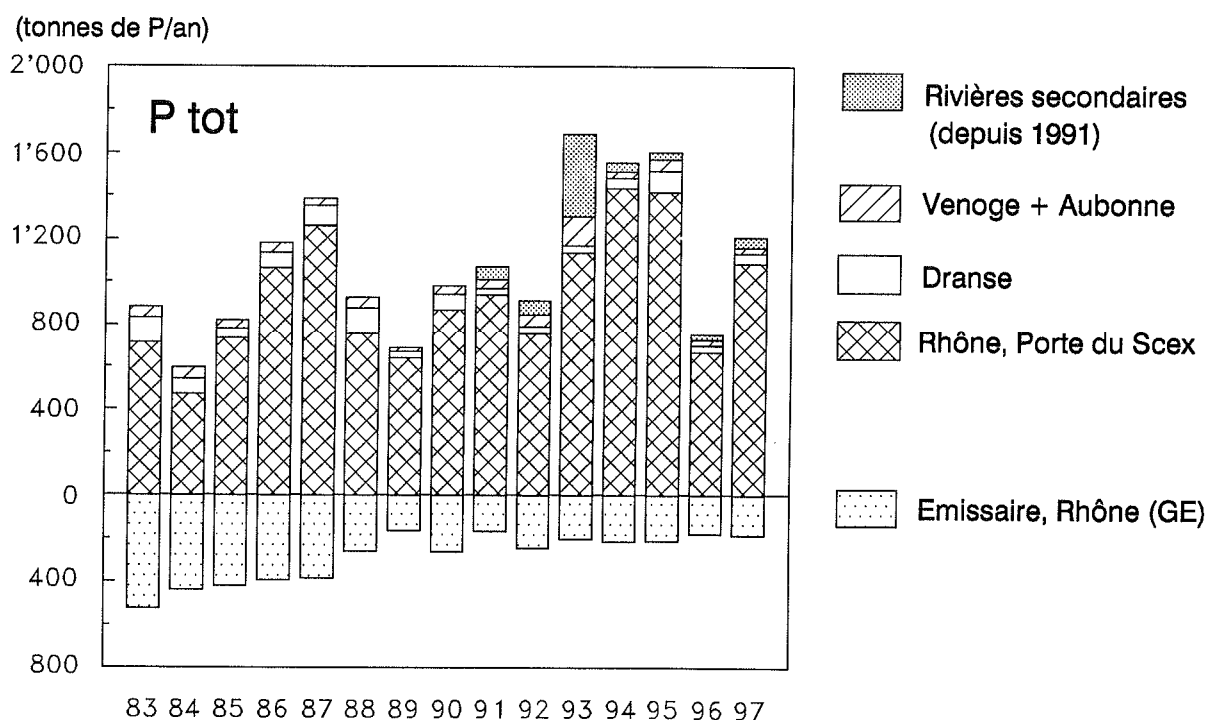


Figure 3 : Phosphore total - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires et perte annuelle à l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac)

3.1.2 Phosphore dissous (orthophosphate)

Le total des apports en orthophosphate par les affluents principaux (47.1 t) est toujours largement inférieur à 100 tonnes, seuil atteint en 1987

Les apports par la Dranse représentent moins de 12.3 % des apports totaux des rivières principales. Le pourcentage moyen sur la période 1992-1997 est sensiblement le même.

Les concentrations moyennes annuelles pondérées par les débits se répartissent comme suit : de 5.9 $\mu\text{gP/l}$ pour le Rhône amont, 9.8 $\mu\text{gP/l}$ pour la Dranse, 17.5 $\mu\text{gP/l}$ pour l'Aubonne et 29.9 $\mu\text{gP/l}$ pour la Venoge. Rappelons que l'objectif de la CIPEL est une concentration moyenne de 20 à 30 $\mu\text{gP/l}$ dans les eaux du lac pour l'an 2000 (exprimé en Ptot, mais dans le lac le Ptot est à plus de 90 % sous forme dissoute) (BLANC et al., 1994).

(tonnes de P/an)

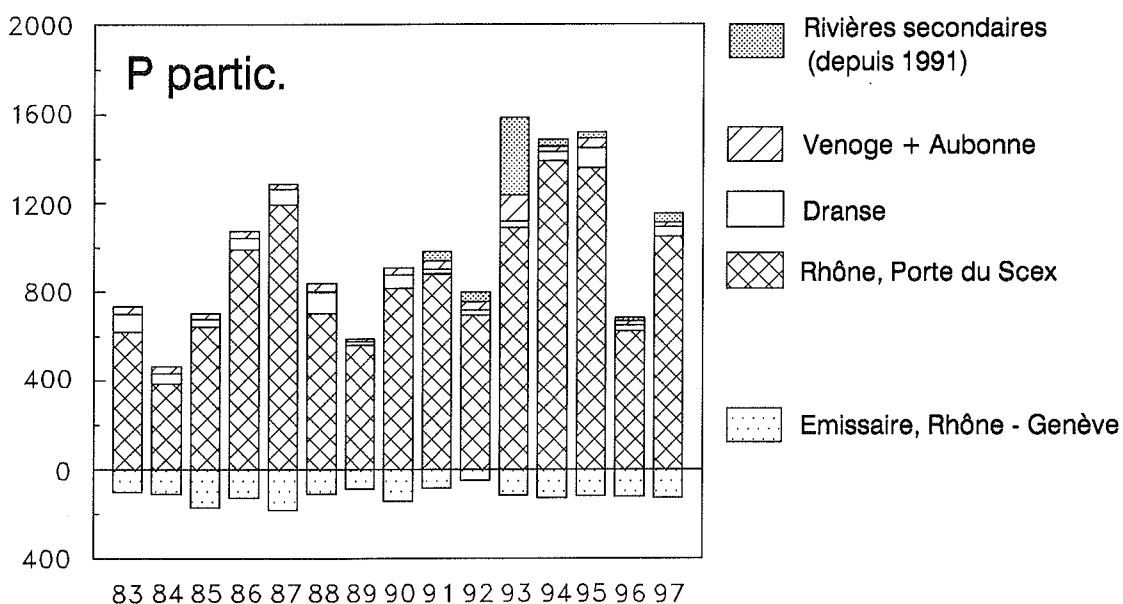


Figure 4 : Phosphore particulaire - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires et perte annuelle à l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac)

(tonnes de P/an)

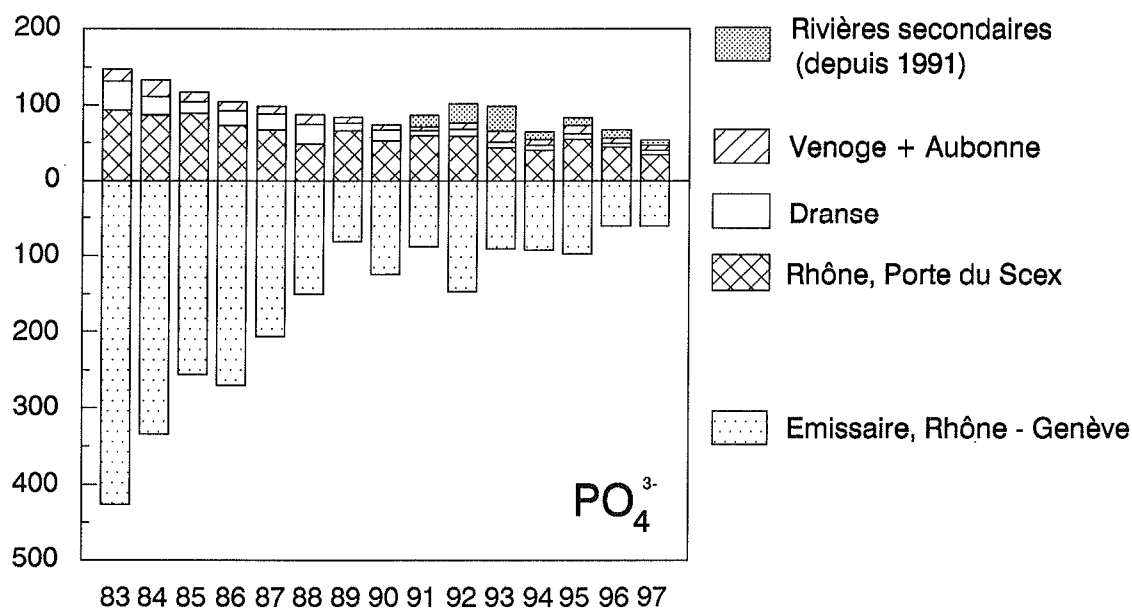


Figure 5 : Phosphore dissous (orthophosphate) - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires et perte annuelle à l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac)

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

Pour l'azote total (azote minéral et organique) dans le Rhône amont, les apports en 1997 (4'871 t) sont plus faibles que la moyenne interannuelle 1980-1997 (5'785 t). Il en est de même pour la Dranse (493 t et 516 t).

Représentés à plus de 90 % par l'azote nitrique, les apports en azote minéral total par les rivières principales s'élèvent à 3'735 tonnes. Le Rhône amont représente 70 % du total des apports des rivières principales. La concentration moyenne pondérée par le débit de l'ensemble des apports principaux est de 0.56 mgN/l alors qu'elle n'est que de 0.40 mgN/l dans l'émissaire. De fortes disparités existent au plan individuel, la fourchette des concentrations variant de 0.61 mgN/l pour la Dranse à 4.1 mgN/l pour la Venoge.

En 1997, les apports en azote nitrique par les quatre affluents principaux atteignent 3'673 tonnes (concentration moyenne pondérée par les débits : 0.55 mgN/l).

Les exportations d'azote nitrique par l'émissaire sont de 2'741 tonnes en 1997, au niveau de celles de l'année 1985. Les concentrations moyennes annuelles pondérées par les débits sont très proches des concentrations moyennes des 15 dernières années (0.37 contre 0.40 mgN/l).

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

Année	Rhône		Dranse	
	tonnes	mgN/l	tonnes	mgN/l
1980	6'479	0.99	564	0.53
1981	5'499	0.83	619	0.88
1982	5'171	0.75	619	0.86
1983	5'685	0.88	531	0.74
1984	6'181	1.22	450	0.73
1985	5'592	0.97	525	0.85
1986	5'869	0.94	549	0.82
1987	7'362	1.16	567	0.77
1988	6'649	1.02	598	0.85
1989	4'929	0.92	322	0.85
1990	6'136	1.13	493	0.86
1991	5'790	1.06	412	0.88
1992	6'520	1.16	606	0.90
1993	5'672	0.94	438	0.80
1994	5'647	0.83	472	0.73
1995	5'949	0.90	627	0.73
1996	4'132	0.89	396	0.83
1997	4'871	0.84	493	0.83
Moyenne	5'785	0.97	516	0.80

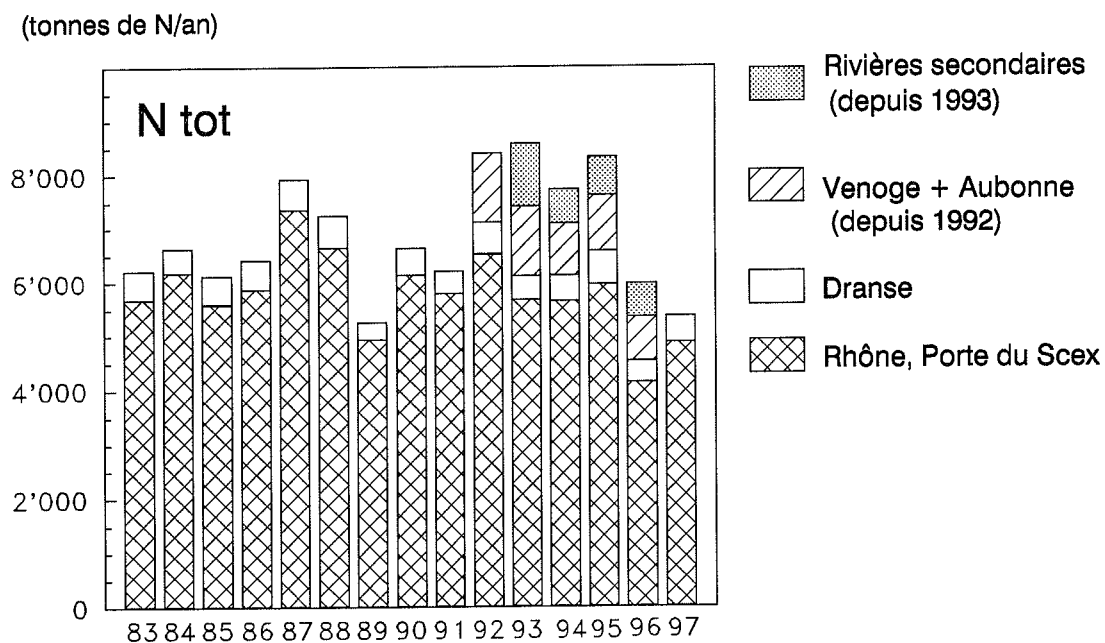


Figure 6 : Azote total - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac)

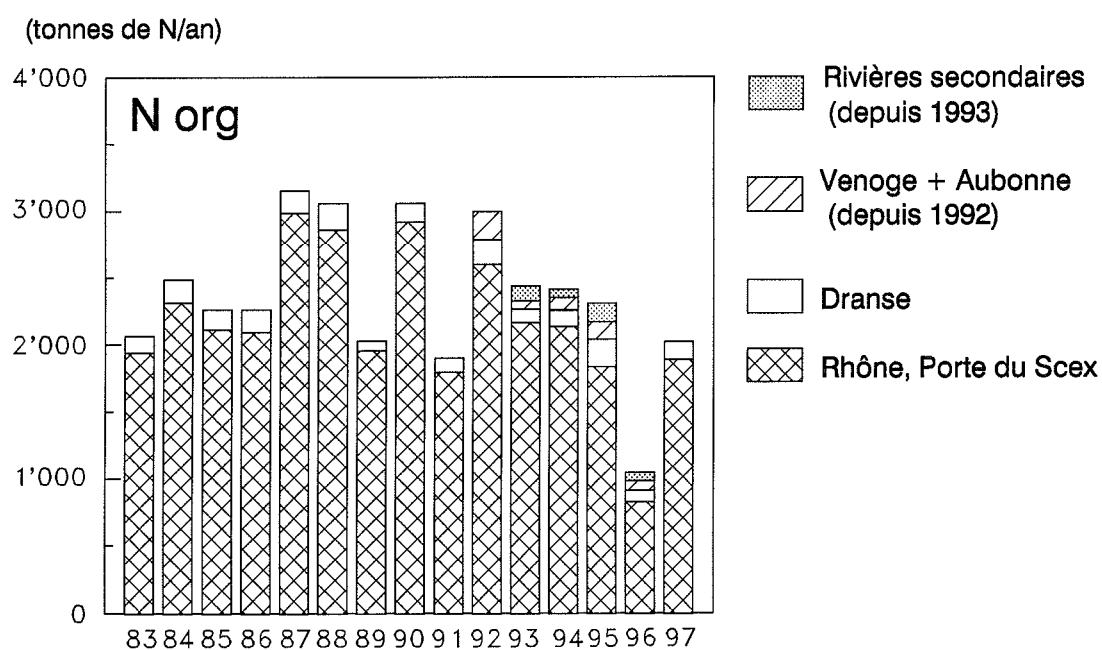


Figure 7 : Azote organique - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac)

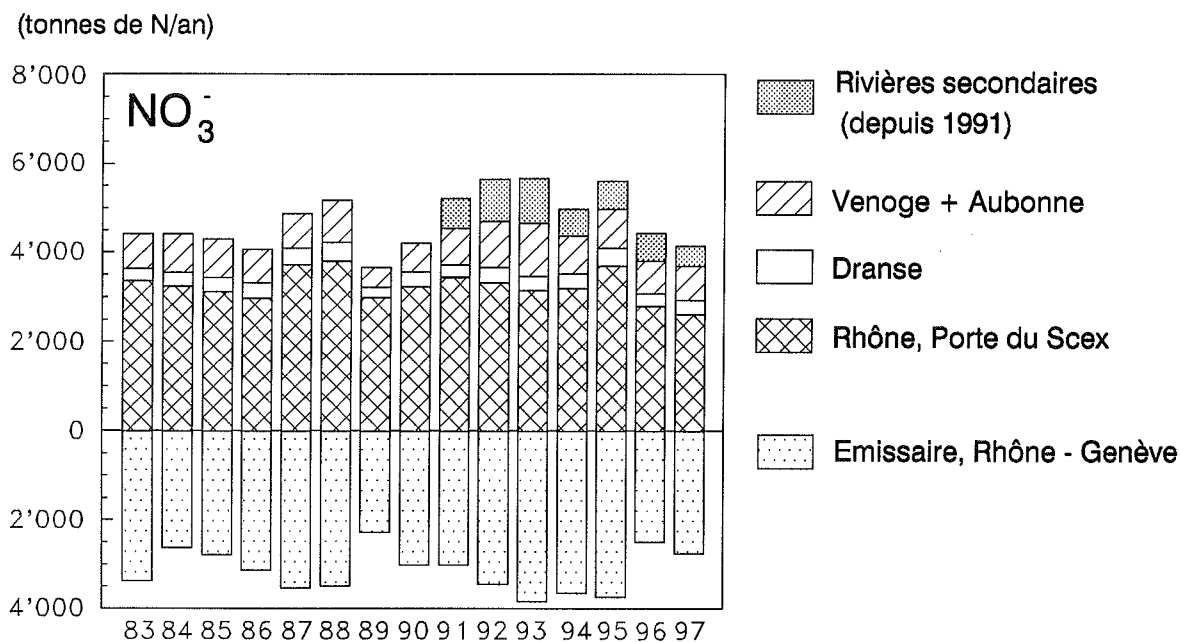


Figure 8 : Azote nitrique - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires et perte annuelle à l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac)

3.3 Chlorure (figure 9)

En terme de concentrations moyennes annuelles, les chlorures présentent une relative stabilité depuis 1988. Pour 1997, la concentration moyenne pondérée pour les affluents principaux est de 8.3 mgCl/l et les apports totaux par les quatre rivières principales atteignent 56'000 tonnes.

