

SOMMAIRE

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

<p><i>RAPPORT SUR LES ÉTUDES ET RECHERCHES ENTREPRISES DANS LE BASSIN LÉMANIQUE</i></p>
--

RÉSUMÉ ET CONCLUSIONS GÉNÉRALES	13
---------------------------------------	----

1. MÉTÉOROLOGIE	23
1. Introduction	23
2. Température de l'air	24
3. Pluviométrie	24
4. Insolation	27
5. Rayonnement	29
6. Vent	29
7. Conclusions	34
2. ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN	35
1. Méthodes	36
2. Régime thermique et influence sur la stratification ou le mélange des eaux	37
3. Evolution saisonnière dans les couches superficielles	39
4. Evolution saisonnière dans les couches profondes	45
5. Evolution interannuelle des principaux paramètres	49
6. Métaux et micropolluants organiques	53
7. Conclusions	56
- Bibliographie	57
- Annexes	58
3. ÉVOLUTION DE LA PRODUCTION PHYTOPLANCTONIQUE DANS LE LÉMAN	61
1. Introduction	61
2. Méthodes	62
3. Résultats	62
4. Discussion et conclusions	68
- Bibliographie	68

4.	ÉVOLUTION DU PHYTOPLANCTON DU LÉMAN	69
1.	Méthodes	69
2.	Richesse spécifique du phytoplancton	70
3.	Variations saisonnières de la biomasse	70
4.	Biomasse et succession des principaux taxons à l'échelle annuelle	72
5.	Evolution interannuelle de la biomasse	75
6.	Conclusions	77
-	Bibliographie	77
5.	ÉVOLUTION DU ZOOPLANCTON DU LÉMAN	79
1.	Introduction	79
2.	Méthodologie	80
3.	Biovolume sédimenté	80
4.	Composition de la biocénose zooplanctonique	85
5.	Biomasse zooplanctonique	93
6.	Etat du Léman déterminé par les rotifères	93
7.	Conclusions	96
-	Bibliographie	97
6.	ÉVOLUTION TROPHIQUE DU LÉMAN INDIQUÉE PAR LES COMMUNAUTÉS DE VERS	99
1.	Introduction	99
2.	Stations et méthodes	100
3.	Résultats	101
4.	Discussion	104
5.	Conclusions	105
-	Bibliographie	105
7.	BILAN DES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE	107
1.	Généralités	108
2.	Débits des affluents principaux et de l'émissaire	110
3.	Apports annuels et composition de l'eau des affluents	111
4.	Etude des affluents secondaires	118
5.	Bassin versant du Rhône de Genève à Chancy	119
6.	Conclusions	121
-	Bibliographie	121
-	Tableaux récapitulatifs	122
8.	SURVEILLANCE DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES DANS LES EAUX DES AFFLUENTS DU BASSIN LÉMANIQUE	125
1.	Introduction	125
2.	Méthodologie	126
3.	Résultats	128
4.	Discussion et conclusions	139
-	Bibliographie	140
-	Annexes	141
9.	LA QUALITÉ BIOLOGIQUE DU RHÔNE GENEVOIS EXPRIMÉE PAR LES	

COMMUNAUTÉS DE MACROINVERTÉBRÉS BENTHIQUES	145
1. Introduction	145
2. Matériel et méthodes	146
3. Déroulement de l'étude	147
4. Résultats	148
5. Conclusions	156
- Bibliographie	157

RAPPORTS TECHNIQUES

10. CONTRÔLE DES STATIONS D'ÉPURATION	161
1. Introduction	163
2. Nombre de STEP, capacité et populations raccordées	163
3. Fréquence des contrôles	165
4. Rendement d'épuration	168
5. Bilan des flux annuels de pollution liés aux STEP contrôlées	172
6. Charges spécifiques journalières par équivalent-habitant	176
7. Conclusions	177
- Bibliographie	178
11. ÉTUDE DE LA CONTAMINATION INDUITE PAR LES EAUX DE RUISSELLEMENT EN MILIEU URBAIN	179
1. Partenariat	180
2. Introduction	181
3. Objectifs	181
4. Déroulement de la campagne	182
5. Résultats	186
6. Modélisation	197
7. Discussion	200
- Bibliographie	201
- Annexe	202
12. ÉTUDE DES LIXIVIATS DE DÉCHARGES : APPROCHE ÉCOTOXICOLOGIQUE ...	203
1. Introduction	203
2. Conditions expérimentales	204
3. Résultats	205
4. Discussion	210
5. Conclusions	212
- Bibliographie	212
- Annexes	221
- LISTE DES AUTEURS	227

RÉSUMÉ ET CONCLUSIONS GÉNÉRALES

Campagne 1996

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE

CIPEL, CP 80, CH - 1000 LAUSANNE 12

LAC

Etat trophique

L'évolution des teneurs en nutriments

Pour l'ensemble du Grand Lac, on n'observe pas de baisse significative des concentrations en phosphore et ceci pour la première fois depuis onze ans. La moyenne annuelle pondérée pour le phosphore total est de 41 $\mu\text{gP/l}$ (3'505 tonnes) et pour le phosphore dissous de 36 $\mu\text{gP/l}$ (3'085 tonnes) (figures 1 et 2).

Les concentrations en azote nitrique sont stables depuis 1989. Le stock pour 1996 est de 49'205 tonnes d'azote nitrique (0.57 mgN/l). Cette situation est sans doute le reflet d'une diminution des apports d'origine agricole.

Une météorologie défavorable au mélange hivernal

Pour la dixième année consécutive, l'année 1996 est marquée par un hiver relativement doux qui n'a pas permis une homogénéisation de l'ensemble des eaux du Grand Lac. On peut estimer que la circulation hivernale des eaux, bien que plus importante que l'année précédente, n'a pas dépassé 200 mètres de profondeur; par conséquent une réoxygénation complète des eaux profondes n'a toujours pas été possible (figure 3).

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.

Des conséquences pour l'état des eaux

Les conditions météorologiques défavorables au mélange complet des eaux du Grand Lac et les caractéristiques du développement du plancton ont des conséquences sur l'état des eaux.

Dans la couche 0-10 mètres, on constate une concentration en phosphore, lors du brassage partiel, légèrement plus élevée qu'en 1995 (figure 2). Ceci est dû au mélange ayant atteint des couches plus profondes et ainsi redistribué le phosphore contenu dans celles-ci.

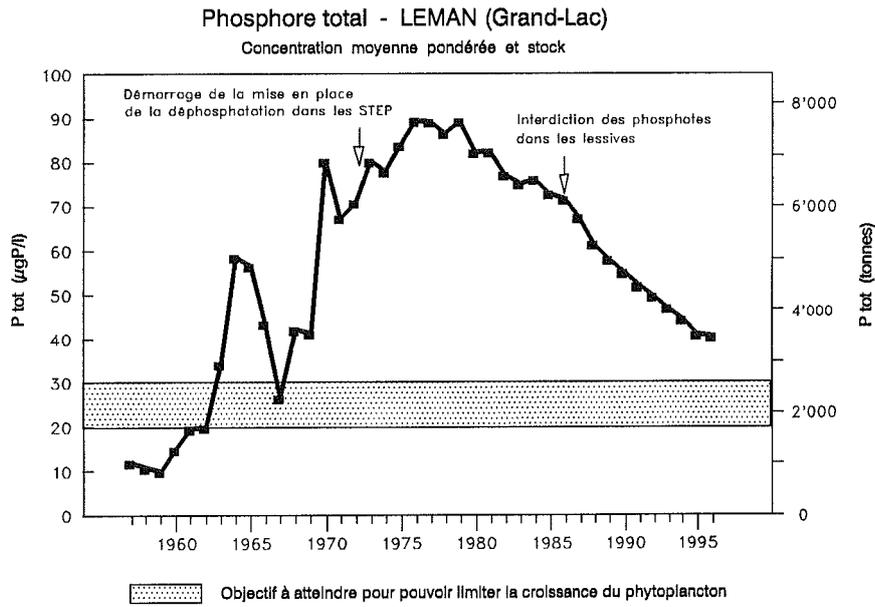


Figure 1

Figure 2

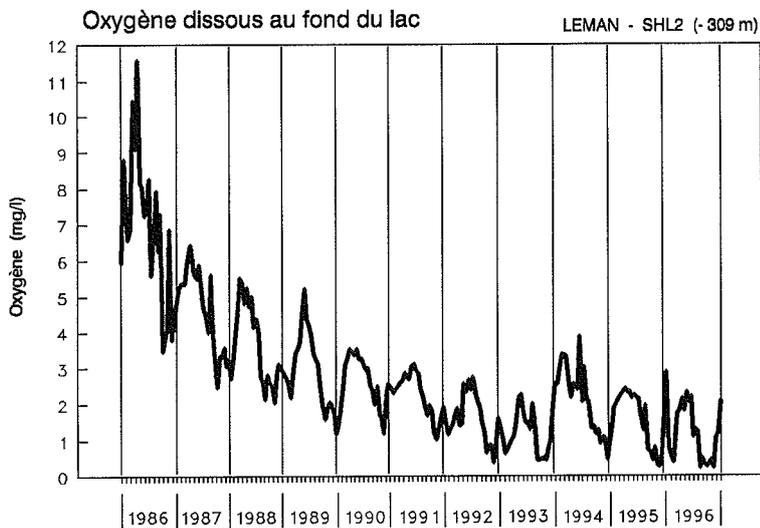
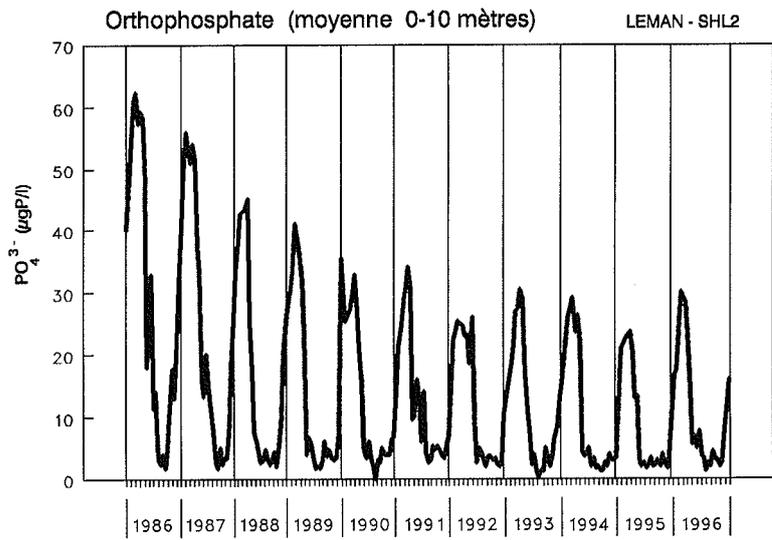


Figure 3

La concentration en oxygène des couches profondes du Grand Lac est toujours faible, comme le montre la figure 3. La zone concernée où la concentration en oxygène est inférieure à 4 mgO₂/l est importante et, comme ces dernières années, cette situation persiste toute l'année. A la fin de l'hiver, la teneur en oxygène demeure très basse, n'atteignant qu'environ 2.2 mgO₂/l en mars 1996. Une teneur inférieure à 1 mgO₂/l est observée de début août à fin novembre, avec un minimum de 0.25 mgO₂/l au début août (figure 3).

Cette longue période de quasi-anoxie peut être mise en relation avec l'augmentation des concentrations en carbone organique particulaire résultant probablement de la sédimentation de phytoplancton de grande taille peu consommé par le zooplancton herbivore.

Comme les années précédentes, on enregistre, dans la couche la plus profonde, simultanément à la baisse des teneurs en oxygène, une augmentation d'environ 70 µgP/l des concentrations en phosphore dissous. Bien que plus importante que l'an dernier, cette augmentation reste limitée et n'est pas comparable à ce que l'on pourrait craindre d'une véritable remobilisation du phosphore contenu dans les sédiments superficiels (charge interne) et correspond aux valeurs du milieu des années 80.

L'évolution du plancton

En 1996, la biomasse et la production des algues microscopiques de la pleine eau (phytoplancton) ont augmenté par rapport aux deux années précédentes. Cette tendance indique que les concentrations en phosphore restent encore trop élevées pour limiter la prolifération des algues.

Le développement du phytoplancton en 1996 se divise en deux périodes distinctes, séparées en juin par une phase d'eau claire. Celle-ci s'explique par l'abondance des crustacés de grande taille (*Daphnia*), capables de brouter efficacement les algues. C'est la combinaison de ces deux périodes dans le bilan annuel qui fait qu'en 1996 la production et la biomasse du phytoplancton dépassent celles des deux années précédentes.

Au printemps, le phytoplancton se compose surtout d'espèces de petite taille (Diatomées et Cryptophycées) capables de se multiplier rapidement. De ce fait, la biomasse algale reste faible tandis que la production devient élevée.

En été et en automne au contraire, la biomasse est très élevée mais la production demeure faible. C'est en effet une algue filamenteuse de grande taille (*Mougeotia*), non consommée par le zooplancton, qui prédomine. Cette algue a d'ailleurs gêné les pêcheurs professionnels en se déposant sur leurs filets.

Paradoxalement, l'abondance en 1996 de l'algue *Mougeotia* constitue un signe encourageant si on l'interprète dans le cadre de l'évolution à long terme du Léman. Cette espèce est devenue abondante pour la première fois en 1966 lorsque le phosphore augmentait au voisinage de 40 µgP/l, concentration observée actuellement. Absente pendant la phase extrême de l'eutrophisation (1970 - 1980), cette algue ne redevient abondante que lorsque les concentrations en phosphore redescendent au niveau observé dans les années soixante. D'autres espèces (*Tribonema*, *Oscillatoria*, etc.) suivent la même évolution.

Les variations de la biomasse des crustacés (zooplancton) confirment également ce retour des communautés planctoniques caractéristiques des années soixante. Les biomasses du zooplancton qui ont augmenté avec les concentrations en phosphore, pour atteindre leurs valeurs maximales entre 1970 et 1982, ont ensuite diminué. C'est ainsi que les valeurs observées entre 1990 et 1996 sont voisines de celles observées entre 1963 et 1969.

Contrairement aux données du zooplancton, les valeurs de la biomasse et de la production du phytoplancton ne sont pas disponibles pour les années 1963 - 1969. De ce fait, il n'est pas possible de comparer cette période avec les années 1990 - 1996 pour ces facteurs. En fait, nous ne disposons de résultats pleinement comparables pour ces deux variables qu'à partir de 1981. C'est en effet à cette époque que la fréquence des prélèvements est passée de 12 à 21 par an. Cette augmentation a été jugée indispensable pour suivre l'évolution du Léman avec une précision suffisante.

La réponse biologique de la pleine eau n'est pas corrélée de façon simple à la baisse du phosphore et elle doit être interprétée avec un recul suffisant. En plus des raisons citées ci-dessus, on peut évoquer la complexité d'un système où les interactions entre composantes sont nombreuses. Signalons, entre autres, le rôle des poissons, des protozoaires et des bactéries planctoniques. Par exemple, de très nombreux alevins de perches et de gardons (vengerons) sont nés en mai et en juin 1996. Au fur et à mesure de leur croissance, ces poissons ont consommé du zooplancton de taille de plus en plus grande, d'où un impact sélectif qui peut modifier radicalement le transfert et le recyclage de la matière organique produite en pleine eau.

L'évolution des communautés de vers dans les sédiments

La composition des communautés de vers intègre l'évolution à long terme de l'état du lac. Les espèces présentes dans les sédiments à 40 m de profondeur indiquent que l'amélioration de l'état du Léman, déjà constatée en 1991, se confirme en 1996. Les communautés de vers qui étaient celles d'un lac méso-eutrophe en 1982 sont devenues celles d'un lac mésotrophe.

Toutefois, cette amélioration qui est plus lente à 150 m qu'à 40 m de profondeur n'est pas perceptible entre 285 et 309 m de fond. A cause du manque d'oxygène, la faune des sédiments profonds reste celle d'un lac eutrophe. Une grande partie du reste de la zone profonde du Léman serait probablement dans cet état si l'épuration des eaux n'avait pas été généralisée dans le bassin versant.

Qualité sanitaire des eaux littorales pour la baignade

En 1996, l'étude de la qualité hygiénique des eaux littorales et des plages suivie par les services compétents a montré que pour 63 % des stations contrôlées cette qualité est bonne, qu'elle est moyenne pour 32 % des cas et que dans 5 % des stations l'eau peut être momentanément polluée (une carte de l'état sanitaire des eaux de baignade a été publiée dans la Lettre du Léman No 15 - juin 1997).

Micropolluants dans l'eau

Les métaux plomb, cadmium, chrome et mercure ne sont pas décelés dans les eaux au centre du lac (SHL 2), quelle que soit la profondeur. Les teneurs en cuivre demeurent très faibles et satisfont pleinement aux exigences requises pour l'eau potable et la vie piscicole.

Parmi la centaine de phytosanitaires recherchés dans les eaux au centre du lac, seuls quelques herbicides (atrazine, simazine et terbutylazine) sont toujours décelables, à l'état de traces. Bien que leur utilisation soit en nette régression, ces produits sont toujours décelés dans les eaux des affluents.

Les concentrations en NTA (acide nitrilotriacétique) et en EDTA (acide éthylène-diamino-tétracétique) des eaux du lac demeurent faibles, sans évolution significative depuis 1988 et sont inférieures aux valeurs de tolérance fixées pour l'eau potable.

BASSIN VERSANT DU LÉMAN

Le bilan des apports au lac

Du fait d'une faible pluviosité, les débits moyens annuels sont les plus faibles de ces quinze dernières années. De ce fait, les apports moyens annuels en phosphore total par les quatre rivières principales sont en nette baisse (726 t).

Pour ces mêmes affluents, les apports en phosphore dissous (56 t) ont légèrement baissé par rapport à 1995.

Par contre, avec des débits plus faibles, les concentrations moyennes en phosphore dissous sont plus élevées du fait d'une moindre dilution des rejets en rivière.

Le bilan global des apports de phosphore (total et dissous) au lac pour 1996 est donné dans le tableau ci-après. Il a été établi en tenant compte des flux mesurés aux embouchures pour les quatre affluents principaux et huit affluents secondaires, en y ajoutant les apports atmosphériques directs sur la surface du lac et les apports par les rejets des stations d'épuration (STEP) se déversant directement dans le lac ou dans les petites rivières non étudiées.

Dans ce tableau sont également indiqués, pour les différents affluents, les flux rejetés par les STEP se trouvant dans le bassin versant correspondant.

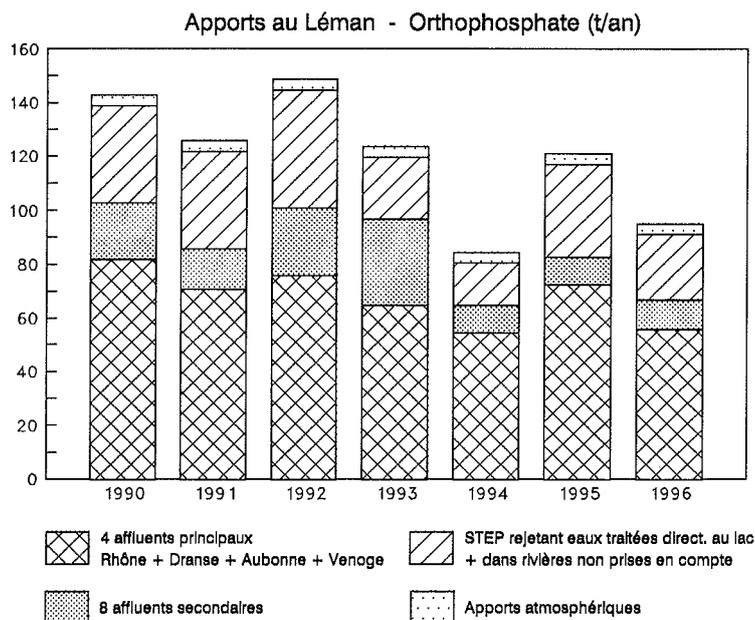
	Phosphore dissous (PO ₄) directement disponible pour les algues (tonnes)		Phosphore total (tonnes)	
	Flux total	dont : rejets STEP ¹	Flux total	dont : rejets STEP ¹
Apports par les quatre affluents principaux (Rhône + Dranse + Aubonne + Venoge)	56	26	726	102
Apports par huit affluents secondaires	11	2	26	5
Apports par les stations d'épuration rejetant leurs eaux traitées directement au lac ou dans des rivières non prises en compte	24	24	75	75
Apports atmosphériques ²	< 4	-	< 40	-
	95	52	867	182

La figure 4 montre l'évolution interannuelle des apports en phosphore dissous depuis 1990. Globalement, on constate une tendance à la baisse.

¹ Rejets après traitement avec, quand elle existe et qu'elle est mesurée, la part déversée à l'entrée de la station et/ou au décanteur primaire.

² Valeurs approximatives estimées.

Figure 4



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 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 158 STEP du bassin hydrographique du Léman, 133 sont équipées pour la déphosphatation (99.2 % de la capacité nominale des installations; 98.5 % de la population raccordée). La population raccordée à ces 158 STEP est de 806'000 habitants permanents, 498'000 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 126 (85 % du nombre de STEP et 92.8 % de la population raccordée).

Pour le bassin versant strict du Léman et pour les STEP contrôlées, les apports en phosphore total sont de 830 tonnes et les charges rejetées après traitement de 150 tonnes. Le rendement moyen d'élimination est de 81.2 % sur les eaux traitées et la concentration moyenne de sortie est de 0.86 mgP/l. Globalement, ces valeurs sont à la limite du respect des normes et la situation est en dégradation par rapport à 1995.

Pour la matière organique exprimée par la Demande Biochimique en Oxygène (DBO_5), le rendement moyen d'abattement des STEP est de 92.6 % sur les eaux traitées et la concentration moyenne de sortie (pondérée par les débits) est de 15.6 mgO_2/l . Ces valeurs sont similaires à celles de 1995.

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 à la frontière est doublée pour les nitrates, quadruplée pour le phosphore total et multipliée par 5.6 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 280 tonnes de phosphore dissous. Cela représente plus de 4 fois les apports au Léman des douze rivières étudiées de son bassin versant.

Par rapport à Chancy, les charges dans l'Arve représentent 26 % pour les nitrates et 42 % 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 25 % pour les nitrates et 36 % 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 18 ont fait l'objet d'un minimum de 4 contrôles sur 24 heures par année (16 genevoises et 2 françaises). Ces 18 stations correspondent à 61 % de la population raccordée.

Pour les stations contrôlées, le rendement pour l'élimination de la matière organique, exprimée par la DBO₅, atteint 89.1 % pour les eaux traitées. La concentration moyenne de sortie (pondérée par les débits) est de 21.5 mgO₂/l.

La qualité biologique du Rhône genevois

Sur la base d'une étude des communautés de macroinvertébrés benthiques, réalisée en 1995, la qualité biologique actuelle du Rhône genevois peut être considérée comme moyenne ou médiocre selon les stations. Cette situation est essentiellement due à trois facteurs : les apports, parfois importants, en matières en suspension de l'Arve, les rejets de la station d'épuration d'Aire et les effets de l'utilisation du fleuve pour la production hydroélectrique (variations rapides et importantes de débit et de niveau, fort ralentissement du courant dans les retenues).

ÉTUDES PARTICULIÈRES

Produits phytosanitaires dans les cours d'eau du bassin lémanique

L'inventaire des utilisations agricoles des produits phytosanitaires dans le bassin versant a permis de définir les rivières dans lesquelles la probabilité de mettre en évidence ces substances était la plus grande compte tenu des surfaces cultivées et des types de cultures.

Douze cours d'eau choisis sur la base de cet inventaire ont fait l'objet de cette étude : Rhône, Grand Canal, Venoge, Hermance, Arve, La Loire, Aire, Allondon, Chamberonne, Boiron de Nyon, Lutrive et Foron de Sciez.

Trois herbicides (atrazine, simazine et terbutylazine) sont présents dans toutes les eaux et presque pendant toute la période étudiée. Le chlortoluron et le diuron sont identifiés dans les rivières franco-genevoises. L'insecticide chlorpyrifos, pesticide relativement toxique pour les poissons, et le metoxuron sont présents d'une façon sporadique dans les eaux de l'Arve.

L'étude, d'une durée de 14 mois par rivière, a permis de déterminer la période de plus forte contamination des eaux qui correspond, quelquefois avec un léger décalage, à la période d'utilisation des phytosanitaires, au printemps et en automne.

Lixiviats de décharges : approche écotoxicologique

Les sites de décharge constituent une source potentielle de contamination des eaux souterraines et de surface par la percolation ou la lixiviation des matériaux qui y sont déposés. Les lixiviats, communément appelés "jus de décharge", apparaissent comme des vecteurs importants de la pollution dont l'étude se justifie dans l'évaluation du risque que présentent les décharges pour les eaux.

Il a été réalisé, lors de trois campagnes de prélèvements effectués en 1993, 1994 et 1995, une étude des lixiviats de 12 sites de décharge afin de rechercher les indicateurs qui pourraient être pris en considération dans une étude de risque. La mise au point d'un tel outil a nécessité une approche associant l'évaluation physico-chimique des principaux paramètres de qualité des eaux (conductivité, pH, DCO, métaux, ions) à celle de l'écotoxicité évaluée à l'aide des tests daphnies et Microtox.

Les résultats des tests d'écotoxicité sont cohérents entre eux et permettent de définir différents types de lixiviats et de décharges. Pour une même décharge, il apparaît des lixiviats stables dont l'écotoxicité est "constante" et des lixiviats dont la composition et l'écotoxicité sont plus variables.

L'utilité des tests d'écotoxicité comme premier critère de tri des différentes décharges étudiées est démontrée. Ils constituent des outils d'intégration pour l'évaluation de mélange complexes, aussi bien que des systèmes d'alarme qui peuvent, à certaines étapes, se substituer à une analyse physico-chimique.

Contamination induite par les eaux de ruissellement en milieu urbain

Une étude de l'évolution de la qualité et de la quantité de polluants que peuvent transporter les eaux de ruissellement a été menée sur cinq sites représentatifs du milieu urbain ayant chacun un type d'occupation du sol particulier. Plusieurs événements de pluie répartis sur une période de quinze mois ont été étudiés.

En termes de concentration, ces eaux de ruissellement sont à considérer comme polluées. Un effet de lessivage en début de pluie, variable suivant le paramètre considéré, est montré par l'étude de la dynamique polluative.

Ce travail permettra de mieux déterminer les apports polluatifs au lac Léman dus au ruissellement urbain et donc d'apprécier l'importance relative de cette contribution.

C O N C L U S I O N S

ÉTAT DE SANTÉ DU LÉMAN

Les principaux points positifs relevés sont les suivants :

- . stabilisation des teneurs en azote (nitrates) depuis sept ans,
- . faible consommation de l'oxygène dissous dans les eaux du fond du lac,
- . diffusion limitée du phosphore depuis les sédiments,
- . pour toutes les substances analysées (métaux, phytosanitaires, NTA, EDTA) les eaux du Léman satisfont pleinement aux exigences requises pour l'eau potable,
- . bonne qualité bactériologique des eaux de baignade,
- . confirmation de l'amélioration de l'état biologique des sédiments du Grand Lac.

En revanche, des points préoccupants subsistent :

- . biomasse et production algales trop importantes,
- . teneurs en oxygène trop faibles dans les eaux profondes,
- . interruption de la baisse des teneurs en phosphore.

RENDEMENT DES STATIONS D'ÉPURATION

- . baisse du rendement moyen d'élimination du phosphore (82.1 %) dans les STEP du bassin versant du Léman.

PHYTOSANITAIRES DANS LES RIVIÈRES

- . présence de certains phytosanitaires dans les rivières lors des périodes d'utilisation de ces produits,
- . dans certains cas, les concentrations rencontrées peuvent constituer une menace pour l'intégrité biologique des eaux.

EN RÉSUMÉ :

L'amélioration progressive de l'état du Léman passe, depuis quelques années, par une phase d'instabilité pour la biologie, dans une certaine mesure identique à celle observée de 1963 à 1969 lorsque les concentrations en phosphore étaient au voisinage de 40 µgP/l comme actuellement.

MÉTÉOROLOGIE

Campagne 1996

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 1996 est de 10.2 °C. A la station de Thonon-INRA, elle s'élève à 10.4 °C. Sur la période 1951-1996, la température moyenne annuelle de l'air est, à la station de Thonon, de 10.5 °C. Au plan mensuel, après un hiver assez clément (sauf février; il faut remonter à janvier 1987 pour trouver une moyenne négative), nous avons eu un des étés les plus froids des 45 dernières années.

La moyenne interstations des précipitations est de 1'021.6 mm en 1996. On peut considérer que l'année 1996 est une année de pluviométrie moyenne; d'ailleurs, le total des précipitations atteint à la station de Thonon (954.0 mm) place l'année 1996 au 33e rang de la chronique 1951-1996. Les mois les plus pluvieux sont ceux de mai, juillet, novembre et décembre. La lame d'eau précipitée pendant ces quatre mois représente 51 % du total annuel.

Concernant l'insolation, les résultats 1996 sont plutôt médiocres par rapport à ceux de l'année 1995 et sont voisins des résultats atteints au cours de la période 1992-1994. A la station de Thonon, l'année 1996 se place au 37e rang de la période de référence. Par rapport aux moyennes mensuelles de la période 1954-1996, tous les mois sont déficitaires à l'exception des mois de mars et juin. Les mêmes constatations valent pour le rayonnement global et c'est au 17e rang des 25 dernières années que se place l'année 1996. Seuls les mois de mars et de juin sont excédentaires.

En ce qui concerne le vent dont l'activité a été, en 1996, plutôt faible, les mois les plus actifs sont ceux de février, avril et septembre (moyenne mensuelle supérieure à 3 m/s) pendant lesquels on note surtout des vents de secteur nord-est. Au-delà de 10 m/s, on distingue quatre périodes de vent de secteur nord-est à mi-février, au début des mois de mars et d'avril et à fin décembre.

1. INTRODUCTION

Le réseau de mesures est 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 1996, de 10.2 °C. Pully est la station la plus chaude et Changins la plus froide. L'écart entre les deux stations est de 0.8 °C.

Après 10 années où les températures de l'air ont atteint des sommets, nous sommes revenus à des températures voisines de celles des années 1986-1987, très voisines de la moyenne interannuelle de la période 1951-1996 (10.5 °C). A la station de Thonon, la moyenne annuelle de l'année 1996 est de 10.4°C. Elle se situe au 29e rang de la période 1951-1996.

Les températures moyennes mensuelles des mois de janvier, avril, juin et novembre sont supérieures aux moyennes mensuelles de la période 1951-1996. Les mois de février, mars, juillet, août, septembre et décembre ont des températures inférieures aux moyennes mensuelles de la période de référence. L'été a été particulièrement froid avec 17.9°C de moyenne pour les trois mois d'été, contre 18.5 °C en 1995 et 19.6 °C en 1994; par ailleurs, il faut remonter à janvier 1987 pour trouver une moyenne mensuelle inférieure à 0°C.

TABLEAU 1 - Moyennes mensuelles de la température de l'air (°C) - 1996

	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon	Thonon 1951-1996
Janvier	2.7	2.2	3.6	3.5	3.1	1.9
Février	1.5	1.3	2.0	2.1	2.3	2.9
Mars	4.8	4.7	5.3	5.3	5.2	6.0
Avril	10.1	10.0	10.7	10.8	10.3	9.3
Mai	13.7	13.3	14.0	13.8	13.9	13.7
Juin	18.5	18.1	18.8	18.4	18.3	17.1
Juillet	18.8	18.4	19.0	18.8	18.9	19.9
Août	18.2	17.8	18.6	18.5	18.8	19.3
Septembre	12.8	12.7	13.2	13.2	13.2	15.8
Octobre	10.7	10.3	11.4	11.0	11.2	11.1
Novembre	5.8	5.5	6.7	6.4	6.7	6.2
Décembre	2.3	1.9	3.1	3.4	2.8	3.1
Moyenne annuelle	10.0	9.7	10.5	10.4	10.4	10.5

3. PLUVIOMÉTRIE (figures 2.1 et 2.2)

La station dont les résultats annuels se rapprochent le plus de la moyenne interstations (1'021.6 mm) est celle de Pully.

Avec un total annuel de 909.8 mm de pluie, Genève est la station la moins arrosée et Montreux (1'217.1 mm) celle où les précipitations sont les plus importantes.

La station de Thonon a reçu 954 mm d'eau, total très voisin de celui de la moyenne interannuelle de la période 1951-1996. Au plan mensuel, mai, juillet, novembre et décembre ont des totaux de précipitations supérieurs aux moyennes mensuelles depuis 1951. Mai se situe au 14e rang, juillet au 4e, novembre au 5e et décembre au 12e. Les précipitations cumulées de ces 4 mois représentent 51 % du total annuel. Par contre, les mois de janvier, mars, avril, juin et septembre ont eu une pluviométrie inférieure aux moyennes mensuelles de référence.

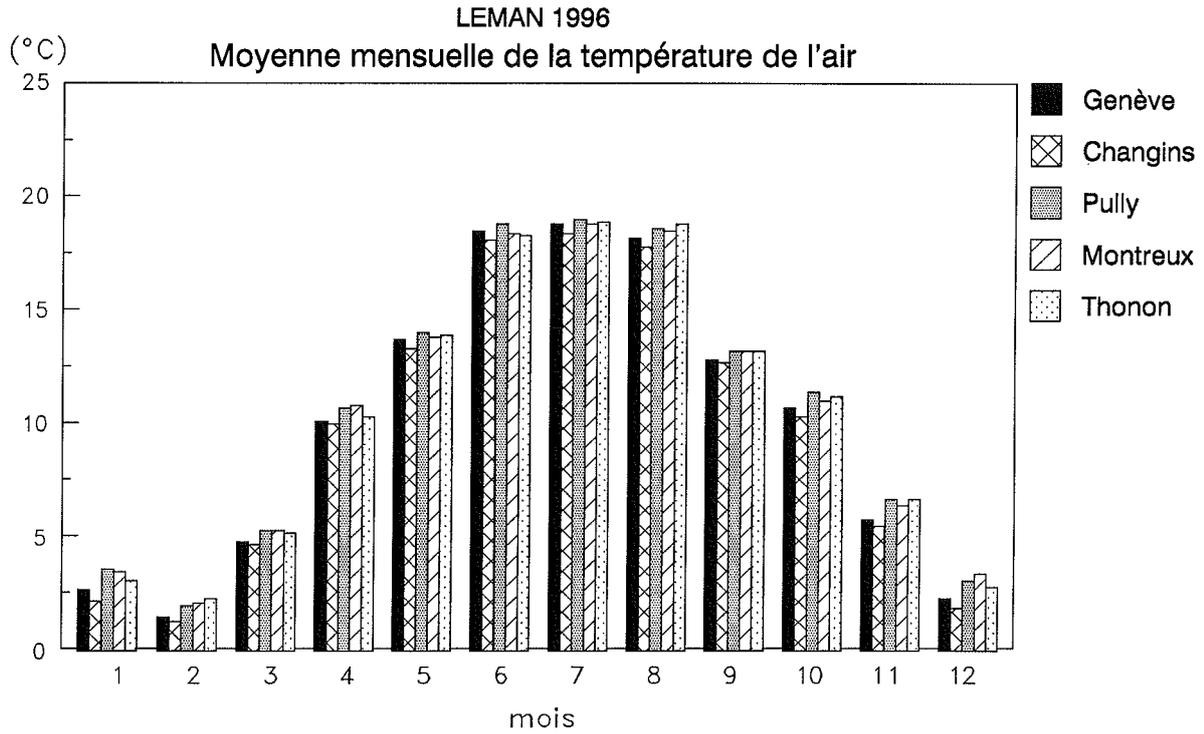


Figure 1.1

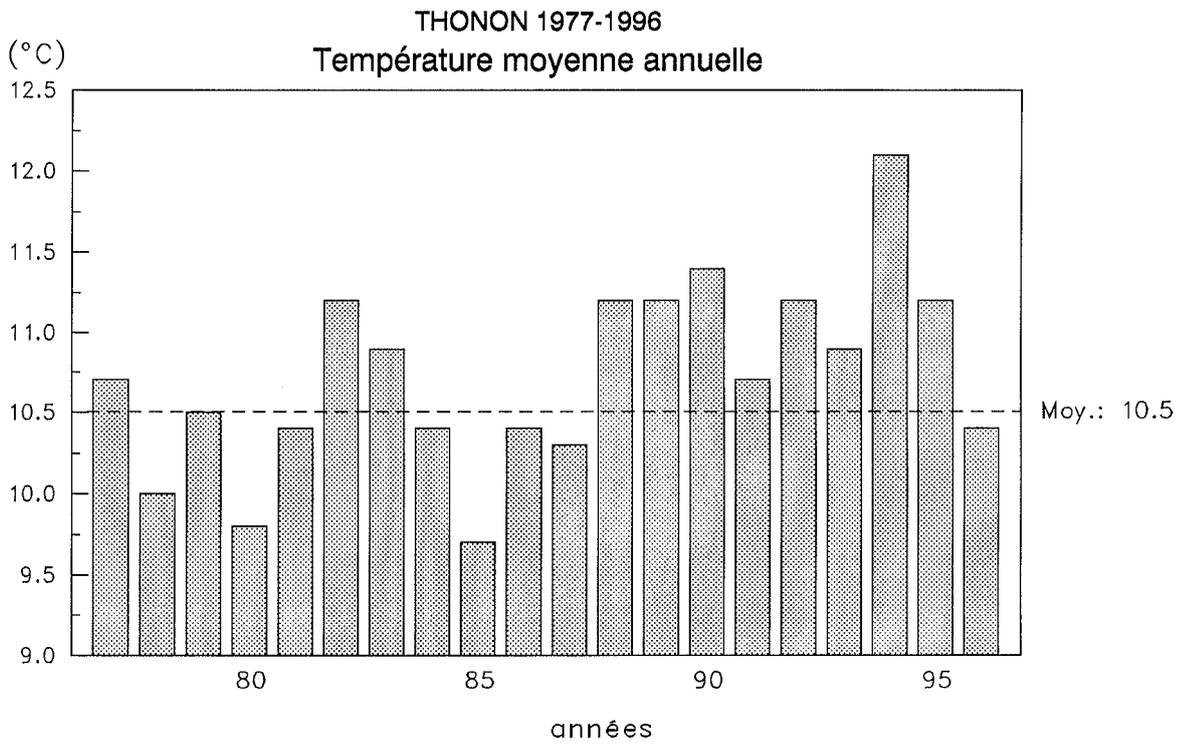


Figure 1.2

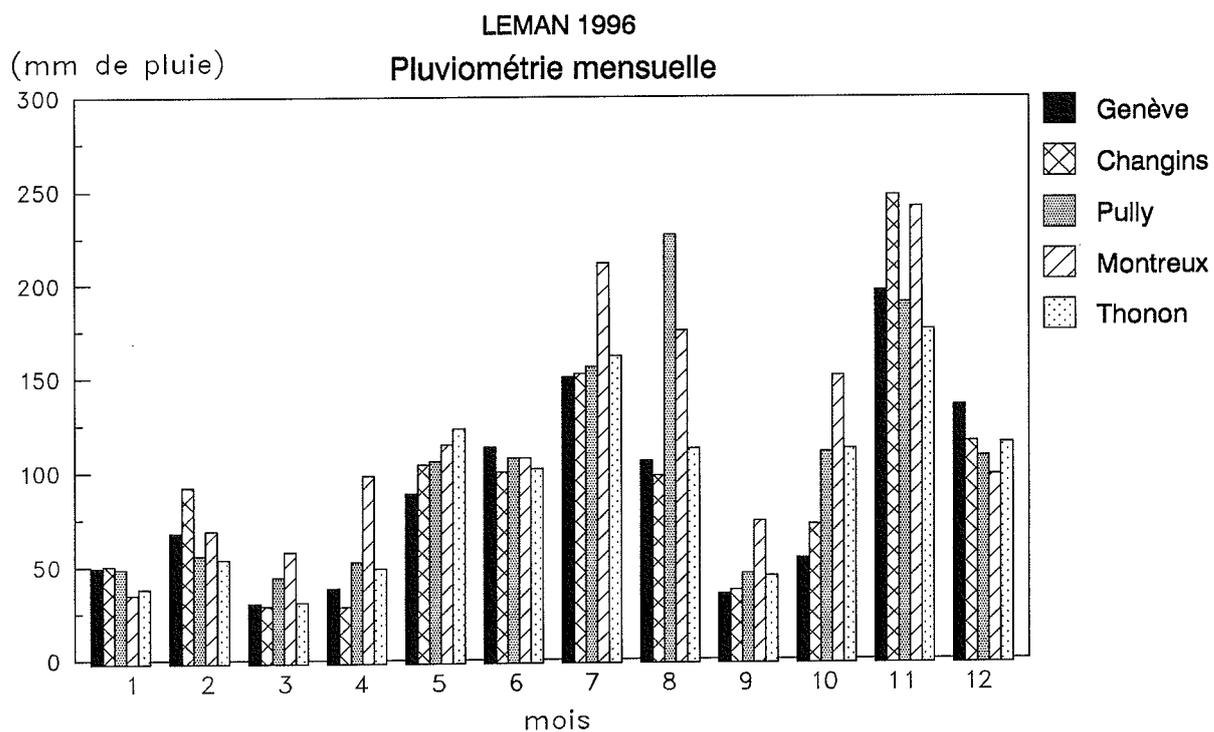


Figure 2.1

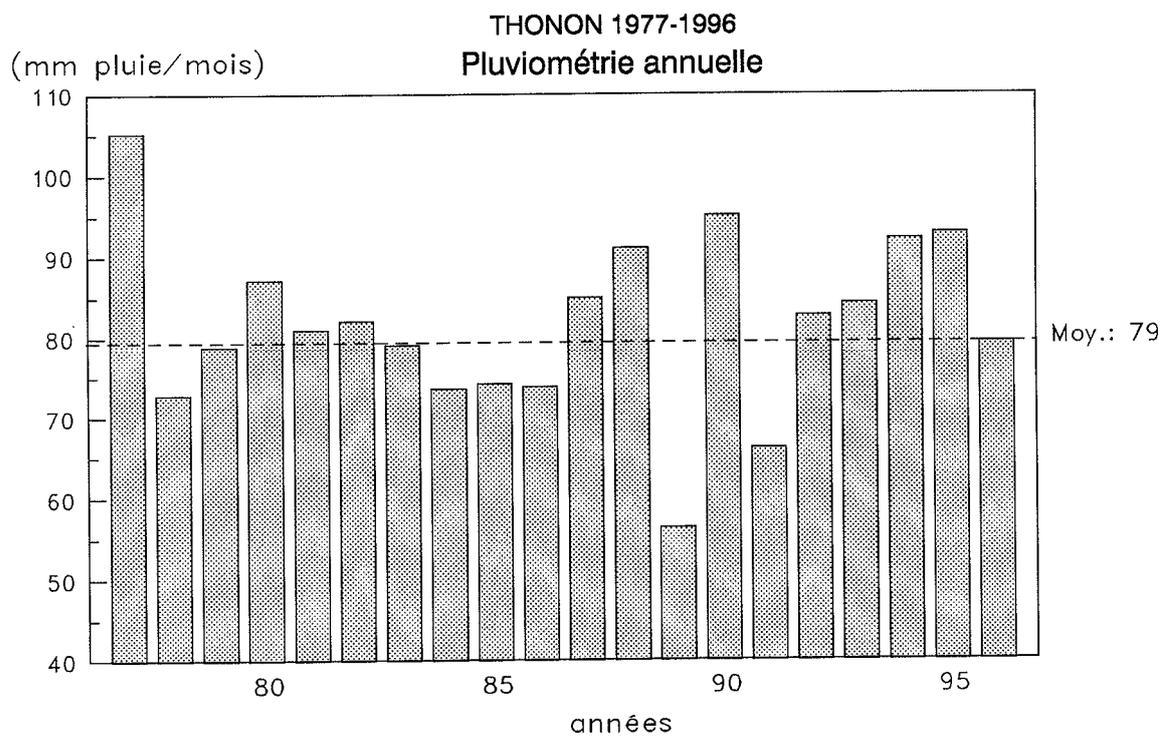


Figure 2.2

TABLEAU 2 - Pluviométrie totale mensuelle et annuelle (mm) - 1996

	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon	Thonon 1954-1996 moy. mens.
Janvier	42.8	43.9	42.3	30.9	33.5	63.3
Février	58.5	78.6	48.3	59.4	46.5	58.1
Mars	26.9	26.0	38.6	49.9	27.5	64.1
Avril	33.8	25.7	45.5	83.8	42.5	66.9
Mai	75.9	88.7	89.9	97.4	104.5	90.0
Juin	96.1	85.1	91.4	91.4	86.5	101.1
Juillet	127.3	128.7	131.7	178.2	136.5	72.7
Août	89.9	83.5	191.0	147.8	95.5	99.0
Septembre	31.0	32.7	40.0	63.4	39.0	93.8
Octobre	46.9	61.8	94.0	127.6	95.5	82.7
Novembre	166.1	208.7	160.6	203.5	148.5	82.8
Décembre	114.6	98.5	92.0	83.8	98.0	70.4
Total	909.8	961.9	1'065.3	1'217.1	954.0	944.9

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 1'769.3 h en 1996, total inférieur de 141.3 h à la moyenne établie à Thonon sur 42 ans. C'est une année médiocre sur le plan de l'insolation, dont le total annuel est assez comparable aux totaux des années 1992, 1993 et 1994. Depuis le début des mesures en 1954 à la station de Thonon, l'année 1996 se place au 37^e rang.

En l'absence des résultats de Montreux, Thonon est la station la moins ensoleillée du bassin lémanique et Pully la plus ensoleillée. A Thonon, tous les mois sont déficitaires par rapport aux moyennes mensuelles correspondantes depuis 1954, sauf les mois de mars et de juin.

TABLEAU 3 - Moyennes mensuelles de l'insolation (heures) - 1996

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Thonon 1954-1996
Janvier	11.0	13.8	32.4	10.8	43.5
Février	64.5	80.0	82.6	62.1	80.8
Mars	176.9	182.0	184.3	181.2	150.3
Avril	183.6	190.3	197.7	179.9	191.1
Mai	187.8	182.2	189.2	197.1	222.1
Juin	266.0	264.2	269.5	250.2	238.9
Juillet	252.6	250.6	252.5	234.7	270.2
Août	205.4	200.1	200.8	207.1	235.4
Septembre	196.0	197.6	187.7	169.3	177.6
Octobre	126.2	126.7	135.3	104.3	111.2
Novembre	68.5	72.4	62.7	50.7	54.3
Décembre	32.5	39.2	37.5	27.3	37.8
Total	1'771.0	1'799.1	1'832.2	1'674.7	1'813.2

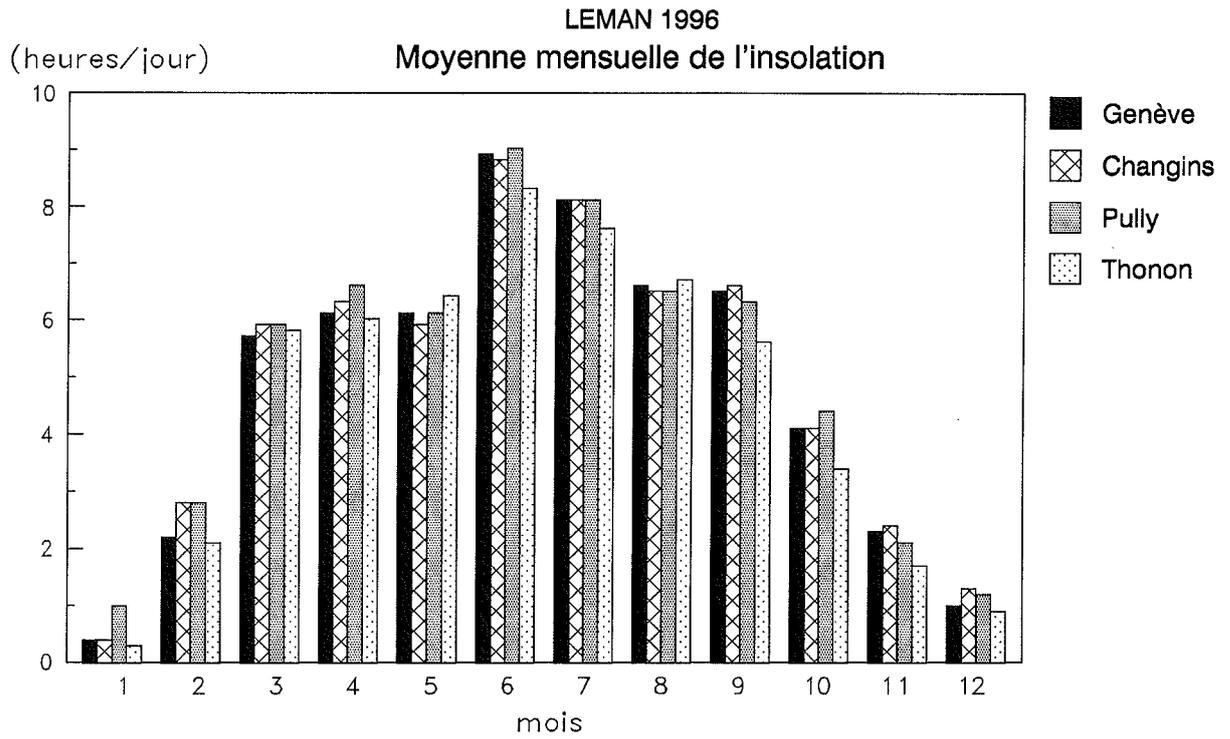


Figure 3.1

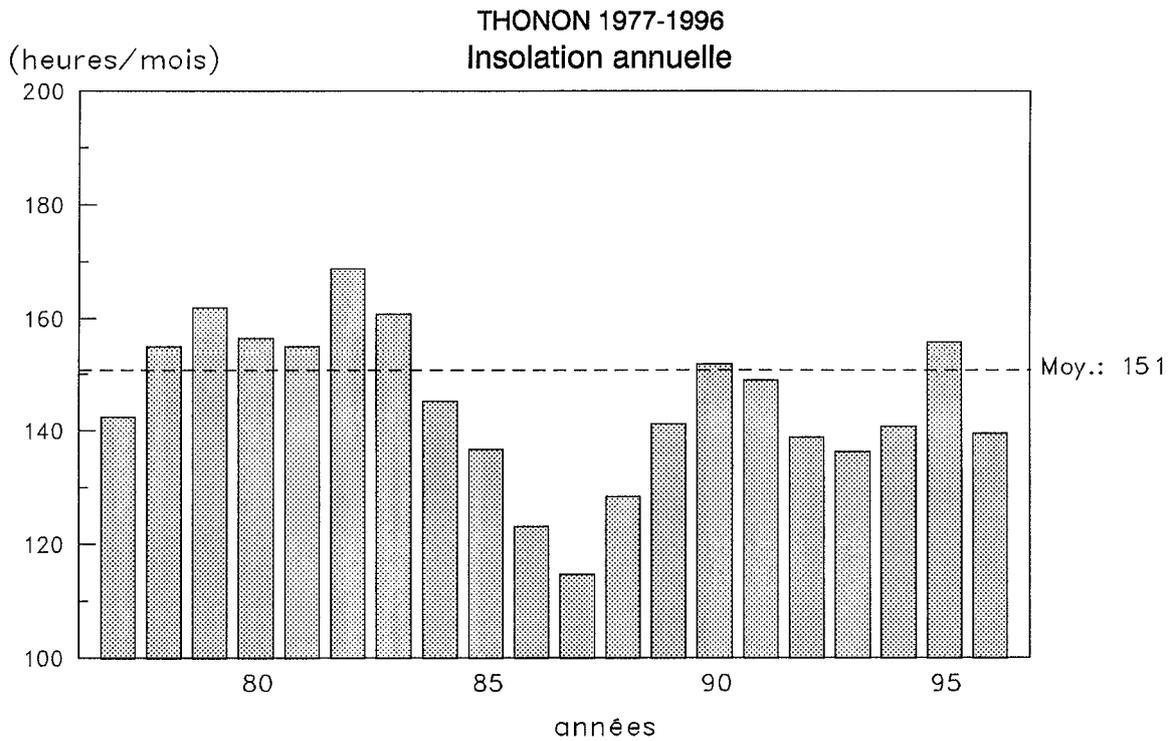


Figure 3.2

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.

Les résultats mensuels et annuels du rayonnement global sont similaires à ceux de l'insolation. Les moyennes annuelles enregistrées à Genève, Changins et Pully sont très voisines et légèrement supérieures à celles de Thonon. Sur les 25 dernières années, l'année 1996 se place au 17^e rang avec un résultat annuel comparable à celui des années 1992, 1993 et 1994.

Par rapport à l'année moyenne établie sur la période 1971-1996, seuls les mois de mars et juin sont excédentaires. Les mois de janvier, juillet et août sont les plus déficitaires. En particulier, le total atteint au cours du mois de janvier est le plus faible observé depuis 1971.

TABLEAU 4 - Moyennes mensuelles du rayonnement global (MJ/m².j) - 1996

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Thonon 1971-1996
Janvier	2.0	2.4	3.1	1.8	3.0
Février	5.8	6.6	6.3	5.2	5.5
Mars	12.5	12.7	12.5	12.1	10.3
Avril	16.0	16.3	16.4	15.2	15.1
Mai	18.0	17.7	17.8	17.3	18.1
Juin	22.2	22.0	22.5	21.4	20.3
Juillet	19.8	20.5	19.9	19.4	21.2
Août	17.2	17.2	16.8	16.8	18.1
Septembre	14.5	14.5	13.7	12.8	12.9
Octobre	8.0	8.1	8.3	7.1	7.0
Novembre	4.2	4.3	4.0	3.6	3.6
Décembre	2.4	2.7	2.8	2.0	2.4
Total	11.9	12.1	12.0	11.2	11.5

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 force du vent. Dans les autres stations, la force du vent instantanée 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 force 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 1996. Les mois les plus actifs dont la moyenne mensuelle dépasse 3 m/s sont ceux de février, avril et septembre. Les mois de janvier et de décembre sont les mois de plus faible activité (respectivement 1.3 et 1.5 m/s).

Les vents de secteur nord-est ont été beaucoup plus fréquents que les vents de secteur sud-ouest et sont répartis sur toute l'année à l'exception des mois de juillet et août où il y a eu une absence presque complète de vent dont la vitesse est supérieure à 5 m/s.

Les périodes pendant lesquelles le vent dépasse la vitesse de 10 m/s sont assez rares. En 1996, cela a été le cas en quatre occasions à mi-février, au début des mois de mars et d'avril, et à fin décembre et, dans les tous les cas, pour des vents de secteur nord-est.

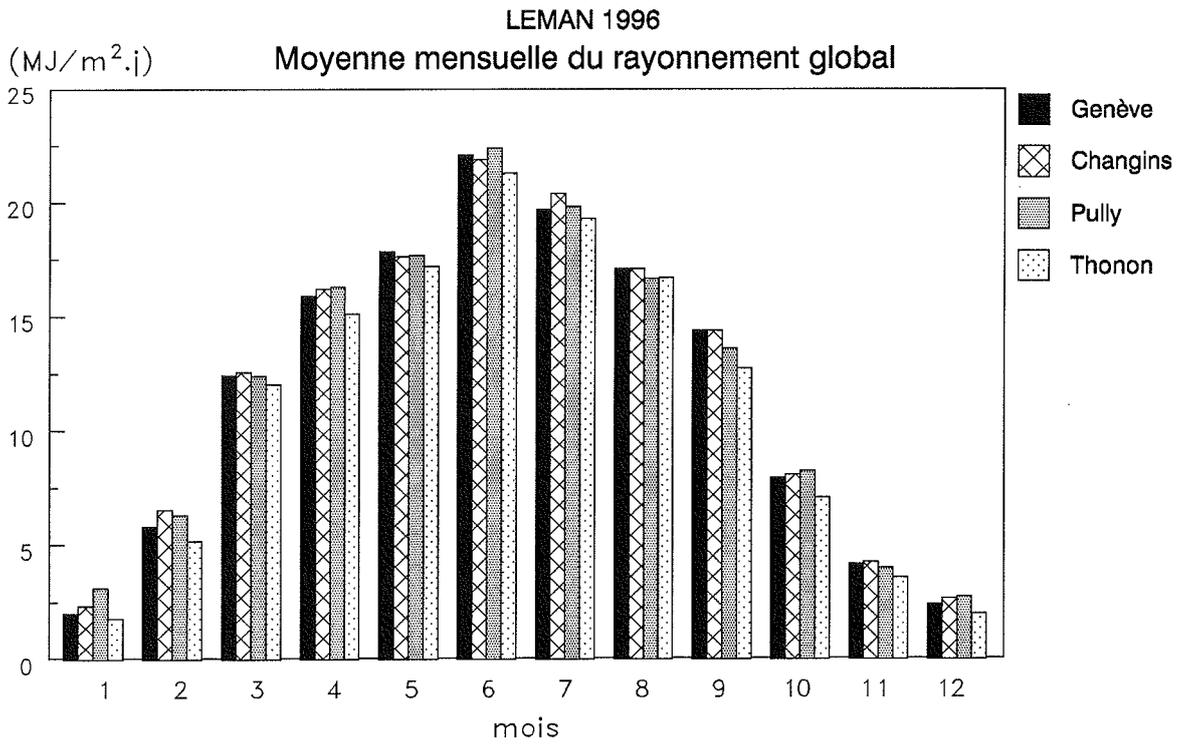


Figure 4.1

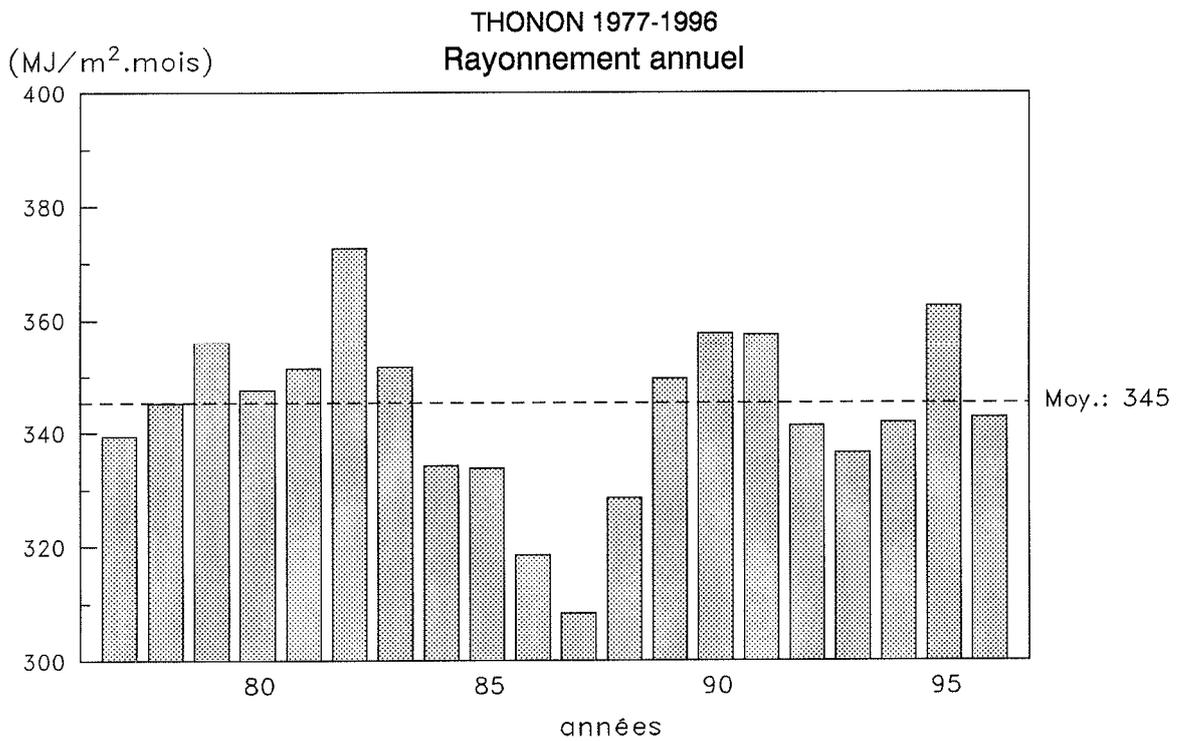


Figure 4.2

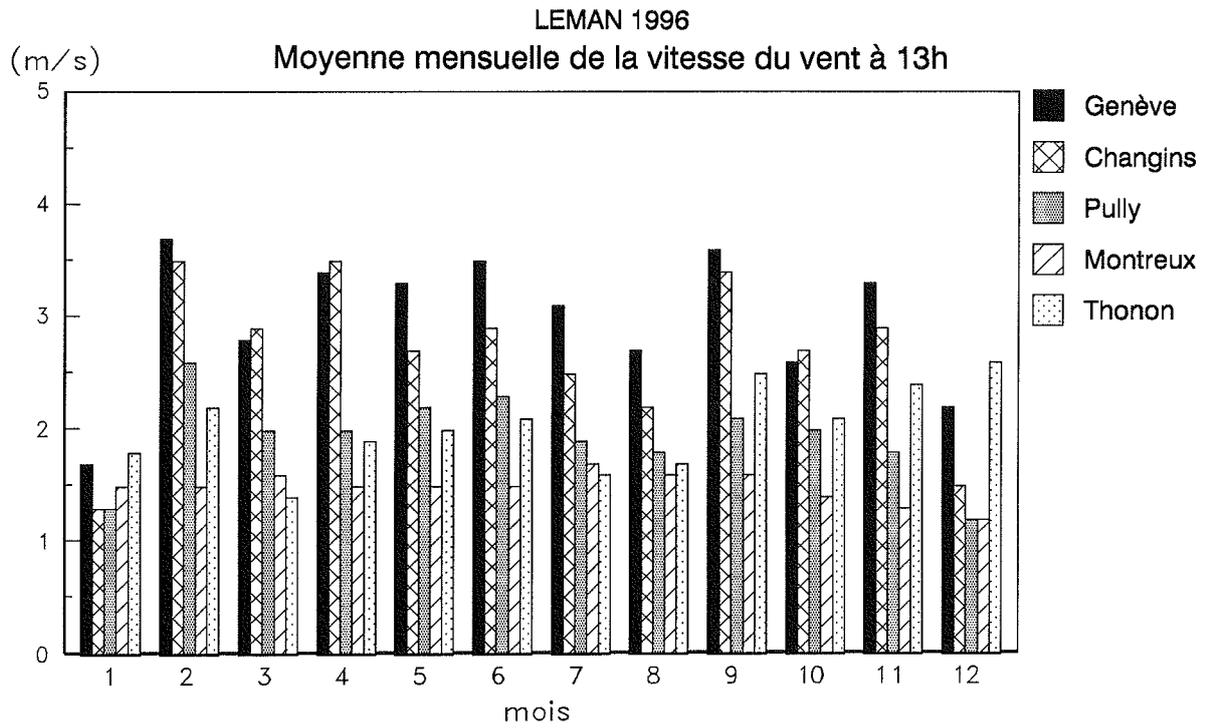


Figure 5.1

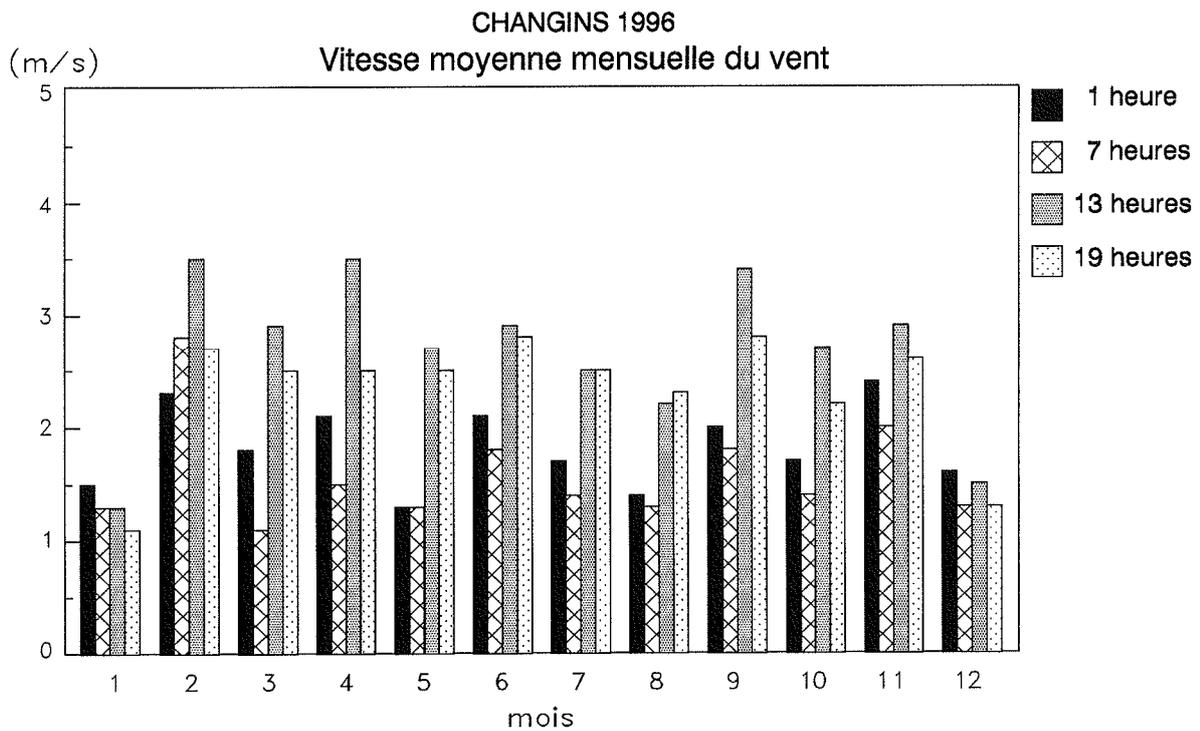


Figure 5.2

TABLEAU 5 - Moyennes mensuelles de la vitesse du vent à 13 h (m/s) - 1996

	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon
Janvier	1.7	1.3	1.3	1.5	1.8
Février	3.7	3.5	2.6	1.5	2.2
Mars	2.8	2.9	2.0	1.6	1.4
Avril	3.4	3.5	2.0	1.5	1.9
Mai	3.3	2.7	2.2	1.5	2.0
Juin	3.5	2.9	2.3	1.5	2.1
Juillet	3.1	2.5	1.9	1.7	1.6
Août	2.7	2.2	1.8	1.6	1.7
Septembre	3.6	3.4	2.1	1.6	2.5
Octobre	2.6	2.7	2.0	1.4	2.1
Novembre	3.3	2.9	1.8	1.3	2.4
Décembre	2.2	1.5	1.2	1.2	2.6
Moyenne annuelle	3.0	2.7	1.9	1.5	2.0

TABLEAU 6 - Vitesse moyenne du vent à Changins (m/s) - 1996 (G.M.T)

Mois	1 heure	7 heures	13 heures	19 heures
Janvier	1.5	1.3	1.3	1.1
Février	2.3	2.8	3.5	2.7
Mars	1.8	1.1	2.9	2.5
Avril	2.1	1.5	3.5	2.5
Mai	1.3	1.3	2.7	2.5
Juin	2.1	1.8	2.9	2.8
Juillet	1.7	1.4	2.5	2.5
Août	1.4	1.3	2.2	2.3
Septembre	2.0	1.8	3.4	2.8
Octobre	1.7	1.4	2.7	2.2
Novembre	2.4	2.0	2.9	2.6
Décembre	1.6	1.3	1.5	1.3
Moyenne annuelle	1.8	1.6	2.7	2.3

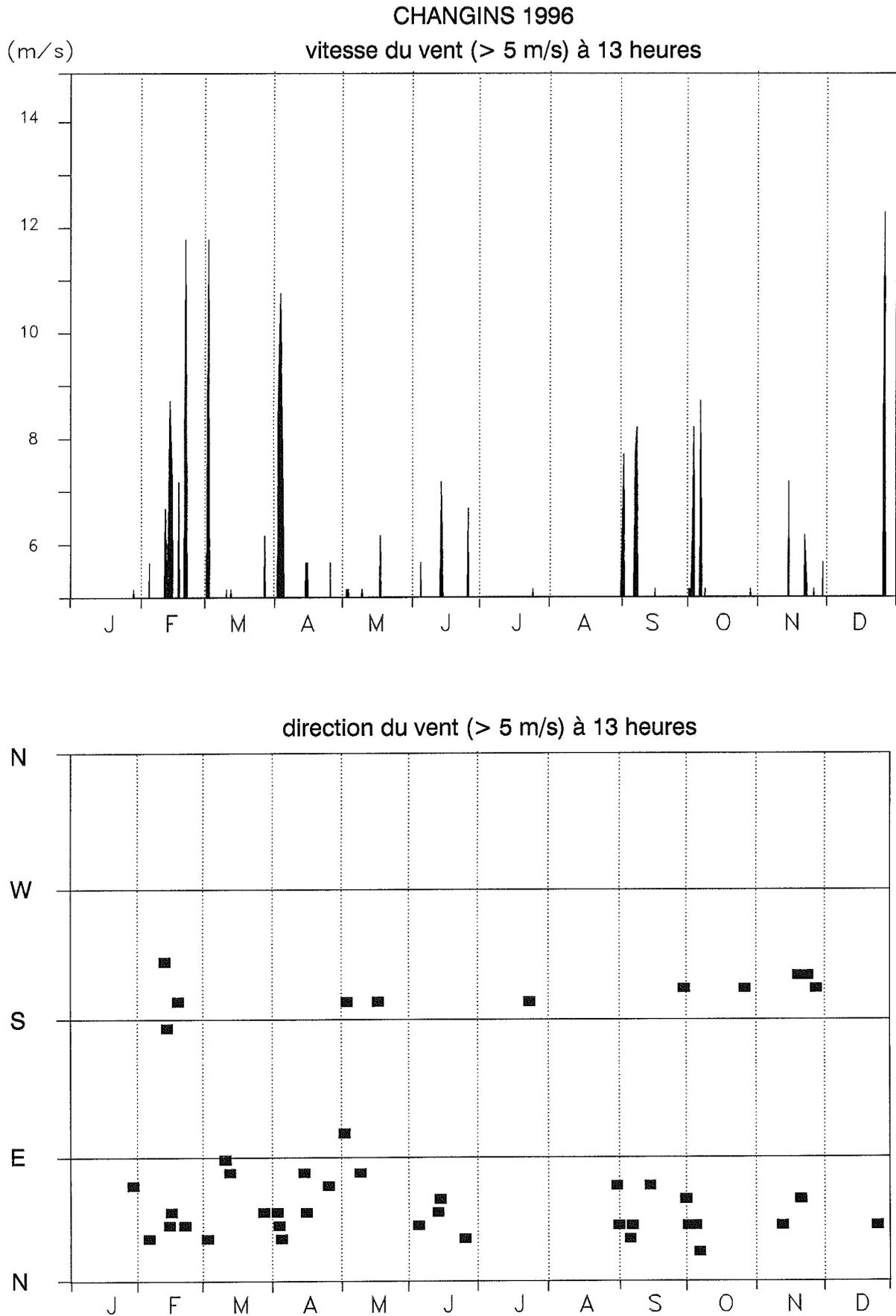


Figure 5.3

7. CONCLUSIONS

Très comparable aux années 1986 et 1987 en ce qui concerne la température de l'air, l'année 1996 a été, par ailleurs, une année de pluviométrie moyenne. Les résultats annuels de l'insolation et du rayonnement global sont médiocres.

La température moyenne annuelle de l'air est, à la station de Thonon, très voisine de la moyenne interannuelle de la période 1951-1996. A noter les faibles températures de l'air pendant la période estivale. L'année 1996 a été aussi une année de pluviométrie moyenne; toutefois les précipitations des mois de juillet et novembre avoisinent le double de la pluviométrie moyenne. Les résultats de l'insolation et du rayonnement global sont médiocres et voisins de ceux de la période 1992-1994. L'activité du vent est plutôt faible si l'on excepte quatre périodes de vent de nord-est à mi-février, au début des mois de mars et d'avril et à fin décembre.

ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN ¹

Campagne 1996

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 dixième 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 200 mètres de profondeur et par conséquent la réoxygénation des eaux profondes n'a pas été réalisée. Conséquence de cette situation défavorable, la concentration maximale en oxygène des eaux du fond du Grand Lac en mars 1996 est d'environ 2.2 mgO₂/l et chute à 0.35 mgO₂/l en août 1996, mais n'entraîne pas 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.

L'activité biologique a débuté dès mi-mars. La consommation importante des orthophosphates a concerné la couche 0-20 m dès début mai jusqu'à mi-novembre.

On ne constate pas de diminution significative de la concentration en phosphore cette année et ceci pour la première fois depuis onze ans. Le stock, dans le Grand Lac, est de 3'505 tonnes de phosphore total contre 3'535 tonnes l'année précédente. Les concentrations moyennes annuelles sont de 41 µgP/l pour le phosphore total et de 36 µgP/l pour les orthophosphates. Ces teneurs restent encore trop élevées pour éviter les proliférations algales.

On constate depuis plusieurs années une stabilisation des teneurs en azote nitrique.

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 Les données du Petit Lac (GE 3) sont obtenues dans le cadre de la surveillance effectuée par le Service de l'écotoxicologue cantonal de Genève.

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 Chevrens entre Coppet et Chevrens (coord. : 506.10/128.04) (- 71 m).

La station SHL 2 est admise comme représentative du Grand Lac au point de vue physico-chimique quant à l'évolution à long terme (BLANC et al., 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 1996.

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 1996, 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 de l'écotoxicologie cantonal de Genève.