La teneur moyenne dans les eaux du Rhône à l'émissaire atteint 6.6 mgCl/l, ce qui correspond, en termes de bilan, à une perte annuelle de 49'000 tonnes. Par rapport aux apports totaux par les rivières principales, ce sont environ 7'000 tonnes de chlorures qui se sont accumulées dans le Léman en 1997.

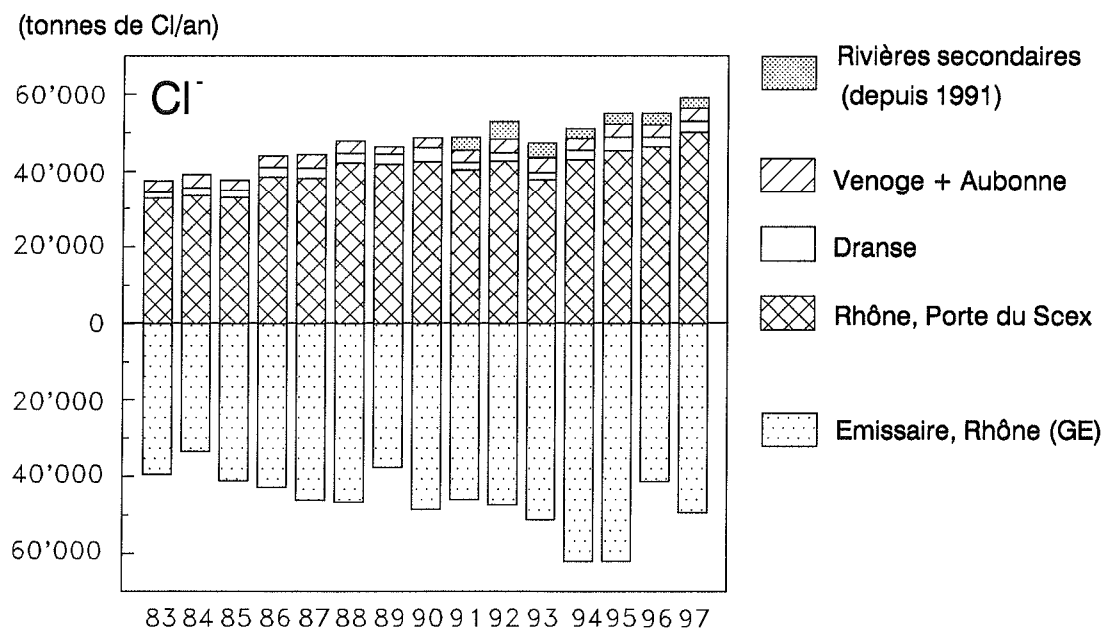


Figure 9 : Chlorure - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires et perte annuelle à l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac)

3.4 Carbone organique

Le carbone organique dissous (COD) est analysé dans les eaux de l'ensemble des rivières principales et secondaires sauf dans l'affluent de la rive française, la Dranse. Le carbone organique total (COT) est analysé dans les eaux du Rhône amont et du Rhône à Chancy.

Les concentrations en carbone organique dissous des eaux du Rhône amont (0.97 mgC/l) sont trois fois plus faibles que dans les autres rivières principales. Les concentrations moyennes pondérées par les débits évoluent entre 2.17 mgC/l pour la Versoix à 3.88 mgC/l pour la Morges.

La concentration de COD dans les eaux du Rhône émissaire est de 1.47 mgC/l pour l'année 1997, alors que la concentration moyenne annuelle pondérée par les débits de l'ensemble des rivières principales et secondaires considérées est de 2.7 mgC/l).

Les concentrations moyennes annuelles en carbone organique total dans les eaux des deux rivières considérées sont très voisines : 2.8 mgC/l pour le Rhône amont et 2.9 mgC/l pour le Rhône à Chancy.

3.5 Silice dissoute

Exprimées en mgSiO₂/l, les concentrations moyennes pondérées de silice sont stables et les variations interannuelles faibles.

3.6 Cuivre, zinc, plomb et cadmium

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

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

Année	Cuivre	Zinc	Plomb	Cadmium
	tonnes/an	tonnes/an	tonnes/an	tonnes/an
1980	23.6	126.1	23.4	-
1981	28.6	85.0	22.8	-
1982	39.5	142.3	19.0	1.06
1983	24.5	182.5	14.6	-
1984	20.2	217.3	10.0	-
1985	22.4	141.9	20.6	-
1986	24.7	181.8	31.6	-
1987	44.9	226.7	49.2	-
1988	26.0	262.8	43.6	-
1989	14.8	108.6	37.6	0.78
1990	22.6	71.7	-	0.74
1991	17.3	72.5	20.5	0.65
1992	17.0	113.5	32.8	0.48
1993	19.9	157.7	32.5	0.45
1994	21.4	211.4	37.1	0.63
1995	20.2	66.2	24.9	0.39
1996	16.5	50.6	14.4	0.31
1997	20.8	75.7	26.5	0.38
Année	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
1991	3.2	13.0	3.7	0.12
1992	3.0	20.0	5.8	0.09
1993	3.3	26.0	5.3	0.07
1994	3.1	32.0	5.4	0.09
1995	3.0	10.0	3.7	0.06
1996	3.5	10.9	3.1	0.07
1997	2.9	10.0	3.4	0.05

Les concentrations moyennes pondérées par les débits en cuivre, plomb et cadmium sont stables et les variations interannuelles pour le cuivre et le cadmium de faible amplitude. Pour le zinc, les concentrations sont revenues aux valeurs de l'année 1991 après les augmentations des années 1992, 1993 et 1994. En termes de bilan, les apports 1997 sont largement inférieurs aux moyennes de la période 1980-1997, cela étant dû à la faiblesse des débits de l'année 1997. Par ailleurs, les concentrations demeurent sans grande variation, exception faite de celles du zinc.

4. ÉTUDE DES AFFLUENTS SECONDAIRES

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

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
Bassin versant du Léman							
Versoix	2.90	4.66	2.87	3.17	3.65	3.35	2.74
Stockalper	2.87	3.62	2.79	2.41	3.32	2.20	
Veveyse	1.52	2.58	1.87	2.40	1.88	1.16	1.63
Promenthouse	1.51	1.41	1.72	1.30	1.97	1.23	1.79
Chamberonne	0.57	0.68	0.68	1.07	1.06	0.77	0.75
Eau froide	0.30	0.29	0.78	0.53	0.55	0.33	
Morges	0.25	0.28	1.69	0.48	0.97	0.47	0.43
Dullive	0.15	0.25	0.98	0.28	0.19	0.21	0.21
Nant de Pry							0.17
Le Brassu							0.17
Nant de Braille							0.08
Bassin versant du Rhône aval							
Allondon	2.36	6.17	3.78	3.96	3.80	4.45	3.01
Arve	78.80	92.80	62.50	84.28	90.55	71.36	63.03
Rhône Chancy	316.00	363.00	356.50	403.57	415.67	285.37	333.09

Les affluents secondaires étudiés fournissent un débit total de 8 m³/s soit 3.6 % des apports contrôlés au lac. Comme pour les affluents principaux, l'ensemble des résultats de la campagne 1997 sur les neuf affluents secondaires du Léman est consigné dans les tableaux 7 et 8.

Les apports de l'Allondon et de l'Arve qui se jettent dans le Rhône aval ne sont pas pris en compte dans cette analyse, mais avec ceux du Rhône à Chancy. Ils permettront de préciser les apports du bassin versant du Rhône entre la sortie du lac et la frontière franco-suisse que nous aborderons au chapitre 5.

4.1 Phosphore dissous (orthophosphate) et phosphore total

La charge annuelle en phosphore dissous qui transite par les neuf affluents est de 6.8 tonnes. Ce total correspond à 54 % de celui apporté par la Dranse, l'Aubonne et la Venoge réunies (12.7 t). En 1997, la Versoix apporte 2.8 tonnes d'orthophosphate, c'est la rivière la plus chargée en cet élément, bien que le total annuel soit en forte diminution par rapport à 1996 (- 57 %). Pour les mêmes rivières mesurées en 1996, au nombre de six, le total des apports en orthophosphate est en forte diminution (6.3 t contre 10.3 t), bien que les débits soient sensiblement les mêmes. Les apports en orthophosphate ont également diminué entre 1996 et 1997 dans la Morges.

En phosphore total, 47 tonnes sont amenées par les rivières secondaires contrôlées. Par rapport aux trois rivières principales (hors Rhône amont), les apports des rivières secondaires en représentent plus de la moitié (61 %). En termes de concentration en orthophosphate, le Nant de Braille (50.6 µgP/l), la Chamberonne (44.7 µgP/l) et la Morges (44 µgP/l) sont les rivières présentant les concentrations les plus élevées.

4.2 Azote minéral total

Les concentrations moyennes annuelles en azote minéral total varient de 0.7 mgN/l pour la Veveyse à 5.1 mgN/l pour la Morges. Les concentrations sont du même ordre de grandeur que les concentrations moyennes annuelles atteintes dans les eaux des rivières principales notamment la Venoge (4.1 mgN/l) et la Dranse (0.6 mgN/l).

Les apports cumulés de l'ensemble des rivières secondaires représentent 40 % des apports cumulés de la Venoge, de l'Aubonne et de la Dranse. Globalement, les rivières secondaires examinées transfèrent 456.3 tonnes d'azote minéral total au Léman.

4.3 Chlorure

Les apports en chlorures des rivières secondaires atteignent 2'740 tonnes. Ce total est du même ordre de grandeur que celui des apports par la Dranse ou par la Venoge. Par rapport aux quatre rivières principales, les apports des rivières secondaires représentent 4.9 %. Les concentrations en chlorures dans les rivières secondaires varient entre 6.3 mgCl/l (la Versoix) et 24.1 mgCl/l (la Chamberonne).

4.4 Silice dissoute

Les concentrations moyennes annuelles pondérées en silice des eaux des affluents secondaires varient de 3.8 mg/l dans les eaux de la Versoix à 8.6 mg/l dans la Morges. Dans les rivières principales, cet éventail est plus serré et les valeurs atteintes sont plus faibles : 2.8 mg/l (Aubonne) à 4.9 mg/l (Venoge). Les apports totaux enregistrés dans les rivières secondaires représentent 5.3 % de ceux des rivières principales.

5. BASSIN VERSANT DU RHÔNE DE GENÈVE À CHANCY (figure 10)

Nous rappelons qu'en aval du lac, le Rhône traverse le territoire du canton de Genève et quitte la Suisse à Chancy-Pougny. Le long de son parcours, il reçoit les eaux de plus de quarante affluents, les deux principaux étant l'Arve (débit moyen 63 m³/s) et l'Allondon (débit moyen 3 m³/s). Les débits du Rhône émissaire et de l'Arve constituent 89 % du débit mesuré à Chancy.

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

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

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

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

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

TABLEAU 6 - Débits en m³/s et flux en tonnes/an

	Débit m ³ /s	Nitrates t N/an	Ortho- phosphate t P/an	Phosphore total t P/an	Chlorure t Cl/an	Sulfates t SO ₄ /an
Rhône émissaire	234.0	2'741	61.3	186.7	48'996	328'923
Arve	63.0	1'062	112.5	147.7	11'128	88'445
Allondon	3.0	202	10.1	15.1	706	845
Rhône Chancy	333.1	5'962	316.4	790.9	84'418	471'116
B.V. "genevois" ²	33.1	1'956	132.4	441.3	23'588	52'904

² = valeurs non mesurées, mais obtenues par soustraction

L'augmentation du flux de nitrates entre le Rhône à l'émissaire et à Chancy est de 118 %. Le flux de phosphore dissous à Chancy provient à 42 % du bassin dit "genevois" et à 36 % de l'Arve. Pour le phosphore total, 56 % trouvent leur origine dans le bassin dit "genevois".

Alors que les débits du Rhône émissaire représentent 70 % du débit du Rhône à Chancy, la participation du Rhône émissaire dans la charge totale du Rhône à Chancy représente :

- 19 % de la charge en phosphore soluble,
- 24 % de la charge en phosphore total,
- 46 % de la charge en nitrates,
- 58 % de la charge en chlorures,
- 70 % de la charge en sulfates.