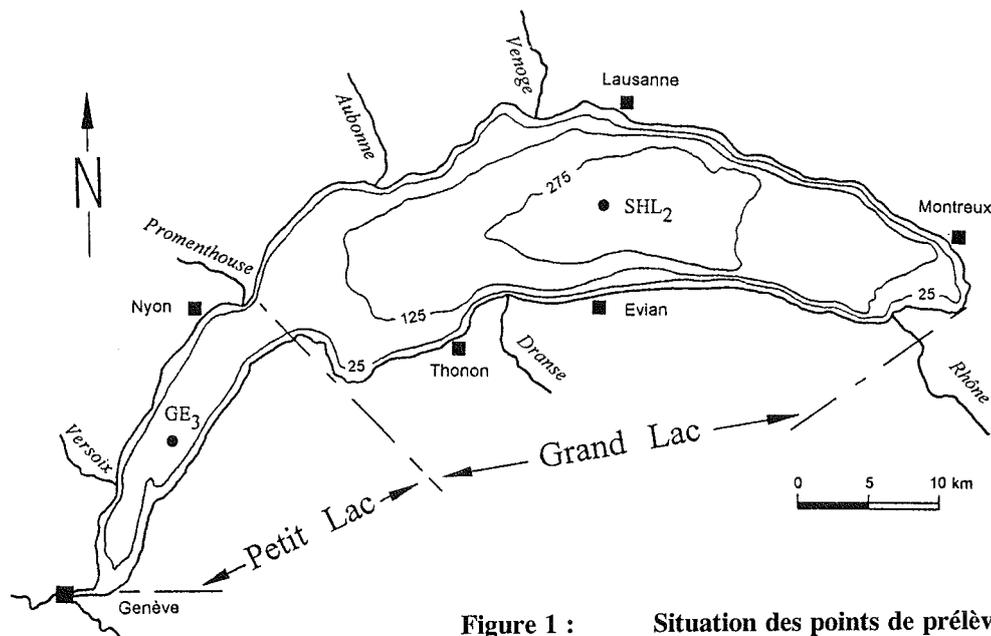


Figure 1 : Situation des points de prélèvement

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

Les températures moyennes de l'air des mois de février et mars 1996 (figure 2) (ORAND et GAGNAIRE, 1997) sont relativement faibles par rapport aux années précédentes, ce qui a permis un brassage plus efficace que ces dernières années. Le brassage hivernal du lac a concerné la zone 0 à 200 m de profondeur environ (observation du 05.03.1996 - profil sonde température et oxygène).

La réoxygénation des eaux de fond a encore, et pour la dixième année consécutive, été très réduite. Le maximum d'oxygène dans les eaux du fond est tout juste remonté à environ 2.2 mgO₂/l en avril 1996. A cette période et dans les couches soumises au brassage, la température s'est abaissée à 6.07 °C.

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

La température maximale dans les eaux de surface est la plus basse observée de ces dix dernières années (21.4 °C le 15.07.96, figure 3), ce qui concorde avec les observations météorologiques (ORAND et GAGNAIRE, 1997).

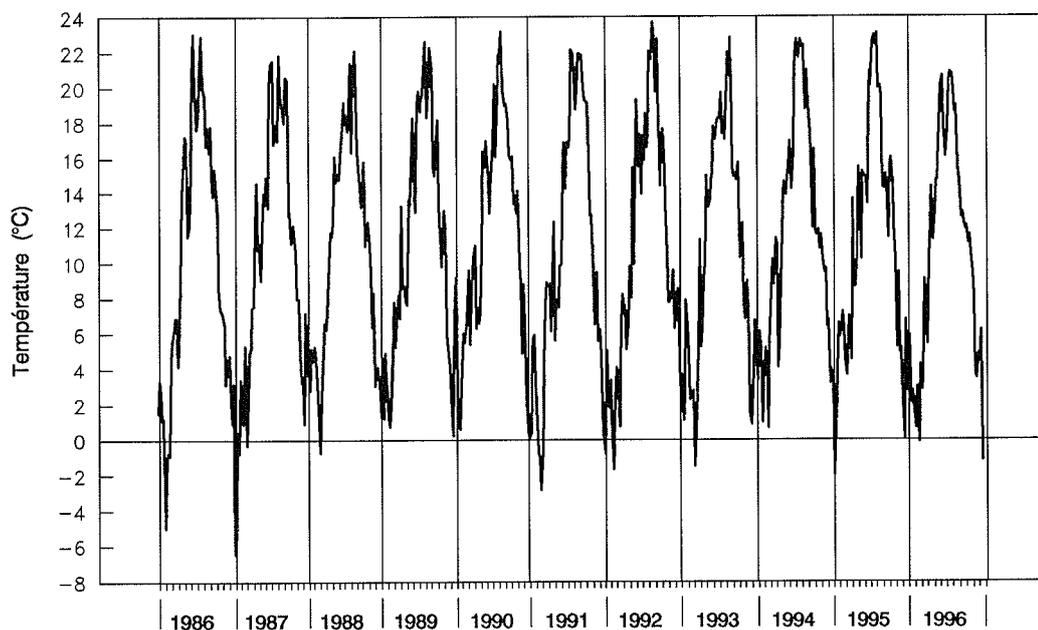


Figure 2 : Température moyenne hebdomadaire de l'air (à la station de Pully)

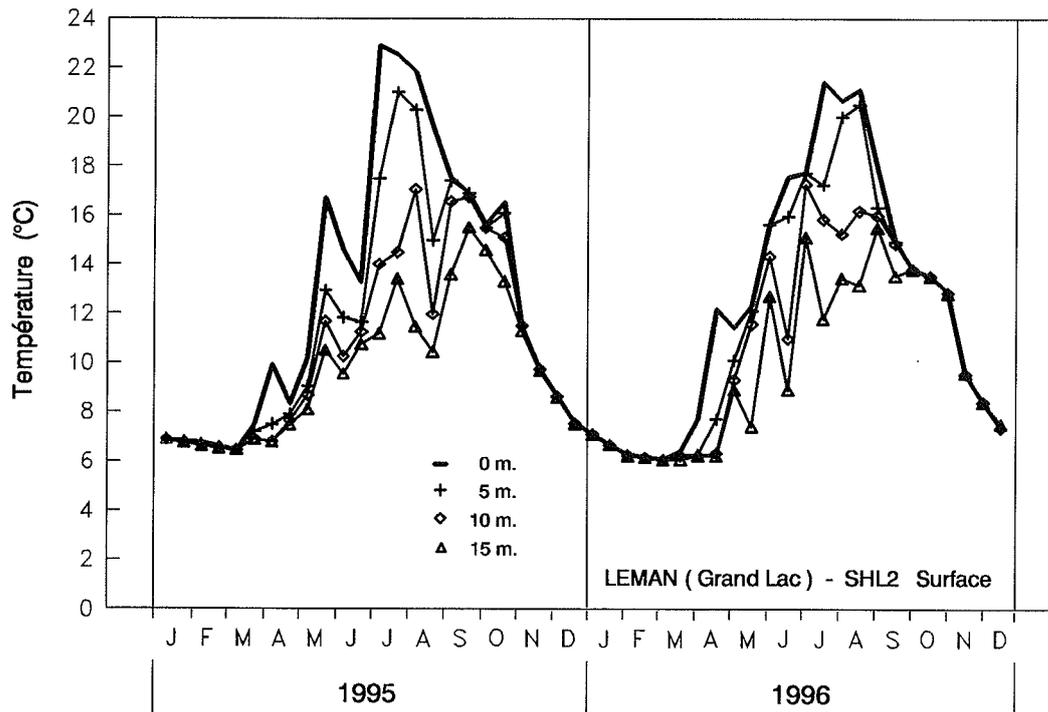


Figure 3 : Température de l'eau des couches superficielles Léman - Grand Lac (SHL 2)

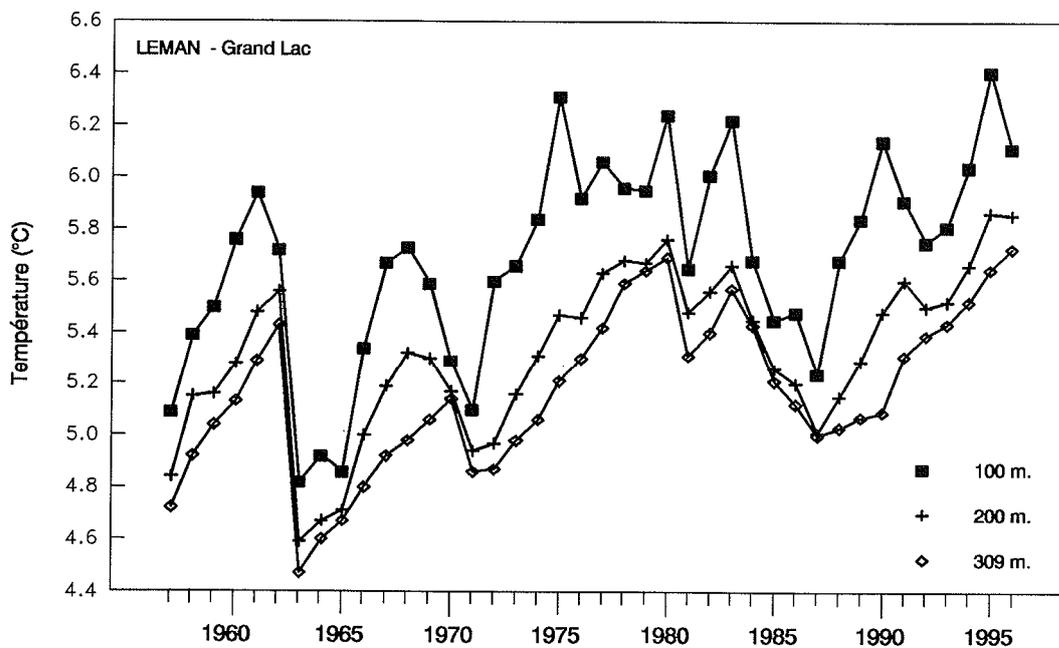


Figure 4 : Evolution de la température moyenne annuelle de l'eau du Léman - Grand Lac à 100, 200 et 309 mètres de profondeur

3. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES

- *Reprise de l'activité photosynthétique au printemps*

Le renouvellement des nutriments par le brassage hivernal un peu plus profond cette année a été plus important. En effet, les orthophosphates sont remontés à 30 $\mu\text{gP/l}$ contre 24 en 1995 (figures 5 et 6). Parallèlement, l'azote nitrique est remonté à 650 $\mu\text{gN/l}$ contre 600 en 1995 (figure 7).

La silice a atteint, dans le Grand Lac, environ 1.6 mgSiO_2/l entre 0 et 10 mètres soit une légère augmentation par rapport aux années précédentes (figure 8).

La transparence a atteint 13 mètres à l'issue du brassage hivernal (observation du 05.03.1996) (figure 9). La reprise de l'activité photosynthétique s'est manifestée dès la mi-mars entraînant une chute de la transparence (6.8 m le 18.03.1996) et des éléments nutritifs. Le maximum de production printanière a été atteint à fin avril-début mai. Les transparences observées ont été de 2.5 et 1.9 mètres (22.04.1996 et 06.05.1996).

Simultanément, les orthophosphates se sont abaissés à environ 5 $\mu\text{gP/l}$ jusqu'à 10 m le 22.04.1996 et jusqu'à 20 m le 06.05.1996. Les nitrates se sont abaissés jusqu'à 350 $\mu\text{gN/l}$.

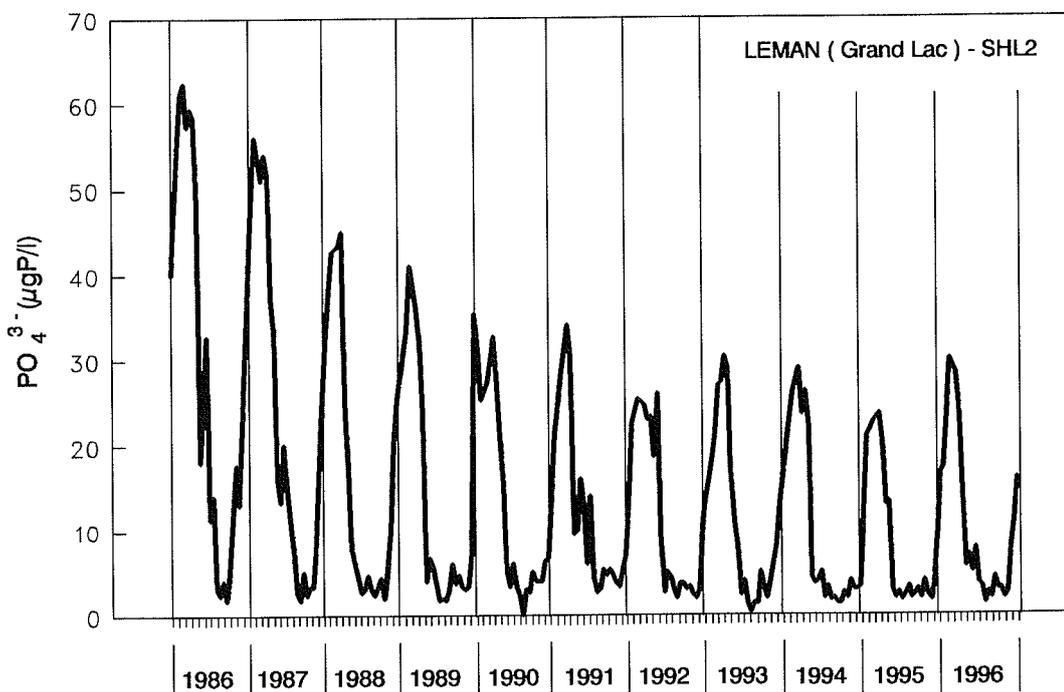


Figure 5 : Concentration en phosphore dissous (PO_4^{3-}) des eaux de la couche superficielle (moyenne 0-10 m), Léman - Grand Lac (SHL 2)

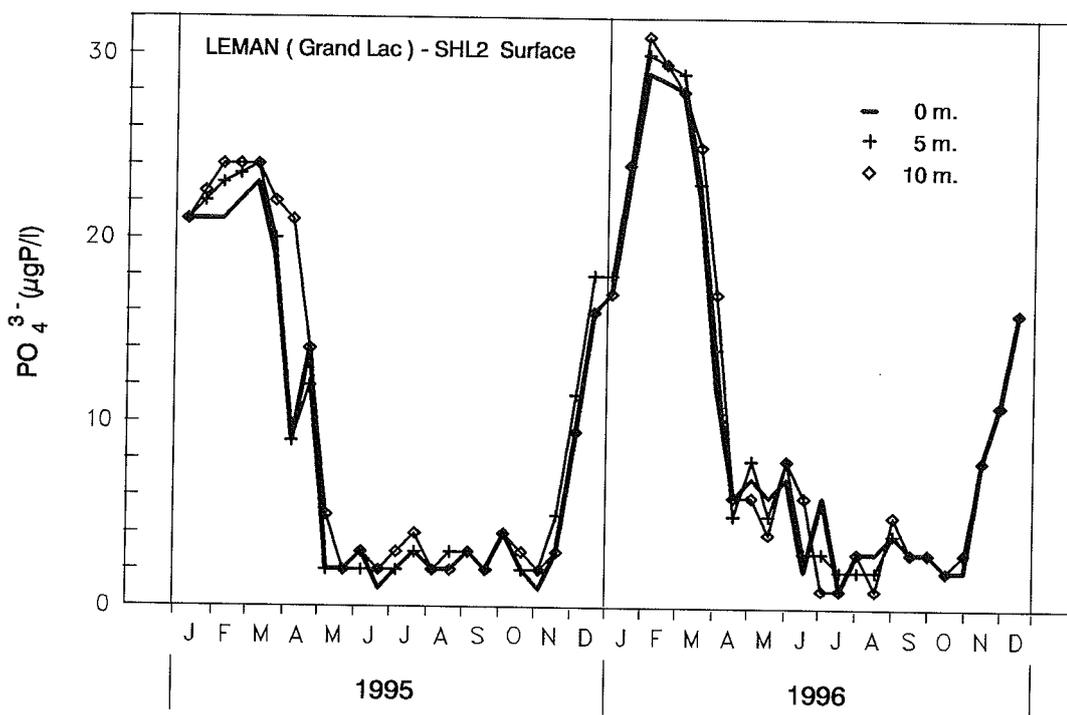


Figure 6 : Concentration en phosphore dissous (PO₄³⁻) des eaux des couches (0, 5 et 10 m), Léman - Grand Lac (SHL 2)

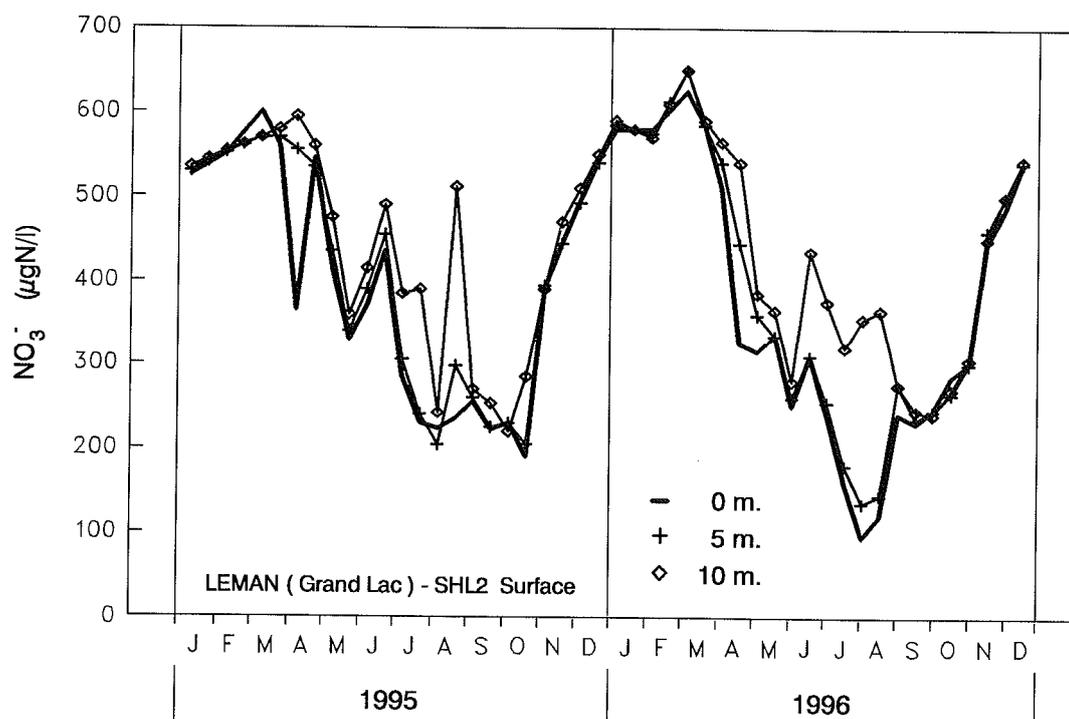


Figure 7 : Concentration en nitrates (NO₃⁻) des eaux des couches (0, 5 et 10 m), Léman - Grand Lac (SHL 2)

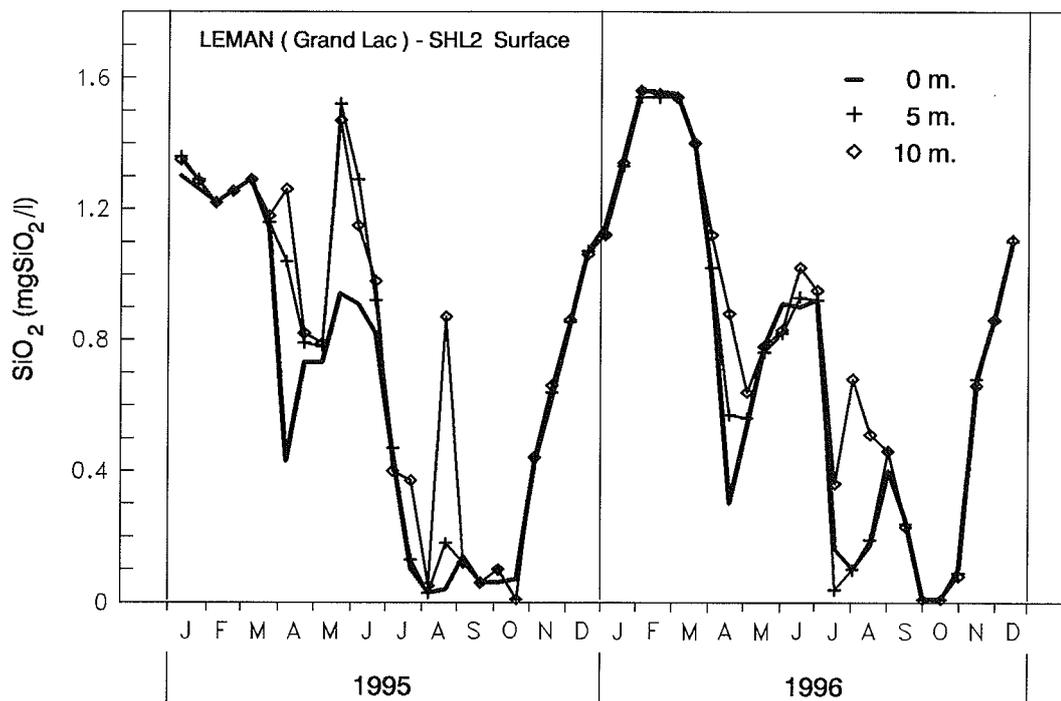


Figure 8 : Concentration en silice dissoute (SiO_2) des eaux des couches superficielles (0, 5 et 10 m), Léman - Grand Lac (SHL 2)

- *Reste de l'année*

Dès le début juin (03.06.1996) on constate une nette augmentation de la transparence (8.90 m) correspondant à la période des "eaux claires" qui s'est poursuivie jusqu'à mi-juin (7.6 m le 17.06.1996). La production phytoplanctonique a repris dès le début juillet.

Durant la période des "eaux claires", l'azote ammoniacal a présenté de fortes concentrations dans toute la couche 0-20 m (figure 10). On observe aussi des pics d'azote ammoniacal en été et en automne qui correspondent à des abondances plus importantes du zooplancton.

L'appauvrissement des orthophosphates dans la couche trophogène s'est accentué au cours de l'été et s'est poursuivie jusqu'en novembre et jusqu'à une profondeur de 30 mètres.

On peut considérer qu'à cette période le phosphore a pu jouer le rôle de facteur limitant de la production algale.

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

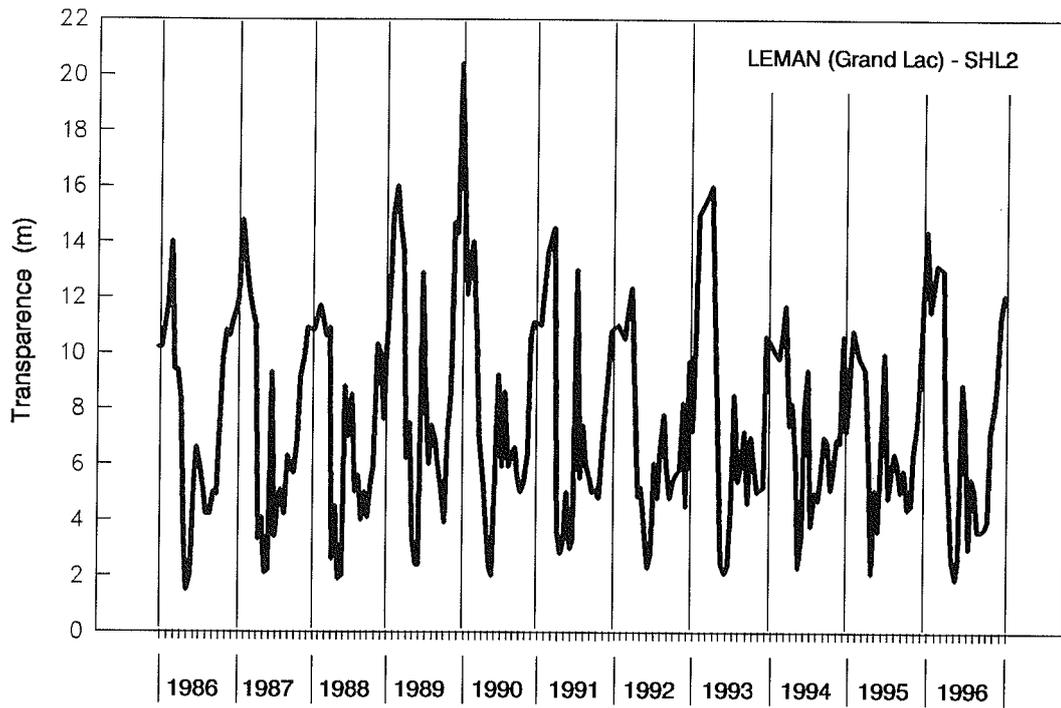


Figure 9 : Transparence mesurée avec le disque de Secchi, Léman - Grand Lac (SHL 2)

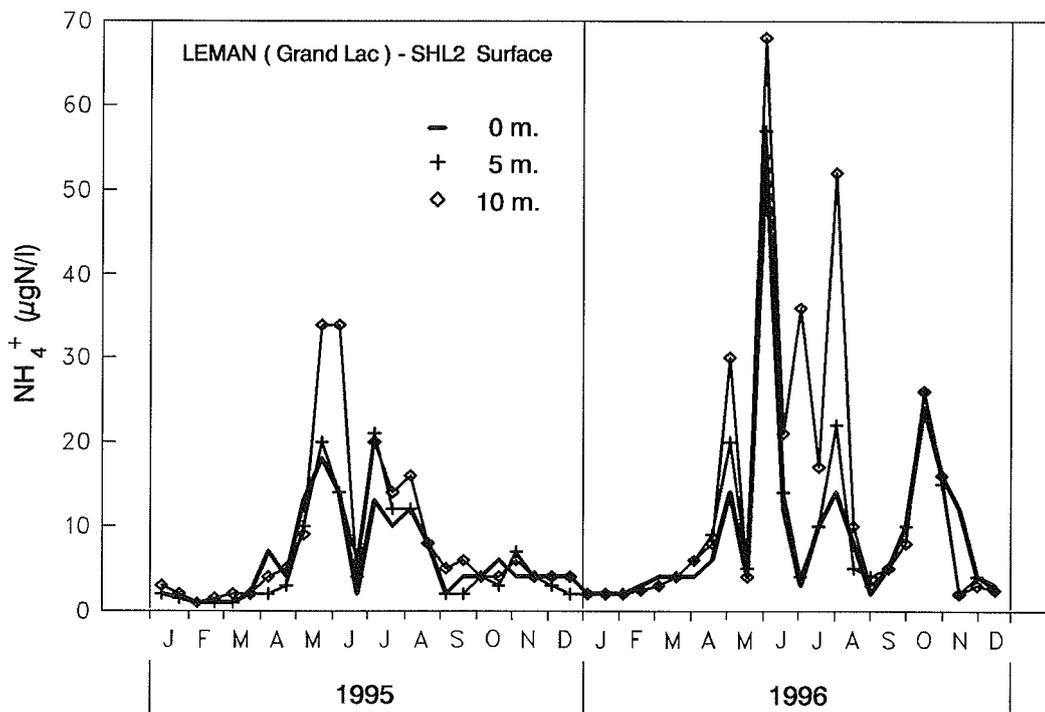


Figure 10 : Concentration en azote ammoniacal des eaux des couches superficielles, Léman - Grand Lac (SHL 2)

Les concentrations en carbone organique particulaire et en azote particulaire dans la couche trophogène (0-10 m) présentent des variations parallèles toute l'année (figure 11). Par contre, le phosphore particulaire se distingue par un pic estival très faible comparé à ceux de carbone et d'azote, alors que le pic printanier est très bien marqué.

Cette divergence de comportement, entre le carbone (C) et l'azote (N) d'une part et le phosphore (P) d'autre part, peut être interprétée comme étant le reflet d'une différence de composition de la matière organique du phytoplancton. Le phytoplancton de printemps ayant un rapport N/P voisin de 7 et celui d'été un rapport voisin de 12.

Les espèces phytoplanctoniques dominantes rencontrées au cours de ces périodes étant elles mêmes différentes, on peut émettre deux hypothèses pour expliquer les variations du rapport N/P :

- la différence de composition chimique des cellules végétales est suffisamment variable entre espèces pour expliquer les variations du rapport N/P,
- les variations du rapport N/P sont dues à des phénomènes d'adaptation du métabolisme du phytoplancton suite à l'appauvrissement du milieu en phosphore assimilable.

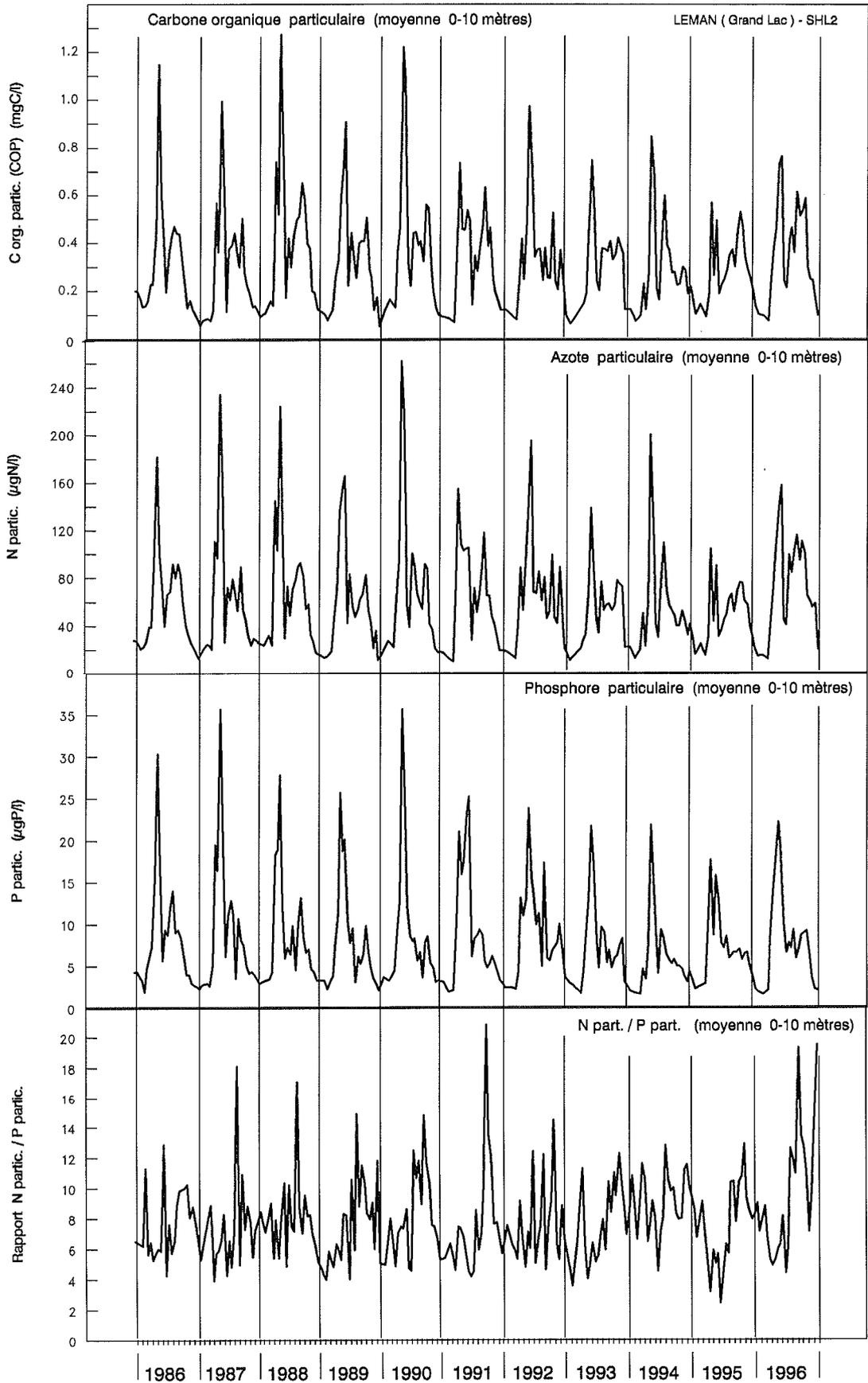


Figure 11 : Concentration en carbone organique, azote et phosphore particulaires des eaux de la couche superficielle (0-10 m). Rapport N particulaire / P particulaire, Léman - Grand Lac (SHL 2)

4. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES PROFONDES

Les dix 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 200 premiers mètres environ. Divers paramètres confirment cette absence d'homogénéité : température, conductivité, oxygène (figures 12 et 13), 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 12 et 13. La zone concernée (hachurée, figure 13) 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 2.2 mgO₂/l en mars 1996 (figure 12). Une teneur inférieure à 1 mgO₂/l est observée de début août à fin novembre, avec un minimum de 0.25 mgO₂/l au début août.

Cette longue période de quasi-anoxie peut être mise en relation avec l'augmentation des concentrations en carbone organique particulaire (figure 14) résultant probablement de la sédimentation du phytoplancton de plus grande taille (les conjuguées - PELLETIER et al., 1997).

Simultanément, la concentration en phosphore dissous dans les eaux du fond augmente (figure 15). 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, bien qu'elles présentent une légère augmentation par rapport aux années précédentes.

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 16) avec la valeur la plus élevée de 482 µg/l le 04.09.1996. Cette désoxygénation ne permet pas de réduire les sels de fer : à aucun moment ceux-ci n'apparaissent dans l'eau.

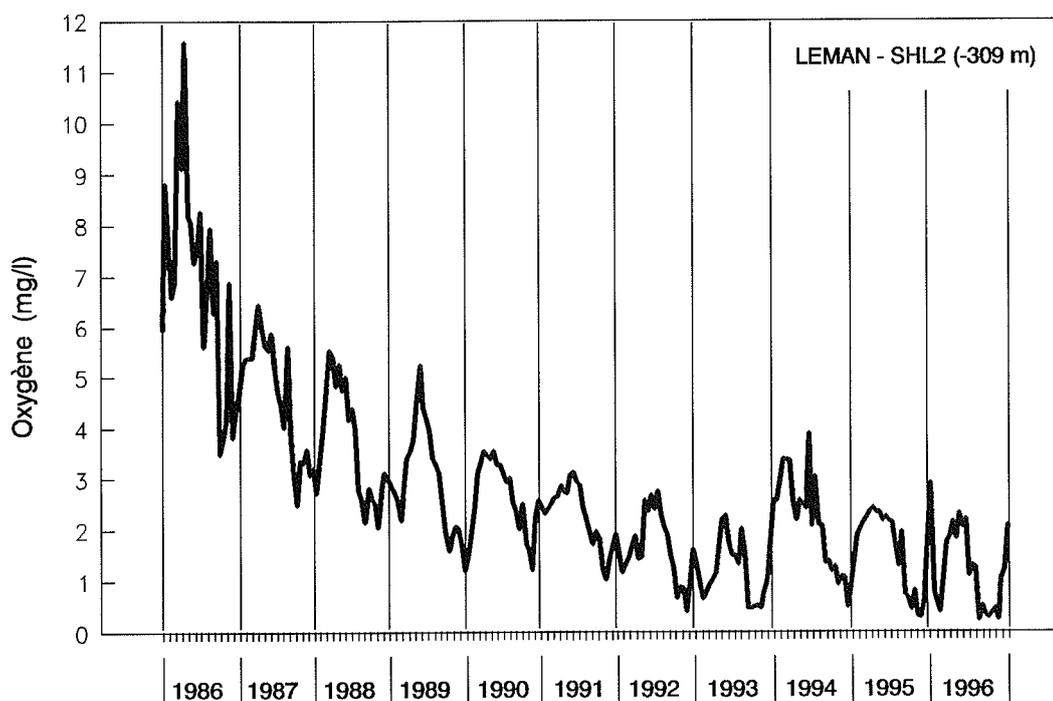


Figure 12 : Concentration en oxygène dissous des eaux du fond, Léman - Grand Lac (SHL 2)

Oxygène (mg/l) - Léman / Grand Lac (SHL 2) - 1986 à 1996

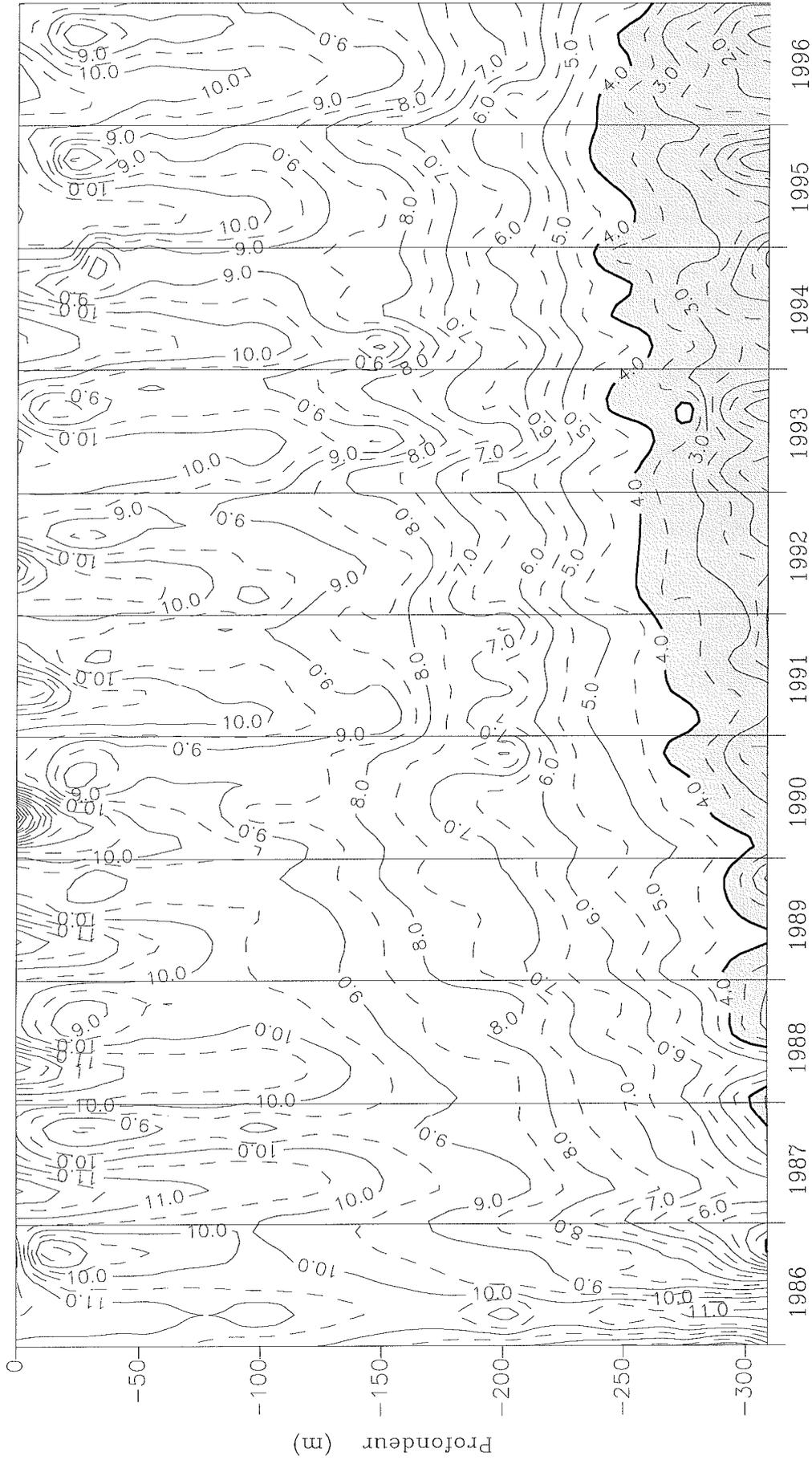


Figure 13 : Concentration en oxygène dissous des eaux du Léman (SHL 2) (zone grisée = concentration inférieure à 4 mgO₂/l)

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)

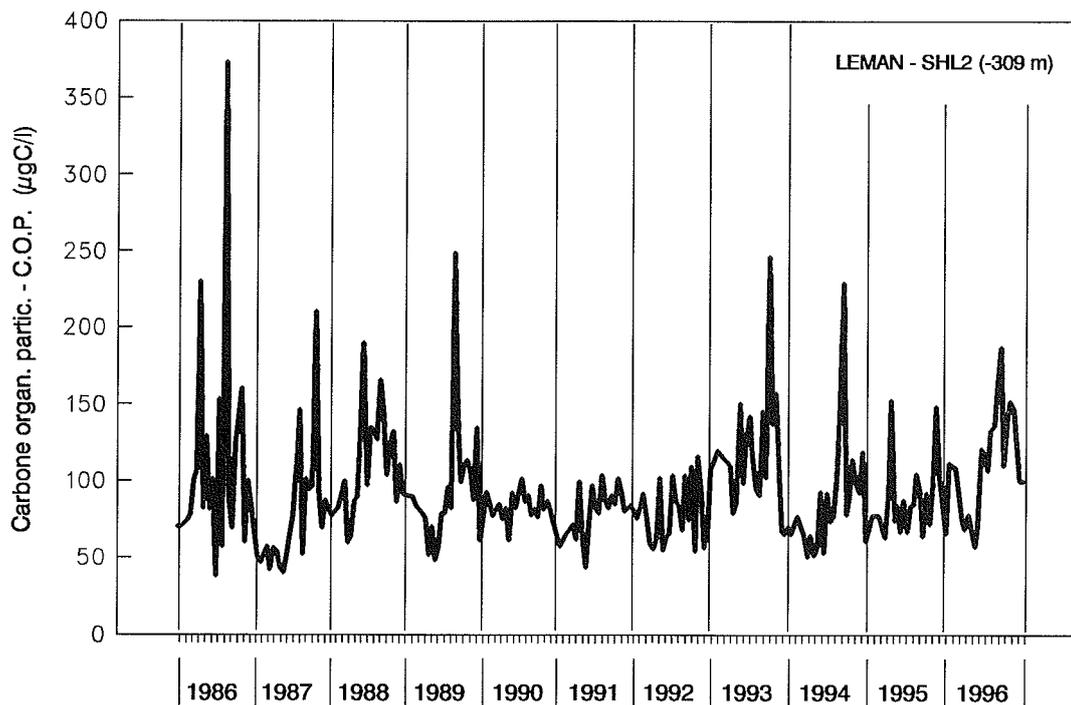


Figure 14 : Concentration en carbone organique particulaire des eaux au fond du Léman - Grand Lac (SHL 2)

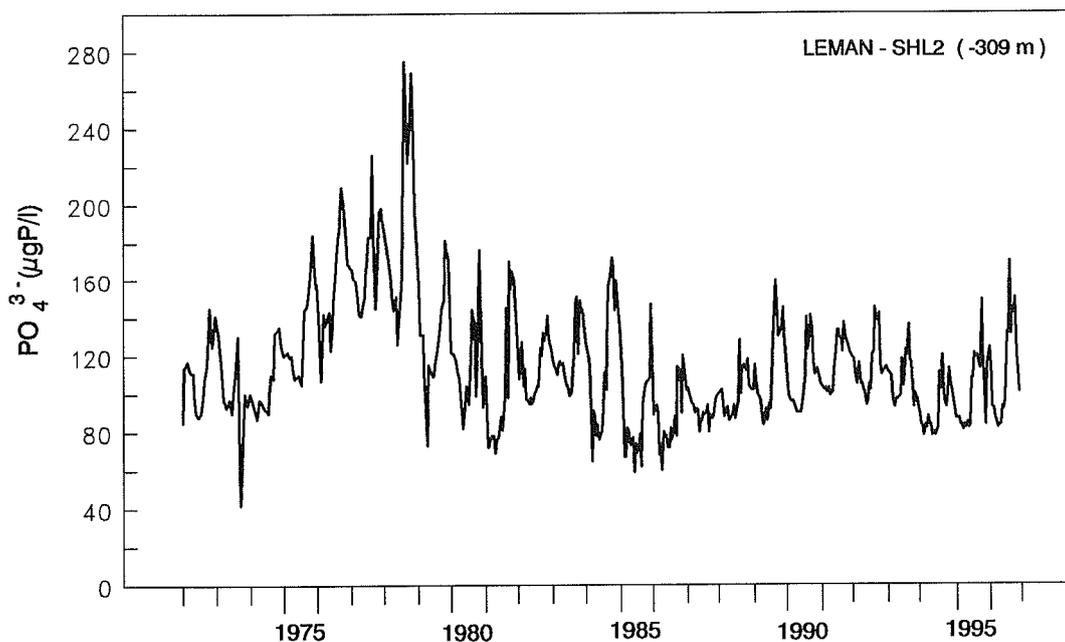


Figure 15 : Concentration en phosphore dissous (PO_4^{3-}) des eaux au fond du Léman - Grand Lac (SHL 2)

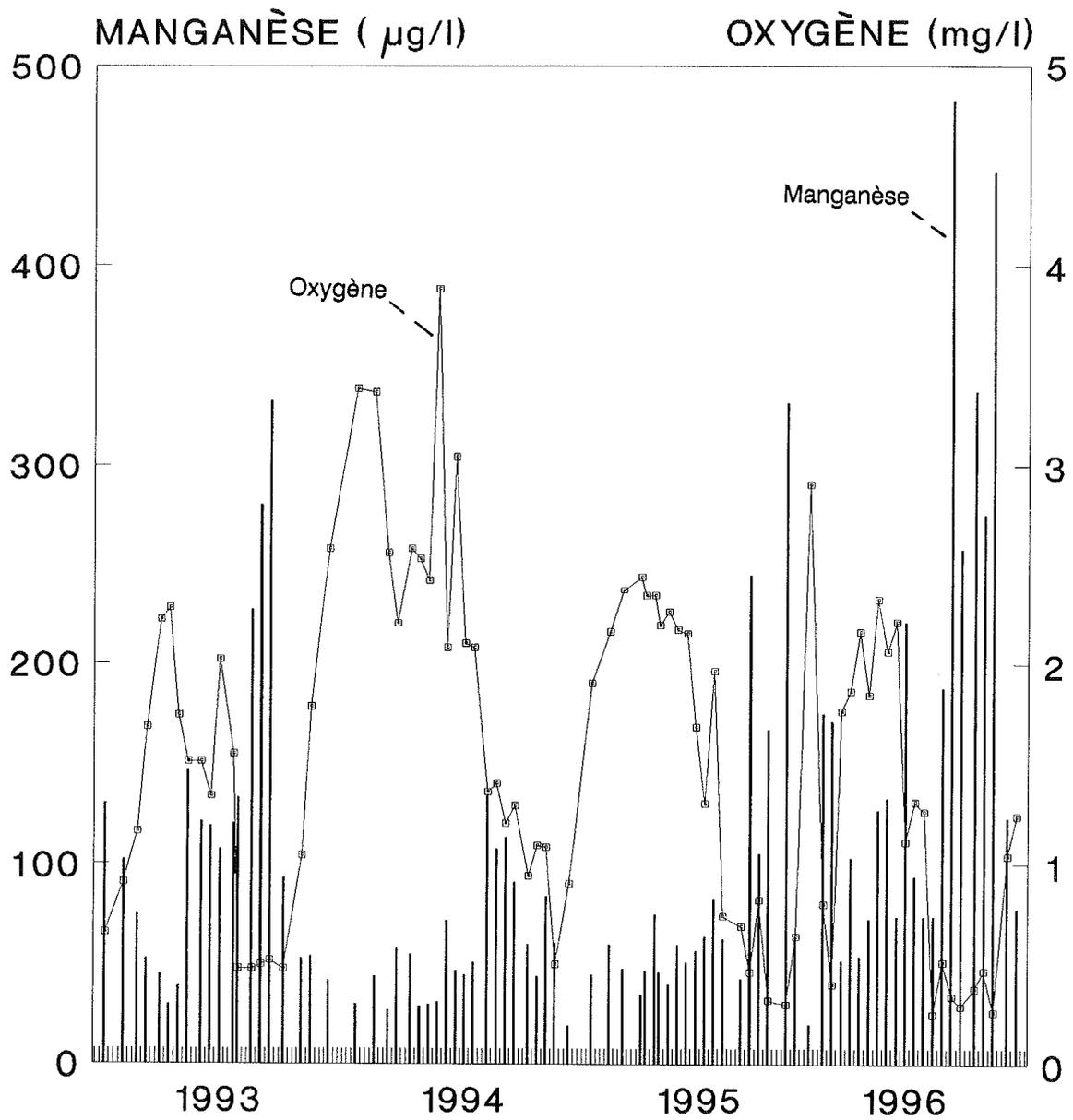


Figure 16 : Evolution comparée des concentrations en manganèse total et en oxygène dissous dans les eaux du fond du Léman - Grand Lac (SHL2)

5. ÉVOLUTION INTERANNUELLE DES PRINCIPAUX PARAMÈTRES

Les concentrations moyennes pondérées² pour l'ensemble du Grand Lac sont calculées à partir des mesures et des analyses effectuées sur les échantillons prélevés au centre du lac entre Lausanne et Evian (Grand Lac, point SHL 2, figure 1) (cf. annexes).

- **Oxygène dissous (figures 12, 13 et 17)**

La concentration moyenne des couches en dessous de 150 mètres (figure 13) est toujours faible et ceci depuis plusieurs années. Ce phénomène est dû aux brassages incomplets des eaux durant ces derniers hivers. La figure 17 montre l'évolution de la teneur au fond du lac depuis 1957.

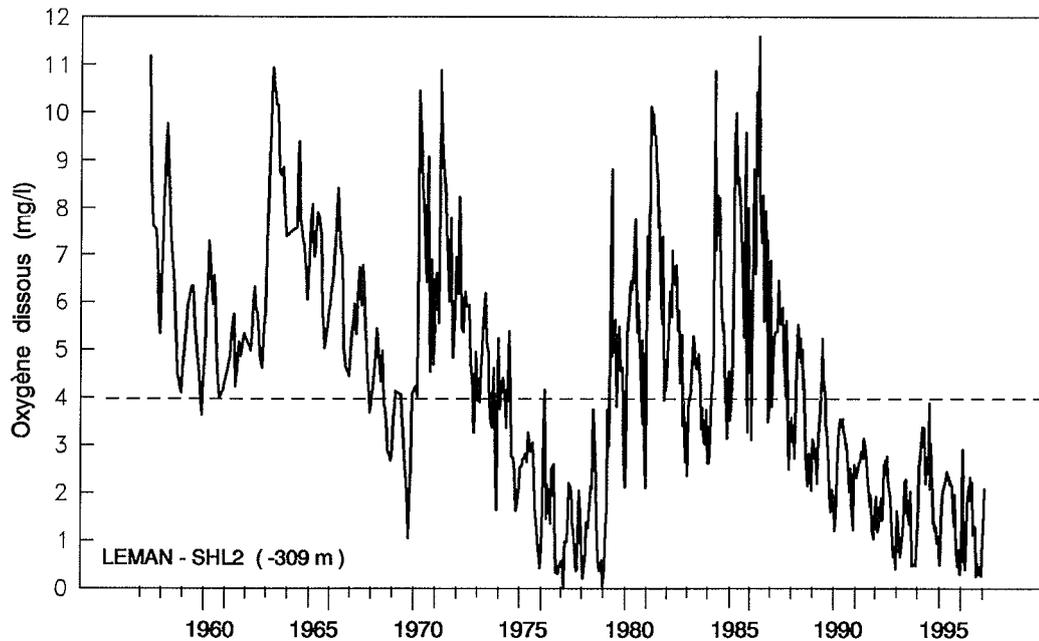


Figure 17 : Concentration en oxygène dissous des eaux au fond du Léman - Grand Lac (SHL 2)

Sur la figure 17, 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".

² 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 18)**

La concentration moyenne pondérée (pour toute la masse d'eau) ne montre pas d'évolution significative cette année (figure 18). Les concentrations moyennes annuelles sont en 1996 de $40.9 \mu\text{gP/l}$ pour le phosphore total et de $36.0 \mu\text{gP/l}$ pour le phosphore dissous, ce qui correspond à une quantité de phosphore total contenu dans le Grand Lac de 3'505 tonnes.

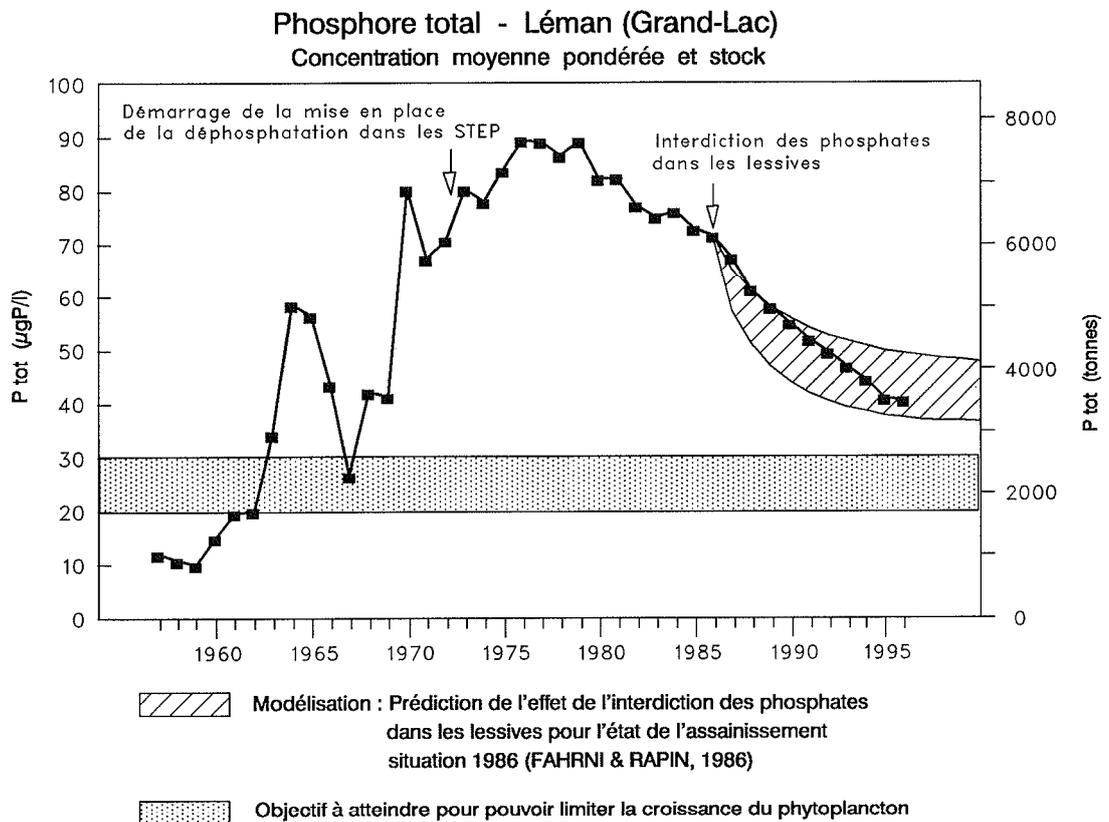


Figure 18 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et du stock de phosphore total contenu dans le Grand Lac

- *Azote nitrique et total (figure 19)*

Les concentrations pour 1996 sont de 0.68 mgN/l pour l'azote total et 0.57 mgN/l pour l'azote nitrique. Les concentrations sont stables depuis quelques années.

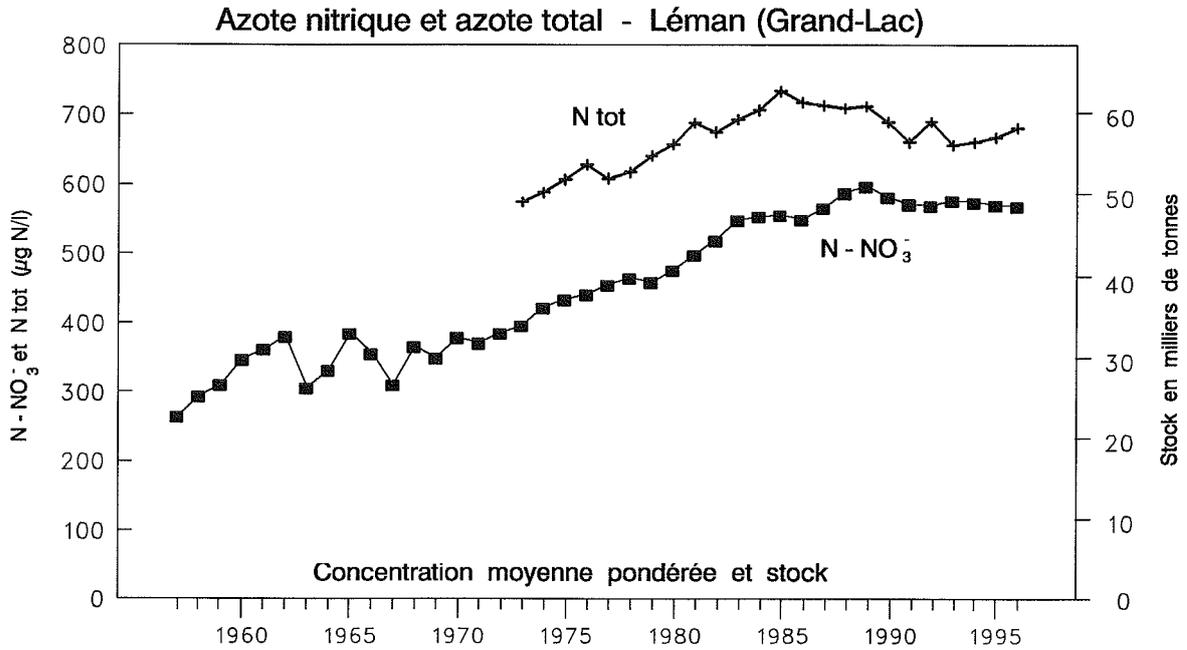


Figure 19 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et du stock d'azote total et d'azote nitrique contenus dans le Grand Lac

- **Chlorure (figure 20)**

On constate d'année en année une légère augmentation de la concentration en chlorure. En 1996, la concentration moyenne est de 6.68 mg/l, alors qu'elle n'était que de 2.73 mg/l en 1971. L'augmentation en 1996 a été inférieure à 3 % par rapport à 1995.

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).

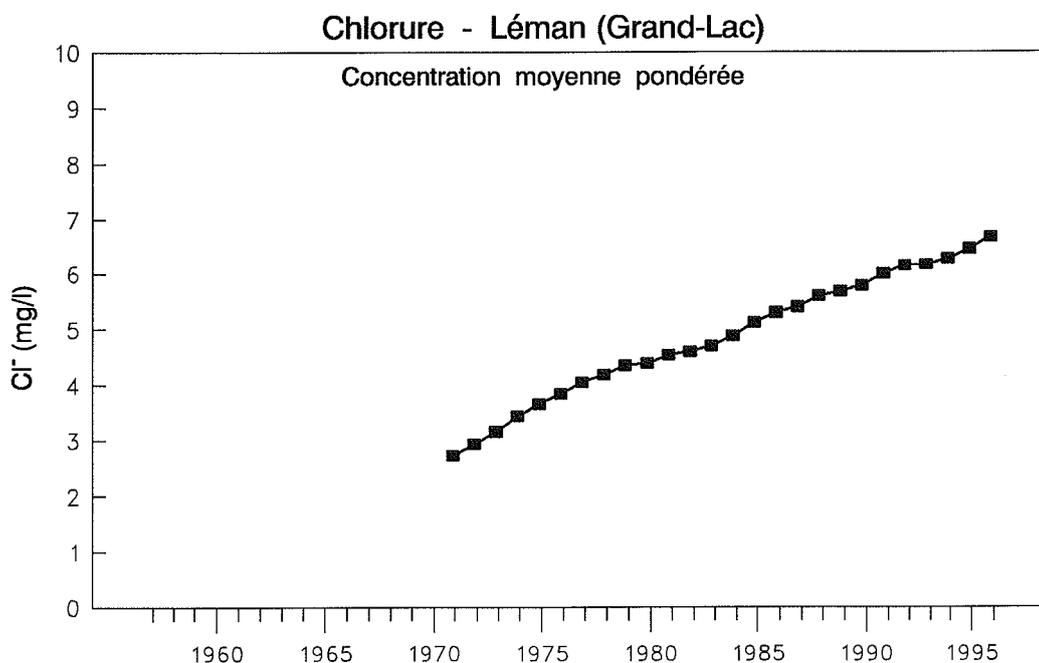


Figure 20 : Evolution de la concentration moyenne annuelle en chlorure, pondérée pour l'ensemble de la masse d'eau du Grand Lac

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 toutes les profondeurs, dans les eaux du lac, mais en très faibles teneurs. Il est possible que les faibles concentrations observées soient la conséquence de la forte 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, 1990) et également bien inférieures à la valeur de tolérance fixée, pour la Suisse, à 5 µg/l (OSEC, 1995).

TABLEAU 1 - Campagne du 18 mars 1996

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	3	nd*	nd*	nd*	1.2	nd*
1	1	1	nd	nd	nd	1.3	nd
5	1	2	nd	nd	nd	1.3	nd
7.5	1	2	nd	nd	nd	1.3	nd
10	1	4	nd	nd	nd	1.3	nd
30	1	1	nd	nd	nd	1.5	nd
100	1	1	nd	nd	nd	1.3	nd
305	47	1	nd	nd	nd	1.2	nd
fond	103	3	0.7	nd	nd	1.2	nd

TABLEAU 2 - Campagne du 24 septembre 1996

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	2	nd*	nd*	nd*	0.8	nd*
1	1	3	nd	0.07	nd	-	nd
5	<1	3	nd	nd	nd	0.6	nd
7.5	<1	2	nd	nd	nd	0.3	nd
10	<1	8	nd	nd	nd	0.6	nd
30	1	4	nd	nd	nd	0.3	nd
100	1	1	nd	nd	nd	0.4	nd
305	17	4	nd	nd	nd	-	nd
fond	258	1	nd	0.11	nd	-	nd

RÉFÉRENCES POUR L'EAU POTABLE :

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)	18 mars 1996			24 septembre 1996		
	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	0.02	0.03	0.01	0.01	0.04	0.02
1	0.03	0.04	0.02	0.02	0.04	0.01
5	0.02	0.03	0.03	0.01	0.03	0.02
7.5	0.02	0.03	0.03	0.01	0.03	0.02
10	0.02	0.03	0.03	0.01	0.03	0.03
30	0.02	0.04	0.02	0.02	0.03	0.01
100	0.03	0.04	0.03	0.02	0.04	0.02
305	0.03	0.04	0.02	0.01	0.03	0.01
fond	0.03	0.03	0.02	0.02	0.04	0.01

* = non décelé < 0.01 $\mu\text{g/l}$

TABLEAU 4 - NTA et EDTA

Léman - Grand Lac (Station SHL2)

Profondeur (m)	NTA ($\mu\text{g/l}$)		EDTA ($\mu\text{g/l}$)	
	18 mars 96	24 septembre 96	18 mars 96	24 septembre 96
0	0.2	0.4	1.0	0.6
1	nd*	0.5	2.1	0.6
5	nd	0.6	0.9	0.4
7.5	0.2	0.6	1.1	0.6
10	0.3	0.5	1.1	0.9
30	nd	0.5	2.0	0.7
100	0.4	-	1.1	0.8
305	nd	0.2	2.2	0.7
fond	nd	0.3	1.1	0.8

* = non décelé < 0.1 $\mu\text{g/l}$

7. CONCLUSIONS

L'évolution durant l'année 1996 est similaire à celle observée depuis 1989.

Les principales observations sont les suivantes :

- le brassage hivernal des eaux est limité aux 200 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 efficacité du brassage hivernal dans le Grand Lac a, cette année encore, limité le réapprovisionnement en nutriments des couches superficielles à partir des couches profondes,
- l'activité biologique a démarré mi-mars. Dès mi-juin, la teneur en orthophosphates des couches superficielles a été quasi nulle jusqu'à mi-novembre,
- les faibles teneurs en oxygène des couches profondes du Grand Lac persistent, entraînant de fréquentes diffusions du manganèse en cours d'année, particulièrement importantes au cours du 2e semestre. Cependant, on ne note pas de diffusion de fer ni de remobilisation importante du phosphore à partir des sédiments.

Les stocks en éléments nutritifs (azote, phosphore) ne montrent pas de modifications significatives par rapport à 1995.

- Pour le Grand Lac, le stock de phosphore total est de 3'505 tonnes en 1996, contre 3'535 en 1995,
- pour le Grand Lac, le stock d'azote nitrique (48'730 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 l'eau potable 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 l'eau potable.

BIBLIOGRAPHIE

- ALDER, A.C., GIGER, W. et SCHAFFNER, C. (1996) : Phosphatersatzstoffe in Wasch- und Reinigungsmitteln. EAWAG news, 42D, 6-8.
- 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. 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. (1990) : Evolution de la concentration de NTA, produit de remplacement des phosphates dans les lessives : situation en 1990. Bulletin de l'OFEFP, 3/90, 31-44.
- ORAND, A. et GAGNAIRE, J. (1997) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1996.
- OSEC (1995) : Ordonnance sur les Substances Etrangères et les Composants, du 26 juin 1995.
- PELLETIER, J.P. (1997) : Evolution de la production phytoplanctonique dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1996.
- PELLETIER, J.P., DRUART, J.C. et REVACLIER, R. (1997) : Evolution du phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1996.
- 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.

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

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	6 918			32 804	245	109	32 450				
1971	830 500	5 790	3 910		32 668	770	138	31 760	237 000			
1972	792 400	6 090	4 830		34 426	1 255	141	33 030	251 000			
1973	801 900	6 900	5 660	49 180	35 306	1 185	201	33 920	271 000			
1974	781 700	6 700	5 420	50 350	37 544	1 180	164	36 200	295 000			
1975	767 500	7 200	5 670	51 970	38 292	905	167	37 220	314 000			
1976	716 800	7 670	6 200	53 820	38 916	1 000	116	37 800	329 000			
1977	712 100	7 660	6 340	52 140	40 115	960	155	39 000	347 000			
1978	732 300	7 440	6 290	52 860	40 558	595	153	39 810	358 000			
1979	765 500	7 670	6 340	54 970	39 929	470	129	39 330	372 000			
1980	776 200	7 070	6 130	56 270	41 574	635	159	40 780	376 000			
1981	798 600	7 080	6 130	58 970	43 490	680	90	42 720	388 000			
1982	791 600	6 640	5 950	57 830	45 274	720	104	44 450	394 000			
1983	787 600	6 460	5 760	59 360	48 000	875	105	47 020	403 000			
1984	810 200	6 550	5 790	60 500	48 488	965	83	47 440	418 000			
1985	817 600	6 260	5 570	62 970	48 855	1 205	50	47 600	439 000			
1986	842 600	6 150	5 300	61 500	47 812	580	72	47 160	454 000	9 138	262	1 630
1987	824 200	5 800	5 000	61 130	49 169	570	69	48 530	462 000	6 247	249	1 203
1988	799 940	5 290	4 665	60 750	50 882	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	714 183	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

ÉVOLUTION DE LA PRODUCTION PHYTOPLANCTONIQUE DANS LE LÉMAN

Campagne 1996

PAR

Jean Pierre PELLETIER

avec la collaboration technique de

Jean-Paul MOILLE et Brigitte LE BERRE-TREVISAN

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

RÉSUMÉ

La production phytoplanctonique représente dans un grand lac comme le Léman l'essentiel de la production primaire. Elle est évaluée par la mesure de l'assimilation du carbone (traçage par le ^{14}C) à neuf profondeurs dans la zone euphotique, au cours d'une incubation in situ de quelques heures. Ce paramètre permet d'apprécier la vitesse de renouvellement de la biomasse du phytoplancton. La concentration en chlorophylle, mesurée sur les mêmes échantillons, donne une estimation de la biomasse du phytoplancton.

En 1996, la moyenne annuelle des concentrations en chlorophylle dans les dix premiers mètres atteint 6.7 mg/m^3 , valeur record mesurée dans le Léman. Ce résultat est confirmé par la très forte biomasse moyenne calculée à partir des biovolumes cellulaires. La production phytoplanctonique annuelle ($282 \text{ gC/m}^2 \cdot \text{an}$) accuse une augmentation sensible par rapport aux deux années précédentes, mais elle reste modérée compte tenu de la forte augmentation de la biomasse.

La production présente un pic élevé au printemps ($3'750 \text{ mgC/m}^2 \cdot \text{jour}$), début mai, pour une concentration en chlorophylle de 15 mg/m^3 . En revanche, elle n'atteint en automne qu'un maximum de $1'360 \text{ mgC/m}^2 \cdot \text{jour}$ pour une concentration en chlorophylle de 20 mg/m^3 . Cette faible production automnale est l'indice favorable d'une limitation du développement des algues par les phosphates, alors presque épuisés dans la couche superficielle. Cependant, la grande quantité d'algues filamenteuses observées en automne, non consommées par le zooplancton et gênantes pour la pêche professionnelle, rappelle la nécessité de réduire encore la concentration en phosphore dans l'eau du Léman.

1. INTRODUCTION

La biomasse du phytoplancton, exprimée par le biovolume cellulaire (PELLETIER et al., 1997) ou par la concentration en chlorophylle, renseigne sur le stock de phytoplancton existant à un instant donné. Ce stock disparaît de la zone euphotique sous l'effet de plusieurs processus, en particulier consommation par le zooplancton, décomposition par les bactéries et sédimentation. Son maintien apparent dans la zone euphotique résulte de la multiplication rapide des algues unicellulaires qui le constituent.

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

2. MÉTHODES

Les mesures de production sont effectuées à la station de référence SHL 2, au cours des 21 campagnes prévues chaque année dans le programme d'auscultation de la CIPEL. Les méthodes utilisées n'ont pas subi de modification par rapport aux années précédentes et sont résumées ci-dessous.

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

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

3. RÉSULTATS

Profils verticaux

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

La biomasse et la production du phytoplancton, très faibles durant l'hiver, commencent à augmenter vers la mi-mars pour atteindre début mai leurs plus fortes valeurs à proximité immédiate de la surface : 26 mg/m³ de chlorophylle et 550 mgC/m³.incubation à 2 mètres de profondeur, le 6 mai. La production globale s'élève alors à 3'750 mgC/m².jour pour une concentration moyenne en chlorophylle de 15 mg/m³ dans les dix premiers mètres. Le phytoplancton bénéficie à cette période d'une grande disponibilité en sels nutritifs (phosphates, nitrates et silice) et de conditions climatiques favorables. La transparence tombe à 1.9 mètre.

La phase des eaux claires est très marquée au début de juin : la concentration en chlorophylle dans la colonne d'eau reste inférieure à 1 mg/m³ et est du même ordre de grandeur que les concentrations les plus faibles mesurées en hiver. Cette quasi-disparition de la biomasse algale est due à la très forte activité de broutage du zooplancton herbivore, notamment des daphnies, particulièrement abondantes en 1996 à cette époque (BALVAY, 1997). Une telle abondance d'herbivores ne permet pas la reconstitution des stocks de phytoplancton et la production est maintenue à un niveau très bas malgré la grande quantité d'énergie disponible pour la photosynthèse au cours des jours longs qui caractérisent le mois de juin. En conséquence, le lac retrouve une grande transparence (8.9 mètres début juin, 7.6 mètres à la mi-juin).

Le phytoplancton se développe à nouveau début juillet, le profil de production étant encore caractérisé à 2 mètres de profondeur par un pic aigu (290 gC/m³.incubation, pour une concentration en chlorophylle de 16 mg/m³). Ce pic, semblable aux pics qui caractérisent plus généralement les profils de production de printemps, résulte d'une forte régénération des sels nutritifs dans la couche supérieure au cours d'une phase des eaux claires particulièrement longue.

TABLEAU 1 - Paramètres de production primaire (Léman, SHL 2, 1996)

Date	ΣA mgC/m ² .inc	PP _j 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	63	139	6	0.9	10.3	33.3	11.5
12.02					10.2	31.5	13.4
05.03	199	441	11	1.3	12.4	38.6	13.0
18.03	636	1'411	51	5.1	50.3	124.1	6.8
09.04	727	1'615	96	11.0	85.2	187.5	4.4
22.04	944	2'096	193	14.4	79.0	133.9	2.5
06.05	1'691	3'753	549	26.0	151.7	261.5	1.9
20.05	1'146	2'543	224	10.6	102.8	153.6	2.7
03.06	194	430	22	0.8	8.8	28.2	8.9
17.06	478	1'062	51	3.6	23.8	39.1	7.6
02.07	934	2'073	291	16.1	129.2	174.8	3.0
15.07	1'405	3'120	145	11.7	127.0	259.8	5.5
05.08	850	1'888	134	5.2	49.1	86.2	5.1
19.08	1'057	2'346	130	9.2	112.5	198.3	3.6
04.09	949	2'107	136	15.2	141.4	329.8	3.6
24.09	441	979	105	12.0	130.2	220.6	3.7
14.10	615	1'364	81	20.2	201.3	513.8	4.0
21.10					55.7	164.7	7.1
04.11	281	624	27	3.2	32.2	89.6	8.0
27.11					7.9	23.1	8.9
11.12	63	140	9	1.4	14.3	38.8	11.2

Symboles utilisés :

- ΣA : Production intégrale, exprimée en mg de C assimilé par mètre carré pendant la période d'incubation. Cette valeur correspond à l'aire délimitée par le profil vertical et les axes
- PP_j : Production primaire journalière calculée : $PP_j = 2.22 \Sigma A$
- A_{max} : Valeur maximale d'assimilation relevée sur un profil, exprimée en mg de C assimilé par mètre cube d'eau pendant la période d'incubation
- 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.