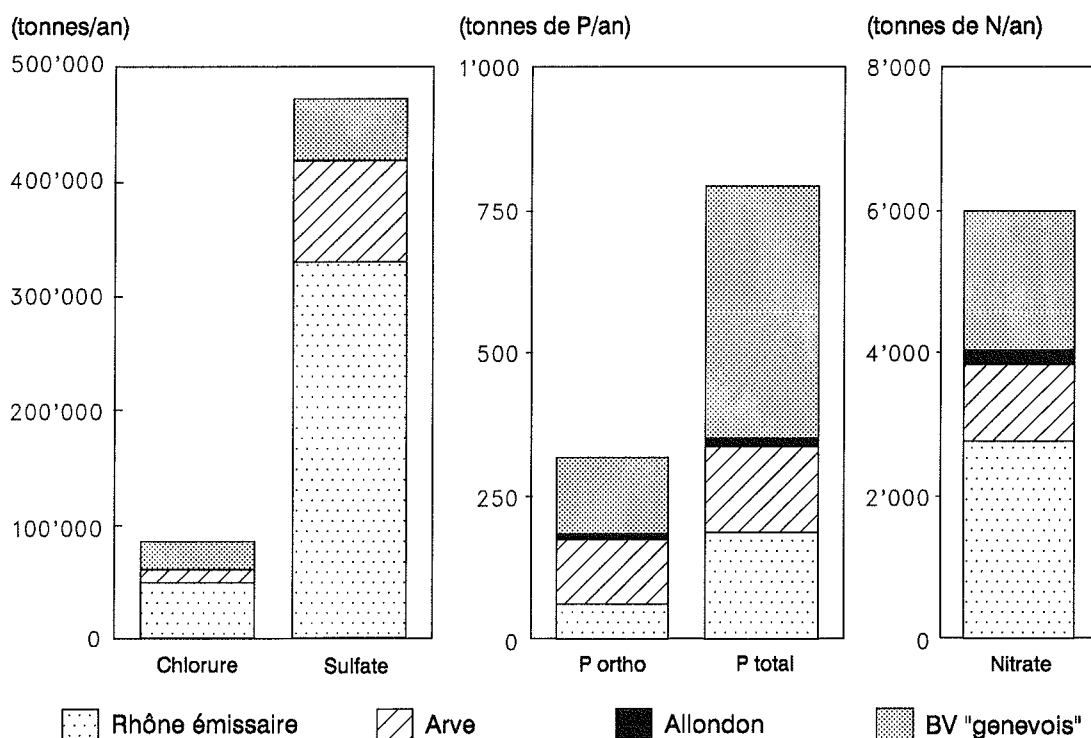


Figure 10 : Charges du Rhône à Chancy en 1997

6. CONCLUSIONS

Bassin versant Léman

Avec une lame d'eau précipitée de 1'057 mm sur le bassin versant proche du Léman, 1997 est une année moyenne et les débits correspondent à la moyenne sur 15 ans. La somme des débits moyens de l'ensemble des quatre affluents principaux (Rhône, Dranse, Aubonne et Venoge) est de 213.4 m³/s.

Les apports en phosphore total sont de 1'162 tonnes pour les quatre rivières principales. Les apports par le Rhône amont représentent 93 % de ce total. Pour le phosphore dissous, élément directement assimilable par les algues, les apports par les rivières principales (47.1 t) sont pour la première fois inférieurs à 50 tonnes. Les apports par les rivières secondaires (6.8 t) ne peuvent être comparés aux apports des années précédentes compte tenu des changements qui interviennent dans la liste des rivières contrôlées. En termes de concentration moyenne annuelle en phosphore dissous, seul le Nant de Braille dépasse le seuil de 50 µgP/l. Néanmoins, les concentrations sont encore trop élevées dans les eaux de la Chamberonne (44.7 µgP/l) et de la Morges (44.0 µg /l). Par contre, on enregistre une amélioration spectaculaire de la situation pour la Versoix (32.1 µg P/l contre 61.9 µgP/l en 1996).

Représentés à plus de 90 % par l'azote nitrique, les apports en azote minéral total par l'ensemble des rivières principales et secondaires contrôlées, s'élèvent à 4'576 tonnes. Les apports en azote minéral total par le Rhône amont représentent 65 % de l'ensemble des apports des quatre rivières principales et de neuf rivières secondaires. On constate que certaines rivières ont des concentrations en azote minéral total supérieures à 3 mgN/l. C'est le cas pour la Morges (5.1 mgN/l), la Venoge (4.1 mgN/l), la Dullive (3.4 mgN/l) et la Chamberonne (3.2 mgN/l).

Les apports en chlorures par l'ensemble des rivières contrôlées dépassent pour la première fois le total de 58'000 tonnes. Si l'on regarde l'évolution des apports par les seules rivières principales depuis 1982, on constate une augmentation faible mais régulière de ceux-ci et ils représentent 61.2 % en 1997. La concentration moyenne pondérée par les débits pour les rivières principales atteint 8.3 mgCl/l. Elle est de 10.9 mgCl/l pour les neuf rivières secondaires contrôlées.

Les métaux (cuivre, zinc, plomb, cadmium) ne sont dosés que dans les eaux du Rhône amont. Pour le cuivre et le cadmium les flux et les concentrations sont stables. Par contre, pour le zinc et le plomb, les variations annuelles varient dans un rapport de 1 à 3.

Bassin Rhône aval jusqu'à Chancy

Les analyses effectuées sur le Rhône émissaire, le Rhône à la sortie du territoire suisse à Chancy, l'Arve et l'Allondon ont permis de préciser la participation des divers bassins versants dans l'enrichissement en éléments fertilisants des eaux du Rhône aval.

L'Arve apporte au Rhône 1'062 tonnes de nitrates et 112 tonnes de phosphore dissous. Le bassin dit "genevois" apporte, quant à lui, 1'956 tonnes de nitrates et 132 tonnes de phosphore dissous.

La charge du Rhône en éléments fertilisants à la frontière franco-suisse (Chancy) est multipliée par 2.2 pour les nitrates et par 5.2 pour le phosphore dissous par rapport à celle mesurée à la sortie du lac (Rhône émissaire).

Par rapport à la charge à Chancy, celle due à l'Arve représente 18 % pour les nitrates et 36 % pour le phosphore dissous. Pour le bassin dit "genevois", les charges (obtenues par soustraction) représentent 33 % pour les nitrates et 42 % pour le phosphore dissous.

BIBLIOGRAPHIE

- BLANC, P., CORVI, C., et RAPIN, F. (1994) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993, 37-64.
- ORAND, A. et GAGNAIRE, J. (1998) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1997.
- DORIOZ, J.M. et ORAND, A. (1997) : Evaluation des rejets de pollution ponctuelle de phosphore à l'échelle des bassins versants. Portée générale d'une approche par les relations concentration-débit lors des tarissements. Environnement et technique, N°153, 61-64, janvier-février 1997.

TABLEAU 7 - Concentrations moyennes en 1997

1997	Débit	NH ₄	NO ₂	NO ₃	Ntot	Nmintot	PO ₄	Prot	Cl	SiO ₂	SO ₄	Ca	Mg	Na	K	COD	COT	MES
	m ³ /s	µgN/l	µgN/l	µgN/l	µgN/l	µgN/l	µgP/l	µgP/l	mg/l	mg/l	mg/l	méq/l	méq/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Concentrations moyennes																		
Bassin versant Léman																		
Rhône amont	184.87	66.4	*	446	835	*	5.9	186.1	8.55	2.89	48.55	1.94	0.46	6.79	1.52	0.97	2.75	188.9
Dranse	18.75	53.9	9.9	547	833	610	9.8	81.9	4.79	3.58	53.00	3.48	0.73	3.45	0.89	*	*	53.6
Aubonne	5.79	60.2	11.2	1'387	*	1'459	17.5	59.5	6.21	2.80	5.17	3.65	0.45	3.10	0.73	3.05	*	24.6
Venoge	3.94	63.3	32.5	3'987	*	4'082	29.9	143.3	17.79	4.94	18.21	4.60	0.70	7.74	2.23	3.35	*	66.9
Versoix	2.74	18.1	17.2	1'047	1'251	1'082	32.1	61.2	6.30	3.76	6.50	3.73	0.49	3.79	0.69	2.17	*	*
Veveyse	1.63	38.8	13.7	690	*	743	9.3	611.8	12.18	3.90	15.38	3.02	0.51	9.45	1.01	3.69	*	951.9
Promenthouse	1.79	33.0	7.8	2'450	*	2'491	21.2	62.6	9.38	4.16	7.18	3.97	0.59	4.21	1.21	2.76	*	29.5
Chamberonne	0.75	49.6	32.5	3'094	*	3'176	44.7	131.5	24.07	5.66	34.30	4.02	0.68	13.32	2.55	2.86	*	44.9
Morges	0.43	42.6	31.6	5'021	*	5'095	44.0	155.1	19.49	8.65	26.33	4.83	0.91	7.81	3.39	3.88	*	63.7
Dullive	0.21	15.7	9.9	3'334	*	3'360	27.4	77.9	15.34	7.21	20.95	4.56	0.92	7.16	2.13	2.81	*	26.6
Nant de Pry	0.17	21.8	14.1	1'152	1'292	1'188	31.8	62.4	7.86	*	6.23	3.39	0.48	4.35	0.81	2.201	*	*
Le Brassu	0.17	53.5	30.2	1'339	1'551	1'422	37.9	72.1	6.99	*	6.74	3.41	0.50	3.78	0.87	2.258	*	*
Nant de Braille	0.08	37.2	21.1	1'687	1'939	1'746	50.6	75.2	10.54	*	8.84	3.45	0.57	5.77	1.02	2.57	*	*
Bassin Rhône aval																		
Rhône émissaire	234.00	25.6	6.9	372	712	404	8.3	25.3	6.64	0.61	44.57	1.99	0.46	4.89	1.22	1.47	*	*
Arve	63.03	114.1	32.9	535	1'049	682	56.6	74.3	5.60	*	44.49	2.56	0.45	4.14	1.11	1.16	*	*
					2'439	2'310	106.9	159.1	7.44	*	8.90	3.76	0.48	4.86	1.13	2.08	*	*
					987	755	30.1	75.3	8.04	1.44	44.85	2.35	0.57	6.35	1.70	1.73	2.91	27.9

TABLEAU 8 - Flux en 1997

1997	Débit	NH ₄	NO ₂	NO ₃	Ntot	Norg	Nmint	PO ₄	Ptot	Ppart	Cl	SiO ₂	SO ₄	Ca	Mg	Na	K	COD	COT	MES
	m ³ /s	t N	t N	t N	t N	t N	t N	t P	t P	t P	t Cl	t SiO ₂	t SO ₄	t Ca	t Mg	t Na	t K	t C	t C	t
Bassin versant Léman																				
Rhône amont	185.87	384.0	*	2'602	4'871	1'885	2'986	34.32	1'085	1'050	49'820	16'824	283'031	226'091	32'956	39'600	8'834	5'640	16'032	1'101'115
Dranse	18.75	31.9	5.9	323	493	132	361	5.82	48.4	42	2'833	2'117	31'334	41'196	5'215	2'040	529	*	*	31'672
Aubonne	5.79	11.0	2.0	253	*	*	266	3.20	10.9	7.6	1'131	511.5	943	13'272	994	566	134	556	*	4'487
Venoge	3.94	7.9	4.0	495	*	*	507	3.71	17.8	14	2'211	613.8	2'262	11'373	1'045	961	277	416	*	8'307
Versoir	2.74	1.6	1.5	90.3	108	14.6	93.3	2.77	5.3	2.5	544	324.2	561	6'456	516	327	60	187	*	*
Veveyse	1.63	2.0	0.7	35.6	*	*	38.3	0.48	31.5	31	627	201.0	792	3'115	318	487	52	190	*	49'038
Promenthouse	1.79	1.9	0.4	138	*	*	141	1.19	3.5	2.3	529	234.8	405	4'492	407	238	68	156	*	1'665
Chamberonne	0.75	1.2	0.8	73.3	*	*	75.3	1.06	3.1	2.1	571	134.2	813	1'912	195	316	61	68	*	1'065
Morges	0.43	0.6	0.4	67.4	*	*	68.0	0.59	2.1	1.5	262	116.1	354	1'299	148	105	46	52	*	855
Dullive	0.21	0.1	0.1	21.9	*	*	22.1	0.18	0.5	0.3	101	47.4	138	601	74	47	14	18	*	175
Nant de Pry	0.17	0.1	0.1	6.3	7.0	0.6	6.5	0.17	0.3	0.2	42.8	*	34	370	32	24	4	12	*	*
Le Brassu	0.17	0.3	0.2	7.2	8.4	0.7	7.7	0.21	0.4	0.2	37.8	*	37	370	33	21	5	12	*	*
Nant de Braille	0.08	0.1	0.1	4.1	4.7	0.5	4.2	0.12	0.2	0.1	25.5	*	21	167	17	17	3	6	*	*
Total rivières	221.30	443	16	4'118			4'576	53	1'209	1'154	58'736	21'124	32'724	310'713	41'948	44'743	10'085	7'313		1'198'378
Bassin Rhône aval																				
Rhône émissaire	234.00	188.7	50.6	2'741	5'257	2'277	2'980	61.3	187	125	48'996	4'508	328'923	294'354	41'622	36'113	8'972	10'884	*	*
Arve	63.03	226.8	65.4	1'063	2'086	730.8	1'355	112.5	148	35	11'128	*	88'445	101'886	10'819	8'233	2'210	2'313	*	*
Allondon	3.01	12.0	4.6	202.5	231.4	12.2	219	10.1	15.1	5.0	706	*	845	7'144	558	461	107	198	*	*
Rhône Chancy	333.09	1'764	254	5'962	10'362	2'382	7'980	316.4	791	475	84'418	15'136	471'117	494'268	72'604	66'711	17'901	18'150	30'541	292'525

* = absence de données

QUALITÉ BIOLOGIQUE DES AFFLUENTS VAUDOIS DU LÉMAN INDIQUÉE PAR LES COMMUNAUTÉS D'INVERTÉBRÉS ¹ :

Campagnes 1995 - 1997

PAR

Claude LANG

Avec la collaboration technique d'**Olivier REYMOND**

CONSERVATION DE LA FAUNE ET DE LA NATURE, Ch. du Marquisat 1, CH - 1025 ST-SULPICE

RÉSUMÉ

Au niveau des embouchures, la qualité biologique n'est satisfaisante que dans 7 des 22 affluents vaudois visités entre 1995 et 1997. Cependant dans 16 affluents sur 22, il existe tout de même une ou plusieurs stations de prélèvement où la qualité biologique est satisfaisante. Celles-ci se situent pour la plupart dans le cours supérieur des affluents qui est en général moins touché par l'impact des activités humaines. A partir de ces stations, les invertébrés pourraient recoloniser le cours inférieur des affluents si l'état du milieu s'améliorait.

1. INTRODUCTION

La composition des communautés d'invertébrés colonisant le fond des cours d'eau, appelés pour cette raison invertébrés benthiques, permet de caractériser la qualité biologique du milieu aquatique (ALLAN, 1995). En effet, dans un cours d'eau proche de l'état naturel, tant la diversité totale de la communauté, c'est-à-dire le nombre total d'espèces présentes, que celle des espèces les plus sensibles aux pollutions (plécoptères, heptageniidés et trichoptères à fourreau) sont élevées. Ces diversités vont diminuer en fonction de l'intensité des perturbations subies, révélant ainsi la dégradation de la qualité biologique du milieu aquatique.

Ces deux diversités constituent d'ailleurs la base de l'indice RIVAUD qui, comme son nom l'indique, est adapté aux rivières vaudoises (LANG et REYMOND, 1995). Les valeurs prises par cet indice peuvent varier entre zéro et vingt : soit un milieu dépourvu de faune, car très perturbé, et un milieu proche de l'état naturel où la faune est bien diversifiée. Dans le premier cas, la qualité biologique est nulle; dans le deuxième cas, elle est excellente.

La présente étude analyse la qualité biologique des principaux affluents vaudois du Léman. Elle fait partie du programme de surveillance biologique des cours d'eau du canton de Vaud, réalisé par le laboratoire d'hydrobiologie de la Conservation de la faune. Les principaux cours d'eau du canton sont visités en suivant un cycle de 3 ans : la première année, ceux de l'ouest du canton (Jura), la deuxième année, ceux du centre (Jorat), la troisième année ceux de l'est (Alpes).

2. STATIONS ET MÉTHODES

La figure 1 indique la localisation des 22 affluents étudiés. Les affluents 1 à 10 ont été visités en 1990, 1993 et 1996 (LANG, 1997), les affluents 11 à 15 en 1997 (LANG, en préparation), les affluents 16 à 22 en 1985, 1989, 1992 et 1995 (LANG, 1996). Le détail des résultats et des méthodes étant présenté dans ces deux publications, le présent texte se limite à l'essentiel.

Chaque station de prélèvement est visitée à deux reprises pendant l'étiage d'hiver et au premier printemps. Dans les rivières de montagne (affluents 16 à 22), une troisième campagne est effectuée en septembre. Au cours de chaque visite, 6 coups de filets sont donnés dans 6 différentes zones de cailloux de la station, correspondant chacune à une surface prélevée de 0.1 m². Le filet est posé sur le fond et le courant y entraîne les invertébrés délogés en piétinant le substrat.