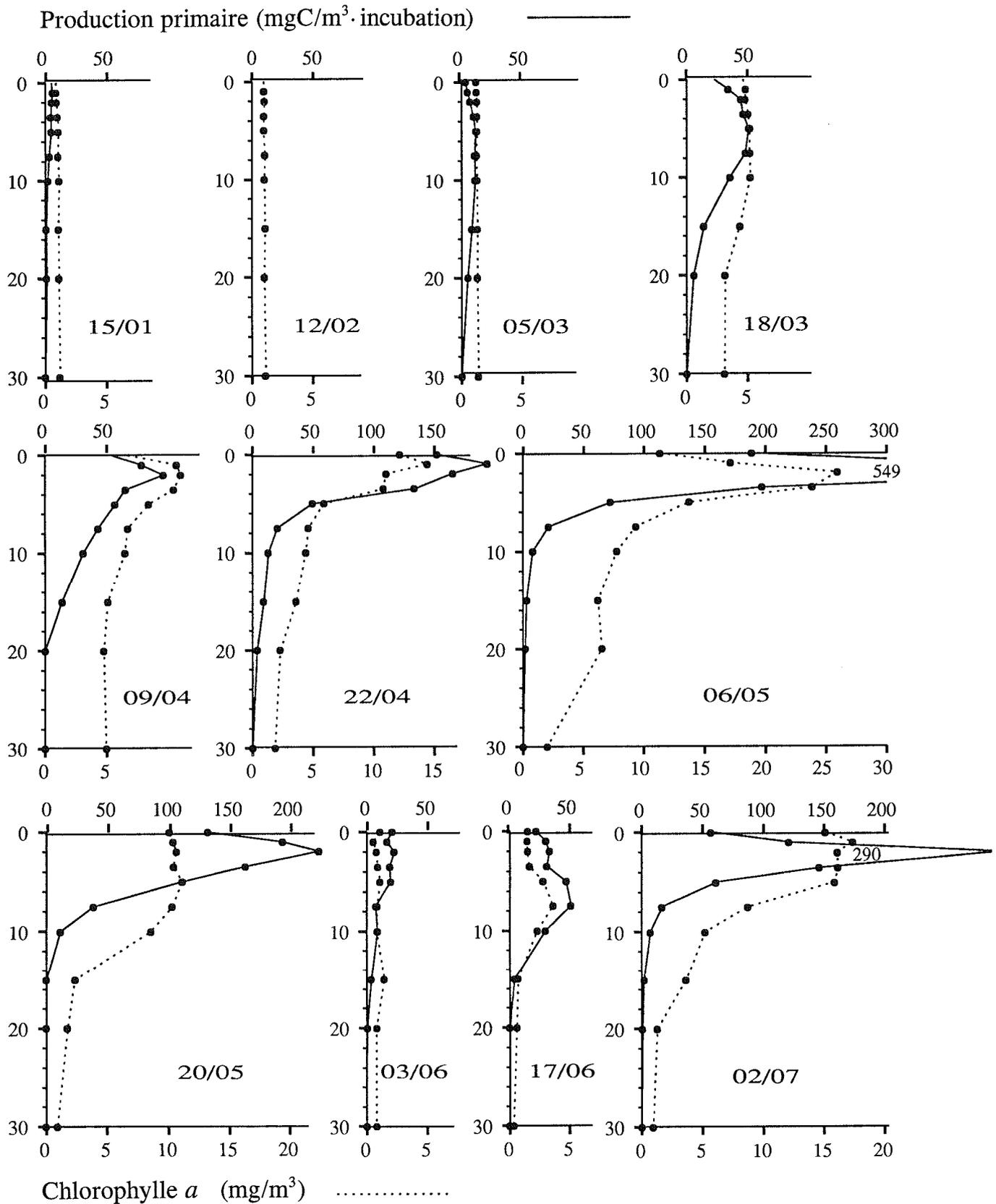


Figure 1 : Profils verticaux de production primaire (trait plein, échelle supérieure) et de chlorophyll a (pointillés, échelle inférieure). La période d'incubation est le tiers médian de la période diurne. (Léman, SHL 2, de janvier à juillet 1996)

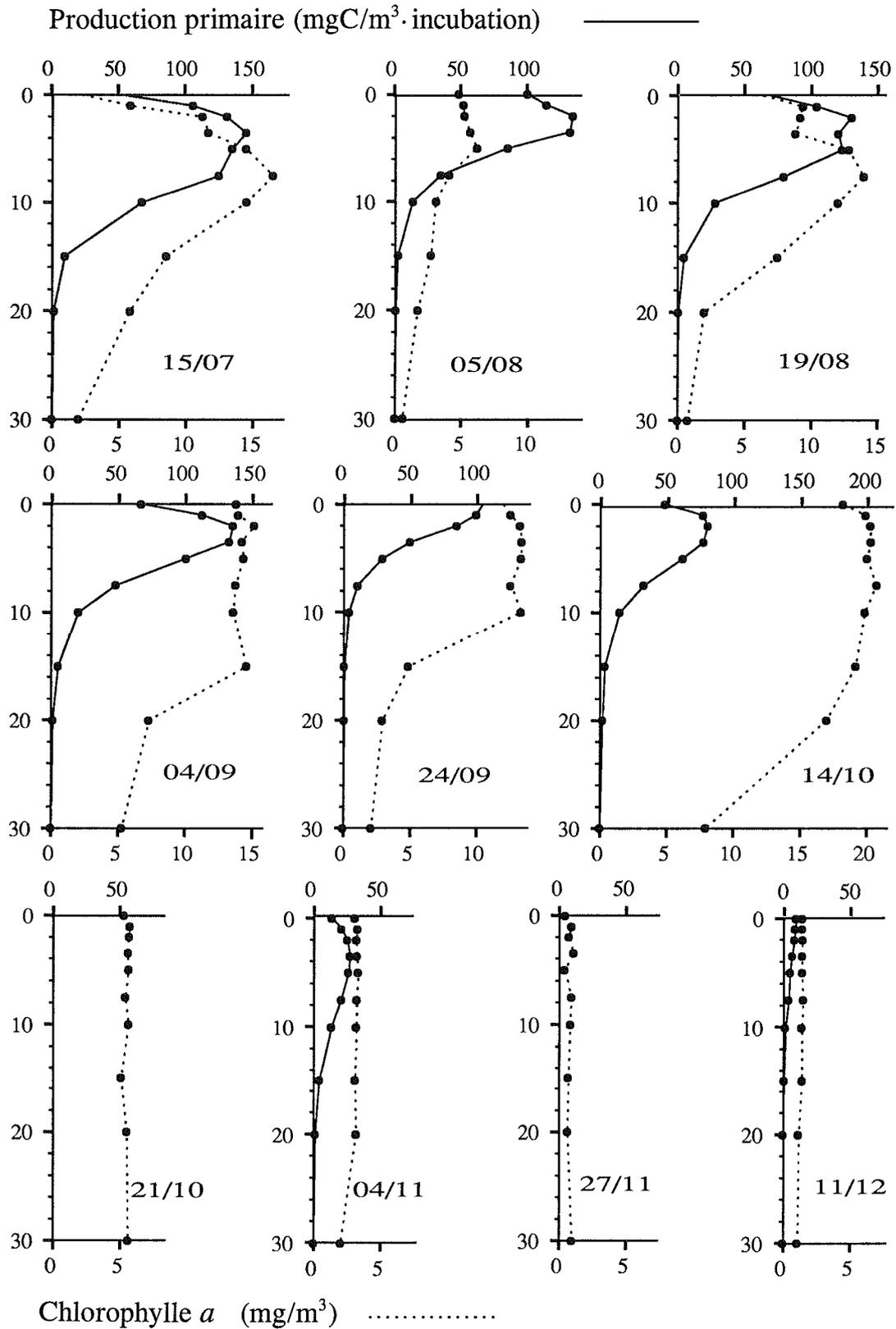


Figure 2 : Profils verticaux de production primaire (trait plein, échelle supérieure) et de chlorophylle *a* (pointillés, échelle inférieure). La période d'incubation est le tiers médian de la période diurne. (Léman, SHL 2, de juillet à décembre 1996)

Mais par la suite, au cours de l'été et au début de l'automne, les pics de production s'atténuent. La production diminue malgré une augmentation de la biomasse. Cette tendance aboutit à mi-septembre à une situation bien caractérisée. La biomasse est devenue très importante dans les 20 premiers mètres. Le peuplement est alors largement dominé par une algue verte filamenteuse (*Mougeotia gracillima*, classe des conjuguées), qui constitue des colonies filamenteuses qui ne sont pratiquement pas consommées par le zooplancton. En outre, ces algues filamenteuses gênent considérablement la pratique de la pêche professionnelle en s'accrochant aux mailles des filets (grands pics) qui deviennent alors inefficaces. Cette biomasse importante se renouvelle peu, comme en témoigne le profil de production. La faible production observée en début d'automne traduit l'effet limitant des nutriments, les phosphates étant alors presque totalement épuisés dans la zone trophogène (BLANC et al., 1997). Ce constat est un indice positif de l'évolution du Léman.

Variations saisonnières

La figure 3 représente les variations au cours de la campagne 1996 de quatre paramètres globaux : la production primaire intégrée verticalement et exprimée par unité de surface, la teneur en chlorophylle dans les 10 et 30 premiers mètres, également exprimée par unité de surface, ainsi que la transparence. Ces courbes résument l'analyse des variations saisonnières des profils verticaux.

Le pic de phytoplancton de printemps se caractérise par une biomasse modérée et par une forte production. Après la phase des eaux claires bien marquée début juin, la production reste élevée en juillet. En revanche, le pic spectaculaire de biomasse observé à mi-septembre donne lieu à un pic de production modéré, par suite de la limitation par les facteurs nutritifs.

Production annuelle

La moyenne annuelle pondérée de la concentration en chlorophylle dans les 10 premiers mètres atteint 6.7 mg/m^3 , valeur encore jamais atteinte dans le cas du Léman (tableau 2). Ce résultat est confirmé par la moyenne annuelle très élevée des biomasses évaluées à partir des biovolumes cellulaires (PELLETIER et al., 1997).

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. Pour la campagne 1996, la production primaire annuelle nette ainsi calculée atteint $282 \text{ gC/m}^2.\text{an}$ (tableau 2). Cette valeur est en augmentation sensible par rapport aux deux années précédentes, particulièrement basses. Elle s'inscrit dans la gamme des variations observées de 1986 à 1993, si l'on exclut la valeur exceptionnellement élevée obtenue en 1991.

Cependant, eu égard à la très forte biomasse du phytoplancton exprimée par les concentrations en chlorophylle ou calculées par les biovolumes cellulaires, la production reste modérée. Ce résultat s'explique par la diminution de la part du nanophytoplancton.

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

Année	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96
Production primaire annuelle nette ($\text{gC/m}^2.\text{an}$)	174	185	279	299	295	293	258	359	268	295	223	205	282
Chlorophylle <i>a</i> (0 - 10 m) moyenne annuelle (mg/m^3)	5.6	6.4	5.5	6.1	5.8	4.4	4.8	5.6	5.1	5.0	5.2	5.5	6.7

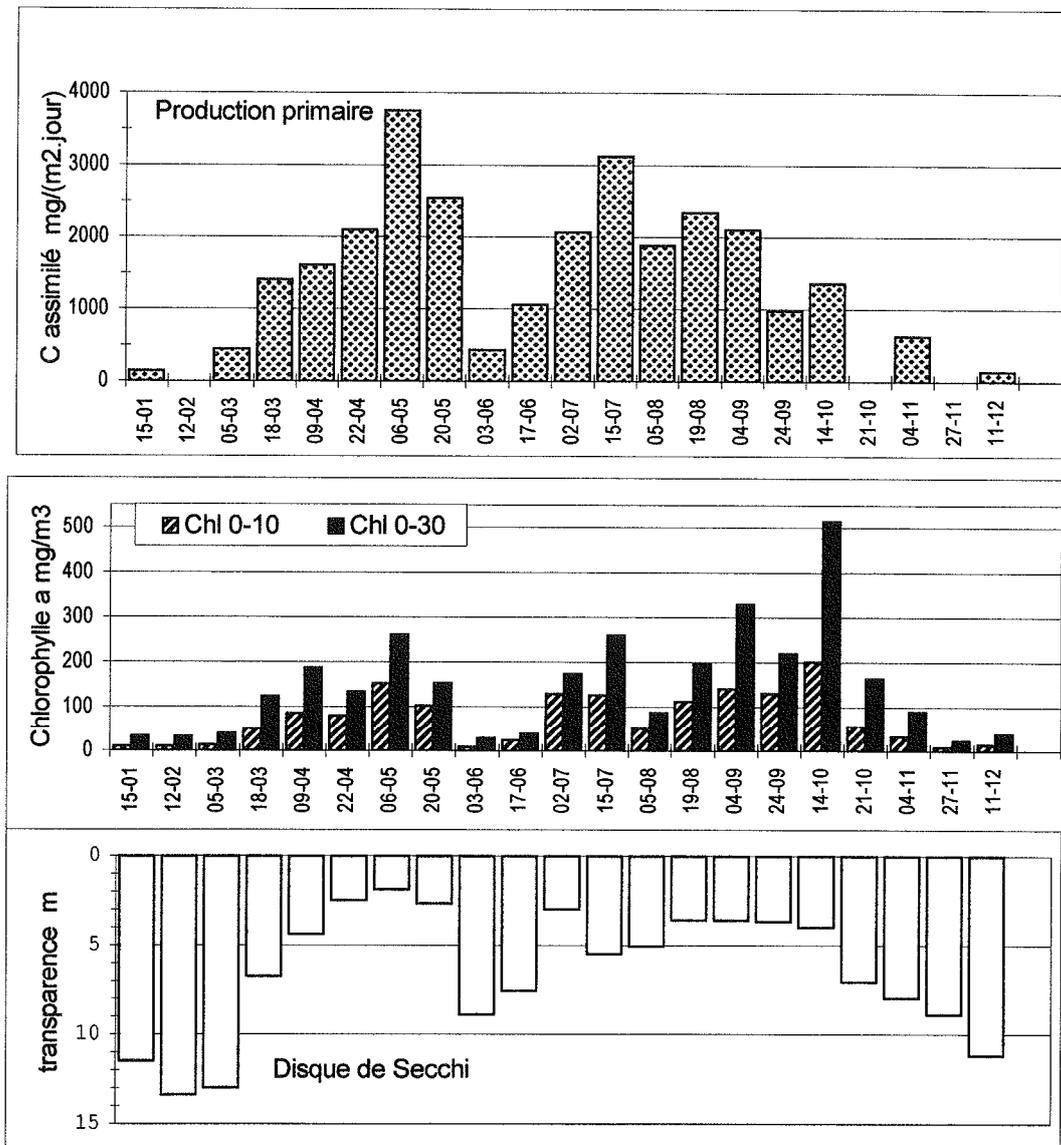


Figure 3 : Variations saisonnières de la production primaire journalière, de la teneur en chlorophylle *a* dans les couches 0-10 et 0-30 mètres, et de la transparence mesurée au disque de Secchi. (Léman, SHL 2, 1996).

4. DISCUSSION ET CONCLUSIONS

De 1980 à 1995, la concentration en phosphore total diminue progressivement dans l'ensemble de la masse d'eau du Léman, pour se stabiliser semble-t-il en 1996 (BLANC et al., 1997). Contrairement à l'évolution régulière des nutriments, l'évolution de la biomasse du phytoplancton (moyenne annuelle) présente des fluctuations interannuelles marquées. Une telle variabilité est liée aux conditions climatiques qui peuvent changer d'une année à l'autre. Cependant, sur les longues séries chronologiques, de grandes tendances apparaissent.

La biomasse totale du phytoplancton, très élevée en 1975 et 1976, a tendance à décroître par la suite jusqu'en 1991. Au cours de la même période, la biomasse du nanophytoplancton tend au contraire à s'accroître. Du fait de leur petite taille, les algues nanoplanctoniques sont consommées préférentiellement par le zooplancton et présentent de fortes capacités de développement. Il en résulte une augmentation de la production phytoplanctonique. Cette situation est bien marquée en 1991, année de forte production caractérisée par une faible biomasse d'un phytoplancton largement dominé par le nanoplancton.

De 1992 à 1996, une évolution inverse paraît se dessiner. La biomasse phytoplanctonique augmente alors que celle du nanophytoplancton stagne ou diminue. La production reste modérée. L'année 1996 confirme cette tendance. Le phytoplancton est caractérisé par une très forte biomasse où le nanoplancton est peu représenté. Bien qu'en augmentation par rapport à l'année précédente, la production annuelle reste modérée, compte tenu de la très forte biomasse. En particulier, le maximum de production observé en automne est restreint, en dépit du pic de biomasse spectaculaire qui lui correspond. Cette faible production automnale est l'indice d'une limitation du développement des algues par les phosphates, alors presque épuisés dans la couche superficielle (BLANC et al., 1997). Un tel constat est un élément positif de l'évolution du Léman.

D'une façon générale, l'évolution du phytoplancton au cours des cinq dernières années aboutit à une situation proche de celle observée à la fin des années 60, alors que la concentration en phosphore total dans les eaux du Léman était du même ordre de grandeur qu'actuellement. La composition spécifique du peuplement confirme ce constat. Les grandes quantités d'algues filamenteuses présentes en automne et la gêne qui en résulte pour la pêche professionnelle rappellent que la concentration en phosphore dans l'eau du Léman doit encore être réduite, conformément aux objectifs de la CIPEL.

BIBLIOGRAPHIE

- BALVAY, G., (1997) : Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1996.
- BLANC, P., CORVI, C., KHIM-HEANG, S. et RAPIN, F., (1997) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1996.
- 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.
- PELLETIER, J.P., DRUART, J-C. et REVACLIER, R. (1997) : Evolution du phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1996.
- STEEMANN NIELSEN, E. (1952) : The use of radioactive carbon (^{14}C) for measuring organic production in the sea. J. Cons. Int. Exploit. Mer, 18, 117-140.
- STRICKLAND, J.D.H. et PARSONS, T.R. (1968) : A practical handbook of sea water analysis. Bull. Fish. Res. Bd Canada, 167, 311 p.

ÉVOLUTION DU PHYTOPLANCTON DU LÉMAN

Campagne 1996

PAR

Jean Pierre PELLETIER et Jean-Claude DRUART

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

Roger REVACLIER

SERVICE DE L'ÉCOTOXICOLOGUE CANTONAL, CP 78, CH 1211 GENÈVE 8

RÉSUMÉ

*En 1996 la biomasse annuelle moyenne du phytoplancton ($2'110 \text{ mg/m}^3$) est en augmentation de 11 % par rapport à 1995. Cette biomasse élevée résulte principalement de la forte croissance en août et septembre d'une algue verte filamenteuse, *Mougeotia gracillima*. Il faut remonter à 1963-1964 pour observer un phénomène semblable. Accompagnant *Mougeotia*, la diatomée *Diatoma elongatum* contribue fortement au pic qui se développe à partir du mois d'août et se poursuit jusqu'en octobre. En revanche, la biomasse printanière moyenne est restée faible (680 mg/m^3).*

*Les diatomées du genre *Cyclotella*, généralement rencontrées dans les milieux oligotrophes à mésotrophes, se maintiennent depuis quelques années et sont un indice positif de l'évolution du phytoplancton. Les xanthophycées (*Tribonema*), signalées en 1995, ont confirmé leur réimplantation de façon significative. Ces algues ont été sporadiquement très abondantes dans le Léman en 1967.*

On constate à nouveau en 1996 la prolifération d'espèces déjà observées dans les années soixante et considérées comme indicatrices du début de l'eutrophisation. Les concentrations en phosphore étaient alors semblables aux concentrations actuelles. Les nuisances occasionnées par ces espèces, notamment vis-à-vis de la pêche professionnelle, confirment la nécessité de réduire encore le stock de phosphore disponible, de façon à limiter le développement du phytoplancton à un niveau acceptable.

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 avec un appareil intégrateur et à GE3 avec un tuyau lesté de 10 m de longueur. La campagne 1996 a comporté 21 prélèvements répartis sur l'année à SHL2 et 12 prélèvements mensuels à GE3.

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

2. RICHESSE SPÉCIFIQUE DU PHYTOPLANCTON

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 1996

	micro	nano	Nbre total
Cyanophycées	8	0	8
Dinophycées	3	4	7
Cryptophycées	0	5	5
Chrysophycées	3	5	8
Xanthophycées	2	0	2
Diatomées *	17 (2)	22 (5)	39 (7)
Chlorophycées	16	29	45
Conjuguées	10	2	12
Total 1996	59	67	126

* entre parenthèses () : Diatomées centriques

En 1996, 126 taxons ont été identifiés, soit 16 de moins qu'en 1995. Il faut remonter à 1986 pour constater un nombre de taxons si bas. Cette régression touche à la fois le nano et le microphytoplancton.

En 1996, seuls cinq nouveaux taxons ont été ajoutés à la liste du phytoplancton du Léman : une diatomée (*Diatoma monoliferum*) et quatre chlorophycées (*Ankistrodesmus gracile*, *Characium sp.*, *Schroederia setigera* et *Tetraedron triangulare*). Nous avons également rencontré pour la première fois dans le Grand Lac la chrysophycée *Chrysastrella furcata*, espèce dont l'existence dans le Petit Lac avait déjà été signalée par NAEF (1993).

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 production phytoplanctonique (minimum hivernal le 12 février) avec une valeur observée de 170 mg/m^3 , valeur assez semblable aux années précédentes, si ce n'est celle de 1995 (280 mg/m^3),
- la phase printanière démarre très rapidement avec une poussée de petites espèces nanoplanctoniques. Cette phase débute en avril et se termine fin mai. Le 22 avril on observe un pic important ($2'270 \text{ mg/m}^3$), néanmoins deux fois plus faible que celui de 1995. Dans le Petit Lac, le pic printanier est plus précoce puisqu'on l'observe déjà le 25 mars avec une biomasse de $1'280 \text{ mg/m}^3$,
- la phase des eaux claires qui suit est très marquée cette année, contrairement aux années précédentes. Avec 90 mg/m^3 le 3 juin, le minimum estival de la biomasse phytoplanctonique est un des plus faibles de ces dernières années,
- la phase estivale qui lui succède est caractérisée par la poussée d'espèces microplanctoniques. Cette phase est marquée par un petit pic qui apparaît le 15 juillet ($2'200 \text{ mg/m}^3$),

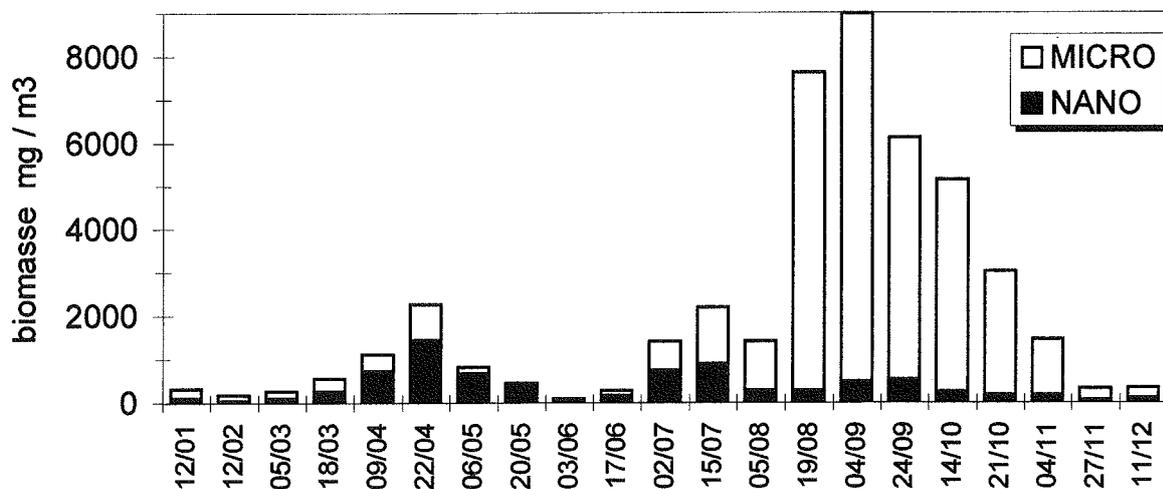


Figure 1 : Variations saisonnières de la biomasse du phytoplancton (matière fraîche) par classes de taille (Léman, SHL 2, 1996)

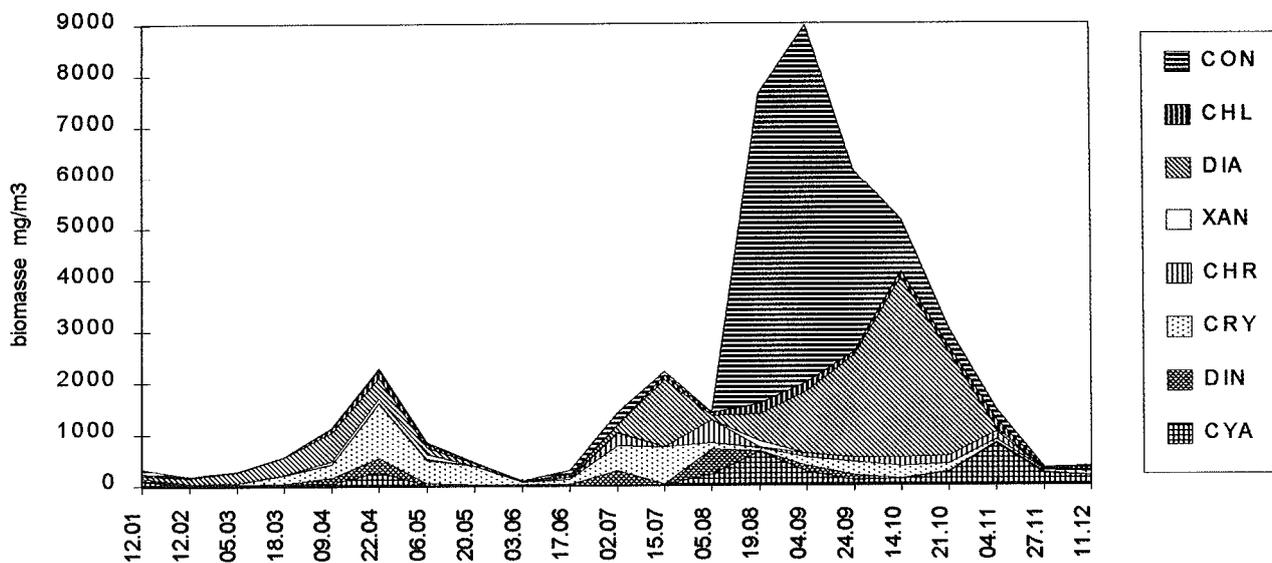


Figure 2 : Variations saisonnières de la biomasse du phytoplancton (matière fraîche) par classes d'algues (Léman, SHL 2, 1996)

- la phase dite automnale démarre en août et présente un pic extrêmement important le 4 septembre avec 9'880 mg/m³. Ce pic s'étend jusqu'à la fin du mois d'octobre avec une biomasse moyenne de 6'175 mg/m³ pour la période d'août à octobre. Il faut remonter à 1987 (11'000 mg/m³) pour observer de telles valeurs, en général rencontrées dans des lacs mésotrophes à eutrophes. Signalons la très grande variabilité de la biomasse maximale d'automne au cours des années. Ni les concentrations en nutriments (phosphore et azote), déjà basses au moins d'août (BLANC et al., 1997), ni des conditions météorologiques particulières (ORAND et GAGNAIRE, 1997) ne permettent d'expliquer l'importance de ce pic de biomasse en 1996. Notons toutefois que l'algue filamenteuse qui prédomine alors en début d'automne (*Mougeotia gracillima*) n'est pratiquement pas consommée par le zooplancton herbivore. Sa biomasse se renouvelle peu, comme le montre le faible taux de production mesuré à cette époque (PELLETIER, 1997). Le phytoplancton ne se maintient que grâce au recyclage des éléments nutritifs dans l'épilimnion et grâce aux faibles apports de sels nutritifs résultant de l'enfoncement de la thermocline, sous l'effet des courants de convection engendrés par les variations thermiques et le vent.

Dans le Petit Lac, le 22 septembre, le pic automnal atteint 4'160 mg/m³.

Par la suite, les biomasses décroissent très régulièrement jusqu'à la fin de l'année.

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

4.1 Contribution des classes d'algues (figure 2)

En 1996, la biomasse maximale printanière est dominée par les cryptophycées et les diatomées centriques. La biomasse estivale est composée en majeure partie par les diatomées pennées et les cryptophycées, alors que les conjuguées constituent en grande partie la biomasse automnale.

Globalement, les diatomées ne dominent plus le phytoplancton comme c'était le cas les années précédentes. Le développement de la conjuguée *Mougeotia* fait suite à celui déjà constaté en 1995, mais il a pris beaucoup d'ampleur.

A l'échelle de l'année, ce sont les conjuguées qui représentent le plus fort pourcentage de la biomasse (42.5 %) devant les diatomées (28.6 %), les cryptophycées (11 %) et les cyanobactéries (7 %). Cette situation est totalement différente de celle des années précédentes.

En moyenne annuelle, la proportion du nanoplancton (17.4 %) régresse encore. Elle était de 42 % en 1993, 37.8 % en 1994 et 28.4 % en 1995 (figures 1 et 4). En 1996, la part très réduite du nanophytoplancton est probablement liée au développement particulièrement important du zooplancton herbivore pour lequel les algues de petite taille constituent la nourriture de prédilection (BALVAY, 1997).

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 126 taxons inventoriés en 1996, 19 représentent globalement 90 % de la biomasse du phytoplancton (17 taxons en 1995) et 2 espèces représentent à elles seules 57 % de cette biomasse (*Mougeotia gracillima* : 37.8 % et *Diatoma elongatum* : 19.1 %).

Quantitativement, la part des différentes espèces dominantes dans la biomasse varie fortement d'une année à l'autre (tableau 2). L'exemple extrême est *Mougeotia gracillima* qui, entre 1992 et 1996 a représenté entre 1.9 % et 37.9 % de la biomasse totale. La prolifération de cette algue verte filamenteuse qui se fixe sur les filets dérivants a été en 1996 une source de nuisance pour l'exercice de la pêche dans le Léman.

Parmi les xanthophycées, deux *Tribonema*, déjà observées en 1995, se sont manifestées une grande partie de l'année. Ces algues avaient envahi le Léman en 1967, année de l'apparition de la cyanobactérie *Oscillatoria rubescens* (BALVAY et al., 1984). Par la suite, elles étaient devenues très rares dans le lac. Parmi les diatomées, les *Cyclotella*, indicatrices de milieux mésotrophes à oligotrophes, se sont maintenues mais leur développement a été beaucoup plus faible qu'en 1995.

4.3 Succession des espèces dominantes

Neuf taxons prennent une grande importance dans la constitution de la biomasse à un moment ou l'autre de l'année 1996 (figure 3).

Sans entrer dans une description détaillée de la succession annuelle de ces espèces, on remarque l'importance prise par *O. rubescens* au début et en fin d'année, la prépondérance d'espèces nanoplanktoniques au printemps avec la diatomée centrique *Stephanodiscus minutulus* et surtout les cryptophycées (*Cryptomonas* et *Rhodomonas*).

La figure 3 montre aussi au début de l'été le basculement classique du nanoplankton au microplankton, avec la succession *Fragilaria*, *Ceratium* puis *Mougeotia* et *Diatoma* et la réapparition finale d'*Oscillatoria* à partir du début novembre.

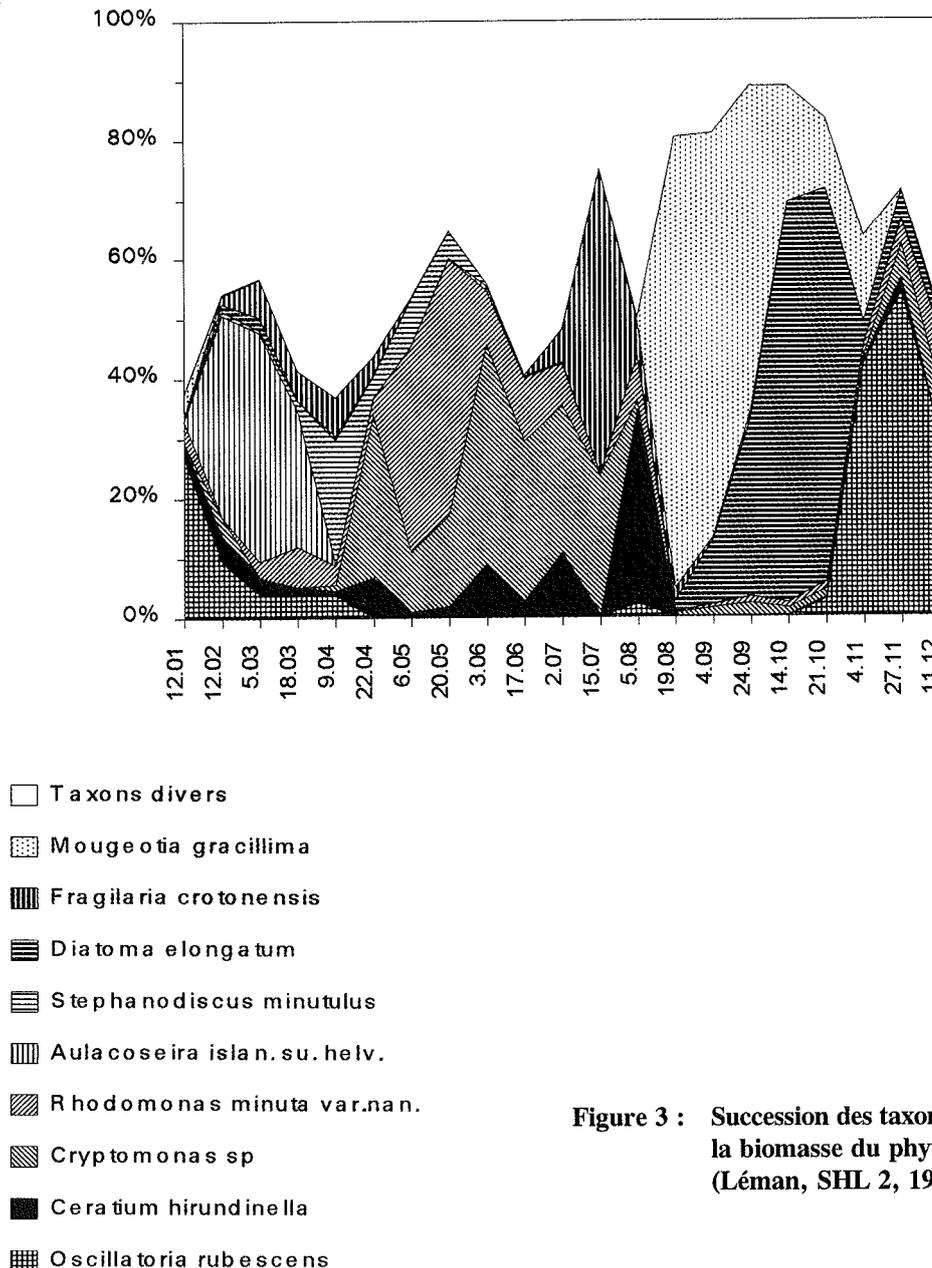


Figure 3 : Succession des taxons dominants de la biomasse du phytoplancton (Léman, SHL 2, 1996)

TABLEAU 2 - Biomasse relative des espèces les plus abondantes (Léman SHL 2, 1992 à 1996)

ESPECES	1992	1993	1994	1995	1996
CYANOBACTÉRIES					
<i>Aphanothece clathrata</i> v. <i>rosea</i>	0.2	1.3*			0.7
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	1.4*	2.3*	1.3*	0.7	1.1*
<i>Lyngbya limnetica</i> f <i>granulifera</i>					0.6
<i>Oscillatoria rubescens</i>	18.3**	4.9*	4.5*	3.3*	2.7*
<i>Oscillatoria limnetica</i>			1.0*	0.3	1.2*
DINOPHYCÉES					
<i>Gymnodinium helveticum</i>	1.9*	1.1*	1.1*	1.1*	1.0*
<i>Peridinium willei</i>	0.7*	1.6*	1.6*	1.0*	0.5
<i>Ceratium hirundinella</i>	2.6*	8.7**	6.0**	13.3**	2.0*
CRYPTOPHYCÉES					
<i>Cryptomonas</i> spp	3.1*	2.5*	10.9**	4.7*	5.4*
<i>Rhodomonas minuta</i>	14.0**	15.2**	6.2**	5.1*	2.9*
<i>Rhodomonas minuta</i> v. <i>nannoplanctica</i>	3.3*	6.7**	3.4*	3.1*	2.6*
CHRYSOPHYCÉES					
<i>Dinobryon sociale</i>	1.8*	6.8**	2.1*	0.7	1.8*
<i>Erkenia subaequiciliata</i>	2.6*	1.3*	0.4	0.3	0.8
DIATOMÉES					
<i>Aulacoseira islandica</i> subsp. <i>helvetica</i>	0.6*	1.1*	1.0*	5.7**	0.7
<i>Stephanodiscus neoastraea</i>	1.1*	1.0*	5.0*	0.3	0.6
<i>Stephanodiscus minutulus</i>	0.9*	1.2*	0.5	3.2*	1.0
<i>Diatoma elongatum</i>	3.3*	1.9*	14.3**	8.1**	19.1**
<i>Fragilaria crotonensis</i>	1.0*	2.8*	3.1*	8.7**	3.9*
<i>Asterionella formosa</i>	1.8*	2.2*	3.1*	2.7*	1.1*
<i>Synedra acus</i> v. <i>angustissima</i>	0.7*	0.8*	6.5**	0.8	1.2*
<i>Cyclotella radiosa</i>	2.1*	7.1**	2.3*	0.3	0.4
<i>Cyclotella cyclopuncta</i>			1.3*	4.5*	0.2
<i>Stephanodiscus alpinus</i>			2.3*	0.2	0.0
CHLOROPHYCÉES					
<i>Chlamydomonas</i> sp	1.8*		1.0*	3.9*	0.4
<i>Pediastrum boryanum</i>	0.8*	4.1*	0.7	0.3	0.2
<i>Ulothrix subtilissima</i>					0.7
XANTHOPHYCÉES					
<i>Tribonema</i> cf <i>ambiguum</i>					1.0
CONJUGUÉES					
<i>Mougeotia gracillima</i>	7.7**	6.4**	1.9*	8.8**	37.9**
<i>Mougeotia</i> sp					1.1*
<i>Closterium aciculare</i>	1.1*	4.6*	1.8*	1.6*	1.6*
<i>Staurastrum cingulum</i>	0.7*	1.6*	1.4*	1.8*	1.3*
<i>Staurastrum johnsonii</i>			2.7*		0.3

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

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

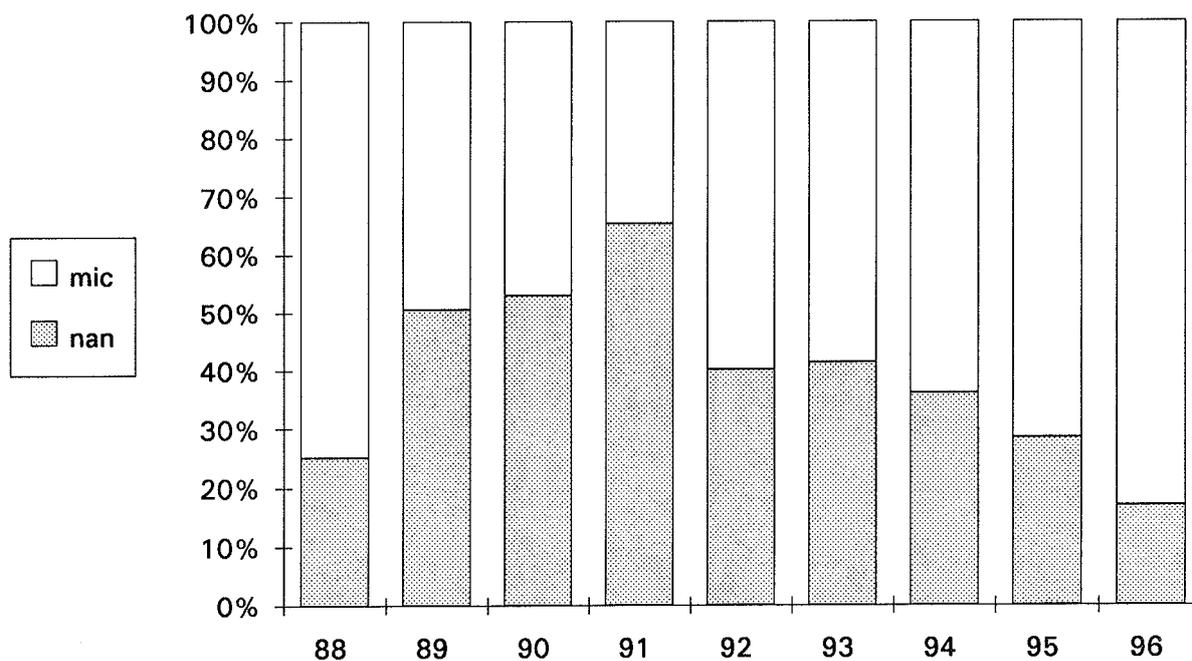


Figure 4 : Evolution de la biomasse relative du nanophytoplancton (nan) et du microphytoplancton (mic) (Léman, SHL 2, 1988-1996)

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

La biomasse annuelle moyenne du phytoplancton en 1996 (2'110 mg/m³) est de nouveau en augmentation par rapport à celle de 1995 (1'900 mg/m³), elle-même en forte augmentation par rapport à celle de 1994 (1'170 mg/m³).

La biomasse moyenne printanière (676 mg/m³) est en très forte chute par rapport à 1995 (1'720 mg/m³). Elle est proche de celle enregistrée en 1986 (726 mg/m³). Ce phénomène est essentiellement lié à la faible représentation des petites diatomées centriques.

En revanche, la biomasse estivale moyenne est la plus forte jamais enregistrée (3'190 mg/m³) dans le Grand Lac. Comme pour la biomasse annuelle moyenne, cette valeur très élevée est liée à la prédominance des espèces microplanctoniques, en particulier *Mougeotia gracillima* et *Diatoma elongatum*.

TABLEAU 3 - Biomasse annuelle moyenne, biomasses saisonnières et biomasses maximales (mg/m³) à SHL 2 de 1991 à 1996

Année	1991	1992	1993	1994	1995	1996
Biomasse annuelle moyenne	963	1'213	1'646	1'168	1'897	2'114
Biomasse printanière moy. (BP)	1'071	848	1'489	799	1'722	676
Biomasse estivale moyenne (BE)	890	1'438	1'760	1'353	2'018	3'192
BP/BE	1.20	0.59	0.85	0.59	0.85	0.21
Biomasse printanière maxi. (mois)	2'644 (5)	2'181 (5)	3'316 (4)	2'139 (4)	4'400 (4)	2'271 (4)
Biomasse estivale maxi. (mois)	2'377 (7)	3'334 (8)	3'685 (7)	3'213 (8)	4'736 (9)	8'978 (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

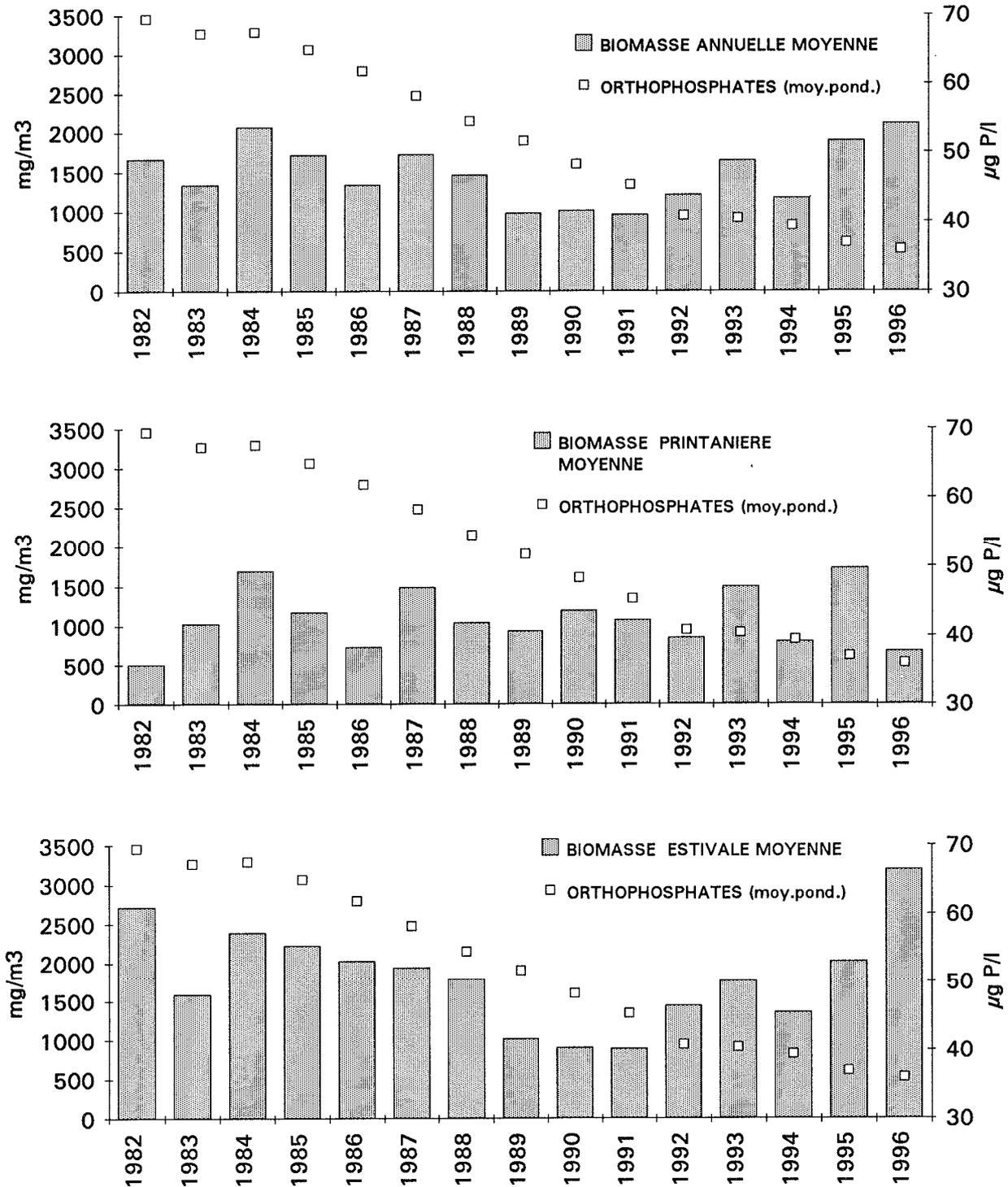


Figure 5 : Evolution comparée des biomasses (moyennes annuelle, printanière et estivale) du phytoplancton et des concentrations en orthophosphates (moyenne pondérée) (Léman, SHL 2, 1982-1996)

6. CONCLUSIONS

La réapparition et le maintien depuis quelques années d'espèces caractéristiques de milieux oligotrophes à mésotrophes (diatomées du genre *Cyclotella* en particulier) est un constat positif de l'évolution du phytoplancton du Léman.

On observe à nouveau en 1996 le développement d'espèces déjà observées dans les années soixante et considérées alors comme les prémices de l'eutrophisation. A cette époque, les concentrations en phosphore étaient semblables aux concentrations actuelles. C'est le cas des xanthophycées du genre *Tribonema* et de la conjuguée *Mougeotia gracillima*. On assiste donc actuellement à un retour aux conditions physico-chimiques et biologiques qui prévalaient au début de l'eutrophisation.

Mais il faut souligner la forte perturbation de la pêche professionnelle occasionnée en septembre 1996 par la prolifération de l'algue filamenteuse *Mougeotia gracillima* qui, en se déposant sur les filets dérivants, les rend inefficaces. Un tel constat confirme la nécessité de réduire encore le stock de phosphore disponible, de façon à limiter le développement du phytoplancton à un niveau acceptable pour tous les usagers.

BIBLIOGRAPHIE

- BALVAY, G., (1997) : Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1996.
- BALVAY, G., DRUART, J-C., PELLETIER, J.P., PONGRATZ, E. et REVACLIER, R. (1984) : Plancton. In : Le Léman, synthèse 1957-1982. Ed. par Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Lausanne, 261-313.
- BLANC, P., CORVI, C., KHIM-HEANG, S. et RAPIN, F.(1997) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1996.
- NAEF, J. (1993) : Sur un kyste de chrysophycée nouveau dans le Léman. Saussurea, 24, 91-93.
- ORAND, A. et GAGNAIRE, J. (1997) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1996.
- PELLETIER, J.P. (1997) : Evolution de la production phytoplanctonique dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1996.

ÉVOLUTION DU ZOOPLANCTON DU LÉMAN

Campagne 1996

PAR

Gérard BALVAY

avec la collaboration technique de Geneviève CHAPUIS

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

RÉSUMÉ

La composition du zooplancton montre, cette année encore, la poursuite de l'amélioration du Léman. Dans ce milieu où le stock des nutriments continue à diminuer, on observe toutefois une abondance accrue des entomostracés en 1996, avec une tendance à des variations saisonnières d'abondance très marquées par de plus importants pics de printemps et d'automne, et une population relativement abondante en fin d'été et en automne. Le zooplancton est nettement dominé à longueur d'année par les organismes herbivores, en relation avec un accroissement de l'abondance du phytoplancton en 1996.

L'amélioration progressive de l'état du Léman passe depuis quelques années par une nouvelle phase d'instabilité, dans une certaine mesure identique à celle observée de 1963 à 1969 au cours de la phase d'eutrophisation croissante du lac.

L'objectif à atteindre de 20-30 $\mu\text{gP}_{\text{total}}/\text{l}$ semble en mesure d'assurer cette amélioration au vu des relations existant entre l'abondance du zooplancton et la teneur moyenne annuelle des eaux en phosphore total. S'il en est ainsi, la phase actuelle d'instabilité rencontrée ces dernières années ne devrait être que passagère.

1. INTRODUCTION

L'étude du zooplancton du Léman, à la station SHL 2, a été poursuivie en 1996 selon les mêmes procédures que précédemment. Ce compartiment biologique joue un rôle essentiel dans le fonctionnement du réseau trophique lacustre, par sa prédation exercée sur le phytoplancton et comme source de nourriture pour les poissons.

Par ses relations permanentes avec les paramètres physico-chimiques et biologiques, le zooplancton peut être utilisé pour confirmer 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

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 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 dénombrés dans l'intégralité du prélèvement du zooplancton.

3. BIOVOLUME SÉDIMENTÉ

3.1 Variations saisonnières

Le cycle d'abondance du zooplancton, exprimé à partir des biovolumes sédimentés, met en évidence un pic très intense ($1'013 \text{ ml/m}^2$) et de faible durée en 1996 au début juin, lié à l'essor des daphnies. Comme les années précédentes, le pic printanier coïncide avec la période de transparence maximale des eaux (figure 1); en 1995, ce pic était beaucoup moins important (234 ml/m^2) et la période d'abondance maximale du zooplancton était étalée sur presque quatre mois (juin à septembre).

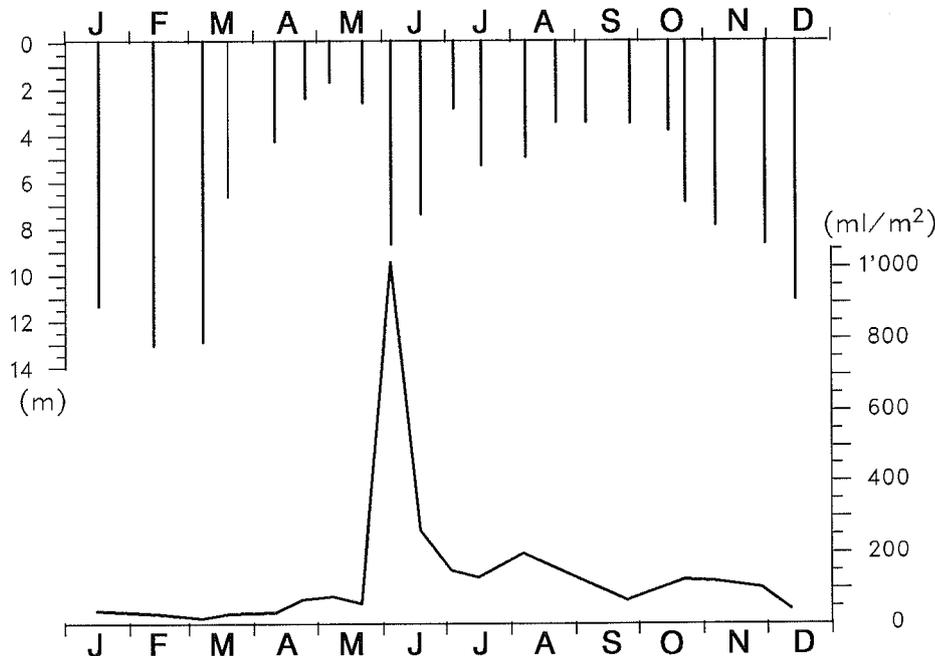


Figure 1 : Evolution de la transparence des eaux (m) et de l'abondance du zooplancton (biovolume sédimenté en ml/m^2) (Léman, SHL 2, 1996)

Compte tenu de la fréquence des prélèvements, cette phase des eaux claires est apparue à la même période et aussi intense qu'en 1995, la transparence passant de 1.9 m le 6 mai à 8.9 m le 3 juin (respectivement 2.8 m le 10 mai et 10 m le 13 juin 1995). La raréfaction rapide des daphnies en juin permet à nouveau le développement du phytoplancton, amenant une transparence estivale faible.

3.2 Evolution à long terme du biovolume sédimenté

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 a été mise en évidence, bien qu'interrompue passagèrement par des périodes d'accroissement de ce biovolume.

Depuis le dernier maximum observé en 1993 (141 ml/m²), la valeur moyenne annuelle du biovolume sédimenté a continué à décroître en 1994 (110 ml/m²) et en 1995 (103 ml/m²). Mais le processus de diminution de l'abondance du zooplancton sédimenté est à nouveau interrompu en 1996 par une nette augmentation du biovolume sédimenté (137 ml/m²), atteignant une valeur proche de celle observée trois ans plus tôt (figure 2). Ce phénomène est en relation directe avec l'abondance accrue des entomostracés en 1996 (tableau 4).

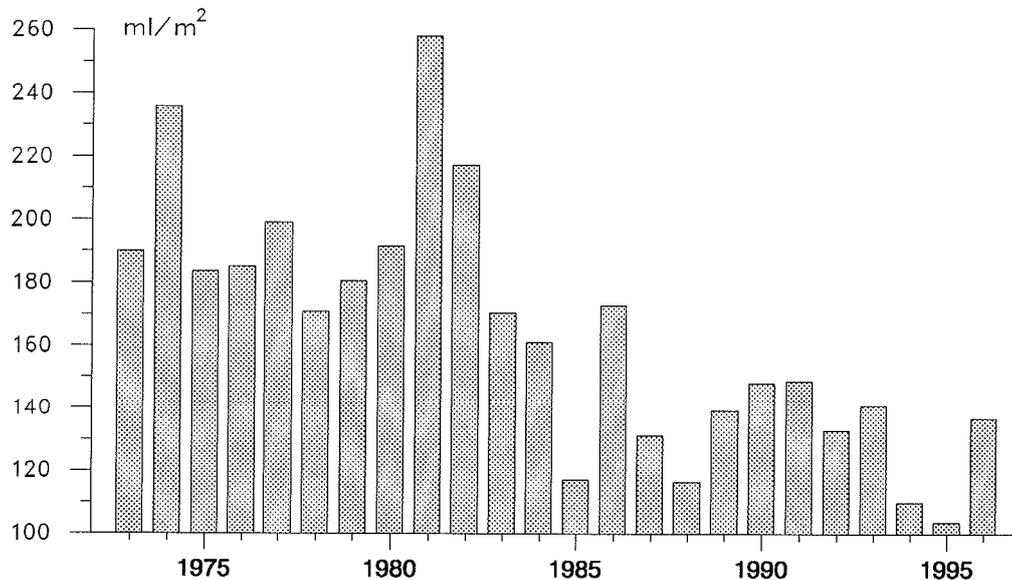


Figure 2 : Evolution à long terme du biovolume sédimenté du zooplancton (ml/m²) (Léman, SHL 2)

3.3 Relation phosphore total - zooplancton

L'évolution de l'abondance du biovolume sédimenté du zooplancton (ml/m²) a été comparée aux variations au cours des années de la teneur moyenne annuelle des eaux en phosphore total (mgP/m³) (BLANC et al., 1996). Les variations simultanées de ces deux paramètres sont relativement bien corrélées ($r = 0.75$; $N = 38$).

Plusieurs phases de l'évolution de ces deux paramètres, en relation avec les modifications du niveau de trophie du Léman, peuvent être mises en évidence (figure 3) :

- de 1959 à 1979, on observe une augmentation des teneurs en Ptot; à l'exception de l'année 1960, les valeurs du biovolume sédimenté sont faibles jusqu'en 1962; de 1963 à 1969 ces valeurs augmentent notablement, pour s'accroître à nouveau à partir de 1970, bien que de façon irrégulière, pour culminer en 1981,
- à partir de 1980, les teneurs moyennes annuelles en Ptot commencent à baisser, mais la diminution du biovolume zooplanctonique ne débute qu'en 1982 pour se poursuivre jusqu'en 1988,
- de 1989 à 1996, les teneurs en Ptot décroissent progressivement alors que l'abondance du zooplancton reste à un niveau important.

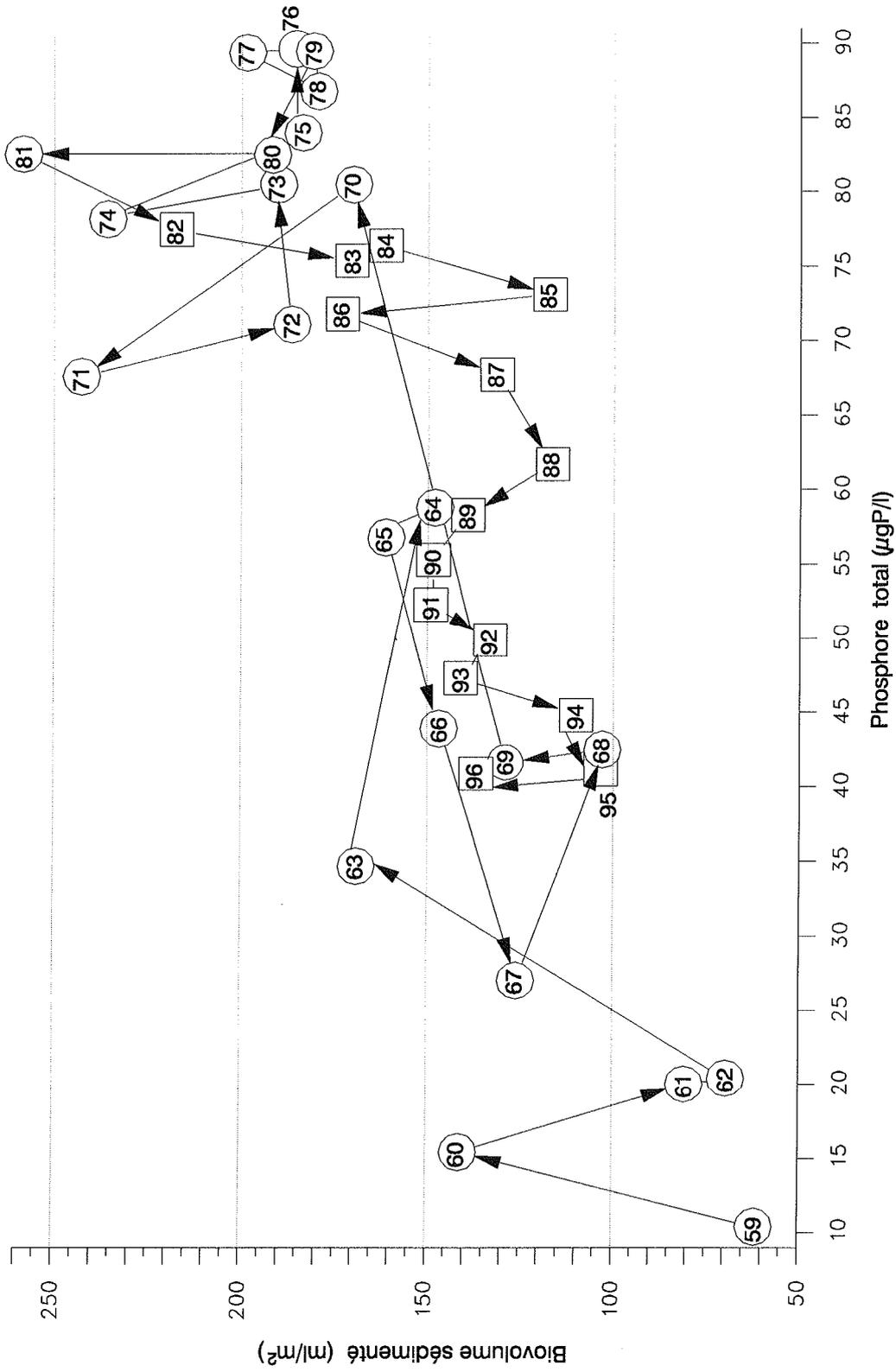


Figure 3 : Evolution comparée de la teneur en Ptot et du biovolume sédimenté du zooplancton (moyennes annuelles pondérées) (Léman, SHL 2)

Les cercles correspondent à la phase d'eutrophisation croissante et les carrés à la période de réduction du niveau de trophie du Léman

La figure 3 met bien en évidence ces différentes phases avec une première crise d'instabilité (1963-1969), une période d'eutrophisation maximale (1970-1982), une période de transition (1983-1988) et la phase couvrant la période 1989-1996. Cette dernière phase, qui recouvre relativement bien la première phase d'instabilité, nous amène à penser que le retour à des conditions antérieures n'est pas simple, et que l'évolution actuelle du Léman vers une amélioration accrue passe encore par une crise actuelle d'instabilité révélée par les études sur le phytoplancton (DRUART et al., 1996; PELLETIER et al., 1997) et le zooplancton (BALVAY, 1996).

Une telle situation peut être expliquée en partie par la structure du réseau trophique, système d'interrelations complexes dont le fonctionnement et le rendement dépendent de deux facteurs fondamentaux :

- les ressources alimentaires disponibles, assurant un contrôle ascendant (contrôle par les ressources ou *bottom-up control*),
- et l'intensité de la prédation, ou contrôle descendant (*top-down control*).

Toute modification qualitative ou quantitative d'un compartiment quelconque du réseau trophique (augmentation ou diminution des ressources nutritives par exemple) se répercute, de proche en proche, sur l'ensemble du système. Cette réaction particulière du réseau trophique à toute intervention, de quelque nature que ce soit, a depuis longtemps été mise à profit, en particulier en pisciculture extensive (BALVAY, 1980).

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. Ce phénomène a été observé dans le Léman lors de sa phase d'eutrophisation croissante (BALVAY, 1984), l'abondance moyenne annuelle du zooplancton, exprimée par le biovolume sédimenté, augmentant en même temps que le stock moyen annuel du phosphore total contenu dans les eaux.

Depuis le début des années 80, le stock de P_{tot} 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, 1996).

Il n'existe pas de relation directe entre la teneur des eaux en P_{tot} et l'abondance du zooplancton. Les éléments fertilisants sont consommés par le phytoplancton qui, selon sa composition spécifique, est plus ou moins aisément ingéré et donc contrôlé par le zooplancton herbivore. L'analyse multifactorielle ne montre pas de relation entre le P_{tot} et le biovolume de zooplancton sédimenté en prenant en compte les valeurs simultanées de ces deux paramètres lors de chaque prélèvement (JABAUD, 1996).

Il existe pourtant une nette relation entre le stock moyen annuel de P_{tot} et l'abondance moyenne annuelle du zooplancton (figure 3). L'évolution de la teneur moyenne des eaux en P_{tot} au cours de la phase d'eutrophisation croissante du Léman montre un pic en 1964 et 1965, et un minimum en 1967 (BLANC et al., 1996). La brusque augmentation des teneurs moyennes annuelles en P_{tot} est liée à l'existence d'une circulation hivernale des eaux, atteignant 250 m durant l'hiver 1962-1963, totale en 1963-1964 et 1964-1965, alors que cette circulation n'a atteint que 50 m de profondeur durant les hivers 1965-1966 et 1966-1967. Cette augmentation des teneurs en P_{tot} s'est répercutée sur le fonctionnement du réseau trophique, amenant un développement plus intense du zooplancton à partir de 1963.

Les variations d'abondance du zooplancton sont comparables à celles des teneurs en P_{tot} avec toutefois un léger décalage dans le temps que l'on retrouve lors de la phase d'eutrophisation maximale du Léman.

TABLEAU 1 - Liste des espèces rencontrées dans le Léman en 1996

ROTIFERES	FILINIIDAE
BRACHIONIDAE	<i>Filinia terminalis</i>
<i>Keratella cochlearis</i>	COLLOTHECIDAE
<i>K. cochlearis</i> var. <i>hispidula</i>	<i>Collotheca</i> sp.
<i>K. cochlearis</i> var. <i>irregularis</i>	<i>Stephanoceros fimbriatus</i> *
<i>Keratella hiemalis</i>	PHILODINIDAE
<i>Keratella quadrata</i>	<i>Philodina</i> sp.
<i>Keratella tecta</i>	ENTOMOSTRACES
<i>Notholca caudata</i>	CLADOCERES
<i>Notholca squamula</i>	SIDIDAE
<i>Kellicottia longispina</i>	<i>Sida crystallina</i> *
<i>Anuraeopsis fissa</i>	DAPHNIIDAE
EUCHLANIDAE	<i>Daphnia galeata</i>
<i>Euchlanis dilatata</i> *	<i>Daphnia hyalina</i>
MYTILINIDAE	<i>D. hyalina</i> var. <i>pellucida</i>
<i>Mytilina ventralis macracantha</i> *	<i>D. hybrides hyalina/galeata</i>
TRICHOTRIDAE	<i>Daphnia longispina</i>
<i>Trichotria pocillum</i> *	<i>Simocephalus vetulus</i> *
COLURELLIDAE	BOSMINIDAE
<i>Colurella adriatica</i>	<i>Bosmina longirostris</i>
<i>Colurella uncinata bicuspidata</i> *	<i>Eubosmina coregoni coregoni</i>
<i>Lepadella patella</i> *	<i>Eubosmina longispina</i>
LECANIDAE	<i>Eubosmina mixta</i>
<i>Lecane (Lecane) luna</i> *	CHYDORIDAE
<i>Lecane (Monostyla) closterocerca</i> *	<i>Acroperus harpae</i> *
<i>Lecane (Monostyla) lunaris</i> *	<i>Alona quadrangularis</i> *
NOTOMMATIDAE	<i>Alona rectangula</i> *
<i>Cephalodella</i> sp.	<i>Chydorus sphaericus</i> *
<i>Scaridium longicaudum</i> *	<i>Eurycercus lamellatus</i> *
TRICHOCERCIDAE	<i>Leydigia quadrangularis</i> *
<i>Trichocerca dixon-nuttalli</i>	<i>Pleuroxus aduncus</i> *
<i>Trichocerca porcellus</i>	<i>Pleuroxus denticulatus</i> *
<i>Trichocerca pusilla</i>	<i>Pleuroxus truncatus</i> *
<i>Trichocerca rattus</i> *	<i>Pleuroxus uncinatus</i> *
<i>Trichocerca rousseleti</i>	POLYPHEMIDAE
GASTROPODIDAE	<i>Bythotrephes longimanus</i>
<i>Gastropus stylifer</i>	LEPTODORIDAE
<i>Ascomorpha ovalis</i>	<i>Leptodora kindtii</i>
<i>Ascomorpha saltans</i>	CYCLOPIDES
SYNCHAETIDAE	<i>Acanthocyclops robustus</i>
<i>Synchaeta lakowitziana</i>	<i>Cyclops prealpinus</i>
<i>Synchaeta oblonga</i>	<i>Cyclops vicinus</i>
<i>Synchaeta pectinata</i>	<i>Eucyclops serrulatus</i> *
<i>Synchaeta stylata</i>	<i>Megacyclops gigas</i>
<i>Synchaeta grandis</i>	<i>Mesocyclops leuckarti</i>
<i>Synchaeta tremula kitina</i>	CALANIDES
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	<i>Eudiaptomus gracilis</i>
<i>Polyarthra major</i>	MOLLUSQUES
<i>Polyarthra vulgaris</i>	<i>Dreissena polymorpha</i>
<i>Ploesoma truncatum</i>	
ASPLANCHNIDAE	
<i>Asplanchna priodonta</i>	
TESTUDINELLIDAE	
<i>Pompholyx sulcata</i>	
<i>Testudinella mucronata</i> *	
<i>Testudinella patina</i> *	
CONOCHILIDAE	
<i>Conochilus unicornis</i>	
<i>Conochilus hippocrepis</i>	

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

4. COMPOSITION DE LA BIOCÉNOSE ZOOPLANCTONIQUE

La composition de la biocénose zooplanctonique ne présente que quelques modifications mineures par rapport à 1995 (tableau 1), la plupart d'entre elles concernant essentiellement la microfaune littorale, toujours plus diversifiée que la faune pélagique. 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 légère régression par rapport à l'année précédente (tableau 2). Les pics de printemps (*Polyarthra* spp + *Conochilus unicornis*) et d'automne (*Polyarthra* spp) sont cependant en faible progression alors que le pic estival a nettement diminué.

Après un premier développement en avril qui cesse en mai en raison des conditions climatiques défavorables, l'essor des rotifères reprend fin mai pour culminer le 3 juin. Durant le deuxième semestre, cette population présente des variations continues en rapport avec le développement passager de certaines espèces, par exemple *Synchaeta oblonga* et *Keratella cochlearis* en août, *Polyarthra major* en octobre.

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

	1993	1994	1995	1996
Moyenne annuelle	1'199'000	1'501'000	1'224'600	1'137'000
Pic de printemps (date)	2'435'000 (07.06)	12'247'700 (24.05) (pic majeur)	5'116'800 (29.05) (pic majeur)	7'664'800 (03.06) (pic majeur)
Pic d'été (date)	5'387'000 (05.07) (pic majeur)	3'354'000 (04.07)	2'748'500 (07.08)	1'497'600 (19.08)
Pic d'automne (date)	1'702'000 (05.10)	3'230'400 (22.08)	1'634'500 (15.11)	2'257'400 (21.10)

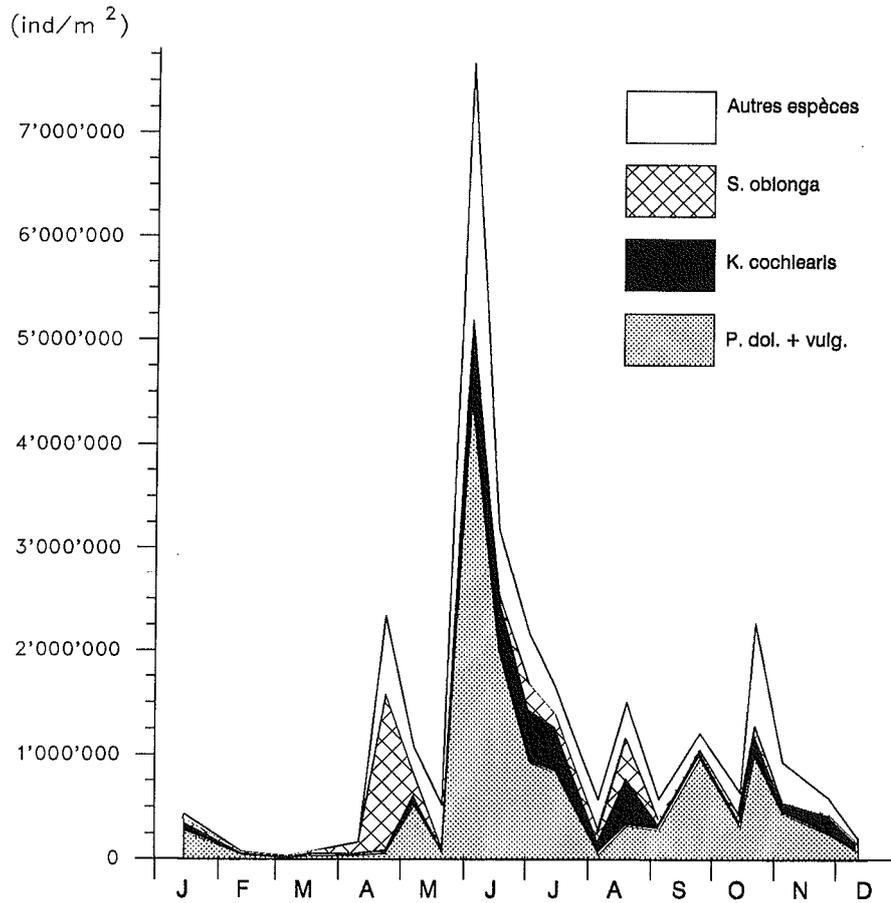


Figure 4 : Evolution de l'abondance saisonnière des rotifères (ind/m²) (Léman, SHL 2, 1996)

L'abondance majeure des rotifères est due à *Polyarthra (dolichoptera + vulgaris)*, avec des effectifs en très forte augmentation, remplaçant *Keratella cochlearis*, espèce en net déclin en 1996; les autres espèces sont généralement en diminution à l'exception du rotifère omnivore *Asplanchna priodonta* et du rotifère colonial *Conochilus unicornis*.

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

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

4.2 Entomostracés

4.2.1 Abondance et cycle annuel des entomostracés

L'abondance moyenne annuelle des entomostracés est en augmentation en 1996, avec une valeur voisine de celle observée en 1994, en raison de la forte intensité des pics printanier et d'automne.

Les cladocères sont dominés par *Daphnia hyalina*, espèce deux fois plus abondante qu'en 1995. Il faut souligner la réapparition de *Mesocyclops leuckarti*, en très faible abondance dans les échantillons. *Acanthocyclops robustus*, rare en 1994, et qui avait manifesté un développement marqué en 1995 avec une moyenne annuelle de 15'600 ind/m², est à nouveau rare en 1996.

Après un premier pic d'abondance du zooplancton dû à l'arrivée dans le domaine planctonique des copépodites de stade 4 de *Cyclops vicinus*, le pic printanier des entomostracés résulte du développement intense de *Daphnia hyalina* et en partie de celui d'*Eudiaptomus gracilis*, cette dernière espèce étant également la principale responsable du pic d'automne.

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

	1993	1994	1995	1996
Moyenne annuelle	587'000	448'200	331'800	461'300
Pic de printemps (date)	2'824'000 (17.05)	2'082'000 (09.05)	1'016'400 (29.05)	2'328'200 (03.06)
	(pic majeur)	(pic majeur)	(pic majeur)	(pic majeur)
Pic d'automne (date)	521'000 (05.10)	328'300 (25.10)	321'800 (15.11)	917'300 (04.11)

En valeur moyenne annuelle, les calanides représentent toujours le groupe dominant du zooplancton crustacéen (43.0 % des individus), dominant les cyclopidés (32.8 %) et les cladocères (24.2 %) (figure 5).

Les entomostracés herbivores (calanides, cyclopidés juvéniles, daphnies et bosmines) ont toujours constitué la fraction dominante du zooplancton en 1996 (84.9 % du nombre total des entomostracés).

Ce n'est qu'à la fin de l'hiver que l'importance relative des herbivores est un peu moins importante en raison de l'arrivée dans le domaine planctonique des copépodites de stade 4 de *Cyclops vicinus*, précédemment en diapause dans les sédiments.

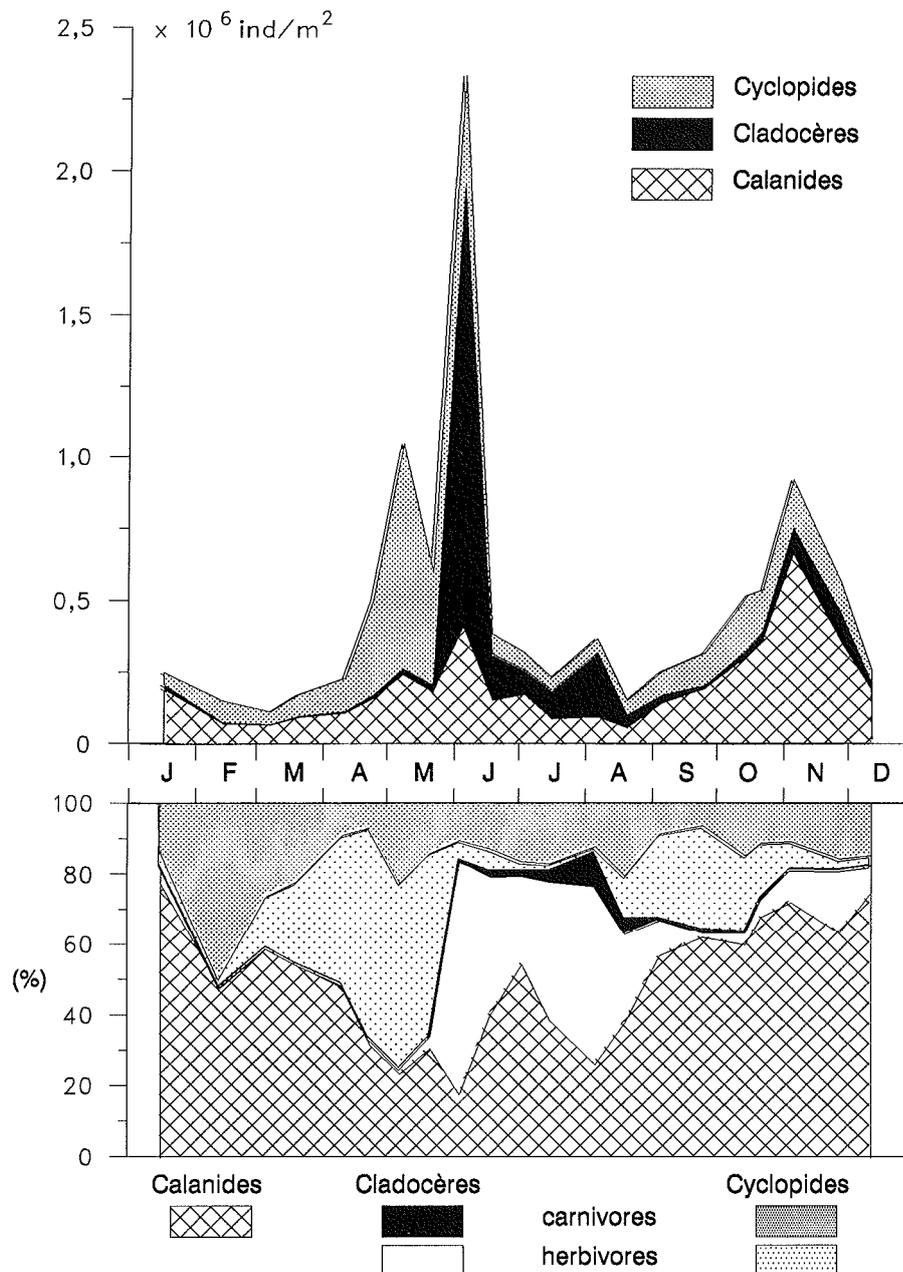


Figure 5 : Variations saisonnières de l'abondance des entomostracés (ind/m^2) et importance relative des différents groupes (Léman, SHL 2, 1996)

4.2.2 Cladocères

Ce groupe renferme des organismes herbivores, Daphniidés (*Daphnia hyalina*, *D. longispina*, *D. galeata*) et Bosminidés (*Bosmina longirostris*, *B. longispina* et *B. coregoni*), ainsi que des prédateurs (*Leptodora kindtii* et *Bythotrephes longimanus*). Les autres familles citées dans le tableau 1 sont inféodées aux régions littorales et ne sont qu'accidentellement rencontrées en zone pélagique.

Toutes espèces confondues, les cladocères herbivores sont nettement plus abondants qu'en 1995 (tableau 5) et présentent toujours de brutales variations d'abondance au cours de l'année (figure 6), liées au développement saisonnier des daphnies en relation avec l'abondance du nanophytoplancton.

Daphnia hyalina représente depuis de nombreuses années le plus abondant des cladocères dans le Léman, en forte augmentation numérique en raison d'un développement intense le 3 juin 1996. Cette espèce est nettement dominante la majeure partie de l'année; son importance relative diminue à partir de la fin du printemps avec le développement de *Bosmina* spp.

L'abondance accrue des cladocères herbivores résulte du très intense développement printanier de *Daphnia hyalina*, principale responsable du pic majeur des entomostracés le 3 juin.

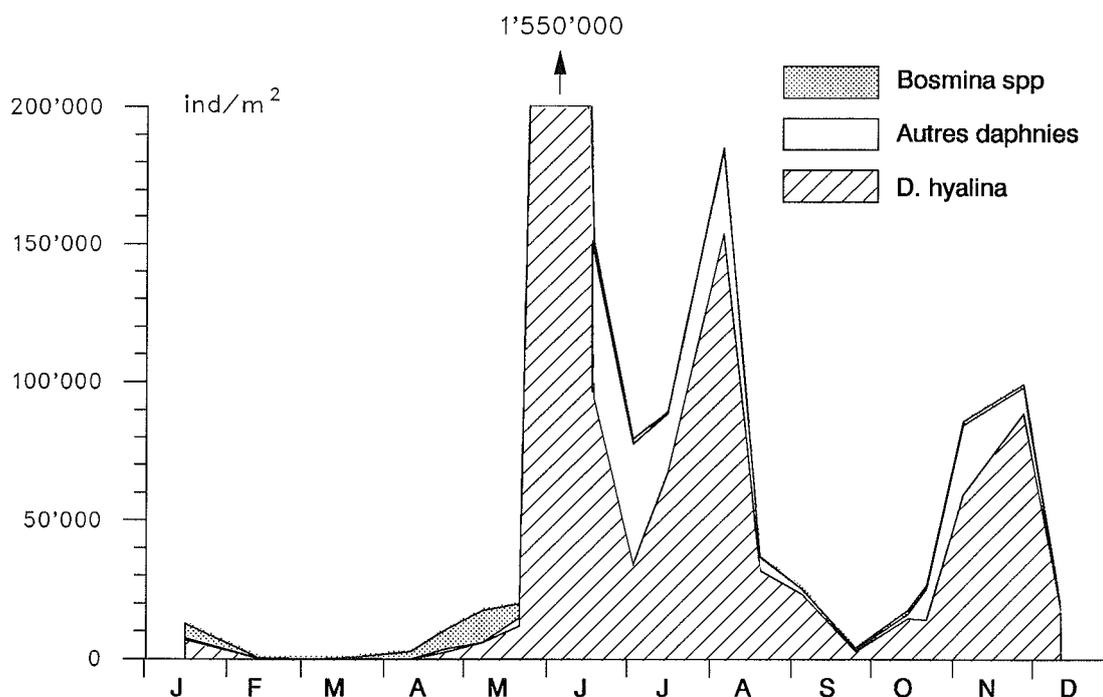


Figure 6 : Evolution saisonnière des cladocères herbivores (ind/m²) (Léman, SHL 2, 1996)

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

	1993	1994	1995	1996
Moyenne annuelle	109'000	95'100	55'800	98'424
Pic de printemps (date)	769'000 (07.06)	718'200 (06.06)	305'200 (29.05)	1'541'500 (03.06)
	(pic majeur)	(pic majeur)	(pic majeur)	(pic majeur)
Pic d'automne (date)	252'000 (24.11)	86'900 (25.10)	65'800 (18.12)	185'200 (05.08)

Succédant à la phase des eaux claires due à la forte régression de l'abondance du phytoplancton lors du développement printanier des daphnies, le déclin estival de ces cladocères herbivores dépend de plusieurs causes :

- apparition des daphnies mâles dès le début juin, induisant la reproduction sexuée avec production d'oeufs de durée,
- très nette diminution de l'importance des pontes parthénogénétiques dès la mi-juin,
- prédation exercée sur les daphnies par les cladocères prédateurs *Leptodora kindtii* et *Bythotrephes longimanus*, très abondants à partir de juin,
- prédation due aux poissons sur les daphnies de grande taille.

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 (figure 7). Cependant, *Leptodora kindtii* développe une très importante population au début du mois d'août (32'000 ind/m²), près de 3 fois plus importante qu'en août 1995 (11'700 ind/m²). Les mâles de *Leptodora*, toujours moins nombreux que les femelles, apparaissent à partir de juillet et perdurent jusqu'en décembre.

L'abondance accrue de ces cladocères prédateurs durant la phase de stratification des eaux constitue une des causes principales de la chute drastique de la population de daphnies en juillet, se surimposant à la prédation exercée par les poissons juvéniles.

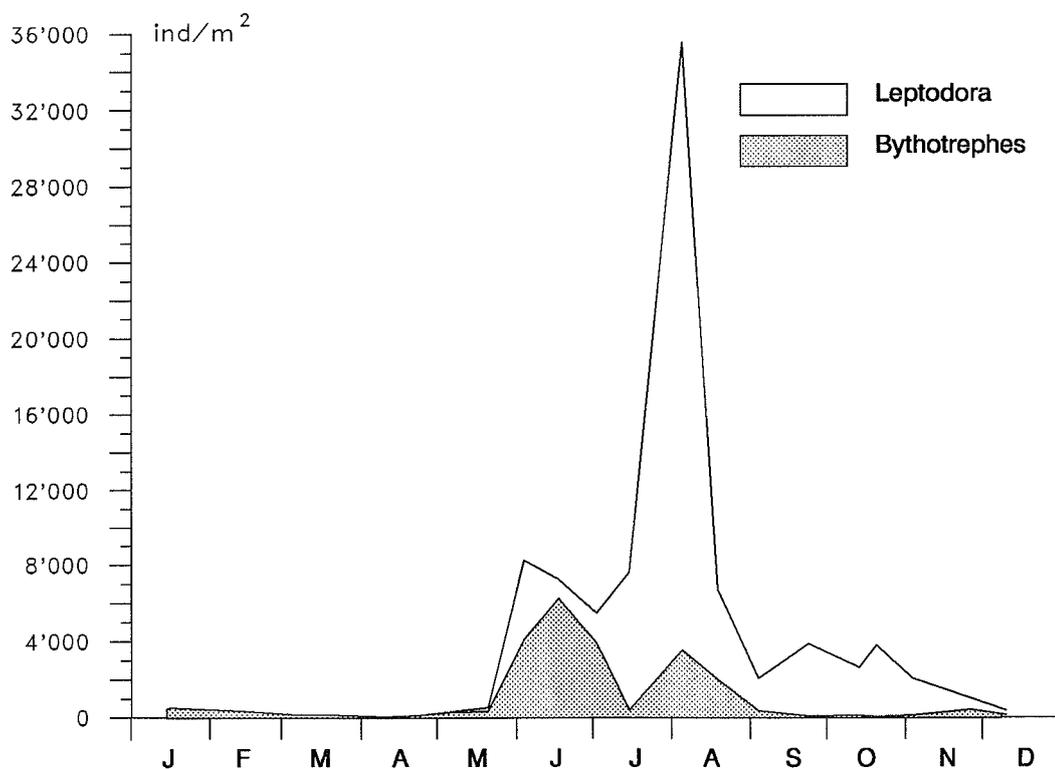


Figure 7 : Evolution saisonnière des cladocères prédateurs (ind/m²) (Léman, SHL 2, 1996)

4.2.3 Calanides

Il n'existe que peu de variations d'abondance d'*Eudiaptomus gracilis* au cours de ces dernières années. Les variations saisonnières sont consécutives à plusieurs périodes de reproduction, plus intenses en mai et lors de la phase de refroidissement des eaux en automne. Les pics majeurs de printemps et d'automne sont quelque peu retardés par rapport à 1995 et la population de calanides est relativement abondante en automne 1996 (tableau 6 et figure 8).

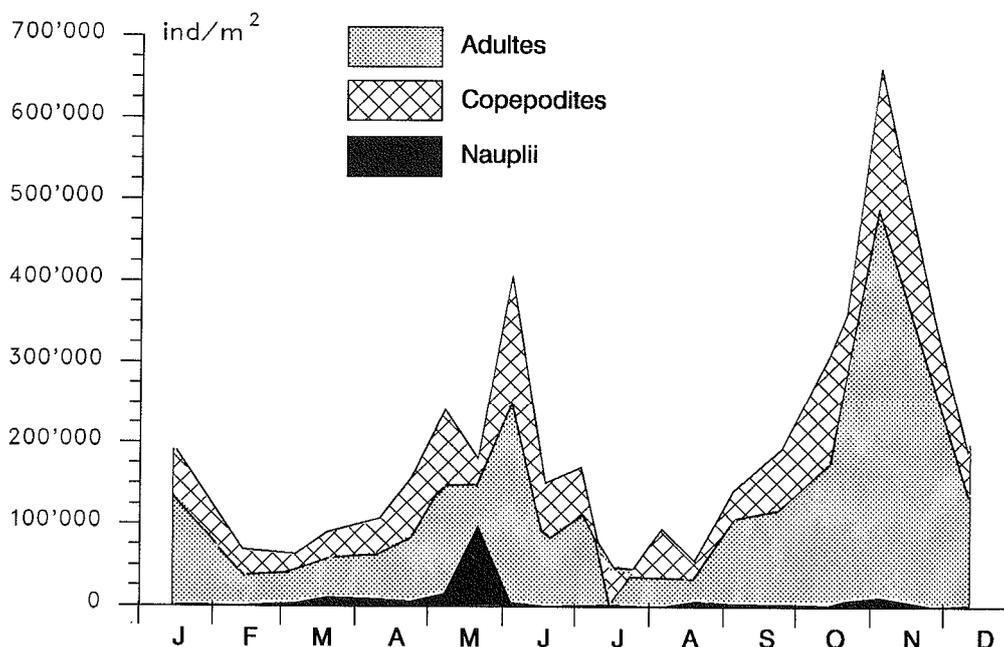


Figure 8 : Evolution saisonnière (ind/m²) des différents stades de développement des calanides (Léman, SHL 2, 1996)

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

	1993	1994	1995	1996
Moyenne annuelle	199'000	152'000	171'900	198'600
Pic d'hiver (date)	183'000 (05.04)	274'100 (12.04)	290'300 (03.04)	241'200 (06.05)
Pic de printemps (date)	309'000 (07.06)	366'200 (24.05) (pic majeur)	472'600 (29.05) (pic majeur)	405'800 (03.06)
Pic d'été (date)	216'000 (23.08)	230'400 (05.09)	106'800 (07.08)	94'500 (02.08)
Pic d'automne (date)	413'000 (21.09) (pic majeur)	204'900 (25.10)	183'900 (02.10)	661'100 (04.11) (pic majeur)

4.2.4 Cyclopides

Les cyclopides sont essentiellement représentés par *Cyclops vicinus*, espèce dominante, et *C. prealpinus*, avec quelques espèces accompagnantes peu abondantes (*Acanthocyclops robustus*, *Mesocyclops leuckarti* et *Megacyclops gigas*). Les cyclopides sont globalement en progression par rapport à 1995, avec un pic printanier très important alors que la population automnale n'a que peu augmenté (tableau 7 et figure 9).

Espèce dominante durant le premier semestre, *Cyclops vicinus* se raréfie très fortement en été et cède la place à *C. prealpinus* durant le second semestre.

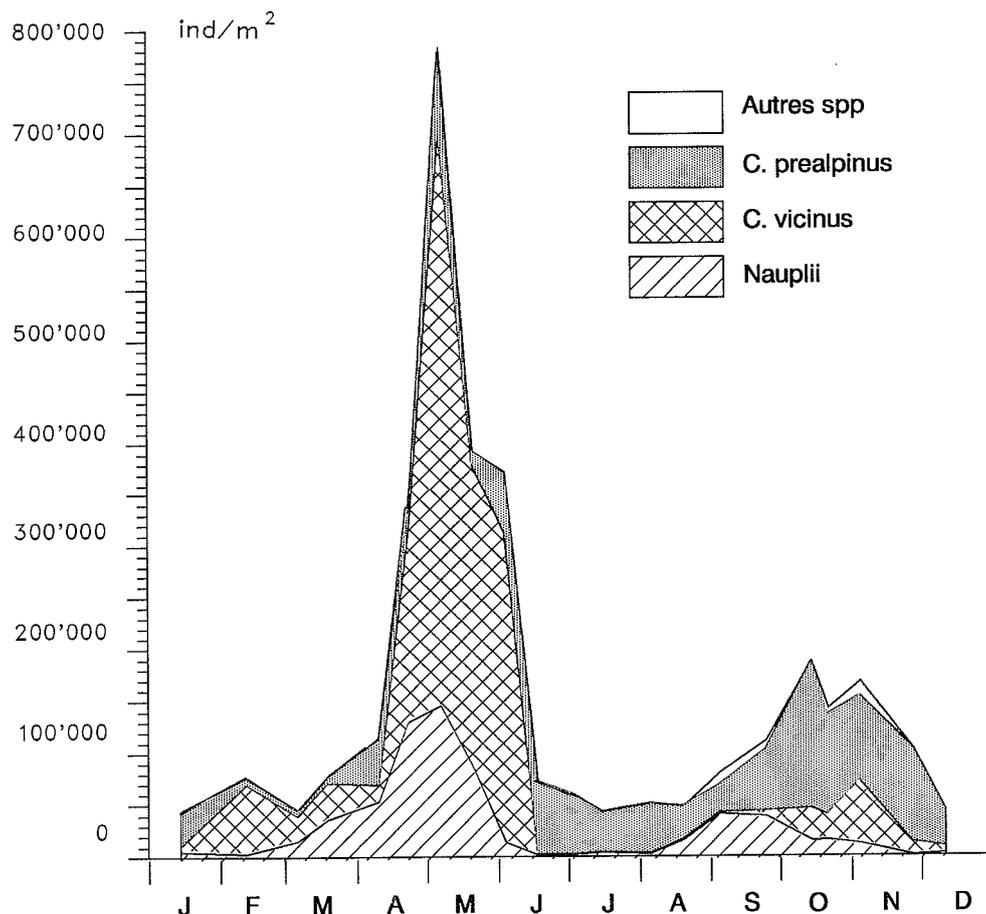


Figure 9 : Abondance saisonnière des principales espèces de cyclopides (ind/m²) (Léman, SHL 2, 1996)

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

	1993	1994	1995	1996
Moyenne annuelle	276'000	197'100	100'500	140'700
Pic de printemps (date)	2'355'000 (17.05)	1'807'400 (09.05)	254'600 (16.05)	783'200 (06.05)
	(pic majeur)	(pic majeur)	(pic majeur)	(pic majeur)
Pic d'automne (date)	106'000 (24.11)	78'500 (09.08)	164'500 (27.11)	187'900 (14.10)

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.

La biomasse du zooplancton (poids frais en g/m²) présente en 1996 une valeur voisine de celle observée en 1993; cette similitude entre ces deux années a déjà été signalée en ce qui concerne le biovolume sédimenté. Cette biomasse est due principalement aux organismes de la classe 5 (1-2 mm) correspondant surtout aux stages âgés des entomostracés.

En raison du développement saisonnier intense de certaines espèces, on observe des pics très importants et de faible durée le 3 juin pour les classes 4, 5 (essor des daphnies) et 6 (développement de *Bythotrephes* et *Leptodora*) ainsi que le 5 août en raison des très importants effectifs de *Leptodora*.

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

Classes et limites de tailles	1993		1994		1995		1996	
	g/m ²	(%)						
1 (0.06-0.12 mm)	0.34	(0.9)	0.32	(1.0)	0.25	(0.9)	0.40	(1.0)
2 (0.12-0.25 mm)	0.32	(0.8)	0.49	(1.5)	0.34	(1.2)	0.32	(0.8)
3 (0.25-0.50 mm)	0.69	(1.7)	0.73	(2.2)	1.66	(5.7)	0.54	(1.4)
4 (0.50-1 mm)	11.37	(28.3)	7.21	(21.9)	5.42	(18.8)	7.04	(17.9)
5 (1-2 mm)	24.08	(60.0)	18.79	(57.1)	16.88	(58.4)	24.88	(63.1)
6 (2-4 mm)	1.08	(2.7)	2.11	(6.4)	2.05	(7.1)	2.98	(7.6)
7 (4-8 mm)	1.94	(4.8)	2.46	(7.5)	1.50	(5.2)	2.90	(7.3)
8 (> 8 mm)	0.30	(0.8)	0.80	(2.4)	0.78	(2.7)	0.36	(0.9)
Biomasse totale	40.12		32.91		28.88		39.42	

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

La structure du peuplement rotatorien montre cette année encore une très importante dominance des espèces oligo-mésotrophes par rapport aux espèces méso-eutrophes (figure 11), phénomène amplifié par l'intense développement de *Polyarthra* spp chez les premières et la réduction de *Keratella quadrata* pour ces dernières.

En plus de la brève réapparition et en très faible abondance d'*Anuraeopsis fissa* (espèce signalée uniquement en 1975 par BALVAY et al., 1990) survenue en octobre 1996 après le très intense développement de *Mougeotia gracillima* (PELLETIER et al. 1997), quatre autres espèces eutrophes ont été observées cette année, avec des effectifs en nette diminution (*Synchaeta pectinata*, *Pompholyx sulcata*, *Trichocerca porcellus*) ou relativement stables (*Keratella tecta*).

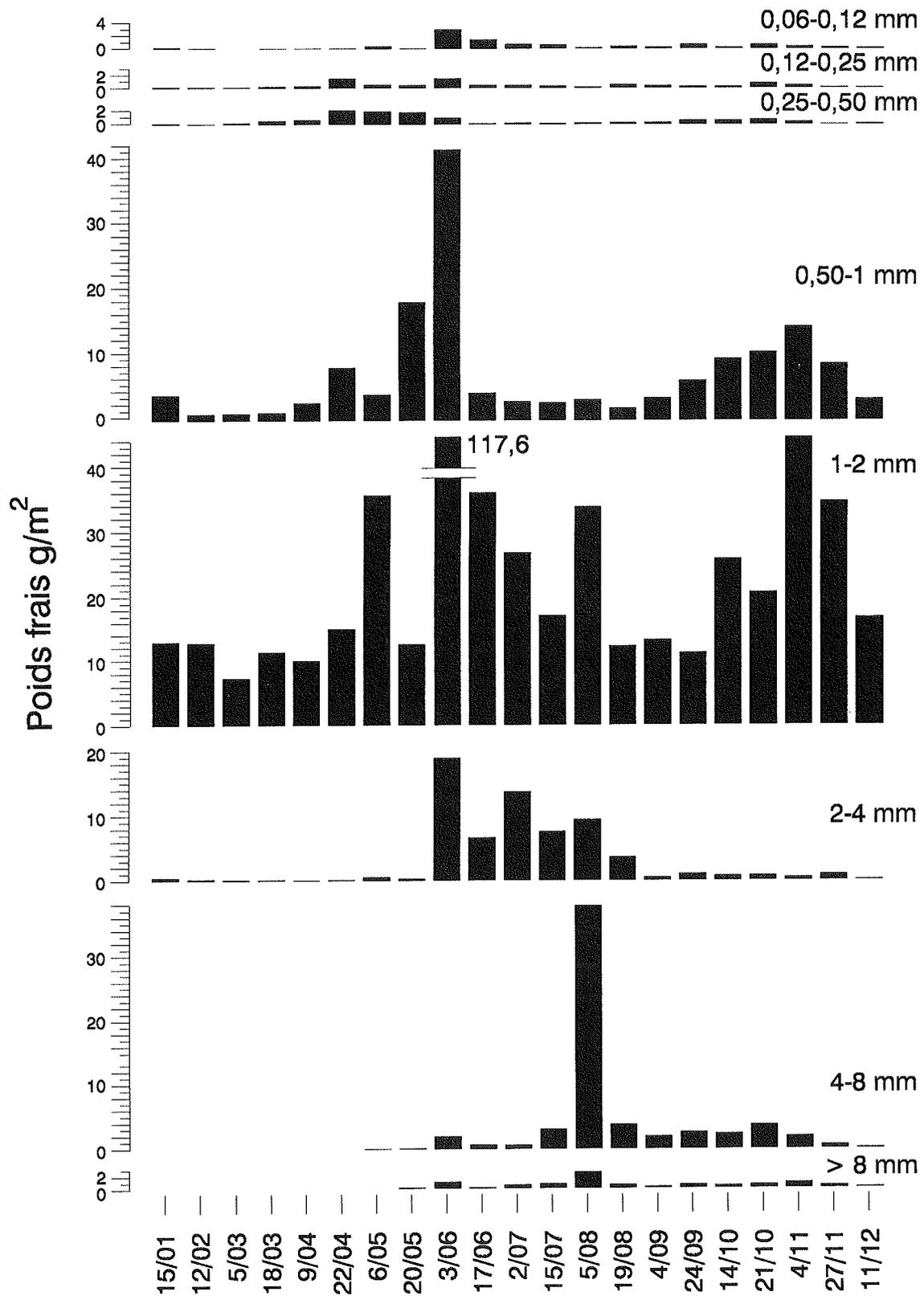


Figure 10 : Répartition de la biomasse totale du zooplancton (poids frais en g/m²) en fonction des différentes classes de taille (Léman, SHL 2, 1996)

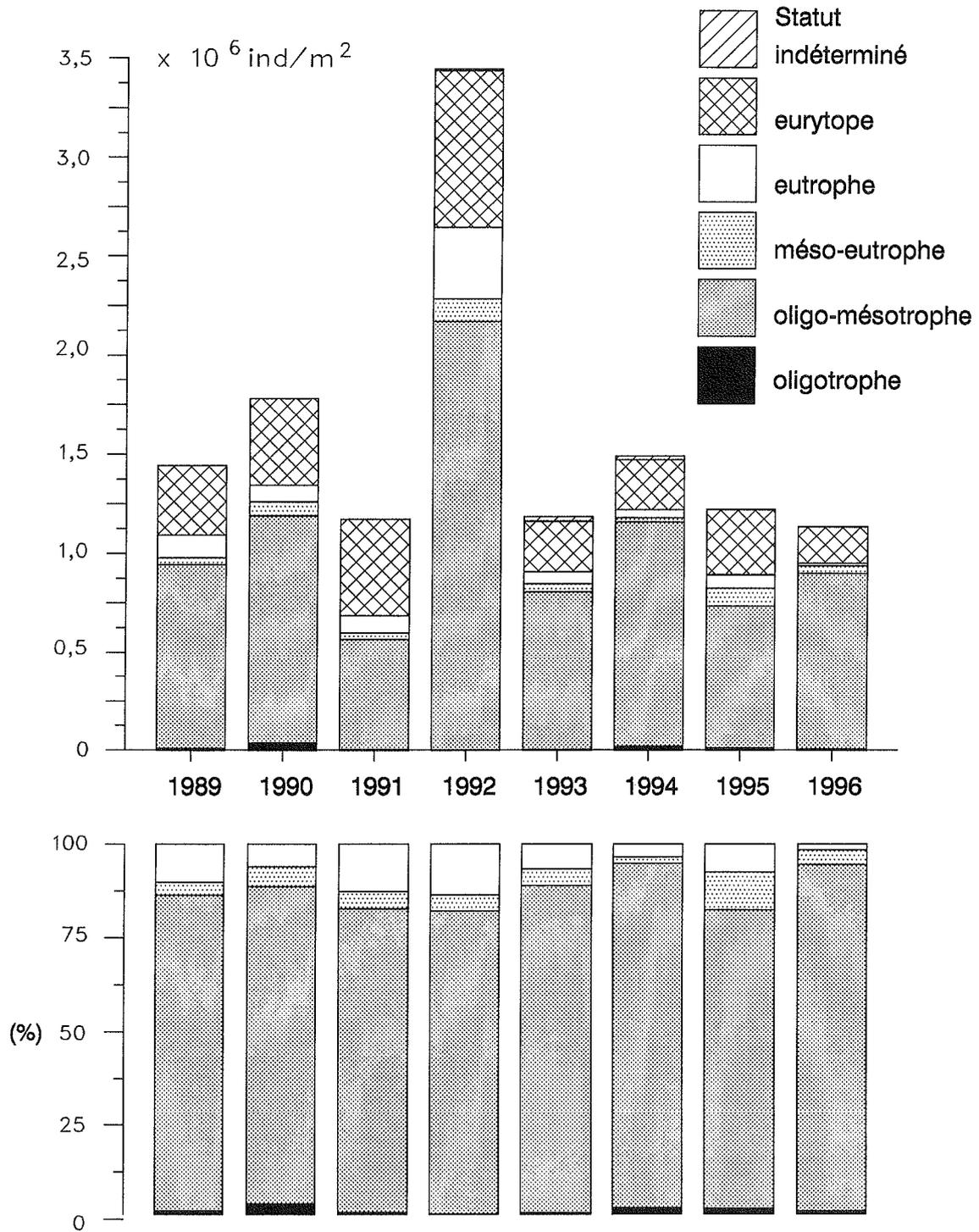


Figure 11 : Répartition des différentes associations de rotifères en fonction de leur statut d'indicateur de trophie (Léman, SHL 2)

7. CONCLUSIONS

L'année 1996 est caractérisée par les critères suivants :

- augmentation de l'abondance moyenne annuelle des crustacés planctoniques,
- augmentation du biovolume sédimenté du zooplancton,
- diminution de l'abondance des rotifères, vraisemblablement en raison de la compétition alimentaire avec les cladocères filtreurs, ces derniers étant beaucoup plus efficaces que les rotifères,
- accroissement global des entomostracés, avec une nette augmentation des pics printaniers (chez les cladocères et les cyclopidés) et d'automne (pour les cladocères et les calanidés),
- variations saisonnières d'abondance du zooplancton très marquées, avec des pics saisonniers de forte intensité et une tendance à maintenir une population de fin d'été et d'automne plus importante que durant les années précédentes,
- raréfaction des petits cyclopidés *Acanthocyclops robustus* et *Mesocyclops leuckarti*.

Bien que les entomostracés herbivores représentent en général l'élément dominant de la biocénose crustacéenne, le fonctionnement du réseau trophique a été perturbé par le développement important de certaines algues filamenteuses, *Mougeotia* 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 abondants au printemps).

La restauration progressive du Léman se manifeste au niveau de la qualité chimique des eaux et de certains organismes benthiques (LANG, 1997). En ce qui concerne le zooplancton, la tendance globale à la diminution d'abondance observée depuis une quinzaine d'années, malgré l'augmentation des entomostracés en 1996, va dans le sens de l'amélioration, mais il subsiste toujours des problèmes d'adéquation entre la composition du zooplancton et celle du phytoplancton.

Au vu des relations existant entre le Ptotal et le biovolume sédimenté du zooplancton, il est logique d'admettre que si l'amélioration du Léman se poursuit jusqu'à présent, 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 Ptotal ont dépassé 20 $\mu\text{gP/l}$, 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 des conditions antérieures, semble impliquer le passage au travers d'une nouvelle crise d'instabilité (1989-1996).

Il faut espérer que cette situation n'est que passagère et que le Léman retrouvera rapidement une qualité biocénotique comparable à celle des années 1961-1962 lorsque le lac sera hors des conditions d'apparition de cette crise actuelle, quand la concentration moyenne des eaux en phosphore total approchera ou atteindra la zone des 20-30 $\mu\text{gP/l}$.

BIBLIOGRAPHIE

- BALVAY, G. (1980) : Fonctionnement et contrôle du réseau trophique en étang. *In* R. Billard (ed.), La pisciculture en étang, INRA Publ., Paris, 47-79.
- BALVAY, G. (1984) : Premières données sur l'évolution quantitative des Entomostracés planctoniques dans le lac Léman. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 46, 224-229.
- BALVAY, G., DRUART, J.C. et LAURENT, M. (1990) : Deuxième complément à l'inventaire du plancton du Léman. *Archs Sci.*, Genève, 43(1), 159-166.
- BALVAY, G. (1992) : Evolution du zooplancton du Léman. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.*, Campagne 1991, 99-113.
- 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. (1996) : Evolution du phytoplancton du Léman *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.*, Campagne 1995, 91-106.
- JABAUD, A. (1996) : Cadre climatique et hydrobiologique du lac Léman. *DEA Océanologie biol*, Univ. Marseille, 38 p.
- LANG, C. (1997) : Evolution trophique du Léman indiquée par les communautés de vers : campagnes 1982, 1991 et 1996. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.*, Campagne 1996.
- PELLETIER, J.P., DRUART, J.C. et REVACLIER, R. (1997) : Evolution du phytoplancton du Léman. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.*, Campagne 1996.

ÉVOLUTION TROPHIQUE DU LÉMAN INDIQUÉE PAR LES COMMUNAUTÉS DE VERS ¹

Campagnes 1982, 1991 et 1996

PAR

Claude LANG

Avec la collaboration technique d'Olivier REYMOND

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

RÉSUMÉ

Les communautés de vers (tubificidés et lumbriculidés), présentes à 40 m de profondeur, ont été étudiées en 1982, 1991 et 1996 sur la rive nord-ouest du Grand Lac (entre la pointe de Promenthoux et St-Sulpice). L'abondance relative moyenne des espèces indicatrices de conditions oligotrophes a passé de 17 % en 1982 à 41 % en 1991, puis à 45 % en 1996. D'après ces valeurs, les communautés de vers du Léman qui étaient celles d'un lac méso-eutrophe en 1982, sont en 1991 et en 1996 celles d'un lac mésotrophe. En d'autres termes, l'amélioration de la qualité biologique des sédiments, constatée pour la première fois en 1991, s'est confirmée en 1996 : le Léman est en voie de restauration, tout au moins dans la zone étudiée.

1. INTRODUCTION

Tous les processus, tant physico-chimiques que biologiques, qui se déroulent (ou qui se sont déroulés) dans un lac, exercent tôt ou tard des effets au niveau des sédiments (HAKANSON et JANSSON, 1983). Pendant la phase de restauration qui suit un épisode d'eutrophisation d'origine humaine, les sédiments gardent plus longtemps que l'eau la trace des atteintes subies (LEVINE et SCHINDLER, 1989). Pour cette raison, un lac ne sera complètement restauré que lorsque ses sédiments le seront. Pour définir le degré de restauration des sédiments, il faut utiliser des critères intégrateurs. La faune des sédiments, appelée aussi faune benthique ou zoobenthos, constitue un de ceux-ci. Sa composition se modifie en effet en fonction de la nature et de l'intensité des perturbations subies par le sédiment.

Dans cette étude comme dans d'autres (LANG, 1990; LANG et REYMOND, 1992), la composition des communautés de vers (tubificidés et lumbriculidés) est utilisée pour caractériser l'état du Léman à partir de celui de ses sédiments. Les espèces de vers qui colonisaient la zone profonde lorsque le lac était oligotrophe, servent d'élément de référence. Ces espèces oligotrophes (tableau 1) qui ont diminué lorsque le phosphore a augmenté, tendent à augmenter en réponse à sa baisse (LANG, 1990, LANG et REYMOND, 1992). Leur retour signale le rétablissement graduel de l'état originel du milieu. En effet, qui, mieux que ces espèces, saurait reconnaître si le sédiment a repris toutes ses propriétés d'avant l'eutrophisation ?

¹

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

En 1996, les communautés de vers présentes à 40 m de profondeur ont été étudiées sur la rive nord-ouest du Grand Lac. Ces résultats sont comparés à ceux obtenus en 1982 et 1991 dans cette même zone (LANG et REYMOND, 1992). En réponse à la baisse des concentrations en phosphore dans l'eau du Léman, l'abondance relative moyenne des espèces oligotrophes a passé de 17 % en 1982 à 41 % en 1991. Il s'agit de savoir si cette tendance à l'amélioration se confirme en 1996.

2. STATIONS ET MÉTHODES

La rive nord-ouest du Grand Lac, comprise entre la pointe de Promenthoux et St-Sulpice, a été étudiée en 1982, 1991 et 1996 (figure 1). En 1982, 61 stations de prélèvement, situées à 40 m de profondeur et distantes d'environ 400 m les unes des autres, ont été visitées entre la fin juin et le début juillet. Dans chaque station, une carotte de sédiment d'une hauteur d'environ 20 cm et d'une superficie de 16 cm² est prélevée au moyen d'un carottier descendu depuis la surface à l'extrémité d'un câble.

En 1991 et 1996, 64 et 68 stations respectivement ont été visitées à trois reprises entre le début mai et la mi-juin. L'emplacement réel des trois prélèvements effectués dans une même station se situe dans une zone large de 100 m, de part et d'autre de l'emplacement théorique (tous les 400 m) de chaque station. Par rapport à 1982, le nombre de prélèvements a été triplé de manière à augmenter la représentativité des résultats. Signalons enfin que les prélèvements effectués en 1996 sont répartis dans 14 zones distinctes sur la figure 1 afin de faciliter la représentation graphique des résultats (figure 2). Les délimitations sont choisies de manière à ce que les 14 zones étudiées soient de taille égale.

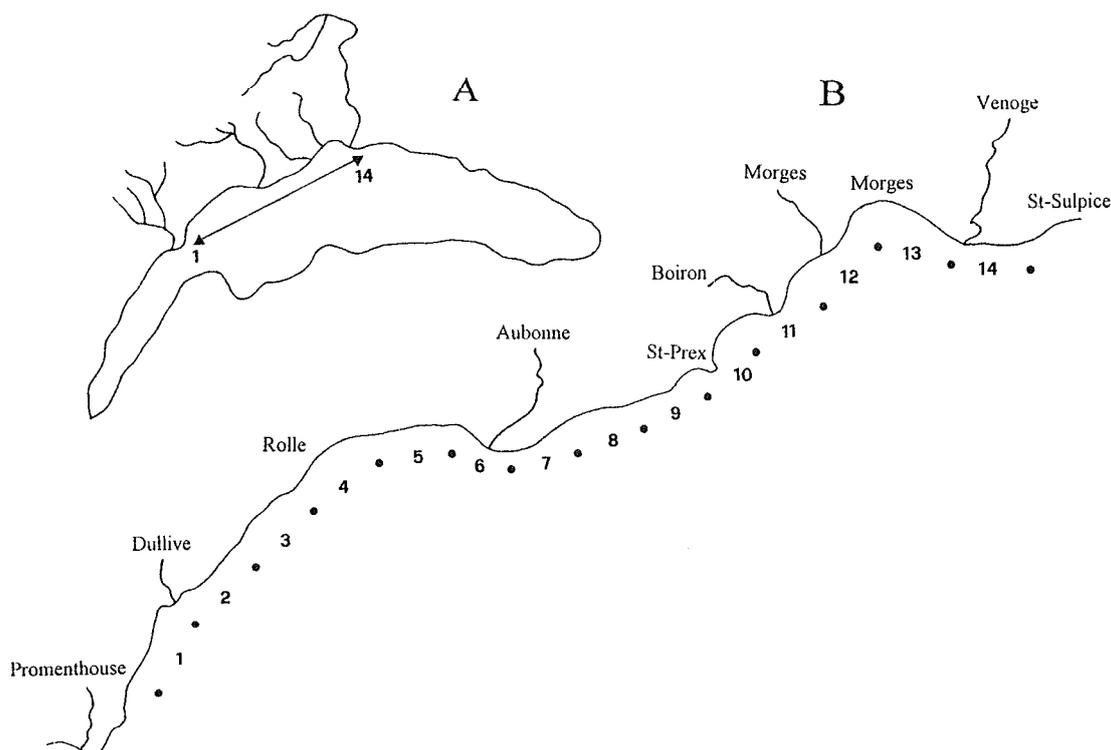


Figure 1 :
A. Localisation des zones étudiées (1 - 14) dans le Léman en 1982, 1991 et 1996.
B. Localisation et numéros d'identification des 14 zones où les prélèvements de vers ont été effectués à 40 m de profondeur

En laboratoire, le sédiment récolté dans chaque prélèvement est tamisé (maille 0.2 mm) et le refus du tamis est conservé dans du formol 8 %. Les vers (tubificidés et lumbriculidés) sont ensuite séparés du sédiment et montés, entre lame et lamelle, dans un milieu approprié (REYMOND, 1994) afin d'être identifiés jusqu'au niveau de l'espèce (tableau 1). Les espèces sont réparties en trois groupes d'après leur valeur indicatrice. L'abondance relative des espèces oligotrophes est calculée en rapportant, sous la forme de pourcentage, le nombre d'individus appartenant à ces espèces au nombre total de vers présents dans chaque prélèvement.

L'abondance relative moyenne des espèces oligotrophes passe de 70 % dans un lac oligotrophe à 52 % dans un lac oligo-mésotrophe, à 35 % dans un lac mésotrophe, à 17 % dans un lac méso-eutrophe avant d'atteindre la valeur zéro dans la zone profonde d'un lac eutrophe (LANG, 1990). Ces 5 valeurs de référence permettent de replacer la signification d'une campagne de prélèvements de vers dans le contexte de l'évolution trophique d'un lac. Par exemple, des valeurs voisines de 35 % (25 % - 45 %) sont caractéristiques de conditions mésotrophes.

La concentration moyenne en phosphore total (TP) observée dans l'eau (0 - 100 m) du Léman pour les 5 années (1991 - 1995) précédant le prélèvement des vers est de 32.2 mg/m³ (BLANC et al., 1996). Cette valeur est utilisée pour calculer l'abondance relative (%) moyenne des espèces de vers oligotrophes (OS) au moyen de l'équation suivante (LANG 1990) :

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

Si les valeurs de OS observées sont proches de la valeur empirique ainsi calculée (32.9 %), cela signifie que la restauration progresse à la même vitesse dans l'eau et dans le sédiment (LANG et REYMOND, 1996). Si les valeurs observées sont inférieures à la valeur calculée, cela veut dire que la restauration des sédiments est retardée par rapport à celle de l'eau.

C'est l'intensité de la sédimentation organique qui constitue le lien entre le phosphore et les communautés de vers. En effet, la baisse du phosphore entraîne celle de la sédimentation organique. Il en résulte une augmentation de l'abondance relative des espèces oligotrophes, qui s'explique par de meilleures conditions d'oxygénation à l'interface eau-sédiment.

TABLEAU 1 - Valeur indicatrice des principales espèces de vers (tubificidés et lumbriculidés) du Léman (LANG, 1990)

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

3. RÉSULTATS

En 1996, l'abondance relative moyenne des espèces de vers oligotrophes varie en fonction de l'emplacement des zones étudiées (figures 1 et 2). Elle tend à baisser dans les zones directement influencées par les apports des cours d'eau : la Dullive (zone 2) et l'Aubonne (zones 6 et 7). L'influence de la Venoge sur la zone 14 est faible. Dans certaines zones, la variabilité des résultats, représentée par la taille des intervalles de confiance, est grande. Dans la plupart des zones, les abondances moyennes observées sont supérieures à la valeur calculée à partir des concentrations en phosphore (voir chapitre 2 : Stations et méthodes).

En ce qui concerne l'évolution générale de l'ensemble des 14 zones étudiées, l'abondance relative moyenne des espèces oligotrophes passe de 17 % en 1982 à 41 % en 1991 puis à 45 % en 1996 (figure 3). Les différences globales observées entre les trois campagnes sont significatives (test de KRUSKAL-WALLIS, P = 0.0001); toutefois, d'après un test de comparaisons multiples, les différences entre 1991 et 1996 ne le sont pas.

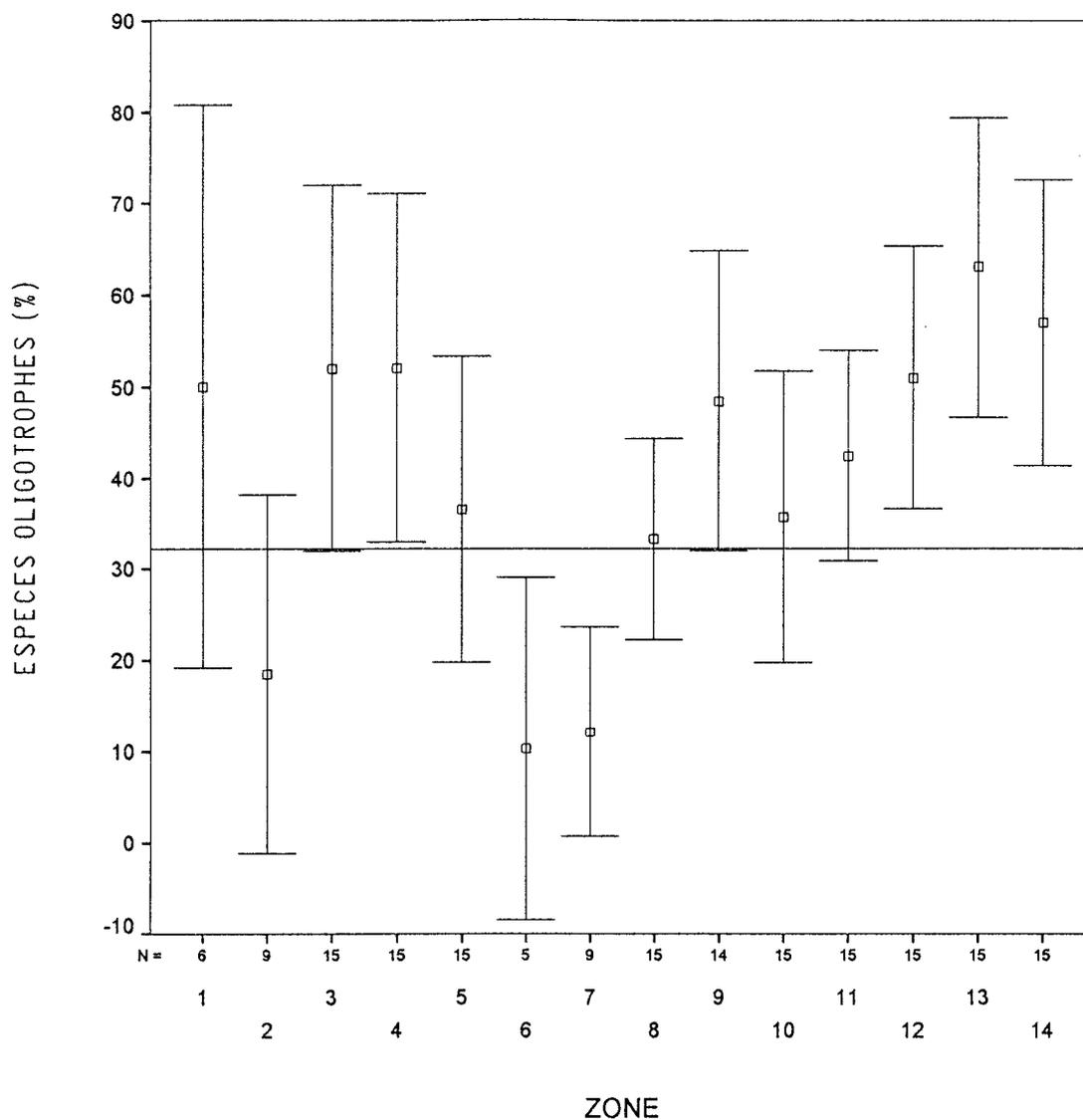


Figure 2 : Abondance relative moyenne (%) des espèces de vers oligotrophes observée en 1996 dans chacune des 14 zones étudiées (figure 1). L'intervalle de confiance de 95 % autour de la moyenne ainsi que le nombre de prélèvements effectués (N) sont indiqués pour chaque zone. La ligne horizontale correspond à l'abondance relative moyenne des espèces oligotrophes calculée à partir de la concentration moyenne en phosphore observée entre 1991 et 1995 (voir Stations et méthodes)

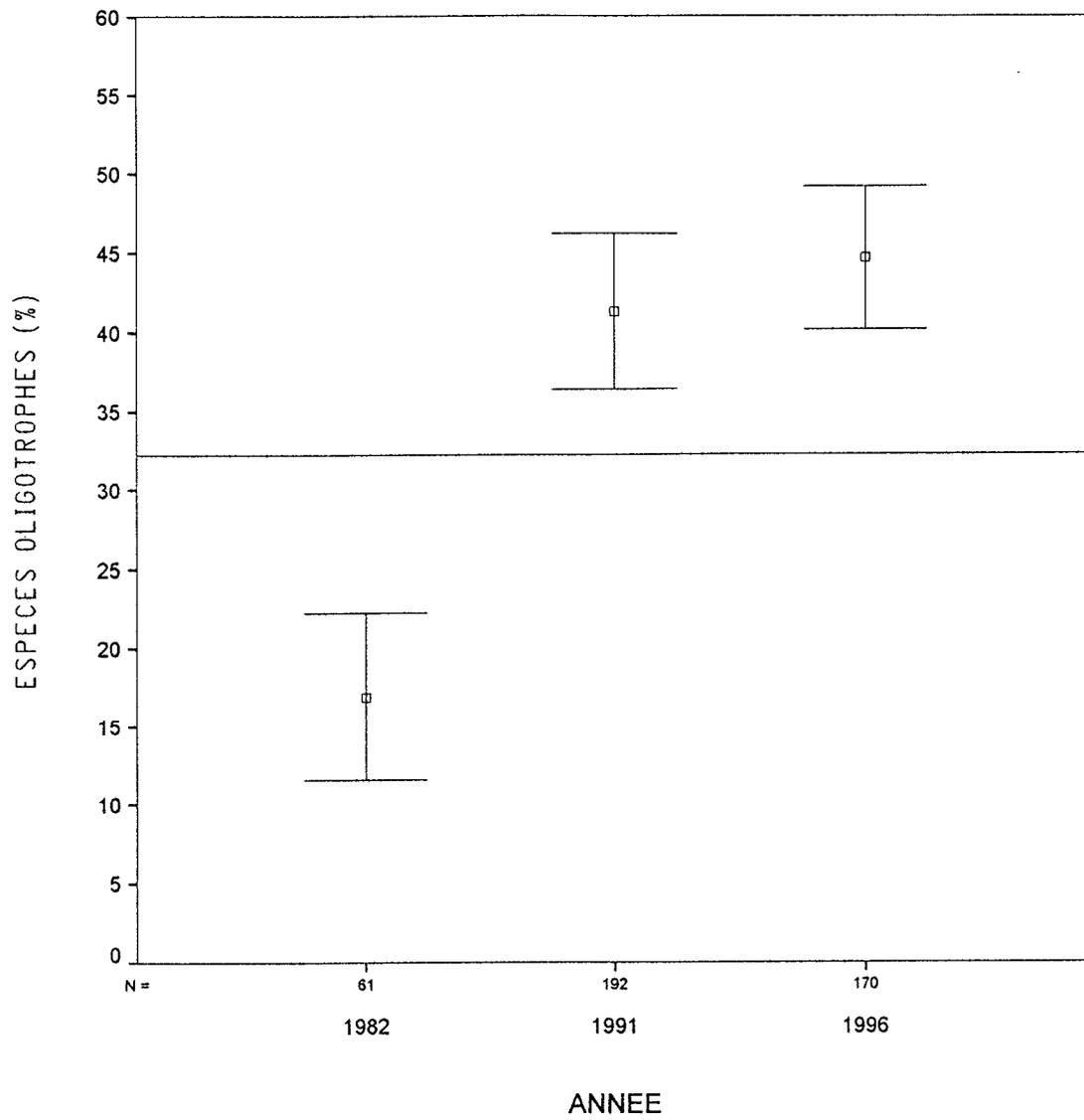


Figure 3 : Evolution de l'abondance relative moyenne (%) des espèces de vers oligotrophes entre 1982 et 1996 à 40 m de profondeur dans l'ensemble des 14 zones étudiées (légende, voir figure 2)

4. DISCUSSION

L'augmentation de l'abondance relative moyenne des espèces oligotrophes dans les communautés de vers du Léman montre que l'état des sédiments s'améliore, à 40 m de profondeur tout au moins (figure 3). Toutefois, ce n'est qu'entre 1982 et 1991 que l'amélioration est très accentuée; au contraire, entre 1991 et 1996, elle n'est pas significative. Tout se passe comme si l'évolution biologique procédait de façon discontinue: un saut suivi d'un palier.

Le caractère discontinu de cette évolution peut s'expliquer par les conditions trophiques et les intervalles de temps différents qui existent entre les campagnes comparées. Dans le premier cas, les communautés de vers ont eu 9 ans pour s'adapter à une baisse du phosphore total de 77 mgP/m³ en 1982 à 52 mgP/m³ en 1991; dans le deuxième cas, elles n'ont eu que 5 ans pour réagir à une baisse de 52 mgP/m³ en 1991 à 41 mgP/m³ en 1996 (BLANC et al., 1996).

L'impact de ces différences sur les vers se comprend mieux si les concentrations en phosphore sont exprimées sous forme de probabilité que le lac soit dans un état trophique donné (FRICKER, 1980 : p. 89). C'est ainsi que la probabilité que le Léman soit mésotrophe qui n'était que de 10 % en 1982, passe à 30 % en 1991 et à 40 % en 1996. Les probabilités calculées pour 1991 et 1996 sont proches l'une de l'autre et bien distinctes de celle de 1982.

Pour les vers comme pour le phosphore, les données 1991 et 1996 se ressemblent davantage entre elles qu'elles ne ressemblent à celles de 1982. Les abondances relatives moyennes des espèces oligotrophes, voisines en 1991 et 1996 (41 % et 45 %), sont bien distinctes de celle de 1982 (17 %). Dans le premier cas, les communautés de vers sont celles d'un lac mésotrophe (voir Stations et méthodes); dans le deuxième cas, celles d'un lac méso-eutrophe. Entre 1982 et 1991, le Léman a passé d'un niveau trophique à un autre. Dès lors il n'est pas étonnant que l'abondance des espèces oligotrophes soit plus variable au cours de cette phase de transition que lorsque le stade mésotrophe est atteint (1991 - 1996).

Les abondances relatives moyennes des espèces oligotrophes observées en 1991 et 1996, à 40 m de profondeur, sont nettement supérieures à 32.9 %, valeur calculée à partir des concentrations en phosphore total (figure 3). Cette différence indique que, dans cette zone, la restauration du sédiment est beaucoup plus rapide qu'ailleurs. Par exemple, l'abondance des espèces oligotrophes n'est que de 17 % dans la zone profonde (60 m) du Petit Lac en 1994, et de 22 % dans la zone ouest (100 m) du Grand Lac en 1995 (LANG, 1997).

La zone située à 40 m de profondeur est pourtant, de par sa localisation, directement exposée aux apports organiques des cours d'eau (figure 1). Cependant, mis à part l'Aubonne et la Dullive, l'impact est souvent minime (figure 2). Cette situation paradoxale s'explique par le fait que les apports coulent plus en profondeur en raison de la pente du fond et sous l'action des courants côtiers (HAKANSON et JANSSON, 1983). Cette accumulation de la matière organique en profondeur (focusing) est sans doute la cause du mauvais état d'une partie du Petit Lac et de la zone ouest du Grand Lac mentionnées ci-dessus (LANG, en préparation).

Signalons enfin que, dans la zone la plus profonde du Léman, la rareté de l'oxygène exerce une action prépondérante sur les communautés de vers (LANG, soumis). Des prélèvements effectués en 1996 au large de Lausanne au moyen du sous-marin F.A. FOREL, montrent que l'abondance relative moyenne des espèces oligotrophes passe de 47 % entre 185 m et 240 m de profondeur à 8 % entre 245 m et 300 m. La baisse des concentrations en oxygène avec la profondeur explique cette différence. Les communautés de vers observées entre 185 m et 240 m sont celles d'un lac mésotrophe; entre 245 m et 300 m, celles d'un lac méso-eutrophe (voir chapitre 2 : Stations et méthodes). La zone la moins profonde correspond à la situation présente du Léman; la zone la plus profonde à sa situation passée. A 300 m de profondeur, les communautés de vers sont même celles d'un lac eutrophe depuis 1976 au moins (LANG, soumis).

5. CONCLUSION

La prépondérance accrue des espèces oligotrophes au sein des communautés de vers indique clairement que le Léman est en voie de restauration (figure 3). Celle-ci est particulièrement avancée à 40 m de profondeur dans la zone étudiée entre 1982 et 1996 (figure 1). Les communautés de vers y sont devenues celles d'un lac mésotrophe après avoir été celles d'un lac méso-eutrophe. D'après ces résultats, le Léman se trouve en 1996 à mi-chemin entre l'état oligotrophe qui était le sien et l'état eutrophe qui aurait été le sien, si l'épuration des eaux n'avait pas été généralisée dans le bassin versant.

Cependant, la restauration de l'état biologique des sédiments ne progresse pas aussi vite dans l'ensemble du Léman que dans la zone côtière étudiée entre 1982 et 1996. Il faut donc faire encore diminuer les concentrations en phosphore dans l'eau afin qu'augmente la superficie des zones où les sédiments sont biologiquement restaurés.

BIBLIOGRAPHIE

- BLANC, P., CORVI, C., NIREL, P., REVACLIER, R. et RAPIN, F. (1996) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman, campagne 1995. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., 37-80.
- FRICKER, H.J. (1980) : OECD Eutrophication programme regional project, alpine lakes. Swiss Federal Board for Environmental Protection, Bern.
- HAKANSON, L. et JANSSON, M. (1983) : Principles of lake sedimentology. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 316 p.
- LANG, C. (1990) : Quantitative relationships between oligochaete communities and phosphorus concentrations in lakes. Freshwat. Biol., 24, 327-334.
- LANG, C. (1997) : Oligochaetes, organic sedimentation, and trophic state : how to assess the biological recovery of sediments in lakes ? Aquatic Sciences, 59, 26-33.
- LANG, C. (soumis) : Using a submarine to monitor the biological recovery of deep sediments in Lake Geneva (Switzerland). Rev. Suisse Zoologie.
- LANG, C. et REYMOND, O. (1992) : Reversal of eutrophication in Lake Geneva: evidence from the oligochaete communities. Freshwat. Biol., 28, 145-148.
- LANG, C. et REYMOND, O. (1996) : Empirical relationships between oligochaetes, phosphorus and organic deposition during the recovery of Lake Geneva from eutrophication. Arch. Hydrobiol., 136, 237-245.
- LEVINE, S.N. et SCHINDLER, D.W. (1989) : Phosphorus, nitrogen, and carbon dynamics of experimental lakes 303 during recovery from eutrophication. Can. J. Fish. aquat. Sci., 46, 2-10.
- REYMOND, O. (1994) : Préparations microscopiques permanentes d'oligochètes : une méthode simple. Bull. Soc. Vaud. Sc. Nat., 83, 1-3.

REMERCIEMENTS

Philippe Tavel m'a aidé à effectuer les prélèvements de la campagne 1996.

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

Campagne 1996

PAR

Alain ORAND, Jean Marcel DORIOZ et Jean GAGNAIRE

INSTITUT DE LIMNOLOGIE (INRA), BP 511, 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 huit affluents secondaires. Les exportations du lac sont contrôlées sur le Rhône émissaire à Genève. Enfin, les analyses sur le Rhône aval à Chancy sur des échantillons prélevés en continu et ses principaux tributaires de la région genevoise sur des échantillons mensuels instantanés 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 1996 est une année de pluviométrie moyenne au voisinage du Léman à l'exception des mois de juillet et novembre. Les débits moyens annuels sont faibles par rapport à la moyenne de la période 1982-1996.

En 1996, les apports en phosphore total au lac par les quatre rivières principales ont été de 726 tonnes. C'est l'un des apports les plus faibles depuis 1982. Le Rhône amont représente 92 % de ces apports et les rivières secondaires 3.4 % du total des apports au Léman. La valeur basse de ces apports est à mettre en relation avec la pluviométrie faible sur la partie haute du bassin versant du Léman.

Les apports en phosphore dissous sont comparables à ceux de 1994. Les concentrations moyennes en phosphore dissous restent élevées dans l'une des rivières principales, la Venoge (35 µgP/l), et dans les rivières secondaires telles que la Chamberonne (56 µgP/l), la Versoix (62 µgP/l) et la Morges (68 µgP/l). Pour ces deux dernières, on peut dire que la situation s'est plutôt aggravée, les concentrations moyennes pondérées par les débits ayant augmenté de plus de 20 µgP/l par rapport à 1995.

Les apports en azote total par le Rhône amont représentent environ 80 % du total des apports répertoriés (quatre rivières principales et huit rivières secondaires). Les concentrations en azote minéral total sont relativement élevées dans près de la moitié des rivières : la Morges, la Venoge, la Dullive, la Chamberonne, l'Eau Froide et la Promenthouse ont toutes des concentrations moyennes pondérées par les débits comprises entre 3 et 6 mgN/l.

Bien que la hausse des flux de chlorures (au-delà de 54'000 t en 1996) soit faible d'une année sur l'autre, sur une période de quinze ans l'augmentation des apports par les rivières principales est de 60 %. La concentration moyenne annuelle pondérée dans les rivières principales (9.6 mgCl/l) est égale à celle des rivières secondaires et est en très nette augmentation par rapport à 1995 à cause de la faiblesse des débits.

Les analyses effectuées sur les différentes rivières en aval du lac permettent d'estimer 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 1.5, on constate que les nitrates sont multipliés par un facteur de 2.3, le phosphore total augmente d'un facteur 4 et le phosphore dissous d'un facteur 5.6.

1. GÉNÉRALITÉS

En 1996, 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, tous situés sur la côte suisse, ont été suivis : la Versoix, la Promenthouse, la Dullive, la Morges, la Chamberonne, la Veveyse, l'Eau Froide, le canal Stockalper. Le résultat des mesures sur les affluents secondaires fait 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 dans les graphiques les flux des rivières secondaires.

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

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

- Service de l'écotoxicologue cantonal, Genève
- Laboratoire du Service des eaux et de la protection de l'environnement, Epalinges (Vaud)
- Laboratoire du Service de la Protection de l'Environnement du canton du Valais, Sion
- Institut de Limnologie (INRA), Thonon-les-bains
- Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux (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 μm). Par contre, les concentrations de phosphore total, d'azote total et de carbone organique total sont déterminées sur les échantillons d'eau brute. Pour les métaux dans le Rhône amont, les analyses sont effectuées sur les eaux brutes acidifiées.

Le programme de surveillance de la Commission internationale 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

	Proport. au débit intégré sur 1 semaine	Proport. au débit sur 24 h (1 x mois)	Instantané (1 x mois)
Bassin du Léman			
Rhône, Porte du Scex	x		
Dranse	x		
Aubonne	x		
Venoge	x		
Versoix			x
Stockalper		x	
Veveyse		x	
Promenthouse		x	
Chamberonne	x^1		
Eau Froide		x	
Morges		x	
Dullive		x	
Rhône émissaire (GE)	x^2		
Bassin du Rhône aval			
Arve			x
Allondon			x
Rhône-Chancy	x^2		

¹ = intégré sur 1 semaine, proport. au temps

² = intégré sur deux semaines

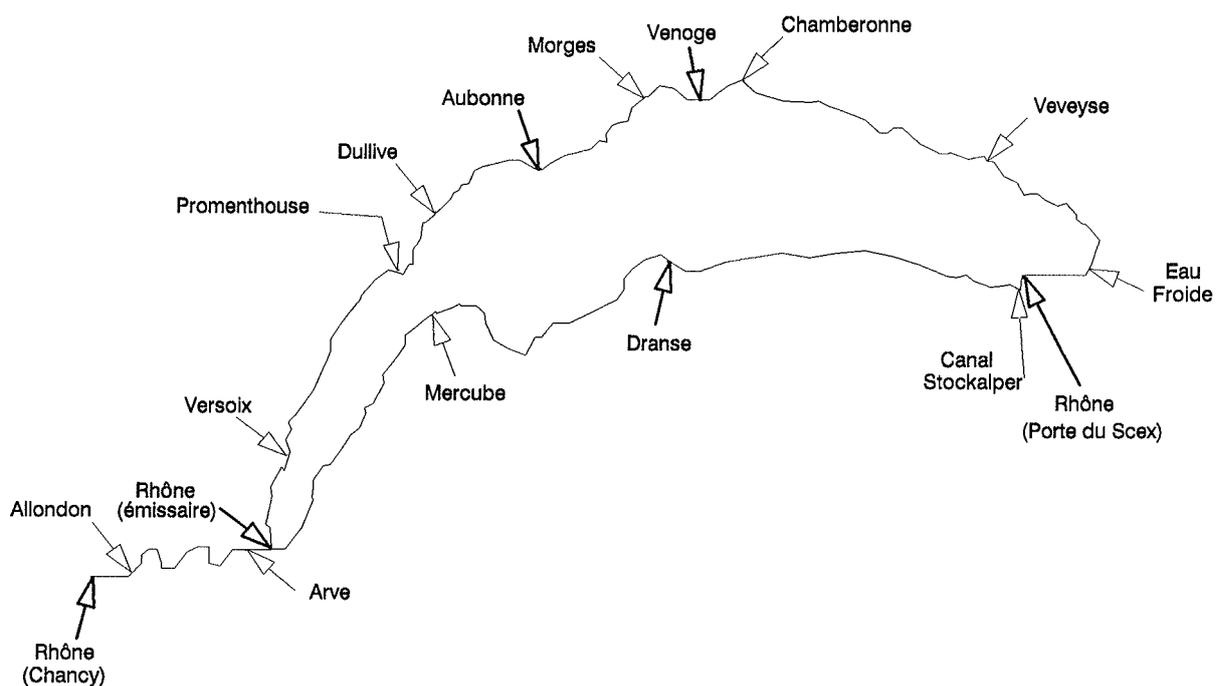


Figure 1 : Situation des diverses rivières étudiées

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

L'année 1996 est une année moyenne sur le plan de la pluviométrie avec une lame d'eau précipitée autour du Léman de l'ordre de 1'020 mm. (ORAND et GAGNAIRE, 1997). Il n'en a pas été de même sur la partie haute du bassin versant du Léman puisque nous enregistrons en 1996 des débits parmi les plus faibles des 20 dernières années pour les rivières principales.

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

Année	Venoge	Aubonne	Dranse	Rhône amont	Rhône émissaire
1982	6.1	7.0	22.7	219.0	304.0
1983	5.2	6.5	22.7	206.0	268.0
1984	5.3	5.9	19.6	160.2	221.0
1985	3.4	4.6	19.7	182.7	258.0
1986	3.9	5.3	21.4	199.1	259.1
1987	4.7	6.9	23.3	198.2	276.6
1988	5.5	6.7	22.2	206.7	278.9
1989	2.3	2.9	12.1	169.6	207.2
1990	3.0	3.7	18.3	172.2	238.6
1991	3.2	5.9	14.9	173.7	201.5
1992	4.1	7.2	21.3	178.5	224.7
1993	6.6	5.6	17.3	191.2	243.2
1994	4.5	6.1	20.5	216.4	297.4
1995	5.3	6.6	27.2	210.5	303.4
1996	3.5	4.5	15.2	147.2	192.5
Moyenne	4.4	5.7	19.9	188.8	251.6

Débits moyens (m³/s)

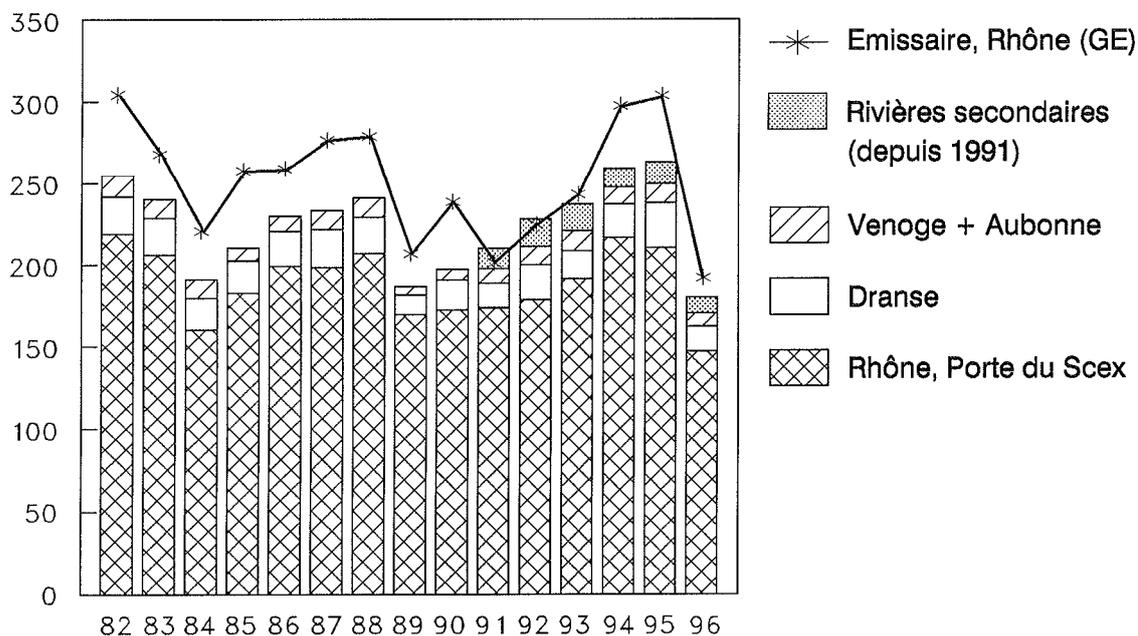


Figure 2 : Débits moyens annuels

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*

$$F_a = \sum_1^s C_h \cdot Q_h \qquad C_{moy} = \frac{F_a}{\sum_1^s Q_h}$$

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

- *Pour les rivières à échantillonnage mensuel*

$$F_{moy} = \frac{\sum_1^n C_i \cdot Q_i}{n} \qquad C_{moy} = \frac{F_{moy}}{Q_{moy}}$$

avec F_{moy} = flux moyen (g/s)
 C_i = concentration dans l'échantillon prélevé (g/l)
 Q_i = 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 (PO₄) est directement biodisponible, de même que certains composés phosphorés provenant d'eaux usées; sous certaines conditions (faible teneur en orthophosphate), les algues peuvent métaboliser la forme organique dissoute du phosphore. En faisant abstraction du phénomène secondaire d'adsorption sur les particules qui sédimentent à travers l'hypolimnion, la majeure partie du phosphore dissous apporté par les affluents est à disposition des algues.

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 1980-1996 sont voisins d'un millier de tonnes par an. Ils sont de 726 tonnes pour l'année 1996 dont 668 t pour le Rhône-amont.

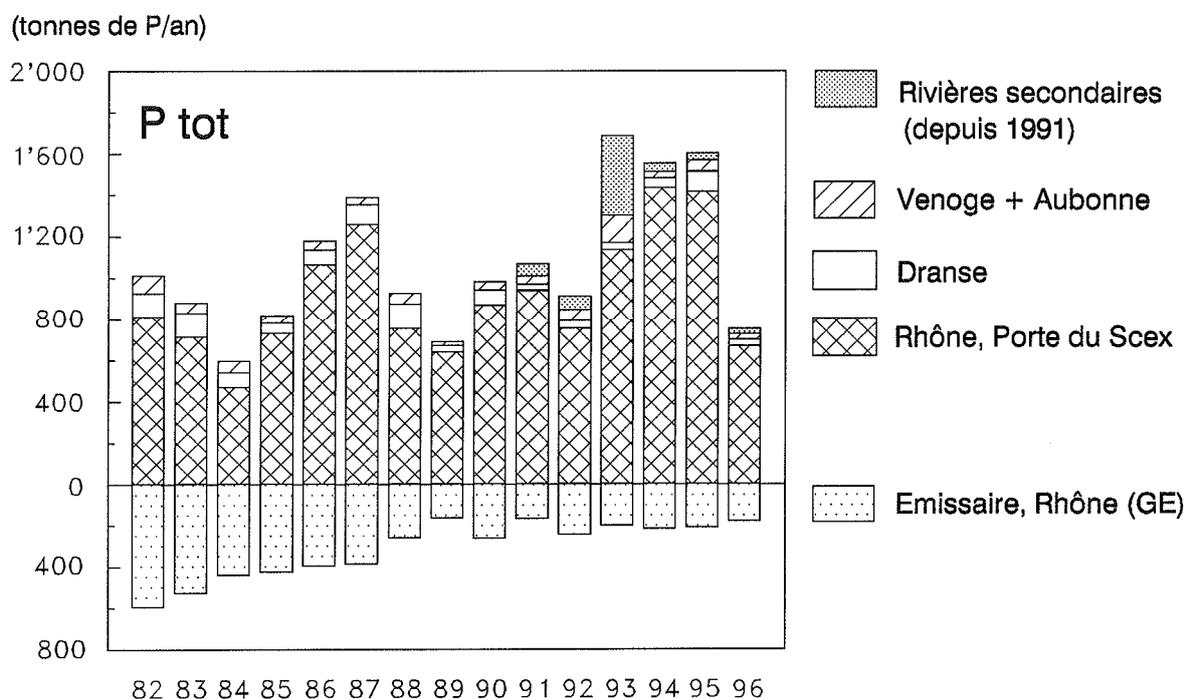


Figure 3 : Phosphore total - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires et perte annuelle à l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac)

3.1.2 Phosphore dissous (orthophosphate)

Le total des apports en orthophosphate par les affluents principaux (56 t) est toujours largement inférieur à 100 t, seuil atteint en 1987.