En laboratoire, les invertébrés sont déterminés jusqu'au niveau du genre ou de la famille. La liste combinée des taxons présents dans chaque station est dressée à partir des deux ou trois prélèvements effectués dans chacune d'elles la même année; cependant le même taxon observé dans les 2 (3) prélèvements de la même station n'est compté qu'une seule fois. Toutes les analyses présentées dans ce rapport sont basées sur la liste combinée des taxons présents dans chaque station, donc sur deux ou trois prélèvements combinés.

L'indice RIVAUD (version 1995, LANG et REYMOND, 1995) est calculé à partir du nombre total de taxons et du nombre de taxons sensibles aux pollutions en se basant sur le tableau 1. Les classes de qualité biologique définies à partir des valeurs de RIVAUD y sont également présentées. Signalons enfin qu'une comparaison effectuée entre les indices RIVAUD et IBGN montre que les appréciations obtenues sont en général compatibles (LANG et REYMOND, 1995).

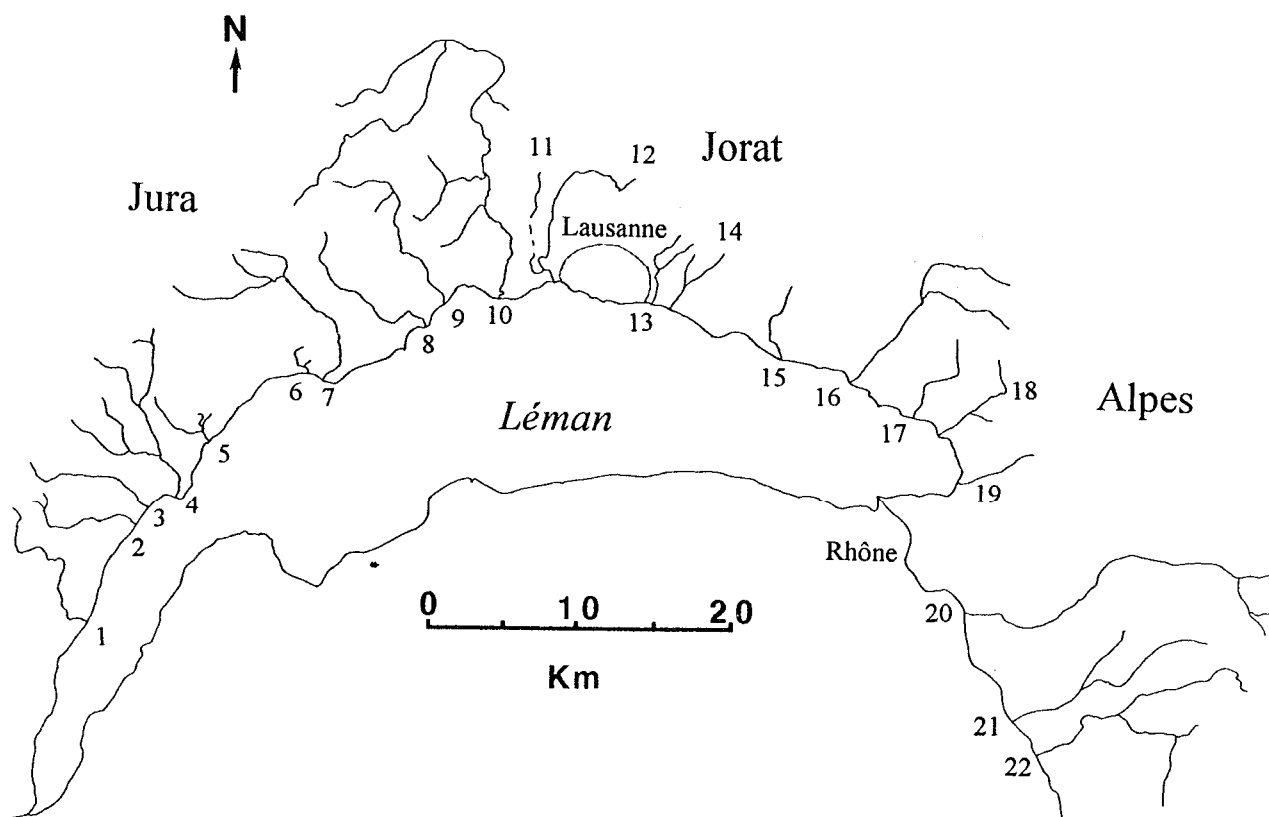


Figure : 1 Localisation des affluents du Léman étudiés en 1995 - 1997

1. Doye, 2. Boiron de Nyon, 3. Asse, 4. Promenthouse et affluents, 5. Dullive, 6. Eau Noire, 7. Aubonne et Toleure, 8. Boiron de Morges, 9. Morges, 10. Venoge et affluents, 11. Sorge, 12. Mèbre, 13. Paudèze, 14. Lutrive, 15. Forestay, 16. Veveyse, 17. Baye de Clarens, 18. Baye de Montreux, 19. Tinière, 20. Grande Eau, 21. Gryonne, 22. Avançon.

3. RÉSULTATS

Si l'on considère seulement les stations de prélèvement proches des embouchures (Tableau 2, colonne Embouchure), la qualité biologique n'est satisfaisante (RIVAUD supérieur à 11) que dans 7 affluents sur 22 (affluents 4, 7, 13, 14, 16 - 18). Si au contraire, on considère les stations où s'observe la valeur maximale de RIVAUD (Max.), la qualité biologique est satisfaisante dans 16 affluents sur 22. Les stations concernées sont situées le plus souvent dans le cours supérieur des affluents (figure 2).

La qualité biologique moyenne (Tableau 2) des affluents du Léman est meilleure à l'est (affluents 13 - 22) qu'à l'ouest de Lausanne (affluents 1 - 12) où la valeur moyenne de RIVAUD n'est supérieure à 12 que dans deux affluents (4, 7).

Au cours de la période étudiée (1985 - 1997), les valeurs moyennes de l'indice RIVAUD augmentent dans 12 affluents et diminuent dans trois d'entre eux (Tableau 2). La tendance générale est donc plutôt à l'amélioration (test binomial, $P = 0.03$).

TABLEAU 1 - Calcul de l'indice RIVAUD effectué en additionnant la valeur attribuée au nombre total de taxons à celle attribuée au nombre de taxons sensibles aux pollutions (pléocoptères, heptageniidés et trichoptères à fourreau).

Qualité biologique mauvaise (RIVAUD : 1 - 5), faible (6 - 9), médiocre (10 - 11), moyenne (12 - 14), bonne (15 - 20)

Variables	Classes de valeur (limites inférieures)										
	0	1	5	9	13	17	21	25	29	33	37
Nombre total de taxons	0	1	5	9	13	17	21	25	29	33	37
Nombre de taxons sensibles	0	1	2	3	4	5	6	8	10	12	14
Valeurs attribuées	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
RIVAUD	0	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20

Exemple : nombre total de taxons 19, taxons sensibles 7, RIVAUD = 5 + 6 = 11

4. DISCUSSION

La qualité biologique des affluents vaudois du Léman n'est souvent pas satisfaisante au niveau des embouchures (Tableau 2). La qualité biologique tend à diminuer à basse altitude (figure 2) en raison de l'augmentation des impacts d'origine humaine (LANG et REYMOND, 1995). Ceux-ci deviennent de plus en plus multiples et diffus. Si certaines atteintes, telles qu'un apport excessif de matière organique et de nutriments, perdent de l'importance grâce à l'épuration des eaux, d'autres les remplacent : les phytosanitaires (CORVI et KHIM-HEANG, 1997), l'alluvionnement, l'altération des débits de crue et d'étiage et la dégradation de la végétation riveraine, pour n'en citer que quelques-unes (ALLAN, 1995). Prenons, par exemple, le cas de la Morges. Le bassin versant est entièrement épuré mais la qualité biologique de cette rivière reste mauvaise (Tableau 2). Les gardes-pêche y observent souvent les effets (mort des poissons et/ou des invertébrés) des pollutions par les phytosanitaires. Dès lors il est tentant de penser que la diversité des invertébrés reste faible à cause de ces substances. Toutefois d'autres causes ne peuvent pas être exclues. Pour élucider ce problème, un programme de surveillance combiné chimie-biologie a été mis en place dans plusieurs affluents vaudois.

TABLEAU 2 - Qualité biologique des affluents vaudois du Léman (No 1-19) et du Rhône amont (No 20-22) évaluée à partir des valeurs de l'indice RIVAUD.

Affluents 1-10 visités en 1996 (LANG, 1997), 11-15 en 1997 (LANG, en préparation), 16-22 en 1995 (LANG, 1996).

Valeur de l'indice RIVAUD						
No.	Affluent	Embouchure ^{a)}	Max.	Moyenne	N ^{b)}	Tendance ^{c)}
1	Doye	6	6	6	1	0
2	Boiron de Nyon	8	12	8.6	5	+
3	Asse	5	16	9.0	4	+
4	Promenthouse et affluents	13	17	12.7	11	+
5	Dullive	5	5	4.5	2	+
6	Eau Noire	3	3	3	1	M
7	Aubonne et Toleure	13	17	15.4	7	+
8	Boiron de Morges	5	14	9.4	7	+
9	Morges	6	11	7.2	6	-
10	Venoge et affluents	5	19	11.3	34	+
11	Sorge	3	10	6.5	2	M
12	Mèbre	5	16	10.5	3	M
13	Paudèze	13+	14	13.5	2	M
14	Lutrive	12	15	13.5	2	M
15	Forestay	11+	11	11.0	2	M
16	Veveyse	14+	14	14	1	-
17	Baye de Clarens	14+	20	15.5	4	+
18	Baye de Montreux	17+	17	16.0	3	+
19	Tinière	11	16	14.0	3	+
20	Grande Eau	5	18	13.6	10	+
21	Gryonne	11	16	13.4	5	-
22	Avançon	7	16	11.0	9	+

- a) Proche de l'embouchure ou plus en amont (+)
- b) Nombre de stations visitées par affluent
- c) 0 : aucune tendance + : augmentation de la valeur moyenne de RIVAUD par rivière
- : diminution M : résultats manquant
affluents 1-10 : tendance 1990-1996 (Lang, 1997)
affluents 16-22 : tendance 1985-1995 (Lang, 1996).

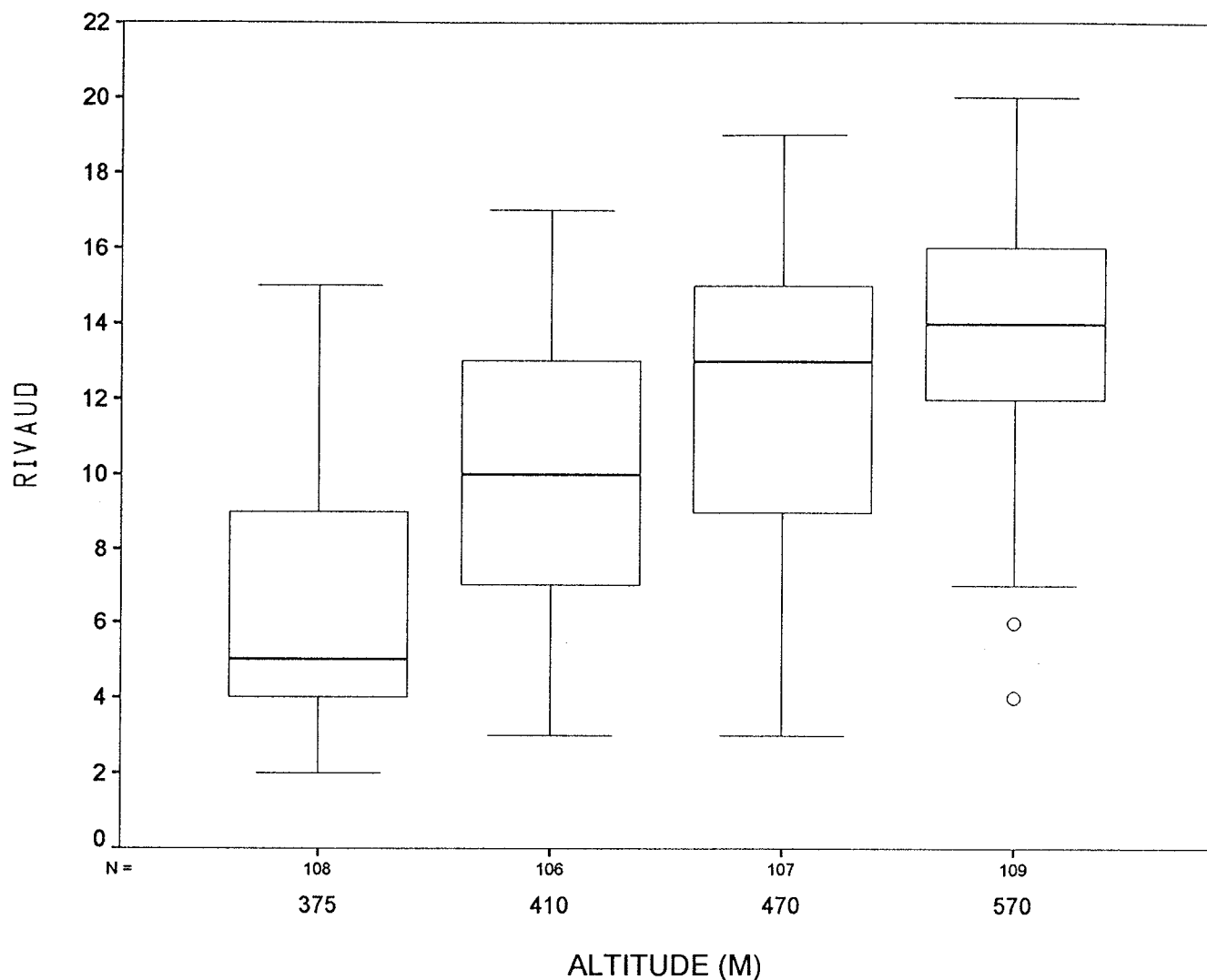


Figure 2 : Evolution de la qualité biologique (indice RIVAUD) en fonction de l'altitude des stations de prélèvements visitées dans les affluents (1-19) vaudois du Léman (résultats 1982 - 1997). La face inférieure de chaque rectangle correspond aux 25 % des valeurs de l'indice RIVAUD, la face supérieure aux 75 % des valeurs, la division intermédiaire à la médiane (50 % des valeurs). Les traits verticaux s'étendent jusqu'aux extrêmes, sauf si des valeurs aberrantes (cercles) sont présentes (plus de 1.5 fois l'espace interquartile). N = nombre de prélèvements dans chaque classe d'altitude dont seule la limite inférieure est indiquée.

La résultante de tous ces impacts fait que la qualité biologique des affluents du Léman se dégrade d'amont en aval (figure 2). Dès lors l'état biologique des embouchures résume en quelque sorte toutes les atteintes subies en amont. De ce fait, une amélioration observée à ce niveau signalera que l'état de tout l'affluent s'est rapproché des situations décrites en altitude qui servent de référence (figure 2) : les valeurs médianes de l'indice RIVAUD observées en dessous de 410 m d'altitude devraient donc se rapprocher de celles enregistrées au-dessus. Cette augmentation de la diversité des invertébrés montrera que la restauration de l'état biologique est en bonne voie.

Les tendances observées (Tableau 2) montrent que la qualité biologique moyenne s'améliore en 1995 - 1997 dans la plupart des affluents visités. Cette amélioration peut être attribuée à la fois à une meilleure épuration des eaux et à des conditions météorologiques favorables : plus de pluie, plus de débit dans les rivières et donc une meilleure dilution des pollutions.