Les apports par la Dranse représentent moins de 10 % des apports totaux des rivières principales. Le pourcentage moyen sur la période 1980-1996 est de près de 20 %.

Les concentrations moyennes annuelles pondérées par les débits varient de : 10 $\mu\text{gP/l}$ pour le Rhône amont à 35 $\mu\text{gP/l}$ pour la Venoge. Seule cette dernière a une concentration au-delà du seuil de 20 à 30 $\mu\text{gP/l}$, objectif de la CIPEL pour l'an 2000 dans les eaux du lac.

(tonnes de P/an)

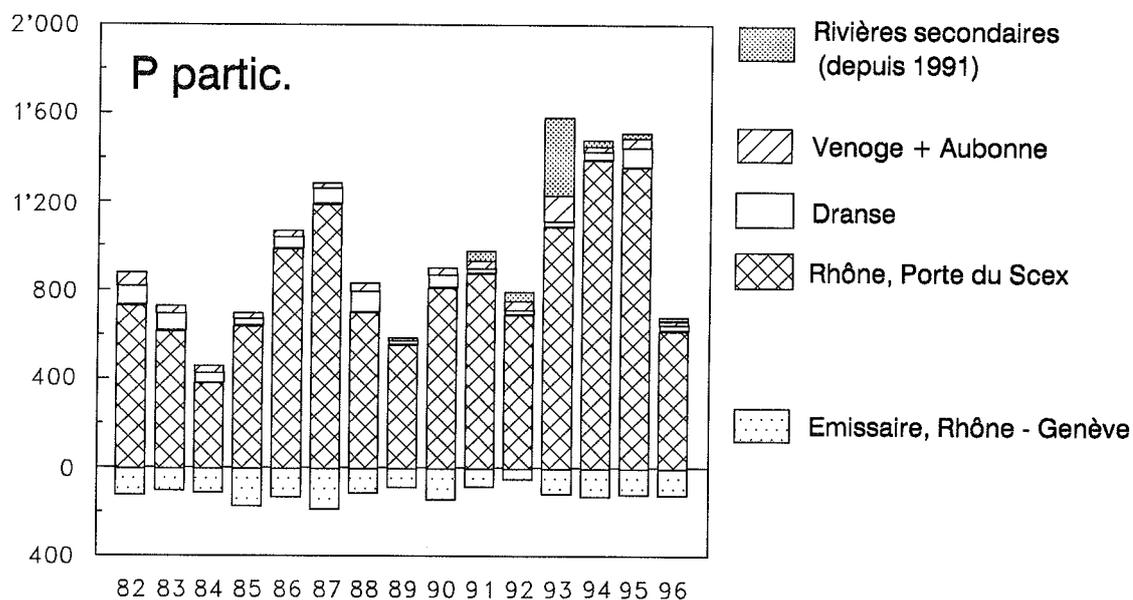


Figure 4 : Phosphore particulaire - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires et perte annuelle à l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac)

(tonnes de P/an)

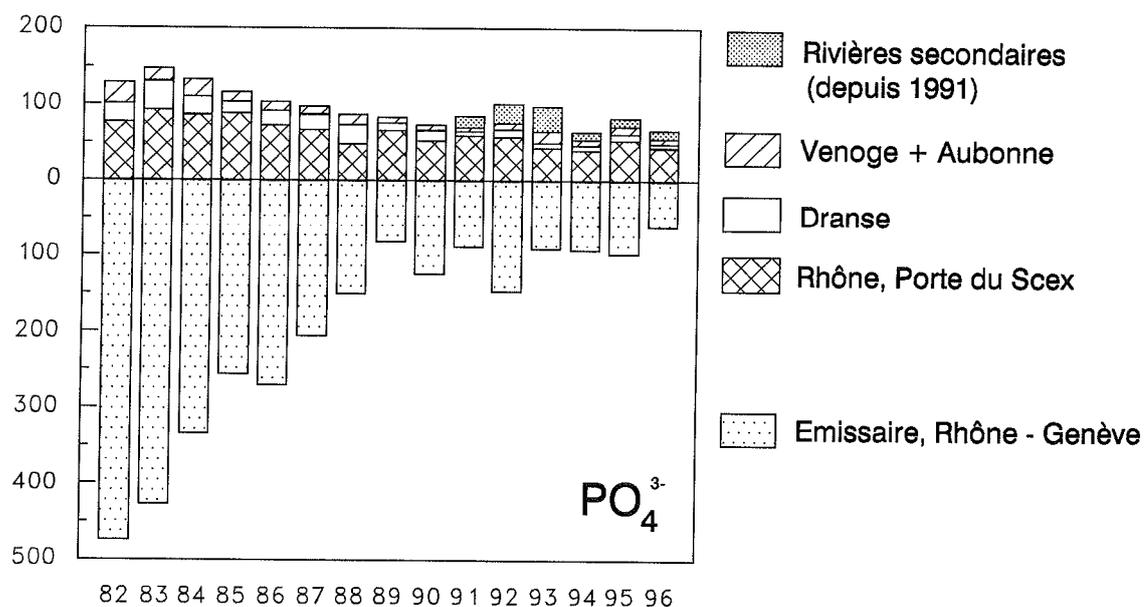


Figure 5 : Phosphore dissous (orthophosphate) - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires et perte annuelle à l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac)

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

En 1996, les apports en azote nitrique par les quatre affluents principaux atteignent 3'785 tonnes (concentration moyenne pondérée par les débits : 0.7 mgN/l) et les exportations par l'émissaire sont de 2'475 t, soit au niveau de celles de l'année 1989. Les concentrations moyennes annuelles pondérées par les débits sont très proches des concentrations moyennes des 15 dernières années (0.41 contre 0.40 mgN/l).

Représentés à plus de 90 % par l'azote nitrique, les apports en azote minéral total par les rivières principales s'élèvent à 4'368 t. Le Rhône amont représente 75 % du total des apports des rivières principales. La concentration moyenne pondérée par le débit de l'ensemble des apports principaux est de 0.81 mgN/l alors qu'elle n'est que de 0.43 mgN/l dans l'émissaire. De fortes disparités existent au plan individuel, la fourchette des concentrations variant de 0.64 mgN/l pour la Dranse à 4.6 mgN/l pour la Venoge.

Pour l'azote total (azote minéral et organique) dans le Rhône amont, les apports en 1996 (5'351 t) sont plus faibles que la moyenne interannuelle 1980-1996 (5'839 t). Il en est de même pour la Dranse (396 t et 517 t).

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

	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
Moyenne	5'839	0.98	517	0.80

(tonnes de N/an)

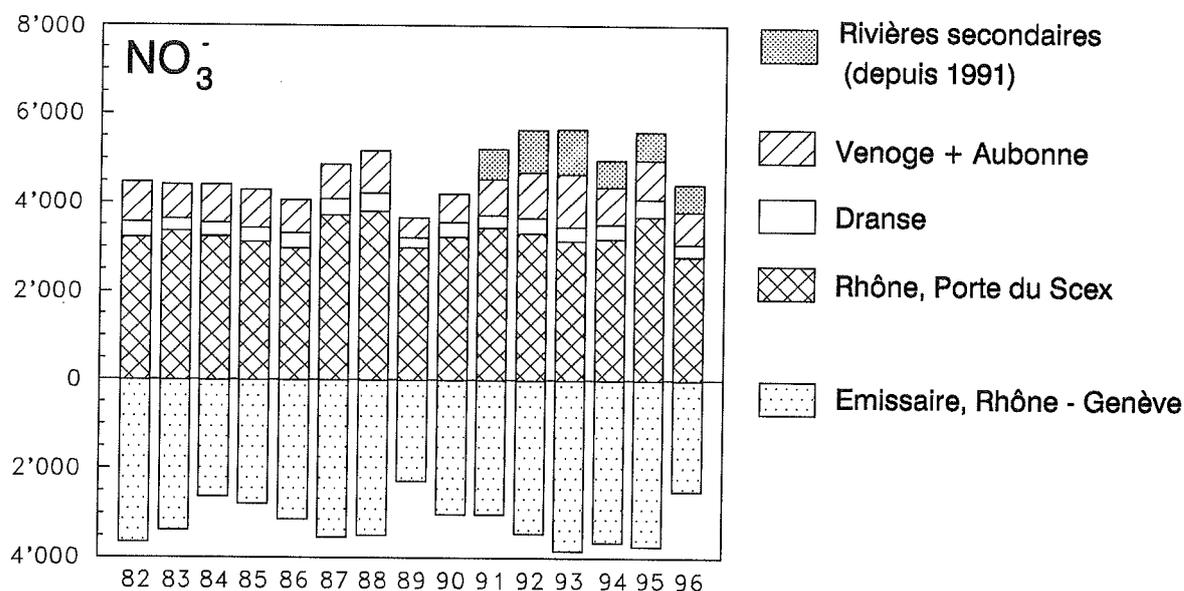


Figure 6 : Azote nitrique - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires et perte annuelle à l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac)

(tonnes de N/an)

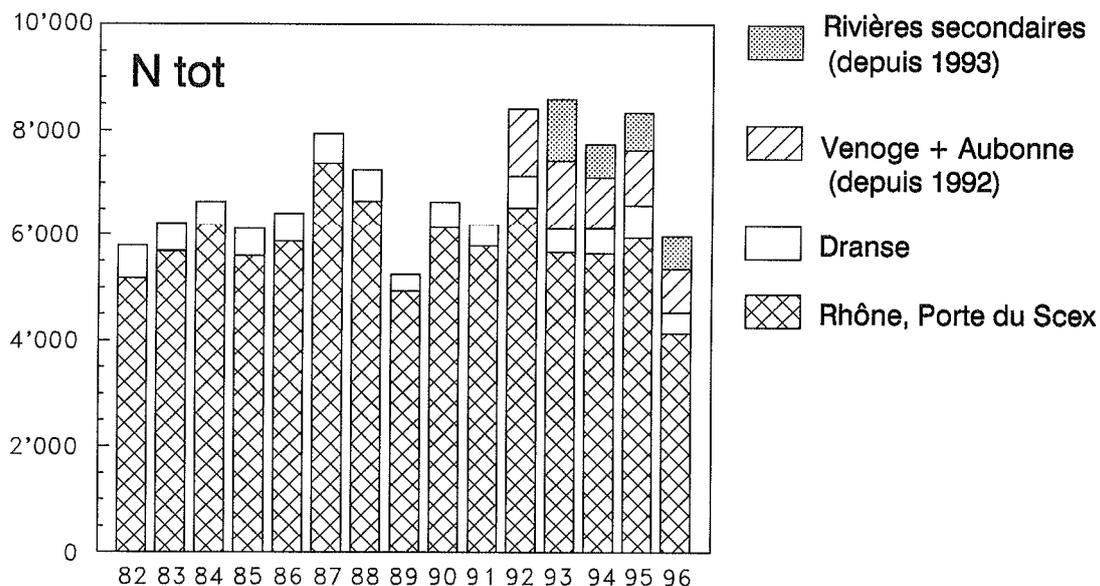


Figure 7 : Azote total - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac)

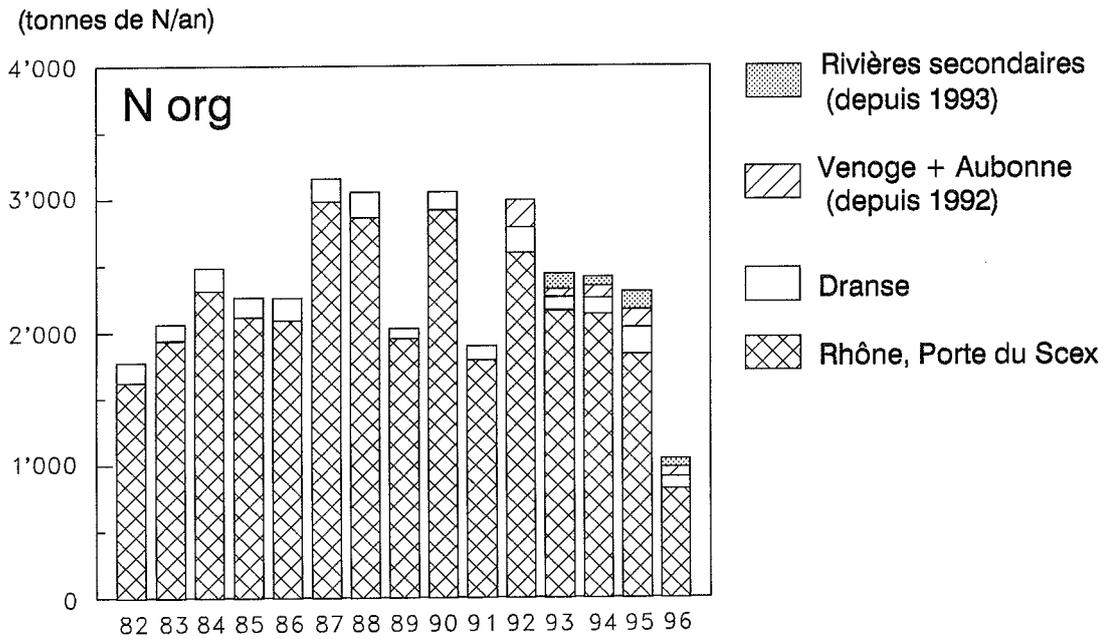


Figure 8 : Azote organique - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac)

3.3 Chlorure (figure 9)

Pour 1996, la concentration moyenne pondérée pour les affluents principaux est de 9.6 mgCl/l et les apports totaux par les rivières principales atteignent 51'769 t.

La teneur moyenne dans les eaux du Rhône à l'émissaire atteint 6.7 mgCl/l, valeur proche de celle de 1994, ce qui correspond en terme de bilan à une perte annuelle de 40'988 t. Par rapport au tonnage qui transite par les rivières principales, c'est environ 10'000 t supplémentaires de chlorures qui se sont retrouvées dans le Léman.

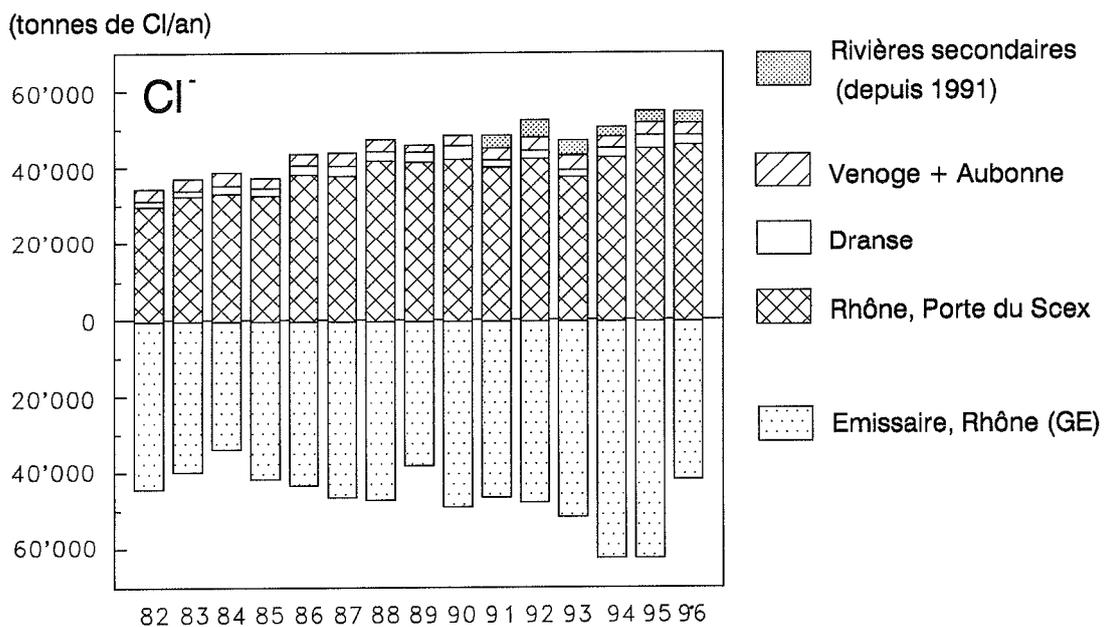


Figure 9 : Chlorure - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac)

3.4 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) l'est dans les eaux du Rhône amont, du Rhône à Chancy et du canal Stockalper.

Les concentrations en carbone organique dissous des eaux du Rhône amont sont trois fois plus faibles que dans les autres rivières, dont les concentrations moyennes pondérées par les débits évoluent entre 1.4 mgC/l pour la Versoix à 4.1 mgC/l pour la Morges. La concentration de COD dans les eaux du Rhône émissaire est de 1.2 mgC/l pour l'année 1996, valeur voisine à la moyenne annuelle pondérée par les débits de l'ensemble des rivières principales et secondaires considérées (1.1 mgC/l).

Les concentrations moyennes annuelles en carbone organique total dans les eaux des trois rivières considérées sont très voisines, entre 2.5 et 2.9 mgC/l.

3.5 Silice dissoute

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

3.6 Cuivre, zinc, plomb et cadmium

Ces métaux 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 ($\mu\text{g/l}$)

Année	Cuivre tonnes/an	Zinc tonnes/an	Plomb tonnes/an	Cadmium tonnes/an
1980	23.6	126.1	23.4	-
1981	28.6	85.0	22.8	-
1982	39.5	142.0	19.0	1.06
1983	24.5	182.0	14.6	-
1984	20.2	217.0	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
Année	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$
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

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 terme de bilan, les apports 1996 sont largement inférieurs aux moyennes de la période 1980-1996, cela étant dû à la faiblesse des débits de l'année 1996.

4. ÉTUDE DES AFFLUENTS SECONDAIRES

Les affluents secondaires du lac étudiés fournissent un débit total de 9.7 m³/s soit 5.4 % des apports contrôlés au lac. Comme pour les affluents principaux, l'ensemble des résultats de la campagne 1996 sur les huit affluents secondaires du Léman est consigné dans les tableaux 7 et 8.

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

	1991	1992	1993	1994	1995	1996
Bassin versant du Léman						
Versoix	2.90	4.66	2.87	3.17	3.65	3.35
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
Promenthouse	1.51	1.41	1.72	1.30	1.97	1.23
Chamberonne	0.57	0.68	0.68	1.07	1.06	0.77
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
Dullive	0.15	0.25	0.98	0.28	0.19	0.21
Bassin versant du Rhône aval						
Allondon	2.36	6.17	3.78	3.96	3.80	4.45
Arve	78.8	92.8	62.5	84.3	90.6	71.4
Rhône Chancy	316.0	363.0	356.5	403.6	415.7	285.4

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 huit affluents est de 10.9 tonnes. Ce total correspond à 92 % de celui apporté par la Dranse, l'Aubonne et la Venoge réunies (11.9 t). En 1996, la Versoix apporte 6.5 tonnes d'orthophosphate. De même qu'en 1995, c'est la rivière la plus chargée en cet élément. Pour les mêmes rivières mesurées en 1995, au nombre de huit, le total des apports en orthophosphate est pour ainsi dire inchangé (10.9 t à 10.3 t), bien que les débits aient diminué de près de 30 %. Les apports en orthophosphate ont diminué entre 1995 et 1996 dans de faibles proportions dans cinq des huit rivières considérées. Pour la Versoix, la Promenthouse et la Dullive, le contraire s'est produit (respectivement + 41 %, + 32 % et + 100 %). En terme de concentration en orthophosphate, la Morges (67 µgP/l), la Versoix (62 µgP/l) et la Chamberonne (56 µgP/l) sont les rivières présentant les concentrations les plus élevées.

En phosphore total, 25.6 tonnes sont amenées par les rivières secondaires contrôlées. Par rapport aux trois rivières principales (hors Rhône amont), les apports des rivières secondaires en représentent presque la moitié (44 %).

4.2 Azote minéral total

Les concentrations moyennes annuelles en azote minéral total varient de 0.9 mg N/l pour la Veveyse à 5.9 mg N/l pour la Morges. Les concentrations sont du même ordre de grandeur que les concentrations moyennes annuelles atteintes dans les eaux des rivières principales, notamment la Venoge (4.6 mg N/l) et la Dranse (0.64 mg N/l).

Les apports cumulés de l'ensemble des rivières secondaires représentent 64 % des apports cumulés de la Venoge, de l'Aubonne et de la Dranse. Globalement, les rivières secondaires examinées transfèrent 674 tonnes d'azote minéral total au Léman.

4.3 Chlorure

Les apports en chlorures des rivières secondaires atteignent 2'959 tonnes. Ce total est du même ordre de grandeur que celui des apports par la Dranse ou par la Venoge. Par rapport aux quatre rivières principales, les apports des rivières secondaires représentent 5.7 %. Les concentrations en chlorures dans les rivières secondaires varient entre 3.2 mgCl/l (Eau Froide) et 23.5 mgCl/l (Chamberonne).

4.4 Silice dissoute

Les concentrations moyennes annuelles pondérées en silice des eaux des affluents secondaires varient de 3.5 mg/l dans les eaux de la Veveyse à 8.0 mg/l dans la Morges. Dans les rivières principales, cet éventail est plus serré et les valeurs atteintes sont plus faibles : 2.7 mg/l (Aubonne) à 4.8 mg/l (Venoge). Les apports totaux enregistrés dans les rivières secondaires ne représentent que 4 % 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 71.4 m³/s) et l'Allondon (débit moyen 4.5 m³/s). Les débits du Rhône émissaire et de l'Arve constituent 92.5 % 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 beaucoup de prudence.

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

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

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

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	192.5	2'475	61.0	181.2	40'988	281'121
Arve	71.4	1'501	143.2	195.2	20'121	91'103
Allondon	4.4	317	15.1	19.9	903	1'153
Rhône Chancy	285.4	5'707	343.4	732.3	72'739	386'395
BV "genevois" ²	17.1	1'413	124.1	336.0	10'727	13'019

² = valeurs non mesurées, mais obtenues par soustraction.

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

L'augmentation du flux de nitrates entre le Rhône à l'émissaire et à Chancy est de 130 %. Le flux de phosphore dissous à Chancy provient à 36 % du bassin dit "genevois" et à 42 % de l'Arve. Pour le phosphore total, 46 % proviennent du bassin dit "genevois".

Alors que les débits du Rhône émissaire correspondent à 67 % du débit du Rhône à Chancy, la participation du Rhône émissaire dans la charge totale à cet endroit représente :

- 18 % de la charge en phosphore soluble
- 25 % de la charge en phosphore total
- 43 % de la charge en nitrates
- 56 % de la charge en chlorures
- 73 % de la charge en sulfates.

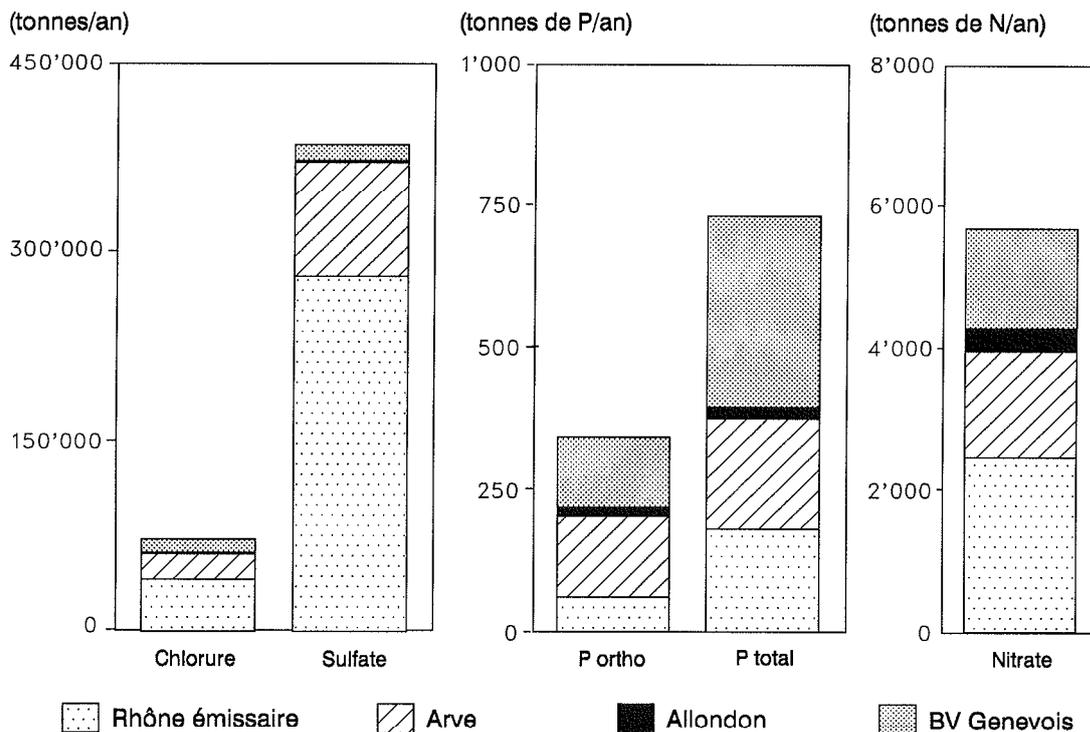


Figure 10 : Charges du Rhône à Chancy en 1996

6. CONCLUSIONS

Bassin versant Léman

Avec une lame d'eau précipitée de 1'020 mm sur le bassin versant proche du Léman, 1996 est une année moyenne. Néanmoins, les débits sont en baisse par rapport 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 170.4 m³/s, soit 32 % de moins que les apports de 1995.

A cause de ces conditions pluviométriques, les apports directement liés aux crues sont en nette régression. C'est le cas des apports en phosphore total (726 t) pour les rivières principales. Les apports par le Rhône amont représentent 92 % de ce total. Pour le phosphore dissous, élément directement assimilable par les algues et beaucoup moins sensible aux conditions précitées, les apports par les rivières principales (56.1 t) demeurent en deçà de la limite des 100 t par an atteinte en 1987. Les apports par les rivières secondaires (10.9 t) sont sensiblement les mêmes qu'en 1994 et 1995. En terme de concentration moyenne annuelle en phosphore dissous, aucune rivière ne dépasse 100 µgP/l. Néanmoins, eu égard aux objectifs de la CIPEL, les concentrations sont encore trop élevées dans les eaux de la Chamberonne (56 µgP/l), la Versoix (62 µgP/l), la Morges (68 µgP/l) et la Venoge (35 µgP/l). Bien que n'étant pas contrôlées régulièrement, les rivières telles que le Foron, le Redon, le Pamphiot, situées sur la côte française ont des concentrations moyennes annuelles du même ordre de grandeur.

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 5'042 t. Les apports en azote minéral total par le Rhône amont représentent environ 66 % de l'ensemble des apports des quatre rivières principales et de huit 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 (5.9 mgN/l), la Venoge (4.6 mgN/l), la Dullive (3.4 mgN/l), la Chamberonne (3.5 mgN/l), la Promenthouse (3.3 mgN/l) et l'Eau Froide (3.7 mgN/l).

Les apports en chlorures sont relativement stables depuis 1988. Néanmoins, si l'on regarde l'évolution des apports depuis 1980, on constate une augmentation faible mais régulière de ceux-ci, qui représentent près de 55'000 t pour l'ensemble des apports. La concentration moyenne pondérée par les débits pour l'ensemble des rivières étudiées atteint 9.6 mgCl/l.

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 et de faible amplitude. Par contre, pour le zinc et le plomb, les variations interannuelles 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.

Pour les nitrates, l'Arve apporte au Rhône 1'501 tonnes et le bassin dit "genevois" 1'413 tonnes, quantités sensiblement équivalentes à celles de l'année 1995.

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 5.6 pour le phosphore dissous par rapport à celle mesurée à la sortie du lac (Rhône émissaire).

Par rapport aux charges à Chancy, celles dues à l'Arve représentent 26 % pour les nitrates et 42 % pour le phosphore dissous. Pour le bassin dit "genevois", les charges, obtenues par soustraction, représentent 25 % pour les nitrates et 36 % pour le phosphore dissous.

BIBLIOGRAPHIE

- ORAND, A. et GAGNAIRE, J. (1997) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1996.

TABLEAU 7 - Concentrations moyennes en 1996

1996	Débit m ³ /s	NH ₄ ⁺ µgN/l	NO ₂ ⁻ µgN/l	NO ₃ ⁻ mgN/l	Nmintot mgN/l	Ntot mgN/l	PO ₄ ³⁻ µgP/l	Ptot µgP/l	Cl ⁻ mg/l	SiO ₂ mg/l	SO ₄ mg/l	Ca méq/l	Mg méq/l	Na mg/l	K mg/l	COD mgC/l	COT mgC/l	MES mg/l	
Concentrations moyennes Bassin versant du Léman																			
Rhône amont	147.19	115.1	*	0.60	*	0.89	9.5	143.9	9.93	3.18	53.61	2.04	0.51	8.01	1.51	0.99	2.6	174.7	
Dranse	15.17	38.5	8.2	0.59	0.64	0.82	11.3	65.8	5.21	3.44	60.08	3.61	0.76	3.61	0.93	*	*	42.2	
Aubonne	4.54	58.0	12.8	1.61	1.68	1.90	18.1	63.0	7.11	2.75	5.71	3.67	0.47	3.54	0.79	3.7	*	24.7	
Venoge	3.52	171.6	42.8	4.40	4.61	4.96	35.1	159.5	19.39	4.85	19.71	4.68	0.69	8.44	2.48	3.3	*	62.3	
Versoir	3.35	27.8	23.2	1.52	1.63	1.70	61.9	78.0	8.11	*	7.58	3.34	0.48	4.43	1.33	1.4	*	*	
Stockalper	2.20	394.6	29.7	1.24	1.57	*	7.6	78.1	*	*	*	*	*	*	*	2.1	2.5	21.3	
Veveyse	1.16	34.6	6.5	0.85	0.89	1.18	8.9	80.3	15.37	3.52	13.93	3.16	0.48	10.16	1.18	3.1	*	57.8	
Promenthouse	1.23	29.5	8.1	3.23	3.26	3.66	23.3	61.6	12.62	4.56	8.54	4.50	0.66	5.41	1.42	2.8	*	25.1	
Chamberonne	0.77	60.7	28.7	3.38	3.47	3.74	56.2	139.3	23.45	5.48	34.61	4.08	0.69	13.40	2.65	3.1	*	42.3	
Eau Froide	0.33	615.7	68.6	2.99	3.67	4.02	9.2	75.1	3.18	3.62	33.00	3.35	0.52	2.70	1.08	3.1	*	20.0	
Morges	0.47	55.2	24.0	5.84	5.92	6.58	67.6	140.6	23.04	7.97	24.48	4.69	0.75	9.87	3.83	4.1	*	41.8	
Dullive	0.21	16.3	7.6	3.40	3.42	3.70	23.6	53.4	16.08	7.15	21.47	4.96	0.93	7.90	2.31	3.3	*	11.3	
Bassin versant du Rhône aval																			
Rhône émissaire	192.53	19.8	5.9	0.41	0.43	0.75	10.0	29.8	6.75	0.78	46.30	2.15	0.50	4.99	1.41	1.2	*	*	
Arve	71.36	124.6	51.1	0.67	0.86	1.05	63.6	86.7	8.94	*	40.48	2.91	0.46	5.78	1.38	1.0	*	*	
Allondon	4.45	98.2	24.2	2.26	2.49	2.66	107.5	142.0	6.43	*	8.21	3.62	0.46	3.82	1.49	1.1	*	*	
Rhône Chancy	285.37	*	*	0.63	*	1.04	38.2	81.4	8.08	1.74	42.94	2.41	0.53	6.11	1.60	1.6	2.9	34.2	

* = absence de données

TABLEAU 8 - Flux en 1996

1996	Débit m ³ /s	NH ₄ ⁺		NO ₂		NO ₃		Nmintot		Ntot		PO ₄ ³⁻		Ptot		Cl		SiO ₂		SO ₄		Ca		Mg		Na		K		COD		MES	
		tN	tN	tN	tN	tN	tN	tP	tP	tN	tN	tP	tP	tCl	tSiO ₂	tSO ₄	tCa	tMg	tNa	tK	tC	tC	tC										
Bassin versant du Léman																																	
Rhône amont	147.2	527	*	2'782	* 4'132	44.2	668	46'109	14'748	248'865	189'554	28'910	37'195	7'011	4153	11'825	810'773																
Dranse	15.2	18.4	3.9	284	396	5.42	31.5	2'491	445.2	28'739	34'592	4'430	1'727	445	*	*	20'179																
Aubonne	4.54	8.3	1.8	231	273	2.59	9.0	10'18	393.3	817	10'536	823	507	113	526	*	3'540																
Venoge	3.52	19.0	4.8	488	550	3.90	17.7	2'151	538.1	2'186	10'411	925	936	275	369	*	6'896																
Versoix	3.35	2.9	2.5	160	172	6.53	8.2	856.0	*	800	7'069	610	468	140	144	*	*																
Stockalper	2.20	27.4	2.1	86.1	109	* 0.53	5.4	*	*	*	*	*	*	*	145	173	1'481																
Veveyse	1.16	1.3	0.2	30.9	32.4	0.32	2.9	559.9	128.4	508	2'310	211	370	43	114	*	2'106																
Promenthouse	1.23	1.2	0.3	126	143	0.91	2.4	490.9	177.3	332	3'508	314	211	55	109	*	976																
Chamberonne	0.77	1.5	0.7	82.4	84.6	1.37	3.4	571.0	133.5	843	1'990	204	326	65	76	*	1'031																
Eau Froide	0.33	6.3	0.7	30.7	37.7	0.09	0.8	32.7	37.2	339	689	65	28	11	32	*	205																
Morges	0.47	0.8	0.4	86.8	87.9	1.00	2.1	342.5	118.4	364	1'398	136	147	57	61	*	621																
Dullive	0.21	0.1	0.1	22.5	22.7	0.16	0.4	106.5	47.4	142	659	75	52	15	22	*	75																
Total rivières	180.1	614	17.5	4'411	5'972	67.0	752	54'728	16'767	283'935	262'716	36'703	41'967	8'230	5751	11'998	847'883																
Bassin versant du Rhône aval																																	
Rhône émissaire	192.5	120.4	35.6	2'475	2'632	61.0	181.2	40'988	4'742	281'121	261'900	36'950	30'327	8'567	7520	*	*																
Arve	71.36	280.4	115.1	1'501	1'933	143.2	195.2	20'121	*	91'103	131'345	12'681	13'018	3'116	2346	*	*																
Allondon	4.45	13.8	3.4	317.5	349.9	15.1	19.9	902.8	*	1'153	10'192	783	536	209	149	*	*																
Rhône Chancy	285.37	*	*	5'707.2	*	343.4	732.3	72'739.1	15'614.9	386'395	433'911	58'441	55'016	14'412	14286	26'434	307'339																

* = absence de données

SURVEILLANCE DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES DANS LES EAUX DES AFFLUENTS DU BASSIN LÉMANIQUE

Campagnes 1995 - 1996

PAR

Claude CORVI et Sophal KHIM-HEANG

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

RÉSUMÉ

Entre avril 1995 et juin 1997, deux campagnes d'échantillonnage ont été réalisées dans les cours d'eau franco-suisse couvrant le bassin versant du Léman et le bassin versant du Rhône aval.

Douze cours d'eau font l'objet de cette étude : Rhône, Grand Canal, Venoge, Hermance, Arve, La Loire, Aire, Allondon, Chamberonne, Boiron de Nyon, Lutrive et Foron de Sciez.

Trois types de prélèvement sont pratiqués selon les possibilités offertes : prélèvements instantanés, prélèvements sur 24 heures et prélèvements sur 7 jours.

Les phytosanitaires sont identifiés et confirmés par la chromatographie HPLC et GLC après avoir effectué la préconcentration par extraction au dichlorométhane.

Trois herbicides (atrazine, simazine et terbutylazine) sont présents dans toutes les eaux et presque pendant toute la période étudiée. Le chlortoluron et le diuron sont identifiés dans les rivières franco-genevoises. L'insecticide chlorpyrifos, pesticide relativement toxique pour les poissons, et le metoxuron sont présents d'une façon sporadique dans les eaux de l'Arve.

L'étude, d'une durée de 14 mois par rivière, a permis de déterminer la période de plus forte contamination des eaux qui correspond, quelquefois avec un léger décalage, à la période d'utilisation des phytosanitaires (printemps et automne).

1. INTRODUCTION

Dès 1991, le Conseil scientifique de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman (CIPEL) a amorcé une réflexion sur l'élaboration d'une liste des substances à surveiller dans le bassin lémanique, avec pour objectif de mieux cibler ces substances dans un réseau de surveillance de la qualité des eaux.

Pour ce qui concerne les produits phytosanitaires utilisés à des fins agricoles, la méthodologie d'approche ainsi que les paramètres pris en considération sont décrits par JOUANY et al., (1995).

Ce travail permet de dresser la liste restreinte de 32 substances dont la surveillance dans les eaux superficielles présente un intérêt soit du point de vue santé humaine soit pour la protection du milieu aquatique (annexe 1).

Un premier programme de surveillance sur six rivières a été établi pour 1995, suivi de la surveillance de six autres affluents en 1996. Le présent rapport résume les principaux résultats de ces deux campagnes de mesures.

2. MÉTHODOLOGIE

2.1 Échantillonnage

L'inventaire des utilisations agricoles des produits phytosanitaires dans le bassin versant lémanique a permis de définir les rivières dans lesquelles la probabilité de mettre en évidence ces substances était la plus grande en tenant compte des surfaces cultivées et des types de cultures.

Une première campagne d'échantillonnage, adaptée aux périodes de traitement, a été effectuée d'avril 1995 à juin 1996 dans les embouchures des rivières suivantes :

- le Rhône à la Porte du Scex, le Grand Canal, la Venoge, l'Hermance, l'Arve et la Laire.

Une deuxième campagne s'est déroulée d'avril 1996 à juin 1997 sur les affluents ci-après :

- la Lutrive, la Chamberonne, le Boiron de Nyon, l'Allondon, l'Aire et le Foron de Sciez.

2.2 Prélèvements

Selon les possibilités et installations à disposition, les prélèvements sont instantanés (Grand Canal, Foron de Sciez), sur 24 heures (Hermance, Laire, Allondon, Aire, Lutrive, Boiron, Chamberonne) ou sur 7 jours (Rhône et Venoge). Dans le cas de l'Arve, le prélèvement correspond à un échantillon moyen reconstitué à partir de six prélèvements instantanés effectués dans la journée. La diversité des modes de prélèvement est susceptible d'influencer les teneurs en phytosanitaires observés. L'interprétation des résultats doit prendre ce facteur en considération.

Un prélèvement mensuel est programmé, de préférence après un événement pluvieux.

Le tableau 1 illustre la fréquence des prélèvements effectués selon le site.

2.3 Analyses

Deux litres d'échantillon d'eau brute décantée sont extraits au dichlorométhane. Une partie aliquote des extraits séchés et concentrés est reprise dans l'iso-octane. La recherche des phytosanitaires est effectuée sur cette fraction par chromatographie en phase gazeuse à l'aide de détecteurs appropriés, thermoionique, à photométrie de flamme et à capture d'électrons.

La deuxième fraction de l'extrait est dissoute dans le mélange éluant et analysée par chromatographie liquide à haute performance et détecteur à barrette de diodes (identification simultanée à 210, 225 et 250 nm).

En plus, des contrôles de qualité internes au laboratoire, la validité des méthodes utilisées est assurée par la participation aux analyses interlaboratoires organisées par la CIPEL ou dans le cadre du groupe franco-suisse "Intercalibration pesticides".

L'annexe 2 énumère les substances actives réellement recherchées. En effet, la méthodologie utilisée permet de mettre en évidence toutes les matières actives de la liste CIPEL, à l'exception du Diquat, mais également de nombreux autres produits.

Cette annexe précise également le mode de détection utilisé et la limite de détection correspondante. Celle-ci a pu être abaissée dans de nombreux cas, mais la présence de substances interférentes dans certains extraits nous a conduit à devoir les diluer, raison pour laquelle nous indiquons une sensibilité plus faible que la sensibilité pratique de la plupart des extraits.

3. RÉSULTATS

Nous avons pu mettre en évidence et identifier neuf composés présents dans les affluents : 6 herbicides (atrazine, simazine, terbutylazine, chlortoluron, metoxuron, diuron), 2 insecticides (parathion, chlorpyrifos) et un métabolite (atrazine déséthyle) (tableaux 3 et 4).

Il est très satisfaisant de constater qu'à l'exception du parathion et du metoxuron tous les produits décelés appartiennent à la liste des substances à surveiller définie par la CIPEL, ce qui confirme le bien-fondé de l'approche utilisée pour son établissement. Les deux substances actives décelées et n'apparaissant pas dans la liste (parathion et metoxuron) ne sont d'ailleurs observées que dans un affluent, l'Arve.

De nombreux composés sont mis en évidence dans les extraits mais n'ont pu être identifiés (nous reviendrons sur ce point ultérieurement).

Les chromatogrammes de la figure 1 illustrent la complexité d'interprétation des résultats.

Le tableau 2 regroupe les principaux paramètres correspondant aux produits observés.

TABLEAU 2 - Paramètres spécifiques des phytosanitaires observés dans les affluents

Propriétés Composés	Solubilité * dans l'eau	Toxicité *	Période de traitement	log K _{ow}
Simazine	6.2 mg/l à 20°C	CL _{50 96h} = 56 mg/l pour la truite arc en ciel CL _{50 24h} = 2.2 µg/l pour algue <i>selenastrum</i>	mars-avril ¹ avril-mai ²	
Atrazine	33 mg/l à 20°C	CL _{50 96h} = 8.8 mg/l pour la truite arc en ciel CL _{50 24h} = 22 µg/l pour algue <i>chlorella</i>	avril-mai ³	
Terbutylazine	8.5 mg/l à 20°C	CL _{50 96h} = 3.8 mg/l pour la truite arc en ciel	mars-avril ¹ avril-mai ³	
Chlortoluron	70 mg/l à 20°C	CL _{50 96h} = 35 mg/l pour la truite arc en ciel NOEC _{10j} = 10 µg/l pour algue <i>selenastrum</i>	automne ⁴ mars	
Diuron	35 mg/l	CL _{50 96h} = 5.6 mg/l pour la truite arc en ciel	mars-avril ¹ avril-mai ²	
Metoxuron	660 mg/l à 22°C	CL _{50 96h} = 19.8 mg/l pour la truite arc en ciel		
Parathion- éthyle	11 mg/l à 20°C	CL _{50 96h} = 0.1 à 1.5 mg/l pour la truite arc en ciel CL _{50 18h} = 0.028 µg/l pour <i>Daphnia pulex</i>		3.4
Parathion- méthyle	55 mg/l à 20°C	CL _{50 96h} = 2.8 µg/l pour la truite arc en ciel CL _{50 24h} = 2.4 µg/l pour <i>Daphnia pulex</i>		3.0
Chlorpyrifos	2 mg/l à 25°C	CL _{50 96h} = 3 µg/l pour la truite arc en ciel		4.7

* Selon PERKOW & PLOSS, 1996

- 1 pour la vigne
- 2 pour arbres fruitiers
- 3 pour le maïs
- 4 pour les céréales

Les concentrations maximales et minimales mesurées pour les phytosanitaires identifiés sont indiquées dans les tableaux 3 et 4, tandis que le tableau 5 illustre, de façon schématique, la situation pour chaque affluent.

Les commentaires sur la fréquence d'apparition des phytosanitaires et les concentrations mesurées sont faits ci-après. Les figures 2 à 6 permettent d'apprécier la période de contamination des eaux.

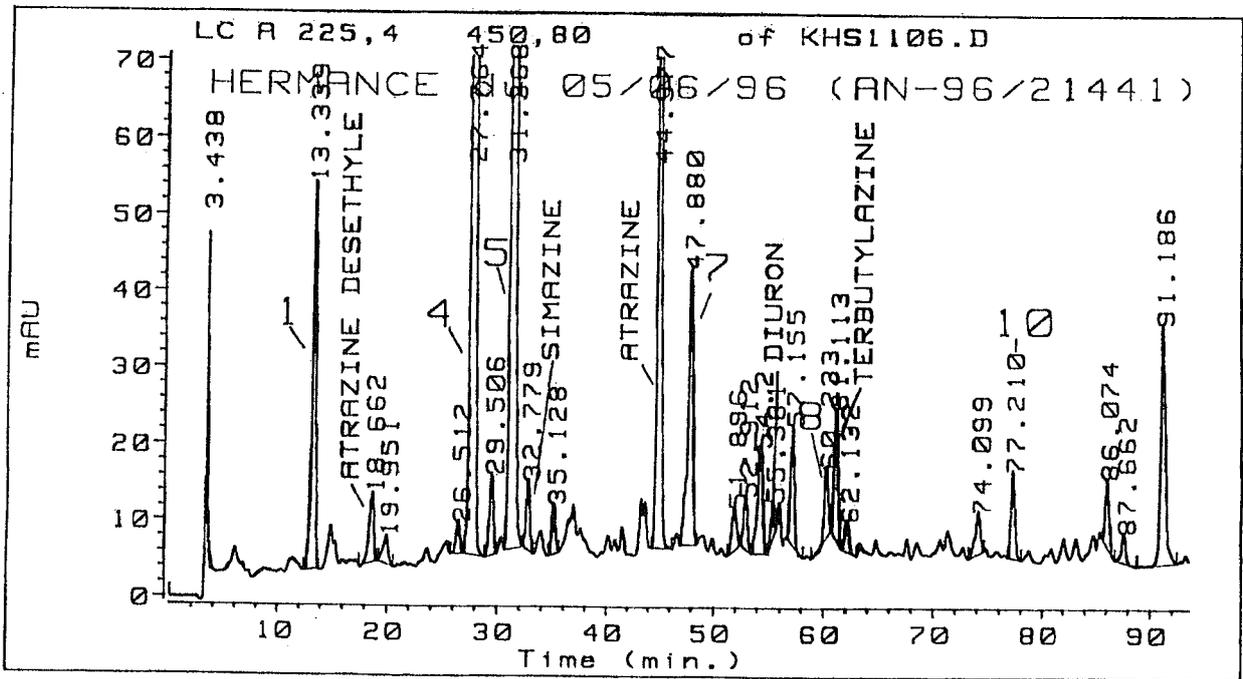
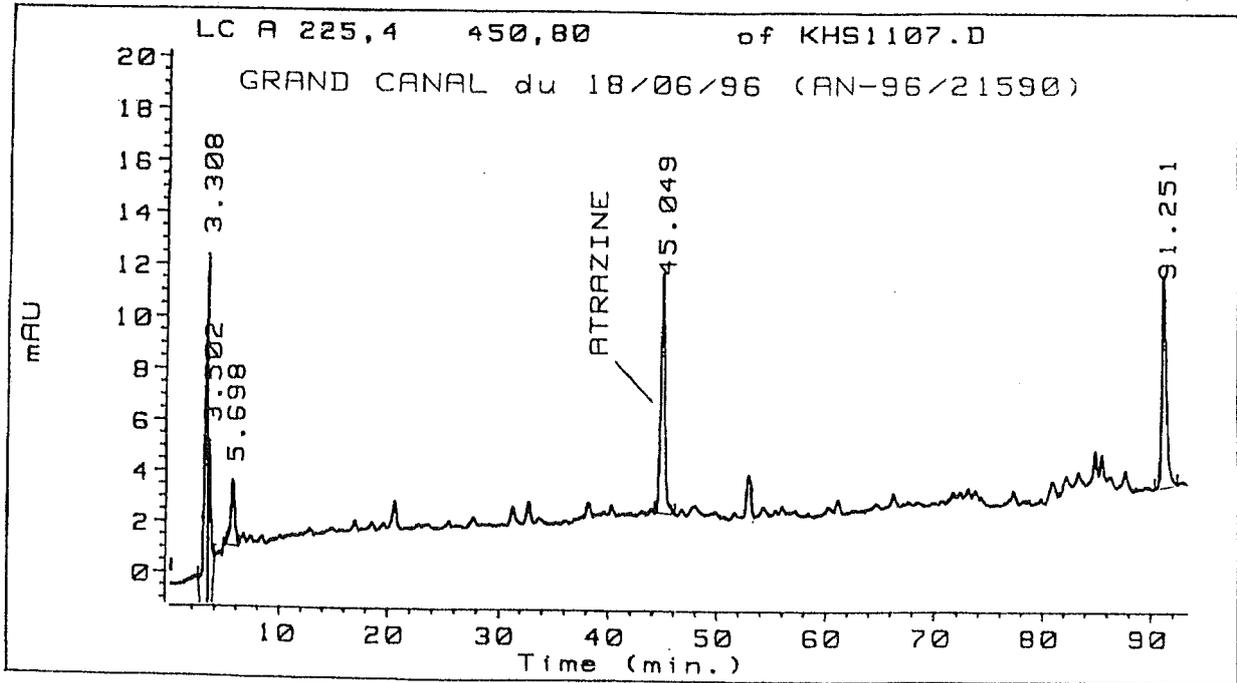


Figure 1 : Exemples de chromatogramme

- *Simazine (figure 2)*

La simazine est un herbicide sélectif utilisé pour le désherbage du maïs (en France), des cultures à racines profondes, de la vigne, quelquefois en association avec l'aminotriazole.

Ce composé est observé dans tous les affluents.

Dans l'Arve, le Rhône et le Foron de Sciez, la contamination est sporadique et de faible intensité. Egalement très sporadique dans le Grand Canal, la contamination est élevée en avril-mai 1996, ce qui correspond à la période d'utilisation.

Les teneurs les plus élevées sont mesurées dans les eaux de l'Hermance et de La Loire. Dans l'ensemble des affluents, le maximum de contamination apparaît en avril-mai voire éventuellement en juin ce qui laisse à penser que le ruissellement des sols traités en est la cause principale.

En France, ce composé n'est pas utilisé dans la culture du maïs mais uniquement pour la vigne, ce qui peut expliquer les teneurs élevées décelées dans l'Hermance qui reçoit les eaux du bassin versant viticole de la région de Douvaine (France), de Gy et de Chevrens (Suisse).

On observe également, en novembre 1995, de fortes teneurs en différents herbicides dans cette rivière (simazine, atrazine et terbutylazine). Il n'y a pas de traitement par la simazine pendant cette période de l'année. Ce phénomène résulte de la fixation de l'herbicide dans le sol et de sa remobilisation lors des labours d'automne.

- *Atrazine (figure 3)*

C'est un herbicide utilisé principalement dans la culture du maïs et dans une moindre mesure de la vigne et des fruits à noyau, quelquefois en combinaison avec d'autres herbicides tels que le mécoprop, l'amatrol, le bromacil et le dalapon.

Ce produit est présent dans toutes les eaux, fréquemment avec des teneurs élevées (Aire) pouvant atteindre jusqu'à 4 à 7 $\mu\text{g/litre}$ dans La Loire et l'Hermance.

Ces fortes teneurs caractérisent principalement les prélèvements effectués en mai-juin.

La contamination de l'Arve, du Rhône et du Foron de Sciez est pour ce composé également très sporadique et de faible ampleur.

- *Terbutylazine (figure 4)*

C'est un herbicide inhibiteur de photosynthèse utilisé dans la culture du maïs, de la pomme de terre, occasionnellement en culture de féverole et surtout de la vigne. Il peut être associé au métolachlor.

Ce composé est également présent dans l'ensemble des eaux analysées, à l'exception de celles du Foron de Sciez, mais avec une fréquence et des teneurs en général moindres que dans les deux cas précédents.

Dans le cas de l'Arve, de l'Hermance, La Loire, le Rhône, le Grand Canal et la Venoge, ce produit n'est observé que dans la campagne de 1996 et les teneurs sont en général faibles.

Les maxima de contamination s'étalent de mars à juin, à l'exception de l'Allondon pour laquelle nous observons des teneurs de l'ordre de 0.2 à 0.3 $\mu\text{g/l}$ pendant tout le second semestre 1996.

- *Chlortoluron (figure 5)*

Cet herbicide pour les cultures céréalières est observé une seule fois dans le Rhône, mais plus fréquemment dans La Loire ou l'Arve.

Contrairement aux composés précédents, le chlortoluron se retrouve dans les eaux en fin d'hiver pour La Loire et en automne dans le cas de l'Aire, ce qui correspond également aux périodes d'utilisation. Cette contamination des deux rivières franco-suisse résulte de la culture du blé d'hiver plus spécifiquement en France. En effet, ce produit est moins utilisé par les agriculteurs suisses. Il est d'ailleurs, d'une façon générale, de plus en plus remplacé par l'isoproturon. Des traces de ce dernier composé semblent avoir été observées dans les eaux de différentes rivières par chromatographie liquide; mais elles n'ont pu être confirmées pour l'instant par une autre technologie.

- *Diuron (figure 6)*

Le composé est utilisé principalement pour la vigne et pour l'arboriculture, ainsi que dans certains domaines environnementaux. Il est réputé peu mobile dans les sols et a été décelé dans trois rivières franco-genevoises, l'Hermance, l'Aire et l'Allondon.

La fréquence d'apparition de cet herbicide dans ces rivières est faible, mais les teneurs relevées en avril-mai sont de l'ordre de 2 $\mu\text{g/l}$ pour l'Hermance et l'Aire et de 0.4 $\mu\text{g/l}$ pour l'Allondon.

Ici aussi, la corrélation entre période de traitement et contamination des eaux est confirmée.

- *Autres composés*

D'avril à juin, des traces de parathion et de chlorpyrifos (très toxique pour les poissons) ont été observées dans les eaux de l'Arve qui renfermaient également de faibles traces (au maximum 0.07 $\mu\text{g/l}$) de metoxuron en mars 1996.

Lors de la seconde campagne, l'étude a permis également de mettre en évidence de l'atrazine deséthyle dans toutes les eaux analysées (ce composé n'a pas été recherché lors de la première campagne).

Ce produit est un métabolite de l'atrazine ce qui explique sa présence.

- *Substances non identifiées*

Dans divers extraits, nous avons mis en évidence la présence de composés que nous n'avons pu identifier. Certains de ces composés semblent très répandus, vu leur présence dans de multiples rivières.

Ces produits ne sont pas des composés phosphorés (insecticides), ni des produits azotés.

Du fait de l'absence d'identification, il n'est pas possible de juger si ces produits sont des phytosanitaires ou des produits autres ou naturels. Une analyse par chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse permet de préciser qu'il s'agit de composés de faibles poids moléculaires, inférieurs à 300, ce qui va à l'encontre du caractère naturel supposé (voir exemples sur la figure 1).

Le tableau 6 indique la fréquence des principaux composés présents que nous avons dénommés inconnus 1, 2, ..., 10 en fonction de leur temps de rétention sur colonne chromatographique.

La concentration de ces produits évolue également en fonction de la période de prélèvement.

TABLEAU 3 - Teneurs en phytosanitaires mesurées ($\mu\text{g/l}$) (campagne 1995-1996)

Substances		Hermance n = 10	La Laitre n = 10	Grand Canal n = 13	Arve n = 11	Rhône n = 15	Venoge n = 13
Simazine	min.	< 0.02	<0.02	< 0.02	<0.02	<0.02	<0.02
	max.	1.26	1.42	0.83	0.06	0.08	0.25
Atrazine	min.	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
	max.	7.10	5.00	0.29	0.06	0.09	1.20
Terbutylazine	min.	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
	max.	1.02	0.51	0.10	0.04	0.06	0.05
Chlortoluron	min.		<0.06			<0.06	
	max.		0.51			0.16	
Parathion	min.				<0.03		
	max.				0.40		
Chlorpyrifos	min.				<0.02		
	max.				0.50		
Metoxuon	min.				<0.05		
	max.				0.07		
Diuron	min.	<0.06					
	max.	2.03					

n = nombre d'échantillons analysés

remarque : l'absence de valeur signifie que le produit n'a pas été détecté dans la rivière

TABLEAU 4 - Teneurs en phytosanitaires mesurées ($\mu\text{g/l}$) (campagne 1996-1997)

Substances		Chamberonne n = 14	Boiron n = 15	Lutrive n = 14	Aire n = 15	Allondon n = 15	Foron de Sciez n = 5
Simazine	min.	< 0.02	<0.02	< 0.02	<0.02	<0.02	<0.02
	max.	0.42	0.34	0.20	0.41	0.13	0.08
Atrazine	min.	0.03	<0.02	<0.02	0.03	0.02	<0.02
	max.	0.65	0.89	0.11	2.38	0.40	0.04
Terbutylazine	min.	<0.02	<0.02	0.03	<0.02	<0.02	<0.02
	max.	1.30	0.17	0.39	0.80	1.13	0.05
Atrazine déséthyle	min.	< 0.02	<0.02	<0.02	0.06	<0.02	
	max.	0.34	0.16	0.07	0.72	0.24	
Chlortoluron	min.				<0.06		<0.02
	max.				1.18		0.14
Diuron	min.				<0.06	<0.06	
	max.				2.08	0.40	

n = nombre d'échantillons analysés

remarque : l'absence de valeur signifie que le produit n'a pas été détecté dans la rivière

TABLEAU 5 - Concentrations maximales de phytosanitaires mesurées dans les affluents

Produits Affluents	Simazine	Atrazine	Terbutylazine	Chlortoluron	Diuron	Parathion et chlorpyrifos	Atrazine- déséthyle
	Rhône	•	•	•	●	•	•
Venoge	●	●	•	•	•	•	●
Grand Canal	●	●	•	•	•	•	●
Chamberonne	●	●	●	•	•	•	•
Hermance	●	●	●	•	●	•	●
Lutrive	•	●	●	•	•	•	•
Boiron	●	●	●	•	•	•	●
Foron de Sciez	•	•	•	•	•	•	●
Arve	•	•	•	•	•	●	•
Allondon	●	●	●	•	●	•	●
Aire	●	●	●	●	●	•	●
Laire	●	●	●	●	•	•	●

- non décelé ou < 0.1 µg/l
- concentrations comprises entre 0.1 et 1 µg/l
- concentrations supérieures à 1 µg/l

TABLEAU 6 - Présence de substances non identifiées dans les rivières

Rivières	Inconnu									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Rhône	■	■	■	■	■	■		■		■
Venoge	■	■	■		■	■		■		■
Grand Canal	■		■		■					■
Chamberonne										■
Hermance	■		■	■	■		■	■	■	■
Boiron	■		■							
Foron de Sciez										■
Arve	■		■					■		■
Allondon	■						■			■
Aire			■				■			■
Laire			■		■			■	■	■

Afluentes	1995												1996												1997				
	Dates																												
	Avr.	Mai	Juin	Juill.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Janv.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juill.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Janv.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin		
Rhône					0.06	0.06								0.04	0.09														
Grand Canal										0.94	0.04			0.29	0.08	0.15													
Venoge			1.20									0.51	0.07	0.18	0.30														
Hermance		4.60	7.10			0.40		1.90		0.26		0.17	0.13	1.49	1.73														
Arve								0.04		0.05			0.06																
La Laitre		3.90	5.00			0.70		0.4		0.16			1.04	1.08	2.75														
Chamberonne													0.60	0.65	0.20	0.42	0.05	0.05	0.06	0.09		0.04	0.03	0.03	0.04	0.13	0.27		
Lutrive													0.02	0.11	0.05	0.02	0.02	0.02	0.03						0.02	0.05	0.05		
Boiron de Nyon													0.06	0.07	0.05	0.10	0.13	0.03	0.04	0.02	0.04	0.04				0.12	0.89		
Foron de Sciez																0.04	0.03	0.04											
Allondon													0.09	0.17	0.14	0.40	0.10	0.05	0.02	0.05	0.03	0.06	0.05	0.04	0.05	0.33	0.07		
Aire													0.22	2.39	1.89	1.72	0.09	0.15	0.17	0.09	0.05	0.03	0.15	0.17	0.11	0.34	0.38		

Légende :
 --- Absence de prélèvement
 Non décelé (< 0.02 µg/l)
 Présence
 Maxima annuels observés dans la rivière

Figure 3 : Atrazine (µg/l)

Dates	1995												1996												1997				
	Avr.	Mai	Juin	Juill.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Janv.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juill.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Janv.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin		
Affluents																													
Rhône																													
Grand Canal																													
Venoge																													
Hermance																													
Arve																													
La Loire																													
Chamberonne																													
Lutrive																													
Boiron de Nyon																													
Foron de Sciez																													
Allondon																													
Aire																													

Légende :

- Absence de prélèvement
- Non décelé (< 0.02 µg/l)
- Présence
- Maxima annuels observés dans la rivière

Figure 4 : Terbutylazine (µg/l)

Afluentes	1995												1996												1997				
	Avr.	Mai	Juin	Juill.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Janv.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juill.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Janv.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin		
Rhône	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Grand Canal	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Venoge	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Hernance	---	---	---	---	---	---	---	---	---	2.03	1.40	0.43	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Arve	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
La Laire	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Chamberonne	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Lutrive	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Boiron de Nyon	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Foron de Sciez	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Allondon	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0.40	0.34	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Aire	---	---	---	---	---	---	---	---	---	2.08	1.80	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0.20	---	---	---	---	---	0.42	1.13

Légende :

- Absence de prélèvement
- Non décelé (< 0.06 µg/l)
- Présence
- Maxima annuels observés dans la rivière

Figure 6 : Diuron (µg/l)

4. DISCUSSION ET CONCLUSIONS

Toutes les substances phytosanitaires observées dans les douze affluents du bassin lémanique, étudiés entre 1995 et 1997, présentent les caractéristiques suivantes :

- elles appartiennent à la liste des substances agricoles à surveiller dressée par la CIPEL, à l'exception du parathion et du metoxuron qui n'apparaissent que de façon épisodique dans les eaux analysées,
- certaines d'entre elles, atrazine, terbutylazine, chlortoluron, diuron et simazine avaient été classées par ailleurs comme substances présentant un grand risque d'être retrouvées dans les eaux de surface du bassin lémanique (JOUANY et al., 1995),
- les périodes de fortes contaminations des eaux correspondent aux périodes d'application des produits. Un effort pour limiter le ruissellement et le lessivage des sols devrait conduire à l'amélioration de la qualité des eaux.

Une résurgence de certains pesticides est également observée en automne, lors du travail des sols. Il faut également signaler qu'une contamination précoce des eaux (mars) correspond à des traitements de fin d'hiver, tels ceux de la vigne.

La dégradation de la qualité des eaux du bassin viticole de l'Ardières (France) par les phytosanitaires, notamment par des pollutions diffuses lors d'événements météorologiques générateurs de ruissellement, a été démontrée par le travail de MUNOZ (1992).

Les produits les plus fréquemment rencontrés dans les rivières, atrazine, simazine et terbutylazine sont également présents dans les eaux du lac (CORVI et KHIM HEANG, 1995).

Une étude menée par les autorités vaudoises sur 17 affluents du canton conduit à des résultats qualitatifs et quantitatifs similaires. Cependant, quelques phytosanitaires non observés dans nos échantillons sont signalés dans ce travail (VIOGET et STRAWCZYNSKI, 1997).

Une étude sur la contamination des cours d'eau de la région parisienne par les produits phytosanitaires (COMPAGNIE GÉNÉRALE DES EAUX, 1997), confirme également nos résultats quant à la nature des produits et concentrations observées ainsi que pour la relation utilisation-contamination des eaux.

Comme le soulignent PINHEIRO et collaborateurs (1996), la qualité des eaux de surface destinée à la consommation humaine suppose une maîtrise des apports présentant un risque de pollution, notamment les phytosanitaires.

Il faut encore constater que les concentrations mesurées sont en général bien inférieures aux doses toxiques pour les poissons. Cependant, le caractère précaire et aléatoire des prélèvements est à prendre en considération dans cette approche d'appréciation de toxicité. D'autres facteurs sont également à prendre en considération quant à la sensibilité de certaines espèces environnementales ainsi qu'aux effets de synergie potentiels liés à la présence simultanée de divers contaminants (tableau 2).

Rappelons également que le poisson n'est pas l'organisme le plus sensible de l'écosystème. Divers pesticides montrent aujourd'hui, à faible dose, une toxicité élevée à l'égard d'autres compartiments de l'écosystème et constituent de ce fait une menace pour l'intégrité biologique des eaux.

Divers facteurs devraient conduire à l'amélioration de la situation observée :

- la limitation des doses d'utilisation introduite en France pour l'atrazine, la simazine et la terbutylazine en janvier 1997 et antérieurement en Suisse (dès 1990),
- l'interdiction d'utilisation en France de l'atrazine dès janvier 1997 pour les usages non agricoles,
- le remplacement progressif de certains produits par d'autres moins polluants,
- le développement de pratiques agricoles plus respectueuses de l'environnement (production intégrée, culture biologique, ...).

Des mesures favorables à la protection des eaux (implantation de bandes herbeuses, récupération généralisée des soldes de préparations, modifications de certaines pratiques culturales) devraient également s'avérer positives dans ce domaine.

Cette étude a permis de confirmer la validité et la pertinence de la liste établie ainsi que de définir les périodes les plus adaptées pour les contrôles. Les futurs programmes de surveillance devraient être grandement simplifiés par une révision de la liste en fonction des résultats obtenus et par des prélèvements limités dans le temps.

Il est également à souligner que la recherche de substances dont le $\log K_{ow}$ est supérieur à 3 devrait être préférentiellement effectuée sur les matières en suspension où elles s'adsorbent, plutôt que dans l'eau.

BIBLIOGRAPHIE

- COMPAGNIE GÉNÉRALE DES EAUX (1997) : Contamination des cours d'eau de la région parisienne par les produits phytosanitaires (à paraître).
- CORVI, Cl. et KHIM-HEANG, S. (1995) : Recherche de métaux et de quelques micropolluants organiques dans les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1994.
- JOUANY, J.-M. et groupe de travail de la CIPEL (1995) : Etablissement d'une liste de substances phytosanitaires utilisées en agriculture à surveiller dans le bassin lémanique : méthodologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1994, 217-233.
- MUNOZ, J.F. (1992) : Méthodologie d'étude des produits phytosanitaires. Etude d'un bassin versant viticole : L'Ardières. Thèse No 3'992. Université Claude Bernard, Lyon.
- PERKOW, W. et PLOSS, H. (1996) : Wirksubstanzen der Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel, 3. Auflage, Parey Buchverlag, Berlin.
- PINHEIRO, A., KORETA, R., CAUSSADE, B. et DUBERNET, J.F. (1996) : Mise au point d'un outil d'aide à la gestion de la pollution par les produits phytosanitaires : exemple du modèle POLA - Proc. Processus du transfert des produits phytosanitaires et modélisation dans les bassins versants CEMAGREF - GIP Hydrosystèmes (à paraître).
- VIOGET, P., STRAWCZYNSKI, A. (1997) : Recherche de quelques phytosanitaires dans les cours d'eau vaudois (à paraître).

Annexe 1

Liste de substances actives phytosanitaires, utilisées en agriculture et retenue pour la surveillance de la qualité des eaux du bassin versant "CIPEL".

(Bassin versant du Léman et du Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy)

Eau superficielle	Eau superficielle
"Toxicité"	"Ecotoxicité"
alachlore	atrazine
atrazine	bromopropylate
chlorpyrifos-éthyle	captane
diméfuron	carbendazime
diquat	carbofuron
diuron	chlorbromuron
endosulfan	chloridazone
fenpropimorphe	chlorpyrifos-éthyle
ioxynil	chlortoluron
isoproturon	cyproconazol
lindane	dichlofluanide
linuron	dichlorvos
métamitron	dinosèbe
simazine	diuron
terbuthylazine	endosulfan
tetrachlorvinphos	folpet
trifluraline	isoproturon
	lindane
	linuron
	metsulfuron-méthyle
	pendiméthaline
	pirimicarbe
	simazine
	tetrachlorvinphos
	trifluraline

Annexe 2

Substances recherchées et limites de détection

Substances à surveiller	Limites de détection ($\mu\text{g}/\text{litre}$)	
	HPLC	GLC
Alachlore	0.100	NPD 0.500
Aldicarb	1.5	
Aldrine		ECD 0.500
Ametryn	0.400	NPD 0.500
Atrazine	0.020	NPD 0.020
Atrazine-2 hydroxy	0.300	
Atrazine-déséthyle	0.100	
Azinphos-éthyle		NPD 0.300
Azinphos-méthyle		NPD 1
Aziprotryn		NPD 1
Bromacil	0.400	
Bromophos-méthyle		NPD 0.100
Bromophos-éthyle		NPD 0.100
Bromophylate		ECD 0.100
Captafol		ECD 0.300
Captane		ECD 0.100
Carbaryl	0.050	
Carbendazime	1	
Carbofuran	0.500	
Chlorbromuron	0.500	NPD 0.500
Chloridazone	0.100	
Chlorothalonil		ECD 0.100
Chlormephos		NPD 0.100
Chlorpyriphos-éthyle	0.100	NPD 0.050
Chlorpyriphos-méthyle		NPD 0.100
Chloroxuron		NPD 0.250
Chlortoluron	0.100	NPD 0.500
Cyanazine	0.050	
Cyanofenphos		NPD 0.100
Cycluron		NPD 2.5
Cyproconazol		NPD 0.500
Desmetryn	0.100	NPD 0.500
Dialiphos		NPD 1
Diazinon		NPD 0.100
Dichlofluanide	1	ECD 0.100 NPD 0.500
Dichlofenthion		NPD 0.100

Substances à surveiller	Limites de détection ($\mu\text{g/litre}$)	
	HPLC	GLC
Dichlorvos	0.100	NPD 0.100
Dicofol		ECD 0.200
Difenoxyuron		NPD 2.5
Diméfuron	0.500	NPD 0.500
Diméthoat		NPD 0.100
Dinosèbe		NPD 0.100
Dipropetryn		ECD 0.300
Diquat	non recherché	non recherché
Diuron	0.100	NPD 0.500
Endosulfan		ECD 0.050
Endrine		ECD 1
Ethion		NPD 0.050
Etrimphos		NPD 0.100
Fenamiphos	0.500	
Fenitrothion	0.300	NPD 0.150
Fenpropimorphe		NPD 0.050
Fenthion		NPD 0.100
Fenuron	0.100	NPD 0.500
Folpet	0.100	ECD 0.200
Heptachlor		ECD 0.500
Heptachlor époxyde		ECD 0.500
Iodphenphos		NPD 0.150
Ioxnyl	0.100	
Iprodione		ECD 0.200
Isoproturon	0.100	NPD 0.500
Lindane		ECD 0.050
Linuron	0.100	NPD 0.500
Metamitrone	0.100	
Melathion		NPD 0.100
Methabenzthiazuron		NPD 1
Methidathion		NPD 0.100
Metolachlor	0.500	
Metoxuron	0.200	NPD 0.500
Metsulfuron-méthyle		NPD 2
Mevinphos		NPD 0.150
Monolinuron	0.100	NPD 0.500
Monuron		NPD 1
Ométhoat		NPD 0.100
op' DDD		ECD 0.500
op' DDE		ECD 0.050
op' DDT		ECD 0.100

Substances à surveiller	Limites de détection ($\mu\text{g/litre}$)	
	HPLC	GLC
Parathion-diéthyle	0.600	
Parathion-éthyle	0.600	
Parathion-méthyle	0.600	
Phenmedipham	0.100	
Phenkapton		NPD 0.150
Phosalone		NPD 0.500
PCA		ECD 0.050
PCNB		ECD 0.050
Pendiméthaline	0.200	NPD 0.500
Pirimicarbe	0.500	NPD 0.500
Pirimiphos-éthyle		NPD 0.100
Pirimiphos-méthyle		NPD 0.050
pp' DDD		ECD 0.100
pp' DDE		ECD 0.100
pp' DDT		ECD 0.100
Procymidone		ECD 0.100
Prometryn	0.050	NPD 0.500
Propham	0.050	
Propanil	0.200	
Propazine	0.050	NPD 0.250
Prothiofos		NPD 0.100
Pyrazophos		NPD 0.100
Quinalphos		NPD 0.250
Simazine	0.020	NPD 0.020
Terbufos		NPD 0.100
Terbumeton	0.050	NPD 0.250
Terbutryn	0.050	NPD 0.500
Terbutylazine	0.020	NPD 0.050
Tétrachlorvinphos	0.200	NPD 0.100
Triamiphos		NPD 0.250
Triazophos		NPD 0.150
Trifluraline		NPD 1
Vinclozoline		ECD 0.100

LA QUALITÉ BIOLOGIQUE DU RHÔNE GENEVOIS EXPRIMÉE PAR LES COMMUNAUTÉS DE MACROINVERTÉBRÉS BENTHIQUES ¹

Campagne 1995

PAR

Jean PERFETTA

SERVICE DE L'ÉCOTOXICOLOGUE CANTONAL, SECTION D'HYDROBIOLOGIE, CP 78, CH - 1211 GENÈVE 8

RÉSUMÉ

Après une interruption de onze ans, une nouvelle étude de la qualité biologique du Rhône genevois a été effectuée en 1995. Trois campagnes de prélèvements de macrofaune benthique, par substrats artificiels sur sept stations réparties entre Genève et la sortie du territoire suisse, ont permis de calculer des indices biologiques globaux normalisés (IBGN) et de décrire l'évolution spatiale et temporelle de la qualité biologique de ce tronçon du Rhône.

Sur la base de ces résultats, la qualité biologique globale actuelle du Rhône genevois peut être considérée comme moyenne à médiocre. Cette situation est essentiellement à mettre en relation avec la conjugaison de trois facteurs : les apports, parfois importants, en matières en suspension de l'Arve, les rejets de la station d'épuration d'Aire et les effets de l'utilisation du fleuve pour la production hydroélectrique (variations rapides et importantes de débit, marnage, stagnation de l'eau dans les retenues).

La comparaison avec les études antérieures montre que la situation n'a pas évolué de manière significative depuis les années 1960.

Sur le plan faunistique, il faut relever que l'ensemble du cours genevois du fleuve est maintenant colonisé par la moule zébrée.

1. INTRODUCTION

A sa sortie du Léman, le Rhône est constitué d'eau d'origine lacustre de bonne qualité (ORAND et al., 1996). Sur les quelques 25 km de son cours genevois, le fleuve subit une série d'événements dont les principaux sont les apports de l'Arve, les rejets des stations d'épuration d'Aire, de Vernier-Ouest, du nant d'Avril, de la Plaine et de Chancy, ainsi que les aménagements hydroélectriques du Seujet, de Verbois et de Chancy-Pougny.