BIBLIOGRAPHIE

- ALLAN, J.D. (1995) : Stream ecology. Chapman et Hall ed., London 388 p.
- CORVI, C. et KHIM-HEANG, S. (1997) : Surveillance des produits phytosanitaires dans les eaux des affluents du bassin lémanique, campagne 1995 - 1996. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1997, 125-144.
- LANG, C. (1996) : Qualité de l'environnement indiquée par la diversité du zoobenthos dans les rivières de montagne: campagnes 1985 - 1995. Bull. Soc. Vaud. Sc. Nat., 84 (2), 125-137.
- LANG, C. (1997) : Qualité biologique de 37 rivières vaudoises en 1996 indiquée par la diversité du zoobenthos. Bull. Soc. Vaud. Sc. Nat., 84 (4), 323-332.
- LANG, C. (en préparation): Qualité biologique de 29 rivières vaudoises en 1997 indiquée par la diversité du zoobenthos.
- LANG, C. et REYMOND, O. (1995) : An improved index of environmental quality for Swiss rivers based on benthic invertebrates. Aquatic Sciences, 57, 172-180.

CONTRÔLE DES STATIONS D'ÉPURATION ¹

Campagne 1997

PAR

François RAPIN

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

Jean-Jacques FIAUX

SERVICE DES EAUX, SOLS ET ASSAINISSEMENT DU CANTON DE VAUD
Ch. des Boveresses 155, CH - 1066 EPALINGES

RÉSUMÉ

En 1997, 219 stations d'épuration (STEP) étaient en service dans le bassin versant "CIPEL" (Léman + Rhône aval jusqu'à Chancy). La population raccordée à ces stations était d'environ 1'397'000 habitants permanents, 682'000 habitants saisonniers (capacité d'hébergement touristique) et environ 980'000 équivalents-habitants industriels.

Sur les 159 STEP du bassin hydrographique du Léman, 136 sont équipées pour la déphosphatation (99.2 % de la capacité nominale des installations; 98.6 % de la population raccordée). La population raccordée à ces 159 STEP est de 821'000 habitants permanents, 502'000 habitants saisonniers et 740'000 équivalents-habitants industriels.

Pour la totalité du bassin versant "CIPEL", le nombre de STEP contrôlées au moins quatre fois par année (contrôle sur 24 heures) est de 149 (68 % du nombre de STEP et 86.5 % de la population raccordée).

Pour le bassin hydrographique du Léman, le nombre de STEP contrôlées au moins quatre fois par année (contrôle sur 24 heures) est de 132 (83.0 % du nombre de STEP et 97.7 % de la population raccordée).

Pour la matière organique (DBO₅), le rendement moyen d'abattement des STEP de 92.9 % sur les eaux traitées et la concentration moyenne de sortie (pondérée par les débits) de 13.2 mgO₂/l respectent les normes en vigueur. Le rendement est en légère amélioration par rapport à celui de 1996 (91.5 %).

Pour le phosphore total et pour le bassin hydrographique du Léman, le rendement moyen d'élimination est de 86.3 % sur les eaux traitées et la concentration moyenne de sortie de 0.55 mgP/l. Le rendement d'abattement est nettement supérieur à celui de 1996 (81.2 %) et se retrouve proche de celui de 1995 (87.5 %).

¹

Les données sont obtenues dans le cadre des contrôles des STEP effectués par les Services officiels des cantons et départements et des autocontrôles pour certaines grandes STEP.

Stations d'épuration en service dans le bassin "CIPEL" en 1997

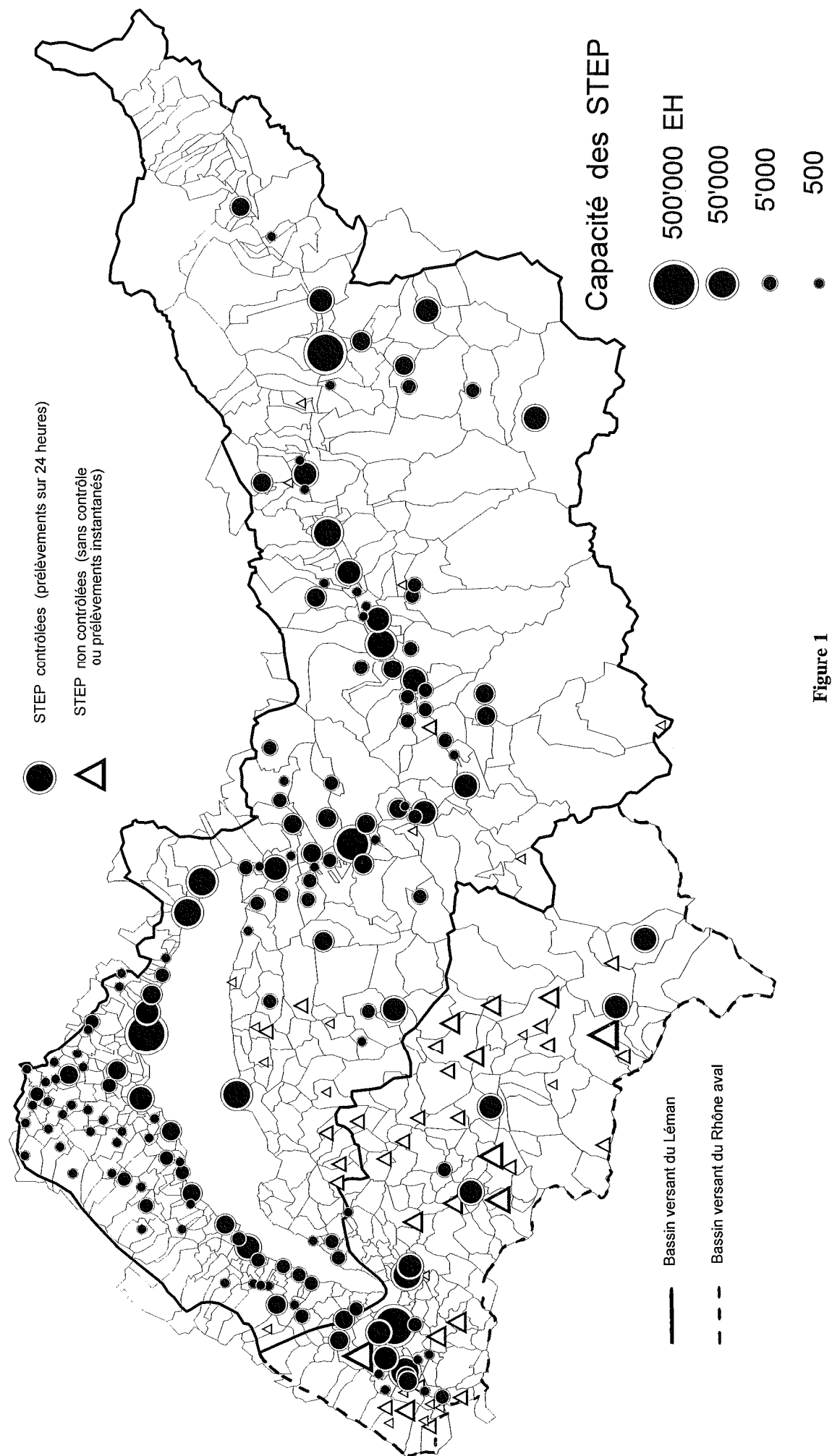


Figure 1

1. INTRODUCTION

Toutes les stations d'épuration (STEP) se trouvant dans le bassin étudié et suivi par la CIPEL (le bassin hydrographique du Léman et le bassin du Rhône aval depuis l'émissaire du lac jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy) ont été répertoriées (figure 1).

Elles ont été classées en tenant compte des entités faisant partie de la CIPEL :

- . Canton de Vaud
- . Canton du Valais
- . Canton de Genève
- . Département de la Haute-Savoie
- . Département de l'Ain

et des grands bassins versants :

- . Léman (bassin hydrographique du lac)
- . Rhône aval (bassin du Rhône de l'émissaire du lac jusqu'à Chancy).

Pour les calculs de flux de substances et de rendement, seules les STEP pour lesquelles sont à disposition des mesures, sur 24 heures, de débits et de concentrations en entrée et sortie ont été prises en considération.

2. NOMBRE DE STEP, CAPACITÉ ET POPULATIONS RACCORDÉES (tableau 1)

Le tableau 1 donne pour chaque entité le nombre de STEP, ainsi que leur capacité et les populations raccordées.

Les populations raccordées sont celles indiquées par les services compétents des différents cantons et départements. Ces chiffres ont été obtenus entre 1993 et 1996 à partir des données des communes, vérifiées et contrôlées par les administrations concernées. En raison de la dispersion de l'habitat, la connaissance insuffisante de certains réseaux et l'évolution permanente de la situation, il ne peut être prétendu que les chiffres annoncés soient d'une parfaite exactitude : il est néanmoins admis qu'ils fournissent une bonne approche de la situation réelle en ce qui concerne les eaux usées domestiques. Une actualisation sommaire a été faite au 1er janvier 1997 au vu des modifications connues des administrations.

La population permanente correspond à la population résidant à l'année, alors que la population saisonnière indique la capacité d'hébergement touristique (hôtels, maisons et appartements de vacances, hébergements collectifs, campings).

Pour les STEP mixtes (urbaines et industrielles) ou industrielles, les équivalents-habitants ne sont comptabilisés que dans les capacités nominales des STEP au tableau 1, et non dans les populations raccordées.

En 1997, 219 STEP étaient en service dans le bassin versant "CIPEL" (Léman + Rhône aval), soit une de plus qu'en 1996. La capacité nominale de ces STEP est de 3'639'881 équivalents-habitants (EH) (à 60 g de DBO₅/EH.j).

Pour le bassin hydrographique du Léman seul, il y a 159 STEP (soit une de plus qu'en 1996) d'une capacité nominale de 2'491'528 EH. 136 STEP pratiquent la déphosphatation (soit trois de plus qu'en 1996) avec une capacité de 2'472'223 EH; cela représente 99.2 % de la capacité totale. En populations raccordées (permanente + saisonnière), cela représente 98.6 %.

Etat des STEP et des populations raccordées en 1997

TABLEAU 1

Canton Département	Bassin versant	Nombre de STEP		Capacité des STEP (60gDBO5/hab.)		Population raccordée permanente		Population raccordée saisonnière	
		total	dont avec déphosph.	total	dont avec déphosph.	total	sur STEP avec déphosph.	total	sur STEP avec déphosph.
Vaud	Léman	76	75	989 956	989 769	484 810	484 772	94 366	94 366
Valais 1)	Léman	58	46	1 296 244	1 288 744	235 500	233 706	281 841	271 881
Genève	Léman	4	4	12 973	12 973	8 638	8 638	415	415
Haute-Savoie 2)	Léman	17	8	160 404	149 237	70 843	67 163	119 750	116 670
Ain	Léman	4	3	31 950	31 500	21 025	20 775	5 358	5 246
Total	Léman	159	136	2 491 528	2 472 223	820 816	815 054	501 730	488 578
Genève 3)	Rhône aval	16		761 768		391 666		21 603	
Haute-Savoie 4)	Rhône aval	34	3	333 889	42 788	154 950	8 800	153 730	26 080
Ain	Rhône aval	10		52 695		29 395		5 314	
Total	Rhône aval	60	3	1 148 353	42 788	576 011	8 800	180 647	26 080
Total	Léman + Rhône aval	219	139	3 639 881	2 515 011	1 396 827	823 854	682 377	514 658

1) STEP industrielles Valais (Léman) : EH industr. racc. 675'000

2) STEP industrielle Ht-Savoie (Léman) : EH industr. racc. 65'000

3) STEP industrielles Genève (Rhône aval) : EH industr. racc. 185'000

4) STEP industrielles Ht-Savoie (Rhône aval) : EH industr. racc. 56'000

Etat des STEP et des populations raccordées en 1997 (en % de l'ensemble du bassin versant CIPEL : Léman et Rhône aval)

Canton Département	Bassin versant	Nombre de STEP (en %)		Capacité des STEP (60gDBO5/hab.) (en %)		Population raccordée permanente (en %)		Population raccordée saisonnière (en %)	
		total	dont avec déphosph.	total	dont avec déphosph.	total	sur STEP avec déphosph.	total	sur STEP avec déphosph.
Vaud	Léman	34.7	34.2	27.2	27.2	34.7	34.7	13.8	13.8
Valais	Léman	26.5	21.0	35.6	35.4	16.9	16.7	41.3	39.8
Genève	Léman	1.8	1.8	0.4	0.4	0.6	0.6	0.1	0.1
Haute-Savoie	Léman	7.8	3.7	4.4	4.1	5.1	4.8	17.5	17.1
Ain	Léman	1.8	1.4	0.9	0.9	1.5	1.5	0.8	0.8
Total	Léman	72.6	62.1	68.5	67.9	58.8	58.4	73.5	71.6
Genève	Rhône aval	7.3	0.0	20.9	0.0	28.0	0.0	3.2	0.0
Haute-Savoie	Rhône aval	15.5	1.4	9.2	1.2	11.1	0.6	22.5	3.8
Ain	Rhône aval	4.6	0.0	1.4	0.0	2.1	0.0	0.8	0.0
Total	Rhône aval	27.4	1.4	31.5	1.2	41.2	0.6	26.5	3.8
Total	Léman + Rhône aval	100.0	63.5	100.0	69.1	100.0	59.0	100.0	75.4

3. FRÉQUENCE DES CONTRÔLES (tableaux 2a et 2b - figure 2)

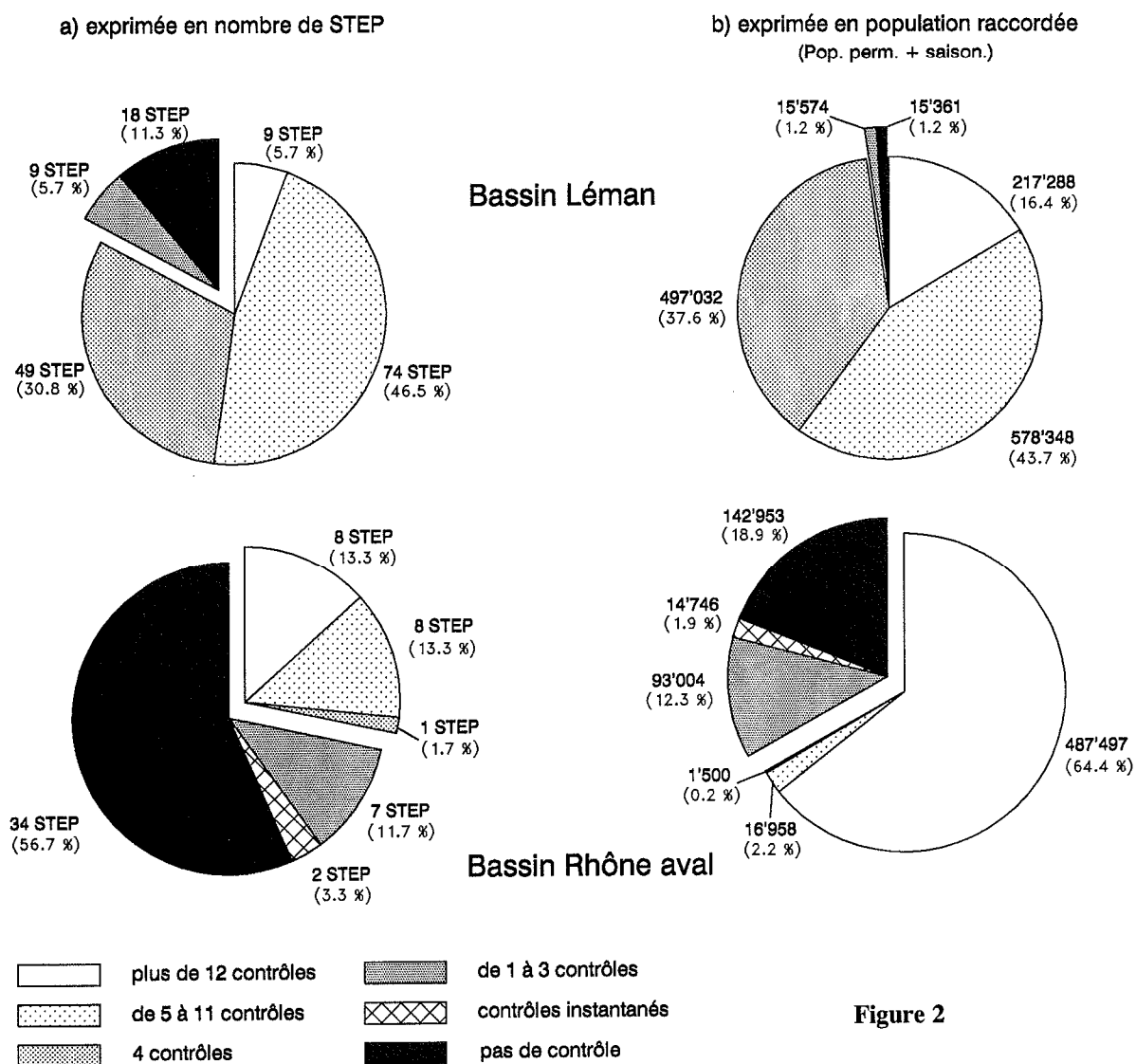
La figure 1 situe les STEP et mentionne celles qui sont contrôlées.

Les tableaux 2a et 2b indiquent le nombre de contrôles avec analyses des eaux effectués par les services compétents en 1997.

La figure 2 donne pour le bassin hydrographique du Léman et pour le bassin Rhône aval de la CIPEL, une représentation graphique de la fréquence des contrôles exprimée en nombre de STEP ou en populations raccordées (permanente + saisonnière). Les STEP contrôlées moins de quatre fois par année sur 24 heures représentent pour le bassin hydrographique du Léman 17 % en nombre de STEP et 2.3 % des populations raccordées. Par contre pour le bassin du Rhône aval, les STEP contrôlées moins de quatre fois par année et non contrôlées représentent 71.7 % en nombre de STEP et 33.1 % des populations raccordées.

Les tableaux indiquent clairement les entités où des efforts doivent être faits pour améliorer les contrôles des STEP (sans contrôle, contrôles instantanés, moins de quatre contrôles sur 24 heures); pour le bassin du Léman : le canton du Valais et le département de la Haute-Savoie, pour des petites STEP généralement sans déphosphatation; pour le Rhône aval : le département de l'Ain et surtout le département de la Haute-Savoie.

Fréquence des contrôles des STEP en 1997



Nombre de contrôles effectués en 1997 avec analyses des eaux

TABLEAU 2 a

Canton Département	Bassin versant	12 contrôles sur 24 heures ou plus				de 5 à 11 contrôles sur 24 heures				4 contrôles sur 24 heures			
		Nombre de STEP	Capacité des STEP	Pop. raccord. permanente	Pop. raccord. saisonnnière	Nombre de STEP	Capacité des STEP	Pop. raccord. permanente	Pop. raccord. saisonnnière	Nombre de STEP	Capacité des STEP	Pop. raccord. permanente	Pop. raccord. saisonnnière
Vaud	Léman	2	2 625	2 035	3 147	73	986 606	482 360	91 191				
Vallais 1)	Léman	2	612 792	25 732	3 301					42	671 027	206 564	263 285
Genève	Léman	1	4 375	3 186	100	1	7 467	4 614	183	2	1 132	838	132
Haute-Savoie 2)	Léman	2	126 600	62 510	95 050					5	22 457	4 643	21 570
Ain	Léman	2	26 100	17 237	4 990								
Total	Léman	9	772 492	110 700	106 588	74	994 073	486 974	91 374	49	694 615	212 045	284 987
Genève 3)	Rhône aval	5	704 717	374 024	20 463	8	54 192	16 070	888	1	2 392	1 496	4
Haute-Savoie 4)	Rhône aval	2	84 150	71 990	5 910								
Ain	Rhône aval	1	14 400	12 569	2 541								
Total	Rhône aval	8	803 267	458 583	28 914	8	54 192	16 070	888	1	2 392	1 496	4
Total	Léman + Rhône aval	17	1 575 759	569 283	135 502	82	1 048 265	503 044	92 262	50	697 007	213 541	284 991

Canton Département	Bassin versant	de 1 à 3 contrôles sur 24 heures				de 1 à 2 contrôles instantanés				sans contrôle			
		Nombre de STEP	Capacité des STEP	Pop. raccord. permanente	Pop. raccord. saisonnnière	Nombre de STEP	Capacité des STEP	Pop. raccord. permanente	Pop. raccord. saisonnnière	Nombre de STEP	Capacité des STEP	Pop. raccord. permanente	Pop. raccord. saisonnnière
Vaud	Léman	1	2 392	1 496	4								
Vallais 1)	Léman	7	6 806	804	9 476					7	5 619	2 400	5 779
Genève	Léman												
Haute-Savoie 2)	Léman									10	11 348	3 690	3 130
Ain	Léman	1	5 400	3 538	256					1	450	250	112
Total	Léman	9	14 598	5 838	9 736	0	0	0	0	18	17 416	6 340	9 021
Genève 3)	Rhône aval	2	468	76	248								
Haute-Savoie 4)	Rhône aval	5	148 063	34 750	57 930					27	101 656	48 210	89 890
Ain	Rhône aval									7	6 795	3 827	1 026
Total	Rhône aval	7	148 552	34 826	58 178	2	31 500	12 999	1 747	34	108 451	52 037	90 916
Total	Léman + Rhône aval	16	163 150	40 664	67 914	2	31 500	12 999	1 747	52	125 867	58 377	99 937

- 1) STEP industrielles Vallais (Léman) : EH industr. racc. 675'000
2) STEP industrielle Ht-Savoie (Léman) : EH industr. racc. 65'000
3) STEP industrielles Genève (Rhône aval) : EH industr. racc. 185'000
4) STEP industrielles Ht-Savoie (Rhône aval) : EH industr. racc. 56'000

Nombre de contrôles effectués en 1997 avec analyses des eaux (en % de l'ensemble du bassin versant CIPEL : Léman et Rhône aval) TABLEAU 2 b

Canton Département	Bassin versant	12 contrôles sur 24 heures ou plus				de 5 à 11 contrôles sur 24 heures				4 contrôles sur 24 heures			
		Nombre de STEP (%)	Capacité des STEP (%)	Pop. raccord. permanente (%)	Pop. raccord. saisonniers (%)	Nombre de STEP (%)	Capacité des STEP (%)	Pop. raccord. permanente (%)	Pop. raccord. saisonniers (%)	Nombre de STEP (%)	Capacité des STEP (%)	Pop. raccord. permanente (%)	Pop. raccord. saisonniers (%)
Vaud	Léman	0.9	0.1	0.1	0.5	33.3	27.1	34.5	13.4				
Valais 1)	Léman	0.9	16.8	1.8	0.5					19.2	18.4	14.8	38.6
Genève	Léman	0.5	0.1	0.2	0.01	0.5	0.2	0.3	0.03	0.9	0.03	0.06	0.02
Haute-Savoie 2)	Léman	0.9	3.5	4.5	13.9					2.3	0.6	0.3	3.2
Ain	Léman	0.9	0.7	1.2	0.7								
Total	Léman	4.1	21.2	7.9	15.6	33.8	27.3	34.9	13.4	22.4	19.1	15.2	41.8
Genève 3)	Rhône aval	2.3	19.4	26.8	3.0	3.7	1.5	1.2	0.1	0.5	0.1	0.1	0.0
Haute-Savoie 4)	Rhône aval	0.9	2.3	5.2	0.9								
Ain	Rhône aval	0.5	0.4	0.9	0.4								
Total	Rhône aval	3.7	22.1	32.8	4.2	3.7	1.5	1.2	0.1	0.5	0.1	0.1	0.0
Total	Léman + Rhône aval	7.8	43.3	40.8	19.9	37.4	28.8	36.0	13.5	22.8	19.1	15.3	41.8

Canton Département	Bassin versant	de 1 à 3 contrôles sur 24 heures				de 1 à 2 contrôles instantanés				sans contrôle			
		Nombre de STEP (%)	Capacité des STEP (%)	Pop. raccord. permanente (%)	Pop. raccord. saisonniers (%)	Nombre de STEP (%)	Capacité des STEP (%)	Pop. raccord. permanente (%)	Pop. raccord. saisonniers (%)	Nombre de STEP (%)	Capacité des STEP (%)	Pop. raccord. permanente (%)	Pop. raccord. saisonniers (%)
Vaud	Léman	0.5	0.07	0.11	0.0								
Valais 1)	Léman	3.2	0.2	0.1	1.4					3.2	0.2	0.2	0.8
Genève	Léman												
Haute-Savoie 2)	Léman									4.6	0.3	0.3	0.5
Ain	Léman	0.5	0.1	0.3	0.04					0.5	0.01	0.02	0.02
Total	Léman	4.1	0.4	0.4	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0	8.2	0.5	0.5	1.3
Genève 3)	Rhône aval	0.9	0.01	0.01	0.04								
Haute-Savoie 4)	Rhône aval	2.3	4.07	2.49	8.49					12.3	2.8	3.5	13.2
Ain	Rhône aval					0.9	0.9	0.9	0.3	3.2	0.2	0.3	0.2
Total	Rhône aval	3.2	4.08	2.49	8.53	0.9	0.9	0.9	0.3	15.5	3.0	3.7	13.3
Total	Léman + Rhône aval	7.3	4.5	2.9	10.0	0.9	0.9	0.9	0.3	23.7	3.5	4.2	14.6

1) STEP industrielles Valais (Léman) : EH industr. racc. 675'000

2) STEP industrielle HT-Savoie (Léman) : EH industr. racc. 65'000

3) STEP industrielles Genève (Rhône aval) : EH industr. racc. 185'000

4) STEP industrielles HT-Savoie (Rhône aval) : EH industr. racc. 56'000

4. RENDEMENT D'ÉPURATION

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

En Suisse, les normes de rejet pour la matière organique (DBO₅) sont définies par l'Ordonnance fédérale du 8 décembre 1975 sur le déversement des eaux usées (20 mgO₂/l et 85 % de rendement d'épuration).

En France, jusqu'en 1994, celles-ci étaient déterminées au cas par cas, en tenant compte des objectifs de qualité des milieux récepteurs, en application des textes sur les autorisations de rejets (décret du 23 février 1973, arrêté du 20 novembre 1979 et circulaire du 4 novembre 1980 relative aux conditions de détermination de la qualité minimale des rejets d'effluents urbains). Cette circulaire définissait différents niveaux de rejets en fonction du type de traitement. L'autorisation, prise en application des textes précédents, fixait des valeurs maximales de rejets en concentration sur 2 heures et 24 heures (en règle générale 30 mgO₂/l). Un arrêté ministériel du 22 décembre 1994 fixe la concentration maximale à 25 mgO₂/l de DBO₅ ou un rendement minimal de 70 à 80 % suivant la charge de pollution organique reçue.

99.3 % des STEP (exprimées en capacité) sont contrôlées dans le bassin versant du Léman en ce qui concerne la matière organique et 90.6 % des STEP pour le Rhône aval (Genève = 100 %; Haute-Savoie = 69.6 % mais pour plusieurs STEP sur la base d'un seul contrôle annuel; Ain = 87.1 %). Pour les STEP du Rhône aval, on relève une nette amélioration des contrôles dans le Département de l'Ain par rapport à 1996. Par contre, pour le Département de la Haute-Savoie, on constate une baisse des contrôles.

Globalement pour l'ensemble du bassin versant "CIPEL" et pour les eaux traitées, les rendements moyens (environ 92.9 %) et concentrations moyennes de sortie (13.2 mgO₂/l) respectent les normes.

Pour le bassin hydrographique du Léman, on constate des concentrations moyennes en sortie plus élevées (38.6 mgO₂/l) en Haute-Savoie et un rendement moyen d'élimination plus faible (84.1 %). Ces plus fortes concentrations de sortie pour la Haute-Savoie proviennent des types de filière de traitement utilisés sur des stations à fortes variations de population saisonnière (FIAUX et VIOGET, 1991).

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

En Suisse et pour les bassins versants des lacs, les normes actuelles sont les suivantes : concentration du rejet 0.8 mgP/l et rendement de 80 %. Lorsque la protection du lac exige des mesures plus étendues, les autorités cantonales renforcent ces exigences. Pour les grosses installations, elles imposent alors au moins les exigences suivantes : concentration du rejet 0.3 mgP/l et rendement de 90 %. Pour les cours d'eau en aval d'un lac, lorsque la protection du cours d'eau concerné ou d'eaux situées en aval, y compris la mer, l'exige, les exigences sont les suivantes : concentration du rejet 0.8 mg P/l et rendement 80 %. Une nouvelle Ordonnance sur la protection des eaux est en cours de préparation.

En France, jusqu'en 1994, les normes étaient, comme pour la matière organique, déterminées au cas par cas (deux niveaux : rendement de 80 % ou concentration du rejet de 1 mgP/l). Localement, le Préfet, sur préavis du Conseil Départemental d'Hygiène, peut édicter des normes plus sévères. L'arrêté ministériel du 22 décembre 1994 indique pour les zones sensibles au phosphore (comme le bassin du Léman) : concentration du rejet 2 mgP/l pour une charge brute en matière organique (MO) de 600 à 6'000 kg/jour; 1 mgP/l pour une charge brute en MO plus grande que 6'000 kg/jour et rendement de 80 % pour une charge en MO supérieure à 600 kg/jour.

La Commission internationale pour la protection des eaux du Léman a adopté le 24 octobre 1996 des recommandations pour des normes minimales de rejet des STEP :

- capacité de la STEP de 500 à 2'000 EH :	conc. de sortie = 1.0 mgP/l	rend. = 80 %
- capacité de la STEP de 2'000 à 10'000 EH :	conc. de sortie = 0.8 mgP/l	rend. = 85 %
- capacité de la STEP > 10'000 EH :	conc. de sortie = 0.8 mgP/l	et rend. = 90 %

Pour le phosphore total, 99.3 % des STEP (exprimées en capacité) sont contrôlées dans le bassin versant du Léman et 87.8 % des STEP pour le Rhône aval (Genève = 100 %; Haute-Savoie = 69.6 % mais pour plusieurs STEP sur la base d'un seul contrôle annuel; Ain = 27.3 %). Il faut relever que les STEP en aval du lac (bassin versant Rhône aval) ne sont pas tenues de déphosphater.