Depuis 1945, plusieurs études (BUFFLE, 1945; PONGRATZ, 1962; LACHAVANNE et PONGRATZ; 1981, SERVICE D'HYDROBIOLOGIE, 1987) ont montré que ces événements avaient des impacts non négligeables sur les caractéristiques du fleuve et que la qualité du Rhône à la frontière française n'était plus celle prévalant à la sortie du Léman.

¹

Les données sont obtenues dans le cadre de la surveillance effectuée par le Service de l'écotoxicologue cantonal de Genève

Si le tronçon urbain, en amont de la confluence avec l'Arve, a fait l'objet d'un suivi biologique intensif entre 1985 et 1994 dans le cadre de la construction du barrage du Seujet (MÜLLER, 1996), la qualité biologique à l'aval de la Jonction n'avait plus été étudiée depuis 1985.

Une nouvelle campagne d'étude de la macrofaune benthique du Rhône entre la Jonction et Chancy a donc été effectuée en 1995, avec pour objectif d'estimer l'évolution de la qualité biologique globale au cours de la dernière décennie.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

Les méthodes de qualification biologique utilisant la macrofaune benthique (IBGN, IQBG) sont conçues pour des cours d'eau de faible à moyenne importance (ruisseaux et rivières). Elles peuvent également s'appliquer à des écosystèmes fluviaux, comme le Rhône, mais l'interprétation des résultats doit tenir compte de la rareté naturelle dans ces milieux des organismes constituant les groupes repères les plus sensibles et des difficultés à échantillonner l'ensemble de la station (CELLOT et al., 1987). Un indice de 17 (sur une échelle de 1 à 20) représente généralement une valeur optimale, signe d'une excellente qualité biologique.

En faisant abstraction des caractéristiques du substrat réel du site, l'utilisation de substrats artificiels identiques sur l'ensemble des stations étudiées privilégie l'effet de la qualité de l'eau. Les indices obtenus renseignent donc davantage sur une qualité biologique potentielle que sur la qualité réelle des stations étudiées.

La méthode utilisée n'est pas une application stricte des protocoles méthodologiques (AFNOR, 1992; VERNEAUX et al., 1976), puisque le calcul d'indices au moyen des tableaux IBGN et IQBG est effectué sur la base d'échantillonnages par substrats artificiels².

Cette approche, adaptée au milieu fluvial, permet également la comparaison avec les résultats des études antérieures, en particulier celle du SERVICE D'HYDROBIOLOGIE (1987).

Quelques modifications ont néanmoins été apportées :

- Pour l'évaluation de la situation actuelle, les résultats sont présentés sous forme d'Indices Biologiques Globaux Normalisés - IBGN (AFNOR, 1992), actuellement considérés en France comme les plus performants. Pour la comparaison avec les données antérieures, les résultats sont également présentés sous forme d'Indices de Qualité Biologique Globale (IQBG) (VERNEAUX et al., 1976).
- Le nombre de substrats artificiels a été porté à 4 par station, répartis à raison de 2 substrats par rive. Le chenal central n'a pas fait l'objet de prélèvements.
- Les substrats de chaque rive ont été analysés séparément et les résultats sont disponibles par rive et par station.
- La station " Peney " a été supprimée en raison de l'influence de la retenue de Verbois. L'absence de courant conduit, en effet, à l'établissement de communautés benthiques d'eau stagnante, qui ne peuvent pas être directement comparées avec celles des autres stations en milieu lotique.
- Afin d'évaluer l'impact éventuel des rejets de la STEP de La Plaine (industrie chimique et rejets domestiques), deux stations supplémentaires ont été ajoutées en amont (" Cartigny ") et en aval (" Touvière ") de cette agglomération.

La situation des stations de prélèvements et des principales sources d'impact sur le fleuve sont représentées sur la figure 1.

2

cages métalliques grillagées (20 x 20 x 20 cm) remplies de galets de taille et de forme diverses

3. DÉROULEMENT DE L'ÉTUDE

L'étude a fait l'objet de trois campagnes de prélèvements par immersion de substrats artificiels qui se sont déroulées aux dates suivantes :

1ère campagne du 6 avril au 11 mai 1995 pour les stations à l'amont du barrage de Verbois, du 27 avril au 9 juin 1995 pour les stations à l'aval de Verbois.

A la station Chèvres, les substrats en rive droite ont disparu. A Chancy, les substrats en rive droite ont dû être halés dans le courant jusqu'à la hauteur du pont et ont été abondamment rincés, avec une perte probable d'organismes.

2e campagne du 23 août au 28 septembre 1995 pour l'ensemble des stations.

Les deux substrats artificiels de Chèvres en rive gauche, dont la chaîne avait été dérobée, ont été récupérés en plongée le 20 octobre 1995.

3e campagne du 15 décembre 1995 au 30 janvier 1996 pour les stations à l'aval de Verbois, du 20 décembre 1995 au 24 janvier 1996 pour les stations à l'amont.

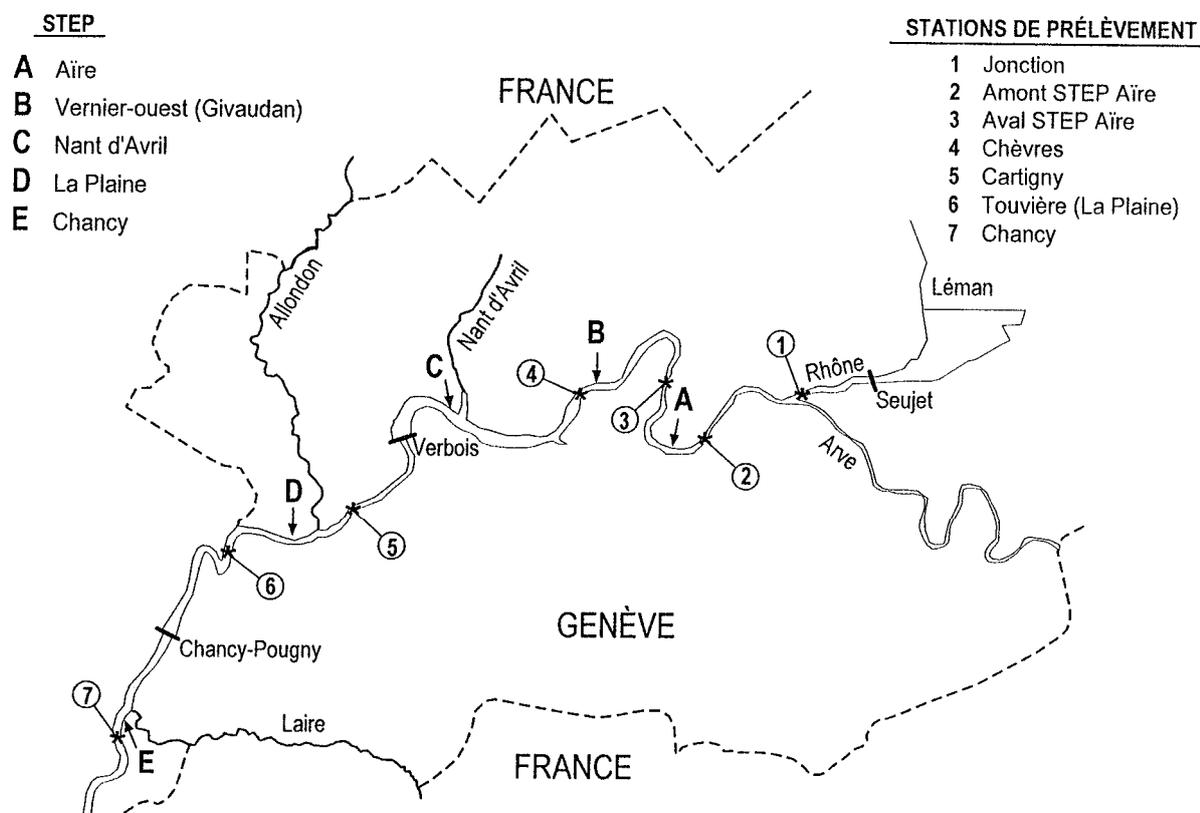


Figure 1 : Emplacement des stations de prélèvement biologique et des principaux rejets et aménagements

4. RÉSULTATS

4.1. Etude 1995

Le tableau 1 présente les indices (IBGN & IQBG) obtenus pour les différentes campagnes et stations. Les indices moyens d'une station sont calculés à partir d'une liste faunistique regroupant les prélèvements des rives gauche et droite. La valeur moyenne est donc souvent supérieure à celles des rives considérées séparément.

Pour des raisons de lisibilité et de place, seules les listes faunistiques par station (rives gauche et droite cumulées) figurent dans les tableaux 2 à 4. Les résultats détaillés par rive sont toutefois disponibles auprès de l'auteur.

Les classes d'abondance des organismes figurant dans les tableaux 2 à 4 correspondent aux nombres d'individus suivants :

+	1-2	individus
1	3-9	individus
2	10-20	individus
3	21-100	individus
4	> 100	individus

Un commentaire succinct des principaux résultats est présenté ci-dessous. Il concerne les caractéristiques faunistiques et l'interprétation des indices obtenus.

4.1.1 1^{ère} campagne (mai 1995)

Caractéristiques faunistiques : Globalement, le nombre d'unités systématiques (US) augmente d'amont en aval (Jonction : 14 US, Touvière : 26 US). Entre l'amont et l'aval de la STEP d'Aire, on observe un appauvrissement sensible en rive droite (perte de 5 US).

IBGN : Les indices des stations varient entre 9 (amont et aval STEP) et 13 (Touvière). Ils sont globalement meilleurs à l'aval de Verbois. L'effet de la STEP d'Aire n'est perceptible qu'en rive droite où l'indice passe de 9 à 7.

4.1.2 2^e campagne (septembre 1995)

Caractéristiques faunistiques : Le nombre d'US varie entre 18 et 22 taxons entre la Jonction et Cartigny. Comme en mai, la station Touvière est la plus riche (25 US); Chancy présente la valeur la plus basse avec 16 US.

IBGN : Les indices des stations varient entre 9 (Chèvres) et 11 (Jonction, Amont, Cartigny, Touvière). La baisse régulière de l'indice entre l'amont de la STEP d'Aire et Chèvres, particulièrement en rive droite (10 → 8 → 6) peut être attribuée aux effets de la station d'épuration.

4.1.3 3^e campagne (décembre 1995)

Caractéristiques faunistiques : Avec une moyenne de 18.6 US pour les trois stations, la zoocénose benthique est légèrement plus riche en aval de Verbois (15.2 US pour la moyenne des quatre stations amont).

IBGN : Les indices des stations varient entre 11 (Jonction, Cartigny, Touvière et Chancy) et 8 (Amont et Aval STEP, Chèvres).

La qualité biologique globale est sensiblement plus mauvaise sur le tronçon compris entre la confluence de l'Arve et Verbois (stations Amont STEP d'Aire, aval STEP et Chèvres). Cette baisse s'explique par les effets cumulés de l'Arve et de la STEP d'Aire.

TABLEAU 1 - Récapitulatif des indices biologiques (IBGN et IQBG) pour les trois campagnes de 1995

	RIVE GAUCHE				MOYENNE STATION				RIVE DROITE			
	Mai 95	Sept. 95	Déc. 95	Moy.	Mai 95	Sept. 95	Déc. 95	Moy.	Mai 95	Sept. 95	Déc. 95	Moy.
JONCTION	IBGN	6	11	9	8.7	10	11	11	10.7	10	11	10.3
	IQBG	10	12	11	11.0	12	12	12	12.0	12	12	12.0
AMONT STEP d'Aire	IBGN	7	11	8	8.7	9	11	8	9.3	9	10	8.3
	IQBG	6	12	8	8.7	8	12	8	9.3	8	11	8.3
AVAL STEP d'Aire	IBGN	9	8	6	7.7	9	10	8	9.0	7	8	7.7
	IQBG	8	9	6	7.7	8	10	9	9.0	7	8	7.7
CHÈVRES	IBGN	7	9	6	7.3	7	9	8	8.0	-	6	6.5
	IQBG	7	9	6	7.3	7	9	8	8.0	-	6	7.0
CARTIGNY	IBGN	11	10	9	10.0	12	11	11	11.3	11	7	9.3
	IQBG	12	11	10	11.0	13	12	12	12.3	12	7	10.0
TOUVIÈRE	IBGN	11	10	10	10.3	13	11	11	11.7	11	9	9.7
	IQBG	12	10	11	11.0	13	10	12	11.7	12	9	10.0
CHANCY	IBGN	6	9	8	7.7	11	10	11	10.7	7	8	7.7
	IQBG	7	10	7	8.0	12	12	12	12.0	10	7	9.0

TABLEAU 2 - Liste faunistique et indices pour la campagne de mai 1995

Date	06.04 / 11.05	06.04 / 11.05	07.04 / 11.05	07.04 / 11.05	27.04 / 09.06	27.04 / 09.06	27.04 / 13.06
Unités Systématiques	Jonction	Amont STEP	Aval STEP	Chèvres RG	Cartigny	Touvière	Chancy
<i>Hydropsychidae</i>	3	3	4	3	3	4	4
<i>Hydroptilidae</i>			+			+	
<i>Limnephilidae</i>					+	1	
<i>Odontoceridae</i>						+	
<i>Polycentropodidae</i>	4	3	3	2	3	3	+
<i>Rhyacophilidae</i>					+	+	+
<i>Seriocostomatidae</i>	4		+		3	2	1
<i>Caenidae</i>						+	
<i>Ephemerellidae</i>						+	+
<i>Elmidae</i>			+				+
<i>Athericidae</i>		1					
<i>Ceratopogonidae</i>		1			+		
<i>Chironomidae</i>	4	3	4	3	4	4	4
<i>Empididae</i>		+				+	+
<i>Limoniidae</i>		1					
<i>Psychodidae</i>		1	+				
<i>Rhagioniidae</i>		+					
<i>Simulidae</i>		1				1	+
<i>Pyrilidae</i>		+					
<i>Gammaridae</i>	4	4	4	3	4	4	4
<i>Asellidae</i>	4	2	2		+	1	
<i>Dreissenidae</i>	4	+	2	1	4	3	1
<i>Sphaeridae</i>	1		+		1	1	+
<i>Ancylidae</i>			+		+	+	+
<i>Bithynidae</i>				+	1	+	
<i>Bithynellidae</i>						+	
<i>Hydrobiidae</i>				+			
<i>Limnaeidae</i>	2		1	1	2	2	1
<i>Physidae</i>			+	1	+	+	
<i>Erpobdellidae</i>	1	3	3	2	2	3	
<i>Glossiphoniidae</i>		+	1	+	1	2	
<i>Piscicolidae</i>			+				
<i>Dugesiiidae</i>	1				+		
<i>Planaridae</i>	1		2		2	1	
Oligochètes	1	4	4	2	3	1	2
Nemathelminthes							+
Hydracariens		+					
Hydrozoaires	4		4		4	4	4
Nombre de taxons	14	18	20	12	21	26	17
IBGN	10	9	9	7	12	13	11
IQBG	12	8	8	7	13	13	12

TABLEAU 3 - Liste faunistique et indices pour la campagne de septembre 1995

Date	23.08 / 27.09	23.08 / 27.09	23.08 / 27.09	23.08 / 20.10	25.08 / 28.09	25.08 / 28.09	25.08 / 03.10
Unités Systématiques	Jonction	Amont STEP	Aval STEP	Chèvres	Cartigny	Touvière	Chancy
<i>Hydropsychidae</i>	4	4	4	4	4	4	4
<i>Hydroptilidae</i>		+					
<i>Leptoceridae</i>			+			+	
<i>Limnephilidae</i>		+	+			+	
<i>Polycentropodidae</i>	4	3	3	3	2	2	1
<i>Sericostomatidae</i>	4	1	+	+	3	+	1
<i>Heptageniidae</i>						+	
<i>Elmidae</i>	+						
<i>Athericidae</i>		+				+	
<i>Chironomidae</i>	4	4	1	4	4	4	4
<i>Empididae</i>			+				
<i>Simuliidae</i>	+		+		+	+	1
<i>Stratiomyidae</i>			+				
<i>Tipulidae</i>					+		
<i>Gammaridae</i>	4	4	4	4	4	4	3
<i>Asellidae</i>	3	+	+	+		4	
<i>Dreissenidae</i>	4	1	1	3	4	3	2
<i>Sphaeriidae</i>	3	3	+	3	+	3	
<i>Ancylidae</i>					1		1
<i>Bithynidae</i>	3	+		+	+	1	
<i>Hydrobiidae</i>		+	+	1			
<i>Limnaeidae</i>	2	1	+	1	1	1	1
<i>Physidae</i>					+	+	
<i>Planorbidae</i>	1					+	+
<i>Erpobdellidae</i>	2	3	4	1	1	3	1
<i>Glossiphoniidae</i>	1	2	1	+	1	3	+
<i>Dendrocoelidae</i>	2		2	2	1	4	+
<i>Dugesiiidae</i>	1	3	1	1		3	
<i>Planariidae</i>	3	3	2	+	2	4	
Oligochetes		4	4	4	4	4	1
Nemathelminthes						+	+
Hydrozoaires	4		4	4	4	4	4
Nombre de taxons	19	19	22	18	19	25	16
IBGN	11	11	10	9	11	11	10
IQBG	12	12	10	9	12	10	12

TABLEAU 4 - Liste faunistique et indices pour la campagne de décembre 1995

Date	20.12.95 / 24.01.96	20.12.95 / 24.01.96	20.12.95 / 24.01.96	20.12.95 / 24.01.96	15.12.95 / 30.01.96	15.12.95 / 30.01.96	15.12.95 / 30.01.96
Unités Systématiques	Jonction	Amont STEP	Aval STEP	Chèvres	Cartigny	Touvière	Chancy
<i>Nemouridae</i>							+
<i>Hydropsychidae</i>	3	3	4	4	3	3	4
<i>Hydroptilidae</i>							+
<i>Polycentropodidae</i>	3	2	4	3	1	+	+
<i>Rhyacophillidae</i>						+	2
<i>Seriocostomatidae</i>	1	+		+	3	1	1
<i>Heptageniidae</i>					+	1	
<i>Potamanthidae</i>						+	
<i>Dytiscidae</i>			+				
<i>Chironomidae</i>	1	4	4	3	3	4	4
<i>Empididae</i>							+
<i>Psychodidae</i>						+	1
<i>Simulidae</i>	1				+	1	4
<i>Tipulidae</i>					+	+	+
<i>Coenagrionidae</i>					+		
<i>Lestidae</i>						+	
<i>Pyralidae</i>							+
<i>Gammaridae</i>	3	3	4	4	4	4	4
<i>Asellidae</i>	3		1	+	+	2	
<i>Dreissenidae</i>	3	2	+		3	2	1
<i>Sphaeriidae</i>	+		+		+		
<i>Ancylidae</i>	+				+	+	1
<i>Bithynidae</i>		+					+
<i>Limnaeidae</i>	2	2	2	2	+	1	1
<i>Physidae</i>	+						
<i>Planorbidae</i>	+	+					
<i>Erpobdellidae</i>	+	1	1	1	2	3	1
<i>Glossiphoniidae</i>			+		1	1	
<i>Dendrocoelidae</i>	3	3	2	1			
<i>Dugesidae</i>	3	1	3	1		1	
<i>Planaridae</i>	3	3	3	2			
Oligochetes		3	4	4	+	4	
Hydrozoaires		4	4	+			4
Nombre de taxons	17	15	16	13	17	20	19
IBGN	11	8	8	8	11	11	11
IQBG	12	8	9	8	12	12	12

4.1.4 Evolution saisonnière des indices biologiques

L'analyse des IBGN calculés pour les différentes stations lors des campagnes de printemps, d'été-automne et d'hiver ne montre aucune évolution saisonnière significative. Les résultats de la campagne de septembre sont légèrement meilleurs en amont de la retenue de Verbois, mais cette différence ne peut être attribuée à une cause particulière.

4.2 Comparaison avec les données antérieures

La station "Cartigny" n'a pas fait l'objet d'études de macrofaune benthique avant le présent travail (figure 1). Pour la station "Chancy", une comparaison peut être tentée sur la base des relevés de PONGRATZ (1962), bien que cet auteur n'ait pas utilisé de substrats artificiels.

Pour les autres stations, la comparaison avec les résultats des études menées en 1984 (SERVICE D'HYDROBIOLOGIE, 1987) montre les éléments suivants :

4.2.1 Caractéristiques faunistiques

Jonction : avec un nombre moyen de 16.6 US pour les 3 campagnes de 1995, la zoocénose benthique est légèrement plus pauvre que celle des 3 campagnes effectuées en 1984, qui était de 19 US. La composition faunistique actuelle ne présente toutefois que peu de différences avec celle de 1984. Trois taxons semblent nettement plus abondants en 1995 : la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*), les larves de trichoptères séricostomatidés et hydroptychidés.

Amont STEP d'Aire : en 1995, la zoocénose benthique est légèrement moins diversifiée (17.3 US en moyenne) que celle de 1984 (19.3 US).

La composition faunistique reste globalement semblable. A noter que sur 47 taxons recensés sur l'ensemble des 8 campagnes faisant l'objet de la comparaison, seuls 12, soit 26 %, sont présents dans plus de 4 campagnes. La zoocénose établie est donc peu diversifiée et la plupart des taxons de cette station peuvent être considérés comme accidentels.

La sangsue *Erpobdella octoculata*, rare en 1984, est devenue assez abondante. En revanche, aucune larve de plécoptère ou d'éphéméroptère, connus pour leur sensibilité à la pollution, n'a été répertoriée en 1995 (9 individus lors des campagnes antérieures).

Aval STEP d'Aire : avec une moyenne de 19 US pour les trois campagnes de 1995, la macrofaune de cette station est plus diversifiée que celle de 1984 (14.8 US). Sa composition reste toutefois similaire et présente les mêmes caractéristiques que celles de la station précédente. Les hydres, très abondantes en 1995, n'avaient pas été répertoriées auparavant dans cette station. A noter également la colonisation de cette station par la moule zébrée.

Chèvres : la zoocénose benthique est légèrement plus riche en 1995 qu'en 1984 (14.3 US contre 10.8). La faune en place est toutefois peu diversifiée et sa composition reste constante. L'évolution se caractérise par la prolifération des larves de trichoptères hydroptychidés et polycentropodidés et la colonisation par la moule zébrée.

La Plaine : la zoocénose benthique est sensiblement plus riche en 1995 (en moyenne 23.6 taxons contre 16.8). Un grand nombre de taxons ne sont présents que sporadiquement, mais les espèces dominantes restent les mêmes. Rare dans les années 80, la moule zébrée est devenue relativement abondante en 1995.

Chancy : en 1962, PONGRATZ recensait 14 unités systématiques de macrofaune benthique. En 1995, la zoocénose benthique comprend entre 16 et 19 taxons et peut donc être considérée comme légèrement plus diversifiée. Les taxons sensibles à la pollution (éphémères, trichoptères à fourreau) sont toutefois devenus plus rares.

4.2.2 *Qualité biologique globale*

L'évolution est décrite par comparaison des indices (IQBG). Ceux de 1995 sont obtenus à partir de listes faunistiques regroupant les organismes des 4 substrats artificiels de chaque station; ceux de 1962 et 1984 figurent dans le rapport du SERVICE D'HYDROBIOLOGIE (1987).

Jonction : au cours des 14 campagnes effectuées entre mai 1984 et décembre 1995, les indices varient entre 10 et 14; l'indice moyen de ces campagnes est de 12.4.

La qualité biologique du Rhône à l'amont immédiat de la confluence avec l'Arve peut donc être considérée comme stable et satisfaisante.

Amont STEP d'Aïre : lors des quatre campagnes de 1984, les indices ont varié entre 6 (novembre) et 13 (juin), avec une valeur moyenne de 9.5. Pour les trois campagnes de 1995, les indices varient entre 8 et 12 (moy. 9.3). La qualité biologique globale de cette station est caractérisée par des fluctuations importantes, vraisemblablement liées aux apports de l'Arve, dont les eaux sont souvent très chargées en sédiments fins.

Aucune évolution significative ne peut être relevée pour la période considérée.

Aval STEP d'Aïre : Sur la base de la liste faunistique de PONGRATZ, l'IQBG serait de 12 en 1962, avant la construction de la station d'épuration (SERVICE D'HYDROBIOLOGIE, 1987). En 1984, les indices pour cette station ont varié entre 6 et 12, la moyenne étant de 8.3. En 1995, les valeurs pour les trois campagnes sont de 8, 10 et 9.

La qualité biologique de cette station peut être décrite comme constante dans la médiocrité depuis la mise en service de la STEP.

Chèvres : lors des 8 campagnes effectuées entre juillet 1983 et juillet 1985, l'IQBG a varié entre 3 et 8, avec un indice moyen de 6.3. En 1995, les valeurs pour les trois campagnes étaient de 7, 9 et 8. Bien que les indices soient légèrement meilleurs en 1995, la qualité biologique globale de cette station reste médiocre.

La Plaine : la seule station à l'aval du barrage de Verbois ayant fait l'objet de campagnes dans les années 80 ne montre aucune évolution significative : tant les indices par campagne que les valeurs annuelles indiquent une qualité biologique moyenne (1962 : 12; 1984 : 10.9; 1995 : 11.7).

Chancy : sur la base de la liste faunistique de PONGRATZ, l'IQBG serait pour 1962 de 12 (Service d'hydrobiologie, 1987). En 1995, la moyenne des trois campagnes correspond également à une valeur de 12. La qualité biologique globale de cette station n'a apparemment pas évolué au cours de ces trente dernières années.

La figure 2 montre l'évolution de la qualité biologique de neuf stations du Rhône genevois entre 1962, 1984 et 1995.

Trois secteurs apparaissent distinctement d'amont en aval : entre l'émissaire du Léman et la Jonction, entre la jonction avec l'Arve et le barrage de Verbois et entre celui-ci et Chancy.

La figure 2 montre toutefois que la qualité biologique de ces secteurs n'a pas varié significativement entre 1962 et 1995

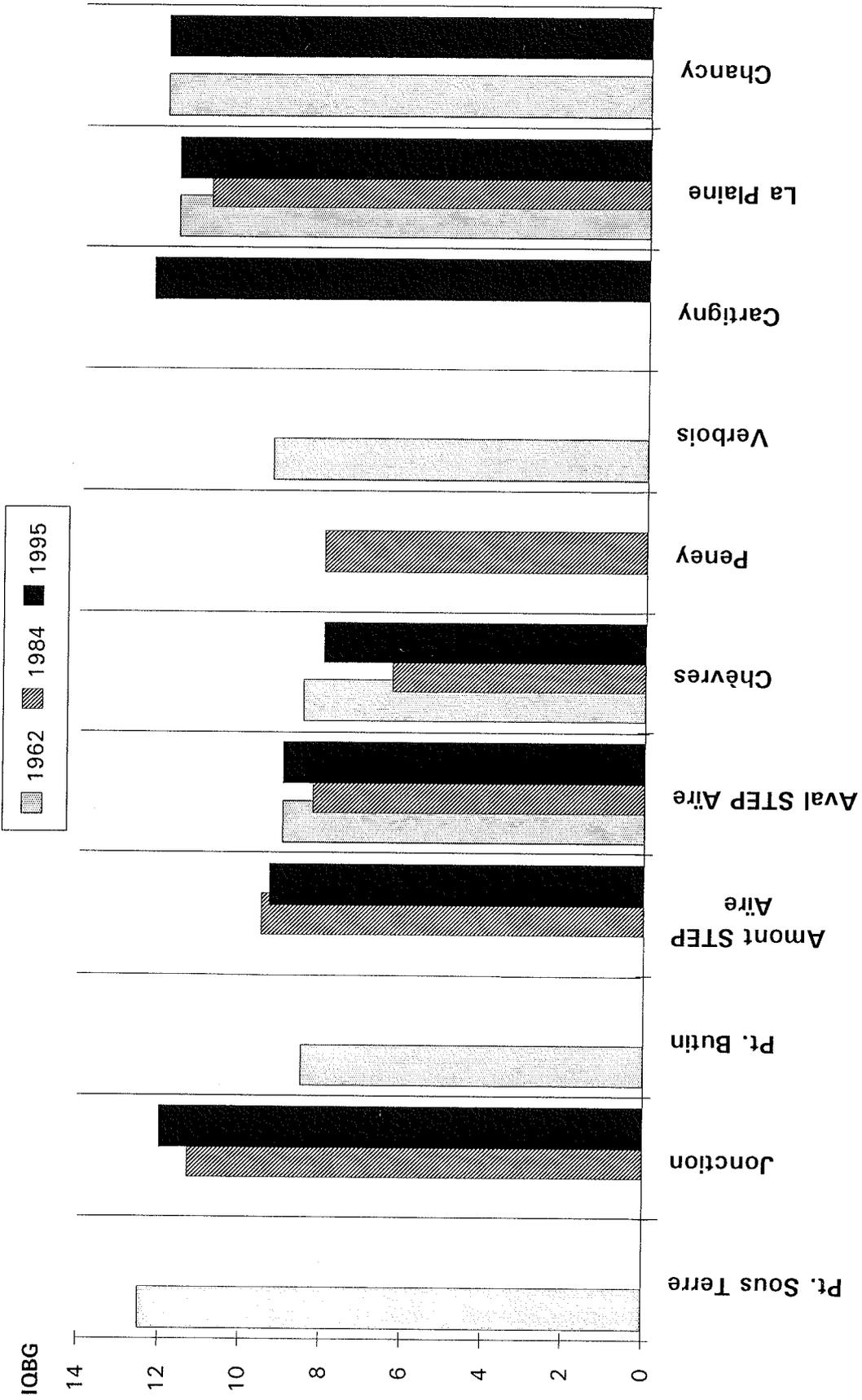


Figure 2 : Evolution de la qualité biologique du Rhône genevois entre 1962 et 1995

5. CONCLUSIONS

5.1 Etat actuel

En dépit des conditions particulières d'application de la méthode IBGN, l'analyse des prélèvements de macrofaune benthique effectués à trois reprises en 1995 montre que la qualité biologique globale du Rhône genevois peut être considérée comme moyenne à médiocre.

D'amont en aval, les points suivants sont à relever :

- en amont de la confluence avec l'Arve, le fleuve, alimenté par l'eau du Léman est de qualité satisfaisante. Les indices obtenus ne varient que faiblement d'une campagne à l'autre,
- les apports irréguliers mais souvent importants de l'Arve, très chargée en matières en suspension, créent des conditions moins favorables (colmatage des substrats graveleux) à l'aval de la confluence; la qualité biologique devient très moyenne et fluctue fortement d'une campagne à l'autre ou d'une rive à l'autre,
- les rejets de la station d'épuration d'Aire accentuent encore cette détérioration. L'effet de la STEP est toutefois partiellement masqué par celui de l'Arve,
- les effets de l'Arve et de la STEP d'Aire se font sentir jusqu'à la retenue de Verbois, où la qualité biologique du fleuve est la plus mauvaise de tout le parcours genevois,
- en aval du barrage de Verbois, la situation est sensiblement meilleure puisque les indices calculés expriment une qualité satisfaisante, comparable à celle prévalant en amont de la Jonction,
- les rejets de l'agglomération de La Plaine ne semblent pas avoir d'effet significatif sur la qualité biologique du fleuve.

Dans la plupart des stations, la zoocénose benthique est caractérisée par un petit nombre de taxons permanents. La plupart des unités systématiques répertoriées sont présentes de manière sporadique. Cette situation témoigne de conditions du milieu instables et perturbées. Pour le tronçon du Rhône étudié, ces perturbations sont essentiellement liées aux apports de matières en suspension par l'Arve, qui provoquent l'envasement et le colmatage des fonds, ainsi qu'aux importantes variations artificielles de débit et de niveau consécutives à l'exploitation hydroélectrique.

5.2 Evolution

La comparaison des résultats (composition faunistique et indices biologiques) des études effectuées en 1962 et 1984 avec ceux de 1995 semble montrer que la situation décrite ci-dessus n'a pas évolué de manière significative depuis les années 60.

Du point de vue faunistique, on relèvera l'extension de la moule zébrée, qui colonise maintenant tout le cours genevois, parfois en abondance, ainsi que la prolifération de larves de deux familles de trichoptères, les séricostomatidés et les hydropsychidés.

La prolifération de la moule zébrée ne peut toutefois pas être directement mise en rapport avec une évolution particulière des conditions du milieu.

BIBLIOGRAPHIE

- AFNOR (1992) : Détermination de l'indice biologique global normalisé. AFNOR, Paris, 9 p.
- BUFFLE, J. (1945) : Recherches sur les causes de la pollution des eaux du Rhône en aval de Genève. Services industriels de Genève, Rapp. dactyl., 85 p.
- CELLOT, B., MAUCET, D. et BOURNAUD, M. (1987) : Applications aux grandes rivières d'un indice de qualité biologique basé sur les macroinvertébrés benthiques. Sci. de l'eau, 6 (4), 473-495.
- LACHAVANNE, J.-B. & PONGRATZ, E. (1981) : Etude biologique du Rhône entre Genève et Chancy. Université de Genève et Institut d'hygiène, Rapp. dactyl., 103 p.
- MÜLLER, R. (1996) : Suivi de l'écologie du Rhône pendant la construction du barrage de régularisation et de l'usine hydroélectrique du Seujet. Huitième rapport annuel (rapport final). Expertise EAWAG N° 4750, 115 p. + annexes.
- ORAND, A., DORIOZ, J.-M. et GAGNAIRE, J. (1996) : Bilan des apports par les affluents au Léman et au Rhône à l'aval de Genève. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 199-217.
- PONGRATZ, E. (1962) : Etude biologique du Rhône de sa sortie du Léman jusqu'à Chancy. Institut d'hygiène, Service d'hydrobiologie, Rapp. dactyl., 21 p.
- SERVICE D'HYDROBIOLOGIE (1987) : Les macroinvertébrés benthiques du Rhône genevois. Dép. Prévoyance sociale et santé publique, Genève, Rapp. dactyl., 52 p.
- VERNEAUX, J., FAESSEL, B. & MALESIEUX, G. (1976) : Note préliminaire à la proposition de nouvelles méthodes de détermination de la qualité des eaux courantes. C.T.G.R.E.F., Paris, 20 p.

CONTRÔLE DES STATIONS D'ÉPURATION¹

Campagne 1996

PAR

François RAPIN

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

Jean-Jacques FIAUX

SERVICE DES EAUX ET DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT DU CANTON DE VAUD
Ch. des Boveresses, CH - 1066 EPALINGES

RÉSUMÉ

En 1996, 218 stations d'épuration (STEP) étaient en service dans le bassin versant "CIPEL" (Léman + Rhône aval jusqu'à Chancy). La population raccordée à ces stations était d'environ 1'321'000 habitants permanents, 678'000 habitants saisonniers (capacité d'hébergement touristique) et environ 980'000 équivalents-habitants industriels.

Sur les 158 STEP du bassin hydrographique du Léman, 133 sont équipées pour la déphosphatation (99.2 % de la capacité nominale des installations; 98.5 % de la population raccordée). La population raccordée à ces 158 STEP est de 806'000 habitants permanents, 498'000 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 144 (66.1 % du nombre de STEP et 81.8 % de la population raccordée).

Pour la matière organique (DBO₅) le rendement moyen d'abattement des STEP de 91.5 % sur les eaux traitées et la concentration moyenne (pondérée par les débits) de sortie de 17.5 mgO₂/l respectent les normes en vigueur.

Pour le phosphore total et pour le bassin hydrographique du Léman, le rendement moyen d'élimination est de 81.2 % sur les eaux traitées et la concentration moyenne de sortie de 0.86 mgP/l. Le rendement d'abattement est inférieur à celui de 1993 (83 %), de 1994 (85 %) et de 1995 (87.5 %).

Stations d'épuration en service dans le bassin "CIPEL" en 1996

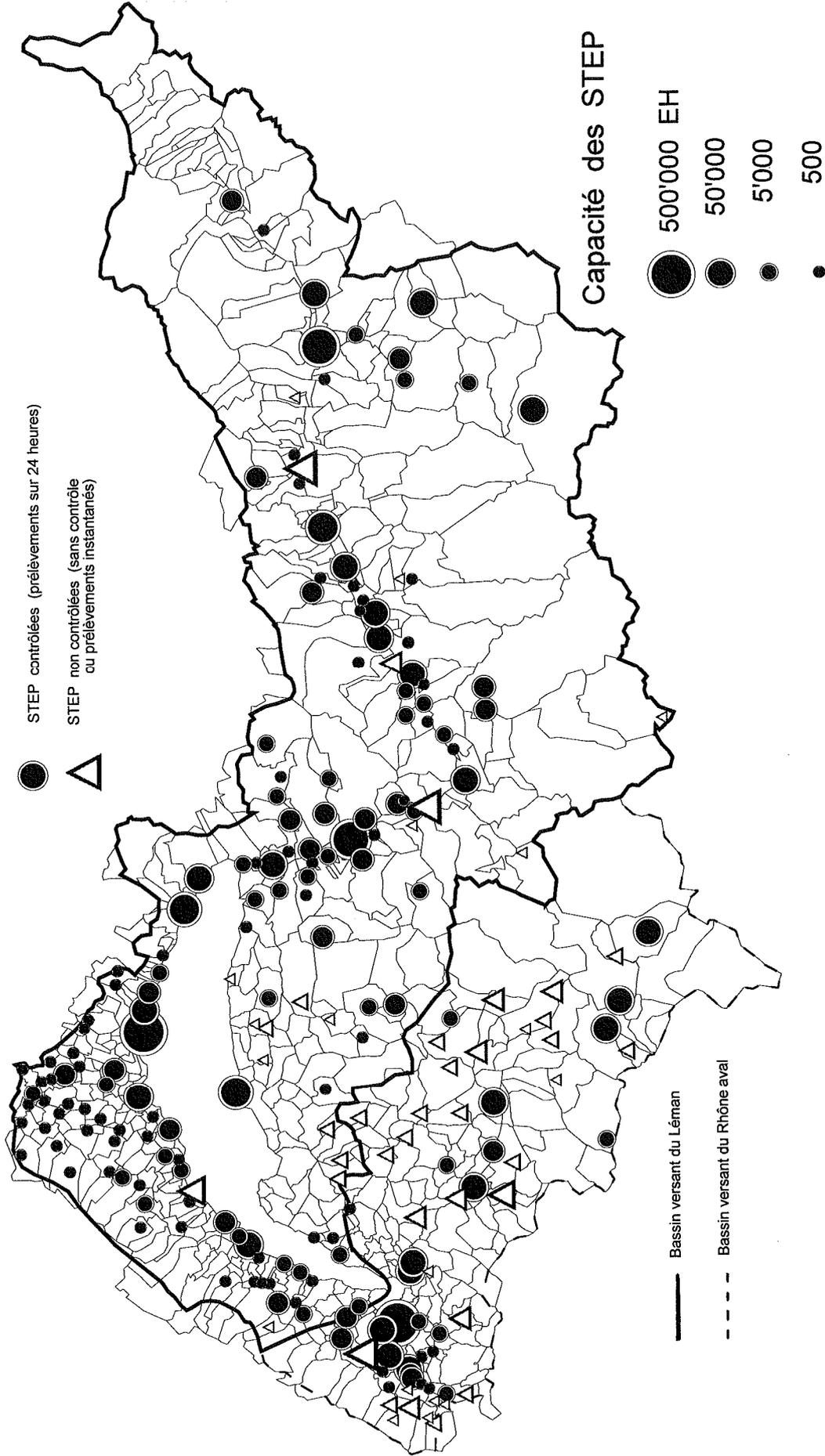


Figure 1

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 1995 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 1996 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 1996, 218 STEP étaient en service dans le bassin versant "CIPEL" (Léman + Rhône aval), soit deux de plus qu'en 1995. La capacité nominale de ces STEP est de 3'617'059 équivalents-habitants (EH) (à 60 g de DBO₅/EH.j).

Pour le bassin hydrographique du Léman seul, il y a 158 STEP d'une capacité nominale de 2'474'146 EH. 133 STEP pratiquent la déphosphatation avec une capacité de 2'453'788 EH; cela représente 99.2 % de la capacité totale. En populations raccordées (permanente + saisonnière), cela représente 98.5 %.

Etat des STEP et des populations raccordées en 1996

TABLEAU 1

Canton Département	Bassin versant	Nombre de STEP		Capacité des STEP (60gDBO5/hab.j)		Population raccordée permanente		Population raccordée saisonnière	
		total	dont avec déphosph.	total	dont avec déphosph.	total	sur STEP avec déphosph.	total	sur STEP avec déphosph.
Vaud	Léman	76	74	978 706	977 444	473 019	472 494	94 628	94 231
Valais 1)	Léman	56	45	1 290 682	1 283 744	233 176	231 475	277 458	267 853
Genève	Léman	4	4	12 133	12 133	7 242	7 242	415	415
Haute-Savoie 2)	Léman	18	7	160 674	148 967	70 943	67 003	119 750	116 410
Ain	Léman	4	3	31 950	31 500	21 170	20 920	5 358	5 246
Total	Léman	158	133	2 474 146	2 453 788	805 550	799 134	497 609	484 155
Genève 3)	Rhône aval	16	-	756 329	-	331 023	-	21 678	-
Haute-Savoie 4)	Rhône aval	34	2	333 889	40 800	154 950	8 790	153 730	24 580
Ain	Rhône aval	10	-	52 695	-	29 395	-	5 314	-
Total	Rhône aval	60	2	1 142 913	40 800	515 368	8 790	180 722	24 580
Total	Léman + Rhône aval	218	135	3 617 059	2 494 588	1 320 918	807 924	678 331	508 735

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.

Etat des STEP et des populations raccordées en 1996 (en % de l'ensemble du bassin versant CIPEL : Léman et Rhône aval)

Canton Département	Bassin versant	Nombre de STEP (en %)		Capacité des STEP (60gDBO5/hab.j) (en %)		Population raccordée permanente (en %)		Population raccordée saisonnière (en %)	
		total	dont avec déphosph.	total	dont avec déphosph.	total	sur STEP avec déphosph.	total	sur STEP avec déphosph.
Vaud	Léman	34.9	33.9	27.1	27.0	35.8	35.8	14.0	13.9
Valais	Léman	25.7	20.6	35.7	35.5	17.7	17.5	40.9	39.5
Genève	Léman	1.8	1.8	0.3	0.3	0.5	0.5	0.1	0.1
Haute-Savoie	Léman	8.3	3.2	4.4	4.1	5.4	5.1	17.7	17.2
Ain	Léman	1.8	1.4	0.9	0.9	1.6	1.6	0.8	0.8
Total	Léman	72.5	61.0	68.4	67.8	61.0	60.5	73.4	71.4
Genève	Rhône aval	7.3	0.0	20.9	0.0	25.1	0.0	3.2	0.0
Haute-Savoie	Rhône aval	15.6	0.9	9.2	1.1	11.7	0.7	22.7	3.6
Ain	Rhône aval	4.6	0.0	1.5	0.0	2.2	0.0	0.8	0.0
Total	Rhône aval	27.5	0.9	31.6	1.1	39.0	0.7	26.6	3.6
Total	Léman + Rhône aval	100.0	61.9	100.0	69.0	100.0	61.2	100.0	75.0

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 1996. Dans ces tableaux, cinq stations sont prises en compte bien qu'il manque les mesures du phosphore dissous (PO_4).

La figure 2 donne pour l'ensemble du bassin "CIPEL" une représentation graphique de la fréquence des contrôles exprimée en nombre de STEP ou en populations raccordées (permanente + saisonnière). Les STEP contrôlées moins de quatre fois par année sur 24 heures représentent 34 % en nombre de STEP et 18.2 % des populations raccordées.

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

Fréquence des contrôles des STEP en 1996

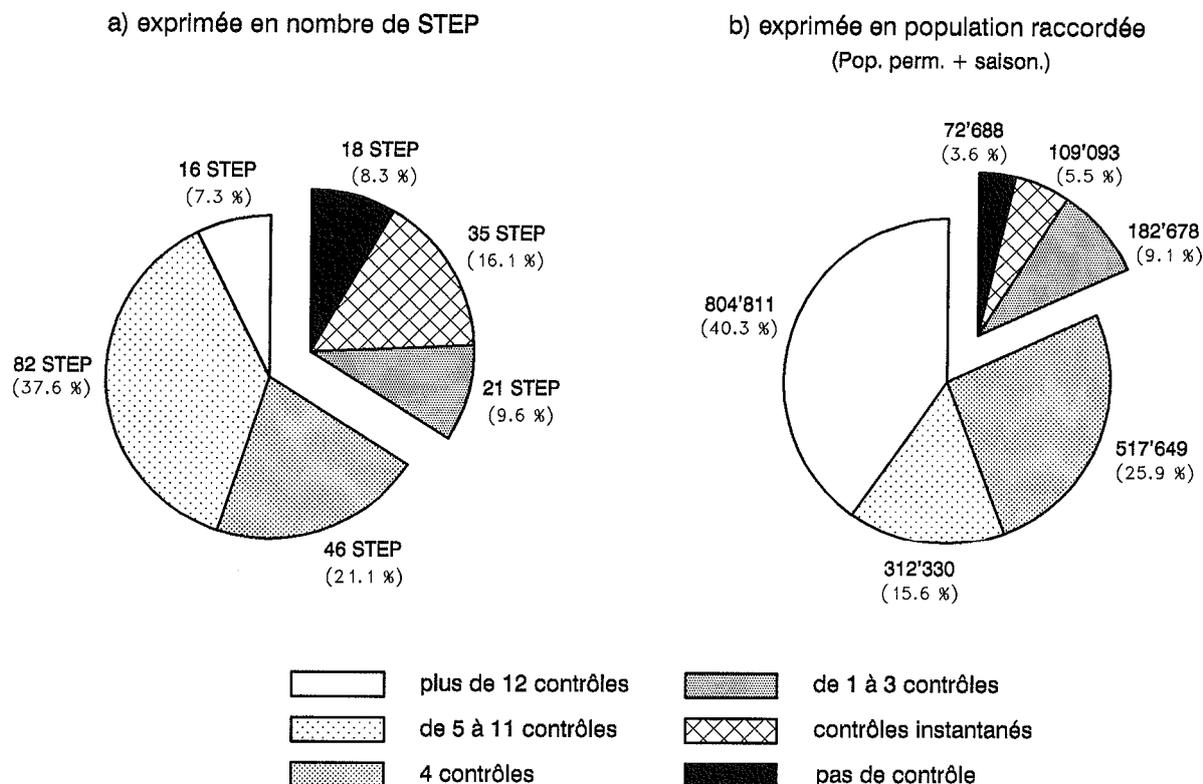


Figure 2

Nombre de contrôles effectués en 1996 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	4	500 644	241 892	17 305	71	468 688	225 164	76 026	-	-	-	-
Vallais 1)	Léman	-	-	-	-	-	-	-	-	38	942 176	193 223	238 343
Genève	Léman	2	11 083	6 450	283	1	933	726	132	1	117	66	0
Haute-Savoie 2)	Léman	1	102 600	58 980	42 180	-	-	-	-	5	46 187	8 013	74 180
Ain	Léman	2	26 100	17 382	4 990	-	-	-	-	1	5 400	3 538	256
Total	Léman	9	640 427	324 704	64 758	72	469 621	225 890	76 158	45	993 880	204 840	312 779
Genève 3)	Rhône aval	5	633 083	321 850	20 539	10	123 158	9 143	1 139	1	88	30	0
Haute-Savoie 4)	Rhône aval	1	55 000	52 790	5 060	-	-	-	-	-	-	-	-
Ain	Rhône aval	1	14 400	12 569	2 541	-	-	-	-	-	-	-	-
Total	Rhône aval	7	702 483	387 209	28 140	10	123 158	9 143	1 139	1	88	30	0
Total	Léman + Rhône aval	16	1 342 910	711 913	92 898	82	592 779	235 033	77 297	46	993 967	204 870	312 779

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	9 375	5 963	1 297
Vallais 1)	Léman	11	274 866	23 804	28 874	-	-	-	-	7	73 640	16 149	10 241
Genève	Léman	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Haute-Savoie 2)	Léman	2	540	260	260	9	11 248	3 440	3 130	1	100	250	0
Ain	Léman	-	-	-	-	1	450	250	112	-	-	-	-
Total	Léman	13	275 406	24 064	29 134	10	11 698	3 690	3 242	9	83 115	22 362	11 538
Genève 3)	Rhône aval	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Haute-Savoie 4)	Rhône aval	8	162 213	48 630	80 850	21	75 466	21 750	64 170	4	41 210	31 780	3 650
Ain	Rhône aval	-	-	-	-	4	34 380	14 199	2 042	5	3 915	2 627	731
Total	Rhône aval	8	162 213	48 630	80 850	25	109 846	35 949	66 212	9	45 125	34 407	4 381
Total	Léman + Rhône aval	21	437 619	72 694	109 984	35	121 544	39 639	69 454	18	128 240	56 769	15 919

1) STEP industrielles Valais (Léman) : 675000

2) STEP industrielle Ht-Savoie (Léman) : 65000

3) STEP industrielles Genève (Rhône aval) : 185000

4) STEP industrielles Ht-Savoie (Rhône aval) : 56000

EH industr. racc.

EH industr. racc.

EH industr. racc.

EH industr. racc.

Nombre de contrôles effectués en 1996 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	1.8	13.8	18.3	2.6	32.6	13.0	17.0	11.2	-	-	-	-
Valais 1)	Léman	-	-	-	-	-	-	-	-	17.4	26.05	14.6	35.1
Genève	Léman	0.9	0.3	0.5	0.0	0.5	0.0	0.1	0.0	0.5	0.00	0.0	0.0
Haute-Savoie 2)	Léman	0.5	2.8	4.5	6.2	-	-	-	-	2.3	1.28	0.6	10.9
Ain	Léman	0.9	0.7	1.3	0.7	-	-	-	-	0.5	0.15	0.3	0.0
Total	Léman	4.1	17.7	24.6	9.5	33.0	13.0	17.1	11.2	20.6	27.48	15.5	46.1
Genève 3)	Rhône aval	2.3	17.5	24.4	3.0	4.6	3.4	0.7	0.2	0.5	0.00	0.0	0.0
Haute-Savoie 4)	Rhône aval	0.5	1.5	4.0	0.7	-	-	-	-	-	-	-	-
Ain	Rhône aval	0.5	0.4	1.0	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-
Total	Rhône aval	3.2	19.4	29.3	4.1	4.6	3.4	0.7	0.2	0.5	0.00	0.0	0.0
Total	Léman + Rhône aval	7.3	37.1	53.9	13.7	37.6	16.4	17.8	11.4	21.1	27.48	15.5	46.1

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	-	-	-	-	-	-	-	-	0.46	0.26	0.45	0.19
Valais 1)	Léman	5.05	7.60	1.80	4.26	-	-	-	-	3.21	2.04	1.22	1.51
Genève	Léman	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Haute-Savoie 2)	Léman	0.92	0.01	0.02	0.04	4.13	0.31	0.26	0.46	0.46	0.00	0.02	0.00
Ain	Léman	-	-	-	-	0.46	0.01	0.02	0.02	-	-	-	-
Total	Léman	5.96	7.61	1.82	4.29	4.59	0.32	0.28	0.48	4.13	2.30	1.69	1.70
Genève 3)	Rhône aval	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Haute-Savoie 4)	Rhône aval	3.67	4.48	3.68	11.92	9.63	2.09	1.65	9.46	1.83	1.14	2.41	0.54
Ain	Rhône aval	-	-	-	-	1.83	0.95	1.07	0.30	2.29	0.11	0.20	0.11
Total	Rhône aval	3.67	4.48	3.68	11.92	11.47	3.04	2.72	9.76	4.13	1.25	2.60	0.65
Total	Léman + Rhône aval	9.63	12.10	5.50	16.21	16.06	3.36	3.00	10.24	8.26	3.55	4.30	2.35

- 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.

96.2 % des STEP (exprimées en capacité) sont contrôlées dans le bassin versant du Léman en ce qui concerne la matière organique et 86.4 % des STEP pour le Rhône aval (Genève = 100 %; Haute-Savoie = 65.1 %; Ain = 27.3 %). Pour les STEP du Rhône aval, on relève une baisse des contrôles dans la partie française par rapport à 1995.

Globalement pour l'ensemble du bassin versant "CIPEL" et pour les eaux traitées, les rendements moyens (environ 91.5 %) et concentrations moyennes de sortie (17.5 mgO₂/l) respectent les normes.

Les concentrations moyennes en sortie légèrement plus élevées (19.7 mgO₂/l) en Valais, mais avec un rendement moyen d'élimination de 94.3 %, sont dues à des concentrations moyennes d'entrée beaucoup plus élevées, en raison d'installations industrielles.

Les plus fortes concentrations de sortie pour la Haute-Savoie proviennent des types de filière de traitement utilisés sur des stations à fortes variations de population saisonnière (FIAUX et VIOGET, 1991), le rendement moyen d'élimination est toutefois de 84.5 % pour le bassin du Léman.

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	rend. = 90 %

Pour le phosphore total, deux STEP de moins que pour la DBO₅ sont contrôlées (exprimées en capacité : 96.2 % pour le bassin versant Léman et 84.9 % pour le Rhône aval). Il faut relever que les STEP en aval du lac (bassin versant Rhône aval) ne sont pas tenues de déphosphater.

Contrôle des STEP pour le paramètre : Matières organiques exprimées en DBO5 en 1996

TABLEAU 3

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 (m3/j)	Débit traité (m3/j)	Débit déversé (m3/j) (si mesuré)
Vaud	Léman	76	978 706	74	969 206	99.0	560 290	269 850	252 674	17 176
Valais 1)	Léman	56	1 290 682	49	1 217 042	94.3	484 244	186 093	186 093	-
Genève	Léman	4	12 133	4	12 133	100.0	7 667	5 126	5 108	18
Haute-Savoie 2)	Léman	18	160 674	8	149 327	92.9	183 873	31 341	28 692	2 649
Ain	Léman	4	31 950	3	31 500	98.6	26 166	9 655	8 803	852
Total	Léman	158	2 474 146	138	2 379 208	96.2	1 262 230	502 065	481 371	20 694
Genève 3)	Rhône aval	16	756 329	16	756 329	100.0	352 701	205 118	175 848	29 271
Haute-Savoie 4)	Rhône aval	34	333 889	9	217 213	65.1	187 330	47 753	46 748	1 005
Ain	Rhône aval	10	52 695	1	14 400	27.3	15 110	5 698	5 698	-
Total	Rhône aval	60	1 142 913	26	987 942	86.4	555 141	258 568	228 295	30 275
Total	Léman + Rhône aval	218	3 617 059	164	3 367 151	93.1	1 817 371	760 634	709 665	50 969

Canton / Département	Bassin versant	STEP contrôlées en % de la capacité	Flux de Matières organiques en kg Oz / jour				Concentration en DBO5 (mgO2/l)		Rendement moyen (pondéré par les débits) sur les eaux traitées uniquement		Débit déversé sur les eaux traitées + déversées
			Entrée flux total	Entrée flux traité	Sortie	Déversé (si mesuré)	Entrée	Sortie	sur les eaux traitées uniquement	traitées + déversées	
Vaud	Léman	99.0	28 886	27 363	2 687	1 065	107.0	10.6	90.2	87.0	
Valais 1)	Léman	94.3	64 913	64 913	3 672	-	348.8	19.7	94.3	94.3	
Genève	Léman	100.0	748	746	41	1.4	145.9	7.9	94.6	94.4	
Haute-Savoie 2)	Léman	92.9	7 116	6 545	1 014	572	227.1	35.3	84.5	77.7	
Ain	Léman	98.6	1 632	1 561	83	70	169.0	9.5	94.7	90.6	
Total	Léman	96.2	103 294	101 128	7 497	1 709	205.7	15.6	92.6	91.1	
Genève 3)	Rhône aval	100.0	38 573	34 221	2 562	3 048	188.1	14.6	92.5	85.5	
Haute-Savoie 4)	Rhône aval	65.1	10 159	10 051	2 288	98	212.7	48.9	77.2	76.5	
Ain	Rhône aval	27.3	808	808	58	-	141.9	10.2	92.8	92.8	
Total	Rhône aval	86.4	49 540	45 081	4 908	3 147	191.6	21.5	89.1	83.7	
Total	Léman + Rhône aval	93.1	152 835	146 209	12 405	4 856	200.9	17.5	91.5	88.7	

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

TABLEAU 4

Contrôle des STEP pour le paramètre : Phosphore total en 1996

Canton / Département	Bassin versant	Nombre total de STEP	Capacité totale des STEP (60gDBO5/hab.)	Nombre de STEP contrôlées	Capacité des STEP contrôlées (60gDBO5/hab.)	STEP contrôlées en % de la capacité	Popul. raccord. (perm. + saison.) sur les STEP contrôlées	Débit total (m3/j)	Débit traité (m3/j)	Débit déversé (m3/j) (si mesuré)
Vaud	Léman	76	978 706	74	969 206	99.0	560 290	269 850	252 674	17 176
Valais 1)	Léman	56	1 290 682	49	1 217 042	94.3	484 244	186 093	186 093	-
Genève	Léman	4	12 133	4	12 133	100.0	7 657	5 126	5 108	18
Haute-Savoie 2)	Léman	18	160 674	8	149 327	92.9	183 873	31 341	28 692	2 649
Ain	Léman	4	31 950	3	31 500	98.6	26 166	9 655	8 803	852
Total	Léman	158	2 474 146	138	2 379 208	96.2	1 262 230	502 065	481 371	20 694
Genève 3)	Rhône aval	16	756 329	16	756 329	100.0	352 701	204 953	175 683	29 271
Haute-Savoie 4)	Rhône aval	34	333 889	8	214 210	64.2	173 110	45 024	44 092	932
Ain	Rhône aval	10	52 695	0	-	-	-	-	-	-
Total	Rhône aval	60	1 142 913	24	970 539	84.9	525 811	249 976	219 776	30 202
Total	Léman + Rhône aval	218	3 617 059	162	3 349 747	92.6	1 788 041	752 042	701 146	50 896

Canton / Département	Bassin versant	STEP contrôlées en % de la capacité	Flux de Phosphore total en kg P / jour				Concentration en Phosphore (mgP/l)		Rendement moyen (pondéré par les débits) sur les eaux traitées uniquement	
			Entrée flux total	Entrée flux traité	Sortie	Déversé (si mesuré)	Entrée	Sortie	sur les eaux traitées uniquement	sur les eaux traitées + déversées
Vaud	Léman	99.0	1 199.6	1 137.4	125.9	43.5	4.45	0.50	88.9	85.9
Valais 1)	Léman	94.3	756.7	756.7	233.9	-	4.07	1.26	69.1	69.1
Genève	Léman	100.0	21.9	21.9	4.0	0.05	4.28	0.79	81.5	81.3
Haute-Savoie 2)	Léman	92.9	247.3	229.5	41.0	17.8	7.89	1.42	82.1	76.2
Ain	Léman	98.6	41.8	39.4	6.8	2.4	4.33	0.77	82.8	78.0
Total	Léman	96.2	2 267.3	2 184.9	411.6	63.7	4.52	0.86	81.2	79.0
Genève 3)	Rhône aval	100.0	961.3	844.1	390.6	82.1	4.69	2.22	53.7	50.8
Haute-Savoie 4)	Rhône aval	64.2	442.2	437.8	236.0	4.1	9.82	5.35	46.1	45.7
Ain	Rhône aval	0.0	-	-	-	-	-	-	-	-
Total	Rhône aval	84.9	1 403.5	1 281.8	626.6	86.2	5.61	2.85	51.1	49.2
Total	Léman + Rhône aval	92.6	3 670.7	3 466.7	1 038.1	149.9	4.88	1.48	70.1	67.6

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 1996

Canton / Département	Bassin versant	Nombre total de STEP	Capacité totale des STEP (60gDBO5/hab.)	Nombre de STEP contrôlées	Capacité des STEP contrôlées (60gDBO5/hab.)	STEP contrôlées en % de la capacité	Popul. raccord. (perm. + saison.) sur les STEP contrôlées	Débit total (m3/j)	Débit traité (m3/j)	Débit déversé (m3/j) (si mesuré)
Vaud	Léman	76	978 706	74	969 206	99.0	560 290	269 850	252 674	17 176
Valais 1)	Léman	56	1 290 682	49	1 217 042	94.3	484 244	186 093	186 093	-
Genève	Léman	4	12 133	4	12 133	100.0	7 657	5 126	5 108	18
Haute-Savoie 2)	Léman	18	160 674	6	148 787	92.6	183 353	31 040	28 578	2 462
Ain	Léman	4	31 950	3	31 500	98.6	26 166	9 655	8 803	852
Total	Léman	158	2 474 146	136	2 378 668	96.1	1 261 710	501 764	481 257	20 507
Genève 3)	Rhône aval	16	756 329	16	756 329	100.0	352 701	204 953	175 683	29 271
Haute-Savoie 4)	Rhône aval	34	333 889	8	214 210	64.2	173 110	45 024	44 092	932
Ain	Rhône aval	10	52 695	0	-	-	-	-	-	-
Total	Rhône aval	60	1 142 913	24	970 539	84.9	525 811	249 976	219 776	30 202
Total	Léman + Rhône aval	218	3 617 059	160	3 349 207	92.6	1 787 521	751 741	701 032	50 709

Canton / Département	Bassin versant	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) sur les eaux traitées + déversées.	
			Entrée flux total	Entrée flux traité	Sortie	Sortie	Entrée	Sortie	sur les eaux traitées uniquement	sur les eaux traitées + déversées.
Vaud	Léman	99.0	417.3	394.6	48.9	1.55	0.19	87.6	84.5	
Valais 1)	Léman	94.3	287.7	287.7	34.7	1.55	0.19	87.9	87.9	
Genève	Léman	100.0	9.8	9.7	0.9	1.91	0.17	90.9	90.7	
Haute-Savoie 2)	Léman	92.6	125.1	117.7	13.1	4.03	0.46	88.8	83.6	
Ain	Léman	98.6	25.1	23.9	2.6	2.60	0.29	89.2	84.7	
Total	Léman	96.1	865.1	833.6	100.1	1.72	0.21	88.0	85.6	
Genève 3)	Rhône aval	100.0	416.7	363.3	296.2	2.03	1.69	18.5	16.1	
Haute-Savoie 4)	Rhône aval	64.2	296.2	293.5	160.8	6.58	3.65	45.2	44.9	
Ain	Rhône aval	-	-	-	-	-	-	-	-	
Total	Rhône aval	84.9	713.0	656.8	457.0	2.85	2.08	30.4	28.1	
Total	Léman + Rhône aval	92.6	1 578.1	1 490.4	557.1	2.10	0.79	62.6	59.6	

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

2) STEP industrielle Ht-Savoie (Léman) : 65'000

3) STEP industrielles Genève (Rhône aval) : 185'000

4) STEP industrielles Ht-Savoie (Rhône aval) : 56'000

EH industr. racc.

EH industr. racc.

EH industr. racc.

EH industr. racc.

Pour le bassin du Léman, le rendement moyen d'élimination sur les eaux traitées atteint 81.2 % en 1996. Il est en diminution par rapport à 1993 (83 %; FIAUX et VIOGET, 1994), par rapport à 1994 (85 %; RAPIN, 1995) et par rapport à 1995 (87.5 %; RAPIN, 1996). La concentration moyenne de sortie (pondérée par les débits) est de 0.86 mgP/l; cette concentration est égale à celle de 1993 (0.85 mgP/l) et en augmentation par rapport à 1994 (0.64 mgP/l) et 1995 (0.49 mgP/l).

Par entité, les rendements et concentrations varient de 69 % et 1.26 mgP/l dans le canton du Valais à 89 % et 0.50 mgP/l pour le canton de Vaud. Par rapport à 1995, on constate une détérioration pour le canton du Valais et une nette amélioration dans le département de l'Ain.

Pour le phosphore dissous (P-PO₄), le rendement moyen pour le bassin versant du Léman atteint 88 %. Les variations entre les entités (en moyenne par entité) sont faibles (de 87.6 % à 90.9 %).

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 93 % de la capacité totale des STEP, la charge en entrée des stations est de 55'785 tonnes (DBO₅) et après traitement le rejet est de 4'528 tonnes.

Compte tenu de la diminution de la capacité des STEP contrôlées (- 3 % en capacité), les flux en entrée de stations sont en augmentation de 5.5 % par rapport à 1995, les flux rejetés sont également en hausse d'environ 15 %.

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 96.2 % de la capacité totale des STEP, la charge d'entrée des stations est de 827.6 tonnes de phosphore total et après traitement, le rejet est de 150.2 tonnes.

Compte tenu de la stabilité de la capacité des STEP contrôlées prises en considération sur le bassin hydrographique du Léman, par rapport à 1995, les flux en entrée de STEP sont en très légère diminution (- 2 %), mais par contre les flux rejetés sont en nette hausse (+ 54 % en sortie).

Pour le phosphore dissous (P-PO₄), les flux en entrée sont de 315.8 tonnes et en sortie de 36.6 tonnes. Ces valeurs sont similaires à celles de 1995.

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 Ptot, la DCO, la DBO₅, l'azote minéral total, les boues et les débits. En ce qui concerne les autres paramètres, c'est sur la base des analyses du Service des eaux et de la protection de l'environnement du canton de Vaud (SEPE) que les rejets ont été quantifiés. Pour la STEP de Thonon, toutes les charges ont été calculées sur la base des analyses fournies par l'exploitant de la STEP. La qualité des 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 (PO₄³⁻) et en matières organiques (DBO₅) pour les STEP contrôlées en 1996

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	99.0	437.8	46.0	15.9	376.0	88.9
Valais	Léman	94.3	276.2	85.4	-	190.8	69.1
Genève	Léman	100.0	8.0	1.5	0.0	6.5	81.5
Haute-Savoie	Léman	92.9	90.3	15.0	6.5	68.8	82.1
Ain	Léman	98.6	15.2	2.5	0.9	11.9	82.8
Total	Léman	96.2	827.6	150.2	23.3	654.1	81.2
Genève	Rhône aval	100.0	350.9	142.6	30.0	178.3	53.7
Haute-Savoie	Rhône aval	64.2	161.4	86.1	1.5	73.8	46.1
Ain	Rhône aval	0.0	-	-	-	-	-
Total	Rhône aval	84.9	512.3	228.7	31.5	252.1	51.1
Total	Léman + Rhône aval	92.6	1 339.8	378.9	54.7	906.2	70.1

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	99.0	152.3	17.8	5.8	128.7	87.6
Valais	Léman	94.3	105.0	12.7	-	92.4	87.9
Genève	Léman	100.0	3.6	0.3	0.0	3.2	90.9
Haute-Savoie	Léman	92.6	45.7	4.8	2.7	38.2	88.8
Ain	Léman	98.6	9.2	0.9	0.5	7.8	89.2
Total	Léman	96.1	315.8	36.6	9.0	270.2	88.0
Genève	Rhône aval	100.0	152.1	108.1	19.5	24.5	18.5
Haute-Savoie	Rhône aval	64.2	108.1	58.7	0.9	48.5	45.2
Ain	Rhône aval	-	-	-	-	-	-
Total	Rhône aval	84.9	260.2	166.8	20.4	73.0	30.4
Total	Léman + Rhône aval	93.2	576.0	203.4	29.4	343.3	62.6

Canton / Département	Bassin versant	STEP contrôlées en % de la capacité	DBO ₅ (tonnes / an)				Rendement moyen sur les eaux traitées (%)
			Entrée flux total	Sortie	Déversé (si mesuré)	Abattement	
Vaud	Léman	99.0	10 543	981	389	9 174	90.2
Valais	Léman	94.3	23 693	1 340	-	22 353	94.3
Genève	Léman	100.0	273	15	1	258	94.6
Haute-Savoie	Léman	92.9	2 598	370	209	2 019	84.5
Ain	Léman	98.6	596	30	26	540	94.7
Total	Léman	96.2	37 702	2 736	624	34 342	92.6
Genève	Rhône aval	100.0	14 079	935	1 113	12 032	92.5
Haute-Savoie	Rhône aval	65.1	3 708	835	36	2 837	77.2
Ain	Rhône aval	27.3	295	21	-	274	92.8
Total	Rhône aval	86.4	18 082	1 791	1 148	15 142	89.1
Total	Léman + Rhône aval	93.1	55 785	4 528	1 772	49 485	91.5

TABLEAU 7 - Résultats pour 1996 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)	44 843 535	7 800 415	5 921 395	6 639 715
Volumes déversés (m ³ /an)	6 440 425	617 215	22 630	159 505
Rejet : Phosphore total (t/an)	23.73	12.34	3.33	3.56
Rejet : Phosphore dissous (PO ₄) (t/an)	12.31	2.45	0.83	0.48
Rejet : DCO (t/an)	2 307.2	1 143.2	271.6	256.6
Rejet : DBO ₅ (t/an)	895.0	255.9	69.4	124.8
Rejet : Matières en suspension (t/an)	574.4	459.2	36.4	58.6
Rejet : Azote minéral total (NH ₄ +NO ₂ +NO ₃) (t/an)	596.9	193.9	184.7	102.9
Rejet : Azote organique + NH ₄ (t/an)	-	241.1	-	-
Rejet : Chlorure (t/an)	2 980	594	391	375
Boues (t/an de matières sèches)	6 870	2 809	914	945

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)	2 749 910	3 245 215	4 531 840	2 793 710
Volumes déversés (m ³ /an)	-	324 120	65 335	-
Rejet : Phosphore total (t/an)	0.50	1.59	2.53	1.51
Rejet : Phosphore dissous (PO ₄) (t/an)	0.16	0.32	0.92	0.45
Rejet : DCO (t/an)	102.2	169.0	229.2	133.2
Rejet : DBO ₅ (t/an)	27.0	53.3	29.6	35.4
Rejet : Matières en suspension (t/an)	35.1	5.8	50.6	38.0
Rejet : Azote minéral total (NH ₄ +NO ₂ +NO ₃) (t/an)	51.9	47.2	90.5	50.9
Rejet : Azote organique + NH ₄ (t/an)	-	-	-	-
Rejet : Chlorure (t/an)	-	-	346	-
Boues (t/an de matières sèches)	271	199	419	321

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.

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 équivalent-industriel DBO₅). On constate une bonne corrélation 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 50 % en moyenne pour ces huit STEP. Toutefois, cette proportion varie de 15 % pour la STEP d'Annemasse à 64 % pour la STEP de Lausanne.

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	Saisonniers	Equivalent industriel (DBO5)
		Annemasse	55 000	52 082	49 168			
Gland	17 500	14 986	14 702	13 448	14 379	21 405	6 166	-
Lausanne	412 500	219 640	162 449	146 112	176 067	187 472	9 177	-
Montreux	56 250	47 944	29 237	33 718	36 966	30 692	9 986	-
Morges	38 825	29 625	26 757	27 691	28 024	27 032	2 301	-
Nyon	50 000	20 429	12 584	16 324	16 446	17 304	1 150	-
Pully	40 000	19 385	17 322	18 000	18 236	18 145	409	-
Thonon	102 600	99 631	116 129	68 579	94 779	58 980	42 180	60 340
Vevey	83 000	56 070	39 448	43 710	46 409	41 526	7 929	-

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	12 315	2 262	134		14 711
Gland	3 595	4 047			7 642
Lausanne	44 000	78 859	13 734	3 911	140 504
Montreux	9 240	8 950	437		18 627
Morges	7 000	5 416	179		12 595
Nyon	4 110	3 396			7 506
Pully	4 560	4 330	888		9 778
Thonon	** 21371	**		1 691	23 062
Vevey	11 600	4 623	61		16 284

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

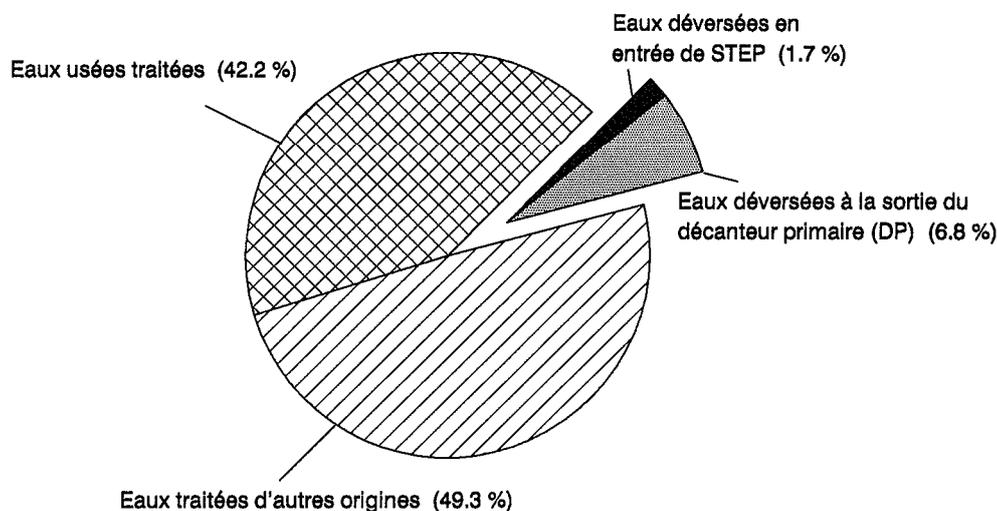


Figure 3 : Répartition des eaux arrivant sur 8 STEP (eaux traitées et déversées) et estimation de l'origine de ces eaux (moyenne pour les STEP d'Annemasse, de Gland, de Lausanne, de Montreux, de Morges, de Nyon, de Pully et de Vevey)

6. CHARGES SPÉCIFIQUES JOURNALIÈRES PAR ÉQUIVALENT-HABITANT (tableau 10)

Pour le calcul des charges spécifiques, les données de chaque pays ont été traitées séparément du fait que celles pour le phosphore sont relativement différentes entre les deux pays suite à l'interdiction, en 1986, des phosphates dans les produits pour lavage des textiles en Suisse.

Les STEP industrielles ou mixtes (urbaines et industrielles) ont été écartées pour le calcul du fait de leur situation très particulière.

Seuls les contrôles effectués hors des périodes de pluie ont été pris en considération.

Les charges spécifiques ont été déterminées en faisant la somme des flux d'entrée aux STEP (déversoirs d'orage inclus) divisée par la somme des populations raccordées annoncées (population permanente + population saisonnière). Il a été tenu compte, lorsque l'information était à disposition (département de la Haute-Savoie), du taux d'occupation des lits touristiques lors des contrôles.

Les valeurs obtenues en 1996 pour les charges spécifiques : hydraulique, matière organique (DBO_5), phosphore total et phosphore dissous (PO_4) sont données au tableau 10.

Les conséquences de l'interdiction des phosphates dans les produits pour le lavage des textiles en Suisse se remarquent encore; en effet, la charge spécifique pour le phosphore dissous obtenue pour la partie française du bassin (1.64 gP/EH.j) est nettement plus élevée que celle obtenue pour la partie suisse (0.65 gP/EH.j).

Etant admis que la consommation des ménages est de l'ordre de 200 à 250 litres d'eau par habitant et par jour et qu'il est constaté que les charges spécifiques calculées par équivalent-habitant (tableau 8) donnent 465 litres pour la Suisse et 277 litres pour la France, on peut donc en conclure qu'en dehors des périodes de pluie, plus de la moitié des eaux arrivant aux STEP suisses sont des eaux parasites, alors que pour la partie française cette proportion n'atteint pas 30 %. Les incidences négatives de ce constat sont décrites dans le rapport sur l'exercice 1990 (FIAUX et VIOGET, 1991).

TABLEAU 10 - Charges spécifiques par équivalent-habitant (EH) et par jour (en 1996)

		Ensemble des STEP du bassin versant du Léman et du Rhône aval *	
		Suisse	France
Hydraulique	(l/EH.j)	465	277
DBO5	(g O2/EH.j)	57.6	56.7
Phosphore total	(g P/EH.j)	2.12	2.37
Phosphore dissous (PO_4)	(g P/EH.j)	0.65	1.64

* Sans les STEP industrielles ou les STEP mixtes (urbaines et industrielles)
Charges spécifiques calculées à partir des contrôles effectués hors périodes de pluie et en tenant compte, pour la France, du taux d'occupation touristique.

7. CONCLUSIONS

Pour l'ensemble du bassin versant "CIPEL" (Léman + Rhône aval), 218 stations d'épuration (STEP) sont en service en 1996 pour une capacité de 3'617'000 équivalents-habitants (EH). La population raccordée à ces stations est de 1'321'000 habitants permanents, 678'000 habitants saisonniers (capacité d'hébergement touristique) et 980'000 équivalents-habitants industriels.

Pour le bassin versant strict du Léman, il y a 158 STEP (capacité : 2'474'000 EH; population raccordée permanente : 806'000; population raccordée saisonnière : 498'000 EH; 740'000 EH industriels). Sur ces STEP, 133 pratiquent la déphosphatation (capacité : 99.2 %; population raccordée : 98.5 %).

Le nombre de STEP contrôlées au moins quatre fois par année (contrôle sur 24 heures) pour l'ensemble du bassin CIPEL est de 144 (66.1 % du nombre de STEP et 81.8 % 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" (126 STEP sur 158 = 79.7 %; capacité = 85.0 %; population raccordée = 92.8 %).

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 les départements de l'Ain et de la Haute-Savoie (42 STEP sur 44 sont insuffisamment contrôlées = 95.5 %; représentant 82 % de la capacité de traitement et 79 % 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 dans le département de la Haute-Savoie (12 STEP sur 18 sont insuffisamment contrôlées = 67 %; représentant 7 % de la capacité de traitement et 2 % de la population raccordée) et le canton du Valais (18 STEP sur 56 sont insuffisamment contrôlées = 32 %; représentant 27 % de la capacité de traitement et 15 % de la population raccordée).

Signalons qu'en Haute-Savoie et en Valais la plupart de ces stations ont été toutefois contrôlées, mais seulement de une à trois fois (sur 24 heures) ou avec des prélèvements d'eau "instantanés", ce qui n'est pas suffisant pour estimer, de façon satisfaisante, leur fonctionnement annuel.

Pour la matière organique exprimée par la DBO_5 (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 55'800 tonnes (O_2) et les charges rejetées après traitement de 4'500 tonnes (O_2). Le rendement moyen d'élimination est de 91.5 % sur les eaux traitées et la concentration moyenne de sortie est de 17.5 mgO_2/l . Globalement, ces valeurs respectent les normes.

Pour le phosphore total et pour le bassin versant strict du Léman, les apports sont de 830 tonnes et les charges rejetées après traitement de 150 tonnes. Le rendement moyen d'élimination est de 81.2 % sur les eaux traitées et la concentration moyenne de sortie est de 0.86 mgP/l . Globalement, ces valeurs sont à la limite du respect des normes et sont en dégradation par rapport à 1993 (83 % et 0.85 mgP/l), à 1994 (85 % et 0.64 mgP/l) et surtout à 1995 (87.5 % et 0.49 mgP/l).

Les rendements plus bas, principalement en Valais, peuvent s'expliquer en partie par le fait que les données dont nous disposons sont basées sur les quatre contrôles officiels annuels par STEP (quelle que soit sa dimension), ce qui comporte un facteur aléatoire non négligeable. En effet des auto-contrôles pratiqués (de façon hebdomadaire) dans les deux STEP mixtes (urbaines et industrielles) font apparaître de très fortes fluctuations quotidiennes/hebdomadaires des charges; leur prise en compte, après validation, permettrait d'avoir une vision plus juste de la situation réelle.

Une autre explication de la diminution globale des rendements pour le phosphore, situation dommageable pour le lac, résiderait dans la tendance de certaines STEP de faire fonctionner leurs installations à la limite de la norme de rejet prescrite, mais pas au-delà (ce qui ne correspond pas à l'état de la technique) et ceci pour des raisons financières (économie de réactifs).

La charge spécifique hydraulique de 465 litres par habitant et par jour pour la Suisse et de 277 pour la France montre qu'il y a près de la moitié en Suisse et moins de 30 % en France des eaux arrivant aux STEP qui sont des eaux parasites.

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

- La règle minimaliste des quatre contrôles (24 heures) par an est insuffisante si l'on veut avoir une bonne représentation de l'ensemble de l'année. A cet effet, la Commission internationale a adopté en octobre 1994 des "Recommandations et méthodologie pour la conduite des 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 diminution de l'efficacité de l'élimination de cet élément, les rejets après traitement des eaux ayant passés de 98 tonnes en 1995 à 150 tonnes en 1996.
- 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.

BIBLIOGRAPHIE

- FIAUX, J.-J. et VIOGET, P. (1991) : Contrôle des stations d'épuration. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1990, 183-206.
- FIAUX, J.-J. et VIOGET, P. (1994) : Contrôle des stations d'épuration. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993, 257-268.
- RAPIN, F. (1995) : Contrôle des stations d'épuration. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1994, 201-216.
- RAPIN, F. (1996) : Contrôle des stations d'épuration. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 255-270.

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).

ÉTUDE DE LA CONTAMINATION INDUITE PAR LES EAUX DE RUISSELLEMENT EN MILIEU URBAIN ¹

PAR

Luca ROSSI, Laurent KRAYENBUHL, Jean-Marc FROELICH et Yan FISCHER

INSTITUT DE GÉNIE DE L'ENVIRONNEMENT, GÉNIE SANITAIRE
ÉCOLE POLYTECHNIQUE FÉDÉRALE DE LAUSANNE, CH - 1015 LAUSANNE (IGE/GS/EPFL)

Sophal KHIM-HEANG

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

Guy REYFER

SERVICE DU RÉSEAU D'ASSAINISSEMENT DES EAUX (SRAE), CH - 1211 GENÈVE 8

Philippe VIOGET

SERVICE DES EAUX ET DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT (SEPE), CH - 1066 ÉPALINGES

RÉSUMÉ

Dans le cadre de l'étude sur l'évolution de la qualité et de la quantité des polluants que peuvent transporter les eaux de ruissellement, cinq sites ont été sélectionnés. Plusieurs événements de pluies répartis sur une période de 15 mois ont été étudiés.

Les cinq sites choisis sont équipés d'un système de canalisation en séparatif intégral. Trois sites se trouvent dans l'agglomération lausannoise et deux sites sont situés en zone urbaine à Genève.

Les paramètres tels que MES, DBO₅, DCO, COD, P total, P-PO₄, N-NH₄, N-NO₃, N-NO₂, PAH, PCB, HC, Cu, Cr, Pb, Cd, Zn sont analysés. Les résultats sont exprimés sous forme de concentration, de flux polluant et de charge exprimée en kilo par an et par hectare de surface imperméabilisée (kg/an.ha_{imp}) ou en grammes par millimètre de pluie et par hectare de surface imperméabilisée (g/mm.ha_{imp}).

En termes de concentration, ces eaux de ruissellement seraient à considérer sans équivoque comme polluées en se référant à l'Ordonnance suisse sur le déversement des eaux usées (ODEU). L'étude de la dynamique polluative montre un effet de lessivage en début de pluie. Cet effet est variable suivant le paramètre considéré.

Pour l'étude sur le comportement de certains polluants, plusieurs relations entre paramètres physico-chimiques d'une part et entre paramètres physico-chimiques et hydro-météorologiques d'autre part sont établies.

Un essai de modélisation a également été mené, les résultats sont encourageants, mais nécessitent une excellente connaissance des phénomènes en jeu.

La mise en évidence de charges polluantes importantes dans les eaux de ruissellement nécessite une politique de gestion différenciée selon leurs caractéristiques et la sensibilité du milieu récepteur. La législation actuelle est encore lacunaire quant à la démarche à adopter face à l'impact de la contamination induite par les eaux de ruissellement.

¹

Etude réalisée dans le cadre d'un programme intercantonal, financée par les cantons de Vaud, Valais et Genève

2. INTRODUCTION

Durant de nombreuses années, il était couramment admis de classer les eaux à évacuer sous forme d'eaux polluées et d'eaux de ruissellement. Cette conception est à la base du système d'assainissement de type séparatif, qui équipe les zones urbanisées récentes et qui est mis en place progressivement dans la plupart des autres zones (pour les définitions, se reporter en annexe 1).

De nombreuses études, notamment [OTV, 1994] et [LA HOUILLE BLANCHE, 1994], ont montré que les eaux de ruissellement, souvent assimilées à des eaux claires, transportaient une charge polluante certaine. Les eaux météoriques en particulier, se chargent, durant leur cycle de précipitation et de ruissellement de la pollution accumulée dans l'atmosphère, sur les toitures, routes, parkings, etc. La circulation routière occupe une place prépondérante dans la pollution de ces eaux de ruissellement : gaz d'échappement, usure des pneumatiques et des garnitures de freins, pertes d'huile et d'essence, usure des chaussées, etc. Les déchets et débris répandus à la surface du sol constituent également une masse polluante non négligeable. Selon la nature et la quantité des polluants ainsi véhiculés, l'impact des eaux de ruissellement sur les différents milieux récepteurs est souvent loin d'être négligeable.

En Suisse, le législateur a bien compris cette problématique et a modifié les textes légaux en conséquence. La loi fédérale sur la protection des eaux de 1991 introduit, à son article 7², la notion nouvelle d'eaux polluées, devant être traitées avant rejet, et d'eaux non polluées, devant être évacuées selon un cycle aussi proche que possible de l'état naturel (infiltration, rétention).

Si la plupart des eaux se laissent justement classer sans équivoque dans l'une ou l'autre de ces deux catégories, il existe des cas plus complexes, comme celui des eaux de ruissellement. La qualité de ces dernières varie très fortement d'un événement pluvieux à l'autre et également durant le même événement.

L'Ordonnance fédérale sur la protection des eaux, en cours de révision, devrait préciser l'article 7 de la loi et laissera, selon toute vraisemblance, une grande liberté aux cantons dans la classification des cas limites. Elle devrait par contre fixer des critères à prendre en compte pour décider si une eau est polluée ou non, à savoir : le type, la quantité, et les propriétés des substances présentes dans les eaux à évacuer, les périodes de déversement, la pollution et l'utilisation des eaux réceptrices.

En permettant de mieux cerner la qualité des eaux de ruissellement et son évolution temporelle, la présente étude se veut un élément de connaissance supplémentaire pour faciliter la tâche des décideurs chargés de ces questions.

3. OBJECTIFS

L'objectif de cette étude est d'évaluer les rejets des eaux de ruissellement en milieu urbain et d'essayer d'apporter une réponse aux points suivants :

- étudier le comportement de cinq bassins versants (3 dans la région lausannoise, 2 en zone urbaine à Genève), ayant chacun un type d'occupation du sol particulier. Ces bassins versants sont équipés d'un système séparatif intégral (cf. définitions, annexe I),
- analyser la qualité des eaux de ruissellement pour plusieurs événements de pluie, sur une période d'un an,
- quantifier la charge polluante annuelle et par événement de pluie,
- modéliser quantitativement et qualitativement le ruissellement de ces cinq bassins versants urbains en vue d'une extrapolation à des zones plus grandes.

² Article 7 : Evacuation des eaux

¹ Les eaux polluées doivent être traitées. Leur déversement dans une eau ou leur infiltration sont soumis à une autorisation cantonale.

² Les eaux non polluées doivent être évacuées par infiltration conformément aux règlements cantonaux. Si les conditions ...

4. DÉROULEMENT DE LA CAMPAGNE

4.1 Méthodologie

La méthodologie suivie lors de cette étude est illustrée par la figure 1. Elle décrit la gestion du site de mesure depuis les prélèvements jusqu'à l'interprétation des résultats.

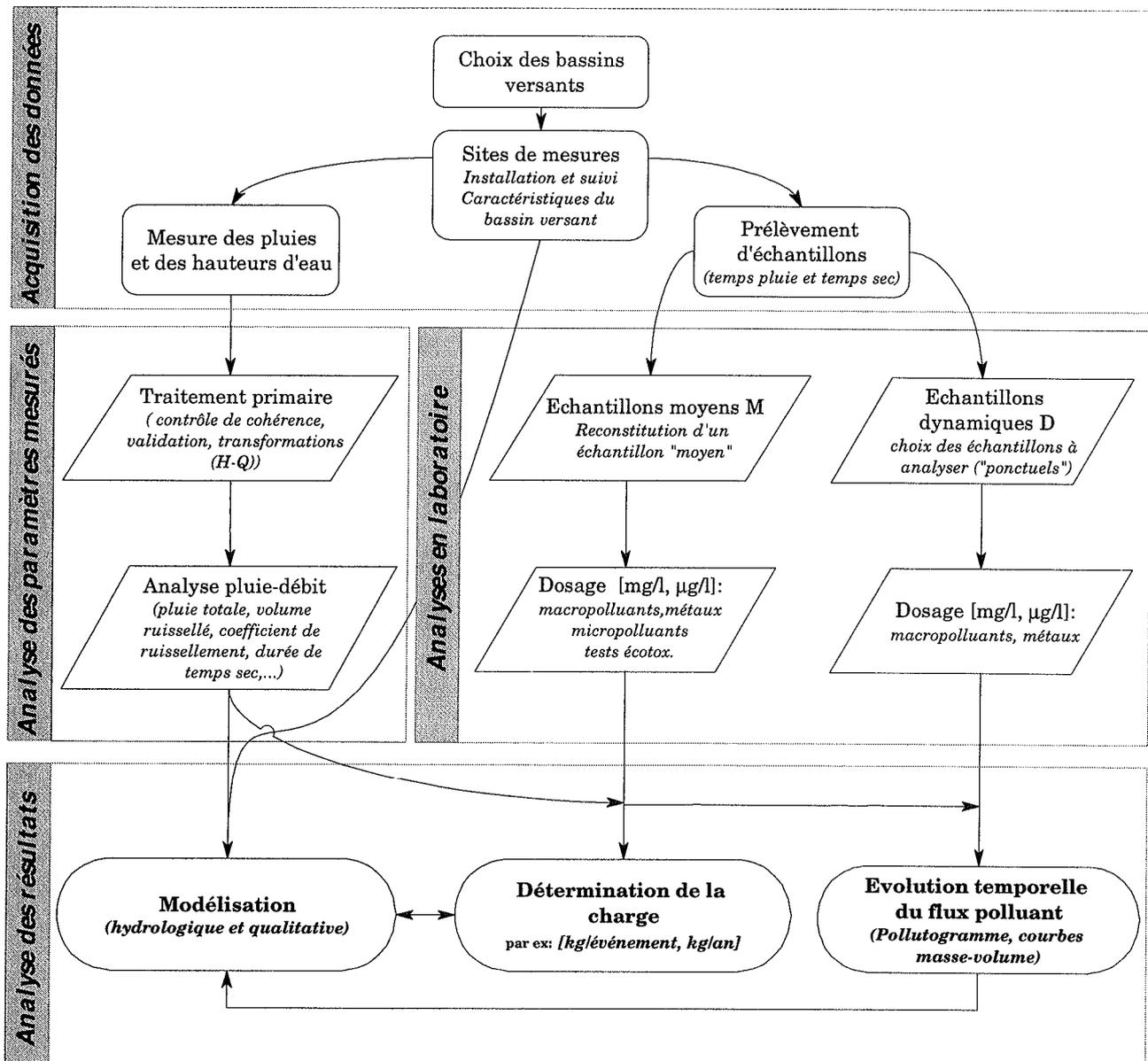


Figure 1 : Schéma de la démarche suivie (mesures, analyses, interprétation)

4.2 Choix des sites

La pré-campagne, qui a duré 4 mois, a permis de choisir cinq sites de mesure qui remplissent les conditions imposées :

- réseau de canalisation avec système séparatif intégral,
- superficie minimale du bassin versant (bv) de 5 hectares,
- représentativité de l'occupation du sol en zone urbaine (zones artisanales, locatives, résidentielles, urbaines denses avec ou sans zones vertes).

TABLEAU 1 - Sites de mesure étudiés

Site N°	Lieu	Nom	Type de surface	Surface du bassin vers. (BV) [ha]	Coeff. de ruissellement	Surface du BV. imperm. (ha _{imp})
10	Lausanne	Budron	Artisanal	12.7	0.45	5.7
20	Lausanne	Rumine	Résidentiel	9.6	0.24	2.3
40	Genève	Marziano	Artisanal	5.5	0.33	1.8
60	Genève	Avanchets	Locatif	13.5	0.34	4.6
70	Lausanne	Ouchy	Résidentiel dense	5.3	0.33	1.7

Notons que deux sites retenus, choisis en pré-campagne, ont dû être abandonnés, ne remplissant pas les conditions imposées.

4.3 Durée de la campagne

La qualité des eaux de ruissellement dépend fortement des caractéristiques des pluies qui varient d'une saison à l'autre. Il est donc nécessaire de suivre un cycle hydrologique annuel complet; ceci permet de tenir compte également d'autres facteurs saisonniers pouvant modifier la qualité des eaux de ruissellement : déposition atmosphérique, couverture végétale, chutes de neige, etc.

La campagne de mesure s'est déroulée sur une période de 19 mois dont 4 mois de pré-campagne. La figure 2 illustre les périodes de mesures pour chacun des cinq sites de mesure.

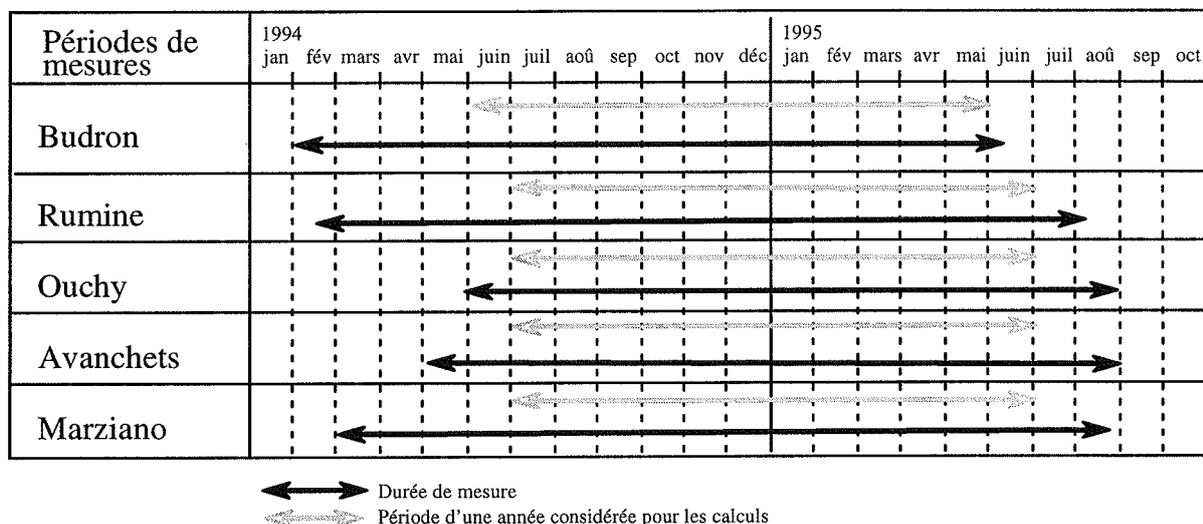


Figure 2 : Durées de mesure et périodes considérées pour le calcul des charges annuelles

4.4 Echantillonnage

La mesure de la pollution est établie à partir d'échantillons prélevés au point de mesure. Ces échantillons sont ensuite sélectionnés indépendamment ou mélangés (échantillon moyen reconstitué) en vue d'être analysés.

4.4.1 Prélèvements

Par temps de pluie, le préleveur automatique permet de capter des échantillons lors d'une crue, en fixant un seuil de déclenchement. Ce seuil est différent pour chaque site, car il tient compte de la réaction du bassin versant à une pluie et du débit par temps sec (eaux claires permanentes) qui s'écoule dans la canalisation. Dès que le niveau d'eau atteint cette limite, un signal donne l'ordre du premier prélèvement. Les prélèvements subséquents sont effectués selon une séquence pré-programmée identique pour tous les sites et pour tous les événements.

TABLEAU 2 - Séquence de programmation par temps de pluie

Séquence de prélèvement utilisée pour l'échantillonnage	
• 1er prélèvement au temps $t = 0$ (début de la crue)	1 échantillon
• puis 1 prélèvement toutes les 5 minutes pendant 45 minutes	9 échantillons
• puis 1 prélèvement toutes les 10 minutes pendant 100 minutes	10 échantillons
• puis 1 prélèvement toutes les 20 minutes pendant 80 minutes	4 échantillons
Nombre d'échantillons prélevés :	24 échantillons en 3 heures et 45 minutes

La séquence de programmation définie permet de suivre un événement de pluie de près de 3 heures et 45 minutes, avec 24 échantillons prélevés selon la séquence prédéfinie. Les intervalles de temps entre chaque prélèvement sont courts et permettent de suivre les variations parfois importantes de la qualité des eaux au cours d'un événement (étude dynamique).

Pour des raisons de logistique, il n'est pas possible d'analyser tous les événements de pluie de la période de mesure. En conséquence une moyenne de deux événements de pluie par mois et par site est choisie pour étudier les paramètres hydro-météorologiques (hauteur de la lame d'eau, volume ruisselé, intensité maximale, durée de la pluie, période de temps sec antécédente) et pour prélever des échantillons.

4.4.2 Echantillons

Différents types d'échantillons peuvent être reconstitués, selon que l'on s'intéresse à caractériser globalement, ou plus finement, la qualité d'un effluent. L'objectif dans cette étude est de travailler à deux niveaux. Dans un premier temps, il s'agit de définir une charge globale par événement de pluie; on recherche donc à générer un échantillon moyen pour chaque événement de pluie pris en compte. En second lieu, on s'intéresse à l'évolution des concentrations au sein de cet événement, d'où un échantillonnage dynamique.

L'**échantillon moyen** est reconstitué en laboratoire par le mélange pondéré de la totalité des bouteilles collectées, proportionnellement aux volumes respectifs écoulés entre chaque prise d'échantillon.

Cette façon de procéder permet d'estimer la charge polluante par événement, en tenant compte de la notion de première vague, qui équivaut à un petit volume d'eau très polluée en début d'événement [CHEBBO et al., 1995].

Les analyses des macropolluants, micropolluants et métaux sont effectuées sur ces échantillons. Les concentrations moyennes obtenues, exprimées en mg/l ou $\mu\text{g/l}$, permettent par la suite de déterminer la charge totale pour chaque type de polluant.

L'échantillonnage dynamique permet de collecter et d'analyser tout ou partie d'un événement pluvieux. Sur la base d'échantillons caractéristiques et de leurs concentrations, on calcule le flux polluant d'un événement pluvieux ou pollutogramme, exprimé en gramme par seconde :

$$p = Q \cdot C$$

p : flux polluant [g/s]
 Q : débit [l/s]
 C : concentration [g/l]

Le flux, intégré sur la durée de l'événement, détermine la charge totale :

$$C_{tot} = \sum_i p \cdot \Delta t = \sum_i Q \cdot C \cdot \Delta t$$

C_{tot} : charge totale [kg]

4.4.3 Paramètres analysés

Pour exploiter au mieux une campagne d'une telle envergure, le spectre d'analyses communément admis est élargi afin d'en tirer le maximum d'informations possible (macropolluants, micropolluants, métaux lourds et tests écotoxicologiques). C'est ainsi qu'il a été procédé à l'analyse d'environ 30 paramètres ou tests sur les échantillons. Les paramètres analysés sont résumés dans le tableau 3 :

TABLEAU 3 - Nombre d'analyses ou tests effectués pour chaque paramètre

Type de polluants	Paramètres	Nombre d'analyses effectuées (éch. moyen)
Macropolluants	Ammonium	107
	Nitrite	106
	Nitrate	111
	Phosphore total	112
	Ortho-phosphate	112
	Bromure	69
	Fluorure	65
	Chlorure	111
	Sulfate	109
	Matières en suspension	112
	DCO	112
	COD	113
	DBO ₅	101
	Conductivité électrique	113
	pH	113
Micropolluants	PAH	90
	PCB	90
	HC	73
	Pesticides	10
	Solvants chlorés	5
	AOX	30
	POX	30
Métaux lourds	Plomb	92
	Cadmium	92
	Chrome	92
	Cuivre	92
	Zinc	92
	Nickel	92
Microbiologie	E. coli	4
	Streptocoques fécaux	4
	Flore totale	4
Tests écotoxicologiques	Daphnies	10
	Microtox	10

5. RÉSULTATS

5.1 Représentativité temporelle des pluies

La représentativité temporelle des pluies mesurées est une donnée importante, car on procède à la détermination de charges annuelles par extrapolation. En comparant les valeurs mesurées aux moyennes longue durée sur 60 ans [ISM, 1994], on s'assure de la représentativité de la période de mesure aux conditions pluviométriques habituelles du site.

Dans l'ensemble, les pluies mesurées lors de la campagne sont représentatives d'une situation moyenne (fig. 3 et 4).

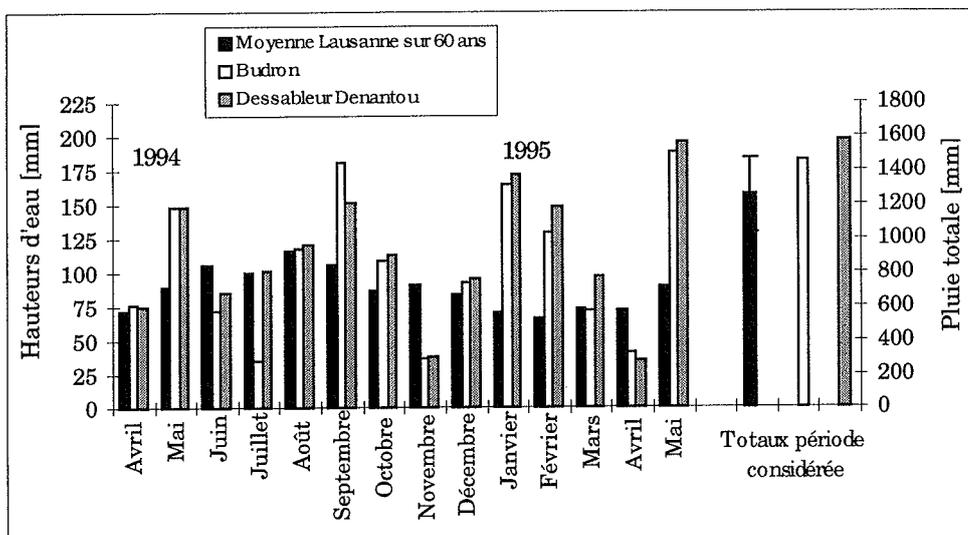


Figure 3 : Pluies mensuelles mesurées et pluies moyennes longue durée (sur 60 ans [ISM, 1994]) pour les deux pluviomètres lausannois

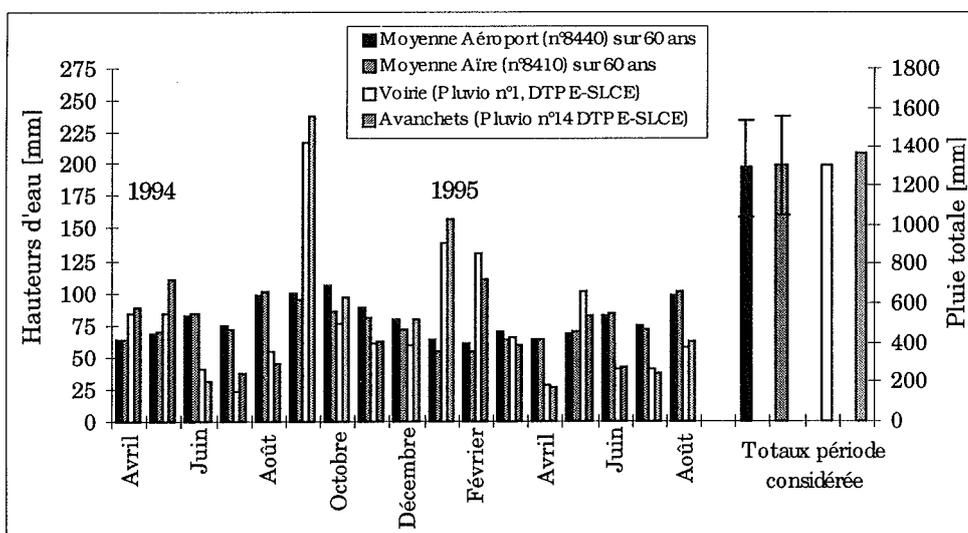


Figure 4 : Pluies mensuelles mesurées et pluies moyennes longue durée (sur 60 ans [ISM, 1994]) pour les pluviomètres genevois [DTPE-SLCE, 1994]

5.2 Détermination de la charge et du flux des polluants

Dans un souci de simplification et dans le but de faciliter la compréhension, un seul polluant (MES) ainsi qu'un seul site (Budron) sont traités à titre d'exemple dans ce chapitre. Les autres polluants sont quantifiés de la même manière.

5.2.1 Charges événementielles

1. **Exemple pour MES, site du Budron :** La charge est calculée en multipliant la concentration moyenne (fig. 5) par le volume ruisselé (fig.6). La charge totale (fig. 7) est exprimée en kg par événement [kg/év.], tandis que la charge totale cumulée est exprimée en kg. La figure 5 illustre bien les grandes variations de concentrations mesurées d'un événement à l'autre. Notons également qu'il n'y a pas de corrélation simple entre les concentrations moyennes par événement et les volumes écoulés.

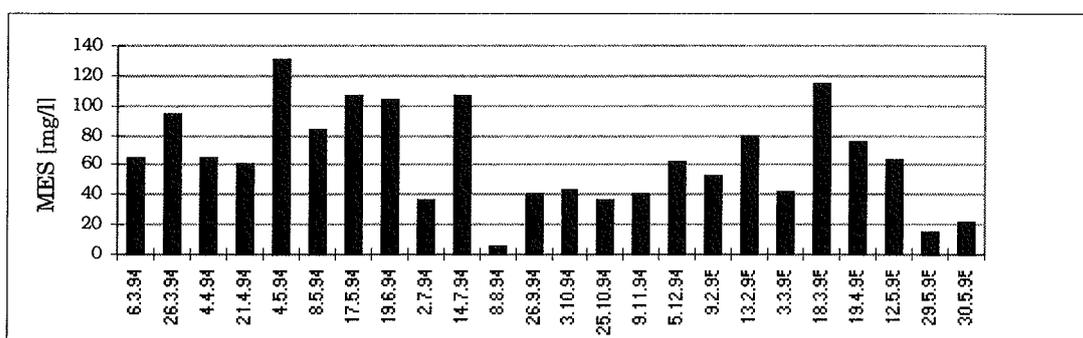


Figure 5 : Concentration moyenne par événement (Budron)

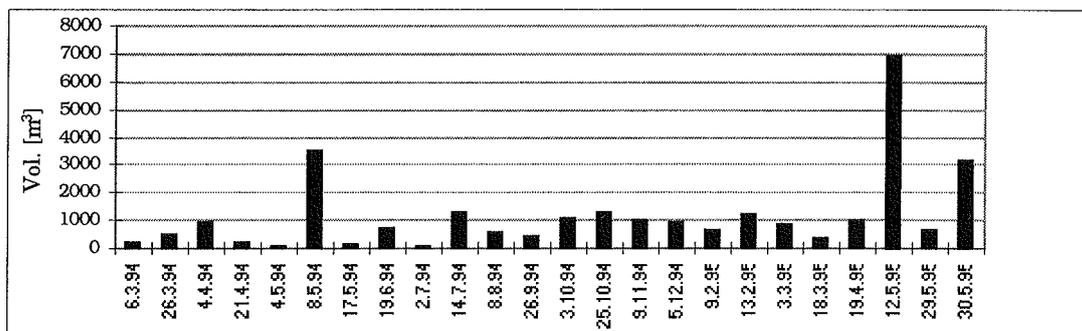


Figure 6 : Volume écoulé par événement

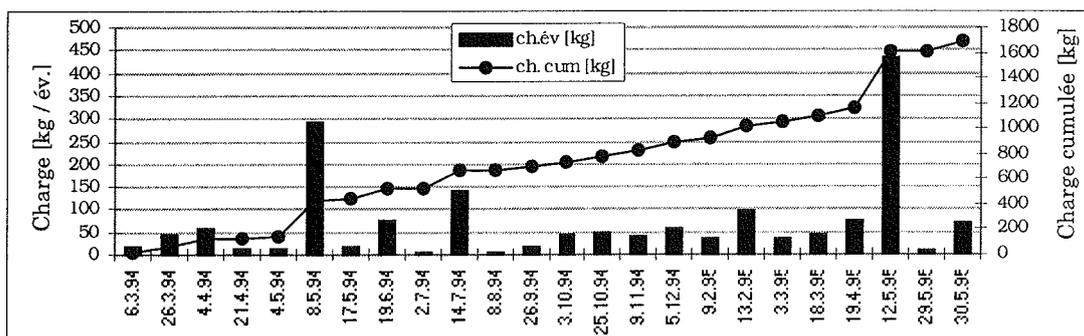


Figure 7 : Charge totale par événement et charge cumulée

2. **Qualité des eaux de ruissellement** : Le tableau 4 donne les concentrations moyennes mesurées sur l'ensemble des sites et ce pour chaque paramètre. La valeur n indique le nombre de pluies étudiées pour le calcul de la moyenne.

La présentation des résultats en moyenne des concentrations a l'avantage de pouvoir les comparer à une référence légale, en l'occurrence les valeurs de l'ODEU [1991], mais qui formellement ne s'appliquent pas au temps de pluie.

Les valeurs mesurées se situent généralement au-dessus des valeurs de l'ODEU, colonne II [1991] pour les paramètres DCO et MES. Les autres paramètres se rapprochent des objectifs de qualité pour les eaux courantes et les retenues (ODEU, colonne I).

TABLEAU 4 - Moyenne des concentrations par site

PARAMETRES	Moyenne des concentrations par site (n événements)						Moyenne des 5 sites **	ODEU II				
	Budron	n	Rumine	n	Ouchy	n			Avanchets	n	Marziano	n
MES [mg/l]	64.1	23	87.7	26	67.0	23	182	21	100	19	98	20
DBO ₅ [mg/l]	6.5	22	27.9	26	10.0	23	11.6	16	23.6	14	16.0	20
DCO [mg/l]	57.7	23	138	26	72.4	23	81.6	21	117	19	93.9	60*
COD [mg/l]	6.7	23	31.4	26	15.3	23	9.1	21	15.1	20	16.1	10
P - PO ₄ [mg/l]	0.065	23	0.087	26	0.034	23	0.138	21	0.186	19	0.10	
Ptot [mg/l]	0.67	23	0.64	26	0.64	23	0.71	21	0.93	19	0.71	0.8
N - NH ₄ [mg/l]	0.64	23	0.50	25	0.45	22	0.33	21	0.46	16	0.48	
N - NO ₂ [mg/l]	0.055	23	0.082	26	0.047	23	0.068	18	0.174	16	0.080	
N - NO ₃ [mg/l]	1.01	22	0.52	26	1.47	23	1.16	21	0.54	19	0.94	
Cl [mg/l]	10.7	22	8.7	26	14.0	23	6.5	21	4.5	19	9.1	
SO ₄ [mg/l]	11.4	22	18.7	26	21.7	23	14.5	20	12.1	18	16.0	
Br [mg/l]	0.023	21	0.044	25	0.012	23	-	-	-	-	0.027	
F [mg/l]	0.11	19	0.16	23	0.10	23	-	-	-	-	0.13	
Cu [µg/l]	62.1	15	183	21	117	15	84.1	21	117	20	115.8	500
Cr [µg/l]	10.8	15	14.2	21	24.2	15	9.0	21	10.4	20	13.2	100 ⁽¹⁾
Zn [µg/l]	310	15	266	21	202	15	228	21	597	20	326	2000
Cd [µg/l]	2.8	15	39.2	21	1.2	15	1.5	21	3.7	20	10.8	100
Pb [µg/l]	38.7	15	54.7	21	57.9	15	46.6	21	185	20	79.1	500
PCB [ng/l]	24.6	19	14.9	23	11.1	19	14.2	17	22.6	12	17.1	
PAH [ng/l]	1341	19	3607	23	5048	19	588	17	1647	12	2'601	
HC [µg/l]	19.7	13	35.4	18	20.9	17	14.0	14	31.2	11	24.5	
pH	7.6	23	7.2	26	7.5	23	7.6	21	7.5	19	7.5	
Conductivité [µS/cm] 25°C	169	23	186	26	216	23	175	21	129	19	177	

n = nombre de pluies étudiées

* Recommandation cantonale (VD)

** Moyennes pondérées en fonction du nombre d'événements

(1) Cr_{VI}

3. **Comparaison inter-sites** : Pour la comparaison, la charge est exprimée d'une part (tableau 5) en kilogrammes par an et par hectare de surface imperméabilisée [kg/an·ha_{imp}] et d'autre part (tableau 6) en grammes par millimètre de pluie et par hectare de surface imperméabilisée [g/mm·ha_{imp}].

TABLEAU 5 - Comparaison inter-sites des charges exprimées en kilogrammes par an et par hectare imperméabilisé

[kg/an·ha _{imp}]	Budron	Rumine	Ouchy	Avanchets	Marziano	Moyenne
MES	868	1'356	636	1'437	831	1'027
DBO ₅	68	273	66	135	189	148
DCO	672	1856	758	1111	898	1'085
COD	87	232	123	148	120	145
P - PO ₄	0.43	0.44	0.18	1.89	1.47	0.82
P _{tot}	6.9	11.0	5.3	10.6	7.7	8.3
N - NH ₄	8.1	7.7	6.0	2.9	1.4	5.6
N - NO ₂	0.49	0.66	0.51	0.80	1.22	0.70
N - NO ₃	13.2	8.9	11.8	18.9	3.5	11.4
Cl	115	103	71	105	32	87
SO ₄	141	292	306	235	111	224
Br	0.17	0.18	0.16	-	-	0.17
F	0.68	1.98	1.53	-	-	1.44
Cu	0.69	2.75	1.68	1.14	0.85	1.46
Cr	0.14	0.16	0.14	0.15	0.08	0.13
Zn	4.3	3.9	3.0	3.4	5.0	4.0
Cd	0.024	0.026	0.015	0.019	0.023	0.022
Pb	0.52	0.87	0.66	0.50	0.53	0.62
PCB	0.00018	0.00019	0.00015	0.00030	0.00030	0.00021
PAH	0.015	0.057	0.047	0.012	0.022	0.034
HC	0.098	0.417	0.147	0.235	0.164	0.224

TABLEAU 6 - Comparaison inter-sites des charges exprimées en grammes par millimètre de pluie et par hectare imperméabilisé

[g/mm·ha _{imp}]	Budron	Rumine	Ouchy	Avanchets	Marziano	Moyenne
MES	842	1'043	489	1'392	836	910
DBO ₅	66	210	51	131	189	127
DCO	652	1426	583	1076	903	937
COD	84	178	95	143	120	125
P - PO ₄	0.42	0.34	0.14	1.83	1.48	0.78
P _{tot}	6.7	8.4	4.1	10.3	7.7	7.4
N - NH ₄	7.8	5.9	4.6	2.8	1.4	4.8
N - NO ₂	0.47	0.51	0.39	0.78	1.22	0.62
N - NO ₃	12.8	6.8	9.1	18.3	3.6	10.1
Cl	112	79	55	102	32	76
SO ₄	137	224	235	227	112	190
Br	0.16	0.14	0.12	-	-	0.14
F	0.66	1.53	1.18	-	-	1.15
Cu	0.67	2.11	1.29	1.10	0.86	1.24
Cr	0.13	0.12	0.11	0.14	0.08	0.12
Zn	4.2	3.0	2.3	3.3	5.0	3.6
Cd	0.023	0.020	0.011	0.019	0.023	0.019
Pb	0.50	0.67	0.51	0.49	0.54	0.55
PCB	0.00017	0.00014	0.00012	0.00029	0.00030	0.00019
PAH	0.015	0.044	0.036	0.012	0.022	0.028
HC	0.095	0.320	0.113	0.227	0.164	0.189

5.2.2 Dynamique pollutive

Le but de cette étude dynamique est :

- de fournir une enveloppe pour un paramètre donné définissant son comportement "moyen" pour n'importe quelle averse,
- de déterminer un comportement particulier suivant l'affectation du bassin versant,
- de suivre l'évolution de la pollution au cours d'un événement.

La détermination de la dynamique pollutive est également très importante pour la prise en compte d'un impact sur le milieu récepteur. Un effet de choc peut être provoqué par la première vague d'un orage, surtout si les conditions d'écoulement sont critiques pour le milieu récepteur (débit d'étiage pour une rivière) [WOLFF, 1994].

1. **Exemple pour MES, site du Budron :** Les figures 8a, 8b, 8c, 8d et 8e représentent les différentes étapes pour la détermination d'un flux polluant; sur la base de la pluviométrie mesurée (fig. 8a) et des débits (fig. 8b), on reconstitue un flux (fig. 8d) en multipliant les concentrations instantanées mesurées (fig. 8c) par le débit (fig. 8b). On peut remarquer sur le pollutogramme de la figure 8d que le flux de pollution est très élevé en début de ruissellement.

La représentation des pollutogrammes en unités adimensionnelles (fig. 8e) permet de les comparer entre eux. On exprime ainsi la charge cumulée en fonction du volume de ruissellement cumulé, ces deux grandeurs sous forme de pourcentage de la charge ou du volume total [SAGET, 1993].

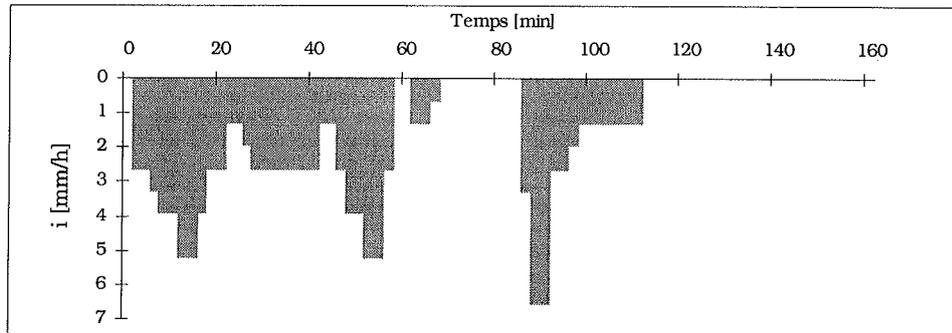


Figure 8a : Hyétoqramme

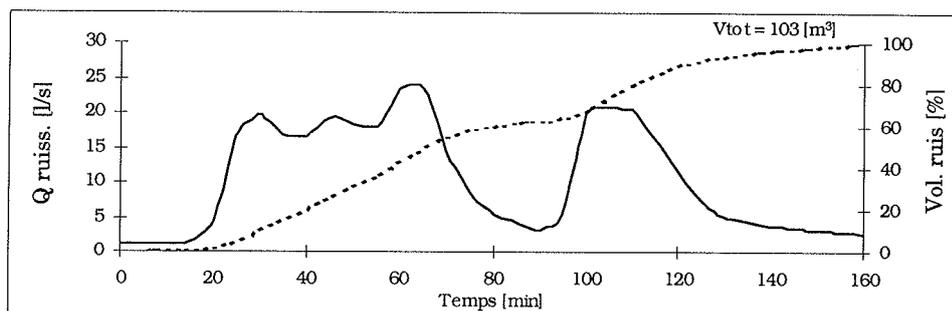


Figure 8b : Hydrogramme et volume cumulé

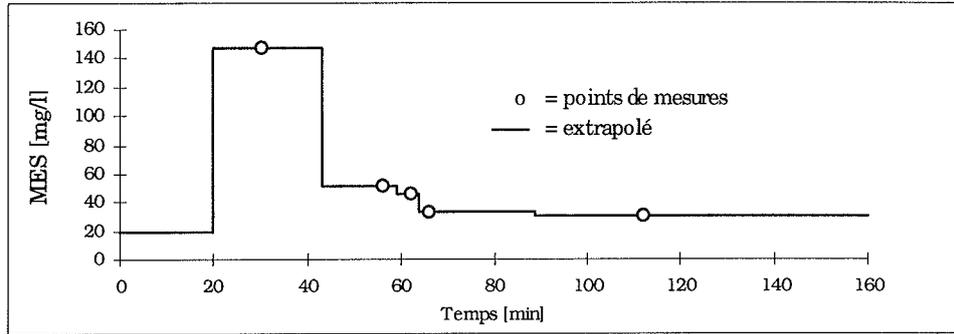


Figure 8c : Concentrations instantanées

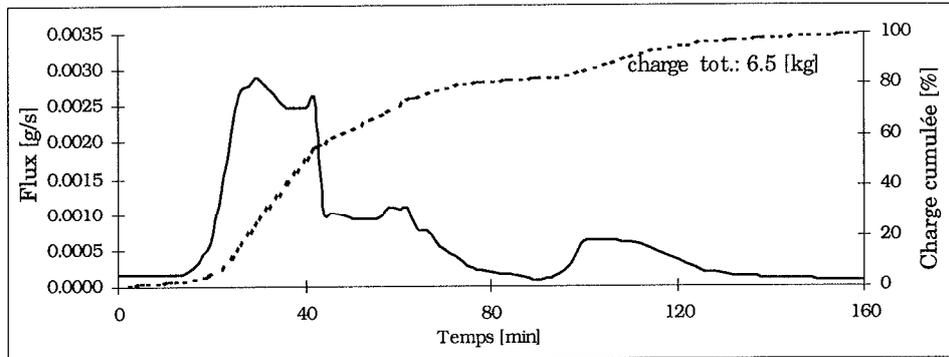


Figure 8d : Pollutogramme et charge cumulée

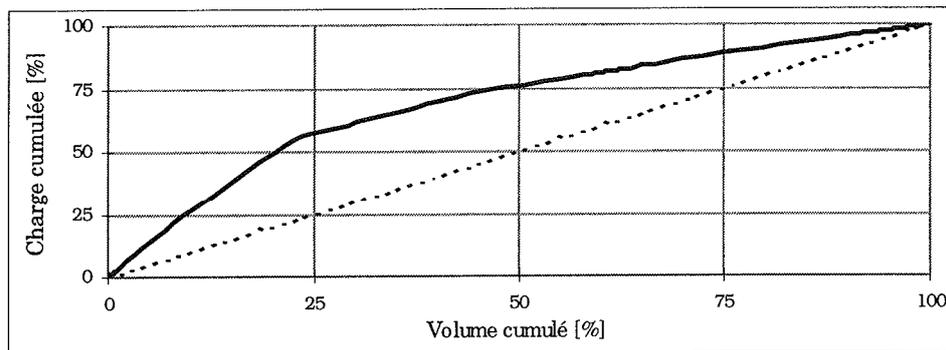


Figure 8e : Relation charge-volume ruisselé

La correspondance entre les pluies et le débit ruisselé permet le contrôle de la réaction du bassin versant. Le déversement d'une grande quantité d'eau dans la canalisation peut également être mis en évidence.

Les concentrations évoluent rapidement au cours d'un événement (fig. 8c). L'effet de nettoyage des canalisations et des surfaces est bien marqué. A titre comparatif, les concentrations en début de ruissellement sont largement supérieures aux normes (ODEU, colonne II).

2. **Dynamique inter-sites** : Le comportement d'un polluant au cours d'un événement de pluie dépend des conditions de débits et des caractéristiques de l'averse. Le type d'occupation du bassin versant considéré pourrait éventuellement jouer un rôle dans cette dynamique [BUJON, 1988]. Pour étudier ce point, on a procédé à une analyse dynamique pour trois sites (Budron, Rumine et Marziano) et pour 4 événements; le tout est illustré dans les figures 9 à 12.

On constate une grande variation dans les différents pollutogrammes. L'effet de lessivage au début du ruissellement est marqué pour les paramètres MES, DCO, P_{tot}, (fig. 9 à 11) tandis que l'ammonium est moins soumis à un effet de lessivage en début de crue (fig. 12). L'affectation du bassin versant ne joue pas un rôle déterminant dans cette dynamique.

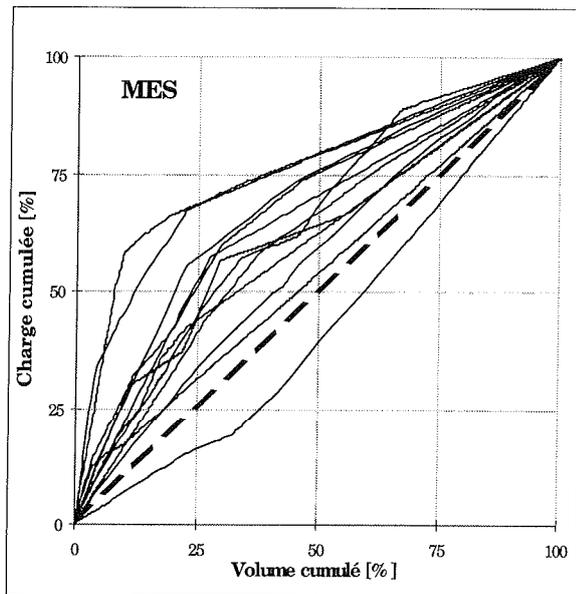


Figure 9 : Dynamique MES pour 3 sites

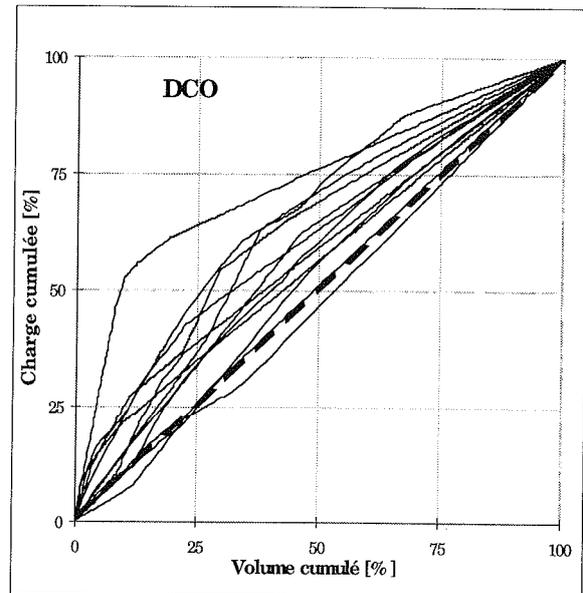


Figure 10 : Dynamique DCO pour 3 sites

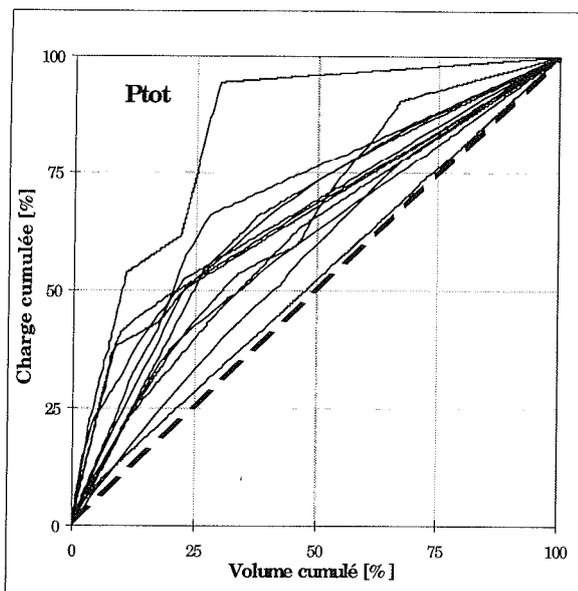


Figure 11 : Dynamique P_{tot} pour 3 sites

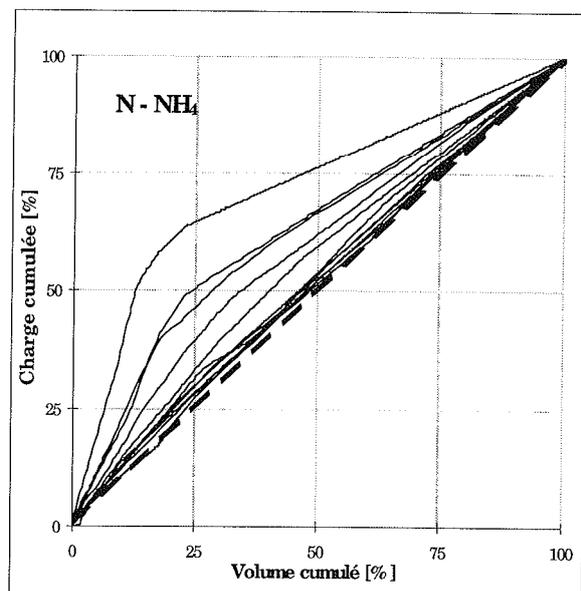


Figure 12 : Dynamique N-NH₄ pour 3 sites

5.3 Relations entre différents paramètres

Les recherches de relations présentent quelques avantages :

- mieux cerner le comportement des polluants véhiculés par les eaux de ruissellement,
- pouvoir réduire, dans certains cas, le nombre d'analyses en corrélant un paramètre à un autre.

Dans cette optique, 2 types de relations sont étudiés :

- relations entre paramètres physico-chimiques,
- relations entre paramètres physico-chimiques et paramètres hydro-météorologiques.

5.3.1 Relations entre paramètres physico-chimiques

Pour la détermination d'une relation, plusieurs combinaisons entre différents paramètres ont été étudiées. Il en ressort que seuls quelques paramètres peuvent être corrélés entre eux. Les figures 13 à 16 illustrent quelques relations obtenues pour le site du Budron.

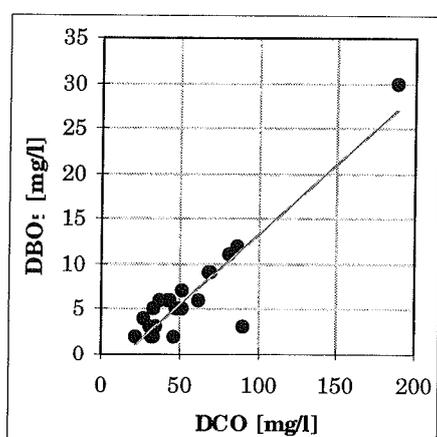


Figure 13 : Relation entre DCO et DBO₅

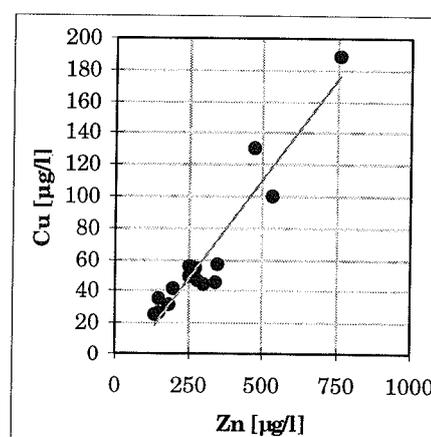


Figure 14 : Relation entre Zn et Cu

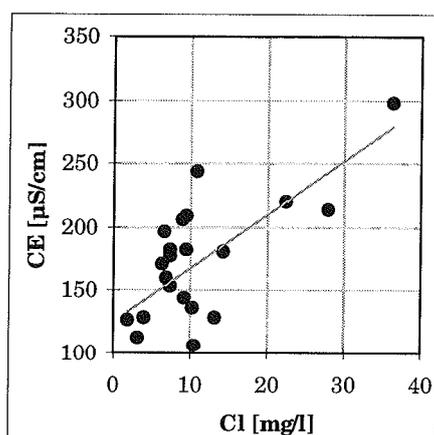


Figure 15 : Relation entre CE et Cl

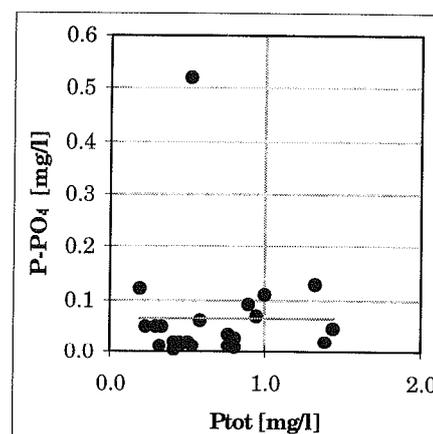


Figure 16 : Relation entre PO₄ et P_{tot}

De ces figures, on peut tirer les constatations suivantes :

- Le rapport DCO/DBO₅ est d'environ 10, ce qui signifie que la part essentielle des composants organiques des eaux de ruissellement est peu biodégradable;
- le rapport Zn/Cu est d'environ 5 : le Zn et le Cu ont un comportement identique;
- le rapport conductivité électrique (CE) / chlorures indique que la réponse conductimétrique est en partie liée au chlorure;
- le rapport P-PO₄/P_{tot} est d'environ 0.1. La part d'orthophosphate, forme assimilable par les végétaux, semble donc constante et faible dans les eaux de ruissellement.

Les matières en suspension (MES) adsorbent certains composés (notamment le phosphore et les métaux) et représentent la partie majeure de la pollution dans les eaux de ruissellement [CHEBBO,1992]. Dans notre étude, aucune relation significative n'est observée (tableau 6) entre les MES et les paramètres mesurés.

TABLEAU 6 - Relations entre les MES et les autres paramètres

Paramètres	Coefficient de corrélation avec MES [R ²]
DBO ₅	0.41
DCO	0.20
COD	0.19
P-PO ₄	-0.17
P _{tot}	0.03
Cu	0.37
Cr	-0.06
Zn	0.24
Cd	-0.31
Pb	0.12
PCB	0.60
PAH	-0.06
HC	0.03

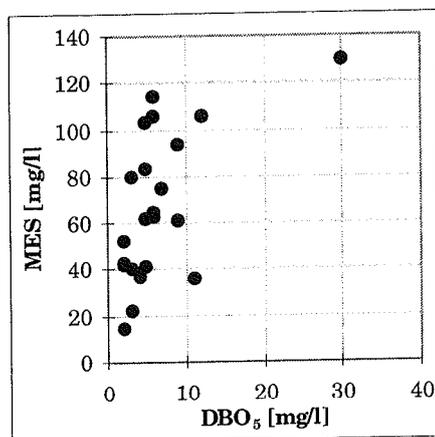


Figure 17 : Relation entre MES et DBO₅

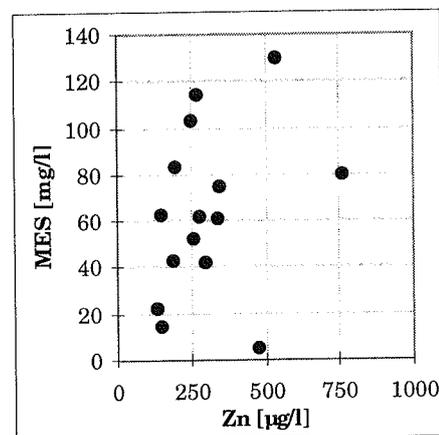


Figure 18 : Relation entre MES et Zn

L'objectif fixé de diminuer le nombre d'analyses en corrélant un paramètre à un autre n'est atteint que pour certains paramètres. Il est nécessaire d'établir ces relations pour chaque site. D'un point de vue pratique, l'analyse de tous les paramètres est encore requise, tant que les règles établissant ces relations ne sont pas clairement définies.

Il faut cependant rester attentif au fait que les lois physiques dictant le comportement de composés en milieu aqueux supposent certaines corrélations. Les métaux lourds se trouvent en effet généralement adsorbés sur les particules. Le manque de corrélation observé pourrait être lié à la grande disponibilité de sites d'adsorption par rapport à la quantité de métaux lourds effectivement présente dans le milieu.

5.3.2 Relations entre paramètres physico-chimiques et paramètres hydro-météorologiques

Certains paramètres hydro-météorologiques, tels que volume de la crue, nombre de jours de temps sec précédant un événement de pluie (JTS), indice de pluie antécédente (IPA) [MUSY, 1992] et hauteur de la lame d'eau pourraient avoir des relations avec les différents paramètres analysés [PHILIPPE et RANCHET, 1987]. Les figures 19 à 24 mettent en évidence certaines tendances de comportement des éléments en fonction des paramètres hydro-météorologiques.

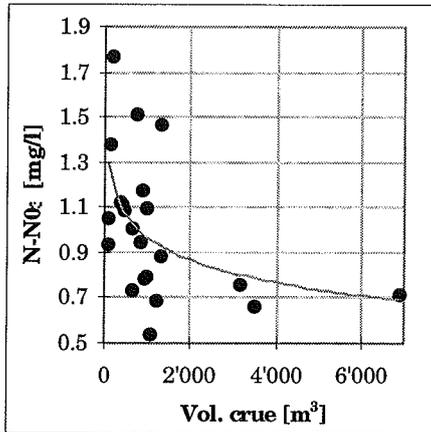


Figure 19 : Relation entre nitrate et volume de la crue

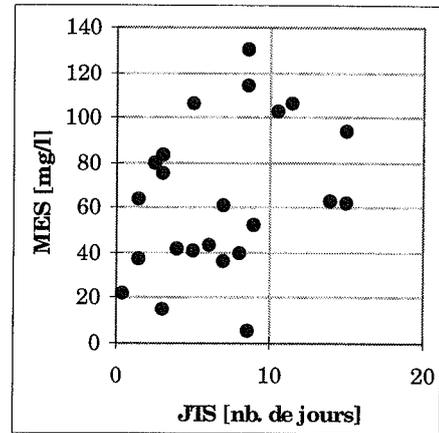


Figure 20 : Relation entre MES et JTS

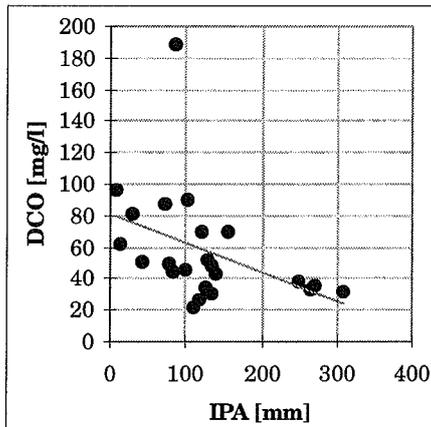


Figure 21 : Relation entre cuivre et durée de ruissellement

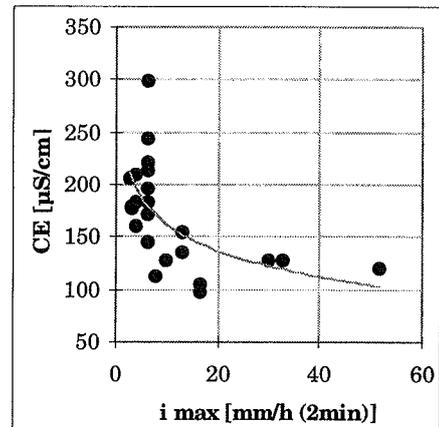


Figure 22 : Relation entre zinc et lame d'eau

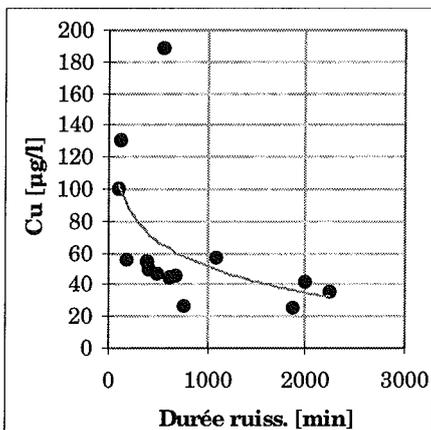


Figure 23 : Relation entre DCO et IPA

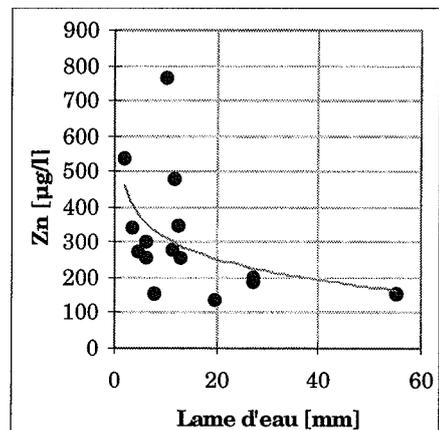


Figure 24 : Relation entre conductivité élect. et intensité maximale

Les figures 19 à 25 conduisent aux remarques suivantes :

- il y a un phénomène de lessivage pour les nitrates (fig. 19), le cuivre (fig. 21) et le zinc (fig. 22);
- le volume de crue est corrélé à la concentration en nitrates;
- il n'y a pas de corrélation entre le nombre de jours temps sec antécédents (JTS) et les concentrations en MES;
- l'indice de pluie antécédente (IPA) est un paramètre mieux corrélé à certains paramètres que le nombre de jours de temps secs antécédents (JTS);
- l'intensité maximale de la pluie (i_{\max}) a une influence surtout sur la conductivité électrique (CE).

Les quelques relations mises en évidence dans ce rapport illustrent bien les difficultés rencontrées lorsque l'on veut généraliser un comportement global pour les eaux de ruissellement. Les caractéristiques régionales influencent considérablement les résultats et on pourrait constater des résultats sensiblement différents sur d'autres sites.

6. MODÉLISATION

Les buts d'une modélisation sont :

- de permettre de limiter les campagnes de mesure longues et coûteuses,
- d'extrapoler les résultats de qualité des eaux à des événements de pluies non analysés du même bassin versant,
- d'extrapoler à des bassins versants similaires,
- d'étudier plusieurs scénarios suivant les actions envisagées,
- de gérer un système en temps réel (prévision).

Il existe de nouveaux logiciels développés récemment dans le cadre de l'assainissement des agglomérations, intégrant un aspect qualitatif [NIX, 1994]. Ces outils de travail permettent de prendre en compte des phénomènes tels que l'évolution temporelle des dépôts entre deux pluies consécutives (en tenant compte des différentes affectations du bassin versant), l'accumulation de dépôts dans une canalisation, leur remise en suspension lors d'événements pluvieux. Les résultats sont exprimés sous forme de pollutogrammes ou de charge totale. Les résultats de ce chapitre sont illustrés par l'emploi du logiciel FLUPOL [BUJON, 1988].

Un modèle, aussi perfectionné soit-il, n'est qu'une représentation simplifiée de processus infiniment complexes. Un préambule nécessaire à l'utilisation de ces modèles est donc une phase de calage, au niveau hydrologique et pollutif. Seule la comparaison des données observées aux résultats calculés permet d'apprécier la valeur du modèle sur la base des écarts constatés.

6.1 Calage hydrologique

Le calage hydrologique est essentiel car la dynamique des polluants est liée au débit. Les modèles sont basés sur l'hypothèse d'une imperméabilisation constante du bassin versant. Cette hypothèse ne se vérifie pas pour les sites étudiés. Les réactions hydrologiques diffèrent d'une pluie à l'autre (fig. 25).

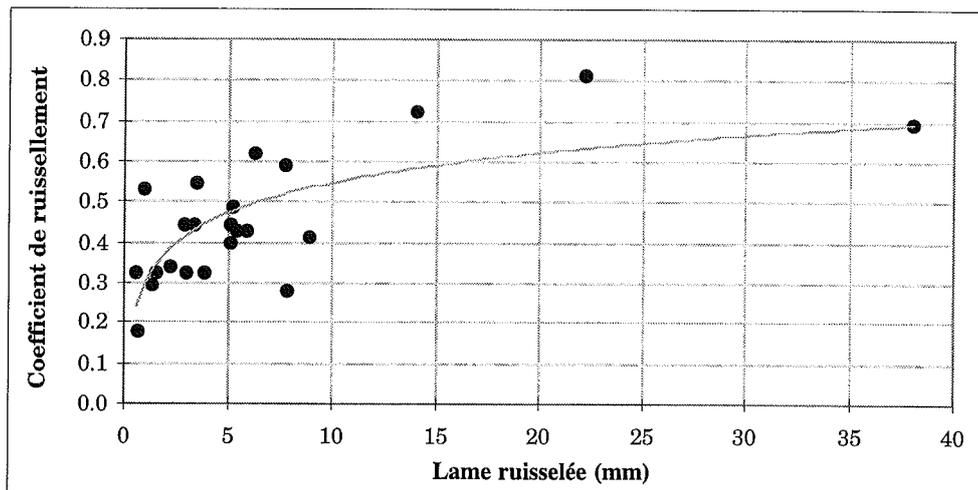
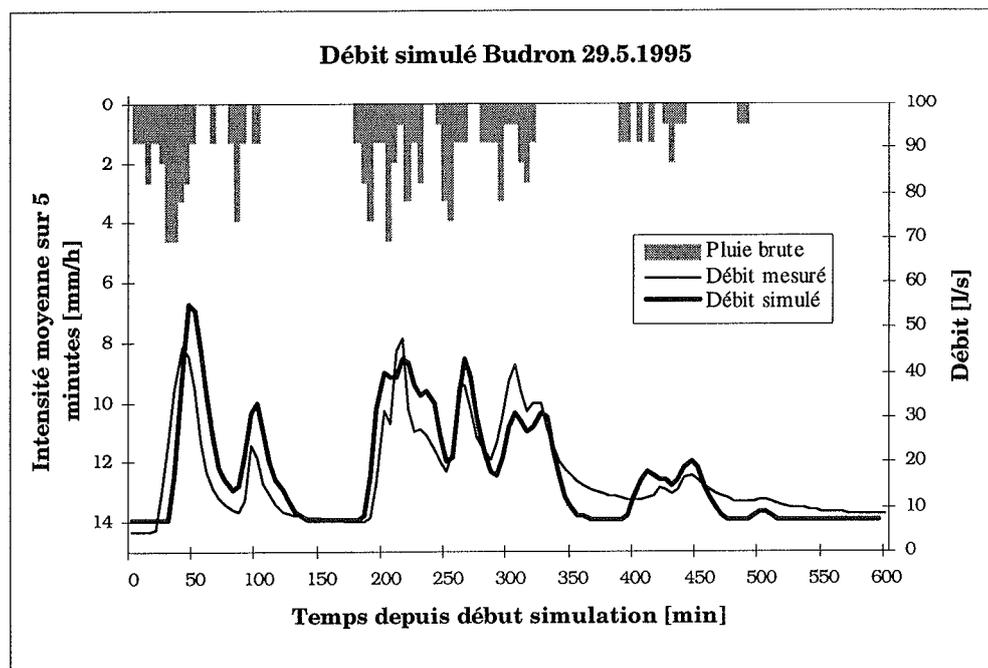
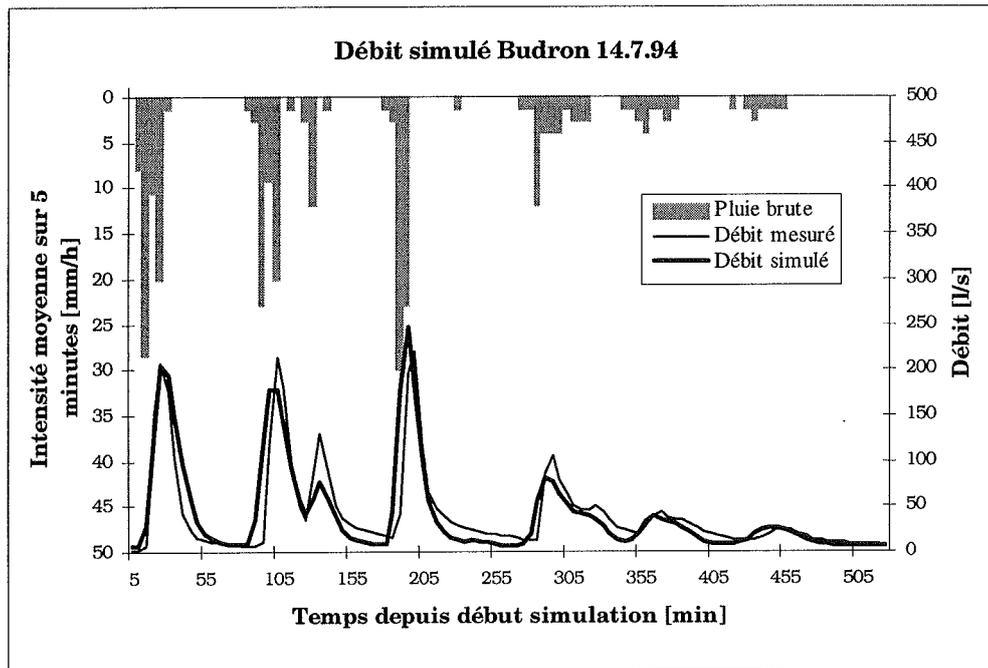


Figure 25 : Coefficients de ruissellement mesurés pour les événements du Budron

Pour le site du Budron, quatre événements ont le même coefficient de ruissellement mesuré (0.4). Pour deux de ces événements, les figures 26 et 27 illustrent les résultats obtenus. Pour les autres événements mesurés, il est nécessaire de les considérer l'un après l'autre et de refaire un calage du débit ruisselé, de façon à reproduire le coefficient de ruissellement mesuré.