Contrôle des STEP pour le paramètre : Matières organiques exprimées en DBO5 en 1997

TABLEAU 3

Canton / Département	Bassin versant	Nombre total de STEP	Capacité totale des STEP (60gDBO5/hab.j)	Nombre de STEP contrôlées	Capacité des STEP contrôlées (60gDBO5/hab.j)	STEP contrôlées en % de la capacité	Popul. raccord. (perm. + saison.) sur les STEP contrôlées	Débit total incluant le déversé (m3/j)	Débit sortie traité (m3/j)	Débit déversé (m3/j) (si mesuré)
Vaud	Léman	76	989 956	76	989 956	100.0	579 176	236 263	229 530	6 733
Valais 1)	Léman	58	1 296 244	51	1 290 626	99.6	509 162	190 682	190 682	-
Genève	Léman	4	12 973	4	12 973	100.0	9 053	4 831	4 818	13
Haute-Savoie 2)	Léman	17	160 404	7	149 057	92.9	183 773	30 941	28 821	2 120
Ain	Léman	4	31 950	3	31 950	98.6	26 021	9 817	9 051	766
Total	Léman	159	2 491 528	141	2 474 112	99.3	1 307 185	472 535	462 902	9 632
Genève 3)	Rhône aval	16	761 768	16	761 768	100.0	413 269	187 317	177 098	10 219
Haute-Savoie 4)	Rhône aval	34	333 889	7	232 233	69.6	170 580	58 373	55 729	2 644
Ain	Rhône aval	10	52 695	3	45 900	87.1	29 856	5 317	5 317	-
Total	Rhône aval	60	1 148 353	26	1 039 902	90.6	613 705	251 007	238 144	12 863
Total	Léman + Rhône aval	219	3 639 881	167	3 514 014	96.5	1 920 890	723 541	701 046	22 495

Canton / Département	Bassin versant	Nombre de STEP contrôlées	STEP contrôlées en % de la capacité	Flux de Matières organiques en kg O2 / jour		Concentration en DBO5 (mgO2/l)		Rendement moyen (pondéré par les débits) sur les eaux traitées uniquement	
				Entrée flux total incluant le déversé	Déversé (si mesuré)	Entrée	Sortie traitée	sur les eaux traitées uniquement	sur les eaux traitées + déversées
Vaud	Léman	76	100.0	23 782	267	100.7	6.9	93.1	92.2
Valais 1)	Léman	51	99.6	50 439	-	264.5	12.2	95.4	95.4
Genève	Léman	4	100.0	743	1.1	153.7	10.1	93.4	93.3
Haute-Savoie 2)	Léman	7	92.9	7 525	332	243.2	38.6	84.1	80.8
Ain	Léman	3	98.6	999	52	101.8	12.5	87.8	83.5
Total	Léman	141	99.3	83 488	652	176.7	11.2	93.7	93.0
Genève 3)	Rhône aval	16	100.0	40 289	777	215.1	12.0	94.4	92.8
Haute-Savoie 4)	Rhône aval	7	69.6	9 355	261	160.3	33.6	79.1	77.2
Ain	Rhône aval	3	87.1	863	-	162.2	13.5	91.7	91.7
Total	Rhône aval	26	90.6	50 507	1 038	201.2	17.1	91.5	89.9
Total	Léman + Rhône aval	167	96.5	133 995	1 690	185.2	13.2	92.9	91.8

1) STEP industrielles Valais (Léman) : 675'000 EH industr. racc.

2) STEP industrielle Ht-Savoie (Léman) : 65'000 EH industr. racc.

3) STEP industrielles Genève (Rhône aval) : 185'000 EH industr. racc.

4) STEP industrielles Ht-Savoie (Rhône aval) : 56'000 EH industr. racc.

Contrôle des STEP pour le paramètre : Phosphore total en 1997

TABEAU 4

Canton / Département	Bassin versant	Nombre total de STEP	Capacité totale des STEP (60gDBO5/hab.i)	Nombre de STEP contrôlées	Capacité des STEP contrôlées (60gDBO5/hab.i)	STEP contrôlées en % de la capacité	Popul. raccord. (perm. + saison.) sur les STEP contrôlées	Débit total incluant le déversé (m3/j)	Débit sortie traité (m3/j)	Débit déversé (m3/j) (si mesuré)
Vaud	Léman	76	989 956	76	989 956	100.0	579 176	236 263	229 530	6 733
Valais 1)	Léman	58	1 296 244	51	1 290 626	99.6	509 162	190 682	190 682	-
Genève	Léman	4	12 973	4	12 973	100.0	9 053	4 831	4 818	13
Haute-Savoie 2)	Léman	17	160 404	7	149 057	92.9	183 773	30 941	28 821	2 120
Ain	Léman	4	31 950	3	31 500	98.6	26 021	9 817	9 051	766
Total	Léman	159	2 491 528	141	2 474 112	99.3	1 307 185	472 535	462 902	9 632
Genève 3)	Rhône aval	16	761 768	16	761 768	100.0	413 269	187 317	177 098	10 219
Haute-Savoie 4)	Rhône aval	34	333 889	7	232 233	69.6	170 580	58 373	55 729	2 644
Ain	Rhône aval	10	52 695	1	14 400	27.3	15 110	5 317	5 317	-
Total	Rhône aval	60	1 148 353	24	1 008 402	87.8	598 959	251 007	238 144	12 863
Total	Léman + Rhône aval	219	3 639 881	165	3 482 514	95.7	1 906 144	723 541	701 046	22 495

Canton / Département	Bassin versant	Nombre de STEP contrôlées	STEP contrôlées en % de la capacité	Flux de Phosphore total en kg P / jour		Concentration en Phosphore total (mgP/l)		Rendement moyen (pondéré par les débits) sur les eaux traitées uniquement		sur les eaux traitées + déversées	
				Entrée flux total incluant le déversé	Déversé (si mesuré)	Entrée	Sortie traitée				
Vaud	Léman	76	100.0	946.2	15.3	4.00	0.36	91.1	89.7		
Valais 1)	Léman	51	99.6	689.1	-	3.61	0.68	81.2	81.2		
Genève	Léman	4	100.0	20.0	0.03	4.14	0.52	87.4	87.3		
Haute-Savoie 2)	Léman	7	92.9	216.1	8.3	6.98	1.20	82.9	80.2		
Ain	Léman	3	98.6	40.8	2.2	4.16	0.79	81.1	77.2		
Total	Léman	141	99.3	1 912.2	25.7	4.05	0.55	86.3	85.3		
Genève 3)	Rhône aval	16	100.0	868.9	22.6	4.64	2.26	51.2	51.3		
Haute-Savoie 4)	Rhône aval	7	69.6	421.1	12.0	7.21	4.06	43.6	43.3		
Ain	Rhône aval	1	27.3	37.2	-	7.00	4.73	32.4	32.4		
Total	Rhône aval	24	87.8	1 327.2	34.6	5.29	2.74	48.2	48.2		
Total	Léman + Rhône aval	165	95.7	3 239.4	60.3	4.48	1.30	71.0	70.1		

1) STEP industrielles Valais (Léman) : 675'000 EH industr. racc.

2) STEP industrielle Ht-Savoie (Léman) : 65'000 EH industr. racc.

3) STEP industrielles Genève (Rhône aval) : 185'000 EH industr. racc.

4) STEP industrielles Ht-Savoie (Rhône aval) : 56'000 EH industr. racc.

TABLEAU 5

Contrôle des STEP pour le paramètre : Phosphore dissous (orthophosphates - PO4) en 1997

Canton / Département	Bassin versant	Nombre total de STEP	Capacité totale des STEP (60gDBO5/hab.j)	Nombre de STEP contrôlées	Capacité des STEP contrôlées (60gDBO5/hab.j)	STEP contrôlées en % de la capacité	Popul. raccord. (perm. + saison.) sur les STEP contrôlées	Débit total incluant le déversé (m3/j)	Débit sortie traité (m3/j)	Débit déversé (m3/j) (si mesuré)
Vaud	Léman	76	989 956	76	989 956	100.0	579 176	236 279	229 546	6 733
Valais 1)	Léman	58	1 296 244	51	1 290 626	99.6	509 162	190 682	190 682	-
Genève	Léman	4	12 973	4	12 973	100.0	9 053	4 831	4 818	13
Haute-Savoie 2)	Léman	17	160 404	7	149 057	92.9	183 773	30 941	28 821	2 120
Ain	Léman	4	31 950	3	31 500	98.6	26 021	9 817	9 051	766
Total	Léman	159	2 491 528	141	2 474 112	99.3	1 307 185	472 550	462 918	9 632
Genève 3)	Rhône aval	16	761 768	16	761 768	100.0	413 269	187 317	177 098	10 219
Haute-Savoie 4)	Rhône aval	34	333 889	7	232 233	69.6	170 580	58 373	55 729	2 644
Ain	Rhône aval	10	52 695	0	0	0.0	-	-	-	-
Total	Rhône aval	60	1 148 353	23	994 002	86.6	583 849	245 689	232 827	12 863
Total	Léman + Rhône aval	219	3 639 881	164	3 468 114	95.3	1 891 034	718 239	695 744	22 495

Canton / Département	Bassin versant	Nombre de STEP contrôlées	STEP contrôlées en % de la capacité	Flux de Phosphore dissous (PO4) en kg P / jour		Concentration en Phosphore dissous (mgP/l)		Rendement moyen (pondéré par les débits)	
				Entrée flux total incluant le déversé	Déversé (si mesuré)	Entrée	Sortie traitée	sur les eaux traitées uniquement	sur les eaux traitées + déversées
Vaud	Léman	76	100.0	423.6	38.5	1.79	0.17	90.6	89.8
Valais 1)	Léman	51	99.6	208.1	28.1	1.09	0.15	86.5	86.5
Genève	Léman	4	100.0	10.6	0.9	2.19	0.18	91.6	91.6
Haute-Savoie 2)	Léman	7	92.9	105.3	6.0	3.40	0.21	93.9	91.1
Ain	Léman	3	98.6	21.8	2.5	2.22	0.27	87.7	83.5
Total	Léman	141	99.3	769.4	75.9	1.63	0.16	89.9	89.0
Genève 3)	Rhône aval	16	100.0	370.5	297.0	1.98	1.68	15.2	16.8
Haute-Savoie 4)	Rhône aval	7	69.6	238.8	158.5	4.09	2.84	30.5	33.0
Ain	Rhône aval	0	0.0	-	-	-	-	-	-
Total	Rhône aval	23	86.6	609.3	455.5	2.43	1.91	21.2	23.2
Total	Léman + Rhône aval	164	95.3	1 378.7	531.4	1.91	0.76	60.2	59.9

1) STEP industrielles Valais (Léman) : 675'000

EH industr. racc.

2) STEP industrielle Ht-Savoie (Léman) :

EH industr. racc.

3) STEP industrielles Genève (Rhône aval) :

EH industr. racc.

4) STEP industrielles Ht-Savoie (Rhône aval) :

EH industr. racc.

Pour le bassin du Léman, le rendement moyen d'élimination sur les eaux traitées atteint 86.3 % en 1997. Il est en nette augmentation par rapport à 1996 (81.2 %; RAPIN et FIAUX, 1997). On retrouve une valeur proche de celle de 1995 (87.5 %; RAPIN, 1996). La concentration moyenne de sortie (pondérée par les débits) est de 0.55 mgP/l; cette concentration est en amélioration par rapport à celle de 1996 (0.86 mgP/l) et proche de celle de 1995 (0.49 mgP/l).

Par entité, les rendements varient de 81 % dans le canton du Valais et dans le département de l'Ain à 91 % dans le canton de Vaud et pour les concentrations de sortie de 1.20 mgP/l dans le département de la Haute-Savoie à 0.36 mgP/l pour le canton de Vaud. Par rapport à 1996, on constate une tendance générale à l'amélioration.

Pour le phosphore dissous (P-PO₄), le rendement moyen pour le bassin versant du Léman atteint 90 %. Les variations entre les entités (en moyenne par entité) sont plus faibles que pour le phosphore total (de 86.5 % à 94 %). Globalement, il a y une légère amélioration par rapport à 1996.

5. BILAN DES FLUX ANNUELS DE POLLUTION LIÉS AUX STEP CONTRÔLÉES

5.1 Matière organique (DBO₅) (tableau 6)

Pour l'ensemble du bassin versant "CIPEL" et pour 92.4 % de la capacité totale des STEP, la charge en entrée des stations est de 48'908 tonnes (DBO₅) et après traitement le rejet est de 3'374 tonnes (sans les déversoirs). La charge déversée en entrée des stations ou aux décanteurs primaires est de 617 tonnes.

Les flux en entrée de stations sont en baisse d'environ 12 % par rapport à 1996, les flux rejetés sont en nette baisse d'environ 25 %.

5.2 Phosphore total et dissous (P-PO₄) (tableau 6)

La déphosphatation n'étant obligatoire que pour le bassin strict du Léman, il ne sera cité que les chiffres concernant ce bassin.

Pour 99.3 % de la capacité totale des STEP, la charge d'entrée des stations est de 697.9 tonnes de phosphore total et après traitement, le rejet est de 93.5 tonnes (sans les déversoirs). La charge déversée en entrée des stations ou aux décanteurs primaires est de 9.4 tonnes.

Compte tenu de la relative stabilité de la capacité des STEP contrôlées prises en considération sur le bassin hydrographique du Léman, par rapport à 1996, les flux en entrée de STEP sont en nette diminution (- 16 %), et les flux rejetés sont en très nette baisse (- 38 % en sortie traitée). On retrouve des valeurs proches de celles de 1995.

Pour le phosphore dissous (P-PO₄), les flux en entrée sont de 280.8 tonnes et en sortie de 27.7 tonnes. Ces valeurs sont en baisse (- 11 % pour les flux d'entrée et - 24 % en sortie traitée) par rapport à celles de 1995 et 1996.

5.3 Apports au Léman des huit principales STEP rejetant directement dans le lac (tableau 7)

Le tableau 7 représente les charges annuelles rejetées (déversées, mesurées entrée STEP ou décanteur primaire - DP et rejetées traitées) de huit des principales STEP du bassin rejetant directement dans le lac. Ces charges ont été calculées sur la base des analyses validées, effectuées dans le cadre des contrôles autonomes (autocontrôles), fournies par les exploitants des STEP pour le P_{tot}, la DCO, la DBO₅, l'azote minéral total, les boues et les débits. En ce qui concerne les autres paramètres, c'est sur la base des analyses du Service des eaux, sols et assainissement du canton de Vaud (SESA) que les rejets ont été quantifiés. Pour la STEP de Thonon, toutes les charges ont été calculées sur la base des analyses fournies par l'exploitant de la STEP. La qualité des contrôles autonomes a de plus été vérifiée par des calibrations interlaboratoires.

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

TABLEAU 6 - Bilan des apports en phosphore total, en phosphore dissous (PO_4^{3-}) et en matières organiques (DBO_5) pour les STEP contrôlées en 1997

Canton / Département	Bassin versant	STEP contrôlées en % de la capacité	Phosphore total (tonnes / an)				Rendement moyen sur les eaux traitées (%)
			Entrée flux total	Sortie	Déversé (si mesuré)	Abattement	
Vaud	Léman	100.0	345.3	30.0	5.6	309.8	91.1
Valais	Léman	99.6	251.5	47.4	-	204.2	81.2
Genève	Léman	100.0	7.3	0.9	0.0	6.4	87.4
Haute-Savoie	Léman	92.9	78.9	12.6	3.0	63.3	82.9
Ain	Léman	98.6	14.9	2.6	0.8	11.5	81.1
Total	Léman	99.3	697.9	93.5	9.4	595.0	86.3
Genève	Rhône aval	100.0	317.2	146.3	8.2	162.6	51.2
Haute-Savoie	Rhône aval	69.6	153.7	82.7	4.4	66.6	43.6
Ain	Rhône aval	27.3	13.6	9.2	-	4.4	32.4
Total	Rhône aval	87.8	484.4	238.2	12.6	233.6	48.2
Total	Léman + Rhône aval	95.7	1 182.4	331.7	22.0	828.6	71.0

Canton / Département	Bassin versant	STEP contrôlées en % de la capacité	Phosphore dissous (PO_4) (tonnes / an)				Rendement moyen sur les eaux traitées (%)
			Entrée flux total	Sortie	Déversé (si mesuré)	Abattement	
Vaud	Léman	100.0	154.6	14.0	1.7	138.9	90.6
Valais	Léman	99.6	76.0	10.2	-	65.7	86.5
Genève	Léman	100.0	3.9	0.3	0.0	3.5	91.6
Haute-Savoie	Léman	92.9	38.4	2.2	1.2	35.0	93.9
Ain	Léman	98.6	8.0	0.9	0.4	6.7	87.7
Total	Léman	99.3	280.8	27.7	3.3	249.8	89.9
Genève	Rhône aval	100.0	135.2	108.4	4.0	22.8	15.2
Haute-Savoie	Rhône aval	69.6	87.2	57.9	0.6	28.7	30.5
Ain	Rhône aval	0.0	-	-	-	-	-
Total	Rhône aval	86.6	222.4	166.3	4.6	51.5	21.2
Total	Léman + Rhône aval	95.3	503.2	194.0	7.9	301.3	60.2