Figures 26 et 27 : Débits simulés et mesurés sur le site du Budron pour deux événements

Un modèle de simulation plus complexe pourrait prendre en compte les variations du coefficient de ruissellement en introduisant une variable supplémentaire (IPA, JTS, etc.) pour donner une réponse hydrologique plus nuancée. L'utilisation d'un modèle plus complexe introduit une incertitude supplémentaire sur ces paramètres, et l'on n'est pas assuré d'obtenir des résultats plus fiables. La reconstitution de toutes les pluies annuelles pourra s'effectuer avec un autre type de modèle fonctionnant en continu.

6.2 Calage pollutif

Le calage pollutif s'effectue en jouant sur un certain nombre de paramètres tels que : nombre de jours de temps sec précédant l'événement, type d'affectation du bassin versant, accumulation dans les canalisations, etc.

Pour l'affectation du bassin versant, chaque zone (artisanale, résidentielle, locative, résidentielle dense) possède une dynamique d'accumulation des polluants qui lui est propre. Le calage pollutif ne peut s'effectuer qu'après le calage hydraulique du modèle (le support du polluant est le ruissellement).

Pour un site de mesure, le modèle est généralement calé sur plusieurs événements. Pour le site du Budron, les paramètres calés sur un seul événement ont généré des résultats cohérents pour trois autres (fig. 28 et 29). Ce calage est à répéter pour d'autres sites de mesure et pour les événements présentant une réponse hydrologique différente (coefficient de ruissellement).

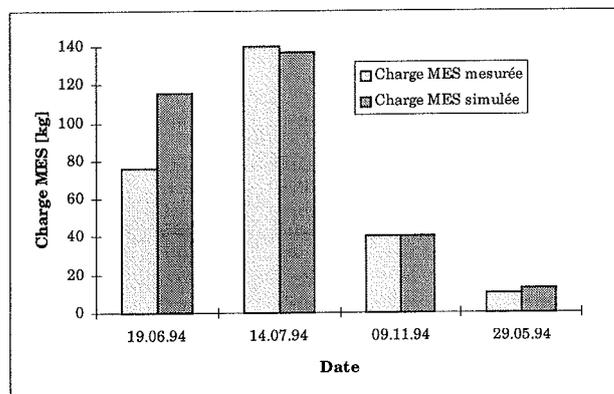


Figure 28 : Charges en MES simulées et mesurées, sur le site du Budron pour 4 événements

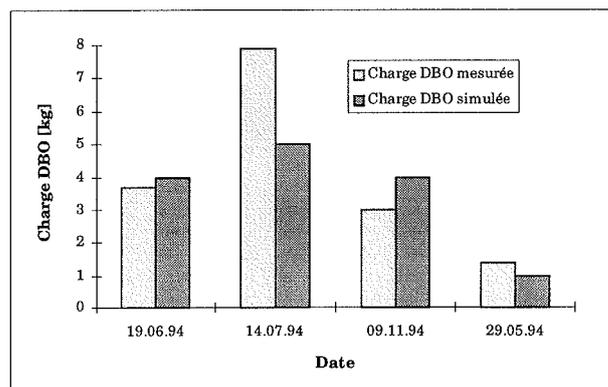


Figure 29 : Charges en DBO, simulées et mesurées, sur le site du Budron pour 4 événements

En conclusion, la modélisation peut apporter, moyennant un travail considérable, un avantage certain pour la compréhension des phénomènes étudiés. Il faut néanmoins être très critique sur les résultats obtenus, pour ne pas simuler "en aveugle" des événements non mesurés.

Cet outil pourrait se révéler intéressant dans l'extrapolation à un bassin versant beaucoup plus grand, à l'échelle d'une ville par exemple, à condition de rester dans le domaine de validité du modèle. Des mesures s'avèrent néanmoins indispensables pour le calage du modèle.

7. DISCUSSION

Les résultats, exprimés en concentrations, sont comparés à ceux de la colonne II de l'Ordonnance fédérale sur le déversement des eaux usées du 8 décembre 1975, exigences pour le déversement dans les eaux. Les valeurs moyennes obtenues pour certains paramètres sont proches, voire dépassent pour certaines, les normes de rejet requises par ce texte légal, mais qui formellement ne s'appliquent pas au temps de pluie. Bon nombre de valeurs ponctuelles se situent largement au-dessus.

Les paramètres à comportement similaire (avec ou sans relation avec le particulaire) permettent d'entrevoir des stratégies de traitement différenciées des rejets, faisant appel à des outils techniques disponibles sur le marché. Les pollutogrammes par paramètre permettent en outre de donner une définition précise du flux par élément et donc aussi de dimensionner des ouvrages dans le meilleur rapport dépollution/prix.

Les différents sites, avec des surfaces des types artisanal, résidentiel, résidentiel dense et locatif présentent pourtant peu de différences de charges. Cette étude a porté sur des bassins versants équipés en système séparatif intégral. Ce cas idéal rend probable une sous-évaluation de la charge réelle apportée par un réseau d'eaux claires déficient. Il faut en conséquence prêter la meilleure attention à toute extrapolation des résultats à d'autres bassins similaires, de surcroît équipés de réseaux mal séparés.

Ce travail devrait permettre également de mieux chiffrer les apports polluifs respectifs au lac Léman et donc de ventiler ceux-ci dans un bilan pollutif global. Il faut cependant aussi rester attentif au fait qu'il faut extrapoler, avec précaution, ces résultats à des bassins versants de plusieurs dizaines de km². L'importance relative des différentes contributions polluives devrait permettre aux décideurs de mieux hiérarchiser les actions à mettre en oeuvre pour assainir la situation.

Il existe aujourd'hui un certain embarras pour classer les eaux de ruissellement. En effet, le législateur considère les eaux usées polluées et les eaux usées non polluées. Les eaux de ruissellement n'ont pas de place précise et sont généralement appréciées au cas par cas. Les résultats présentés dans ce travail situent incontestablement les eaux de ruissellement normalement évacuées naturellement sans traitement (rétention, infiltration) dans les eaux usées polluées.

La nature faiblement biodégradable des flux polluifs établis n'engage pas à un traitement de ceux-ci à la station d'épuration. Il faut donc réfléchir aux autres solutions de traitement possibles. Cette réflexion doit porter sur la séparation des eaux et sur les solutions techniques complémentaires à engager, en gardant à l'esprit qu'il sera probablement nécessaire de mettre en place des solutions différenciées en fonction des milieux récepteurs (lac, rivière à étiage marqué, etc.).

Enfin, une stratégie simultanée d'actions préventives est nécessaire. Celles-ci visent notamment à diminuer la pollution, à ralentir et traiter partiellement les eaux de ruissellement (rétention, infiltration) et à prévoir le nettoyage des surfaces imperméables.

BIBLIOGRAPHIE

- BUJON, G. (1988) : Prévision des débits et des flux polluants transités par les réseaux d'égouts par temps de pluie. Le modèle FLUPOL, La Houille Blanche, 1, 11-23.
- CHEBBO, G. (1992) : Solides des rejets pluviaux urbains, caractérisation et traitabilité. Thèse de doctorat, Ecole nationale des ponts et chaussées (ENPC), CERGRENE, Paris.
- CHEBBO, G., MOUCHEL, J.-M., SAGET, A. et GOUSAILLES, M. (1995) : La pollution des rejets urbains par temps de pluie : flux, nature et impacts. TSM (Techniques, sciences, méthodes), 11, nov. 95, AGTHM, numéro spécial eaux pluviales.
- DTPE-SLCE (1994) : Données internes. Département des travaux publics, Service du lac et cours d'eau, Genève.
- ISM (Institut suisse de météorologie) (1994) : Valeurs journalières des précipitations enregistrées aux stations météorologiques et pluviométriques suisses. Base de données ANETZ.
- LA HOUILLE BLANCHE (Collectif) (1994) : La pluie, source de vie, choc de pollution - exposé introductif. La Houille Blanche, Société hydrotechnique de France, 1/2, 21-33.
- MUSY, A. et LAGLAINE, V. (1992) : Hydrologie urbaine. Cours polycopié, EPFL, Département de génie rural, Lausanne.
- NIX, S.J. (1994) : Urban stormwater modeling and simulation. CRC Press, Lewis Publishers, 15-81.
- ODEU (1991) : Ordonnance fédérale suisse sur le déversement des eaux usées du 8 décembre 1975. RS 814.225.21, législation suisse.
- OTV (Collectif) (1994) : Dépolluer les eaux pluviales, contribuer à l'élaboration d'une stratégie. TEC et DOC, Paris, 49-64.
- PHILIPPE, J.-P. et RANCHET, J. (1987) : Pollution des eaux de ruissellement pluvial en zone urbaine. Rapport de recherche LPC (Laboratoire Central des Ponts et Chaussées), no 142, Ministère de l'équipement, du logement, de l'aménagement du territoire et des transports, France.
- SAGET, A. (1993) : Base de données sur la qualité des rejets urbains par temps de pluie, un exemple d'utilisation. Thèse de doctorat, Ecole nationale des ponts et chaussées (ENPC), CERGRENE, Paris.
- WOLFF, E. (1994) : Eléments pour la prise en compte de l'impact des rejets urbains sur les milieux naturels dans la gestion des systèmes d'assainissement. Thèse de doctorat, Institut National des sciences appliquées de Lyon.

Définitions

Classification des eaux à évacuer :

- *Eaux à évacuer* : ensemble des eaux des zones bâties, classées selon leur origine en eaux usées, eaux de ruissellement, eaux claires.
- *Eaux usées* : eaux altérées par l'homme par suite d'un usage domestique, industriel, artisanal, agricole ou autre; les eaux usées sont considérées comme polluées et doivent être traitées.
- *Eaux de ruissellement* : eaux météoriques provenant des surfaces bâties ou imperméabilisées, recueillies dans les réseaux d'assainissement (tout-à-l'égout, unitaire ou séparatif). Selon les cas, elles seront considérées comme polluées ou non polluées et nécessiteront ou non un traitement avant infiltration ou rejet dans une eau de surface.
- *Eaux claires* : eaux non polluées provenant de sources, fontaines, drainages, systèmes de refroidissement, ruisseaux canalisés, trop-pleins de réservoirs d'eau potable, etc. Elles sont dites parasites ou permanentes lorsqu'elles sont évacuées à tort vers la STEP et provoquent une surcharge hydraulique inutile de cette dernière.
- *Eaux polluées / non polluées* : on appelle eaux polluées les eaux à évacuer qui sont de nature à contaminer l'eau dans laquelle elles sont déversées; elles sont considérées comme non polluées dans le cas contraire.

La responsabilité de la classification pour les cas limites incombera aux cantons, en fonction du type, de la quantité et des propriétés des substances contenues dans les eaux à évacuer, ainsi que des périodes de déversement, de la pollution contenue dans les eaux réceptrices et de l'utilisation de ces dernières.

Systèmes d'évacuation des eaux :

- *Système du " tout-à-l'égout "* : évacuation de l'ensemble des eaux du domaine bâti vers la STEP par une seule canalisation. En cas de forte pluie, une partie des eaux collectées est évacuée directement vers le milieu naturel par des déversoirs d'orage. Ces eaux déversées peuvent subir un traitement de dépollution spécifique avant rejet.
- *Système unitaire* : se distingue du tout-à-l'égout par le fait que les eaux claires ne sont pas dirigées vers la STEP mais évacuées dans le milieu naturel par des canalisations spécifiques. Les eaux de ruissellement, par contre, restent mélangées aux eaux usées et dirigées vers la STEP, elles seront également en partie rejetées au milieu naturel par des déversoirs d'orage en cas de fortes pluies.
- *Système séparatif* : système d'évacuation des eaux où seules les eaux usées sont dirigées vers la STEP. Les eaux claires sont rejetées directement au milieu naturel et les eaux de ruissellement sont infiltrées ou rejetées au milieu naturel, avec ou sans traitement spécifique selon leur nature (polluées ou non polluées).
- *Système séparatif intégral* : un système est dit séparatif intégral si l'on s'est assuré qu'il n'existe pas de faux raccordements.

TABLEAU 7 - Répartition des eaux à évacuer dans les différents systèmes d'évacuation

	Tout-à-l'égout		Unitaire		Séparatif	
	STEP	naturel	STEP	naturel	STEP	naturel
Eaux usées	✓		✓		✓	
Eaux claires	✓			✓		✓
Eaux de ruissellement	✓		✓			✓

- *Faux raccordements* : se dit d'un branchement non conforme sur le réseau d'évacuation des eaux, à savoir des eaux non polluées dirigées vers la STEP en système séparatif ou des eaux polluées rejetées directement au milieu naturel sans traitement. Si le premier cas surcharge inutilement la STEP, le second est nettement plus grave car il crée un rejet polluant permanent.
- *Plan général d'évacuation des eaux (PGEE)* : approche globale de la gestion des eaux, au niveau d'un bassin versant ou d'une commune. Le plan général d'évacuation des eaux doit, au sens légal, assurer la protection des eaux et l'évacuation adéquate des eaux en provenance des zones habitées. Un des objectifs est la conservation ou le rétablissement de cycles hydrologiques aussi lents et naturels que possible, en particulier par l'infiltration et la rétention des eaux de ruissellement provenant des zones bâties.

ÉTUDE DES LIXIVIATS DE DÉCHARGES : APPROCHE ÉCOTOXICOLOGIQUE

Campagnes 1993, 1994 et 1995

PAR

Philippe ARRIZABALAGA

SERVICE DE L'ÉCOTOXICOLOGUE CANTONAL, CP 78, CH - 1211 GENÈVE 8

Groupe de travail de la CIPEL "DÉCHETS" ¹

CIPEL, CP 80, CH - 1000 LAUSANNE 12

RÉSUMÉ

Les sites de décharge constituent une source potentielle de contamination des eaux souterraines et de surface par la percolation ou la lixiviation des matériaux qui y sont déposés. Les lixiviats, communément appelés "jus de décharges", apparaissent comme des vecteurs importants de la pollution dont l'étude se justifie dans l'évaluation du risque que présentent les décharges pour les eaux. Nous avons réalisé, lors de trois campagnes de prélèvements effectués en 1993, 1994 et 1995, une étude des lixiviats de 12 sites de décharge afin de rechercher les indicateurs qui pourraient être pris en considération dans une étude de risque. La mise au point d'un tel outil a nécessité une approche associant l'évaluation physico-chimique des principaux paramètres de qualité des eaux (conductivité, pH, DCO, métaux, ions) à celle de l'écotoxicité évaluée à l'aide des tests daphnies et Microtox. Les résultats des tests d'écotoxicité sont cohérents entre eux et permettent de définir différents types de lixiviats et de décharges. Pour une même décharge, il apparaît des lixiviats stables dont l'écotoxicité est "constante" et des lixiviats dont la composition et l'écotoxicité sont plus variables. Nous avons montré l'utilité des tests d'écotoxicité comme premier outil de tri des différentes décharges étudiées. Ils constituent tant des outils d'intégration pour l'évaluation de mélanges complexes que des systèmes d'alarme qui peuvent, dans certaines étapes, se substituer à une analyse physico-chimique.

1. INTRODUCTION

Le groupe de travail "Déchets" avait notamment pour mandat d'identifier les sites de traitement et de stockage des déchets (ménagers ou industriels) susceptibles d'avoir un impact direct sur les eaux du bassin de la CIPEL. Il a abordé cette mission en plusieurs étapes.

La première a été l'établissement d'une fiche d'inventaire permettant l'acquisition de données "facilement accessibles" concernant la situation (administrative, géographique, topographique, géologique) de la décharge ainsi que la nature et la quantité des matériaux susceptibles d'y avoir été déposés.

La seconde a été consacrée à l'établissement de l'inventaire.

¹

Heinz ADAM, Philippe ARRIZABALAGA, Bernard CLARY, Alain BEYSSAC,
Marc CHARDONNENS, Jean-Luc IEMMOLO, Bruno MAESTRI, Jean-Luc PERRET,
François RAPIN, Isabelle de RIEDMATTEN

La troisième concerne le traitement des données pour essayer de dégager les sites présentant un risque particulier pour "les eaux du bassin de la CIPEL". Elle correspond à l'évaluation des risques que présente une décharge ou un site contaminé sur le milieu récepteur. Ils sont inhérents tant à la nature du milieu qu'à celle des rejets. La mise au point d'un outil d'évaluation nécessite le choix de paramètres décrivant le site, les produits suspectés ainsi que les transferts et flux de polluants vers le milieu naturel et les biens à protéger.

Les préoccupations de la CIPEL étant la protection des eaux, nous avons orienté nos études vers la recherche d'éléments qualifiant les flux liquides issus des décharges, c'est-à-dire les lixiviats. En effet, les lixiviats, communément appelés "jus de décharges", constituent le principal vecteur de pollution des eaux par les décharges.

Depuis de nombreuses années, l'analyse des rejets de décharges ne repose que sur des analyses physico-chimiques. Des travaux plus récents (CLEMENT, 1994) ont démontré l'intérêt d'une approche associant l'évaluation physico-chimique des principaux paramètres de qualité des eaux (conductivité, pH, DCO, métaux, ions) à celle de l'écotoxicité évaluée par des tests de toxicité aiguë (daphnies et Microtox).

2. CONDITIONS EXPÉRIMENTALES

2.1 Prélèvements

Les études ont porté sur trois campagnes de prélèvements :

- 1ère campagne (I), 9 décharges, 5 et 6 septembre 1993,
- 2e campagne (II), 8 décharges, 5 septembre 1994,
- 3e campagne (III), 6 décharges, 13 et 14 juin 1995.

Les lieux de prélèvement ont été sélectionnés pour permettre de travailler sur des lixiviats non dilués.

Les lixiviats portent les références suivantes dans la suite de notre rapport :

Décharges	¹⁾ Flux (m ³ /j)	Campagne I	Campagne II	Campagne III
Neydens (Hte-Savoie)	13	A1	A2	A3
Bonne sur Menoge (Hte-Savoie)	n.m.	B1		
Pélichet - Gex (Ain)	30	C1	C2	C3
Bourg-en-Bresse (Ain)	160		J2	J3
Baraty (Ain)	n.m.		K2	
Nant Châtillon (GE)	315	D1	D2	D3
Sorval - Châtel-St-Denis (FR)	135	E1	E2	E3
Termen (VS)	n.m.	F1		
Obergesteln (VS)	n.m.	G1		
Pramont-Alusuisse (VS)	n.m.		L2	
Morenche (VD)	28	H1	H2	H3
Réverule (VD)	n.m.	I-1		

¹⁾ Flux de lixiviats exprimés en m³ par jour n.m. : non mesuré

Les lixiviats suspectés d'être dilués n'ont pas été prélevés lors des campagnes ultérieures.

2.2 Analyses physico-chimiques

Elles ont porté sur la détermination de paramètres globaux et la quantification d'éléments ou de composés particuliers; les méthodes sont communiquées en annexe II.

2.2.1 Paramètres globaux

Demande chimique en oxygène (DCO); demande biochimique en oxygène à 5 jours (DBO₅).

2.2.2 Paramètres physico-chimiques

Conductivité, pH

Azote : nitrate (NO₃⁻), ammonium (NH₄⁺)

Phosphore : orthophosphate (Ortho-P) et phosphore total (P tot)

Anions : chlorure (Cl⁻), sulfates (SO₄²⁻), bromures (Br⁻)

Dosage des métaux

Recherche et identification des composés organiques

2.3 Tests d'écotoxicité aiguë

Test daphnies, et test Microtox[®].

3. RÉSULTATS

3.1 Analyses physico-chimiques

Les résultats sont reportés dans les tableaux I.1 à I.3.

Le tableau I.4 permet une analyse statistique de la qualité globale des lixiviats. Les valeurs mesurées pour les différents paramètres étudiés sont variables, mais restent comparables à celles relevées dans la littérature (CLEMENT, 1994; MAES, 1986) (tableau I.5).

Les différences de magnitude des caractéristiques physico-chimiques des lixiviats nous ont permis de proposer leur classement de la façon suivante :

- la classe "1" : correspond aux valeurs les plus élevées (ou les plus défavorables pour la qualité des eaux)
- la classe "2" : correspond aux valeurs intermédiaires
- la classe "3" : correspond aux valeurs les plus faibles.

Les valeurs de certains paramètres ont été comparées à celles définies dans l'Ordonnance Suisse sur le Déversement des Eaux Usées (ODEU). Elle fixe la valeur limite acceptable pour le déversement des eaux à évacuer des zones bâties dans les eaux (ODEU II) ainsi que les objectifs de qualité des eaux courantes (ODEU I). Elle ne s'appliquerait aux lixiviats de décharges que si ceux-ci étaient directement déversés dans les eaux.

La référence unique à la législation suisse a été choisie pour des raisons de commodité. En effet, la législation française dans le domaine est plus complexe et fait intervenir un nombre important de situations dépendant notamment de la catégorie à laquelle appartient le cours d'eau récepteur. Elle rend de ce fait difficile la comparaison de nos résultats avec les différentes valeurs de références qu'elle contient.

3.1.1 Paramètres globaux

- **DCO :**

Les valeurs observées varient de 33 à 27'100 mgO₂/l. La valeur moyenne est d'environ 5'700 mgO₂/l, cependant 50 % des lixiviats présentent une DCO inférieure à 567 mgO₂/l. La valeur la plus basse est observée pour le lixiviat G1 (classe 3), probablement dilué. Cette hypothèse est confortée par les valeurs des autres paramètres qui sont également extrêmement faibles.

Les cinq valeurs les plus faibles (classe 3) exprimées en mgO₂/l sont respectivement mesurées pour les lixiviats H2 (65), H3 (81), K2 (190), I1 (205), F1 (206) et C2 (219).

Les cinq valeurs les plus élevées (classe 1) exprimées en mgO₂/l sont respectivement mesurées pour les lixiviats C1 (27'100), A2 (2'900), E2 (2'490), C3 (2'440) et J3 (2'380).

Environ 55 % des lixiviats ont une DCO comprise entre 206 et 1'925 mgO₂/l.

Une valeur élevée de la DCO supérieure à 20'000 mgO₂/l indique une charge organique élevée, associée soit à des lixiviats jeunes en phase d'acétogénèse soit à une pollution accidentelle.

Des valeurs de DCO inférieures à 2'000 mgO₂/l sont caractéristiques de lixiviats stabilisés, associés à la phase de méthanogénèse strictement anaérobie n'agissant qu'à bas potentiel rédox (MAES, 1986).

- **DBO₅ :**

Les DBO₅ observées varient d'une valeur inférieure à 5 jusqu'à 15'000 mgO₂/l et sont comparables à celles observées dans la littérature (tableau I-5). La valeur moyenne est d'environ 843 mgO₂/l, cependant 50 % des lixiviats présentent une valeur de DBO₅ inférieure à 84 mgO₂/l. Les valeurs les plus basses (classe 3), inférieures à 20 mg/l, sont observées pour les prélèvements G1, F1 et L2 (<5) et H3 (8), H2 (13), I1 (17), et H1 (20).

Les cinq valeurs les plus élevées (classe 1), exprimées en mgO₂/l, sont respectivement mesurées pour les lixiviats C1 (15'000), J3 (1'170), A2 (1'160), E2 (555) et C3 (380).

Environ 75 % des lixiviats ont une DBO₅ comprise entre 8 et 555 mgO₂/l.

Seules les valeurs DBO₅ de neuf lixiviats sont inférieures à la valeur maximale limite ODEU II (20 mgO₂/l).

L'étude du rapport DBO₅/DCO est un bon indicateur de la biodégradabilité d'un effluent. Un rapport DBO₅/DCO inférieur à 0.1 indique une biodégradabilité faible. Deux des trois lixiviats (L2, F1 et G1) dont la valeur de DBO₅ est inférieure à 5 mgO₂/l présentent un rapport DBO₅/DCO très faible 0.01 (L2) et 0.02 (F1) cohérent avec une décharge ancienne où les lixiviats sont stabilisés. Le lixiviat G1, malgré les faibles valeurs de DCO et de DBO₅ mesurées, présente un rapport DBO₅/DCO égal à 0.152 qui le situe à la douzième place des lixiviats étudiés et conforte l'hypothèse d'un lixiviat dilué.

Un rapport DBO₅/DCO supérieur à 0.3 indique une biodégradabilité importante. Il faut noter qu'il a été observé, à de nombreuses reprises, que l'origine industrielle d'un lixiviat n'excluait pas une bonne dégradabilité (CLEMENT, 1994).

Les lixiviats dont la DBO₅ est la plus élevée présentent un rapport DBO₅/DCO favorable et respectivement égal à 0.55 (C1), 0.49 (J3), 0.40 (A2), 0.22 (E2) et 0.15 (C3).

Environ 35 % des lixiviats présentent une biodégradabilité très faible (DBO₅/DCO < 0.1).

3.1.2 Paramètres physico-chimiques

- **Conductivité à 25 °C :**

La mesure de la conductivité n'a pas pu être réalisée lors de la troisième campagne. Les résultats ne sont donc pas directement comparables avec les autres. Les valeurs observées varient de 200 à 15'560 μS/cm et sont comparables à celles observées dans la littérature. La valeur moyenne est d'environ 5'660, cependant 50 % des lixiviats présentent une conductivité inférieure à 3'450 μS/cm.

Les valeurs les plus basses (classe 3) sont observées pour les prélèvements G1 (200), F1 (534), K2 (1'154), H2 (1'440) et A1 (2'100).

Les quatre valeurs les plus élevées (classe 1) exprimées en $\mu\text{S}/\text{cm}$ sont respectivement mesurées pour les lixiviats C1 (15'560), L2 (12'870), E1 (12'619) et E2 (11'660).

Les autres lixiviats ont une conductivité comprise entre 2'230 et 8'500 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

- **pH :**

Les valeurs observées varient entre 6.2 et 10.0 et sont comparables à celles observées dans la littérature. La valeur moyenne est d'environ 8.7; cependant 50 % des lixiviats présentent un pH inférieur à 7.7. La valeur la plus basse est observée pour le prélèvement C1 réalisé sur des lixiviats probablement jeunes ou contaminés par des déchets industriels. Cette hypothèse est confortée par les valeurs des autres paramètres.

Seuls les trois lixiviats C1 (6.2), J3 (6.5) et I1 (6.7) présentent une valeur de pH inférieure à 7.0.

Les quatre valeurs les plus élevées (classe 1) sont respectivement mesurées pour les lixiviats L2 (10.0) et E3, D1, A1 (8.2).

Environ 70 % des lixiviats étudiés ont un pH compris entre 7.0 et 8.0.

Une valeur moyenne de pH voisine de 8.0 caractérise des décharges anciennes.

- **Nitrate :**

Les teneurs mesurées varient entre 0.07 et 95.2 mgN/l, la valeur médiane est de 1.2 mgN/l.

Les teneurs les plus faibles (classe 3), inférieures ou égales à 0.1 mgN/l, sont observées pour les lixiviats G1, E1, J3, A2, et E2, les teneurs les plus fortes (classe 1) pour L2 (95.2), J2 (14.8), C2 (11.2), K2 (6.8) et D2 (6.7).

Environ 70 % des lixiviats présentent une teneur en nitrate inférieure à 2 mgN/l.

- **Ammonium :**

Les teneurs mesurées varient entre 0 et 1'147 mgN/l, la valeur médiane est de 167 mgN/l.

Les teneurs (mgN/l) les plus faibles (classe 3) sont observées pour les lixiviats G1 (0.1), F1 (0.1) et I1 (0.6), les teneurs les plus fortes (classe 1) pour C3 (1'147), C1 (990), E1 (890), E3 (787), E2 (676) et A3 (661).

Environ 61 % des lixiviats présentent une teneur en ammonium comprise entre 7.4 et 391 mgN/l.

- **Orthophosphate :**

La teneur moyenne est de 2.4 mgP/l; cependant 50 % des lixiviats présentent une teneur inférieure à 0.9. Les six valeurs inférieures (classe 3) à 0.1 mgP/l ont été mesurées pour les lixiviats H2, H3, F1, G1, H1 et I1.

Les huit valeurs (mgP/l), supérieures à 2.0, sont respectivement mesurées pour les lixiviats C1 (14), C3 (13.4), A3 (5.85), E1(4.73), E3 (3.25), E2 (2.6) et A2 (2.5) et J2 (2.2).

Environ 61 % des lixiviats ont une teneur en orthophosphate inférieure à 1.5 mgP/l. L'étude de ces résultats montre une stabilité importante des lixiviats. Les deux plus concentrés (classe 1) sont les lixiviats C1 et C3 (14.0 et 13.4 mgP/l), prélevés dans la même décharge à deux ans d'intervalle. Les trois prélèvements effectués à la décharge E comptent parmi les six teneurs les plus élevées. Enfin les trois lixiviats de la décharge H appartiennent aux cinq prélèvements les moins concentrés.

- **Phosphore total :**

La teneur moyenne est de 3.9 mgP/l, cependant 50 % des lixiviats présentent une teneur inférieure à 2.3 mgP/l.

Les six valeurs les plus faibles ont été mesurées pour les lixiviats G1, H3, F1, H1, B1 et H2.

Les six teneurs les plus élevées, en mgP/l, sont respectivement mesurées pour les lixiviats C3 (20.4), C1 (18.2), A3 (9.3), E2 (5.6), E1 (5.5) et E3 (4.8).

Environ 82 % des lixiviats ont une teneur en phosphore total inférieure à 5 mgP/l.

L'étude de ces résultats montre une certaine "constance" de la qualité des lixiviats ainsi qu'une bonne corrélation de la teneur en phosphore total avec la teneur en orthophosphate.

- **Anions :** Les principaux résultats sont résumés ci-dessous et notés : référence du lixiviat (teneur en mg/l).
 - Chlorure : Les teneurs mesurées varient entre 0.9 et 1'600 mg/l, la valeur médiane est de 290 mg/l.
 - Classe 1 : E1 (1'600) > A3 (1'490) > E2 (1'462) > H3 (1'110) > J3 (1'086) > C1 (1'050) > E3 (1'010)
 - Classe 3 : L2 (92) > C3 (81) > K2 (78) > H2 (42) > F1 (3.5) > G1 (1).
 - Bromures : Les teneurs mesurées varient entre 0.05 et 13 mg/l, la valeur médiane est de 0.1 mg/l.
 - Classe 1 : D1 (13) > E1 (7) > D2 (5.1) > J2 (3.6) > B1 (33) > H1 (1.7) > A1 (0.5)
 - Classe 3 : G1, F1, C3, D3, I1, E3, C1, J3, H3, A3 (<0.1), soit 43 % des lixiviats.
 - Sulfates : Les teneurs mesurées varient entre 7 et 1'764 mg/l, la valeur médiane est de 145 mg/l.
 - Classe 1 : L2 (1'764) > D2 (695) > C3 (484) > H1 (340) > H2 (247) > C1 (230)
 - Classe 3 : E3 (52) > A3 (35) > A1 (31) > B1 (27) > G1 (7).
- **Métaux :**

Les résultats de l'analyse des métaux sont reportés dans les tableaux II-1 à II-3.
- **Contaminants organiques :**

L'analyse préliminaire de quelques extraits de lixiviats par chromatographie en phase gazeuse associée à la spectrométrie de masse a permis de mettre en évidence la présence de nombreux constituants notamment des :

 - hydrocarbures aliphatiques linéaires et ramifiés,
 - composés aromatiques (benzène, toluène, xylène et dérivés),
 - phénols, alcools,
 - esters phtaliques,
 - sulfonamides,
 - dérivés phosphorés.

Les analyses plus fines par cette technique n'ont pas été poursuivies.

L'analyse "132" substances, dont la liste est communiquée dans l'annexe III, n'a été réalisée que pour la première campagne. Les classements relatifs à la teneur en composés organiques ont été essentiellement proposés sur la base des profils chromatographiques.

Lixiviats	Analyse 132 substances		Profil du chromatogramme
	substances	µg/l	
A1	atrazine	0.6	peu chargé - classe 3
B1	-		peu chargé - classe 3
C1	benzène toluène xylène tétrachloroéthylène trichloroéthylène 1,1,1-trichloroéthane	11 432 121 19 80 6.8	chargé - classe 2 présence d'essence, de phénols, de paracrésol et de méthylindol
D1			très chargé (classe 1) avec présence de n-butylbenzène, de phénols et de styrène
E1			très chargé (classe 1) avec présence de nombreux phénols
F1			plat - classe 4
G1			plat - classe 4
H1	trichloréthylène	3	chargé (classe 2) avec présence de phénols et de composés soufrés
I1			peu chargé (classe 3), présence de phénols

Une classe 4 a été introduite pour qualifier un chromatogramme "plat", caractéristique d'un lixiviat très pauvre en composés organiques détectables dans les conditions choisies.

3.2 Tests d'écotoxicité

Les résultats des tests d'écotoxicité peuvent s'exprimer en CE50, concentration capable d'immobiliser 50 % de daphnies après un temps donné, ou d'induire une diminution de 50 % de la luminescence d'une population de bactéries (Microtox). Ils peuvent également s'exprimer en unité toxique (généralement abrégée en u.t.). L'unité toxique se calcule en divisant 100 par la valeur CE50. Les résultats sont reportés dans le tableau III.

- **Test Microtox :**

Pour ce test, les réponses écotoxiques varient de 0 à 250 u.t. Elles sont analysées en considérant cinq groupes de qualité dont le plus toxique est classé "1" et le non toxique "5".

Environ 30 % des lixiviats n'ont eu aucun effet toxique pour le test Microtox. Ils ont été classés dans le groupe 5 (B1, C2, K2, F1, G1, H2, H3, I1) pour lequel la toxicité, exprimée en unité toxique, est égale à zéro.

Deux lixiviats (J2 et A1; groupe 4) présentent une toxicité faible comprise entre 0 et 1 u.t. Un groupe de 4 lixiviats (A2, J3, C3 et D2; groupe 3) présente une toxicité significative comprise entre 1 et 10 u.t. Le groupe 2 est constitué de 4 lixiviats dont la toxicité varie d'environ 20 à 100 u.t. Le dernier groupe (1) comporte 5 lixiviats (E1, H1, E2, L2 et C1) dont la toxicité vis-à-vis du Microtox, très élevée, est comprise entre 110 et 250 u.t.

- **Test Daphnies :**

La plage de réponses pour le test daphnies se limite à des valeurs comprises entre 0 et 16 u.t. Comme pour le test précédent, les lixiviats ont été également groupés en cinq classes de toxicité.

Les lixiviats (H1, C2, K2, F1, G1, H2, H3, I1) ne présentant aucune toxicité vis-à-vis des daphnies constituent le groupe 5.

Le groupe 4, considéré comme ayant une toxicité significative (1 à 5 u.t.), compte 5 lixiviats (D3, J3, B1, D2 et A1). Les lixiviats E1, D1, J2, A3 et L2 dont la toxicité est plus importante et comprise entre 5 et 10 u.t., constituent le groupe 3. Les lixiviats C1, E3 et C3 ont une toxicité élevée comprise entre 10 et 15 u.t. Les plus toxiques sont les lixiviats E2 et A2 dont la toxicité est supérieure à 16 u.t.

4. DISCUSSION

La validité d'une étude de la "qualité écotoxicologique" d'effluents est renforcée par la corrélation des réponses obtenues pour les différents tests utilisés. Notre première démarche a consisté à définir des classes de toxicité en tenant compte des réponses avec le test Microtox et le test daphnies.

Nous avons ainsi défini trois classes de lixiviats en calculant, pour chaque lixiviat, la somme (TXI) des numéros de classe obtenus respectivement avec le test Microtox (MX) et le test daphnies (DI).

La classe "1" correspond aux lixiviats les plus toxiques pour lesquels la valeur de TXI est inférieure à 5. Elle est constituée des lixiviats E1, E2, L2, C1, E3 et A2.

La classe "2" correspond aux lixiviats dont la toxicité est significative et dont les valeurs de TXI sont comprises entre 5 et 9. Elle est constituée des lixiviats H1, A3, D1, D3, J3, C3, D2, J2, A1 et B1.

Les lixiviats C2, K2, F1, G1, H2, H3 et I1 ne présentent aucune toxicité vis-à-vis des tests Microtox et daphnies. Ils constituent la classe de toxicité TXI "3".

Les nombreuses tentatives pour trouver une corrélation entre les résultats des tests d'écotoxicité et ceux des différents paramètres physico-chimiques (micropolluants inclus) mesurés n'ont pas permis la mise en évidence de relations à la fois simples et réalistes.

Nous avons limité notre analyse à la recherche de caractéristiques susceptibles d'expliquer les résultats, à l'aide d'un traitement par classes de qualité écotoxique (TXI). Notons que pour faciliter et rendre cohérente notre proposition, les lixiviats ont également été groupés en classes caractéristiques de la mesure de chaque paramètre physico-chimique.

Enfin, pour permettre de comparer les lixiviats d'une même décharge prélevés lors des trois campagnes, nous avons reporté leurs principales caractéristiques dans le tableau IV.

- **Classe de qualité TXI = 1 : E1, E2, L2, C1, E3 et A2 (les plus toxiques)**

Les tableaux Va et Vb montrent que les lixiviats de classe TXI = 1 sont le plus souvent associés à des paramètres physico-chimiques de classe 1. Nous rappelons que, comme pour les tests d'écotoxicité, la classe "1" correspond aux valeurs les plus élevées, la classe "2" aux valeurs intermédiaires et la classe "3" aux valeurs les plus faibles.

La première remarque évidente qui apparaît lors de l'analyse de ces tableaux concerne les lixiviats prélevés sur le site E. En effet, leur écotoxicité, exprimée en TXI, est "constante" d'un prélèvement à l'autre. Les résultats du site E sont caractéristiques d'une décharge stabilisée mais dont les lixiviats sont toxiques.

Cependant, tant dans les lixiviats E1, E2, E3, que C1, il est difficile d'identifier sans ambiguïté la ou les caractéristiques susceptibles d'être responsables de leur toxicité. En effet, plus de 50 % de leurs caractéristiques ont été associées à des groupes de classe 1 (valeurs les plus élevées).

Le lixiviat L2 présente une toxicité essentiellement liée à la valeur élevée de son pH (10). En effet, des tests réalisés après neutralisation de la solution (pH = 7) conduisent à une classe de qualité TXI égale à 2.

Le lixiviat A2 ne présente que trois valeurs de paramètres de classe 1 sans qu'il soit possible de déterminer l'origine de la toxicité.

- **Classe de qualité TXI = 2 : H1, A3, D1, D3, J3, C3, D2, J2, A1 et B1.**

Les lixiviats de cette classe intermédiaire présentent une toxicité significative.

Les caractéristiques analytiques et écotoxicologiques du lixiviat H1 sont difficilement interprétables. En effet, alors que le "profil du chromatogramme" est "chargé", les mesures des différents paramètres physico-chimiques permettraient de le classer comme peu contaminé. De la même façon, alors qu'il ne manifeste pas de toxicité vis-à-vis des daphnies, il est fortement toxique pour le test Microtox. Cette différence de réponse écotoxique pourrait s'expliquer par la spécificité des tests et une plus grande sensibilité de Microtox au mélange de phénols et de dérivés soufrés qui ont pu être identifiés par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse.

Les lixiviats D, A et J apparaissent comme caractéristiques de la classe de qualité 2. En effet, à l'exception du lixiviat A2 (TXI = 1), ces autres lixiviats appartiennent toujours à la classe de qualité 2.

- **Classe de qualité TXI = 3 : C2, K2, F1, G1, H2, H3 et I1**

Les tableaux Va et Vb montrent que les lixiviats de classe TXI = 3 sont le plus souvent associés à des paramètres physico-chimiques de classe 3.

Notons, par exemple, que ces sept lixiviats constituent également la classe de qualité 3 pour le paramètre DCO.

Enfin, à l'exception de K2 pour lequel le rapport DBO_5/DCO est égal à 0.29, ils présentent tous un indice de biodégradabilité faible ($0.08 < DBO_5/DCO < 0.20$) qui permet de les considérer comme des lixiviats stabilisés correspondant essentiellement à la phase de méthanogénèse strictement anaérobie.

Les lixiviats C présentent de fortes variations de TXI. Cette observation associée à la valeur élevée du rapport DBO_5/DCO indique que ces lixiviats ne sont pas stabilisés ou sont soumis à l'apport de produits industriels. Cette dernière hypothèse est confortée par l'analyse 132 substances de C1 qui révèle la présence de nombreux composés organiques (benzène, toluène, xylène, solvants chlorés, phénols...) inattendus dans un lixiviat de décharges pour ordures ménagères.

5. CONCLUSIONS

La caractérisation des lixiviats de décharges contribue à l'évaluation multi-critères du risque que représente un site de décharge pour l'environnement. Dans une telle démarche, le rôle de chaque critère, dans le processus de décision, doit être pondéré non seulement par la fiabilité des méthodes d'investigation utilisées mais également par l'importance du compartiment de l'environnement considéré et la représentativité du prélèvement analysé.

Notre étude montre que l'importance des moyens analytiques mis en oeuvre pour la mesure des paramètres physico-chimiques ne permet pas d'identifier sans ambiguïté les lixiviats présentant un potentiel écotoxique élevé. Réciproquement, l'interprétation des résultats de tests d'écotoxicité (Microtox et daphnies) met en évidence le risque écotoxicologique sans permettre d'identifier la nature de la contamination. La détermination de l'écotoxicité rend compte de la synergie des constituants d'un mélange complexe.

L'analyse de la corrélation entre la teneur élevée de certaines caractéristiques physico-chimiques et une écotoxicité importante n'est pas toujours évidente. Il existe des cas simples tels que celui du prélèvement L2, où la toxicité est sans ambiguïté associée à une valeur élevée du pH, et des cas "complexes" (prélèvements E) pour lesquels plusieurs paramètres sont élevés sans qu'il soit possible d'identifier quel pourrait être celui (ou ceux) responsable (s) de l'écotoxicité et donc être utilisé (s) comme indicateur (s) physico-chimique (s) à surveiller.

Les deux tests d'écotoxicité retenus pour cette étude (Microtox et daphnies) sont fréquemment utilisés pour leur facilité de mise en oeuvre et leur complémentarité. L'utilisation des classes de qualité, obtenues par le traitement des résultats de ces deux tests et leur agrégation, permet de préciser le comportement écotoxique des lixiviats. L'analyse des résultats des trois campagnes annuelles de prélèvement nous a permis de différencier **des lixiviats stables dont l'écotoxicité peut être considérée comme "constante" et des lixiviats instables dont la composition et l'écotoxicité sont plus variables**. Ces deux types sont :

- **les lixiviats stables** dont la toxicité peut être importante à nulle et classée de la façon suivante

$$E > A > D \cong J > H$$

- **les lixiviats instables** (jeunes et/ou soumis à l'apport de déchets toxiques)

C

Les autres lixiviats n'ayant été prélevés qu'une fois, les sites de décharge correspondant ne peuvent pas être comparés avec les autres.

En conclusion, il est raisonnable de proposer l'utilisation d'une batterie de tests d'écotoxicité comme un premier outil de tri des différentes décharges à étudier. Leurs réponses doivent être complémentaires et favoriser ainsi une meilleure appréciation de l'écotoxicité d'un rejet à des étages trophiques différents.

BIBLIOGRAPHIE

- CLEMENT, B. (1994) : La toxicité aiguë des lixiviats de décharges, apports respectifs et complémentarité des approches biologiques et physico-chimiques. Thèse Univ. de Savoie, 323 p.
- MAES, M. (1986) : Déchets industriels : mode d'emploi. Technique et documentation Lavoisier, Paris.

TABLEAU I.1 - Campagne I - Analyse de lixiviats de décharges - 1993

Echantillon Déterminations	A1	B1	C1	D1	E1	F1	G1	H1	I1
pH	8.2	8.0	6.2	8.2	8.0	7.5	7.3	7.4	6.7
Conductivité à 25°C $\mu\text{S/cm}$	2'100	4'575	15'560	8'500	12'619	534	200	2'990	2'730
DCO mgO_2/l	378	408	27'100	1'060	1'925	206	33	260	205
DBO ₅ mgO_2/l	59	34	15'000	160	173	< 5	< 5	20	17
DBO ₅ /DCO	0.16	0.08	0.55	0.15	0.09	<0.02	<0.15	0.08	0.08
Orthophosphate mgP/l	0.89	0.14	14.0	1.39	4.73	0.03	0.03	0.05	0.08
Phosphore total mgP/l	1.78	0.45	18.2	2.05	5.47	0.17	0.08	0.23	0.76
NH ₄ ⁺ mgN/l	91	210	990	290	890	0	0	40.7	0.6
NO ₃ ⁻ mgN/l	1.8	6.2	1.2	1.6	< 0.1	1.8	< 0.1	1.2	2.1
Cl ⁻ mg/l	160	440	1'050	290	1'600	3.4	0.90	190	550
SO ₄ ²⁻ mg/l	31	27	230	167	155	105	7	340	145
Br ⁻ mg/l	0.5	3.3	< 0.1	13	7.0	< 0.1	< 0.1	1.7	< 0.1
COD mgC/l	88	174	692	278	537	1.7	2,	71	35

TABLEAU I.2 - Campagne II - Analyse de lixiviats de décharges - 1994

Echantillon Déterminations	A2	J2	K2	C2	H2	E2	L2	D2
pH	7	8	7	7	7	8	10	8
Conductivité à 25°C $\mu\text{S/cm}$	3'450	7'740	1'154	2'230	1'440	11'660	12'870	5'920
DCO mgO_2/l	2'900	1'030	190	219	65	2'490	467	567
DBO ₅ mgO_2/l	1'160	207	55	37	13	555	5	101
DBO ₅ /DCO	0.40	0.20	0.29	0.17	0.20	0.22	0.01	0.18
Orthophosphate mgP/l	2.5	2.2	0.1	0.2	0	2.6	0.7	0.8
Phosphore total mgP/l	4.8	3.1	1.4	0.8	0.6	5.6	2.5	2.3
NH ₄ ⁺ mgN/l	73	391	9	103	9.4	676	7.4	167
NO ₃ ⁻ mgN/l	0.1	14.8	6.8	11.2	0.5	0.1	95.2	6.7
Cl ⁻ mg/l	256	697	78.1	162	42.4	1'462	92	946
SO ₄ ²⁻ mg/l	175	116	125	58	247	64	1'764	695
Br ⁻ mg/l	0.1	3.6	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	5.1

TABLEAU I.3 - Campagne III - Analyse de lixiviats de décharges - 1995

Déterminations \ Echantillon	J3	C3	H3	E3	A3	D3
pH	6.5	7.7	7.2	8.2	7.8	8
Conductivité à 25°C $\mu\text{S}/\text{cm}$	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.
DCO mgO_2/l	2'380	2'440	81	1'630	1'550	815
DBO ₅ mgO_2/l	1'170	380	8	190	150	84
DBO ₅ /DCO	0.49	0.15	0.10	0.12	0.10	0.10
Orthophosphate mgP/l	1.08	13.40	0.02	3.25	5.87	1.47
Phosphore total mgP/l	2.93	20.40	0.11	4.82	9.27	2.33
NH ₄ ⁺ mgN/l	262	1'147	16.1	787	661	243
NO ₃ ⁻ mgN/l	0.07	0.21	0.99	1.07	0.54	1.61
Cl ⁻ mg/l	1'086	81.5	1'110	1'010	1'490	229
SO ₄ ²⁻ mg/l	82.8	484	151	52	35	183
Br mg/l	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1

n.m. : non mesuré

TABLEAU I.4 - Analyse statistique des résultats des trois campagnes

Déterminations \ Echantillon	N	Valeur maximale	Valeur minimale	Moyenne	Ecart-type	Médiane
pH	23	10	6.2	87	0.8	7.7
Conductivité à 25°C $\mu\text{S}/\text{cm}$	17	15'560	200	5'663	4'919	3'450
DCO mgO_2/l	23	27'100	33	2'100	5'526	567
DBO ₅ mgO_2/l	23	15'000	5	843	3'103	84
Orthophosphate mgP/l	23	14	0	2.4	3.9	0.89
Phosphore total mgP/l	23	20.4	0.08	3.9	5.6	2.3
NH ₄ ⁺ mgN/l	23	1'147	0	307	362.7	167
NO ₃ ⁻ mgN/l	23	95.2	0.07	6.8	19.6	1.2
Cl ⁻ mg/l	23	1'600	0.9	566	533	290
SO ₄ ²⁻ mg/l	23	1'764	7	236	366	145
Br mg/l	23	13	0.05	1.5	3.13	0.1
COD $\text{mg C}/\text{l}$	9	692	1.7			

TABLEAU I.5 - Analyse de lixiviats : valeurs de la littérature

	CLEMENT, 1994				MAES, 1986	
	Nombre d'échant.	Valeur maximale	Valeur minimale	Moyenne	Valeur maximale	Valeur minimale
pH	112	8.9	4.9	6.97	7	5.3
Conductivité à 25 °C $\mu\text{s}/\text{cm}$	76	38'000	296	5'620	25'000	5'800
DCO mgO_2/l	106	86'000	10	1'280	42'860	838
DBO ₅ mgO_2/l	68	73'000	0.0	* 408	18'000	32
Phosphore total mgP/l	31	14	0.1	1.57	0.63	0
NH ₄ ⁺ mgN/l	83	2'154	0.9	136	1'630	540
NO ₃ ⁻ mgN/l	78	1'880	0.1	* 1.7	--	--
Cl ⁻ mg/l	85	10'888	7	559	4'400	1'060
SO ₄ ⁻ mg/l	52	3'239	3	121	1'350	120
COD mgC/l	9	22'500	3	218	--	--
Fe mg/l	75	1'995	0.05	11.3	1'995	32
Zn mg/l	67	326	0.0	* 0.45	44	0.01
Ni mg/l	52	79	0.0	* 0.14	4.52	0.16
Cr mg/l	56	23	0.0	* 0.06	0.11	0.01
Cu mg/l	55	16	0.0	* 0.04	0.34	0.05
Pb mg/l	55	46	0.0	0.05	1.05	0.04
Cd mg/l	52	2.4	0.0	0.0	0.17	0.01

* excepté valeurs nulles

TABLEAU II.1 - Dosage des métaux par ICP-MS - 1993

Décharges	Al	Cr	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	Rb	Sr	Cd	Sn	Sb	Ba	Pb
Code 1993	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
A1	241.0	44.3	308	4.2	21.7	17.0	57.3	84.9	n.m.	n.d.	1	n.d.	159.1	8.4
B1	33.0	35.1	254	14.1	131.4	20.5	125.0	133.7	n.m.	n.d.	4	1	235.4	6.9
C1	242.0	97.4	11'525	41.8	695.2	20.3	98.7	821.2	n.m.	n.d.	2	2	360.6	env. 6.6
D1	18.0	9.8	384	10.9	31.2	24.2	63.0	452.2	n.m.	n.d.	1	n.d.	855.4	env 10
E1	537.0	192.4	396	26.1	439.1	221.7	385.9	529.7	n.m.	n.d.	env 40	1	767.2	26.8
F1	n.d.	n.d.	5	0.5	n.d.	2.4	25.3	1.0	n.m.	n.d.	n.d.	n.d.	18.3	1.1
G1	n.d.	n.d.	232	0.6	n.d.	1.7	96.0	4.0	n.m.	n.d.	n.d.	n.d.	103.1	1.1
H1	47.0	4.8	243	1.5	8.5	4.1	15.8	100.4	n.m.	n.d.	n.d.	n.d.	337.3	4.8
I1	n.d.	n.d.	3'047	13.5	40.0	5.7	149.4	n.d.	n.m.	n.d.	n.d.	n.d.	83.8	1.1
ODEU I	100	60		50	50	10	200			5	500		500	50
ODEU II	10'000	2'100		500	2'000	500	2'000			100	2'000		5'000	500
ODEU III	20'000	2'500		500	2'000	500	2'000			100	2'000			500

ODEU I : Objectifs pour les eaux courantes (Suisse)

n.m. : non mesuré

ODEU II : Exigences pour le déversement dans les eaux

n.d. : non détecté

ODEU III : Exigences pour le déversement dans la canalisation

TABLEAU II.2 - Dosage des métaux par ICP-MS - 1994

Décharges	Al	Cr	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	Rb	Sr	Cd	Sn	Sb	Ba	Pb
Code 1994	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
A2	418.0	61.5	1960	12.7	34.5	1.7	374.0	92.2	986.5	2.19	4	4	284.5	15.4
J2	283.0	70.1	186	21.3	56.0	4.3	149.0	406.0	1'090	1.495	15	4	231.5	14.9
K2	310.0	4.9	84	1.9	9.0	13.6	32.5	39.3	475.0	n.d.	n.d.	2	147.0	2.4
C2	297.5	11.7	93	16.7	47.5	8.8	32.3	90.3	322.5	n.d.	3	1	48.9	2.9
H2	19.0	n.d.	384	n.d.	n.d.	n.d.	17.7	17.7	2'205	0.73	n.d.	1	150.0	2.3
E2	446.0	211.0	521	23.6	367.0	n.d.	1710	466.0	912.0	2.365	22	2	479.0	21.4
L2	645.0	8.1	32	58.3	54.9	1140.0	53.6	67.8	689.0	2.23	n.d.	11	29.4	18.1
D2	320.0	n.d.	764	6.9	27.4	101.0	103.0	296.0	1'270	2.545	1	6	285.5	25.5

TABLEAU II.3 - Dosage des métaux par ICP-MS - 1995

Décharges	Al	Cr	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	Rb	Sr	Cd	Sn	Sb	Ba	Pb
Code 1995	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
J3	435	56	1'260	15	47	15	619	252	1'480	1.3	9	9	263	14
C3	940	270	1'070	46	175	25	415	854	1'080	2.2	100	7	200	20
H3	55	5	300	2	6	10	15	45	3'400	n.d.	1	2	145	6
E3	510	250	290	25	260	38	550	480	1'000	2.3	60	7	460	62
A3	473	161	760	27	96	23	350	536	1'680	4.7	13	6	290	17
D3	171	21	393	10	38	27	27	360	520	<0.2	5	5	820	8

TABLEAU III - Résultats et analyses des tests d'écotoxicité

Décharges Code	Microtox (MX) u.t. 30 min.	Daphnies (DI) u.t. 24 h	classe (MX) Microtox	classe (DI) Daphnies	somme MX + DI	classe (TXI) MX + DI
E1	250.0	5.0	1	3	4	1
E2	175.0	16.0	1	1	2	1
L2 ¹⁾	111.0	7.0	1	3	4	1
C1	110.0	10.0	1	2	3	1
E3	25.0	12.5	2	2	4	1
A2	9.0	16.0	3	1	4	1
H1	250.0	0.0	1	5	6	2
A3	67.0	6.8	2	3	5	2
D1	24.0	5.0	2	3	5	2
D3	19.3	3.8	2	4	6	2
J3	7.8	3.3	3	4	7	2
C3	7.2	12.5	3	2	5	2
D2	4.0	3.0	3	4	7	2
J2	1.0	5.0	4	3	7	2
L2 ²⁾	2.7	3.4	3	4	7	2
A1	0.8	2.4	4	4	8	2
B1	0.0	3.3	5	4	9	2
C2	0.0	0.0	5	5	10	3
K2	0.0	0.0	5	5	10	3
F1	0.0	0.0	5	5	10	3
G1	0.0	0.0	5	5	10	3
H2	0.0	0.0	5	5	10	3
H3	0.0	0.0	5	5	10	3
I1	0.0	0.0	5	5	10	3

¹⁾pH = 10; ²⁾pH = 7

TABLEAU IV - Résultats des analyses de lixiviats de décharges étudiés dans les trois campagnes

Déterminations	Echantillon									D			E			H		
	A			C			D			E			H					
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3			
pH	8.2	7.0	7.8	6.2	7.0	7.7	8.2	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0	7.4	7.0	7.2		
Conductivité à 25 °C μs/cm	2'100	3'450	n.m.	15'560	2'230	n.m.	8'500	5'920	n.m.	12'610	11'660	n.m.	2'990	1'440	n.m.			
DCO mgO ₂ /l	378	2'900	1'550	27'100	219	2'440	1'060	567	815	1'925	2'490	1'630	260	65	81			
DBO ₅ mgO ₂ /l	59	1'160	150	15'000	37	380	160	101	84	173	555	190	20	13	8			
Phosphore (orthophosphate) mgP/l	0.89	2.5	5.87	14.0	0.2	13.4	1.39	0.8	1.47	4.73	2.6	3.25	0.05	0	0.02			
Phosphore total mgP/l	1.78	4.8	9.27	18.2	0.8	20.4	2.05	2.3	2.33	5.47	5.6	4.82	0.23	0.6	0.11			
NH ₄ ⁺ mgN/l	91	73	661	990	103	1147	290	167	243	890	676	787	40.7	9.4	16.1			
NO ₃ ⁻ mgN/l	1.8	0.1	0.5	1.2	11.2	0.2	1.6	6.7	1.6	< 0.1	0.1	1.1	1.2	0.5	1			
Cl ⁻ mg/l	160	256	1'490	1'050	162	81.5	290	946	229	1'600	1'462	1'010	190	42.4	1'110			
SO ₄ ⁻ mg/l	31	175	35	230	58	484	167	695	183	155	64	52	340	247	151			
Br ⁻ mg/l	0.5	0.1	< 0.1	< 0.1	0.1	< 0.1	13	5.1	< 0.1	7.0	0.1	< 0.1	1.7	0.1	< 0.1			
COD mg C/l	88			692			278			537			71					
Toxicité Classe TXI	2	1	2	1	3	2	2	2	2	1	1	1	2	3	3			

n.m. : non mesuré

TABLEAU Vb - Analyses des métaux par ICP-MS

Décharges Code	Al	Cr	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	Rb	Sr	Cd	Sn	Sb	Ba	Pb	TXI
A1	Class 2, > ODEU I	Class 2	Class 2	Class 3	Class 2	Class 2, > ODEU I	Class 2	Class 2	Class 2	Class 3	Class 2	Class 3	Class 2	Class 2	Class 2
A2	Class 1, > ODEU I	Class 2, > ODEU I	Class 1	Class 2	Class 2	Class 3	Class 1, > ODEU I	Class 2	Class 2	Class 2	Class 2	Class 2	Class 2	Class 2	Class 1
A3	Class 1, > ODEU I	Class 1, > ODEU I	Class 2	Class 2	Class 2, > ODEU I	Class 2, > ODEU I	Class 1, > ODEU I	Class 1	Class 2	Class 1	Class 2	Class 1	Class 2	Class 2	Class 2
B1	Class 3	Class 2	Class 2	Class 2	Class 2, > ODEU I	Class 2, > ODEU I	Class 2	Class 2	Class 2	Class 3	Class 2	Class 2	Class 2	Class 2	Class 2
C1	Class 2, > ODEU I	Class 1	Class 1	Class 1	Class 1, > ODEU I	Class 2, > ODEU I	Class 2	Class 1	Class 2	Class 3	Class 2	Class 2	Class 2	Class 2	Class 1
C2	Class 2, > ODEU I	Class 2	Class 3	Class 2	Class 2	Class 2	Class 2	Class 2	Class 2	Class 3	Class 2	Class 2	Class 3	Class 2	Class 2
C3	Class 2, > ODEU I	Class 1, > ODEU I	Class 1	Class 1	Class 2, > ODEU I	Class 2, > ODEU I	Class 1, > ODEU I	Class 1	Class 2	Class 2	Class 1	Class 1	Class 2	Class 2	Class 2
D1	Class 3	Class 2	Class 2	Class 2	Class 2	Class 2, > ODEU I	Class 2	Class 2	Class 2	Class 3	Class 2	Class 3	Class 1, > ODEU I	Class 2	Class 2
D2	Class 2, > ODEU I	Class 3	Class 2	Class 2	Class 2	Class 1, > ODEU I	Class 2	Class 2	Class 2	Class 1	Class 2	Class 1	Class 2	Class 1	Class 2
D3	Class 2, > ODEU I	Class 2	Class 2	Class 2	Class 2	Class 2, > ODEU I	Class 2	Class 2	Class 2	Class 3	Class 2	Class 2	Class 1, > ODEU I	Class 2	Class 2
E1	Class 2, > ODEU I	Class 1, > ODEU I	Class 2	Class 2	Class 1, > ODEU I	Class 1, > ODEU I	Class 1, > ODEU I	Class 1	Class 2	Class 3	Class 1	Class 2	Class 1, > ODEU I	Class 1	Class 1
E2	Class 2, > ODEU I	Class 1, > ODEU I	Class 2	Class 2	Class 1, > ODEU I	Class 3	Class 1, > ODEU I	Class 2	Class 2	Class 2	Class 2	Class 2	Class 2	Class 2	Class 1
E3	Class 1, > ODEU I	Class 1, > ODEU I	Class 2	Class 2	Class 1, > ODEU I	Class 2, > ODEU I	Class 1, > ODEU I	Class 2	Class 2	Class 2	Class 1	Class 1	Class 2	Class 1	Class 1
F1	Class 3	Class 3	Class 3	Class 3	Class 3	Class 3	Class 2	Class 2	Class 2	Class 3	Class 3	Class 3	Class 3	Class 3	Class 3
G1	Class 3	Class 3	Class 2	Class 3	Class 3	Class 3	Class 2	Class 2	Class 2	Class 3	Class 3	Class 3	Class 2	Class 2	Class 3
H1	Class 3	Class 3	Class 2	Class 3	Class 3	Class 3	Class 2	Class 2	Class 2	Class 3	Class 3	Class 3	Class 2	Class 2	Class 3
H2	Class 3	Class 3	Class 2	Class 3	Class 3	Class 3	Class 2	Class 2	Class 1, > ODEU II	Class 2	Class 3	Class 3	Class 2	Class 2	Class 3
H3	Class 3	Class 3	Class 2	Class 3	Class 3	Class 3	Class 2	Class 2	Class 1, > ODEU II	Class 2	Class 3	Class 3	Class 2	Class 2	Class 3
I1	Class 3	Class 3	Class 1	Class 2	Class 2	Class 2	Class 2	Class 2	Class 2	Class 3	Class 3	Class 3	Class 3	Class 3	Class 3
J2	Class 2, > ODEU I	Class 2	Class 2	Class 2	Class 2, > ODEU I	Class 3	Class 2	Class 2	Class 2	Class 2	Class 2	Class 2	Class 2	Class 2	Class 2
J3	Class 2, > ODEU I	Class 1	Class 1	Class 2	Class 2	Class 2, > ODEU I	Class 1, > ODEU I	Class 2	Class 2	Class 2	Class 2	Class 1	Class 2	Class 2	Class 2
K2	Class 1, > ODEU I	Class 3	Class 3	Class 3	Class 3	Class 2, > ODEU I	Class 2	Class 2	Class 2	Class 3	Class 3	Class 3	Class 2	Class 2	Class 3
L2	Class 2, > ODEU I	Class 2	Class 3	Class 1, > ODEU I	Class 2, > ODEU I	Class 1, > ODEU II	Class 2	Class 2	Class 2	Class 2	Class 3	Class 1	Class 2	Class 2	Class 1



Classe 3



Classe 2



Classe 1



Classe 2, valeurs supérieures à ODEU I



Classe 1, valeurs supérieures à ODEU I



Classe 1, valeurs supérieures à ODEU II

ANNEXE I

DESCRIPTIF DES DÉCHARGES

CAMPAGNE D'ÉCHANTILLONNAGE DES LIXIVIATS DE DÉCHARGES

No	Nom/Entité	Contenu connu ou présumé	Type prélèvement
A1	Neydens / Haute-Savoie	90 % ordures ménagères + 10 % déchets industriels banaux	Résurgence d'eau du flanc de la décharge, mélangée avec eau de ruissellement superficiel
A2	Neydens / Haute-Savoie	idem	Drainage casier (vrai lixiviat)
A3	Neydens / Haute-Savoie	idem	idem
B	Bonne-sur-Menoge / Haute-Savoie	Ordures ménagères + déchets industriels banaux	Effluent du coeur de la décharge (drainage) (vrai lixiviat)
C	Pélichet (Gex) / Ain	Ordures ménagères	Drainage de casiers (vrai lixiviat)
D	Décharge cantonale Nant de Châtillon / Genève	Inertes + ordures ménagères + déchets industriels + boues de STEP	Drainage de la décharge (vrai lixiviat)
E	Sorval (Châtel-St-Denis) / Fribourg	Ordures ménagères + encombrants + divers autres (déchets de PME ?)	Drainage décharge échantillon moyen 5 jours (vrai lixiviat)
F	Termen / Valais	Déchets construction et démolition + déchets organiques + matériel d'emballage et autres	Eaux d'infiltration au pied de la décharge (fond d'un vallon)
G	Obergesteln / Valais	Déchets démolition, déchets ménagers et organiques, encombrants + autres	Décharge dans "étang" (nappe phréatique). Prélèvement dans étang à proximité déchets
H	Morenche / Vaud (Bassin Rhin)	Inertes + encombrants + déchets chantiers + déchets de PME	Drainage de la décharge (vrai lixiviat)
I	Réverule / Vaud (Penthaz)	Inertes + encombrants + déchets chantiers + scories usines incinération + rejets compostage + boues déchiquetage de voitures	Eau d'un sondage piézométrique (dilution par nappe)
J	Bourg-en-Bresse / Ain	50 % ordures ménagères + 50 % déchets industriels banaux	Drainage de la décharge (vrai lixiviat)
K	Baraty / Ain	Ordures ménagères (peu de DIB)	Arrivée drainage (lixiviat probablement dilué)
L	Pramont-Alusuisse / Valais	Déchets de four (oxyd. d'aluminium) + déchets de construction	Drainage de casier (vrai lixiviat)

ANNEXE II

MÉTHODES ANALYTIQUES

A. II.1 Analyses physico-chimiques

Paramètres globaux (analyses effectuées par l'INRA-Thonon / Méthodes AFNOR)

Demande chimique en oxygène (DCO) : après oxydation par du bichromate de potassium, le chrome (VI) en excès est titré par une solution de fer ferreux.

Demande biochimique en oxygène (DBO₅) : la quantité d'oxygène consommée est mesurée après 5 jours d'incubation à 20 °C à l'obscurité (méthode par dilution AFNOR).

Paramètres chimiques (analyses effectuées par l'INRA-Thonon)

Ion ammonium : dosage par colorimétrie à l'indophénol.

Nitrate : dosage par colorimétrie.

Orthophosphate et phosphore total : dosage par colorimétrie (méthode MURPHY et RILEY), pour phosphore total minéralisation au peroxydisulfate.

Chlorure, Bromures et Sulfates : dosage par chromatographie ionique.

Sulfures : dosage colorimétrique par formation de bleu de méthylène.

Dosage des métaux

Les métaux cités dans l'ordonnance suisse sur le déversement des eaux usées (ODEU) ont été dosés par ICP-MS en mode quantitatif.

La recherche d'autres éléments a été effectuée par ICP-MS en mode semi-quantitatif.

A.II.2 Contaminants organiques

Recherche et identification des composés organiques :

Deux approches ont été retenues. La première eu recours à l'analyse qualitative et quantitative de 132 substances conforme à la liste I de la directive 76/464/CEE du Conseil des Communautés européennes. Ces analyses ont été réalisées au laboratoire départemental de la Drôme à Valence. Les techniques suivantes ont été utilisées : chromatographie en phase gazeuse Espace de Tête (FID-ECD), chromatographie en phase gazeuse (FID-ECD), chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse (ION TRAP), chromatographie en phase liquide - détecteur à barette de diodes.

La deuxième s'est limitée à l'étude qualitative de quelques lixiviats après extraction et analyse par chromatographie en phase gazeuse associée à la spectrométrie de masse, ainsi qu'à l'analyse des composés neutres. Les effluents ont été extraits par le chloroforme. Les extraits ont été séchés au sulfate de sodium et concentrés sous courant d'azote. Les analyses ont été effectuées au laboratoire du Service de l'écotoxicologue cantonal à Genève.

A.II.3 Tests d'écotoxicité

Ils ont été réalisés sur les effluents dans les 12 heures qui suivaient le prélèvement, au laboratoire du Service de l'écotoxicologue cantonal à Genève.

Test Microtox[®]: essai d'inhibition de la bioluminescence de bactéries marines (*Photobacterium phosphoreum*), norme AFNOR T 90-320, VIII-1991.

Test daphnies : test d'immobilisation immédiate des daphnies (*Daphnia magna*), norme OCDE # 202, VIII 1984. Il consiste à mesurer la concentration d'effluent qui produit une immobilisation de 50 % des daphnies (*Daphnia magna*) après 24 heures d'incubation à 20°C. Cette concentration est appelée concentration efficace [CE₅₀^{24 h}].

ANNEXE II (suite)

Substances recherchées de la "Liste I de la directive 76/464/CEE" du Conseil des Communautés européennes

N° de réf.	Molécules	Seuil de détection ($\mu\text{g/l}$)
1	Aldrine	0.05
2	2-amino-4-chlorophénol	20.00
3	Anthracène	0.10
5	Azinphos-éthyle	0.20
6	Azinphos-méthyle	0.20
7	Benzène	10.00
8	Benzidine	10.00
9	Chlorure de benzyle	10.00
10	Chlorure de benzylidène	10.00
11	Biphényle	0.50
13	Tétrachlorure de carbone	1.00
14	Hydrate de chloral	10.00
15	Chlordane	0.20
17	2-Chloroaniline	10.00
18	3-Chloroaniline	10.00
19	4-Chloroaniline	10.00
20	Chlorobenzène	10.00
21	1-Chloro-2,4-dinitrobenzène	10.00
22	2-Chloroéthanol	100.00
23	Chloroforme	1.00
24	4-Chloro-3-méthylphénol	10.00
25	1-Chloronaphtalène	10.00
26	Chloronaphtalènes (mélange technique)	10.00
27	4-Chloro-2-nitroaniline	10.00
28	1-Chloro-2-nitrobenzène	10.00
29	1-Chloro-3-nitrobenzène	10.00
30	1-Chloro-4-nitrobenzène	10.00
31	4-Chloro-2-nitrotoluène	10.00
32	Chloronitrotoluènes	10.00
33	2-Chlorophénol	10.00
34	3-Chlorophénol	10.00
35	4-Chlorophénol	10.00
36	Chloroprène	20.00
37	3-Chloroprène (Chlorure d'allyle)	20.00
38	2-Chlorotoluène	20.00
39	3-Chlorotoluène	20.00
40	4-Chlorotoluène	20.00
41	2-Chloro-p-toluidine	10.00
42	Chlorotoluidines (autres)	10.00
45	2,4-D (comprend les sels et les esters de 2,4 D)	0.50
46	DDT (comprend les métabolites DDD et DDE)	0.10
47	Déméton	0.20
48	1,2-Dibromoéthane	1.00
52	Dichloroanilines	10.00

N° de réf.	Molécules	Seuil de détection (µg/l)
53	1,2-Dichlorobenzène	10.00
54	1,3-Dichlorobenzène	10.00
55	1,4-Dichlorobenzène	10.00
56	Dichlorobenzidines	10.00
58	1,1-Dichloroéthane	50.00
59	1,2-Dichloroéthane	50.00
60	1,1-Dichloroéthylène	50.00
61	1,2-Dichloroéthylène	50.00
62	Dichlorométhane	100.00
63	Dichloronitrobenzènes	10.00
64	2,4-Dichlorophénol	10.00
65	1,2-Dichloropropane	50.00
66	1,3-Dichloropropane-2-ol	100.00
67	1,3-Dichloropropène	50.00
68	2,3-Dichloropropène	50.00
69	Dichlorprop	0.50
70	Dichlorvos	0.20
71	Dieldrine	0.05
72	Diéthylamine	500.00
73	Diméthoate	0.20
74	Diméthylamine	500.00
75	Disulfoton	0.20
76	Endosulfan	0.20
77	Endrine	0.05
79	Ethylbenzène	10.00
80	Fénitrothion	0.20
81	Fenthion	0.20
82	Heptachlore (heptachlore époxyde)	0.05
83	Hexachlorobenzène	0.05
84	Hexachlorobutadiène	10.00
85	Hexachlorocyclohexane (comprenant tous les isomères et le lindane)	0.05
86	Hexachloroéthane	10.00
87	Isopropylbenzène	10.00
88	Linuron	0.20
89	Malathion	0.20
90	MCPA	0.50
91	Mécoprop	0.50
93	Méthamidophos	0.20
94	Mévinphos	0.20
95	Monolinuron	0.10
96	Naphtalène	1.00
97	Ométhoate	0.50
98	Oxydéméthion-méthyle	0.20
99	PAH (6 composés)	0.10
100	Parathion (comprend le Parathion-méthyle)	0.20
103	Phoxime	10.00
104	Propanil	0.20

N° de réf.	Molécules	Seuil de détection (µg/l)
105	Pyrazon	0.20
106	Simazine	0.10
107	2,4,5-T (y compris sel et esters)	0.50
109	1,2,4,5-Tétrachlorobenzène	10.00
110	1,1,2,2-Tétrachloroéthane	1.00
111	Tétrachloroéthylène	1.00
112	Toluène	10.00
113	Triazophos	0.50
116	Trichlorfon	0.20
117	Trichlorobenzène (mélange technique)	10.00
118	1,2,4-Trichlorobenzène	10.00
119	1,1,1-Trichloroéthane	1.00
120	1,1,2-Trichloroéthane	5.00
121	Trichloréthylène	1.00
122	Trichlorophénols	10.00
123	1,1,2-Trichlorofluoroéthane	1.00
124	Trifluraline	0.20
128	Chlorure de vinyle (chloroéthylène)	10.00
129	Xylènes	10.00
130	Isodrine	0.20
131	Atrazine	0.10
132	Bentazone	0.20

N° de réf.	Métaux	Seuil de détection (µg/l)
4	Arsenic	5.00
12	Cadmium	10.00
92	Mercure	5.00
(*)	Chrome	50.00
(*)	Cuivre	50.00
(*)	Nickel	50.00
(*)	Plomb	10.00
(*)	Zinc	20.00

(*) métaux hors liste