Canton / Département	Bassin versant	STEP contrôlées en % de la capacité	DBO5 (tonnes / an)				Rendement moyen sur les eaux traitées (%)
			Entrée flux total	Sortie	Déversé (si mesuré)	Abattement	
Vaud	Léman	100.0	8 681	579	97	8 004	93.1
Valais	Léman	99.6	18 410	848	-	17 563	95.4
Genève	Léman	100.0	271	18	0	253	93.4
Haute-Savoie	Léman	92.9	2 747	406	121	2 219	84.1
Ain	Léman	98.6	365	41	19	305	87.8
Total	Léman	99.3	30 473	1 892	238	28 343	93.7
Genève	Rhône aval	100.0	14 706	774	284	13 648	94.4
Haute-Savoie	Rhône aval	69.6	3 415	682	95	2 637	79.1
Ain	Rhône aval	87.1	315	26	-	289	91.7
Total	Rhône aval	90.6	18 435	1 482	379	16 574	91.5
Total	Léman + Rhône aval	96.5	48 908	3 374	617	44 917	92.9

TABLEAU 7 - Résultats pour 1997 des 8 principales STEP rejetant directement dans le lac

Paramètres	Lausanne	Thonon	Vevey	Montreux
Capacité (EH : 60 gDBO ₅ /hab.j)	412 500	102 600	83 000	62 250
Volumes traités (m ³ /an)	36 469 340	7 706 450	5 723 930	6 550 655
Volumes déversés (m ³ /an)	4 798 655	629 240	20 805	77 745
Rejet : Phosphore total (t/an)	19.48	10.82	3.26	3.06
Rejet : Phosphore dissous (PO ₄) (t/an)	11.14	2.52	0.63	0.33
Rejet : DCO (t/an)	1 822.4	1 328.2	290.5	234.3
Rejet : DBO ₅ (t/an)	739.1	314.3	79.2	78.1
Rejet : Matières en suspension (t/an)	247.6	573.8	46.0	92.8
Rejet : Azote minéral total (NH ₄ +NO ₂ +NO ₃) (t/an)	749.4	192.1	139.6	109.0
Rejet : Azote organique + NH ₄ (t/an)	-	236.6	-	-
Rejet : Chlorure (t/an)	3 178	584	379	338
Boues (t/an de matières sèches)	7 276	2 708	1 156	968

Paramètres	Nyon	Pully	Morges	Gland
Capacité (EH : 60 gDBO ₅ /hab.j)	50 000	40 000	38 825	17 500
Volumes traités (m ³ /an)	2 713 045	3 558 750	4 427 815	3 270 035
Volumes déversés (m ³ /an)	-	326 310	17 155	-
Rejet : Phosphore total (t/an)	0.54	1.72	2.30	1.24
Rejet : Phosphore dissous (PO ₄) (t/an)	0.08	0.66	0.98	0.39
Rejet : DCO (t/an)	84.7	175.6	191.1	160.2
Rejet : DBO ₅ (t/an)	26.6	20.1	35.6	29.4
Rejet : Matières en suspension (t/an)	29.8	19.4	57.8	36.0
Rejet : Azote minéral total (NH ₄ +NO ₂ +NO ₃) (t/an)	53.6	76.8	103.6	51.7
Rejet : Azote organique + NH ₄ (t/an)	-	-	-	-
Rejet : Chlorure (t/an)	-	-	378	-
Boues (t/an de matières sèches)	412	403	499	300

5.4 Analyse des débits et des charges de neuf grandes STEP (tableaux 8 et 9, figure 3)

Pour cette analyse des débits et des charges en éléments organiques (DBO₅ et DCO) et phosphorés (P total), les données fournies par les STEP d'Annemasse, de Gland, de Lausanne, de Montreux, de Morges, de Nyon, de Pully, de Thonon et de Vevey ont été prises en compte (mêmes STEP qu'au paragraphe 5.3. + Annemasse qui rejette en aval du Léman dans l'Arve).

Les débits sont mesurés en continu à plusieurs endroits dans ces STEP (entrée, déversements entrée ou DP, sortie). Les valeurs moyennes journalières ont été retenues. Pour les charges en DBO₅, DCO et P total il y a pour ces STEP plusieurs centaines d'analyses par année.

Le tableau 8 donne les capacités (partie biologique) de dimensionnement de ces installations, ainsi que l'estimation des équivalents-habitants raccordés obtenue en divisant les charges d'entrée par les charges spécifiques suivantes :

DBO ₅	:	60 gO ₂ /hab.jour
DCO	:	150 gO ₂ /hab.jour
P total	:	2.5 gP/hab.jour.

Parallèlement sont indiquées dans le tableau 8 les populations raccordées annoncées par les Services officiels (population permanente, saisonnière et équivalents-industriels DBO₅). On constate une bonne relation entre les populations raccordées annoncées et les estimations des populations à partir des charges d'entrée et des charges spécifiques par habitant.

En tenant compte de la moyenne des estimations obtenues pour les populations raccordées sur la STEP, il est possible de calculer la quantité journalière des eaux usées domestiques y arrivant (en tenant compte d'une charge spécifique de 250 l/hab.jour) et ainsi de pouvoir estimer la part des eaux d'autres origines. Ces valeurs pour les neuf STEP sont reportées dans le tableau 9.

La figure 3 montre la répartition entre les eaux traitées et déversées et l'estimation de l'origine de ces eaux. Pour ce graphique, la STEP de Thonon n'a pas été prise en compte du fait de l'importance des apports hydrauliques d'origine industrielle.

On constate que les eaux d'origine autre que domestique (eau claire permanente - ECP, pluies, drainage, etc.) représentent environ 48 % en moyenne pour ces huit STEP. Toutefois, cette proportion varie de 18 % pour la STEP de Vevey à 57 % pour la STEP de Gland.

TABLEAU 8 - Estimation des habitants raccordés à partir des charges d'entrée et des charges spécifiques

STEP	Capacité de la STEP 60 gDBO5/hab.j	Estimation des habitants raccordés obtenue en divisant la charge d'entrée par la charge spécifique				Population raccordée annoncée		
		charge spécif. DBO5 60 g/hab.jour	charge spécif. DCO 150 g/hab.jour	charge spécif. P total 2.5 g/hab.jour	Moyenne des trois résultats	Permanente	Saisonnière	Equivalent industriel (DBO5)
Annemasse	55 000	38 906	36 100	42 965	39 324	52 790	5 060	11 310
Gland	17 500	14 484	16 618	14 679	15 260	21 621	6 166	-
Lausanne	412 500	198 650	134 680	124 996	152 775	195 543	9 177	-
Montreux	56 250	42 800	31 993	36 448	37 080	30 993	9 996	-
Morges	38 825	33 428	31 825	25 466	30 240	27 567	2 301	-
Nyon	50 000	19 067	13 753	13 760	15 527	17 406	1 171	-
Pully	40 000	16 017	15 540	15 256	15 604	18 095	409	-
Thonon	102 600	98 967	111 933	58 040	89 647	58 980	42 180	60 340
Vevey	83 000	54 300	48 053	51 700	51 351	41 610	7 921	-

TABLEAU 9 - Eaux traitées et déversées et estimation de l'origine de ces eaux

STEP	Débits traités (m3/jour)		Débits déversés (m3/jour)		Débits totaux (m3/jour)
	estimation des eaux usées sur la base de 250 l/hab.jour	estimation des autres origines (E.C.P., pluies, drainage, etc.)	à la sortie du décanteur primaire (DP)	à l'entrée de la STEP	
Annemasse	9 831	4 334			14 165
Gland	3 815	5 144			8 959
Lausanne	38 194	61 722	10 980	2 167	113 063
Montreux	9 270	8 677	213		18 160
Morges	7 560	4 571	47		12 178
Nyon	3 882	3 551			7 433
Pully	3 901	5 849	894		10 644
Thonon	** 22 412	**		1 724	22 838
Vevey	12 838	2 844	57		15 739

** estimation difficile du fait de l'importance du raccordement d'origine industriel

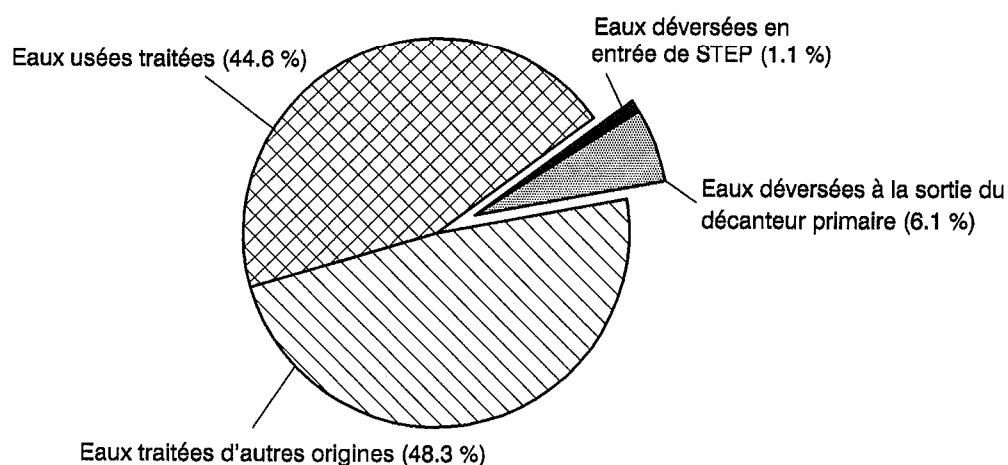


Figure 3 : Répartition des eaux arrivant sur 8 STEP (eaux traitées et déversées) et estimation de l'origine de ces eaux (moyenne pour les STEP d'Annemasse, de Gland, de Lausanne, de Montreux, de Morges, de Nyon, de Pully et de Vevey)

6. CONCLUSIONS

Pour l'ensemble du bassin versant "CIPEL" (Léman + Rhône aval), 219 stations d'épuration (STEP) sont en service en 1997 pour une capacité de 3'640'000 équivalents-habitants (EH). La population raccordée à ces stations est de 1'397'000 habitants permanents, 682'000 habitants saisonniers (capacité d'hébergement touristique) et 980'000 équivalents-habitants industriels.

Pour le bassin versant strict du Léman, il y a 159 STEP (capacité : 2'492'000 EH; population raccordée permanente : 821'000; population raccordée saisonnière : 502'000 EH; 740'000 EH industriels). Sur ces STEP, 136 pratiquent la déphosphatation (capacité : 99.2 %; population raccordée : 98.6 %).

Le nombre de STEP contrôlées au moins quatre fois par année (contrôle sur 24 heures) pour l'ensemble du bassin CIPEL est de 149 (68 % du nombre de STEP et 86.5 % de la population raccordée permanente + saisonnière).

Pour le bassin versant strict du Léman, la proportion de STEP contrôlées est supérieure à celle de l'ensemble du bassin "CIPEL" (132 STEP sur 159 = 83 %; capacité = 98.8 %; population raccordée = 97.7 %).

En conséquence, les contrôles (au moins quatre contrôles sur 24 heures par année) sur le bassin versant "Rhône aval" (de l'émissaire du lac jusqu'à la frontière franco-suisse) sont notablement insuffisants dans le département de la Haute-Savoie et dans une moindre mesure dans le département de l'Ain (41 STEP sur 44 sont insuffisamment contrôlées = 93 %; représentant 74.5 % de la capacité de traitement et 73 % de la population raccordée).

Pour le bassin du Léman, l'insuffisance de contrôles (au moins quatre contrôles sur 24 heures par année) de certaines stations est observée principalement dans le département de la Haute-Savoie (10 STEP sur 17 sont insuffisamment contrôlées = 59 %; représentant 7 % de la capacité de traitement et 3.6 % de la population raccordée) et le canton du Valais (14 STEP sur 58 sont insuffisamment contrôlées = 24 %; ne représentant que 1 % de la capacité de traitement et 3.5 % de la population raccordée). L'insuffisance de contrôles ne touche donc que des petites STEP.

Signalons qu'en Valais la moitié de ces stations ont été toutefois contrôlées, mais seulement de une à trois fois (sur 24 heures), ce qui n'est pas suffisant pour estimer, de façon satisfaisante, leur fonctionnement annuel.

Pour la matière organique exprimée par la DBO₅ (demande biochimique en oxygène) et pour les stations ayant des contrôles sur 24 heures, les apports pour l'ensemble du bassin versant "CIPEL" sont de 48'900 tonnes (O₂) et les charges rejetées après traitement de 3'375 tonnes (O₂). Le rendement moyen d'élimination est de 92.9 % sur les eaux traitées et la concentration moyenne de sortie est de 13.2 mgO₂/l. Globalement, ces valeurs respectent les normes.

Pour le phosphore total et pour le bassin versant strict du Léman, les apports sont de 700 tonnes et les charges rejetées après traitement de 94 tonnes. Le rendement moyen d'élimination est de 86.3 % sur les eaux traitées et la concentration moyenne de sortie est de 0.55 mgP/l. Globalement, ces valeurs respectent les normes et sont en amélioration par rapport à 1996 (81.2 % et 0.86 mgP/l). On retrouve des valeurs proches de celles de 1995 (87.5 % et 0.49 mgP/l).

L'interprétation détaillée de tous les résultats à disposition montre que :

- La règle minimaliste des quatre contrôles (24 heures) par an est insuffisante si l'on veut avoir une bonne représentation de l'ensemble de l'année. A cet effet, la Commission internationale a adopté en octobre 1994 des "Recommandations et méthodologie pour la conduite des mesures de contrôle et d'autosurveillance du fonctionnement des stations d'épuration".
- Ces recommandations préconisent un renforcement des contrôles principalement pour les grandes installations, ainsi que la promotion de la mise en place des autocontrôles et de leur validation par les services officiels; en France en application des dispositions de l'arrêté ministériel du 22 décembre 1994.

- Pour le phosphore total, on constate globalement une amélioration de l'efficacité de l'élimination de cet élément par rapport à 1996, les rejets après traitement des eaux ayant passé de 150 tonnes en 1996 à 94 tonnes en 1997.
- Il est constaté que la plupart des grandes STEP sont équipées de mesures de débits en continu et que ces données mériteraient d'être exploitées en détail, et plus particulièrement les mesures de débits horaires, pour mieux comprendre le fonctionnement de la STEP et de son réseau d'alimentation, en utilisant par exemple la méthode développée par FIAUX et al.(1996).

BIBLIOGRAPHIE

FIAUX, J.-J. et VIOGET, P. (1991) : Contrôle des stations d'épuration. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1990, 183-206.

FIAUX, J.-J., ADAM, H. et RAPIN, F. (1996) : Fonctionnement des réseaux de collecteurs - présentation d'une approche méthodologique. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 271-283.

RAPIN, F. (1996) : Contrôle des stations d'épuration. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 255-270.

RAPIN, F. et FIAUX, J.-J. (1997) : Contrôle des stations d'épuration. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1996, 161-178.

Nous tenons à remercier les services gestionnaires des stations d'épuration qui nous ont fourni leurs résultats d'analyses qui ont été utilisés pour calculer les apports directs au lac par les principales STEP (paragraphe 5.3) et les analyses des débits (paragraphe 5.4) :

- Syndicat intercommunal à vocation multiple de l'agglomération annemassienne - STEP d'Annemasse,
- Association intercommunale pour l'épuration des eaux usées de la Côte (APEC) - STEP de Gland,
- Station d'épuration des eaux de la commune de Lausanne,
- Association intercommunale pour l'épuration des eaux de la région morgienne (ERM),
- Station d'épuration des eaux de la commune de Nyon,
- Station d'épuration des eaux de la commune de Pully,
- Syndicat d'épuration des régions de Thonon-Evian,
- Service intercommunal pour l'épuration des eaux usées de Vevey-Montreux (SIEG).